

GÖTTINGER
BODENKUNDLICHE
BERICHTE

32

Wolfgang Feige:
Bodenkundliche Untersuchungen
nordwestdeutscher Standorte zur geordneten
Abwasserfaulschlammdeponie

1975

Im Selbstverlag der Anstalten für
Bodenkunde der Universität Göttingen

Herausgeber: B. Meyer und B. Ulrich

Schriftleitung: P. Hugenroth

Bestellungen über:

Institut für Bodenkunde, Göttingen, von Siebold-Str. 4

Institut für Bodenkunde und Waldernährung

Göttingen, Büsgenweg 2

oder den Buchhandel (Gewährung von Wiederverkäufer-Rabatt)

Selbstkostenpreis

DM

GÖTTINGER
BODENKUNDLICHE
BERICHTE

32

Wolfgang Feige:

**Bodenkundliche Untersuchungen
nordwestdeutscher Standorte zur geordneten
Abwasserfaulschlammdeponie**

1975

Feige, W.:

**Bodenkundliche Untersuchungen
nordwestdeutscher Standorte zur geordneten
Abwasserfaulschlammdeponie**

**Göttinger Bodenkundliche Berichte 32,1 - 142,
(1975)**

Inhaltsverzeichnis

	Seite
0 Einleitung	
0.1 Problemstellung.....	1
0.2 Entstehung, Aufarbeitung und Zusammen- setzung von Abwasserfaulschlämmen.....	4
0.3 Die geordnete Deponie.....	8
0.4 Auswirkungen von Deponien.....	9
1 Theoretischer Teil.	
1.1 Filterfunktionen von Böden und Lockersedimenten.....	12
1.11 Mechanische Filtereigenschaften.....	12
1.12 Physikalisch-chemische Filtereigen- schaften.....	15
1.121 Böden als Kationenfilter.....	15
1.122 Böden als Anionenfilter.....	21
1.123 Filterwirkung für gelöste organische Verbindungen.....	24
1.124 Böden als Mikrobenfilter.....	25
1.13 Biologische Filtereigenschaften.....	26
1.2 Kinetik der Filterung.....	31
1.3 Potentielle Deponieflächen in Quartärlandschaften.....	39
1.31 Marschen und Auen.....	39
1.32 Moore und Anmoore.....	41
1.33 Altmoränenlandschaft.....	43
1.4 Nachsatz.....	44
1.5 Schrifttum.....	45

Verzeichnis der Abbildungen

	Seite
Abbildung 1 Wege der geordneten Beseitigung von Abwasserschlamm.....	2
Abbildung 2 Schema der Abwasserreinigung.....	6
Abbildung 3 Wanderung von Verunreinigungen über eine durchlüftete Zone in einen gleichförmigen Grundwasserkörper.....	10
Abbildung 4 Unterschiedliche Ausbreitung von Verunreinigungen und ihre Ursachen...	10
Abbildung 5 Filtereigenschaften des Bodens für Abwasser und Abwasserschlamm.....	12a
Abbildung 6 Beziehung zwischen pH der Perkolationlösung und KAK.....	17
Abbildung 7 Entwicklung der Kationenaustauschkapazität von Mineral- und Moorböden bei jeweils steigendem Kolloidanteil.	18
Abbildung 8 Konzentrationsdiagramm in Filterschichten.....	32
Abbildung 9 Filterwirkung definierter Bodenzräume bei gleichbleibender Schmutzwasserbelastung als Funktion der Zeit.....	38

Verzeichnis der Tabellen

	Seite
Tabelle 1	Zusammensetzung von Abwasserfaul- schlämmen, Süßwassersedimenten (Mudden) und Niedermoortorf..... 7
Tabelle 2	Stoffgehalte und gelöste Anteile im Abwasserfaulschlamm des Klär- werkes Bremen-Seehausen..... 7
Tabelle 3	Spurenstoffgehalte in Abwasser- schlämmen aus Siedlungsgebieten..... 8
Tabelle 4	Organische Bestandteile von Ab- wasserschlämmen..... 8
Tabelle 5	Mittlere Porenraumgliederung ei- niger Bodenarten in Volumen-Pro- zent..... 14
Tabelle 6	Kationenaustauschkapazitäten von Standardmineralien..... 16
Tabelle 7	Reihenfolge der Eintauschstärke von Kationen bei verschiedenen Standardmineralien..... 19

0.) Einleitung

0.1 Problemstellung

Industriegesellschaften sind durch einen ständigen Drang zur Urbanisierung mit seinen technischen und ökologischen Folgeproblemen gekennzeichnet.

Davon werden Stadtrandzonen und industrielle Ballungsgebiete besonders betroffen, aber auch agrarische Produktionsräume nicht ausgeschlossen.

Unter diesen Sachzwängen gewinnt der zügige Ausbau kommunaler Entsorgungsanlagen - das sind Anlagen zum Sammeln, Behandeln und Beseitigen von Siedlungsabfällen - lebenserhaltende Bedeutung.

Welche Leistungen die Bundesrepublik in den nächsten 30 Jahren für Abwasserreinigung, Kanalisation und Abfallbeseitigung erbringen müßte, um Nachhol- und Wachstumsbedarf zu befriedigen, läßt sich am besten am erforderlichen Investitionsbedarf (Bauindex 1969) von schätzungsweise jährlich 5,3 Milliarden D-Mark verdeutlichen (4).

So geht auch aus dem Generalplan "Abfallbeseitigung Niedersachsen" hervor, daß bis 1980 2.260 Müllplätze geschlossen und der Müll von 92% der Bevölkerung in 141 Zentraldeponien untergebracht werden soll.

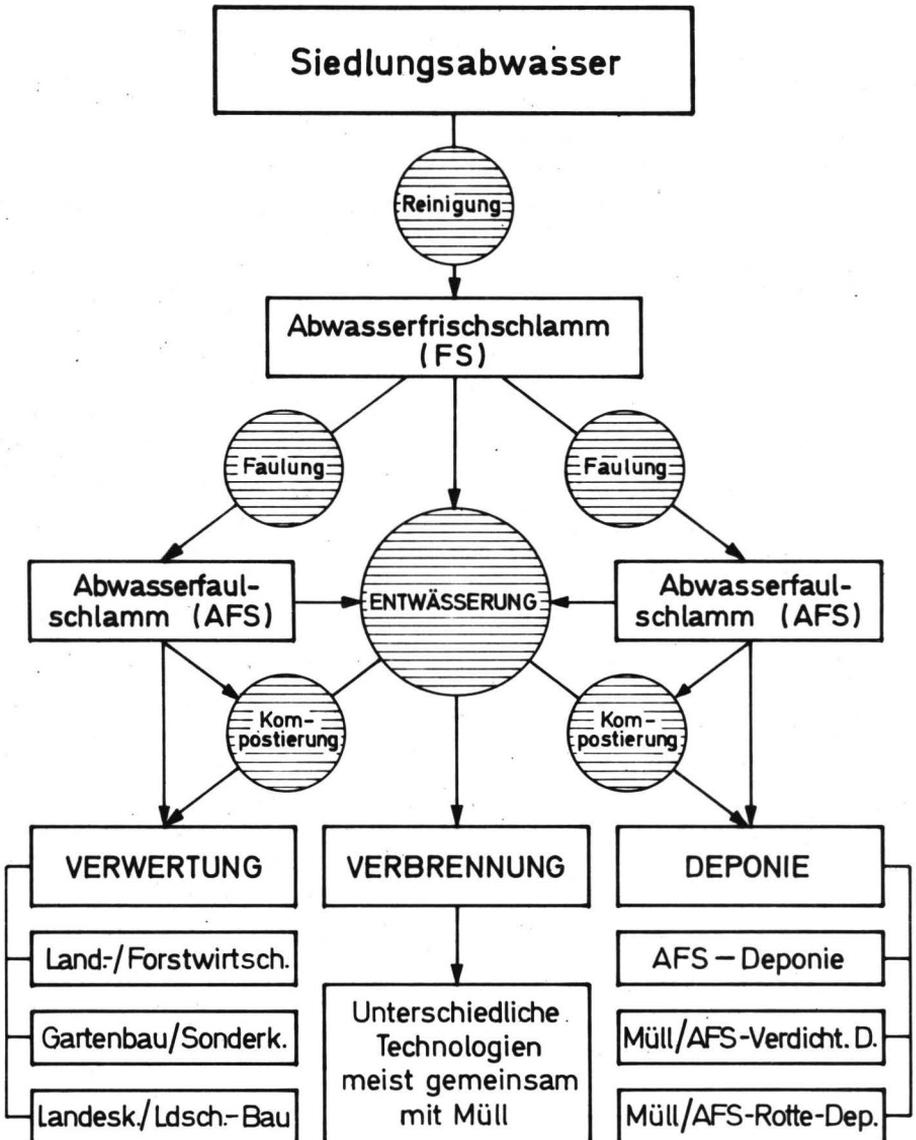
In der Materialiensammlung zum Umweltprogramm der Bundesregierung (41) ist ausgewiesen, daß schon für dreiviertel der Einwohner eine geregelte Müllabfuhr besteht, aber erst zweidrittel an eine Kanalisation angeschlossen sind, und über die Hälfte des Abwassers überhaupt nicht oder nur mechanisch gereinigt in die Vorfluter gelangt. Bis 1985 sollen deshalb in der Bundesrepublik die Abwässer von 90% der Bevölkerung mechanisch-biologisch gereinigt werden, was den Frischschlammfall von derzeit circa 20 Millionen Kubikmeter fast verdoppeln würde.

Im Gegensatz zum Müll sind für die Beseitigung von Abwasserschlamm bis heute keine verlässlichen Zahlenangaben erhältlich (Abbildung 1).

Wesche (195) schätzt den Anteil an Abwasserfaulschlamm, der direkter landbaulicher Verwertung unterliegt, auf circa 2,1 Millionen Kubikmeter. Nach dem Stande von 1972 werden in 16 Kompostwerken Müll mit meist stark wechselnden Anteilen von Abwasserfaulschlamm zu hygienisch unbedenklichem Kompost verarbeitet (124). Aber selbst bei einwohnergleichen Anteilen an Müll und Abwasserfaulschlamm könnten heute über die Kompostierung nur wenige Prozent Abwasserschlamm verwertet werden.

Abbildung 1

Wege der Beseitigung von Abwasserschlamm



Wenn aber die landbauliche Verwertung auf direktem Wege oder über die Kompostierung in der Mehrzahl der Fälle (noch) keine tragfähige Lösung darstellt, muß nach derzeitigem technologischen Stand bezüglich der Entsorgung schlammiger Abfälle durch Verbrennen der flächensparenden geordneten Deponie besondere Aufmerksamkeit gewidmet werden.

Aus Umfragen ist bekannt, daß auf cirka 15% aller Deponien mit über zehntausend angeschlossenen Einwohnern mehr oder weniger regelmäßig Abwasserschlamm abgelagert wird.

Daß bei gemeinsamer geordneter Ablagerung von Müll und Abwasserfaulschlamm eine besondere Verfahrenstechnik den Stoffaustrag stark reduzieren kann, haben Pierau und Mitarbeiter (138) mit der von ihnen entwickelten "Rottedeponie" nachgewiesen. Hierbei werden unter den natürlichen Betriebsbedingungen einer geordneten Ablagerung einwohnergleiche Mengen Hausmüll und pumpfähiger Abwasserfaulschlamm in 1-2 m lokaler Schichtung ungelentkt kompostiert. Die heftige biologische Umsetzung, hervorgerufen durch das über den stickstoffreichen Faulschlamm optimierte C/N-Verhältnis, führt bei Temperaturen bis über 70°C neben der Keimabtötung zu einer so hohen Verdunstung, daß kaum salzhaltiges Sickerwasser entstehen kann.

Wo die örtlichen Verhältnisse eine gemeinsame Ablagerung nicht zulassen, ist die alleinige Deponie von schlammigen Abfallstoffen nicht zu umgehen. Einige Großstädte in Norddeutschland wie Bremen und Hannover sind aus diesem Grunde mit der Einrichtung spezieller Abwasserfaulschlammdeponien ohne Beteiligung von Hausmüll befaßt.

Ein ernstes Problem stellt bei diesen Ablagerungen zunächst der hohe Salzwassergehalt des Schlammes (bis 96%) dar. Selbst wenn in der Deponie durch höhere Temperaturen als in der Umgebung eine verstärkte Evaporation unterstellt werden könnte, wäre bei einem Niederschlagsüberschuß von 200-300 mm/Jahr in Nordwestdeutschland (15) für das allmähliche Trockenfallen bei Ausschluß der Oberflächenentwässerung eine Versickerungsrate in eben dieser Größenordnung erforderlich. Das kann zu einer besonders starken Stoffbelastung des Deponieuntergrundes führen. Zusätzlich treten dann noch hygienische Probleme auf, die bei der Ablagerung von Haushaltsmüll wesentlich geringere Bedeutung haben.

Bei der Standortwahl solcher Deponien sind deshalb die jeweiligen pedologischen, geologischen und hydrologischen Verhältnisse unter dem speziellen Blickwinkel der Stoffverlagerung und des Stoffaustrages (Kurz- und Langzeiteffekte) besonders sorgfältig zu überprüfen und in der Planung zu berücksichtigen, damit die Verunreinigung von nutzbarem Grund- und Oberflächenwasser auch hier weitgehend unterbleibt.

Die von der Zentralstelle für Abfallbeseitigung herausgegebenen Merkblätter (202-205) weisen denn auch aus verständlichen Gründen grundwasserbeeinflusste Standorte generell als nicht oder nur sehr bedingt deponiefähig aus.

Damit ergeben sich aber für die Kommunen im nordwestdeutschen Raum erhebliche Schwierigkeiten, geeignete Deponieflächen auszuweisen, da hier weite, extensiv genutzte Gebiete unter oberflächennahem Grundwassereinfluß stehen. Grundwasserferne Standorte unterliegen aber durch konkurrierende Raumansprüche der Agrar-, Siedlungs-, Verkehrs-, Industrie- und Erholungslandschaft intensiver Beanspruchung (109).

Unter welchen begrenzenden, bodenkundlich-hydrologischen Randbedingungen grundwassernahe Flächen doch für eine geordnete Deponie herangezogen werden dürfen, wird in dieser Arbeit besonders im Hinblick auf die Stoffverlagerung diskutiert.

Ergebnisse aus Modellversuchen im Labor und in Gefäßen, sowie Vergleichsmessungen an der Abwasserfaulschlammdeponie der Stadt Bremen in einem teilabgetorften Hochmoor dienen als Beurteilungsgrundlage.

Da über den wasserreichen Abwasserfaulschlamm, der in seiner Zusammensetzung gegenüber Müll und Müllsickerwässern nur vergleichsweise gering schwankt, der Deponieuntergrund besonders gezielt belastet werden kann, lassen sich auch grundlegende Probleme der Stoffwanderung und Stoffumwandlung im Untergrund beleuchten.

0.2 Entstehung, Aufarbeitung und Zusammensetzung von Abwasserfaulschlämmen

Abwasserschlamm oder Klärschlamm ist der mitgeführte sowie bei der Reinigung anfallende, ungelöste Anteil des Abwassers, der durch Sedimentation oder andere Verfahren aus dem Abwasser abgetrennt wird und mit mehr oder weniger hohem Wassergehalt als Rückstand anfällt (205).

Abbildung 2 zeigt das Schema der Abwasserreinigung.

Nachdem das Schmutzwasser Rechen und Sandfang passiert hat, und die Grobbestandteile entzogen wurden, kommt es im Absatzbecken zu einer weiteren mechanischen Reinigung, wobei 40-70% der Feststoffe als Klärschlamm i. e. S. (Primärschlamm) anfallen.

Das abfließende Wasser mit der restlichen Schmutzfracht kann über eine zweite technisch-biologische Reinigungsstufe (Tropfkörper, Oxidationsgraben) geleitet werden, wobei durch mikrobiellen Abbau der Schmutzstoffe als Rückstand schlei-

mige Organismenflocken vorwiegend aus abgestorbenen Bakterien, aber auch Pilzen und Protozoen, entstehen, die sich im Nachklärbecken als Überschußschlamm (Bioschlamm, Sekundärschlamm) abscheiden lassen.

Schließlich entsteht bei einer nachgeordneten dritten chemischen Reinigungsstufe zur Eliminierung löslicher Phosphate durch Zugabe von Eisen- und Aluminiumsalzen ein Präzipitat aus Eisen-Aluminium-Phosphat, Eisen-Aluminium-Oxidhydrat sowie organomineralischen Bestandteilen.

Der bei der mechanischen, biologischen und chemischen Reinigung anfallende Frischschlamm bedarf einer entsprechenden Nachbehandlung im Sinne einer Stabilisierung, damit er ohne Geruchsbelästigung im Sinne des Recycling beseitigt werden kann.

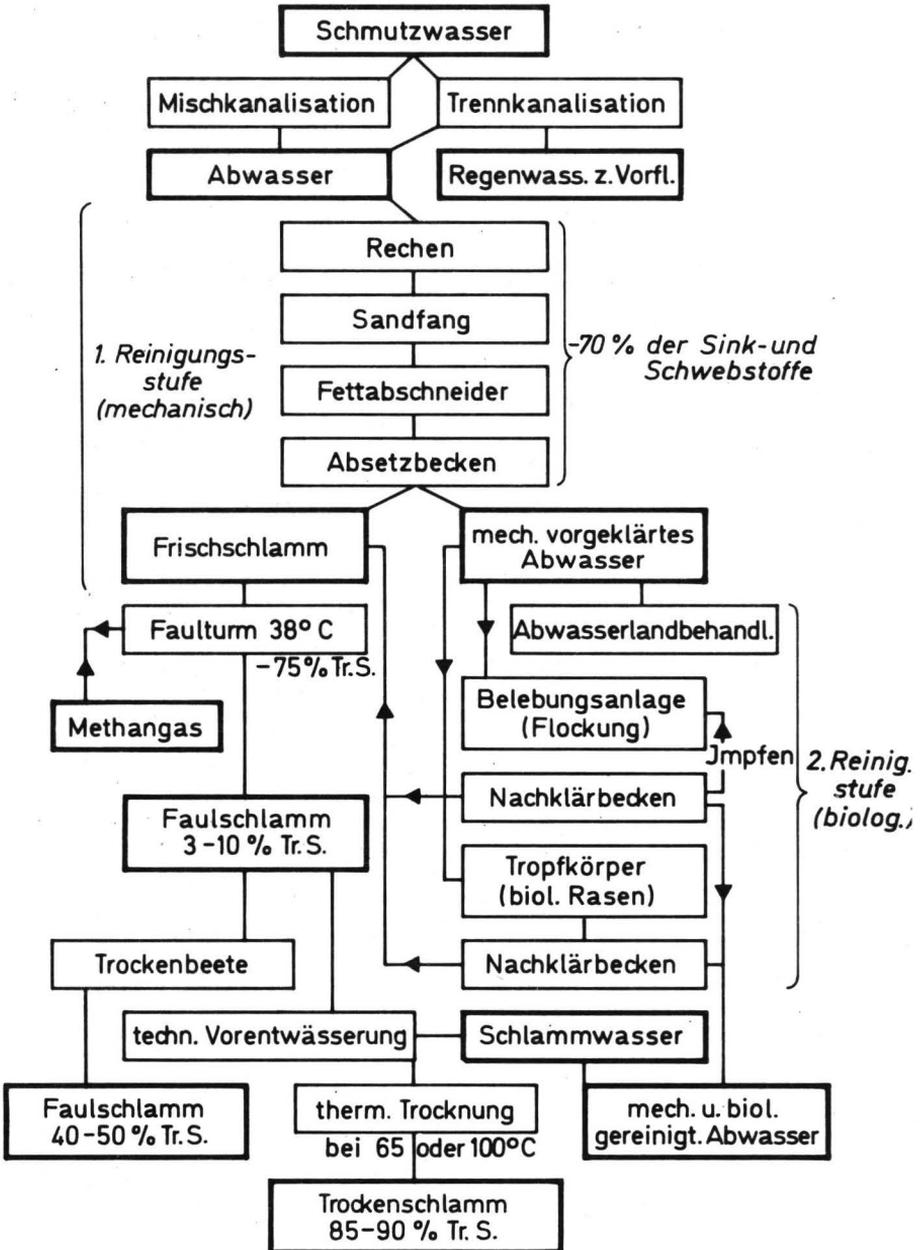
Für eine Stabilisierung ist die anaerobe Schlammfäulung das am meisten praktizierte Verfahren, hauptsächlich, weil damit ein erheblicher Energiegewinn verbunden ist, das Schlammvolumen auf $1/3$ bis $1/4$ reduziert werden kann und die Entwässerungsfähigkeit des Schlammes verbessert wird (149). Im Prinzip werden bei diesem Verfahren die leicht umsetzbaren organischen Bestandteile in geschlossenen Behältern fermentativ über eine Methangärung unter meist mesophilen Bedingungen zu Methan, Kohlendioxid und Ammoniak reduziert.

Diese mikrobielle Umsetzung durch fakultativ anaerobe Saprophyten und streng anaerobe Methanbakterien bedarf nach Røediger (149) der ständigen Führung und Kontrolle, da Giftstoffe, Schwermetalle und Temperaturschwankungen das notwendige Gleichgewicht zwischen den beiden Gruppen zugunsten der lebensfähigeren Saprophyten verschieben, so daß die reichlich gebildeten Fettsäuren durch die geschwächten Methanbakterien nicht mehr abgebaut werden können und ein unerwünschtes "Umkippen" von der alkalischen zur sauren Schlammfäulung die Folge wäre.

Das Ergebnis einer korrekt abgelaufenen Methangärung ist ein geruchsarmer, salzreicher, durch Eisensulfid schwarz gefärbter, neutral bis schwach alkalischer Faulschlamm von circa 85-95% Wasser, bei dem sich das ursprüngliche Verhältnis organischer zu anorganischer Feststoffe von etwa 70:30 auf annähernd 45:55 verengt hat.

Zur Charakterisierung des Materials sind in Tabelle 1 einige anorganische Bestandteile der Abwasserfaulschlämme denen von Süßwassersedimenten (Mudden) und Niedermoortorf gegenübergestellt, wobei sich bei vergleichender Betrachtung verwandtschaftliche Beziehungen besonders zu den nährstoffreichen Mudden andeuten.

Schema der Abwasserreinigung u.-verwertung*



*) KUNTZE, Vortragsmanuskript 1973

In einer zweiten Übersicht (Tabelle 2) sind die im Schlammwasser gelösten Anteile in Prozent der Gesamtgehalte angegeben. Diese Zahlenangaben vermitteln eine erste Vorstellung über die potentielle Belastung des Deponieuntergrundes mit salzhaltigem Wasser.

Tabelle 3 bringt die Spurenstoffgehalte von Abwasserfaulschlamm. Die große natürliche Schwankungsbreite (Einfluß von Gewerbe und Kleinindustrie) läßt es geraten erscheinen, "bis-Gehalte" anzugeben. Die organischen Bestandteile von Abwasserschlämmen sind schließlich in Tabelle 4 verzeichnet. Über diese Aufstellung hinaus sind eine Reihe weiterer organischer Stoffe wie Seifen, Detergentien, waschaktive Stoffe, polycyclische Aromaten etc. in wechselnden Konzentrationen enthalten.

Nicht verschwiegen werden darf, daß auch noch der Abwasserfaulschlamm ein Konzentrat pathogener Keime bakterieller, viraler und parasitärer Natur darstellt; er ist also keinesfalls hygienisch unbedenklich (176). Dieser Tatbestand unterstreicht die hohen umwelthygienischen Anforderungen, die bezüglich der Beseitigung gestellt werden müssen.

Tabelle 1: Zusammensetzung von Abwasserfaulschlamm, Süßwassersedimenten (Mudden) und Niedermoortorf (%TM)

Bestimmung	Abwasserfaulschlamm Klärwerk Bremen-Seehausen		Süßwassersedimente Dümmer bei Diepholz		Niedermoortorf nördlich Bederkesa
	flüssig (5% TM)	stichfest (30% TM)	0-50 cm Tiefe	50-70 cm Tiefe	250-270 cm Tiefe
Glühverlust	54	61	19	13	53
N	3,68	2,50	1,06	0,61	1,42
P	1,42	0,70	0,17	0,04	0,06
K	0,28	0,17	0,19	0,07	0,34
Na	0,38	0,30	0,04	0,01	n.b.
Ca	3,64	2,93	4,11	0,99	1,33
Mg	0,38	0,30	0,17	0,06	0,43

Tabelle 2: Stoffgehalte und gelöste Anteile im Abwasserfaulschlamm (5% TM) des Klärwerkes Bremen-Seehausen (59)

	N	P	K	Na	Ca	Mg	Fe	Dimension
Gesamt- Gehalte	1,84	0,71	0,14	0,19	1,82	0,19	1,35	g/l
davon gelöst	30	4	56	89	8	21	0,19	%

Tabelle 3: Spurenstoffgehalte in Abwasserschlämmen aus Siedlungsgebieten (1)

Kupfer	(Cu)	bis	2000	ppm
Zink	(Zn)	"	2500	"
Chrom	(Cr)	"	1000	"
Nickel	(Ni)	"	200	"
Mangan	(Mn)	"	200	"
Blei	(Pb)	"	190	"
Quecksilber	(Hg)	"	35	"
Molybdän	(Mo)	"	30	"
Bor	(B)	"	21	"

Tabelle 4: Organische Bestandteile von Abwasserschlämmen (149)

Bestandteile	Frischschlamm (% TM)	Faulschlamm (% TM)
Fette	24	7
Pentosane	1	1
Hemicellulose	3	1
Zellulose	4	<1
Lignin	6	5
Eiweiß	22	10
org. Rest	10	7

0.3 Die geordnete Deponie

Die geordnete und kontrollierte Ablagerung von Abfällen auf dafür zugelassenen Plätzen wird als Deponie bezeichnet (203). Bei dieser Form der Ablagerung werden durch entsprechende bauliche und betriebliche Maßnahmen Beeinträchtigungen von Wasservorkommen sowie Nachteile für die Umwelt auf das örtlich vertretbare Maß beschränkt (202, 203).

Der "Ablagerung" als endgültiger Beseitigungsform steht begrifflich die zwischenzeitliche "Lagerung" mit der Maßgabe einer späteren Wiederverwendung gegenüber.

Die kontrollierte Deponie unterscheidet sich grundsätzlich von der wilden Ablagerung an dafür nicht vorbestimmten Örtlichkeiten, die meist zu erheblicher Belastung der Umwelt führt.

Es muß von vorn herein klargestellt werden, daß eine Beseitigung von Abfallstoffen auch durch geordnete Deponie ohne jegliche Belastung der Ökosphäre unmöglich ist. Fachleute räumen ihr aber trotzdem auch in Zukunft Priorität gegenüber anderen Beseitigungsverfahren ein (24).

Fuss (62) betrachtet geordnete Ablagerungen (Mülldeponien) als recente Lockergesteine künstlichen Ursprunges, vergleichbar mit den natürlichen organogenen Lagerstätten wie Erdöl, Kohle oder Torf.

0.4 Auswirkungen von Deponien

Abgesehen von oberirdischen Beeinträchtigungen wie Papierflug, Ansammlung von Ungeziefer und Schwelbränden, ist jede anthropogene Akkumulation von Abfallstoffen, besonders wenn sie unsachgemäß erfolgt, ein potentieller Verunreinigungs-herd für das Grundwasser, wie eine Zusammenstellung von Karbe (90) zeigt. Das gilt für Müll in gleicher Weise wie für entwässerten Abwasserfaulschlamm.

Besondere Gefahrenpunkte sind Deponien mit schlammigen Rückständen wie pumpfähiger Abwasserfaulschlamm. Gelöste und leicht lösliche Salze und organische Verunreinigungen wandern mit dem jeweiligen Niederschlagsanteil, der die Evaporation, Transpiration und den Porenwasserfehlbetrag von Deponat und Träger übersteigt, in Abhängigkeit von der Niederschlagsintensität und Durchlässigkeit des Untergrundes in die Tiefe. Ablagerungen ohne natürliche oder künstliche Sohldichtung entlassen damit den löslichen Anteil der in ihnen gespeicherten und umgesetzten anorganischen und organischen Stoffe in den Untergrund und schließlich in das Grundwasser.

Wie sich Verunreinigungen unter der Ablagerung ausbreiten, hat Deutsch (zit. in 116) für einen gleichförmigen Grundwasserleiter in Abbildung 3 schematisch dargestellt. Gleichsam aus der Vogelperspektive verfolgt Legrand (116) die zweidimensionale Ausbreitung von Verunreinigungen mit dem Grundwasserstrom und nennt die möglichen Ursachen für ihre unterschiedliche Reichweite (Abbildung 4, Fig.1-4).

So kann eine Vergrößerung der verunreinigten Flächen (Fig.1) durch zunehmenden Eintrag, Aufbrauchen der Sorptionskapazität und (oder) durch veränderten Grundwasserstand verursacht worden sein.

Umgekehrt kommt es zu einem Rückgang der Verschmutzung (Fig.2), wenn weniger Schmutzwasser ausströmt, beziehungsweise veränderte Grundwasserstände mehr effektive Sorption, stärkere Verdünnung und (oder) mehr Zeit für Abbauvorgänge durch verringerte Strömungsgeschwindigkeit zulassen.

Vergleichsweise stabile Verhältnisse herrschen dann, wenn sich die eingetragene Schmutzmenge nicht ändert, Sorptionskapazitäten noch verfügbar sind, der Verdünnungseffekt relativ gleichmäßig wirkt und eventuell vorhandene Grundwasserspiegelschwankungen den Ablauf nicht beeinflussen. (Fig.3)

Schließlich ist in Fig. 4 dargestellt, wie der unter Schmutz-

Abbildung 3

Wanderung von Verunreinigungen über eine durchlüftete Zone in einen gleichförmigen Grundwasserkörper

(DEUTSCH, Zit. in 116)

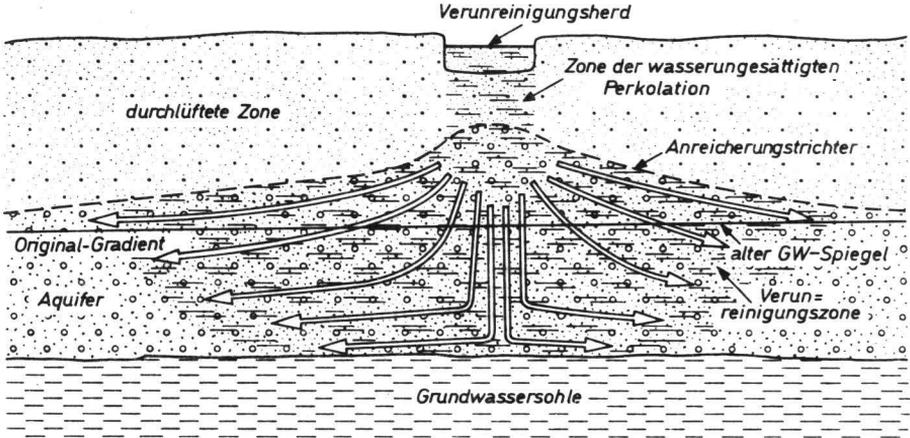
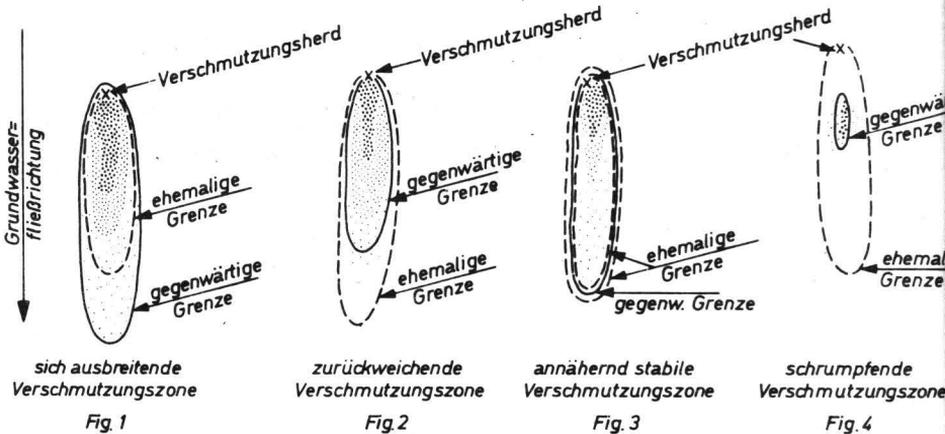


Abbildung 4

Unterschiedliche Ausbreitung von Verunreinigungen und ihre Ursachen

(LEGRAND, 116)



wassereinfluß stehende Flächenteil zusammenschrumpft, wenn nach Deponieschluß die Auslaugung aufhört.

Die Abbildungen unterstreichen noch einmal, daß die gelösten Stoffe in einem isotropen Aquifer mit dem Hauptstrom getragen werden und in Abhängigkeit von der Grundwassergeschwindigkeit nur eine geringe seitliche Ausdehnung durch Diffusion erfahren. Erst durch seitlich zuströmendes sauberes Grundwasser ist über eine hydrodynamische Dispersion ein deutlicher Verdünnungseffekt möglich (90).

1.) Theoretischer Teil

1.1 Filterfunktionen von Böden und Lockersedimenten

Filter, von lat. *filtrum* (Filz), sind poröse wasserdurchlässige Körper, die mechanisch Suspensionen in Feststoff und Flüssigkeit zu trennen vermögen.

Schon 1856 hat Darcy bei der Erforschung der Fließvorgänge Sande als wasserdurchlässige Filterkörper betrachtet und sein noch heute gültiges Filtergesetz formuliert.

In der Hydrotechnik benutzt man Lockersedimente und Böden seit langem als Filter, weil ihre porösen Eigenschaften bei der Wasserpassage zur Abtrennung unerwünschter Bestandteile (Trübstoffe, Eisen, Fäkalstoffe) ausgenutzt werden. Am bekanntesten sind Kies- und Sandfilter bei der Wasseraufbereitung, bzw. Bodenfilter bei der Abwasserlandbehandlung.

In Erweiterung dieser begrifflichen Festlegung sollen jedoch im folgenden unter "Filterwirkung" alle physikalischen, chemischen und biologischen Mechanismen verstanden werden, die bei der Migration von Schmutzwasser durch Böden und Lockersedimente die Wasserbeschaffenheit im Sinne einer Reinigung verändern und bei herabgesetzter Stoffmobilität zur Retention und (oder) schadlosen Umwandlung der Schmutzstoffe beitragen. Ein schematisiertes Beispiel von der Vielfalt der Filterwirkung eines Bodens gibt Abbildung 5.

Diese Filtereigenschaften sind für den Wasserkreislauf in qualitativer Sicht von grundlegender Bedeutung, da sie in vertikaler (über der Grundwasserfläche) und horizontaler (im Grundwasserbereich) Ebene wirksam sind (98).

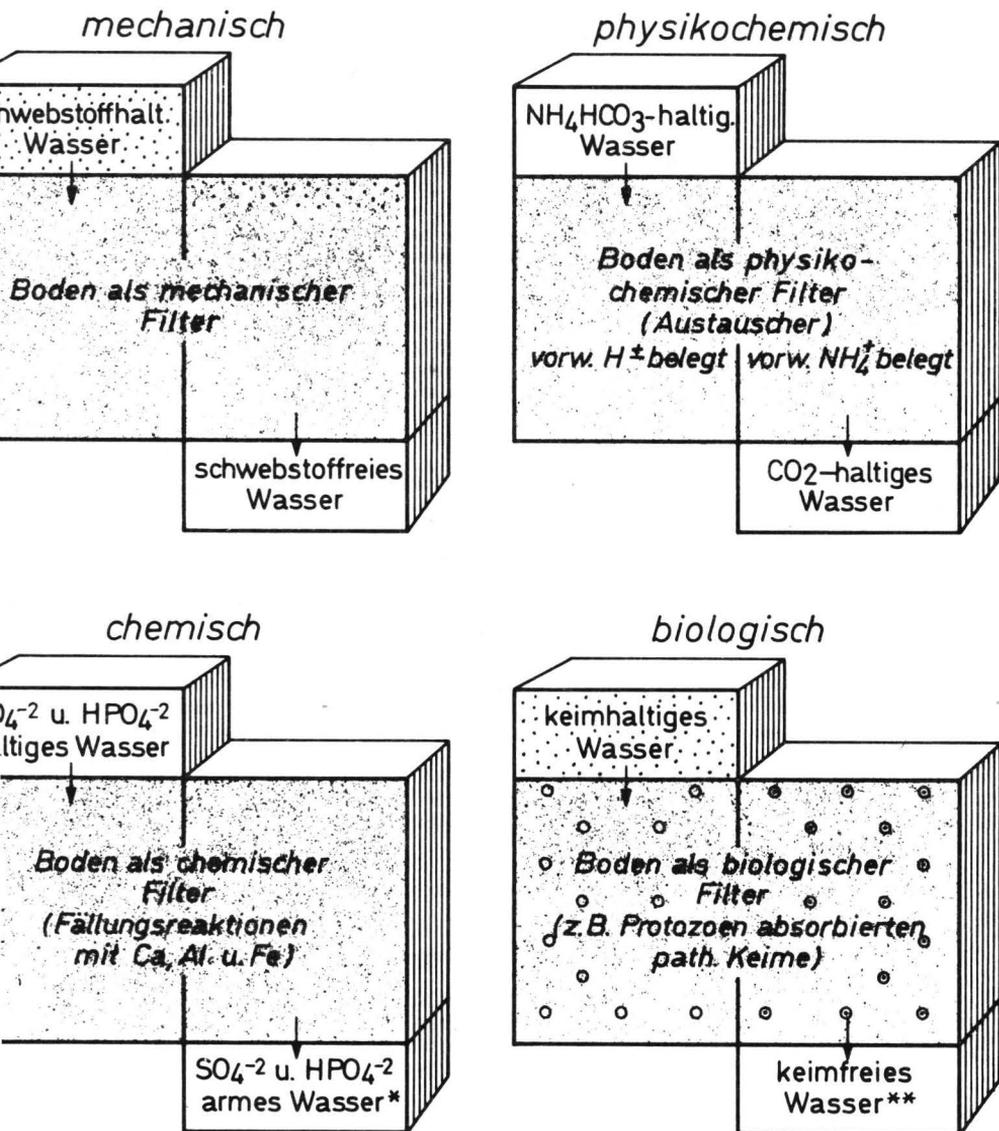
Zwischen den verschiedenen Filtereigenschaften der Böden besteht ein enges Abhängigkeitsverhältnis. Trotzdem sollen wie in Abbildung 5 die einzelnen Filterwirkungen getrennt abgehandelt werden. Bei der Darstellung sind jeweils der Anfangs- (linker Teil) und der Endzustand (rechter Teil) bei der Perkolation einer Schmutzwassersäule durch einen dreidimensionalen Bodenausschnitt dargestellt.

1.11 Mechanische Filtereigenschaften

Böden und Lockersedimente sind poröse Körper, die abhängig von Körnung, Lagerungsdichte, Porosität und Gefügebildung ungelöste, grob- bis kolloidal-disperse Teilchen anorganischen und organischen Ursprungs einschließlich Mikroorganismen von der flüssigen Phase trennen können. Dabei kann man nach den Vorstellungen Wiederholds (zit. in 152) bei gesättigtem Fließen in den meisten Fällen von laminaren Strömungsverhältnissen ausgehen.

Die Filtereigenschaften des Bodens für Abwasser u. Abwasserschlamm

(Schematisch)



*) je nach Löslichkeitsgrad in Abhängigkeit vom CO₂-Gehalt des Wassers.

***) ggf. unverdaute Sporen enthaltend.

Große Feststoffpartikel werden häufig durch Sedimentation schon auf der Bodenoberfläche abgeschieden, da sie wegen ihrer Dimension nicht in Poren des Filters eindringen können. Teilchen, die nur unwesentlich kleiner als der Porendurchmesser sind, stützen sich gegenseitig teilweise so, daß auch sie abgeschieden werden können. Ausserdem bleiben sie vielfach in Porenengpässen hängen oder füllen Porenwinkel aus. Die Vielfalt der Kornmorphologie und Porengestalt, die meßtechnisch nur zur Ermittlung von Äquivalentdurchmessern führt, begünstigt die Abscheidung von Feststoffen. Auch die Wasserbewegung im ungesättigten Bereich wirkt wie ein zusätzlicher Trennfaktor, weil die Kontaktmöglichkeiten größer sind.

Partikelgrößen, die diese Siebwirkung umgehen, bewegen sich im Filter zunächst mit dem strömenden Wasser. Durch Porendiskontinuitäten (z.B. Verzweigungen, Einschnürungen) werden nach Rott (152) jedoch Pendelbewegungen der Feststoffteilchen im strömenden Wasserfaden induziert, die zu verstärkten Kontakten mit den Porenwandungen und damit zur Abscheidung führen. Neben dieser "Interception" bewirkt die unterschiedliche Bewegungsgeschwindigkeit des Wassers in den wandseitigen und im zentralen Porenabschnitt ein Strömungsscherfeld, das zur Rotation der Festteilchen und zu verstärktem Wandkontakt Gelegenheit gibt.

Feststoffe werden aber auch durch Eigenbewegungen der Partikel abgeschieden. Diese Art dürfte im Filterkörper dann an Bedeutung gewinnen, wenn die Filtergeschwindigkeit sehr gering ist. Neben der Sedimentation ist dabei hauptsächlich die Diffusion kolloidaler Partikelgrößen von Bedeutung. Wenn die Fließgeschwindigkeit gegen Null konfertierte, ist nach Untersuchungen von Hunter & Alexander (zit. in 152) sogar Ton in Kapillaren und Filterzonen abzulagern.

Der Vollständigkeit halber sei noch erwähnt, daß auch durch Brown'sche Molekularbewegung die Kontaktmöglichkeiten verbessert werden.

Das alles erklärt, warum in der Filterpraxis wesentlich kleinere Feststoffe, als es dem Porendurchmesser eigentlich entsprechen dürfte, zurückgehalten werden können.

Die hier beschriebenen Möglichkeiten der mechanischen Filtrierung bewirken substanzabhängig eine mehr oder weniger große Veränderung des Filters.

Sedimentierte, durch sogenannte "Siebwirkung" abgeschiedene Teilchen bilden an der Filteroberfläche schon bald eine Eigenfilterschicht. (Feststoffe von Abwasserfaulschlamm schwimmen nach Möller (132) zunächst durch Restgasbildung auf, sie flotieren, und sedimentieren erst nach der Entgasung, was für ihre Entwässerung ausnutzbar ist).

Durch ständige Verengung der Poren im Filterkörper und in der Eigenfilterschicht nimmt die Adsorptions- und Scheidungsfähigkeit immer mehr zu. Die Retention kolloidaldisperser Teilchen einschließlich der Mikroorganismen gelingt vielfach erst nach Ausbildung dieser Eigenfilterschicht.

Leider ist mit den beschriebenen Vorgängen auch ein Leistungsschwund des Filters verbunden, weil sich der Fließwiderstand durch Porenverengung stark erhöht und pro Zeiteinheit bei gleichem hydraulischen Gradienten entsprechend weniger Flüssigkeit durchtreten kann. Diese Entwicklung wird als Filterermüdung bezeichnet und ist häufig auf abwasserüberlasteten Rieselfeldern zu beobachten. Im Extremfalle führt dieser Leistungsschwund zur Erschöpfung des Filters, die einer Selbstdichtung gleichkommt, wie sie Möller (132) in Abwasserfaulschlamnteichen beobachtet hat.

Trotz sich ändernder Porosität und Porengeometrie ist für die Beurteilung der mechanischen Filterwirkung die Porenraumgliederung vor der Beschickung ein brauchbares Kriterium (Tabelle 5).

Tabelle 5: Mittlere Porenraumgliederung einiger Bodenarten in Vol.-Prozent (10)

Bodenart	Grobporen >50 μ	Mittelporen 50-10 μ	Feinporen 10-0,2 μ	GPV
Sand	20-40	2-12	2-8	35-50
Lehm	5-25	8-22	10-20	37-53
Ton	3-13	5-15	20-40	40-56
Torf wenig zers.	15-25	20-30	25-45	80-93
Torf stark zers.	3-8	15-25	35-60	70-90

Die Filtergeschwindigkeit ist hauptsächlich vom Grobporenanteil und der Porenkontinuität abhängig, während die Scheidungsfähigkeit für Kolloide und Mikroorganismen mit abnehmendem Grobporenanteil steigt.

Allerdings dürfte beim Abscheiden von Feststoffen kolloidaler Natur ihre Oberflächenaktivität eine nicht zu unterschätzende Rolle spielen. In Überleitung zum nachfolgenden Abschnitt sei hier festgehalten, daß der Ladungssinn jedes Kolloides von seinem spezifischen isoelektrischen Punkt abhängt. Damit können bei einem bestimmten pH positive und negative Ladungsüberschüsse vorhanden sein, so daß die Koagulation einsetzt.

Wenn beispielsweise der pH-Wert in einem Bodenprofil infolge Änderung der Kationenbelegung nach unten abnimmt, kann eine positive Umladung migrierender Teilchen einsetzen. In Böden und Lockergesteinen mit kolloidaler, vorwiegend negativ geladener Grundsubstanz (Ton, Humus) ist somit ein Abscheiden dieser Feststoffteilchen durch Oberflächenhaftung auch bei

wesentlich größerem Porendurchmesser sichergestellt. Das trifft auch für Mikroorganismen zu.

Nimmt umgekehrt die Beladung der Austauscher im Bodenprofil mit flockend wirkenden polyvalenten Kationen zu, so kann bei der Passage eingetragener Kolloide ein wechselseitiger Kationenaustausch mit der inneren Porenoberfläche die Flockung und Abscheidung ebenfalls fördern.

Kolloidwanderung und isoelektrische Ausfällung im Deponieuntergrund können demnach zu ähnlichen Illuvialhorizonten führen, wie sie der Bhs in Heidepodsolen oder der Bt in Parabraunerden darstellen.

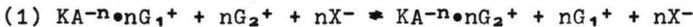
Nicht zu vergessen ist auch die Beteiligung von Mikroorganismen, besonders im Oberboden, die ähnlich wie biologische Rassen von Tropfkörpern die Funktionen eines Ultrafilters übernehmen und Festpartikel einfangen.

1.12 Physikalisch-chemische Filtereigenschaften

1.121 Boden als Kationenfilter

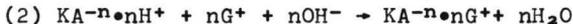
In Böden sind hauptsächlich die Tonminerale und die organische Substanz zur Kationenadsorption befähigt (192). Von geringerer Bedeutung sind im allgemeinen die Eisen- und Aluminiumoxidhydrate und die Schluffraktion. Ein entsprechender Kationen-Angebotsdruck in der Boden- bzw. Interstitiallösung führt zum Umtausch der am Sorptionskomplex austauschbar gebundenen Kationen.

Häufigste Bindungsart ist die durch Hauptvalenzen verursachte punktorientierte Chemosorption, die in ihrer einfachsten Form nach folgendem Muster abläuft (45):

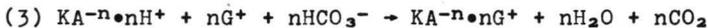


KA = Kationenaustauscher, n = Anzahl, G₁+G₂ = einwertige Kationen, X = Anion.

Ein Spezialfall ist die Neutralisationsreaktion:



Ein der Neutralisation ähnlicher Ablauf würde sich unter folgenden Bedingungen vollziehen:



Da aber Böden heterogene Systeme mit wechselnden Anteilen polyvalenter Austauscher darstellen, werden die beschriebenen Reaktionen durch Allgemeinadsorption (flächenorientierte, durch Nebenvalenzen verursachte physikalische Adsorption) und Chelatbildung (Ringschlußbindung) überlagert. Daneben laufen

noch topochemische Fällungsreaktionen - auch Austausch zweiter Art genannt - Redoxreaktionen und Umsetzungsprozesse mit der postmortalen organischen Substanz ab.

Immerhin stellt sich in den meisten Fällen bei sukzessivem Kationenangebot ein dynamischer Gleichgewichtszustand zwischen Lösungsphase und Sorptionskomplex ein, der nach Griesbach (70) auf eine hyperbolische Sättigungskurve wie der Langmuir-Vageler'schen Adsorptionsisotherme führt.

Die Summe an verfügbaren Austauscherplätzen - allgemein als Kationenaustauschkapazität bezeichnet - ist auf einfache Weise analytisch bestimmbar. Allerdings ist das Ergebnis von einigen, konventionell festzulegenden Parametern wie Art, Stärke, Pufferkraft und pH der salzhaltigen Austauscherlösung sowie von der gewählten Verfahrenstechnik (Perkolations- oder Gleichgewichtsverfahren) abhängig.

Gerade pH-Wert und Pufferkraft spielen immer dann eine stark differenzierende Rolle, wenn es sich um Austauscher mit unterschiedlich sauren reaktiven Gruppen handelt, wie das für organische Substanzen zutrifft (variable Ladungen). Austauscher mit vorwiegend permanenter, d.h. pH-unabhängiger Ladung sind davon weniger betroffen. Das wird auch aus Abbildung 6 deutlich.

Einen orientierenden Überblick über die durchschnittlich erreichten Kapazitätswerte, bezogen auf die Gewichtseinheit gibt Tabelle 6.

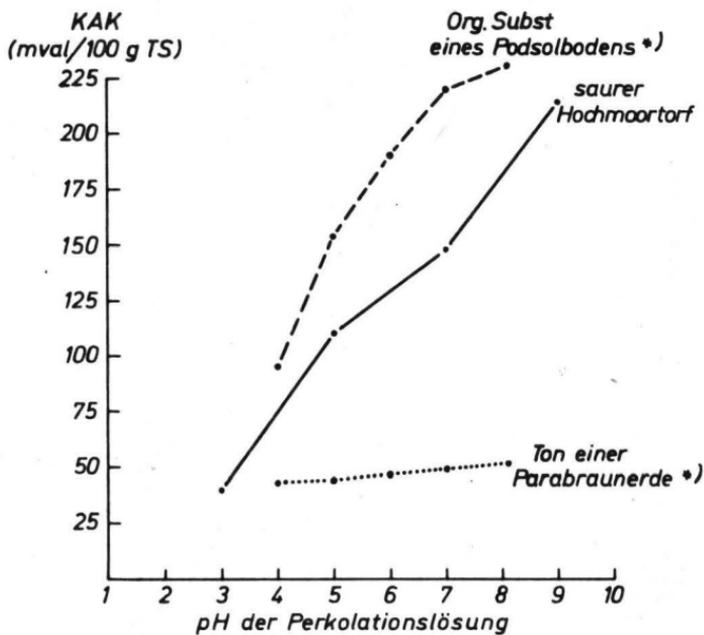
Tabelle 6: Kationenaustauschkapazitäten von Standardmineralien (mval/100g) (Mehlich & Theisen, zit. n.178)

Mineral	Kationenaustauschkapazitäten (Ladungen)			%variable Ladungen
	gesamt	permanent	variabel	
Kaolinit	4,4	1,1	3,3	75
Bentonit	118,0	112,0	6,0	5
Illit	19,0	11,5	7,7	41
Goethit	4,1	0,0	4,1	100
Allophane	51,0	10,3	40,7	80

Zur Beurteilung der Filterwirkung eines Bodens ist aber eine Umrechnung auf das Volumen erforderlich, da ja der Bodenkörper in dreidimensionaler Richtung durchströmt wird. In Abbildung 7 ist deshalb die Entwicklung der KAK bei pH 7,0 für divalente Kationen und steigendem Anteil an Torf bzw. Ton pro Volumeneinheit aufgetragen. Dabei wurden je % Torf 1,5 mval, je % Ton 0,5 mval KAK kalkuliert und die entsprechenden Rohdichten zugrunde gelegt.

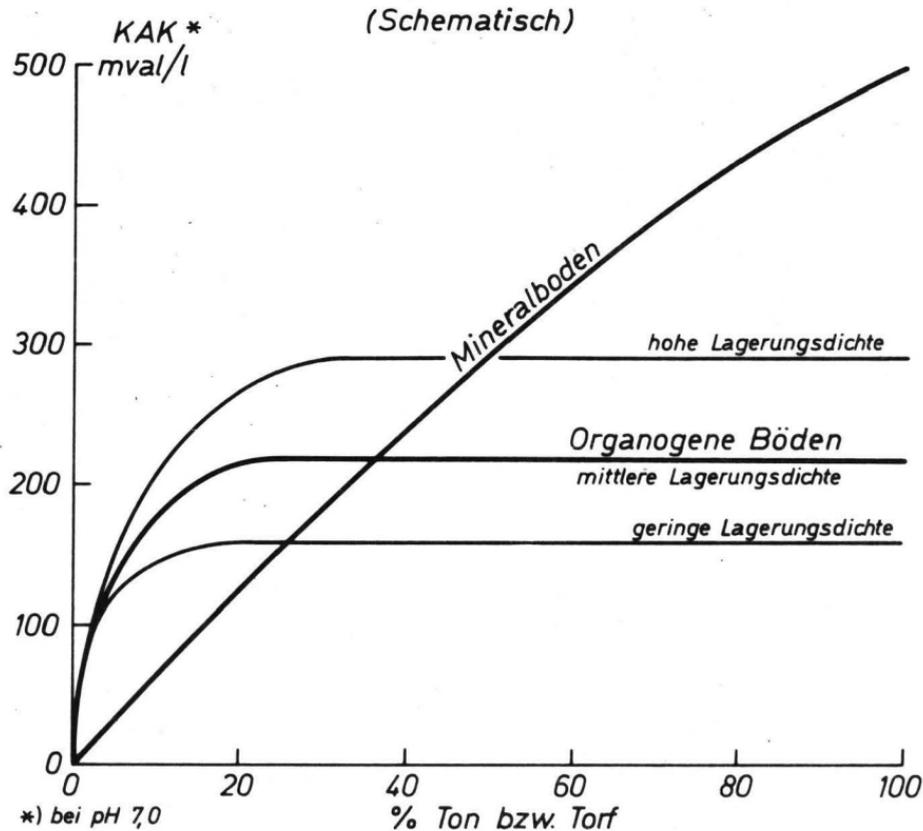
Abbildung 6

Beziehung zwischen pH der Perkolationslösung
und KAK (58)



*) RENGER, 1964

Entwicklung der Kationenaustauschkapazität von Mineral-
und Moorböden bei jeweils steigendem Kolloidanteil



Es zeigt sich, daß schon ein anmooriger Sand mit ca 15-30% Organischem die gleiche Kationenaustauschkapazität besitzen kann, wie ein Hochmoorboden, weil ihre organischen Anteile pro Volumeneinheit übereinstimmen können. Bei pH 7,0 muß also der Tonanteil von humusfreien Mineralböden mindestens 25 bis 50% betragen, wenn ihr Austauschvermögen größer sein soll als das der Moorböden. Unterstellt man aber, daß der Austausch maximal bei pH 5,0 abläuft, so ist die KAK der organischen Substanz um ca 1/3 niedriger, die des Tones aber nur wenig beeinflusst, sodaß ab ca 10-25% Ton der Mineralboden die höhere KAK besitzt.

Die Beurteilung der Filterwirkung eines Bodenkörpers ist aber auch an seine Dimensionierung geknüpft. Die Filterstrecke in einem Aquifer hat eine ungleich größere Ausdehnung als unter nährstoffdynamischen Gesichtspunkten auf den durchwurzelten Bodenraum hin begrenzte Ausschnitte der Pedosphäre. So beträgt die Kationenaustauschkapazität sandig-kiesiger Lockersedimente der Weser-Niederterasse nach Puschmann (143) zwar nur 1-2 mval/100g; umgerechnet auf einen 1.000 m langen, 500 m breiten und 10 m tiefen Filterkörper könnten bei Ausnutzung von nur 50% dieser sehr geringen Filterkapazität immerhin beispielsweise 1.200-2.400 Tonnen Strontium festgehalten werden.

Die einzelnen Kationen werden jedoch nicht gleich stark, sondern mit unterschiedlicher Energie gebunden.

Liegen dem ausschließlich physikochemische Gesetzmäßigkeiten und thermodynamische Regeln zugrunde, spricht man von Selektivität. Begründet jedoch stoffliche Eigenart des Adsorbens oder (und) des Adsorptivs Austauschabnormitäten, bezeichnet man diese nach Griesbach (70) als Spezifität.

Typische Beispiele dafür sind die durch sterische Effekte bedingten spezifischen Bindungspositionen für Kalium- und Ammonium-Ionen in Dreischicht-Tonmineralien (50, 158) und die als Langzeiteffekte mögliche Fixierung von NH_4^+ in der stickstoff-armen postmortalen organischen Bodensubstanz (197).

Tabelle 7 gibt die Reihenfolge der Selektivität für Alkali-, Erdalkali- und Wasserstoff-Ionen für verschiedene Austauscher wieder. Das fehlende NH_4 -Ion ist in allen Fällen etwa dem K-Ion gleichzusetzen.

Tabelle 7: Reihenfolge der Eintauschstärke von Kationen bei verschiedenen Standardmineralien (161)

Austauscher	Reihenfolge
Kaolinit	$\text{Ca} > \text{Mg} > \text{K} > \text{H} > \text{Na}$
Montmorillonit	$\text{Ca} > \text{Mg} > \text{H} > \text{K} > \text{Na}$
Glimmer	$\text{H} > \text{K} > \text{Ca} > \text{Mg} > \text{Na}$
Huminsäure	$\text{H} > \text{Ca} > \text{Mg} > \text{K} > \text{Na}$

Die Selektivität einer Kationenbindung kann über verschiedene mathematische Ansätze inform von Selektivitätskoeffizienten zahlenmäßig dargestellt werden (70, 76, 161). Jedoch liegt infolge der großen Variabilität solcher Gleichgewichtskoeffizienten bis heute kein akzeptables Modell vor, das eine quantitative Voraussage bezüglich der selektiven Bindung an einem Austauschere erlaubt (45). Das gilt ganz besonders für den heterogenen, polyfunktionellen, zu Austausch anomalien neigenden Sorptionskomplex in Böden und Lockersedimenten, so daß experimentelle Daten auch weiterhin Beurteilungsgrundlage sein werden.

Eine weitere Komplikation tritt bei der Sorption von Schwermetallen auf, da hier neben die Chemosorption die mono- und polyfunktionelle Assoziation (Chelatbildung) hauptsächlich mit der humifizierten organischen Bodensubstanz, aber auch mit Eisen- und Aluminium-Oxidhydraten tritt (35, 113, 145, 160, 167).

Als Reihe der Eintauschstärke für die organische Bodensubstanz gilt nach Hasler (74):

Pb>Cu>Ni>Co>Zn>Mn>Erdalkali-Metalle>Hg>Cd.

Khan (41, 92) stellt Fe^{2+} , Al^{3+} und Fe^{3+} noch vor Kupfer und fand in Torfen für Co^{2+} und Zn^{2+} die umgekehrte Reihenfolge, während sich nach Untersuchungen an Huminsäuren (44) Fe^{2+} bei pH 5,0 zwischen Ni^{2+} und Zn^{2+} einordnet, und Al^{3+} schon quantitativ der Hydroxidbildung unterliegt.

Für künstliche Eisen-Oxide fand Grimme (71) ebenfalls die Reihenfolge Cu>Zn>Co>Mn.

Daß die Selektivitätsreihen in einigen Fällen nicht mit den Stabilitätskonstanten der Metallkomplexe übereinstimmen, kann als Überlagerung von Reaktionsmechanismen gedeutet werden, wie sie Kleist (93) beobachtet hat.

Die große Speicherfähigkeit gerade der organischen Substanz für Schwermetalle kommt darin zum Ausdruck, daß die Selektivität hier höher ist als für die Erdalkalimetalle. Abwasserfaulschlamm kann bis zu 3% Zink und Kupfer (bezogen auf die organische TM) enthalten (153). Aus dem gleichen Grunde sind Moorböden besonders kupferbedürftig. Allerdings werden Cadmium und Quecksilber, die in ihrer Giftwirkung dem Arsen ebenbürtig sind (117) nur mäßig fest gebunden (94). Zunehmende Humusgehalte verringern nach Mechonina (127) sogar die Quecksilber-Sorption.

Die Neigung der Schwermetalle zur Chelatbildung kann sich aber auch negativ auf ihre Sorption auswirken. So weist Lagerwerff (112) darauf hin, daß Schwermetalle mit Wasch- und Badesubstanzen wie Äthylendiamin, Triäthanolamin, Äthyl-

diamintetraacetat usw. stabile lösliche Komplexe zu bilden vermögen und so die Filterwirkung des Bodens umgehen. Auch Milde & Mollweide (130) sprechen von "Schlepperwirkung" der Detergentien.

1.122 Böden als Anionenfilter

Tonminerale, Metalloxidhydrate, Kieselsäure und organische Bodensubstanzen sind als Ampholyte unter bestimmten Reaktionsbedingungen zur Anionensorption befähigt (12).

Der dazu notwendige positive Ladungsüberschuß resultiert bei den drei erstgenannten aus dissoziierbaren OH-Ionen und aus der Anlagerung von Protonen an randständige Hydroxylgruppen (161). Bei der organischen Substanz kann eine Wasserstoffassoziation an der Aminogruppe zu positivem Ladungsüberschuß führen. Weitere Bindungsmöglichkeiten sind über Komplexbildung (Hydroxo-Al-Komplexe, Komplexbildung mit organischen Bodenbestandteilen) denkbar (32,80).

Ähnlich wie bei der Kationenbindung gibt es auch bei der Anionensorption eine Reihenfolge der Bindungsintensität: $\text{SiO}_4 > \text{HPO}_4 > \text{SO}_4 > \text{NO}_3 \sim \text{Cl}$. Der Anteil der positiven Ladungen - und damit die Anionenaustauschkapazität - steht in positiver Beziehung zur Oberfläche des Austauschers (162) und nimmt abhängig vom isoelektrischen Punkt mit sinkendem pH zu (125). Jedoch verhält sich die Bindungskapazität für verschiedene Anionen mit sinkendem pH nach Barrow (14) sehr unterschiedlich.

Austauscher mit relativ hohem variablen Ladungsanteil und vergleichsweise niedriger KAK neigen im sauren Bereich besonders zur Anionensorption. Deshalb sind die in den feuchtheißen Tropen verbreiteten Kaolinite und die sesquioxidreichen sauren Rotlehme in besonderer Weise zur Anionensorption befähigt (25).

In den vielfach schwach sauren Böden mitteleuropäischer Provenienz tritt die Anionensorption wesentlich hinter die Kationensorption zurück und macht durchschnittlich nicht mehr als 1-5% der Anzahl negativer Ladungen aus (10, 161). Lediglich in allophanreichen Böden scheint die Anionensorption ausgeprägter zu sein (20, 128).

In den meisten Fällen sind wohl die Sesquioxide maßgeblich an der Anionensorption beteiligt. Da der isoelektrische Punkt amorpher Fe- und Al-Oxidhydrate um pH 7,0 liegt, erfüllen diese Bodenbestandteile schon im schwach sauren Milieu die Funktion von Anionenaustauschern. Der Einfluß der Tonminerale auf die Anionensorption ist meist schwer abzuschätzen, weil filmartige Sesquioxidüberzüge eine exakte Trennung unmöglich machen (34).

Das Verhalten der organischen Bodensubstanz als Anionenaustauscher ist noch nicht hinreichend geklärt. So haben Behrens & Robertson (17) in saurem Hochmoortorf bei Gleichgewichtsversuchen mit Nitrat, Chlorid, Sulfat und Phosphat durch negative Anionensorption eine Zunahme der Anionenkonzentration in der Lösung bis zu 13% gemessen, während Zad-mard (201) diesen Effekt in Kalium-belegten Humus nicht sicher nachweisen konnte - aber auch keine nennenswerte Adsorption von Chlorid, Nitrat, Sulfat und Phosphat fand. Die von Aminosäuren bekannte Umladung scheint bei der postmortalen organischen Bodensubstanz auch bei niedrigem pH-Wert nicht stattzufinden, sodaß selbst saure Torfe keine Anionenaustauscher darstellen. In wie weit Eisen- und Aluminium-Oxidhydrate eine positive Oberflächenladung der organischen Substanz induzieren, ist bisher quantitativ unbekannt.

Für die mathematische Formulierung des Anionenaustausches hat sich die Freundlich'sche Adsorptionstherme häufig besser bewährt, als der Langmuir-Term (32, 173).

Über Sulfatbindung in Böden berichten verschiedene Autoren (14, 32, 33, 34, 104). Die Freisetzung dieser Sulfate ist durch einfache pH-Erhöhung möglich (52). Die Bindungsintensität ist verhältnismäßig gering, da ein großer Teil der sorbierten Sulfate mit Wasser eluierbar ist (32). Ein hoher Anteil an Austausch-Aluminium fördert nach Chao (32) die Sulfat-Retention stark, mehrwertige Kationen wirken ebenfalls positiv. Die Anwesenheit anderer Anionen vermag dagegen die Sulfat-Sorption teilweise beachtlich zu senken (64).

Die Sorption von Schwefel im Boden ist aber auch ein mikrobiologisch-pedochemisches Problem, da Sulfate zu Schwefelwasserstoff reduziert werden können und dann Fällungsreaktionen mit dem Eisen im Boden einsetzen (56). Noch mehr als bei Sulfat fallen bei der Retention von Nitrat mikrobielle Vorgänge ins Gewicht. Nach Cory et al. (38) passieren bei unsterilen Proben Chlorid vollständig, Nitrat aber nur zu 60% den Boden, während unter sterilen Bedingungen auch Nitrat restlos ausgewaschen wird. Auch Preuel & Schröpfer (141) fanden keine nennenswerte Nitrat-Sorption im Boden.

Jurinak & Griffin (86) deuten die Möglichkeit einer Nitrat-Sorption an feinverteiltem Calciumcarbonat an, betonen aber, daß dieser Vorgang bisher nur an künstlichen Fällungsprodukten beobachtet werden konnte. In diesem Zusammenhange sei auf die biologische und chemische Denitrifikation als wichtigsten Faktor der Stickstoffelimination im Boden hingewiesen.

Unter einem besonderen Blickwinkel ist die Bindung von Phosphat zu betrachten, da hier neben der Sorption als Anion pH-abhängige topochemische Fällungsreaktionen vorwiegend mit Calcium, Aluminium und Eisen ablaufen und überdies noch die mikrobielle Assimilation eine Rolle spielt. Nach Schoen (168)

beträgt die Phosphat-Bindungskapazität für Kaolinit, Bentonit und Illit übereinstimmend ca 9-12 mval, während Eisenoxidhydrat 61 mval Phosphat zu binden vermag. Die Zerstörung der organischen Substanz bewirkt keine Erniedrigung dieser Werte. Allerdings ist auch die Phosphat-Bindung wie alle Anionenreaktionen stark pH-abhängig, worauf Hudcova & Kovarova (83) und Barrow (14) besonders hinweisen.

Auf das hohe Phosphat-Bindungsvermögen von raseneisensteinhaltigen Böden macht Schlichting (164) aufmerksam.

Nach Shukla et al. (178) ist denn auch die Phosphatsorption eng vom Anteil an oxalatlöslichem Eisen abhängig. Für die Sorption soll ein Gelkomplex aus amorphem Eisenoxidhydrat mit geringen Gehalten an Aluminium, Silizium und organischer Substanz verantwortlich sein. Calciumcarbonat-haltige Sedimente sorbieren dagegen weniger Phosphat. Letzteres stimmt mit Beobachtungen aus der Abwasserreinigung überein, wo für eine befriedigende Ausfällung von Phosphat durch Calcium sehr hohe pH-Werte zwischen 10 und 11 eingehalten werden müssen (140).

John (85) konnte bei der Untersuchung der Phosphat-Sorption aus Abwasser ebenfalls eine hohe positive Beziehung zum Dithionit-extrahierbaren Eisen und Aluminium herstellen. Dagegen waren die Beziehungen zum Tongehalt und zur organischen Substanz nur sehr undeutlich positiv, die zur KAK sogar deutlich negativ. Selbst Phosphat, das nach der lyotropen Anionenreihe eine vergleichsweise hohe Bindungsintensität besitzt, scheint also durch die organische Bodensubstanz nur in sehr bescheidenem Maße gebunden zu werden. Auch Tilstra et al. (186) verweisen auf das nur sehr geringe P-Bindungsvermögen der Torfe, das sich im Übrigen auch in einer hohen Dünger-Phosphat-Ausnutzung dokumentiert (10).

Die Borat-Sorption erfolgt ebenfalls hauptsächlich an der anorganischen Bodensubstanz, wobei Tonminerale und Sesquioxide, hier vor allem Aluminium, beteiligt sind (80, 148, 173). Die Reihenfolge der Bindungsintensität lautet nach Scharrer et al. (159): Illit > Bentonit > Kaolinit.

Humusstoffe gehen dagegen keine festere Bindung mit Bor ein.

Rhoades (148) fand bei magnesiumhaltigen Mineralen vielfach eine höhere Affinität zu Bor als in sesquioxidhaltigen Schichtsilikaten.

Abweichend von der Sulfatsorption kann die Borat-Adsorption mit steigendem pH zunehmen (80). Dieses, besonders bei der Kalkung saurer Böden beobachtete Phänomen wird auf Aluminiumhydroxidbildung zurückgeführt (75). Daß im alkalischen Bereich das stark Bor-bindende Magnesiumhydroxid eine Rolle

spielt, ist anzunehmen.

Über die mögliche Sorption anderer, z.T. gefährlicher Anionen wie Chromat oder Arsenat ist kaum etwas bekannt. Link (120) nimmt an, daß Chromat von den Sesquioxiden gebunden wird. Sorption oder Fällung als Kation ist nach vorausgegangener Reduktion möglich. Holobradý et al. (81) konnten feststellen, daß die Arsenat-Sorption ähnlich der Phosphat-Sorption verläuft.

1.123 Filterwirkung für gelöste organische Verbindungen

Neben Kationen und Anionen bewegen sich im Boden auch gelöste organische Moleküle. Alle natürlichen Wässer enthalten beispielsweise Spuren von Kohlenwasserstoffen wie Paraffine und Naphthene (jedoch keine O-N-S-Kohlenwasserstoffe), sodaß auch in dieser Hinsicht von einer bestimmten Grundlast (background) auszugehen ist (77).

Während die Beurteilung der Sorptionsfähigkeit künstlicher organischer Verbindungen, wie sie beispielsweise Biozide darstellen, immer regeres Interesse findet, ist die Sorption von natürlichen organischen Stoffen an Bodenaustauschern bisher nur in speziellen Fällen z.B. bei der Ton-Humus-Komplexbildung untersucht worden und entzieht sich somit weitgehend der Beurteilung. Soweit die organischen Stoffe pharmakologisches Interesse beanspruchen, ist jedoch ihr Sorptionsverhalten an natürlichen und künstlichen Ionenaustauschern im Sinne einer Reinigung, Trennung oder Konzentrierung überprüft worden (45).

Für die Sorption organischer Moleküle wie Kohlenhydrate, Carbonsäuren, Aminosäuren, Uronsäuren, Chinone und deren Abkömmlinge sowie Wirkstoffe kommt zunächst die Allgemeinadsorption in Betracht. So vermögen polyfunktionelle Austauscher mit schwach sauren reaktiven Gruppen bei niedrigem pH-Wert undissoziierte Moleküle rein physikalisch zu adsorbieren (Weiss-Effekt); eine Erhöhung des pH-Wertes führt zur Desorption (45).

Gelöste organische Verbindungen können aber auch im Austausch gegen Kationen sorbiert werden. Winter & Brüsewitz (196) berichten von einer sehr intensiven Bindung der Alkaloide Berberin und Chinidin unter Kationenverdrängung im Boden, während Aesculin kaum sorbiert wurde.

Ensminger & Gieseking (53) beobachteten die Proteinadsorption an Montmorillonit und konnten röntgenographisch nachweisen, daß Protein in Gitterzwischenschichten eingebaut wurde. Harter & Stotzky (73) untersuchten die Proteinadsorption an Ton in Abhängigkeit von Molekulargewicht, isoelektrischem Punkt, pH und Kationenbelegung und fanden Molekulargewicht und Kationenbelegung als dominierende Einflußgrößen.

Wolters (200) berichtet über sorptive Bindungen von Urochromen (Abbauprodukte des Hämamins) an die organische Bodensubstanz. Beck (16) macht für den relativ konstanten Enzym Spiegel im Boden das Adsorptionsvermögen der Bodenkolloide verantwortlich.

Ganz allgemein kann also gefolgert werden, daß in Siedlungsabfällen vorhandene oder bei deren Umsetzung gebildete lösliche organische Verbindungen wie beispielsweise Karbonsäuren, Säureamide, Aminosäuren, Zucker, Hormone, Antibiotica und organische Stoffe mit Phenolcharakter (Huminsäurevorstufen, Urochrome usw.) je nach ihrer Adsorptionsaffinität vom Sorptionskomplex im Boden wenigstens teilweise zurückgehalten oder zumindest in ihrer Beweglichkeit eingeschränkt werden. Damit ist eine Voraussetzung für ihren kontinuierlichen mikrobiellen Abbau geschaffen.

1.124 Böden als Mikrobenfilter

Trotz hoher Mikroorganismendichte im Boden ist das bewegliche Bodenwasser nur spärlich mit Mikroorganismen besiedelt, und auch bei Bodenauslaugungen gehen nur wenige Mikroorganismen in die flüssige Phase über (16). Uferfiltrate - oft chemisch verunreinigt - sind meist bakterien- und virusfrei, obwohl das Flußwasser mikrobiell verunreinigt ist (122, 142). Nach Butler et al. (29) breiten sich chemische Verunreinigungen wesentlich intensiver und weiter aus als bakterielle. Böden besitzen demnach auch die Fähigkeit, Mikroorganismen zu sorbieren und in ihrer Virulenz einzuschränken.

Die dabei wirksamen Kräfte sind wohl in erster Linie physikochemischer und biologischer Natur. Eine rein mechanische Abscheidung von Bakterien und Viren mit einer Teilchengröße zwischen 0,01 und 20 μ tritt dagegen abhängig von der Porengrößenverteilung und dem Grad der Kolonienbildung mehr oder weniger zurück. Eine Korrelation zwischen Retention von Bakterien und Infiltrationsrate konnten Butler et al. (29) deshalb nicht finden.

Da Bakterien und Viren als Partikel kollidaler Größenordnung eine Proteinhülle mit amphoterem Charakter tragen, kann es, beeinflusst durch Lösungspartner und pH, zu positiven oder negativen Ladungsüberschüssen und damit zur Sorption an die Bodenaustauscher kommen (46). Dabei spielt die Humussubstanz des Bodens eine bedeutende Rolle (16, 111).

Elektronenmikroskopische Untersuchungen Zvjagineevs et al. (207) zeigen, daß Mikroben mit ihren Zellwänden, Kapseln, Geißeln und anderen Zellanhängen an den Bodenpartikeln haften.

Müller & Hickisch (133) haben 9 verschiedene Bodenbakterien auf ihre Sorptionsfähigkeit durch Quarz, Montmorillonit und Kunsthärzaustauscher geprüft und Sorptionsraten von 44%

(Quarz) bis 92% (Montmorillonit) erhalten.

Gillisen et al. (63) konnten dagegen Colibakterien zwar durch künstliche Anionenaustauscher, nicht aber durch Kationenaustauscher entfernen. Carlson (31) erreichte durch Ton eine reversible Enterovirusadsorption bis über 90%. Die Inaktivierung war von der Kationenkonzentration und der Anwesenheit von Aminosäuren in der Lösung abhängig. Aktivkohle hatte annähernd einen vollständigen Reinigungseffekt. Versuche von Cookson (37) mit coliformen Bakteriophagen bestätigten das Verhalten gegenüber Aktivkohle. Übereinstimmend wird auch pH 7,0 als optimale Reaktion bezeichnet.

Drewry & Eliassen (46) untersuchten das Verhalten von Colibakterien und Viren in sterilisierten Böden mit verschiedenen Ton-, Schluff-, Sand- und Kohlenstoffgehalten durch Gleichgewichts- und Säulenexperimente und erhielten lineare Adsorptionsisothermen. Auch hier stellten sich pH-Werte zwischen 7,0 und 7,5 als optimal heraus. Als wesentliche Einflußgröße erwies sich die Ionenkonzentration des Bodenwassers, da die Kationen negative Überschußladung der Mikrobenoberflächen neutralisieren und so die Sorption begünstigen können. Die Sorptionsraten stiegen mit erhöhtem Tongehalt und steigender KAK.

Die Gefahr von Verunreinigung von Grundwasser durch Einwanderung pathogener Keime, besonders Viren, betrachteten diese Autoren als gering. Auch der Umstand, daß artfremde Milieubedingungen den pathogenen Keimen (Viren, Salmonellen) ihre Virulenz nehmen und nur Dauerformen oder ubiquäre Keime überleben können (68), spricht für diese Ansicht.

1.13 Biologische Filtereigenschaften

Unter biologischer Filterwirkung sollen alle Eliminationsvorgänge zusammengefaßt werden, die bei der Migration von Schmutzstoffen durch die Mitwirkung der in Böden und Lockersedimenten lebenden Mikroorganismen zustande kommen.

Welche potentielle Leistungsfähigkeit hier verborgen ist, zeigt ein einfaches Zahlenbeispiel:

Böden enthalten im Mittel ca. 0,1% Keime, die unter Optimalbedingungen pro Stunde annähernd das 1000fache ihres Zellgewichts umsetzen (69). Die Mikrobenleistung ist dabei in den obersten Bodenschichten am größten. Besonders die Protozoen bilden hier nach Knorr et al. (105) eine natürliche biologische Barriere gegenüber pathogenen Keimen.

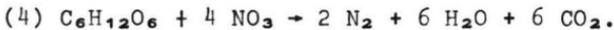
Lockersedimente, auch im Grundwasserbereich, sind zwar wesentlich ärmer an Mikroorganismen, aber nicht mikrobefrei. So fanden Farkasdi et al. (56) in 1-3 m tiefen Poren-Grundwasserleitern pro g TM immerhin 10^5 - 10^7 Keime.

Den spezifischen Milieubedingungen entsprechend können eingetragene Verschmutzungen eine selektierende Wirkung hinsichtlich der Artenkombination bewirken und die Besiedlungsdichte ganz wesentlich beeinflussen. Unter optimalen Verhältnissen überspannen die Mikroorganismen Bodenpartikel ähnlich einer Filterhaut und wirken wie biologische Rasen eines Tropfkörpers (56, 179).

Die biologische Filterwirkung erstreckt sich auf Mineralstoffe, Organika und Mikroben selbst und wird durch Verflüssigen, Vergasen, Oxidation, Reduktion sowie Incorporation erreicht.

Von den Mineralstoffen sind hauptsächlich Stickstoff-, Phosphor- und Schwefel-Verbindungen biologischen Prozessen zugänglich. Neben der Umwandlung von gelöstem Stickstoff in Bakterieneiweiß kann die biologische Denitrifikation durch Bildung gasförmiger Zwischenprodukte zu einer beachtlichen Nitratentlastung führen.

Zahlreiche chemoautotrophe Bodenbakterien und einzelne Actinomycetenarten sind potentielle Denitrifikanten. Nach Lance (114) gilt folgende Gleichung:



Die mikrobielle Denitrifikation ist ein temperaturabhängiger Prozeß, der nur im neutralen oder schwach sauren Milieu und bei einem Redoxpotential von -100 bis -200 Millivolt zügig abläuft (23) und gemäß obiger Gleichung auf erhebliche Energiezufuhr von Kohlehydraten angewiesen ist (30, 128).

Da der Stickstoffbedarf zur Reproduktion nicht aus Denitrifikationsprodukten gedeckt werden kann (16), muß ein verfügbarer Pool von Ammoniumsalzen oder Aminosäuren wesentlich zur Erhöhung des Umsatzes beitragen.

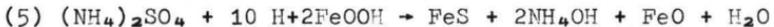
Diese Umwandlungsprozesse beginnen schon bei der Stabilisierung des Abwasserschlammes (192). In und unterhalb der Deponie erfolgen weitere Abbauschritte im Rahmen der dort herrschenden Lebens- und Reaktionsbedingungen. Es leuchtet ein, daß bei stickstoffreichen Abfallstoffen, wie beispielsweise Abwasserfaulschlamm, die vorhandenen leicht aufnehmbaren organischen Kohlenstoffverbindungen einen umsatzbegrenzenden Faktor darstellen können. Nach einem vorausgegangenen aeroben Kohlenhydratabbau, bei dem rund 10 mal so viel Kohlenstoff wie Stickstoff benötigt wird, muß nämlich zwangsläufig der leicht absorbierbare Kohlenstoff für die in tieferen Schichten unter reduktiven Bedingungen ablaufende Denitrifikation ins Minimum geraten, sodaß häufig die volle Leistungsfähigkeit nicht erreicht werden kann.

Von ähnlich weitreichender Bedeutung für die Beseitigung gelöster oxidischer Schwefelverbindungen ist die mikrobielle Sulfatreduktion, da aus Abfallstoffen sehr hohe Sulfatmengen ausgelaugt werden können (59).

Nach Starkey (175) unterliegen die Stickstoff- und Schwefelumwandlungen in Böden und Lockersedimenten ähnlichen Reaktionsmechanismen. Beiden gemeinsam ist die Labilität ihrer anorganischen Verbindungen gegenüber mikrobiellen Angriffen. So erscheinen unter aeroben Verhältnissen nur die Sulfate als relativ stabile, wenn auch bewegliche Endstufe der Oxidation, während im reduktiven Milieu der Vorgang möglichst bis zur höchsten Reduktionsstufe, nämlich Schwefelwasserstoff oder Metallsulfid, abläuft.

Bei der Nitrat-Umwandlung fallen dagegen die Zwischenstufen stärker ins Gewicht, da die Reduktion allgemein nicht über den molekularen Stickstoff hinaus geführt wird.

Dank der großen Affinität des Schwefel-Ions zu Schwermetallen schließt sich der mikrobiellen Umsetzung eine entscheidende chemische Reaktion zwischen Eisen und Schwefel an, die zu schwerlöslichem Schwefeleisen führt. Ein mögliches Reaktionsschema ist das folgende:



Zu einer Schwefelausscheidung kommt es aber auch schon, wenn die mikrobielle Umsetzung nur bis zum molekularen Schwefel abläuft.

Zur Desulfurikation sind nur wenige, streng anaerob lebende Arten befähigt, die allerdings weit verbreitet sind (Böden, Lockersedimente, Wasser, Lagerstätten usw.). Sie benötigen ein sehr niedriges Redoxpotential, sind tolerant gegen Schwefelwasserstoff und brauchen als Protonendonator bzw. zu ihrer heterotrophen Lebensweise organischen Kohlenstoff (16).

Die Verflechtung mit der Denitrifikation zeigt sich darin, daß die Sulfatreduktion durch die Anwesenheit von Nitrat blockiert werden kann (175), und daß sogar eine Oxidation reduzierter Schwefelverbindungen unter gleichzeitiger Denitrifikation möglich ist (16).

Innerhalb welcher Randbedingungen die geschilderten Prozesse unter natürlichen Verhältnissen ablaufen, ist z.Zt. noch weitgehend ungeklärt. Erste systematische Untersuchungen über mikrobielle Filtervorgänge unter Abfalldeponien liegen durch Farkasdi (56), Golwer & Matthes (66) und Nöhring (135) vor. Das Auftreten von Desulfurikanten in der Reduktionszone eines Porengrundwasserleiters und der analytische Nachweis von Schwefelwasserstoff, Metallsulfiden und ele-

mentarem Schwefel in Verbindung mit der chemischen Veränderung des Grundwassers lassen an einem kausalen Zusammenhang nicht zweifeln.

Weit weniger wirksam ist die biologische Filterwirkung gegenüber gelösten Phosphaten. Da die Mikroorganismenleistung neben zusagenden Milieubedingungen von einem optimalen C/N- und C/P-Verhältnis abhängt, kann eine gesteigerte mikrobielle Aktivität auch die Phosphatretention erhöhen. Jedoch wird entsprechend der Umsetzungsgeschwindigkeit zunächst immobilisiertes Phosphat mehr oder weniger schnell freigesetzt und erneut in den P-Kreislauf eingeschleust. Auch aus unlöslichem Fe-Phosphat kann durch Reduktion mit Schwefelwasserstoff Schwefeleisen und lösliches Phosphat entstehen (43).

Fast ausschließliche Bedeutung hat die mikrobiologische Filterwirkung gegenüber gelösten organischen Verbindungen.

Diese Verunreinigungen werden meist schon in den obersten biologisch aktiven Bodenschichten enzymatisch gespalten und in ihre Grundbausteine zerlegt. Die Zersetzung organischer Stoffe ist vom Substrat selbst, vom pH, Redoxpotential und vom Angebot an essentiellen mineralischen Nährelementen abhängig. In organogenen Böden ist ihre Aufarbeitung allerdings erschwert (196).

Soweit toxische Stoffe die Mikroorganismenleistung nicht hemmen, ist die Abbauleistung für gelöste organische Stoffe aus Siedlungsabfällen in den meisten Krümenböden hoch. Auch in tieferen Bodenschichten und sogar im Grundwasserbereich werden die Verunreinigungen chemisch und biologisch durch milieutypische Artenkombinationen abgebaut. Dabei bildet sich im Unterstrom von Mülldeponien in Abhängigkeit von der Fließgeschwindigkeit des Grundwassers eine deutliche Differenzierung in drei ineinander übergehende Zonen aus (66, 135).

In der Reduktionszone herrscht infolge intensiver Umsetzungen löslicher organischer Substanzen Sauerstoffmangel, die Temperatur ist z.T. beachtlich höher als in der Umgebung, Schwefelwasserstoff, Schwefel, Eisen und Ammonium sind angereichert. In der Übergangszone tritt wieder gelöster Sauerstoff auf, Denitrifikanten erreichen hohe Keimzahlen, die sulfatreduzierende Mikroflora geht dagegen zurück. Schließlich ist die Oxidationszone durch mehr oder weniger "normale" Sauerstoffgehalte gekennzeichnet, die chemische Beschaffenheit des Grundwassers gleicht sich durch Restabbau und Verdünnung im Rahmen der natürlichen Schwankungsbreite weiter an die des Oberstromes an.

Der Vorgang der Entkeimung ist eine weitere ganz wesentliche Filterleistung von Böden und Lockersedimenten, die hauptsächlich auf physikochemischen und mikrobiellen Wirkungsme-

chanismen beruht, aber auch biochemische Ursachen haben kann.

Aus der Abwasserwertung ist bekannt, daß belebte humusreiche Oberböden unter besonderer Mitwirkung des Sonnenlichtes eine schnelle Keimabtötung gewährleisten (111).

Meist werden die Mikroorganismen zunächst sorptiv an die Bodenkolloide gebunden und danach sukzessive abgebaut, wobei nach Schinzel (163) Bakterien leichter enzymatisch spaltbar sind als Viren.

Feld- und Lysimeteruntersuchungen von Bocko (21) mit Abwasser ergaben, daß eine 80-120 cm dicke Bodenschicht Gesamtkeimzahl und Coli-Gehalt um 99,9% zu senken vermag.

Viele für Warmblüter pathogene Keime finden im Boden keine entsprechenden Lebensbedingungen und gehen beispielsweise am Sauerstoffmangel zugrunde. Allenfalls können Dauerformen überleben (68).

Mit Recht weisen aber Schinzel (163) und Golwer (68) darauf hin, daß ein negativer Colibefund weder Freiheit von Viren noch von fäkalen Ausscheidungsprodukten garantiert.

1.2 Kinetik der Filterung

Die gelösten Schmutzstoffe wandern mit dem perkolierenden Wasser durch den Filterkörper. Dieser, als "hydrodynamische Dispersion" bezeichnete Vorgang ist ein rein mechanischer Konvektionsprozeß (19, 139) und wird von den jeweiligen hydraulischen Gradienten gesteuert.

Daneben spielt - abhängig von der kinetischen Energie der Partikel - die Konvektion durch Brown'sche Molekularbewegung (Diffusion) eine Rolle.

Beide Vorgänge sind aber durch Sorptions- und Desorptionsvorgänge überlagert, die ihrerseits hauptsächlich durch die Gradienten des chemischen Potentials gesteuert werden (45).

Da es sich in Böden und Lockersedimenten um inhomogene, polyfunktionelle, ungleich beladene Austauscheranteile handelt, bestehen jedoch von Schichtelement zu Schichtelement Differenzen in den chemischen Potentialen und damit in der Neigung der wandernden Ionen zur Sorption (188, 189).

Unterstellt man in Anlehnung an die Vorgänge der Wasserreinigung mit Kunstharzaustauschern zunächst einen Wasserstoffbelegten homogenen Austauscher, wie das in etwa für sauren Hochmoortorf zutrifft, so läßt sich die Kinetik des Kationenaustausches übersichtlich in Konzentrationsdiagrammen darstellen. In Abbildung 6 zeigt die linke Seite einen Austauscher mit hoher Selektivität gegenüber den eintauschenden Ionen. Die Arbeitsschicht, d.i. das Schichtelement mit abnehmendem Konzentrationsgradienten, ist dabei vergleichsweise schmal. Rechts wird bei gleicher Filtergeschwindigkeit ein Austauscher mit geringerer Selektivität gegenüber dem gelösten Ion beschickt. Hier erstreckt sich die Änderung der Konzentration über eine sehr breite Austauscherschicht.

Unter stationären Gleichgewichtsbedingungen und der Voraussetzung der Gültigkeit des Massenwirkungsgesetzes läßt sich für monovalente stark saure Austauscher folgende mathematische Beziehung für die Höhe der Arbeitsschicht (H_A) ableiten (70):

$$(6) \quad H_A = \frac{V}{K_{La}} \cdot \frac{K + 1}{K - 1} \ln \frac{1 - \alpha}{\alpha}$$

Wobei bedeuten: V = Filtergeschwindigkeit

K_{La} = Massenübergangskoeffizient für Filmdiffusion

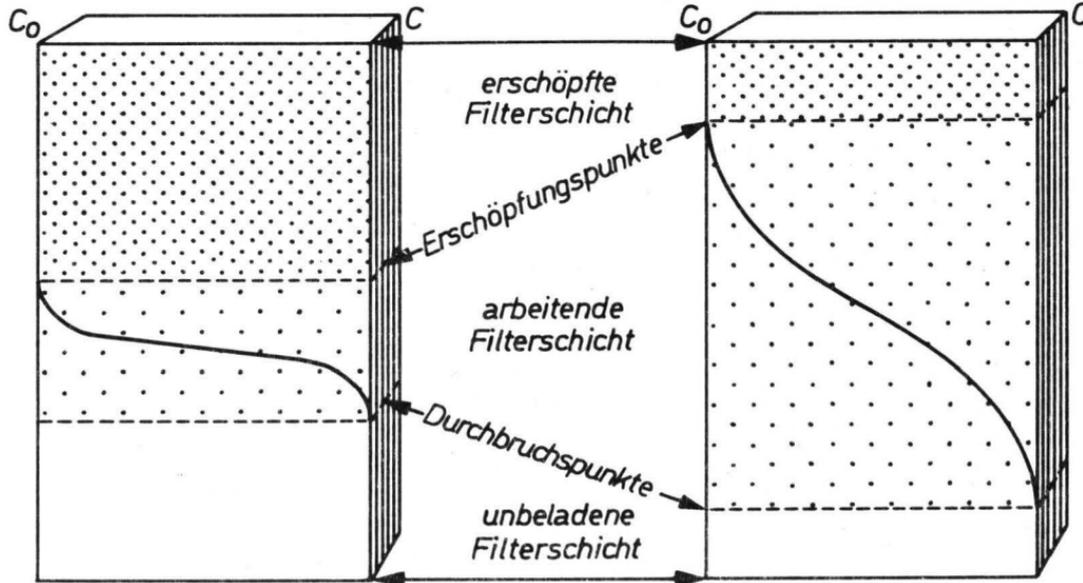
K = Massenwirkungskonstante (Selektivitätskoeffizient)

α = Bruchteil von der Aufgabekonzentration C_0 , den man als Durchbruchkonzentration definiert.

Konzentrationsdiagramm in Filterschichten

Hohe Selektivität für das
eintauschende Kation

geringe Selektivität für das
eintauschende Kation



C_0 = Konzentration der aufgegebenen Salzlösung, C = Konzentration der

Diese Formel ist zwar für Bodenfilter hauptsächlich wegen deren Polyfunktionalität unbrauchbar, sie zeigt aber die prinzipielle Abhängigkeit der Arbeitsschicht von der Filtergeschwindigkeit und von der Selektivität. Es wird auch deutlich, daß eine vollständige Ausnutzung aller Austauschplätze bis zum Erschöpfungspunkt (verfügbare Kationenaustauschkapazität) unmöglich ist, da abhängig von der Mächtigkeit der Arbeitsschicht und dem Konzentrationsgefälle bei einem bestimmten Beladungszustand plötzlich Kationen aus der Aufgabelösung erscheinen (Durchbruchspunkt).

Deshalb ist es wichtig, die Höhe der Arbeitsschicht zu bestimmen, um dann über die verfügbare Filterkapazität die nutzbare Austauschkapazität und die maximal mögliche Belastung zu errechnen. Dabei darf die Filtergeschwindigkeit auch im Experiment nicht zum limitierenden Faktor des Austausches werden, da unter natürlichen Bedingungen der Zeitfaktor meist keine Rolle spielt.

Unter der für Bodenfilter idealisierten Annahme, daß bei gleichmäßiger Belastung die Arbeitsschicht ohne wesentliche Höhenveränderung allmählich nach unten verlagert wird, kann aus experimentell ermittelten Daten die Höhe dieser Schicht (H_A) abgeleitet werden. Dazu ist zunächst in Perkolationsversuchen der Durchbruchfaktor F_D zu ermitteln.

Diese Zahl zeigt an, bei welcher durchschnittlichen Beladung des Austauschers die aufgegebenen Lösung durchzubrechern beginnt. Als Durchbruchpunkt kann ein konventionell gewählter Bruchteil der Aufgabelösung, z.B. 5% der Konzentration eines Kations, das im Boden möglichst nur in Spuren vorhanden, in der Salzlösung aber dominierend ist, gewählt werden.

Über die Länge der bodengefüllten Austauschersäule (L) läßt sich sodann die Höhe der Arbeitsschicht berechnen:

$$(7) \quad H_A = \frac{L - (L \cdot F_D)}{0,5}$$

H_A = Höhe Arbeitsschicht (dm)

L = Länge Bodensäule (dm)

0,5 = Konstante

F_D = Durchbruchfaktor (ohne Dimension)

Der Faktor 0,5 resultiert aus der vereinfachten Annahme, daß das Konzentrationsgefälle in der Arbeitsschicht symmetrisch verläuft, was bei natürlichen Austauschern allerdings nur bedingt zutreffen dürfte. Da es sich bei diesen Berechnungen aber immer nur um bestmögliche Abschätzungen handelt, können etwaige Asymmetrien vernachlässigt werden.

Ist die "verfügbare Kationenaustauschkapazität" (KAK_v) für das Kationengemisch ermittelt, kann die "nutzbare Austauschkapazität" eines gleichförmigen Filters für die entsprechende Filtertiefe abgeleitet werden:

$$(8) KAK_n = KAK_v \cdot (T - 0,5 H_A)$$

Für geschichtete Profile gilt:

$$(9) KAK_n = KAK_{v1} \cdot T_1 + KAK_{v2} \cdot T_2 + KAK_{vi} \cdot (T_i - 0,5 H_A)$$

Bei einer ausreichenden Mächtigkeit der untersten (i -ten) Filterschicht muß hier H_A auf dieses Schichtelement bezogen werden.

Soll die höchstmögliche Belastung als maximale Überstauhöhe angegeben werden, so folgt:

$$(10) \quad \ddot{u} = \frac{KAK_n}{C_o}$$

Die Symbole bedeuten:

KAK_v	= verfügbare Kationenaustauschkapazität (mval/l)
KAK_n	= nutzbare Kationenaustauschkapazität (mval/l)·T
T	= Tiefe der Filterschicht (dm)
H_A	= Höhe der Arbeitsschicht (dm)
1..i	= verschiedene Schichten
\ddot{u}	= Überstauhöhe (dm)
C_o	= Konzentration der Aufgabelösung (mval/l)
0,5	= Konstante

Mit dieser, auf experimentellen Grundlagen beruhenden Näherungsrechnung sind die Randbedingungen für eine kapazitätsorientierte Belastung von Böden und Lockersedimenten als Kationenfilter zunächst dargelegt. Dabei macht die gewählte Bezugsbasis der "nutzbaren KAK" von empirisch bestimmten, stark schwankenden Austauschverhältnissen oder -prozent-sätzen, wie sie Lance (114) benutzt, unabhängig.

Obwohl die Kationenmobilität im Profil bei kapazitätsorientierter Belastung stark eingeschränkt ist, kommt es gemäß den Lösungsgleichgewichten, der effektiven Filtergeschwindigkeit und der Diffusionsrate zu allmählicher Tiefenverlagerung. Selbst Tone sind immer noch sehr schwach permeable Filterkörper, die bei hohem hydraulischen Gradienten eine gewisse Wasserdurchlässigkeit besitzen (87), Pfeffer (137) hat allerdings eine sehr langsame Chlorid-Durchdringung in Tonen feststellen können.

Der Austausch vollzieht sich in der Form, daß zunächst die am Austauscher haftenden Ionen abgelöst und durch die Ionen der perkolierenden Salzlösung ersetzt werden.

Dieser Prozeß führt zu einer Ionenwelle, die sich entsprechend ihrer Reisegeschwindigkeit in Strömungsrichtung fort-pflanzt. Metallkationen, wie beispielsweise Aluminium aus sauren Mineralböden, können dabei als Hydroxide ausgefällt und somit ihrer Mobilität beraubt werden, was zu einer Konzentrisverminderung führt.

Mit ausgetauschtem Wasserstoff bilden die verbliebenen Anionen mehr oder weniger stark dissoziierte Säuren, die ihrerseits Lösungsvorgänge einleiten können. Wenn - wie bei Abwasserfaulschlamm - ein Großteil der Anionenäquivalente aus Hydrogencarbonat besteht, reagiert der ausgetauschte Wasserstoff unter Bildung von hygienisch unbedenklichem Kohlendioxid und Wasser. Daß dabei die Möglichkeit des Gasaustausches von Bedeutung ist, unterstreichen Golwer & Matthes (69).

Saure Austauscher haben also eine besondere Reinigungskraft für hydrogencarbonathaltige Schmutzwässer, da chemische Folgereaktionen zu einer Entsalzung führen und die Ionenkonzentration vermindern (59). Dabei kann es sich allerdings nur um einen Teilerfolg handeln, da Anionen wie Chlorid, Nitrat und Sulfat nicht oder nur begrenzt gebunden werden und deshalb in Partnerschaft mit einem Kation mobil bleiben. Bei Perkolationsversuchen haben Thomas & Swoboda (185) sogar beobachtet, daß Chloride schneller verlagert werden, als es der effektiven Filtergeschwindigkeit entsprechen dürfte (Anionenausschluß).

In metallkationenreichen Austauschern ist aus verständlichen Gründen der Austausch in Abhängigkeit von pH, Metallkationensättigung und Konzentration des Schmutzwassers zunächst mit einer mehr oder weniger starken Aufhärtung durch Metallhydrogencarbonate verbunden.

Dieser ersten, durch Umladung ausgelösten Ionenwelle folgt sodann - durch Lösungsgleichgewichte und Selektivität gesteuert - eine allmähliche ionenspezifische Abwärtsbewegung.

Jedoch sind Reichweite, Ausdehnung und Fortpflanzungsgeschwindigkeit von Kontaminationen schwierig abzuschätzen, da schon unter isotropen Verhältnissen eine komplexe Abhängigkeit (Interaction) zwischen Eintragsfläche und -tiefe, Niederschlagsüberschuß, effektiver Filtergeschwindigkeit (Filtergeschwindigkeit geteilt durch die wirksame Porosität), Druckgradient, Diffusionskoeffizient, Bindungskapazität und Bindungsenergie einschl. mikrobieller Adaption bestehen.

Eine mathematische Erschließung dieses Problemkreises unter

Einbeziehung von Sorptions- und Desorptionsvorgängen gibt es in ersten Ansätzen (82, 136, 139).

Für die Migration von kationischen Radioisotopen hat man unter Annahme eines chemischen Gleichgewichtes folgende einfache Beziehung gefunden (184):

$$(11) \quad U_i = \frac{1}{1 + K_d \cdot \frac{1-n}{n} \frac{\gamma_s}{\gamma}} \cdot V_e$$

wobei bedeuten:

- U_i = Reisegeschwindigkeit des Ions i (m/d)
- K_d = Gleichgewichtskoeffizient
- $n = 1 - \gamma_t : \gamma_s$
- γ_t = Rohdichte des Bodens (g/ccm)
- γ_s = Reindichte des Bodens (g/ccm)
- γ = Dichte des Wassers (g/ccm)
- V_e = effektive Sickergeschwindigkeit (m/d)

Die hier in Anlehnung an die Chromatografie postulierte gleichförmige Bewegung eines Ions setzt homogene, physikalisch und chemisch gleichartige poröse Körper mit konstanten Gleichgewichtskoeffizienten und Strömungsgeschwindigkeiten voraus. Diese Bedingungen sind in Böden allenfalls über kurze Distanzen erfüllt. Außerdem bleibt die in feinporigen Bodenkörpern sicher bedeutsame Diffusion außer Acht.

Trotzdem ist diese Beziehung insofern beachtenswert, als sie den Einfluß der Selektivität über den Faktor K_d hervorhebt und deutlich macht, daß unterschiedliche Bindungsfestigkeit der einzelnen Ionen zu einer Sortierung der Stoffgemische im Sinne einer säulenchromatografischen Trennung führen. Dieser Vorgang weist auf eine unterschiedliche chemische Zusammensetzung der Porenflüssigkeit in Abhängigkeit vom Fließweg hin.

Neben die Sorption und Desorption tritt während der Stoffverlagerung die chemische und biologische Umwandlung der migrierenden Schmutzstoffe durch Redoxreaktionen. Nitrat und Sulfat werden durch Entgasung oder mineralische Bindung bei gleichzeitiger Oxidation von organischer Substanz reduktiv abgebaut. Unter günstigen Voraussetzungen, wie sie beispielsweise während der Genese von Marschsedimenten gegeben sind, können diese Vorgänge vergleichsweise schnell ablaufen (26).

Welche kapazitiven Grenzbedingungen hinsichtlich der Reinigung hierbei einzukalkulieren sind, ist allerdings völlig unbekannt. Man kann zunächst rein theoretisch davon ausge-

hen, daß die oben genannten Umsetzungen durch reproduktive Biosysteme mit einer bestimmten Arbeitskapazität pro Zeiteinheit (Leistung) vollzogen werden. Wenn die Belastung mit dem Arbeitsrhythmus synchron läuft, werden die angelieferten umsetzbaren Stoffe ständig verarbeitet.

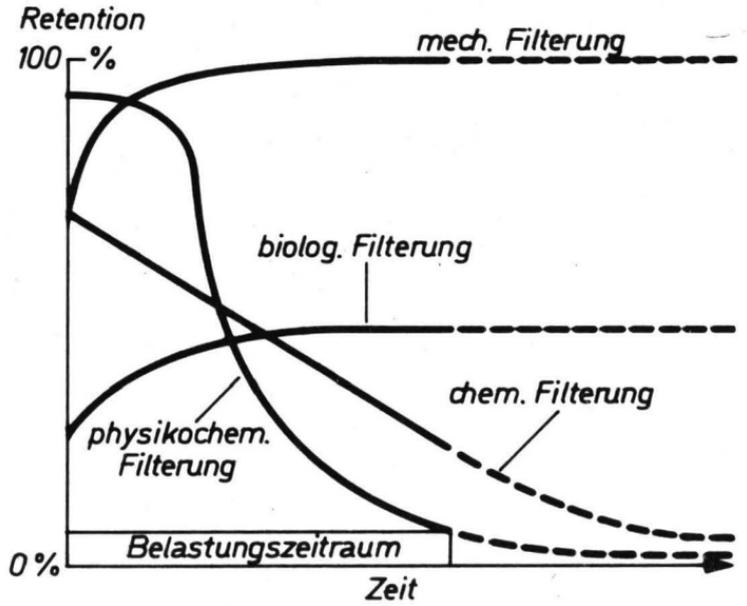
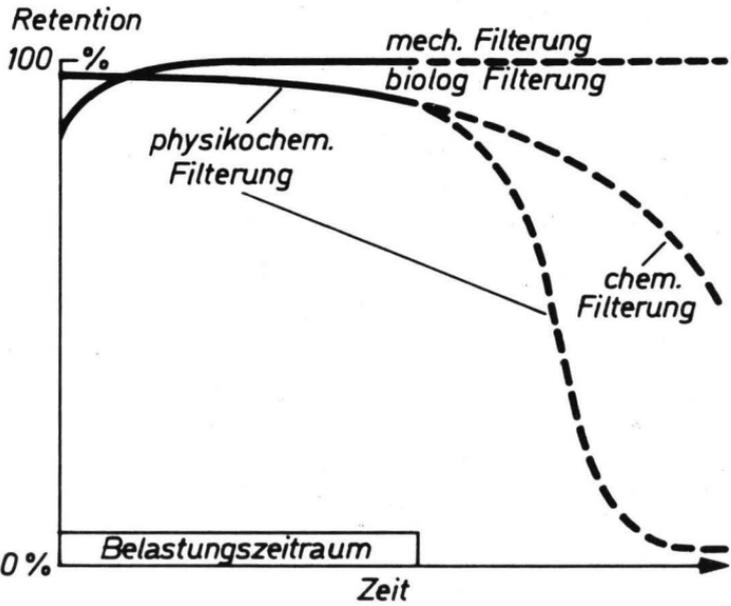
In Abbildung 9 ist nun der Versuch einer grafischen Darstellung der verschiedenen Filterwirkungen unternommen worden. In der linken Hälfte erfolgt die Belastung unter Berücksichtigung der Filterleistung, während rechts der typische Fall einer "Überlastung" dargestellt ist.

Vergleichsweise gering ist der Unterschied in mechanischer Filterwirkung, weil sie sich nach einer bodenbedingten Anlaufzeit meist stabilisiert. Dagegen gehen physikochemisches und chemisches Retentionsvermögen zurück, wenn die verfügbaren Kapazitäten erschöpft sind. Die biologische Filterwirkung in einem bestimmten Bodenraum kann dagegen über einen langen Zeitraum stabil bleiben, wenn das Leistungsvermögen der Biozönose nicht überfordert wird. Erst beim Überschreiten der jeweiligen standorttypischen "Arbeitskapazität" ist mit einer ständigen Ausbreitung der Verschmutzungszone zu rechnen, wie sie Exler (55) beschreibt.

Filterwirkung definierter Bodenräume bei gleichbleibender Schmutzwasserbelastung als Funktion der Zeit (Schematisch)

kapazitätsorientierte Belastung

kapazitätsüberschreitende Belastung



--- Filterwirkung bei weiterer Schmutzwasserbelastung

1.3 Potentielle Deponieflächen in Quartärlandschaften

Nordwestdeutschland, im Westen vom hannoverschen Emsland, im Süden durch das niedersächsische Berg- und Bergvorland, im Osten und Nordosten durch Heidevorland, Lüneburger Heide und Elbe begrenzt, hat seine letzte Ausformung im Pleistozän und Holozän erfahren und ist durch ein humides Klima mit positiver Wasserbilanz gekennzeichnet.

Die Landschaft beginnt an der Küste mit einem bis zu 20 km breiten Marschsaum, der wurzelartig in die unter Gezeiten einfluß stehenden Flußtäler hineinreicht und sich in Flußauen fortsetzt. Es schließt sich eine pleistozäne Aufschüttungslandschaft mit vergleichsweise geringen Höhenunterschieden an, die aus Altmoränen und Sandern besteht und mit Nieder- und Hochmooren wechselnder Ausdehnung durchsetzt ist. Dieser ca. 100 km breite, mit Geest bezeichnete Raum, läßt sich nach Roeschmann (150) in Hochgeest und Niederungsgeest gliedern.

Während die Marsch aus unterschiedlich mächtigen, meist humushaltigen, sandig-schluffig bis schluffig-tonigen, teilweise kalkhaltigen Lockersedimenten wechselnder Schichtung und Dichte aufgebaut und besonders an ihrer Nahtstelle zur höher gelegenen Geest mit Moor und Anmoor vergesellschaftet ist, besteht die Geest vorwiegend aus sandigen Bildungen verschiedenster Art, in die klein- und großflächig an Naßstellen Moore und Anmoore eingebettet sind.

Auf der Hochgeest herrschen geschiebehaltige Decksande und Flugsande, teilweise über Geschiebelehmen, sowie auch Geschiebelehme wechselnder Mächtigkeit vor. Die Niederungsgeest besteht vorwiegend aus geschichteten, sandigen, seltener aus schluffigen und schluffig-tonigen Sedimenten. Überall auf der Geest sind an Naßstandorten (Mulden, natürliche Wasserläufe) Moor- und Anmoorbildungen (Niedermoor, Hochmoor) zu finden, wobei als größte zusammenhängende Moorkomplexe das Teufelsmoor nordöstlich Bremens, die oldenburgischen Moore am Küstenkanal und die Emslandmoore genannt werden sollen.

Entsprechend dem Landschaftsaufbau und der derzeitigen Bodennutzung bieten sich in Nordwestdeutschland folgende Flächenanteile als potentielle Deponiestandorte für Abfallstoffe an:

1.31 Marschen und Auen

Niedersachsen verfügt über 3770 km² Marsch- und Moormarschflächen, das sind ca. 8% der Gesamtfläche (107). Während heute die Marschböden zum überwiegenden Teil landbaulich genutzt werden, war in früherer Zeit auch die Ziegelherstellung ein bedeutender Erwerbszweig.

Zur großflächigen Verziegelung mit Schwerpunkten an den Un-

terläufen von Ems, Weser, Oste, Hunte und Elbe wurden vorzugsweise die nur geringmächtigen über Schluff und Sand lagernden tonreicheren aber kalkarmen Knickmarschsedimente ausgebeutet. Der Abbau oberflächennaher Schichten führte zu nur wenig eingetieften, grundwasserbeeinflussten Abbauflächen, die sich heute aus Gründen der Aufhöhung und Verebnung als Deponieplätze anbieten.

Ob sich diese Flächen zur geordneten Deponie eignen, ist hauptsächlich von der Beschaffenheit des Liegenden und auch von der Qualität des Grundwassers abhängig.

Bestehen die Schichten aus wasserzügigen sandigen Lockersedimenten, können Verunreinigungen nur begrenzt durch Filterung zurückgehalten und abhängig von der Filtergeschwindigkeit vergleichsweise schnell in Grundwasserfließrichtung vordringen. Die Situation ist jedoch weniger kritisch, wenn dieses Grundwasser schon salzreich ist, und die Verwendung als Trink- und Brauchwasser nach dem heutigen Stande der Wasseraufbereitung ausscheidet.

Schluffig-tonige Restschichten wirken dagegen wasserstauend; sie verhindern beziehungsweise verlangsamen den Übergang des austretenden Schmutzwassers in einen mehr oder weniger mächtigen Grundwasserleiter durch ein hohes physikalisch-chemisches Reinigungspotential und eine begrenzte Wasserleitfähigkeit.

Häufig besteht auch der Wunsch, tiefliegende Marsch- und Moormarschstandorte mit geringem natürlichen Ertragspotential durch Ablagerung von Abfallstoffen künstlich aufzuheben. Schon tragen daher Marschstandorte im Weichbild der Großstädte Hamburg und Bremen mächtige Müll- oder auch Abwasserfaulschlammdeponien.

Wird der Oberflächenabfluß abgefangen, setzt die vergleichsweise geringe Durchlässigkeit ungedränger ton- und schluffreicher Marschsedimente der Schmutzwasserverlagerung nach unten eine natürliche Barriere. Besonders die in ihrer Wasserführung sehr trägen Knickmarschböden bieten durch ihre wasserstauenden Schichten und Horizonte eine natürliche Sohldichtung.

Bei einer kapazitätsorientierten Belastung (Abschn.1.2) sind diese Standorte geeignete Ablagerungsstätten, weil sie mit ihrer geringen Permeabilität gleichzeitig ein großes physikochemisches und chemisches Reinigungspotential verbinden. Da von der genetischen Entwicklung her Redoxreaktionen den Stoffhaushalt prägen, sind besonders auch auf diesen Prinzipien beruhende Reinigungseffekte zu erwarten.

Die natürlichen Mulden in Flußmarsch- und Auelandschaften - Altwässer und verödete Flußläufe - sind dagegen nur sehr bedingt für die Auffüllung mit Müll- oder Abwasserfaulschlamm

geeignet. Abfallstoffe mit löslichen Salzen, die zudem noch hygienisch bedenklich sind, bergen hier immer die Gefahr einer oft folgenschweren Grundwasserverunreinigung in sich, wenn zum Beispiel auf ein wasserdurchlässiges kalkreiches Niedermoor nur eine mäßig abdichtende Basisschicht folgt, die ihrerseits unmittelbar wasserzügigen Kiesen und Sanden aufliegt. Lehmschichten im Untergrund bremsen zwar den abwärts gerichteten Wasserstrom, ihre Kontinuität ist aber in Auen nicht immer gewährleistet. Außerdem wird die horizontale Wasserbewegung dadurch nur wenig beeinträchtigt.

Da gerade in den Urstromtälern mächtige Kies- und Sandlager als Porengrundwasserleiter den seitlichen Grundwasserzustrom der höher gelegenen Geestgebiete aufnehmen und damit schutzbedürftige Grundwasservorkommen darstellen, sind Entscheidungen über die Eignung immer erst nach sehr sorgfältiger Feinkartierung mit bodenkundlichen und hydrogeologischen Untersuchungen möglich.

1.32 Moore und organogene Böden

In Niedersachsen werden 6.300 km², das sind zirka 13% der Gesamtfläche, je zur Hälfte von Hoch- und Niedermoor eingenommen. In den moorreichen Regierungsbezirken Stade, Aurich, Oldenburg und Osnabrück gehören sogar über 1/5 der Flächen zum Komplex Moor (108).

Etwa 350 - 400 km² unterliegen zur Zeit der industriellen Abtorfung oder stellen Reserveflächen dar (165). Knapp der gleiche Flächenanteil ist bisher durch industrielle Torfnutzung beansprucht worden. Jährlich kommen ca. 5 km² hinzu (110). Meist wird nur der schwach zersetzte oberflächennahe Hochmoortorf (Weißtorf) abgebaut, während für den stark zersetzten liegenden Schwarztorf zur Zeit sehr begrenzte Verwendungsmöglichkeiten bestehen.

Da eine wirksame Rekultivierung teilabgetorfte Areale mit Schwarztorfmächtigkeiten über 1,4 m für eine landbauliche Nutzung aus mehreren Gründen problematisch ist, stellt sich die Frage nach anderweitiger Verwendung solcher ehemaliger Abbaugelände, beispielsweise als Standorte für Abfalldeponien (59). In Nordwestdeutschland dürften schätzungsweise 300 - 400 km² durch Torfwirtschaft und bäuerlichen Torfstich ausgebeutete Moorflächen für eine erneute Nutzung frei sein (Kuntze, persönl. Mitt.).

Jedoch setzt die große Grundbruchgefahr der Auffüllungshöhe von vorn herein eine natürliche obere Grenze und auch auf das möglicherweise erhöhte Brandrisiko sei hingewiesen.

Trotz dieser prinzipiellen Einschränkungen können viele Flachland-Hochmoore als geeignete Deponiestandorte gelten,

weil die vergleichsweise hohe Kationenaustauschkapazität und die hohe Reduktionskraft saurer Hochmoortorfe entsalzend wirken, und von eventuell vorhandenen liegenden eisen- und kalkreichen Niedermoor torfen bzw. Mudden zusätzliche Effekte hinsichtlich Anionenretention und biologischer Filterwirkung zu erwarten sind.

Darüber hinaus führen die profilstratigraphischen Besonderheiten vieler Hochmoore zu mehr oder weniger abgeschlossenen Grundwasserkörpern. Das trifft in erster Linie für die wurzelechte Variante zu, die sich über pleistozänen, mit wasserstauenden Sohlbändern und Ortstein durchzogenen Sanden gebildet hat.

Bei Hochmooren mit Niedermoor-Vorstadium (Verlandungsmoor, Versumpfungsmoor) entscheiden die Durchlässigkeit der Hoch- und Niedermoor torfe sowie gegebenenfalls vorhandene sohl-dichtende (Mudde) Lagen und die Morphologie des mineralischen Untergrundes über die Kommunikation mit benachbarten Grundwasserkörpern. Hier kann unter Umständen ein wasserzügiger liegender Niedermoor torf von seitlich eindringendem Grundwasser höher gelegener Gebiete durchströmt werden, was die Eignung als Deponiestandort einschränkt. Die Verhältnisse sind aber nur über eine eingehende Standortaufnahme zu klären.

In der Mehrzahl der Fälle ist jedoch davon auszugehen, daß der unterirdische Abfluß in Flachland-Hochmooren mit 0,1-1,0 mm/Tag sehr gering ist (47, 48, 147). Mögliche Belastungen benachbarter Grundwässer außerhalb dieser Moorareale werden damit über die Kontrolle des oberirdischen Abflusses beherrschbar.

Versickerungsraten in der eben genannten Größenordnung brächten zudem eine so große zeitliche Auflösung des Austrages mit sich, daß abhängig von der Fließgeschwindigkeit tangierender Grundwasserströme ein sehr hoher Verdünnungseffekt wirksam würde.

Im Gegensatz zu den teilabgetorften Hochmooren sind die aus landbaulicher Nutzung entlassenen ertragsarmen Moor- und Anmoorböden abhängig von ihrer Stratigraphie, den Grundwasser- verhältnissen und dem Torfanteil immer nur sehr bedingt für Ablagerungen geeignet, da wasserstauende Schichten häufig durchbrochen beziehungsweise die Flächen gedrängt sind. Durch Tiefumbruch oder Untergrundlockerung veränderte Profile bieten aus naheliegenden Gründen schlechte Voraussetzungen für die Lagerung von Abfallstoffen.

1.33 Altmoränenlandschaft

Die Mineralböden der Geest bestehen überwiegend aus mehr oder weniger humosen, tonarmen Sanden mit meist nur begrenzter natürlicher Ertragsfähigkeit.

Jedoch haben die landschaftsformenden Kräfte besonders der Eiszeit zu uneinheitlicher Sedimentbildung und abweichender geologischer Schichtenfolge im Untergrund geführt. Dabei sind unterschiedlich mächtige Lehm- und Tonlagen sowie Kies und Sandlagerstätten entstanden, die seit langem industriell ausgebeutet werden.

Hauptsächlich für die Ziegel- und Tonwarenherstellung abbauwürdige Sedimente sind mit dem kalkhaltigen "Lauenburger Ton" am Rande der oldenburgisch-ostfriesischen Geest, um Delmenhorst und nördlich von Bremen in erreichbarer Tiefe verfügbar.

Im Westteil der norddeutschen Tiefebene ist der anstehende Geschiebelehm stärker sandhaltig, während rechts der Unterweser kalkarme bis kalkfreie Geschiebelehme, in geringem Umfang auch tertiäre Tone, abgebaut werden. Im südlichen Teil Nordwestdeutschlands werden hauptsächlich tertiäre Tone, teilweise auch Terrassentone, gefördert.

Mächtigkeit und Beimengungen der einzelnen Lager entscheiden über den Umfang des Abbaues, sodaß die Abbauteufen sehr unterschiedlich sind.

Unter Berücksichtigung wasserführender Sand- und Kiesbänder sind Lehm- und Tongruben der Geest allgemein für Deponiezwecke gut geeignet, da die Durchlässigkeit der Basisschichten allgemein sehr gering ist und außerdem der hohe Kolloidanteil eine sehr gute Filterwirkung verbürgt. Im Gegensatz zu den sauren teilabgetorften Hochmooren ist jedoch hier bei Wasserdurchtritt mit einer entsprechend starken Aufhärtung zu rechnen, da die anstehenden Lockersedimente kalkhaltig sind oder nach der Tiefe hin kalkreicher werden.

Kalkfrei dagegen sind die fluvioglazialen Kies- und Sandlager auf der Geest und in den Urstromtälern. Die meist schichtweise eisenschüssigen, z.T. mit Schluff- und Tonbändern durchzogenen quarzreichen Lockersedimente werden überall in Niedersachsen für bauindustrielle Zwecke, weniger zur Glasherstellung, genutzt. Da auch Dünsande verwertet werden, entstehen Gruben von unterschiedlicher Tiefe.

Die physikochemische Filterwirkung von Sanden und Kiesen ist vergleichsweise schlecht, weil die kolloidalen Bestandteile fehlen. Für geringe Salzmengen sind daher schon unverhältnismäßig große Reinigungsstrecken erforderlich. Dagegen kann die biologische Filterwirkung unter bestimmten Voraussetzungen

durchaus befriedigen.

Kies- und Sandgruben als Deponiestandorte für Siedlungsabfälle sind auch deshalb ungeeignet, weil sie in Quartärlandschaften häufig in Grundwasserströme einschneiden, die der Wasserversorgung dienen.

Aber selbst bei Grundwasserferne ist von der Benutzung als Deponiestandort im Regelfalle abzuraten, vor allem, wenn abdeckende Zwischenschichten fehlen (98). Besteht die Grubenbasis jedoch aus schwer durchlässigen Geschiebelehmen, ist über eine künstliche Seitendichtung eine befriedigende Sicherung gegenüber unerwünschtem Stoffaustrag möglich. Auch in diesem Falle sind vor der Entscheidung Schichtaufbau und Wasserhaushalt genau zu studieren. Gute Hilfsmittel hierfür sind quartärgeologische Karten.

Ähnlich wie Kies- und Sandgruben sind auch Sandböden keine empfehlenswerten Deponiestandorte. Sie sind jedoch im Rahmen einer landbaulichen Abwasserfaulschlammverwertung sehr dankbar für eine meist durch ihren Stickstoffgehalt begrenzte Zufuhr (13, 156). Inwieweit jedoch Daueranwendung möglich ist, muß besonders im Hinblick auf die Stoffvielfalt dieses "Dünge- und Bodenverbesserungsmittels" durch Dauerversuch noch geklärt werden. Die Forderung, geordnet und kontrolliert abzulagern, ist mithin auch für die landbauliche Verwertung ein dringendes Gebot.

Es darf auch nicht übersehen werden, daß es in Abhängigkeit von Ausbringungszeitpunkt und Belastungshöhe zu starken Auswaschungen, besonders von Nitrat aber auch von anderen Stoffen kommen kann (51). Grundwasserleiter ohne schützende Deckschicht sind auch hier besonderer Gefahr ausgesetzt (72).

1.4 Nachsatz

Mit der Beschreibung der potentiellen Deponieflächen ist der theoretische Teil abgeschlossen.

Die natürliche Überleitung zum experimentellen Teil ergibt sich dadurch, daß die Böden und Lockersedimente der als geeignet ausgewiesenen Standorte das Probematerial für die nachfolgenden Versuche darstellen.

Dabei läßt die Vielfalt der aufgeworfenen Fragen zwangsläufig nur die Behandlung eines Teilaspektes im Rahmen der vorhandenen Versuchs- und Untersuchungsmöglichkeiten zu.

Wichtige Teilprobleme ausklammern heißt deshalb nicht, ihre Bedeutung für die Filtervorgänge als gering zu erachten.

Die im nachfolgenden Teil zu beschreibenden Versuche zielen hauptsächlich darauf ab, die unterschiedliche Filterwirkung verschiedener Böden und Sedimente für Kationen und Anionen darzustellen. Die Ergebnisse sollen dazu dienen, mögliche Grundwasserbelastungen durch Salzeintrag besser als bisher abschätzen zu können.

Schrifttum

1. Abwassertechnische Vereinigung (Herausgeber), 1969: Lehr- und Handbuch der Abwassertechnik, Band 1 - 3, Verlag Wilhelm Ernst und Sohn, München
2. Aleksandrova, L.N., 1967: Organomineral humic acid derivatives and methods of studying them. Soviet soil. Sci. 7, S.903
3. v. Ammon, J., 1961: Chemische Beurteilung von Klär- und Gewässerschlämmen. Vom Wasser, 28, S. 162-176
4. Anonym, 1970: Bericht über das Kolloquium "Wasserverunreinigung und Gewässerschutz an der Techn. Hochsch. Aachen. Wasser und Boden 22, 11, S.334-335
5. Avnimelech, Y., V. Shaham & A. Feder, 1970: Elution of potassium in soil. Proc. Soil Sci. Soc. America 34, S.407-411
6. Avnimelech, Y. 1971: Nitrat transformation in peat. Soil Sci. 111, 2, S.113-118
7. Baars, J.U., 1966: Künstliche Grundwasseranreicherung. Fortschr. Wasserchemie u. Grenzgebiete H.4, S.22-39
8. Bach, H. 1927: Die Beseitigung des Klärschlammes vom chemischen Standpunkt gesehen. Beiheft 5 der kleinen Mitt. der Landesanstalt für Wasser-Boden u. Lufthygiene.
9. Baden, W. 1963: Sorption und Wanderung von Ca, P, K und N in Moorböden. Internat. Ass. Symp. Hydrology Berkeley Publ. Nr. 65, S.80-92
10. Baden, W. et al., 1969: Bodenkunde. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart
11. Bahr, A. & W. Zimmermann, 1965: Die Wanderung von Detergentien im Boden. Arch. Hyg. 149, S.260
12. Barbier, G. & S. Trocmé, 1968: Interactions des engrais et des sols (III). In: Handbuch der Pflanzenernährung und Düngung, Band 2, zweite Hälfte, S.1672 ff, Springer Verlag, Wien-New-York
13. Bartels, R. & H. Kuntze, 1972: Wirkung von Abwasserfaulschlamm auf Moorböden. Kali-Briefe, Fachgebiet 8, 6. Folge, S.1-8
14. Barrow, N.J., 1970: Comparison of the adsorption of molybdate, sulfate and phosphate by soils. Soil Sci. 108, S.282-288
15. Bätjer, D., 1968: Der Wasserhaushalt Nordwestdeutschlands. Aktuelle Fragen des Landbaues 4, Schriftenreihe der Landwirtschaftskammer Weser-Ems, Parey-Verlag Berlin u. Hamburg

16. Beck, T., 1968: Mikrobiologie des Bodens. Bayer. Landwirtschafts-Verlag, München -Basel - Wien
17. Behrens, W.U. & I.M. Robertson, 1932: Der Ionenumtausch im Torf. Z. Pflanzenernähr. u. Düngung A 23, S.50-57
18. Berrow, M.L. & J. Webber, 1972: Trace elements in sewage sludges. Journ. Sci. Food & Agric. 23, S.93-100
19. Bertsch, W., 1970: Hydrodynamische Dispersion von $SrCl_2$ -Lösungen in Einkornsand bei gesättigtem Fließen. Deutsche Gewässerkundl. Mitt. 14, 5, S.131-138
20. Bingham, F.T. & A.L. Page, 1971: Specific character of boron adsorption by an amorphous soil. Proc. Soil Sci. Soc. America. 35, S. 892-893
21. Bocko, J., 1966: Soil as a medium for sewage purification. Chem. Abstr. 65, 9, 13369g
22. Borneff, J., 1967: Vorkommen und Bewertung von kanzerogenen Stoffen im Wasser. Das Gas- und Wasserfach 108, 38, S.1072-1074
23. Bringmann, G. & R. Kühn, 1962: Ein Schnell-Denitrifikations-Verfahren mit automatischer Redoxsteuerung. Gesundheitsingenieur 83, 11, S.333
24. Braun, G. 1972: Abfall - Schattenseite des Überflusses. 2. Europ. Abwasser- u. Abfallsymposium in München
25. Breburda, J., 1969: Kleines Lehrbuch der Bodenkunde. DLG-Verlags- GmbH Frankfurt am Main
26. Brümmer, G., 1973: Redoxreaktionen als merkmalsprägende Prozesse hydromorpher Böden. In: Gley u. Pseudogley, Verh. Komm. 5 u. 6 Intern. Bodenkdl. Gesellsch., Verlag Chemie GmbH, Weinheim/Bergstr.
27. Bucksteeg, W., 1963: Aktuelle Probleme des Schlammmanfalles und der Schlammabreinigung. Wasser u. Abwasser, Band 1963
28. Bucksteeg, W., 1969: Abfalldeponien und ihre Auswirkungen auf Grund- u. Oberflächenwasser. Das Gas- und Wasserfach, 110, 20, S.529-537
29. Butler, R.G., G.T. Orlob & P.H. Mc Gauhey, 1954: Underground movement of bacterial and chemical pollutants. Journ. Water Works Ass. 46, 2, S.97-111
30. Cady, F.B. & W.V. Bartholomew, 1961: Influence of low pO_2 on denitrification processes and products. Proc. Soil Sci. Soc. America 25, S.362-365

31. Carlson, G.F. et al., 1968: Virus inactivation on clay particles in natural waters. Sproul. Journ. Water Contr. Fed. 40, Part. 2, S.89-106
32. Chao, T.T., M.E. Harward & S.C. Fang, 1962: Soil constituent and properties in the adsorption of sulfate ions. Soil Sci. 94, S.275-283
33. Chao, T.T., M.E. Harward & S.C. Fang, 1963: Cationic effects on sulfate adsorption by soils. Proc. soil Sci. Soc. America 27, S.35-38
34. Chao, T.T., 1964: Anion effects on sulfate adsorption by soils. Proc. Soil Sci. Soc. America 28, S.581-583
35. Coe, J.J., 1970: Effect of solid waste disposal on ground water quality. Journ. Am. Water Works Ass. 62, 12, S.776-783
36. Colemann, N.T., A.C. Mc Clung & D.P. Moore, 1956: Formations constanz for copper(II) peat complex. Science 123, 350
37. Cookson jr., I.T., 1969: Mechanismn of virus adsorption on activatet carbon. Journ. Am. Water Works Ass. 61, 1, S.52-56
38. Corey, J.C. et al., 1967: Miscible displacement through gamma radiation sterilized soil columns. Enviromental Science and Technology, Band 1, Nr. 2, S.144-147
39. Davies, R.I., V.M. Cheshire & I.J. Graham-Bryce, 1969: Retention of low levels of copper by humic acid. Journ. Soil Sci. 20, 1, S.65-71
40. Deutscher Bundestag, 1971: Materialienband zum Umweltprogramm der Bundesregierung. Drucksache VI/2710, Sachgebiet 2, Verlag Dr. Hans Heyer, Bonn-Bad Godesberg
41. Dewers, F., K. Gripp & F. Overbeck, 1941: Das Kanäzoikum in Niedersachsen. In Geologie u. Lagerstätten Niedersachsens, Band 3
42. Dietrich, K.-R., 1968: Die Abwassertechnik. Dr. A. Hüthig-Verlag, Heidelberg
43. Dietrich, K.-R., 1973: Die Abwehr der Eutrophierung der Gewässer als Umweltschutzmaßnahme. 1. u. 2. Bericht, Z. Kulturtechnik u. Flurber. 14, 1, S.1-20 und 2, S.112-123
44. v. Dijk, H., 1967: Die Kationenbindung der Huminsäuren. Torf-Kolloquium DDR - VR Polen 1/3
45. Dorfner, K., 1970: Ionenaustauscher. 3. Auflage, Verlag Walter de Gruyter & Co, Berlin

46. Drewry, W.A. & R. Eliassen, 1968: Virus movement in ground water. Journ. Water Pollution Control Fed. 40, 8, Part. 2, R 257-R 271
47. Eggelsmann, R., 1960: Über den unterirdischen Abfluß aus Mooren. Die Wasserwirtschaft 50, 6, S.149-154
48. Eggelsmann, R. 1973: Die Rolle der Moore bei der Grundwasserneubildung. Deutsche Gewässerkundl. Mitt. 17, 5, S.134-137
49. Eggelsmann, R. & H. Kuntze, 1972: Vergleichende chemische Untersuchungen zur Frage der Gewässereutrophierung aus landwirtschaftlich genutzten Moor- und Sandböden. Landw. Forsch., 27/1. Sonderheft, S.140-154
50. Ehlers, W., H. Gebhardt & B. Meyer, 1968: Untersuchungen über die positionsspezifischen Bindungen des Kaliums an Illit, Kaolinit, Montmorillonit und Humus. Z. Pflanzenernähr., Düngung, Bodenkunde 119, 3, S.173-186
51. El-Bassam, N. & C. Tietjen, 1972: Untersuchungen zur Auswaschung von Nährstoffen und Schwermetallen bei Anwendung größerer Klärschlammengen. Mitteln. Dtsch. Bodenkdl. Gesellsch. 16, S.156-164
52. Elkins, D.M. & L.E. Ensminger, 1971: Effect of soil pH on the availability of adsorbed sulfate. Proc. Soil Sci. Soc. A America 35, 6, S.931-934
53. Ensminger, L.E. & J.E. Gieseking, 1941: The absorption of proteins by montmorillonitic clays and its effect on base-exchange capacity. Soil Sci. 51, S.125-132
54. Evers, P., 1967: Einsatz von Ionenaustauschern bei der Wasseraufbereitung. Wasserwirtschaft-Wassertechnik 17, 10, S.344
55. Exler, H.J., 1972: Ausbreitung und Reichweite von Grundwasserunreinigungen im Unterstrom einer Mülldeponie. Das Gas- u. Wasserfach 113, 3, S.101-112
56. Farkasdi, G. et al., 1969: Mikrobiologische und hygienische Untersuchungen von Grundwasserunreinigungen im Unterstrom von Abfallplätzen. Städtehygiene 20, 2, S.25-31
57. Farnham, R.S. & J.L. Brown, 1972: Advanced wastewater treatment using organic and anorganic materials. Proc. 4th Internat. Peat Cong. Finland, Vol. 4, S.271-298
58. Feige, W. 1970: Die selektive Kationensorption von Moor- und humosen Sandböden. Landw. Forsch., Sonderheft 25/1, S.141-152

59. Feige, W. , 1971: Eignen sich Moore zur geordneten Deponie von Siedlungsabfällen? Z. Deutsche Geol. Ges. 122, S.71-80
60. Feige, W. 1972: Die Retentionsfähigkeit von Torfen für einige im Abwasser gelösten Stoffe. Mitt. Deutsche Bodenkdl. Gesellsch. 16, 6, S.148-157
61. Flögel, H., 1959: Grundwasserverunreinigungen durch Halden. Österr. Wasserwirtschaft 11, 6, S.148-157
62. Fuss, C., 1968: Beseitigung von Abfallstoffen im Hinblick auf die Reinhaltung des Bodens. Handbuch der Müll- und Abfallbeseitigung Band 1, Abschn. 0150, Verlag Erich Schmidt, Berlin
63. Gillisen, G., H.Scholz & Chr.Dehnert, 1961: Die Behandlung von Keimsuspensionen mit Ionenaustauschern. Arch. Hyg. u. Bakt. 145, 2, S.145-152
64. Ghobadian, A., 1969: Untersuchungen über den Ionenaustausch im Boden zum Zwecke einer gezielten Melioration (mit besonderer Berücksichtigung der Salzböden)., Teil 1. Die Bodenkultur 20, 3, S.219-261
65. Goeben, H.G. & J.Brockmann, 1969: Bindungsvermögen von anaerobem Faulschlamm für Schwermetallionen. Wasser-Luft-Betrieb 13, 11, S.409-412
66. Golwer, A. & G.Matthes, 1969: Qualitative Beeinträchtigung des Grundwasserdargebotes durch Abfallstoffe. Deutsche Gwässerkdl. Mitt., Sonderheft 1969, S.51-55
67. Golwer, A., G. Matthes & W.Schneider, 1969: Selbstreinigungsvorgänge im aeroben und anaeroben Grundwasserbereich. Vom Wasser Bd. XXXVI, S.64-92
68. Golwer, A. et al., 1972: Mikroorganismen im Unterstrom eines Abfallplatzes. Gesundth. Ing. 33, 5, S.142-151
69. Golwer, A. & G.Matthes, 1972: Die Bedeutung des Gasaustausches in der Grundluft für die Selbstreinigungsvorgänge in verunreinigten Grundwässern. Z. Deutsch. Geol. Ges. 123, S.29-38
70. Griesbach, R., 1957: Austauschadsorption in Theorie und Praxis. Akademie-Verlag Berlin
71. Grimme, H., 1968: Die Adsorption von Mn, Co, Cu, und Zn durch Goethit aus verdünnten Lösungen. Z. Pflanzenern. u. Bodenkunde 121, 1, S.58-65
72. Groba, E. & J.Hahn, 1972: Variations of ground water chemistry by anthropogenic factors in northwest Germany. 24TH I G C, Section II, S.270-281

73. Harter, R.D. & G.Stotzky, 1971: Formation of clay protein complexes. Proc. Soil Sci. Soc. America 35, S.383-389
74. Hasler, A., 1943: Über das Verhalten des Kupfers im Boden. Mitt. a. d. Gebiet Lebensmitteluntersuchungen. u. Hygiene 34, S.79-89
75. Hatcher, J.T., C.A.Bower & M. Clark, 1967: Adsorption of boron by soils and influenced by hydroxy aluminium and surfacs area. Soil Sci. 104, 6, S. 422-426
76. Helfferich, F., 1959: Ionenaustauscher. 1. Grundlagen. Verlag Chemie, Weinheim/Bergstr.
77. Hellmann, H. & F.J.Bruns, 1969: Ein Beitrag zum Auftreten von Kohlenwasserstoffen natürlicher Herkunft in Gewässern. Deutsche Gewässerkd. Mitt. 13, 2, S.54-60
78. Henzel, N. & O.Strebel, 1967: Modelluntersuchungen über die Tiefenverlagerung von Fallout in verschiedenen Böden. Z. Geophysik 33, 1, S.33-47
79. Hettche, H.O., 1955: Urochrome im Wasser als Ursache des endemischen Kropfes. Das Gas- u. Wasserfach 96, 20, S.660-66
80. Hingston, F.J., 1964: Reactions between boron and clay. Austr. Journ. Soil Res. 2, S.83-95
81. Holobradý, K., E.Chrenekova & J.Galba, 1969: Untersuchungen über die Sorption des Arsenats in Böden. 1. Mitt. Phosphat- und Arsenat-Adsorptionsisothermen. Landw. Zentralblatt 2-71/06-146
82. Hoffmann, B., 1970: Ein statistisches Modell zur Beschreibung der Ausbreitung gelöster Stoffe in porösen Medien. Mitt. Dtsch. Bodenkdl. Ges. 10, S.98-99
83. Hudcova, O. & B.Kovarova, 1969: The sorption of phosphorus by clay minerals. 2.; the influence of pH. Rostl. Vyroba 15 (XL 2), S.971-976
84. Jaag, O., 1970 Abwasserschäden einschließlich Schäden durch Müll. In: P. Sorauer, Handbuch der Pflanzenkrankheiten, Band 1, 7. Auflage
85. John, M.K., 1971: Soil properties affecting the retention of phosphorus from effluent. Canad. Journ. Soil Sci. 51, S.315-322
86. Jurinak, J.J. & R.A.Griffin, 1972: Nitrate ion adsorption by calcium carbonate. Soil Sci. 113, S.130-135
87. Kadner, M.R., 1970: Untersuchungen der geologischen Eigenschaften von Aquifers im Raum Hamburg unter Anwendung nicht-stationärer Verfahren. Mitt. 78 Geol. Landesamt Hamburg

88. Kaltofen, H. & W.Kirchhoff, 1955: 20 Jahre Faulschlamm-Verwertung in Hannover. Wasser u. Boden 7, 9, S.269-272
89. Kanunnikova, N.A., 1972: Sorbcija margansca, kobaltà i medi torfjanymi počvami. Landw. Zentralblatt 2-73/02-0139
90. Karbe, A., 1968: Grundwasserschäden durch Ablagerungen von Abfallstoffen. Schriftenreihe Vereinig. Deutsch. Gewässerschutz e.V. 16, 2. Auflage
91. Khan, S.H., 1968: Physikalisch-chemische Untersuchungen an chemisch veränderten Huminstoffen. Göttinger Bodenkundl. Berichte 5, S.1-73
92. Khan, S.H., 1969: Interaction between the humic acid fraction of soils and certain metallic cations. Proc. Soil Sci. Soc. America 33, S.451-454
93. Kleist, H., 1967: Stabile und freie Radikale in Huminsäuren und ihren Metallverbindungen. 4. Torfkolloquium DDR-VR Polen 1/4
94. Kloke, A., 1972: Zur Anreicherung von Cadmium in Böden und Pflanzen. Landw. Forsch., 27/1 Sonderheft, S.200-206
95. Klotter, H.E., 1968: Beseitigung fester Abfallstoffe als wasserwirtschaftliches Problem. Festschrift zum Kongreß und zur Ausstellung "Wasser", Berlin 1968, S.137-142, C.H. Garbeke-Verlag München
96. Klotter, H.E., 1969: Möglichkeiten zur Denitrifikation von Grundwässern. Vom Wasser, Band XXXVI, S.93-140
97. Klotter, H.E. & E.Hantge, 1970: Abfallbeseitigung und Grundwasserschutz. Schriftenr. d. Deutschen Rates für Landespflege 13, S.54-59
98. Klotter, H.E., 1972: Besondere Deponiestandorte. Handbuch der Müll- und Abfallbeseitigung, Band 2, Abschn. 4640, Erich Schmidt-Verlag Berlin
99. Kohlenbrander, G.J., 1970: Calculation of the parametrs for the evaluation of the leaching of salts under field conditions, illustrated by nitrate. Plant and Soil 32, 2, S.439-453
100. Knoch, J., 1972: Untersuchungen zur Reinigung von Sickerwasser aus Mülldeponien. 2. Europ. Abwasser- und Abfallsymposium, München
101. Knoll, K. H., 1965: In Siedlungsabfällen vorkommende Krankheitserreger für Mensch, Tier und Pflanze. In: Handbuch der Müll- u. Abfallbeseitigung, Band 2, Abschn. 5112, Erich Schmidt-Verlag, Berlin

102. Knoll, K.H., 1972: Hygienische Aspekte der Abfallbeseitigung. 2. Europ. Abwasser- und Abfallsymposium, München
103. Kopisch-Obuch, F.W., 1970: Schwermetallbindung durch verschiedenartige Humuskörper. Diss. Universität Hohenheim, Fachbereich Agrarbiologie
104. Koter, M., H.Panak & T.Wojnowska, 1971: Sorption and desorption on sulfate ions by various soil sorbents. Polish Journ. Soil Sci. 4, S.103-112
105. Knorr, M., H.Haas & B.Knorr, 1956: Beobachtungen über das Versagen der biologischen Sperre bei der Entkeimung des versickernden Wassers. Arch. Hyg. u. Bakt. 140, S.130-1
106. Knorr, M., 1966: Die hygienische Beurteilung resistenter Schadstoffe im Boden und Grundwasser. Gesundth. Ingenieur. 87, 11, S.326-336
107. Kuntze, H., 1965: Die Marschen - schwere Böden in der landwirtschaftlichen Evolution. Verlag Paul Paray, Hamburg u. Berlin
108. Kuntze, H., 1971: Moorböden Norddeutschlands. Mitt. Dtsch. Bodenkdl. Ges. 13, S.105-150
109. Kuntze, H., 1972: Anforderungen an die Landeskultur durch Wandlung der Bodennutzung. Kali-Briefe, Fachgeb. 7, 1. Folge, S.1-12
110. Kuntze, H., 1973: Entwicklung aufgelassener Moorkulturen. Kali-Briefe, Fachgebiet 7, 4. Folge, S.1-9
111. Kuratorium für Kulturbauwesen (Herausgeber), 1967: Abwasser und Abwasserschlammsverwertung in hygienischer Sicht. Schriftenreihe Kuratorium für Kulturbauwesen, Heft 16, Verlag Wasser und Boden, Hamburg
112. Lagerwerff, I.V., 1967: Heavy-metal contamination of soils in agriculture and the quality of our environment. Am. Assoc. Adv. Sci. Publ. 85, S.343-364
113. Lakatos, B. et al., 1972: Physical and chemical of peat humic acid and their metal complexes. Proc. 4th Intern. Peat Congr. Finland, Vol. 4, S.341
114. Lance, 1972: Nitrogen removal by soil mechanisms. Journ. Water Poll. Contr. Fed. 44, 7, S.1352-1361
115. Langer, W., 1964: Die Lagerung von Stadtmüll und Industrieabfällen und ihre Gefahren für Wasser und Luft. Schriftenreihe des Vereins für Boden- Wasser- und Luftthygiene 22

116. Legrand, H.E., 1965: Patterns of contaminated zones of water in the ground. *Water Resources Res.* 1, 1, S.83-95
117. Lieber, M. & W.Fr.Welsch, 1954: Contamination of ground water by cadmium. *Journ. Amer. Water Works Assoc.* 46, S.541-547
118. Liebmann, H., 1960: *Handbuch der Frischwasser und Abwasser-Biologie*. Band 2, Verlag Oldenbourg, München
119. Lindstrom, F.T., L.Boersma & D.Stockard, 1971: A theory on the mass transport of previously sorbing porous medium: isothermal cases. *Soil Sci.* 112, 5, S.291-300
120. Link, P., 1967: Die gefahrlose Beseitigung anorganischer Industrieschlämme. *Das Gas- u. Wasserfach* 108, 36, S.1022-1025
121. Löffler, E., 1968: Einfluß standortgebundener Faktoren auf die Wassergüteveränderung bei Grundwasseranreicherung. *Wasserwirtschaft - Wassertechnik* 18, 7, S.238-243
122. Löhnert, E., 1968: Grundwasserverunreinigungen im Elbetal (Freie Hansestadt Hamburg). *Das Gas- und Wasserfach* 110, 42, S.1171-1177
123. Löhnert, E., 1970: Grundwasserchemismus und Kationenaustausch im norddeutschen Flachland. *Z. Deutsch. Geol. Ges., Sonderh. Hydrogeologie, Hydrogeochemie*, S.139-159
124. Mach, R., 1972: Die Verwertung von Müllkompost und Klärschlamm in der Landwirtschaft. In: *Ergebnisse landwirtsch. Forschung*, Justus Liebig Universität, Gießen, Heft XII
125. Mattson, S., 1931: The laws of soil colloidal behavior: Amphoteric behavior. *Soil Sci.* 32, S.343-365
126. Mayer, R., 1971: Bioelement-Transport im Niederschlagswasser und in der Bodenlösung eines Wald-Ökosystems. *Göttlinger Bodenkundliche Berichte* 19, S.1-119
127. Mechonina, G.I., 1969: Einfluß wässriger Extrakte von Pflanzenmaterial auf die Beweglichkeit von Quecksilber im Boden. *Landw. Zentralblatt* 2-70/11-0106
128. Meek, B.D., et al., 1970: Nitrate transformation in a column with a controlled water table. *Proc. Soil Sci. Soc. America* 34, S.235-239
129. Meyer, B. & R.Sakr, 1970: Menge, Sitz und Verteilung der extrahierbaren Fe-, Al-, SiO₂- und Humusanteile und ihr Einfluß auf die Austauschigenschaften von typischen sauren Lockerbraunerden. *Göttlinger Bodenkundliche Berichte* 14, S.49-83

130. Milde, G. & H.U.Mollweide, 1969: Die wichtigsten Verschmutzungsgefahren für Grundwasserlagerstätten. Z. angew. Geologie 15, 1, A.17-25
131. Mollweide, H.U., 1969: Die Ablagerung fester Rückstandsstoffe in ihrer Beziehung zu Untergrund, Grundwasser und Wasserversorgung. Wasserwirtschaft - Wassertechnik 19, 9, S.310-312
132. Möller, U., 1966: Schlamm-trockenbeete. Handbuch der Müll- und Abfallbeseitigung, Band 2, Abschn. 3170, 3180, 3190, Verlag Erich Schmidt, Berlin
133. Müller, B. & G.Hickisch, 1970: Die Adsorption von Bodenbakterien an Substrate mit besonderer Berücksichtigung sekundärer Tonminerale und Ionenaustauscher auf Kunstharzbasis. Z. Bakteriologie, Parasitenkunde, Infektionskrankh., Hygiene, II Abt. 125, 4, S.333-362
134. Niedersächsisches Amt für Landesplanung und Statistik, 1951: Karte der nutzbaren Lagerstätten Niedersachsens. Walter Dorn-Verlag, Bremen-Horn
135. Nöhring, F. et al., 1968: Über Abbauvorgänge von Grundwasser-Verunreinigungen im Unterstrom von Abfalldeponien. Das Gas- und Wasserfach 109, 6, S.137-142
136. Oddson, J.K., J.Letey & L.V.Weeks, 1970: Predicted distribution of organic chemicals in solution and adsorbed as a function of position and time for various chemical and soil properties. Proc. Soil Sci. Soc. America 34, S.412-417
137. Pfeffer, W., 1959: Ein praktischer Versuch zur Ermittlung der Cl-Wanderungsgeschwindigkeit bei der Diffusion einer Kochsalzlösung in einem plastischen Ton. Notizbl. Hess. Landesamt f. Bodenforsch. 87, S.429
138. Pierau, H. & G.Müller, 1970: Die Bedeutung der Rottedeponie für eine hygienisch einwandfreie Beseitigung von Klärschlamm zusammen mit festen häuslichen Abfallstoffen. Städtehygiene 4, S.82-87
139. van der Ploeg, R.R. & P.Benecke, 1972: Miscible displacement in soils. Mitt. Deutsche Bodenkundl. Ges. 16, S.179-206
140. Pöpel, J., 1967: Die Elimination von Phosphaten aus Abwasser durch chemische Fällung. Das Gas- und Wasserfach 108, 22
141. Preul, H.C., & G.I.Schroepfer, 1968: Travel of nitrogen in soils. Journ. Water Poll. Contr. Fed. 40, 1, S.30-48

142. Primavesi, C.A., 1966: Virologische Untersuchungen von Oberflächenwässern und ihre Ergebnisse. Arch. Hyg. 150, 3/4, S.196-207
143. Puschmann, H., 1970: Untersuchungen zur Sorption der Radionukleide Sr 85, Cs 137 und J 131 an Lockersedimenten. Deutsche Gewässerkundl. Mitt. 14, 3, S.63-72
144. Rack, G.J., & N.V.Savant, 1972: Pyrophosphate hydrolysis in soil as influenced by flooding and fixation. Proc. Soil Sci. Soc. America 36, S.678-682
145. Rashid, M.A., 1971: Role of humic acid of marine origin and their different molecular weight fractions in complexing di- and trivalent metals. Soil Sci. 111, 5, S.298-306
146. Graf v. Reichenbach, H., 1966: Anomalien des Kationenaustausches bei Vermiculiten. Z. Pflanzenern., Düngung, Bodenkunde 113, 3, S.203-213
147. Richter, W., 1960: Zur Geologie des Emslandes, Abschn.4, Hydrogeologie. Beih. Geol. Jahrb. 37, S.322-342
148. Rhoades, J.D., R.D. Ingvatson & J.T. Hatcher, 1970: Adsorption of boron by ferromagnesian minerals and magnesium hydroxide. Proc. Soil Sci. Soc. America 34, S.938-941
149. Roediger, H., 1967: Die anaerobe alkalische Schlammfäulung, 3. Auflage. Verlag R. Oldenbourg, München-Wien
150. Roeschmann, G., 1971: Böden der nordwestdeutschen Geestlandschaft. Mitt. Dtsch. Bodenkdl. Ges. 13, S.151-231
151. Romero, J.C., 1970: The movement of bacteria and viruses through porous media. Ground water 8, 2, S.37-48
152. Rott, U., 1973: Untersuchungen zur Aufbereitung von Grundwasser mit hohem Gehalt an Eisen und Huminsäuren. Diss. Techn. Universität Hannover
153. Rudolf, W. & A.L.Zuber, 1953: Removal of toxic materials by sewage sludges. Sewage & Industr. Wastes 25, 2, S.142-154
154. Ruffer, H., 1965: Nitrifikation und Denitrifikation bei der Abwasserreinigung. Vom Wasser 21, S.134-152
155. Sanders, F.A. & Don E.Bloodgood, 1965: The effect of nitrogen to carbon ratio on anaerobic decomposition. Journ. Water Poll. Contr. Fed. 37, S.1741
156. Saxen, A., 1963: Untersuchungen über die landwirtschaftliche Verwertung von Abwasserschlämmen. Diss. Techn. Hochschule Braunschweig

157. Schachtschabel, P., 1940: Untersuchungen über die Sorption der Tonmineralien und organischen Bodenkolloide und die Bestimmung des Anteiles dieser Kolloide an der Sorption im Boden. Kolloid-Beihefte 51, 5/7, S.199-276
158. Schachtschabel, P., 1961: Bestimmung des fixierten Ammoniums im Boden. Z. Pflanzenernähr., Düngung, Bodenkunde 23, 2, S.125-136
159. Scharrer, K., H.Kühn & J.Lüttmer, 1956: Untersuchungen über die Bindung des Bors durch anorganische Bodenbestandteile. Z. Pflanzenernähr., Düngung, Bodenkunde 13, 1, S.40-47
160. Scheffer, F. & B.Ulrich, 1960: Humus und Humusdüngung, Band 1. Ferd. Enke-Verlag, Stuttgart
161. Scheffer, F. & P.Schachtschabel, 1970: Lehrbuch der Bodenkunde, 7. Auflage. Ferd. Enke-Verlag, Stuttgart
162. Schell, W.R. & J.V.Jordan, 1959: Anion-exchange studies of pure clays. Plant and Soil 10, 4, S.303-318
163. Schinzel, A., 1968: Das Verhalten schwer abbaubarer Substanzen im Boden und Grundwasser. Gas-Wasser-Wärme 22, 2, S.23-32
164. Schlichting, E., 1960: Die Phosphat- und Molybdat-Bindung in raseneisensteinhaltigen Bodenprofilen. Z. Pflanzenernähr. Düngung, Bodenkunde 20, 3, S.204-208
165. Schneider, S., 1972: Moornutzung und neues Bodenabbaugesetz in Niedersachsen. Telma 2, S.143-148
166. Schneider, W., G.Matthess & A.Golver, 1969: Selbstreinigungsvorgänge im aeroben und anaeroben Grundwasserbereich. Vortr. Jahrestag. Fachgr. Wasserchemie 1969, Bad Dürkheim
167. Schnitzer, H., 1969: Reactions between fulvic acid a soil humic compound and inorganic soil constituents. Proc. Soil Sci. Soc. America 33, S.75-81
168. Schoen, U., 1953: Kennzeichnung von Tonen durch Phosphatbindung und Kationenumtausch. Z. Pflanzenernähr., Düngung, Bodenkunde 62, 1, S.1-17 und 97-119
169. Schöttler, U., 1972: Hydrochemische Untersuchungen von Sickerwässern unterhalb von Abfallablagerungen. Diss. Tech. Hochschule Aachen
170. Schwille, F., 1962: Nitrate im Grundwasser. Deutsche Gewässerkundliche Mitt. 6, 2, S.25-32
171. Schranmeck, E., 1973: Gewässerbeeinträchtigung durch Depositionen und Abfalllagerstätten - Empfehlungen zur laufenden Überwachung. Das Gas- und Wasserfach 114, 5, S.214-217

172. Shindala, A., 1972: Nitrogen and phosphorus removal from wastewaters, part 2, chemical -biological. Water & Sewage Works 112, 7, S.60-67
173. Singh, M., 1971: Equilibrium adsorption of boron in soils and clays. Geoderma 5, 3, S.209-217
174. Sinha, M.K., 1971: Organo - metallic phosphates. Plant and Soil 35, S.471-493
175. Starkey, R.L., 1966: Oxidation and reduction of sulfur compounds. Soil Sci. 101, 4, S.279-306
176. Strauch, D. & E.Parakova, 1970: Gefährdung des Weideviehes bei der landwirtschaftlichen Verwertung des Klärschlammes. Städtehygiene 9, S.195-198
177. Strebelt, O., M.Renger & W.Giesel, 1973: Bestimmung des vertikalen Transportes von löslichen Stoffen im wassergesättigten Boden. Wasser und Boden 25, 8, S.251-253
178. Shukla, S.S., et al., 1971: Sorption of inorganic phosphate by lake sediments. Proc. soil Sci. Soc. America 35, S.20-26
179. Stundl, K., 1968: Abbauvorgänge im Boden und ihr Einfluß auf die Grundwasserqualität. Gas - Wasser - Wärme 22, 7, S.142-147
180. Stundel, K., 1967: Versuche über Bodenfiltration zur Bemessung der Sicherungsmaßnahmen für ein Grundwasserwerk. Österr. Wasserwirtschaft 19, 1/2, S.20-26
181. Szalay, A., 1963: Cation exchange properties of humic acid and their importance in the geochemical enrichment of UO_2^{++} . XXIInd Conference Intern. Union Pure and Applied Chemistry
182. Szalay, A., 1970: Retention of micronutrient cations by peat humic acid and deficiency of plants. Proc. Intern. Symp. Hydrogeochemistry and Biogeochemistry, Tokio
183. Szalay, A. & M.Szilagyi, 1968: Laboratory experiments on the retention of micronutrients by peat humic acid. Plant and Soil 29, 2, S.219-224
184. Thies, N., 1969: Untersuchungen über die Auswirkungen des Eindringens von radioaktivem Abwasser in den Untergrund. Landesstelle für Gewässerkunde, Karlsruhe, Gesamtherstellung G. Braun GmbH, Karlsruhe
185. Thomas, G.W. & H.R.Swoboda, 1970: Anion exclusion effects on chloride movement in soils. Soil Sci. 110, 3, S.163-166

186. Tilstra, J.R., K.W.Malueg & W.C.Carson, 1972: Removal of phosphorus and nitrogen from waste water effluents by induced soil percolation. Journ. Water Poll. Contr. Fed. 44, 5, S.796-805
187. Tributh, H., 1967: Die Bedeutung der erweiterten Torffraktionierung für die genaue Kennzeichnung des Mineralbestandes und seiner Eigenschaften. Diss. Universität Giessen
188. Ulrich, B., 1969: Kationenaustausch - Gleichgewichte in Böden - . Z. Pflanzenernähr., Düngung, Bodenkunde 113, 2, S.141-159
189. Ulrich, B., 1969: Chemische Potentiale beim Transport von Bodenlösung durch das Solum. Z. Pflanzenernähr. und Bodenkunde 123, 3, S.181-186
190. Ulrich, B., 1972: Die Filterfunktionen von Böden. Mitt. Dtsch. Bodenkdl. Ges. 16, S.123-129
191. Vageler, P., 1932: Der Kationen- und Wasserhaushalt des Mineralbodens. Berlin
192. Wagner, R., 1967: Über die chemischen und biochemischen Vorgänge bei der Stabilisierung von Abwasserschlämmen. 43. Siedlungswasserwirtschaftl. Koll. an der Techn. Univ. Stuttgart
193. Wasmer, H.R., 1969: Ablagerung fester Abfallstoffe und Gewässerschutz. Gas - Wasser - Abwasser 42, 5, S.136-142
194. Wenting, G.R. & J.E.Etzel, 1972: Removal of metal ions by soils. Journ. Water Poll. Contr. Fed. 44, S.1561-1574
195. Wesche, J., 1971: Landwirtschaft und Gewässerschutz. Z. Kulturtechnik und Flurbereinigung 12, 6, S.321-338
196. Winter, A. & G.Brüsewitz, 1960: Untersuchungen über die Aufnahme organischer Substanzen durch die Wurzeln höherer Pflanzen, Teil 5: Anreicherung und Stabilität einiger organischer Verbindungen im Boden. Naturwissenschaften 47, 139
197. Wittich, W., 1952: Der heutige Stand unseres Wissens vom Humus und neue Wege zur Lösung des Rohhumusproblems im Walde. Schriftenreihe Forstl. Fak. Univ. Göttingen, Band 4
198. Wolfskehl, O. & E. Boye, 1966: Einwirkung von abgelagerter Müllasche und Müllkompost auf das Grundwasser. Das Gas- und Wasserfach 107, 2, S.36-38

199. Wolters, N., 1965: Ablagerung, Verwitterung und Auslaugung abgelagerter Feststoffe. Wasser - Luft - Betrieb H.3, S.154
200. Wolters, D., 1967: Urochrome als trinkwasserhygienisches Problem. Fortschr. Wasserchemie u. Grenzgebiete, H. 7, S. 195-200
201. Zadnard, H., 1939: Zur Kenntnis der kolloidchemischen Eigenschaften des Humus. Kolloid-Beihefte 49, 9/12, S. 316-364
202. Zentralstelle für Abfallbeseitigung, 1969: Merkblatt 1; Einführung in die Abfallbeseitigung, Merkblatt 2; Vorarbeiten bei der Planung der Abfallbeseitigung. Niedersächsisches Ministerialblatt Nr. 8, S.189-196
203. Zentralstelle für Abfallbeseitigung, 1970: Merkblatt 3; Die geordnete Ablagerung (Deponie) fester und schlammiger Abfälle aus Siedlung und Industrie. Nieders. Ministerialblatt Nr. 22, S.621-629
204. Zentralstelle für Abfallbeseitigung, 1970: Merkblatt 4; Planungsgrundlagen für die Abfallbeseitigung. Nieders. Ministerialblatt Nr. 44, S.1294-1298
205. Zentralstelle für Abfallbeseitigung, 1972: Behandlung und Beseitigung von Klärschlammen unter besonderer Berücksichtigung ihrer seuchenhygienisch unbedenklichen Verwertung im Landbau. Nieders. Ministerialblatt Nr. 32, S.1138-1142
206. Zwitting, L., 1964: Die Beeinflussung des Grundwassers durch Mülldeponien. Steir. Beitr. Hydrogeologie 15/16, S.91-106
207. Zvjagincev, D.G., et al., 1969: Adsorption von Mikroorganismen an Bodenpartikeln und Mineralen, untersucht durch Elektronenmikroskopie. Landw. Zentralblatt 2-70/11-0159

BODENKUNDLICHE UNTERSUCHUNGEN
NORDWESTDEUTSCHER STANDORTE
ZUR GEORDNETEN ABWASSERFAULSCHLAMM-
DEPONIE

Teil 2

Inhaltsverzeichnis

	Seite
2 Experimenteller Teil	
2.1 Schüttelversuche.....	64
2.11 Material.....	64
2.12 Methoden.....	65
2.13 Ergebnisse.....	69
2.131 Sorption der Kationen.....	70
2.132 Sorption der Anionen.....	72
2.14 Diskussion.....	81
2.2 Perkulationsversuche.....	85
2.21 Material und Methoden.....	85
2.22 Ergebnisse.....	86
2.221 Höhe der Arbeitsschicht.....	86
2.222 Ionenverteilung in der Säule.....	89
2.23 Diskussion.....	94
2.3 Lysimeterversuche.....	97
2.31 Beschreibung der Versuche.....	97
2.32 Material und Methoden.....	99
2.33 Ergebnisse.....	101
2.331 Sickerwasseruntersuchungen.....	101
2.332 Profiluntersuchungen.....	110
2.34 Diskussion.....	113
2.4 Untersuchungen an einer Deponie.....	116
2.41 Beschreibung der Deponie.....	116
2.42 Methoden der laufenden Untersuchung.....	118
2.43 Ergebnisse und Diskussion.....	119
2.5 Diskussion der Versuchsergebnisse.....	123
2.6 Zusammenfassung.....	133
2.7 Literaturverzeichnis.....	134
Tabellenanhang	

Verzeichnis der Abbildungen

	Seite
Abbildung 1	NH ₄ ⁺ -Sorptions bei Schüttelversuchen mit Modellösung..... 71
Abbildung 2	Sulfat-Sorption bei Schüttelversuchen mit Modellösung..... 75
Abbildung 3	Phosphat-Sorption bei Schüttelversuchen mit Modellösung..... 77
Abbildung 4	Borat-Sorption bei Schüttelversuchen mit Modellösung..... 79
Abbildung 5	pH der Schüttellösung und Borat-Sorption..... 80
Abbildung 6	Tiefenfunktion der Kationensorption im Torffilter nach kapazitätsorientierter Belastung mit Modellösung (Hh2-natur)..... 88
Abbildung 7	Tiefenfunktion der Kationensorption im Torffilter nach kapazitätsorientierter Belastung mit Modellösung (Hh2 über Fe ²⁺ /Ca ₂ -Torf)..... 91
Abbildung 8	Tiefenfunktion der Phosphat-Bindung im Torffilter..... 93
Abbildung 9	Phosphat-Sorption in verschiedenen Torfen, dargestellt in % des mittleren P/Cl-Quotienten von AFS..... 103
Abbildung 10	Nitrat- und Sulfatkonzentration im Sickerwasser (mg/l) 1969-1973..... 105
Abbildung 11	Verteilung von Ammonium- und Nitrationen im Torf unter Abwasserfaulschlamm in der Mitte und an den Seiten der Lysimeter..... 107
Abbildung 12	Verteilung der Kationen im Hoch- und Niedermoortorf unter AFS..... 109
Abbildung 13	Lageplan der Abwasserfaulschlammdeponie Edewechterdamm (Freie Hansestadt Bremen).. 117
Abbildung 14	Ausnutzung der verfügbaren KAK bei kapazitätsorientierter Belastung in Abhängigkeit von der Filtermächtigkeit..... 125

Verzeichnis der Tabellen

	Seite
Tabelle 1	Chemische und physikalische Kennwerte der untersuchten Sedimente..... 66
Tabelle 2	Zusammensetzung der wässrigen Phase von Abwasserfaulschlamm (AFS) und der Modellösung (ML)..... 67
Tabelle 3	Mittlere sorbierte Anteile in % des Angebotes bei eisenfreien (-) und eisenbelegten (+) Hochmoortorfen..... 72
Tabelle 4	Sorbierte Anteile zugeführter Ionen (ohne HCO_3^-) als Summenmittelwerte der Behandlungen..... 73
Tabelle 5	Ausgangswerte zur Berechnung der Arbeitsschicht.....86
Tabelle 6	Relative Kationenäquivalente (Summe aller Kationen = 100) in der Modellösung und im Torffilter nach Kapazitätsorientierter Belastung..... 95
Tabelle 7	Lysimeterversuche: Kenndaten der als Filter verwendeten Torfe..... 100
Tabelle 8	Zusammensetzung des Abwasserfaulschlammes..... 100
Tabelle 9	Nitratgehalte ($\text{mg NO}_3^-/\text{l}$) im Sickerwasser bei unterschiedlichem Grundwasserstand im Lysimeter..... 106
Tabelle 10	Bilanzierung von Stoffzufuhr und -austrag bei Lysimeterversuchen (Belastung: 3l AFS/1 Torf)..... 108
Tabelle 11	Bilanzierung von Stoffzufuhr und -austrag bei Lysimeterversuchen (Belastung: 3l AFS/1 Torf)..... 108
Tabelle 12	H^+ -Gehalte der Torffilter nach der Beschlämmung (mval/l Torf)..... 110
Tabelle 13	Metallkationenanteile (%) in Faulschlammwasser und in den mit AFS behandelten Torfen (Summe Metallkationen = 100)..... 111
Tabelle 14	Analysenergebnisse von Grund- und Grabenwässern aus der Abwasserfaulschlammdeponie Edewechterdamm der Freien Hansestadt Bremen..... 120

2.) Experimenteller Teil

Der experimentelle Teil befaßt sich mit Versuchen zur Filterleistung von Lockersedimenten.

Die Versuchsanstellung erfolgte auf drei Ebenen:

1. Laborversuche (Schüttel- und Perkulationsversuche);
2. Lysimeterversuche (Deponien in kleinsttechnischem Maßstabe);
3. Untersuchungen an der Abwasserfaulschlammdeponie der Hansestadt Bremen in Edewechterdamm.

Der in dieser Reihenfolge steigende personelle und materielle Aufwand mußte zwangsläufig Einschränkungen bei den Versuchsgliedern nach sich ziehen.

2.1 Schüttelversuche

2.11 Material

Es wurden 6 verschiedene Lockersedimente auf ihre physikalisch-chemische Filterwirkung gegenüber den gelösten anorganischen Hauptbestandteilen des Abwasserfaulschlammes (ca. 4-5% TM) geprüft:

a) älterer Hochmoortorf, stark zersetzt (H8) mit hohen Anteilen von Eriophorum vaginatum und Beimengungen von Sphagnum imbricatum und Calluna vulgaris.

Entnahmeort: Wiesmoor.

b) jüngerer Hochmoortorf, wenig zersetzt (H2), Cymbifolia-Torf mit Beimengungen der Sektion Acutifolia und Cuspidata.

Entnahmeort: Torfwerk Teufelsmoor bei Bremen.

c) Niedermoortorf, stark zersetzt (H7), Seggentorf, sehr eisenreich (Konkretionen), 30-50 cm u.F.

Entnahmeort: Bremen-Lilienthal/St. Jürgens.

d) toniger Sand, stark eisenfleckig, stellenweise gebleicht (pseudovergleyt), Deckschicht über "Lauenburger Ton", 60-100 cm unter Flur.

Entnahmeort: Tongrube Kirchkimmen.

e) schluffiger Ton ("Lauenburger Ton"), blaugrau, stellenweise Feinsandbänder, Calciumcarbonathaltig, ca. 4-5 m u.F.

Entnahmeort: Tongrube Kirchkimmen.

f) toniger Schluff bläulich-grau, eisenfleckig, Knick-Brackmarsch, kalkfrei, 30-50 cm u.F.

Entnahmeort: Rodenkirchen.

Einige chemische Kennwerte dieser Sedimente gibt Tabelle 1.

Darüber hinaus wurde ermittelt, welche Wirkung Calcium, Eisen und Aluminium auf die Retentionsfähigkeit der Torfe für Kationen und Anionen ausüben. Diese Versuche sollten den Einfluß der genannten Bestandteile in Verbindung mit organogenen Sedimenten besonders auf die Anionenretention deutlich machen.

Den ursprünglichen Plan, die Untersuchungen an Niedermoor-torfen durchzuführen, haben wir wieder aufgegeben, weil hier durch die meist vorhandenen Tonmineral-Beimengungen sowie die unterschiedlichen Anteile und Bindungsformen der Sesquioxide eindeutige Ursache-Wirkungs-Beziehungen nicht herzustellen waren.

Deshalb haben wir den schon beschriebenen schwach zersetzten Hochmoortorf (b) mit H^+ Fe^{2+} Fe^{3+} und Al^{3+} belegt, indem wir die Torfe mit einer 0,2 M Säure- bzw. Salzlösung ins Gleichgewicht setzten und anschließend mit entionisiertem Wasser säurefrei wuschen. Ein Teil der vorhandenen Proben erhielt anschließend Kalk (CaO) in 2 unterschiedlichen Mengen.

Es ergaben sich folgende Varianten:

Nr.	Kurzbezeichnung	Belegung/100g TM		
		Ca(mval)	Fe(mmol)	Al(mmol)
1	H-Torf	0	0	0
2	Ca ₁ -Torf	75	0	0
3	Ca ₂ -Torf	150	0	0
4	Fe ²⁺ -Torf	0	18	0
5	Fe ²⁺ +Ca ₁ -Torf	75	18	0
6	Fe ²⁺ +Ca ₂ -Torf	150	18	0
7	Fe ³⁺ -Torf	0	24	0
8	Al ³⁺ -Torf	0	0	18
9	Fe ²⁺ +Fe(OH) ₂ -Torf	0	36*	0

* 18 mmol Fe als frisch gefälltes Fe(OH)₂ zugegeben.

2.12 Methoden

Alle Varianten erhielten folgende Vorbehandlung:

Die Proben wurden grubenfeucht durch ein 5 mm Sieb gerieben (nur "Lauenburger Ton" mußte bei 40-50°C getrocknet

Tabelle 1: Chemische und physikalische Kennwerte der untersuchten Sedimente.

Untersuchung	Dimension	Hh8 (a)	Hh2 (b)	Hn7 (c)	tS (d)	uT (e)	tU (f)
Vol.-Gew.	g TM/l	100	100	280	1400*	1100*	1200*
pH	-	3,2	2,8	4,7	6,0	7,2	6,0
CaCO ₃	% TM	0	0	0	0	7,3	0
Org.	% TM	50,6	46,5	27,6	0,14	1,42	0,6
N _T	% TM	1,1	0,7	2,0	0,01	n.b.	0,03
KAK	mval/l	182	161	297	136	306	199
Na	mval/l	0,95	0,65	1,04	0,84	1,21	1,32
K	mval/l	0,25	0,65	0,06	n.b.	4,62	4,56
Ca	mval/l	20,0	7,8	133,0	96,6	253,0	105,6
Mg	mval/l	23,2	10,3	3,3	13,9	23,7	55,0
PSK**	mmol/l	0	0	57	21	24	37
Fed	% TM	1,3	0,9	44,5	5,8	4,4	9,2
Feo	% TM	1,1	0,4	40,8	0,8	6,3	4,3
Al _o	% TM	0,4	0,4	6,4	0,4	0,5	0,5
Sand	% TM	-	-	-	68	4	15
Schluff	% TM	-	-	-	15	50	60
Ton	% TM	-	-	-	17	41	25

*Erfahrungswerte

**Phosphat-Sorptionskapazität

und anschließend gemahlen werden) und für den Gebrauch in Plastikbeuteln aufbewahrt.

Jeweils 50 ccm Lockersediment wurden mit 40-60-80-100 und 120 ccm einer "Modellösung" versetzt und das Flüssigkeitsvolumen mit H₂O auf 250 ccm Gesamtflüssigkeit (Waage) abgeglichen.

Nach 16 stündigem Schütteln (Horizontalschüttler) haben wir flüssige und feste Phase getrennt (Torfe über Büchnertrichter abgesaugt, mineralische Sedimente bei 5000 Upm zentrifugiert und über Membranfilter filtriert).

Jede Variante wurde doppelt angesetzt. Die Modellösung, mit der die Versuche durchgeführt wurden, entsprach in ihrer Zusammensetzung der flüssigen Phase des Bremer Abwasserfaulschlammes (Tabelle 2).

Tabelle 2: Zusammensetzung der wässrigen Phase von Abwasserfaulschlamm (AFS) und der Modellösung (ML)

	mval Kationen/l		mval Anionen/l		
	AFS	ML		AFS	ML
NH ₄ ⁺	35-46	40	HCO ₃ ⁻	46 -57	40
Na ⁺	7-10	10	Cl ⁻	7 -11	8
K ⁺	2- 3	2	SO ₄ ⁻⁻	0,3- 0,5	5
Ca ⁺⁺	4- 8	5	NO ₃ ⁻	0,2- 0,4	2,5
Mg ⁺⁺	2- 4	3	H ₂ PO ₄ ⁻	1 - 2	1,0
			H ₂ BO ₃ ⁻	n.b.	0,25
			CH ₃ COO ⁻	n.b.	2,5
Summe	50-71	60	Summe	54-71	59,25
pH	8- 8,2	7,9-8,2	Leitf.(mS)	2,8- 5,0	4,8-5,6

Eine Modellösung wurde gewählt, weil Originallösung kurzfristig und über einen längeren Zeitraum in der notwendigen Einheitlichkeit schon aus technischen Gründen nicht zu beschaffen war.

Abweichend vom Original haben wir jedoch die Sulfat- und Nitratgehalte erhöht, um in einen analytisch unkritischen Nachweisbereich zu kommen.

Dieses dürfte statthaft sein, da in einer Deponie durch chemisch-biologische Oxidation diese Stoffe in stärkerem Maße gebildet werden.

Für die Ermittlung der Bodenkennwerte wurde, soweit nicht anders vermerkt, nach den Methoden der Landwirtschaftlichen Untersuchungs- und Forschungsanstalten (Methodenbuch Band 1) sowie nach Normen im Landeskulturbau (DIN 19683/84) verfahren (4, 19).

Zur Bestimmung der Kationenaustauschkapazität die Sedimente mit 0,5 N Bariumacetatlösung ausgewaschen und das sorbierte Barium mit Magnesiumchloridlösung zurückgetrennt.

Natrium, Kalium und Barium photometrisch, Calcium und Magnesium gravimetrisch

Störeinflüsse von P₂O₅ 3N an, 2N an. Lösung:

Die Anionen (Phosphat-Bindungskapazität) haben wir mit 0,01M H₃PO₄ bestimmt (p. 10). Gen. Landw. Unters. Anstalt Zürich-Oerlikon

Dithionit-lösliches Eisen und Aluminium wurden nach Müllerting und Blume (18) extrahiert. Die Eisenbestimmung erfolgte nach Veraschung eines Aliquotes und Aufnahme durch Salzsäure mit Orthophenanthrolin-Ammoniumacetat-Pufferlösung.

Die Aluminiumbestimmung wurde ebenfalls spektralphotometrisch (Maskierung des Eisens mit Thioglycolsäure) nach der Aluminiummethode (11) durchgeführt.

Die Chloride haben wir mit Silbernitrat titriert und Kaliumdichromat als Indikator verwendet (5).

Ammonium und Nitrat wurden mit MgO und Devarda-Legierung nach einer von Fleige (8) ausgearbeiteten Vorschrift bestimmt.

Die Sulfatbestimmung erfolgte spektralphotometrisch nach Bariumchromatzugabe und Fällung des überschüssigen Bariumchromates mit Ammoniumhydroxid in der bei Nemeth (15) angegebenen Weise.

Phosphate ermittelten wir mit Ammoniummolybdat nach Reduktion durch Ascorbinsäure/Kaliumantimon-(III)-oxidtartrat in Anlehnung an Murphy und Riley (14).

Borate wurden nach vollständiger Oxidation der gelösten organischen Substanz mit Ammoniumpersulfat und Reduktion des Überschusses mit Hydrazinsulfat als blauer Bor-Dianthrimid-Komplex gemessen (13).

2.13 Ergebnisse

Das umfangreiche Zahlenmaterial der Gleichgewichtsversuche haben wir im Tabellenanhang sowie in den Abbildungen 1-4 niedergelegt. Obwohl die Tabellenwerte in mval/l Sediment ausgewiesen sind, muß ausdrücklich betont werden, daß diese Ergebnisse keine quantitativen Aussagen über die Bindungskapazität erlauben.

Vielmehr ist nur ein relativer Vergleich zwischen einzelnen Sedimenten gestattet, weil nicht der unter natürlichen Bedingungen ablaufende Perkolationsprozeß nachgeahmt, sondern lediglich die Momentaufnahme eines instabilen Reaktionszustandes dargestellt wird.

Aus der vorgelegten Menge an Salz (Co) und den Meßwerten der Schüttellösung (C) wurden zunächst der C/Co-Quotient errechnet. Werte <1 bedeuten Sorption durch das Sediment. Quotienten >1 zeigen jedoch nicht in jedem Falle Desorption aus dem jeweiligen Feststoff an.

Vielmehr müssen gerade bei naturbelassenen Sedimentproben zur exakten Beurteilung der Sorptionsverhältnisse die sogenannten "Leerwerte" - das sind die im Wasserextrakt (gleiches Flüssigkeits-Feststoff-Verhältnis) gemessenen Konzentrationen - berücksichtigt werden.

Die einfachste Lösung war, diesen "Leerwert" (LW) der angebotenen Menge zuzuschlagen und den Quotienten erneut zu errechnen $(\frac{C}{Co+LW})$

Durch diese Korrektur reduzierten sich besonders bei den Anionen die Quotienten häufig auf <1 womit sich auch in diesen Fällen eine Bindung durch das Sediment andeutet. Es wird jedoch klar, daß die Bindung erst durch einen größeren Angebotsdruck in der Außenlösung zustande kommt.

Diese Art der Berechnung liegt den Tabellenwerten zugrunde. Die sorbierten Anteile in mval/l Sediment schließlich wurden über die Beziehung $(1 - \frac{C}{Co+LW}) \times \text{Zugabemenge}$

rückgerechnet, womit die Konzentrationsschwankungen bei der Zugabe ausgeglichen sind. Den Volumenbezug haben wir bewußt gewählt, weil nur auf dieser Basis organogene und minerogene Sedimente vergleichbar sind.

2.131 Sorption der Kationen

Die Untersuchungsergebnisse über die Kationensorption wollen wir möglichst kurz erläutern und nur einige bemerkenswerte Einzelergebnisse besonders im Hinblick auf das als Verschmutzungsindikator geltende NH_4^+ (10) herausstellen.

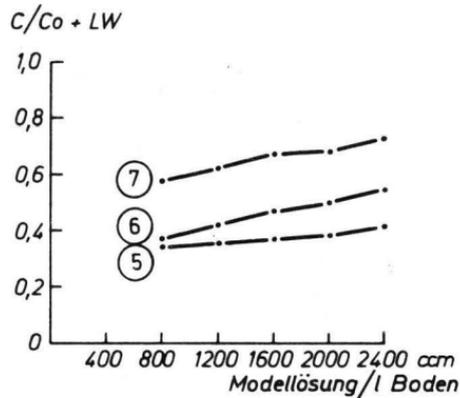
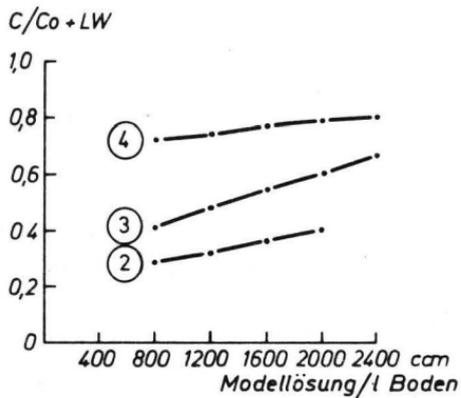
Die Versuchsdaten unterstreichen ganz allgemein die große Sorptionsfähigkeit saurer organogener Sedimente bei vergleichsweise geringer Aufhärtung (Desorption von nativen Metall-Kationen).

Calcium am Austauscher verringert beispielsweise die Sorption von Ammonium beträchtlich, weil bei Schüttelversuchen desorbiertes Calcium als für organische Austauscher selektiv wirkendes Kation mit um die Austauschplätze konkurriert und gegenüber Ammonium bevorzugt festgehalten wird (Abb.1). Hierin unterscheiden sich aber offensichtlich eisenfreie und eisenhaltige Torfe voneinander. Immerhin halten ja 18 mmol Eisen pro 1 Torf einen Teil der Austauscherplätze besetzt. Trotzdem hat sich die Ammoniumsorption bei der kalkfreien Variante kaum verringert. Enthält der Torf Eisen und Kalk, erhöht sich die Ammoniumsorption gegenüber dem Vergleichsglied ohne Eisen sogar um ca. 10%. Da von dieser erhöhten Sorption auch die anderen Metallkationen betroffen sind, reicht die Annahme, es handle sich um einen durch Eisen katalysierten Einbau von NH_4^+ in die organische Festsubstanz, zur Erklärung nicht aus.

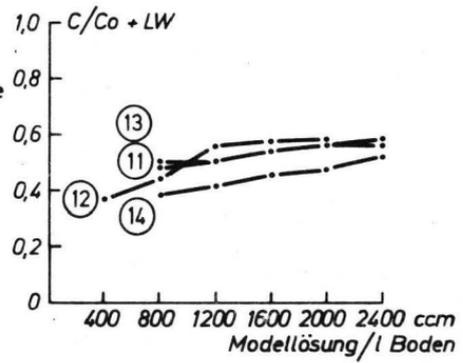
Offensichtlich weist eisenhaltiger Torf in Abhängigkeit vom Kalkgehalt veränderte Kapazitäts- und Selektivitätsverhältnisse auf, als deren Folge sich die Kationensorption erhöht, wie das für Calcium und Magnesium in Tabelle 3 dargestellt ist.

Als Beispiel für die Veränderung der Bindungsintensität kann die Sorption von Natrium und Kalium herangezogen werden. Während nämlich bei Kalkzusatz die Kaliumsorption schneller abnimmt als die des Natriums, ist bei Anwesenheit von Eisen besonders die Kaliumsorption gefördert (siehe Tabellenanhang).

NH₄⁺-Sorptions bei Schüttelversuchen mit Modelllösung



- ①: Hh 8-natur
- ②-⑩: Hh 2-Modelltorfe
- ② H⁺
- ③ Ca₁
- ④ Ca₂
- ⑤ Fe²⁺
- ⑥ Fe²⁺/Ca₁



- ⑦ Fe²⁺/Ca₂
- ⑧ Al³⁺
- ⑨ Fe³⁺
- ⑩ Fe²⁺/Fe(OH)₂
- ⑪ Hn 7
- ⑫ tS
- ⑬ uT
- ⑭ tU

Tabelle 3: Mittlere sorbierte Anteile in %
des Angebotes bei eisenfreien (-)
und eisenbelegten (+) Hochmoor-
torfen.

Kation	Torf ohne CaO		+75 mval CaO/1 Torf		+150 mval CaO/1 Torf	
	-	+	-	+	-	+
Ca	99	93	78	93	-72	49
Mg	99	98	95	98	61	88

Vermutlich mag aus diesem Grunde der sehr eisenreiche Niedermoor-
torf trotz einer Calciumsättigung von 45% noch immer ca. 50% des angebotenen Ammoniums ohne Desorption von Metallkationen zu binden.

Überraschend ist, daß auch der tonige Sand über den Volumenbezug im Mittel ca. 44% des angebotenen Ammoniums aufnehmen kann. Ähnlich wie bei "Lauenburger Ton" und Brackmarschklei kommt es dabei jedoch zur Freisetzung von Metallkationen aus dem Sediment und und damit zur Aufhärtung. Die vergleichsweise geringere Calcium-Selektivität der Tonminerale gegenüber der organischen Substanz und die mögliche Verdrängung des Kaliums aus spezifischen Bindungspositionen durch Ammonium erleichtern die Desorption.

Sedimente mit illitischen Tonmineralen müßten demnach besonders gute Filter für ammoniumbelastete Schmutzwässer sein.

2.132 Sorption der Anionen

Bei der Beurteilung der Filterwirkung von Böden und Lockersedimenten gegenüber salzhaltigen Schmutzwässern ist neben der Kationenbindung die Retentionsfähigkeit gegenüber Anionen von erheblichem Interesse.

Die in der bodenkundlichen Literatur (1, 17) genannten Zahlen bezüglich Anionensorption sind meist zu wenig differenziert, als daß sie als Beurteilungsmaßstab für das Verhalten verschiedener Lockersedimente herangezogen werden könnten. Deshalb wurden die Schüttelversuche in erster Linie zur Klärung dieser Sachverhalte durchgeführt. Es kam besonders darauf an, den Anteil der organischen Substanz an

der Anionenretention zu erfassen und vom überlagernden Einfluß der Sesquioxide, des Calciums und der Tonminerale zu trennen.

Zu diesem Zwecke stellten wir uns aus mineralstofffreiem Hochmoortorf, Eisen und Calcium die in Abschnitt 2.11 schon beschriebenen Modelltorfe her.

Die Untersuchungen mußten sich zunächst auf die im Siedlungsabwasserschlamm hauptsächlich vorkommenden Anionen Nitrat, Chlorid, Sulfat, Phosphat und Borat beschränken.

Der Zusammenstellung in Tabelle 4 ist zu entnehmen, daß die erreichten Kapazitätswerte im Mittel der Behandlungen 6 mval/l Sediment nicht überschreiten. Bezogen auf das Angebot an den genannten Anionen sind das nur ca. 23%.

Untersucht man den Beitrag der einzelnen Anionen zu diesem Wert, so stellt man eine sehr große Schwankungsbreite zwischen 0 und 100% Sorption fest.

Tabelle 4: Sorbierte Anteile zugeführter Ionen (ohne HCO_3^-) als Summenmittelwerte der Behandlungen

Sediment (Kurz- bezeichnung)	Kationen		Anionen	
	mval/l	%	mval/l	%
Hh2-natur	60	63	1,1	4
$\text{Fe}^{2+}/\text{Ca}_1$	56	56	3,3	13
Ca_1	46	48	1,1	4
Hh7	46	48	3,1	12
tU	34	35	3,3	13
$\text{Fe}^{2+}/\text{Ca}_2$	33	34	6,1	23
tS	29	30	4,7	18
Ca_2	21	22	1,9	7

Für Nitrate gilt allgemein, daß sie nur in Spuren aus der Schüttellösung entfernt werden. Organogene Sedimente könnten wohl in den meisten Fällen überhaupt keinen Beitrag zur Nitrat-Sorption leisten. Hier ist eher die Tendenz zu einer negativen Sorption erkennbar.

Eine Ausnahme macht der eisenbelegte Hochmoortorf, der zusätzlich 18 mmol frisch gefälltes $\text{Fe}(\text{OH})_2$ erhalten hat, und der ca. 7% des angebotenen Nitrates aus der Lösung entfernen konnte. Stellt

man einen Vergleich mit dem sehr eisenreichen Niedermoortorf an, so könnte dessen hohe "negative" Nitratsorption durch Austausch von sorbiertem Nitrat bedingt sein (Torf wurde an einer Grünlandfläche 30-50 cm u.F. entnommen!).

Insgesamt ist jedoch zu sagen, daß mit einer merklichen Nitratbindung im Sinne einer Filterwirkung durch die untersuchten Lockersedimente nicht zu rechnen ist.

Nicht ganz so negativ ist das Verhalten der Sedimente gegenüber Chlorid.

Mineralstoffhaltige Torfe, die Sesquioxide und Calcium enthalten, können merkliche Chloridmengen aufnehmen. Dementsprechend haben der eisenreiche Niedermoortorf und ebenso alle 3 minerogenen Sedimente Chlorid in Mengen zwischen 0,6 und 1,1 mval/l Boden aus der Schüttellösung aufgenommen.

Auch bei Hochmoortorf kann durch Zusatz von Sesquioxiden bzw. Kalk eine, wenn auch geringe Chlorid-Sorption induziert werden.

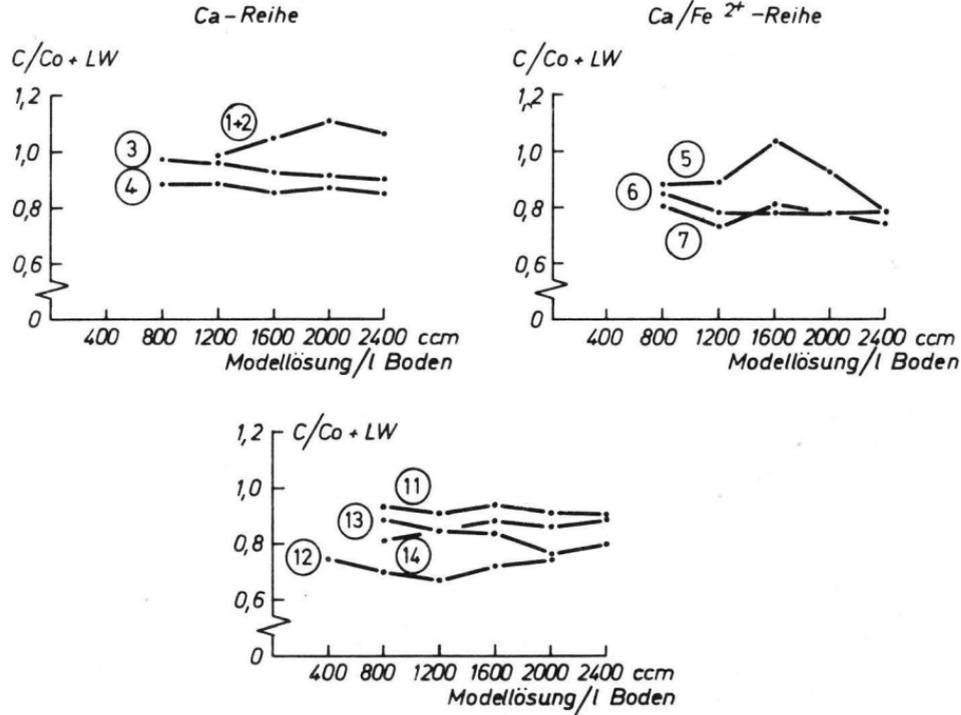
Mineralstofffreie saure Hochmoortorfe besitzen ebenfalls - wenn auch noch in begrenzterem Maße - dieses Vermögen. Allerdings muß man bei der Verrechnung der Ergebnisse die Leerwerte berücksichtigen, die hier schon 1,6 bzw. 1,9 mval Cl/l Torf ausmachen.

Ohne diese Korrektur erhält man "negative" Sorptionswerte bis zu 17%, wie sie schon Behrens und Robertson (2) für einen jüngeren wenig zersetzten Sphagnumtorf festgestellt haben. Die scheinbare reziproke Abhängigkeit dieser Negativ-Werte von der Anionenkonzentration ist dann eine Folge des immer kleiner werdenden Leerwertanteils am Anionen-Angebot.

Noch deutlicher ist der Einfluß der Sesquioxide und des Calciums auf die Sulfat-Sorption (Abbildung 2).

Während bei grubenfeuchtem Hochmoortorf keine Sulfat-Bindung festgestellt werden konnte, führt die Anwesenheit von Calcium zur Sorption bis zu 12% des Angebotes. Ist zusätzlich Fe^{2+} vorhanden, steigt der Anteil auf immerhin 20%, während Fe^{2+} allein keine Sorption bewirkt. Dagegen sind dreiwertiges Eisen und Aluminium offensichtlich in

Sulfat-Sorption bei Schüttelversuchen mit Modellösung



der Lage, auch ohne Beteiligung von Calcium zur Sulfat-Sorption beizutragen.

Hohe Sorptionsraten von ca. 29% werden durch den schwach sauren, tonigen Sand erzielt, während der im pH vergleichbare Brackmarschklei nur die Hälfte erreicht.

Die größten Differenzen treten - wie zu erwarten - bei der Bindung von Phosphat auf (Abbildung 3).

Hier bestätigen sich zunächst die Befunde von Behrens und Robertson (2) bezüglich des sauren Hochmoortorfes. Auch unsere Messungen ergaben in der Schüttellösung unter Beachtung des Leerwertes im Mittel ca. 4% höhere (!) Phosphat-Gehalte. Ob dieser negative Befund aber nicht doch darauf zurückzuführen ist, daß die salzhaltige Modellösung etwas Phosphat gelöst hat, welches durch den Leerwert nicht erfaßt werden konnte, muß offen bleiben.

Erst 150 mval Kalk/l Torf führen endlich zu einer Phosphat-Sorption von 36-16% des Angebotes. Werden dagegen die gleichen Torfe mit Fe^{2+} belegt, so entwickelt der von Natur aus für Phosphat indifferente Hochmoortorf beachtliche Sorptionskräfte.

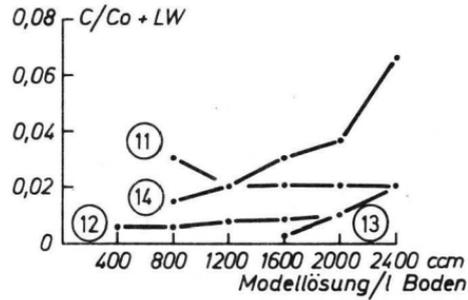
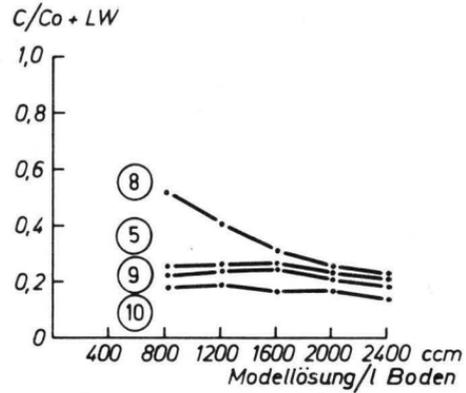
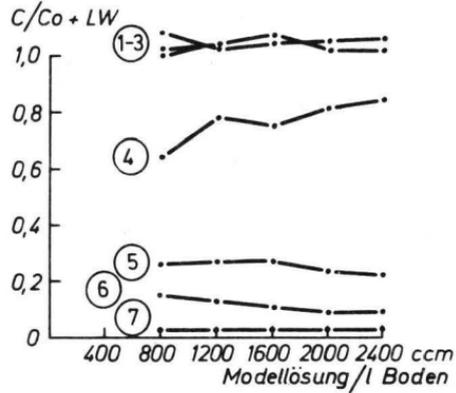
Schon die Anwesenheit von 18 mmol Fe^{2+} bzw. Fe^{3+} /l Torf bewirken, daß 76 bzw. 78% des Phosphates aus der Lösung verschwinden. Fügt man zusätzlich die gleiche Menge an Fe^{2+} als frisch gefälltes Hydroxid zu, so steigt die Sorptionsrate auf 83%.

Bei diesen Versuchen ist eine deutliche Beziehung zwischen Phosphat-Aufnahme und pH der Schüttellösung festzustellen.

Das trifft ganz besonders für Al^{3+} belegten Torf zu, der bei pH 5,5 48% sorbiert, bei pH 7,3 aber schon 80% des Phosphatangebotes aus der Schüttellösung sorbiert.

Es erstaunt darum nicht, daß durch Zugabe von 75 mval Calcium im Mittel weitere 6% Phosphat gebunden werden können.

Phosphat-Sorption bei Schüttelversuchen mit Modellösung



Mit der doppelten Menge an Kalk gelingt schließlich die Sorption von über 98% des angebotenen Phosphates.

Für einen gleich hohen Retentionseffekt sorgt der mäßig saure aber sehr eisenreiche Niedermoor- torf, während der schwach saure Marschklei "nur" 93% des Phosphates aus der Schüttellösung filtern kann. Zu fast 100% ist der Lauenburger Ton wirksam.

Diese Ergebnisse berechtigen zu dem Schluß, daß trotz hohem organischen Anteil in sesquioxidreichen Niedermoor- torfen die Neigung zur Phosphat- Bindung außerordentlich groß ist und solche Torfe bezüglich Phosphat- Bindung den minerogenen Bil- dungen nicht nachzustehen brauchen.

Ganz anders als zu Phosphat gestalten sich die Beziehungen zwischen den geprüften Sedimenten und Borat (Abbildung 4).

Hier sind schon saure Hochmoortorfe in der Lage, 21% des angebotenen Borates (0,4 mval/l) fest- zuhalten. Wird der Säuregrad künstlich erhöht (H^+ belegter Torf), sinkt die Sorptionsrate auf die Hälfte.

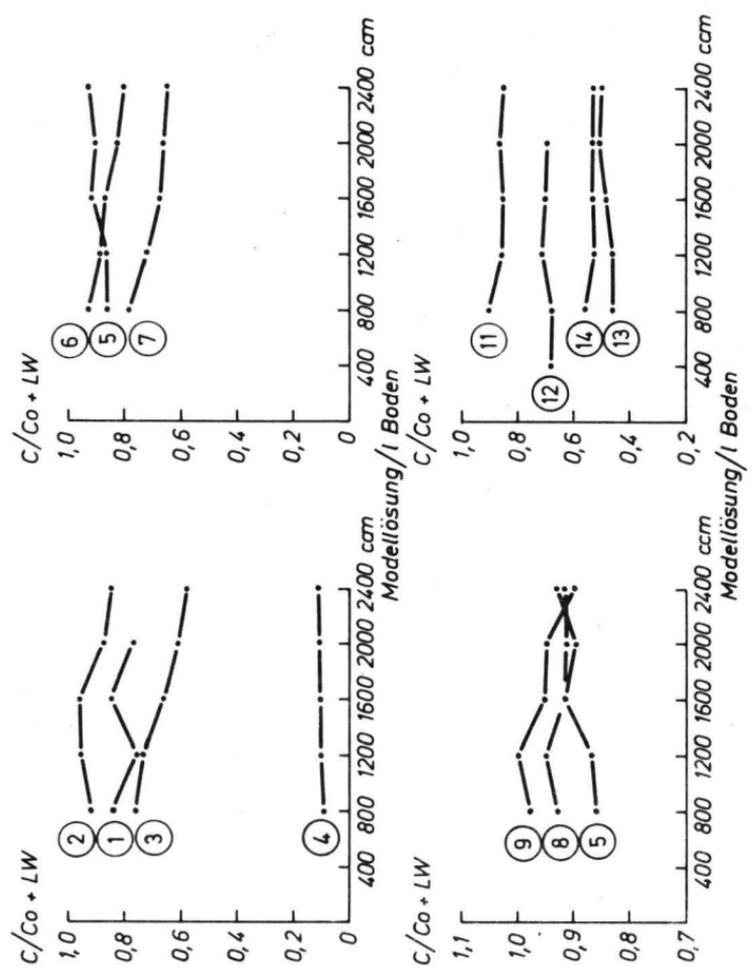
Die starke pH-Abhängigkeit der Borat- Bindung (9) wird - wie schon für Phosphat belegt - mit ihrer relativen Zunahme in der Versuchsreihe dokumentiert.

Im Gegensatz zu Phosphat ist jedoch der eisenbe- legte Torf bei der Boratretention deutlich unter- legen, was ebenso für die aluminiumbelegte Va- riante gilt. Ohne Kalk beträgt die Sorptionsrate der mit Sesquioxiden belegten Torfe wie die des H^+ Torfes nur 7-10% des Angebotes.

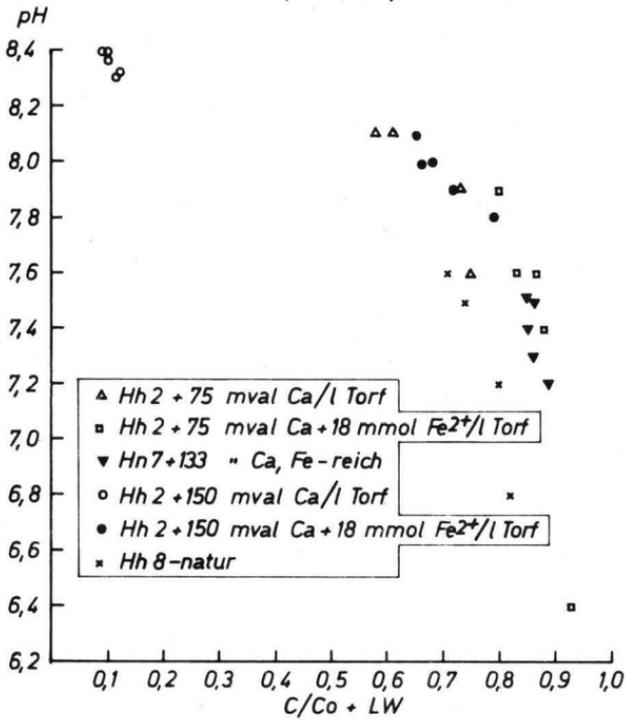
Fügt man den mit Fe^{2+} -belegten Torfen die schon genannten Kalkmengen zu, so ist die erreichte Erhöhung der Sorption mit 14% bzw. 30% recht bescheiden.

Versetzt man jedoch eisenfreie Torfe mit den glei- chen Kalkmengen, so läßt sich die Borat- Sorption sprunghaft auf 33% bzw. sogar 90% des Angebotes steigern. Letztlich ist auch hier ein pH-Effekt mit im Spiel, da Eisen am Austausch der den pH-Wert gegenüber "ohne" senkt.

Borat-Sorption bei Schüttelversuchen mit Modelllösung



*pH der Schüttellösung
und Borat-Sorption (C/Co + LW)*



Die Verhältnisse sind in Abbildung 5 graphisch aufgetragen.

Diese Abbildung macht auch verständlich, warum der eisenreiche Niedermoortorf im Mittel nur 14% des angebotenen Borates aufnimmt.

Es ist jedoch auch zu erkennen, daß bei Anwesenheit von Eisen die Sorption bei gleichem pH etwas geringer ist als ohne Eisen. Möglicherweise spielt hier die durch Eisen verminderte Calciumkonzentration in der Gleichgewichtslösung eine begrenzende Rolle.

Was die mineralischen Sedimente angeht, so ist auch hier eine entsprechende pH-Abhängigkeit im Spiel (9), obwohl die unterschiedlichen Tonanteile das Verhalten der Sedimente gegenüber Borat weiter differenzieren.

2.14 Diskussion

Die Schüttelversuche haben gezeigt, daß saure Hochmoortorfe in der Lage sind, alle angebotenen Kationen abhängig von Konzentration und Selektivität festzuhalten.

Dank der schwachen Alkalität des Abwasserfaulschlammes (pH 8,0) werden dabei auch schwach saure, H⁺-belegte funktionelle Gruppen zur Beteiligung am Kationenaustausch angeregt und damit Kapazitätsreserven erschlossen, die bei der Nutzung der Böden als Nährstoffspeicher (pH 4-5) für Pflanzen nicht verfügbar sind.

In diesem Sinne stellen sich also die variablen Ladungen der organischen Austauscher als sehr vorteilhaft gegenüber den permanenten Ladungen der Tonminerale heraus.

Bei den untersuchten mineralischen Austauschern fehlt - wenn es sich nicht um extrem saure Lockersedimente handelt - die weitgehende Ab-sättigung der aktiven Gruppen mit Wasserstoff bzw. Aluminium.

Die Zufuhr salzhaltiger Lösung muß hier also stets im Rahmen der selektivitätsabhängigen Gleichgewichtseinstellung zur äquivalenten Desorption sedimentbürtiger Metallkationen und damit zur Aufhärtung des Sickerwassers führen.

So ist der tonige Sand zwar in der Lage, mit 43% eine vergleichsweise hohe NH_4^+ -Menge aufzunehmen, ihm fehlt aber das Vermögen, auch die übrigen Metallkationen zu binden. Vielmehr kommt es bei diesen zu einer Erhöhung in der Schüttellösung.

Ähnlich verhalten sich auch die anderen geprüften mineralischen Sedimente.

Der eisenreiche Niedermoortorf dagegen vermag neben einer vergleichbaren Ammoniumsorption auch die anderen gelösten Kationen noch gut zu sorbieren (Na = 30%, K = 47%, Ca = 79%, Mg = 93%).

Bezüglich der Anionenretention haben unsere Schüttelversuche bestätigt, daß Nitrate nicht oder nur in Spuren zurückgehalten werden.

Ob es sich dabei um eine echte "Sorptions" oder möglicherweise um eine beginnende Denitrifikation handelt, ist vorerst nicht zu entscheiden.

Auch das Retentionsvermögen der Sedimente gegenüber Chloriden ist nur sehr schwach entwickelt.

Prägende Einflußgrößen sind nicht sicher zu erkennen. Was für die Chloride gilt, trifft auch für die Sulfate zu, obwohl gewisse positive Beziehungen zwischen Sulfat-Sorption und Calcium/Eisen-Anteil im Sediment nicht zu verkennen sind. Überhaupt ist für Chlorid und Sulfat aus den C/Co-Quotienten festzustellen, daß erst bei einem gewissen Angebotsdruck in der Lösung eine Retention durch die Sedimente stattfindet.

Bei nachlassendem Angebotsdruck unterliegen - wie die Leerwerte zeigen - diese Anteile vergleichsweise rasch der Desorption.

Berücksichtigt man, daß in Abwasserfaulschlämmen erhebliche Mengen dieser Anionen enthalten sind oder durch Umsetzung nachträglich gebildet werden, so ist mit ihrer wirksamen Retention nicht zu rechnen.

Die physikalisch-chemische Filterwirkung der Böden besteht in diesem Falle ggf. darin, Konzentrationsstöße auf eine gleichmäßig fließende

niedrigere Konzentrationsebene zu transformieren. Obwohl keine "echte" Filterwirkung sollte diese Leistung der Sedimente jedoch in ihrer Bedeutung nicht unterschätzt werden.

Ganz andere Verhältnisse liegen bei Borat und Phosphat vor.

Während saurer Hochmoortorf keine Filterwirkung gegenüber Phosphat besitzt, ist eine - wenn auch geringere - Boratretention schon möglich.

Anwesenheit von Eisen und Aluminium lassen die Phosphat-Sorption sprunghaft ansteigen, das Borat-Bindungsvermögen wird jedoch dadurch nicht erhöht, sondern gesenkt. Für die Borat-Aufnahme durch die Sedimente spielt dagegen der pH-Wert (Kalkgehalt) eine überragende Rolle.

Unter der Voraussetzung, daß im Abwasserfaulschlamm auch gelöste Polyphosphate ähnlich wie die Orthophosphate der Modelllösung reagieren, kann für die organogenen Sedimente nach den bisherigen Untersuchungen folgender theoretischer Stratigraphie ein optimaler Reinigungseffekt zugesprochen werden:

1. stark zersetzter saurer Hochmoortorf zur möglichst umfassenden Retention der gelösten Kationen und der Trübstoffe, außerdem zur Herabsetzung der Filtergeschwindigkeit.
2. eisenreicher Übergangs-/Niedermoortorf zur Sorption löslicher Phosphate.
3. kalkreicher Niedermoortorf zur Filterung noch nicht gebundener Borate, sowie gemeinsam mit 2. zur Konzentrationsverminderung ausgelaugter Sulfate und Chloride.
4. Basisschichten aus kalkreichen Mudden könnten die von 3. erwartete Filterfunktion noch unterstützen.

Dieser stratigraphische Aufbau entspricht einem vollständigen Verlandungsmoor-Profil, wie das von Weber schon 1903 eindrucksvoll dargestellt worden ist (1).

Bei Ablagerungen über mineralischen Sedimenten verspricht der nachstehende Profilaufbau günstige Filtereigenschaften:

1. saure tonreiche Sedimente zur Sorption der Kationen und der Phosphate.
2. kalkreiche Sedimente zur Bindung noch gelöster Borate und in Verbindung mit der hangenden Schicht zur Nivellierung der Sulfat- und Chloridkonzentration.

Diese Stratigraphie wiederum ist häufig in altpleistozänen Grundmoränen bzw. Geschiebelehmen und in Knickmarschen verwirklicht.

Im ersten Falle ist die Aufhärtung des Grundwassers in Grenzen zu halten, wenn entsprechend den verfügbaren Kapazitäten belastet wird.

Bei minerogenen Sedimenten mit ihrer wesentlich höheren Absättigung durch Metallkationen ist jedoch unter vergleichbaren Bedingungen eine erhebliche Aufhärtung des Sicker- und Grundwassers nicht zu verhindern.

2.2 Perkolationsversuche

2.21 Material und Methoden

Als Filter diente der schon bei den Gleichgewichtsversuchen beschriebene schwach zersetzte Hochmoortorf. Wir haben ihn auch hier gewählt, weil er im Gegensatz zu stärker zersetzten Materialien ein gleichmäßiges Durchdringen der Perkolationsflüssigkeit gewährleistet. Aus diesem Grunde wurde auch davon abgesehen, bindige Mineralböden in die Perkolationsuntersuchungen einzubeziehen.

Die Perkolationsssäule bestand aus einem Kunststoffrohr (Länge 56 cm, Innendurchmesser 4,6 cm, nutzbarer Inhalt 930 ccm). Den unteren Abschluß bildete ein durchbohrter Gummistopfen mit einem Glasröhrchen als Abfluß.

Der Torf (50 g TM entsprechende Menge feuchtes Material) wurde zu Brei aufgeschlämmt und in die Säule gefüllt. Durch mäßige Kompression gelang eine randvolle Füllung. Die obere Öffnung wurde nun ebenfalls mit einem durchbohrten Stopfen verschlossen und ein Trichter aufgesetzt. Damit war die Perkolationsssäule für die Beaufschlagung vorbereitet.

Zur genauen Regulierung der Perkolationsgeschwindigkeit haben wir das Perkolat über eine Schlauchpumpe abgezogen.

Den Untersuchungen lagen zwei Zielrichtungen zugrunde, einmal, die Höhe der Arbeitsschicht zu bestimmen (siehe Teil 1, Abschnitt 1.2), zum anderen die Kationen- und Anionenverteilung im Filter bei kapazitätsorientierter Belastung festzustellen.

Die Höhe der Arbeitsschicht haben wir folgendermaßen ermittelt: Der Torffilter (Hh2 natur) wurde in der Perkolationsröhre so lange mit Modellösung behandelt, bis das abgesaugte Perkolat den gleichen Ammoniumgehalt aufwies wie die Modellösung. Neben dem Ammoniumgehalt kontrollierten wir ständig pH-Wert, Leitfähigkeit und durchgeflossene Menge Modellösung.

Die Verteilung der Kationen und Anionen im Torffilter nach kapazitätsorientierter Belastung bestimmten wir mit der gleichen Versuchsanordnung. Diesmal wurden die Torffilter (Hh2 natur) jedoch mit 360 ccm Modellösung behandelt und anschließend mit unterschiedlichen Mengen entmineralisiertem Wasser, vergleichbar 750 und 2500 mm Niederschlag, ausgewaschen.

In gleicher Weise wurde eine Filterkombination behandelt, deren obere Hälfte aus saurem Hochmoortorf, die untere Hälfte jedoch aus "künstlichem" Niedermoortorf ($\text{Fe}^{2+}/\text{Ca}_2$) bestand.

Am Versuchsende haben wir das überschüssige Wasser über die Schlauchpumpe abgesaugt, den Torffilter aus der Röhre herausgedrückt und in 10 gleiche Abschnitte geteilt. Von jeder Portion wurde die Trockenmasse ermittelt und die Ionen mit 0,5 N Salzsäure (Schwefelsäure) eluiert und bestimmt.

2.22 Ergebnisse

2.221 Höhe der Arbeitsschicht

Folgt man den in Abschnitt 1.2 beschriebenen Vorstellungen über Filterkapazität und Arbeitsweise eines Filters, so läßt sich für den Kationenaustausch über die schon beschriebenen Perkolationsversuche die Höhe der Arbeitsschicht ermitteln. Allerdings gilt das Ergebnis immer nur für die benutzte Salzlösung und den dazugehörigen Filter.

Eine wichtige Voraussetzung ist, daß der Torf in der Perkolationsröhre vollständig mit Wasser gesättigt ist, bevor kontinuierlich Salzlösung zugeführt wird. Während der Beaufschlagung muß dann die abgezogene Flüssigkeit mengenmäßig erfasst und ihre Zusammensetzung laufend verfolgt werden. Insbesondere ist zu ermitteln, wann die ersten Anteile der aufgebrauchten Salzlösung erscheinen (Durchbruch) und nach wieviel Perkolat die Salzlösung durch den Filter nicht mehr verändert wird (Erschöpfung des Filters).

In Tabelle 5 sind die notwendigen Daten für die Berechnung der Arbeitsschicht bei wenig zersetztem Hochmoortorf (Hh2 natur) zusammengestellt.

Tabelle 5: Ausgangswerte zur Berechnung der Arbeitsschicht

a	Höhe der Filtersäule	(cm)	56
b	Volumen der Filtersäule	(ccm)	930
c	Querschnitt der Filtersäule	(cm ²)	16,6
d	Gewicht des Filters	(gTM)	50
e	Porenvolumen des Filters	(ccm/ccm)	0,97
f	Salzdurchbruch	(ccm)	985
g	Erschöpfung	(ccm)	2140
Differenz g - f		(ccm)	1155

Dividiert man nun die Differenz (g - f) durch den Querschnitt der Filtersäule (c) und das Porenvolumen (e) so ergibt sich im vorliegenden Falle folgende Arbeitsschicht:

$$H_A \text{ (cm)} = \frac{g-f}{c \cdot e} = \frac{1155}{16,6 \cdot 0,97} = 72 \text{ cm}$$

In der Annahme, daß die Arbeitsschicht im geprüften Filtermaterial annähernd konstant bleibt, ist somit ein Kennwert zur Ermittlung der maximalen Belastbarkeit des Filters festgelegt.

Man könnte darüber streiten, ob in die Berechnung das Gesamtporenvolumen oder nur der hydrodynamisch aktive Anteil eingehen sollte. Wir gehen davon aus, daß die hydrodynamische Dispersion in wassergesättigten feinporigen Sedimenten (Stauschichten!) so langsam abläuft, daß über die zusätzlich wirkenden Diffusionskräfte der Konzentrationsausgleich bis in den Mikroporenbereich hinein mit einer nur unbedeutenden Zeitverschiebung erfolgt und für die Näherungsrechnung ohne Bedeutung ist.

Soll also beispielsweise für eine 150 cm mächtige Filterschicht aus Torf die maximal zulässige Gesamtüberstauhöhe mit Abwasserfaulschlamm festgelegt werden, kann das gemäß folgender Beziehung geschehen:

(Abschnitt 1.2, S.34 und 35)

$$\bar{u} \text{ (cm)} = \frac{KAK_v \cdot (T - 0,5H_A)}{C_0}$$

KAK_v = verfügbare Kationenaustauschkapazität (mval/l)

\bar{u} = Überstauhöhe (cm)

T = Tiefe des Filters (cm)

H_A = Höhe der Arbeitsschicht (cm)

C_0 = Konzentration der Salzlösung (mval/l).

Beträgt die KAK_v 120 mval/l Torf, so folgt bei $C_0 = 60$ mval/l:

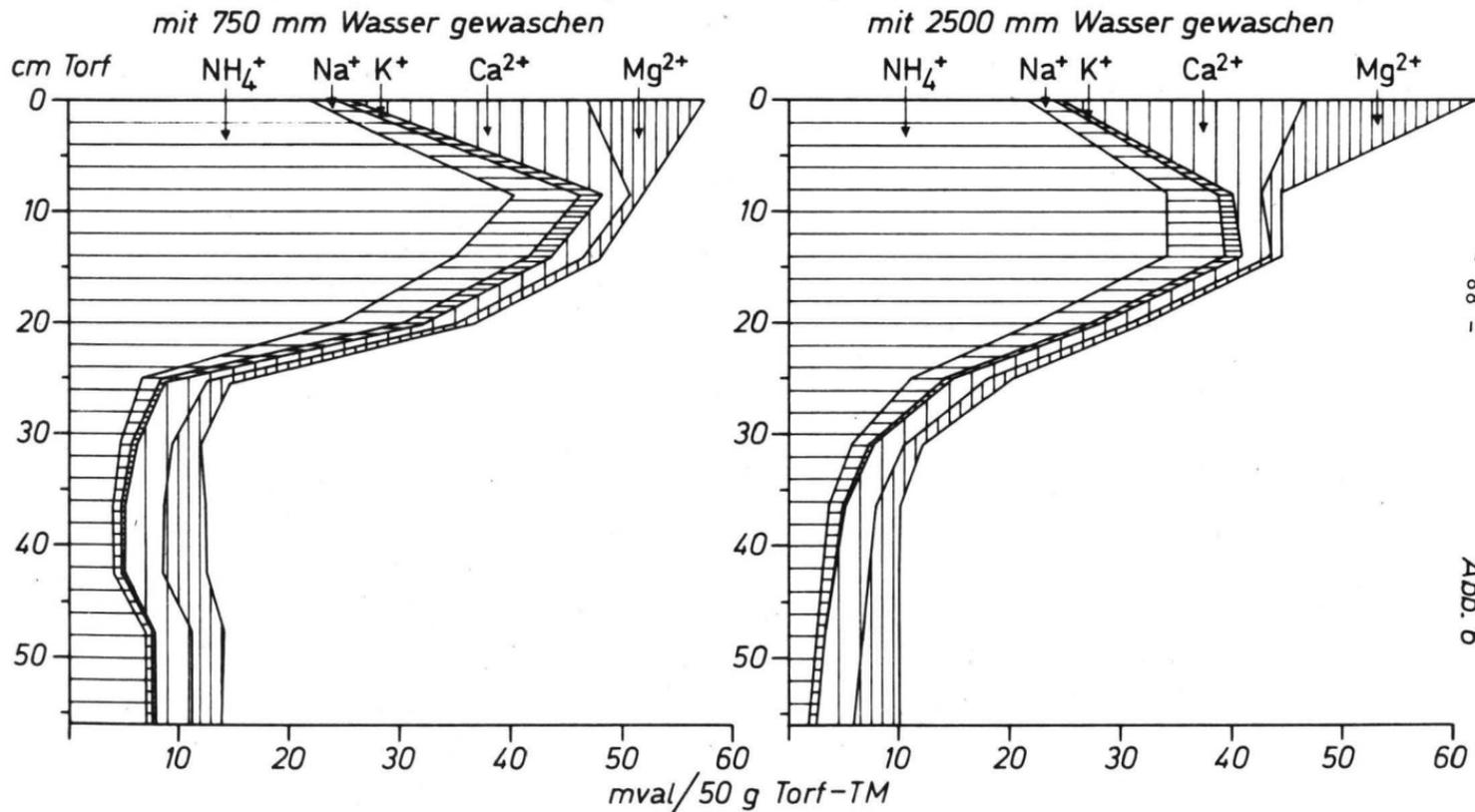
$$\bar{u} = \frac{120 \cdot (150 - 0,5 \cdot 72)}{60} = \frac{120 \cdot 114}{60} = 228 \text{ cm}$$

Da die Arbeitsschicht nur mit der Hälfte ihrer Kapazität in die Berechnung eingeht, wird der Ausnutzungsgrad des gesamten Filters um so geringer, je enger das Verhältnis Gesamtmächtigkeit des Filters : Höhe der Arbeitsschicht ist. Deshalb errechnet sich bei einer Filterschicht mit der halben Mächtigkeit wie im obigen Beispiel (75 cm statt 150 cm) nicht 114 cm maximale Überstauhöhe, sondern

$$\bar{u} = \frac{120(75 - 0,5 \cdot 72)}{60} = \frac{120 \cdot 39}{60} = 78 \text{ cm}$$

Ist die Filterschicht schließlich kleiner als die Arbeitsschicht, wird der Ausnutzungsgrad sehr gering und eine entsprechende Filterleistung ist nicht mehr zu erwarten. Wollte man trotzdem eine Berechnung durchführen, so müßte in diesen

Tiefenfunktion der Kationensorption am Torffilter
nach kapazitätsorientierter Belastung mit Modelllösung
(Hh2-natur)



Fällen der Ausdruck $(T-0,5H_A)$ durch $(\frac{T^2}{2H_A})$ ersetzt werden.

Wäre die Filterschicht also nur 30 cm mächtig, ist

$$t = \frac{120 \cdot \frac{30^2}{2 \cdot 72}}{60} = \frac{120 \cdot 6,3}{60} = 12,6 \text{ cm}$$

2.222 Ionenverteilung in der Säule

Nachdem die Höhe der Arbeitsschicht bekannt war, haben wir unter Berücksichtigung dieses Wertes Hochmoortorf in der Perkolationsröhre mit einer entsprechenden Menge Modelllösung behandelt und mit entmineralisiertem Wasser nachgewaschen. Dabei wurde eine jährliche Versickerung von 125 mm zugrunde gelegt, sodaß wir mit 750 bzw. 2500 mm jeweils 5 bzw. 20 Jahre Auswaschung simulierten.

Wir haben zunächst davon abgesehen, als Waschwasser eine dem Regenwasser ähnliche, schwach elektrolythaltige Lösung (für die küstennahen nordwestdeutschen Verhältnisse nach Bätjer und Kuntze (3) ca. 0,5 mval/l) zu verwenden.

Die Tiefenfunktion der sorbierten Kationen ist für den Hochmoortorf in Abbildung 6 dargestellt.

Hier bestätigt sich die schon früher ausgesprochene Annahme, daß im Filter abhängig von der Selektivität der Bindung eine Sortierung der Ionen erfolgt.

Während die divalenten Kationen im wesentlichen im ersten Segment angereichert sind, erreichen die monovalenten Kationen ihre größte Anreicherung im 2. und 3. Segment. Ab ca. 35 cm abwärts entspricht die Metallkationenbelegung dem natürlichen "background".

Allerdings hat sich Ammonium zusätzlich als sorbiertes Kation eingestellt. Die Summenkurve des Konzentrationsdiagrammes zeigt einen umgekehrt S-förmigen Verlauf mit einer nach unten verlängerten Asymmetrie. Diese Verteilung läßt darauf schließen, daß Ammonium aus der Säule ausgetragen wurde. Addiert man aber die sorbierten NH_4^+ -Ionen in den einzelnen Torf-Segmenten und setzt die Summe zur aufgegebenen Menge in Beziehung, so wird fast der gesamte Anteil wiedergefunden.

Auch nach Auswaschung mit 2500 mm Wasser sind erst ca. 8% der NH_4^+ -Menge ausgetragen. Es handelt sich also im vorliegenden Falle um vergleichsweise geringe Beträge, die mit Ionenschlupf zu erklären sind.

Da in die Berechnung der Summen Werte von jeweils 10 Bestimmungen eingehen, muß man zusätzlich eine gewisse Schwankungsbreite unterstellen.

Vergleicht man beide Darstellungen bezüglich Ammonium, so ist eine Verbreiterung der Sorptionszone festzustellen. Würde das Waschwasser geringe Elektrolytmengen (wie Regenwasser) enthalten, so müßten die Verschiebungen jedoch deutlicher sein.

Da uns die Gleichgewichtsversuche schon bestätigt haben, daß bei sauren Hochmoortorfen außer einer geringen Borat-Sorption keine Tendenz zur Anionenlagerung besteht, konnten diesbezügliche Untersuchungen unterbleiben.

Dagegen wollten wir erfahren, wie sich die Anionen in kalk- und eisenhaltigen Sedimenten verhalten. Dazu haben wir die schon beschriebene Filterkombination Hh-natur:Fe²⁺/Ca₂-Torf hergestellt und wie den vorausgegangenen Versuch mit Modelllösung und Wasser behandelt.

Hochmoortorf und "künstlicher Niedermoortorf" wurden zum Schluß in jeweils 5 Abschnitte unterteilt und die Kationen- und Anionenbelegung im schwefelsauren Perkolat (0,5 N H₂SO₄) ermittelt. Zur Überprüfung der Sulfat- und Chlorid-Sorption wurde eine Teilmenge Torf mit 0,02 N Mg(NO₃)₂+MgO-Lösung geschüttelt und das Filtrat zur Bestimmung verwendet.

Die gesamte Waschflüssigkeit haben wir über einen Kunstharz-Mischbetaustauscher (Serdolit rot/Serdolit blau) filtriert, die sorbierten Ionen mit Salpetersäure eluiert und die Konzentration gemessen.

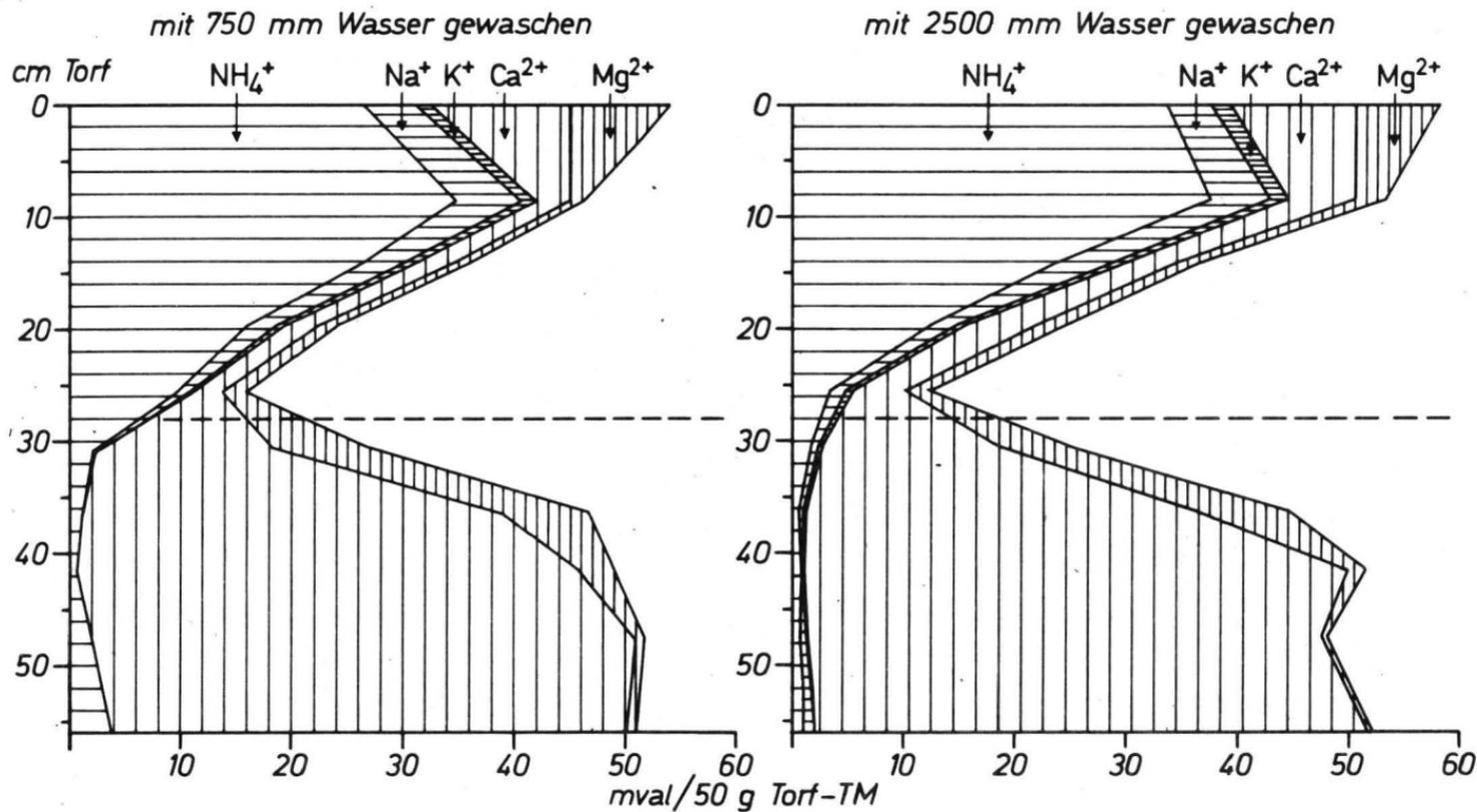
Abbildung 7 zeigt die Ergebnisse für die Kationen. Die Sorptionsverhältnisse am Hochmoortorf brauchen nicht weiter erörtert zu werden, da sie die früheren Angaben im Rahmen des allgemeinen Versuchsfehlers bestätigen.

Auch die Kationenumlagerung wird hier besonders deutlich.

Die Sorptionsverhältnisse am künstlichen Niedermoortorf bestätigen, daß auch hier Kationenaustausch im größeren Ausmaß erfolgte.

Zu Beginn der Perkolation betrug die Calciumbelegung 38 mval/25 g TM. Nach der Perkolation war dieser Wert im ersten Segment auf 8 mval zurückgegangen.

Tiefenfunktion der Kationensorption im Torffilter nach kapazitätsorientierter Belastung mit Modelllösung (Hh2-natur über Fe^{2+}/Ca_2 -Torf)



Eine weitere quantitative Auswertung bezüglich Calcium ist jedoch nicht möglich, da bei hohen Ca-Gehalten im Torf durch Schwefelsäureextraktion Calcium als Sulfat gefällt wird und dann nur bedingt löslich ist. In der Waschflüssigkeit wurden übereinstimmend 5 mval Ca gefunden, es sind also in beiden Fällen ca. 13% ausgewaschen worden.

Natrium und Kalium sind in der ersten Säule nur 30 cm tief eingedrungen, während nach 2500 mm geringe Anteile in allen Segmenten auftraten.

Magnesium wurde deutlich aus dem Hochmoortorf in den unteren Teil des Filters verlagert, wo offensichtlich die Sorption wieder zunimmt.

Die Ammoniumanteile im "künstlichen Niedermoortorf" waren beachtlich geringer als in der Vergleichsschicht des sauren Hochmoortorfes. Damit bestätigen die Perkolationsversuche das Verhalten von eisenbelegtem Hochmoortorf bei den Schüttelversuchen.

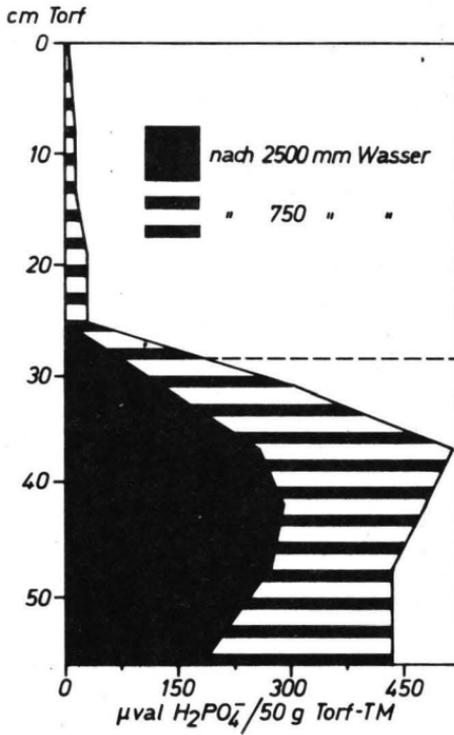
Aufgrund dieser Schüttelversuche wurde auch eine intensive Anionenbindung besonders von Phosphat und Borat erwartet, weil diese Ionen zu über 90% bzw. 30% sorbiert wurden, während Chloride und Sulfate in allen Varianten weit weniger am Anionenaustausch beteiligt waren.

Bei den entsprechenden Untersuchungen konnten denn auch Chloride und Sulfate in meßbaren Mengen im Filter nicht mehr festgestellt werden.

Aber auch die Phosphatkonzentration im "künstlichen Niedermoortorf" deutet auf eine vergleichsweise lockere Bindung hin (Abbildung 8). Das wird schon dadurch deutlich, daß für Phosphat kein ausgeprägtes Sorptionsmaximum wie bei den Kationen vorhanden ist, sondern die Phosphate über die gesamte untere Säulenhälfte verteilt sind.

Von den zugeführten 360 $\mu\text{val H}_2\text{PO}_4^-$ wurden aber nach 750 mm Wasserzufuhr immerhin noch 63% im schwefelsauren Extrakt des Torffilters wiedergefunden. Nach 2500 mm Wasser schrumpfte dieser Anteil jedoch um die Hälfte. Die Gegenprobe über die Phosphatgehalte im Sickerwasser ergab übereinstimmend eine negative Differenz von 80 μval Phosphat, sodaß angenommen werden muß, daß im schwefelsauren Auszug nicht das gesamte sorbierte Phosphat enthalten war. Berücksichtigt man diesen Differenzbetrag bei

Tiefenfunktion der Phosphat-Bindung im Torffilter
Belastung mit Modelllösung wie in Abb.7



der Sorption, so sind nach 750 mm Wasserzufuhr immerhin noch 85% Phosphat sorbiert, während nach 2500 mm 56% des zugegebenen Phosphates im Filter haften.

Es ist jedoch wahrscheinlich, daß die Phosphat-Bindung mit zunehmender Alterung stabiler wird, und die Gefahr der Auswaschung in kalk- und eisenreichen Niedermoor torfen dadurch relativ gering ist.

Borat dagegen konnte im gesamten Profil nur noch in Spuren nachgewiesen werden, ein deutliches Zeichen, daß eine intensive Bindung durch den Filter nicht stattgefunden hat und auch für Borat größere Reinigungsstrecken erforderlich sein werden.

2.23 Diskussion

Untersuchungen mit Perkolationsröhren geben Einblicke in die Dynamik der Ionenretention in Filterschichten. Insbesondere erlauben sie Aussagen über die Haftfestigkeit bzw. Wanderungsneigung der Ionen.

Die auf die errechnete Arbeitsschicht abgestimmte Zugabe der Salzlösung hat sich als ausreichender Schutz gegen die Auswaschung von Kationen erwiesen. Entsprechend dem Verlauf der Konzentrationskurve im Torffilter ist es gerechtfertigt, die Arbeitsschicht mit der Hälfte ihrer verfügbaren Kapazität in die Kalkulation einzubeziehen.

Freilich konnte auch bei kapazitätsorientierter Belastung ein geringer Kationenschlupf nicht verhindert werden.

Sieht man einmal von der künstlichen Lagerung ab, so ist dieses Phänomen wohl in erster Linie eine spezifische Eigenschaft der Torffilter mit ihren schwach sauren reaktiven Gruppen und dem hohen variablen Ladungsanteil. Eine ernstliche Salzbelastung kann davon allerdings nicht mehr ausgehen.

Typisch für den Kationenaustauscher Torf ist die bevorzugte Aufnahme divalenter Kationen im obersten Segment.

Sobald diese Ionen aus der Lösung entfernt sind, besteht schließlich auch für monovalente Kationen eine erheblich vergrößerte Sorptionsbereitschaft (Tabelle 6). Warum dabei die aus dem "background" stammenden, vom Torf sorbierten divalenten Kationen in tiefere Schichten verlagert werden, läßt sich mit pH-Abfall in der Perkolationslösung infolge Umtausches von Metallkationen gegen Wasserstoff erklären.

Tabelle 6: Relative Kationenäquivalente (Summe aller Kationen = 100) in der Modellösung und im Torffilter nach kapazitätsorientierter Belastung.

Säule	Filtertiefe (cm)	NH ₄ ⁺	Na ⁺	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺
Modellösung		67	17	3	8	5
Torf (Hh2) natur		2	3	3	40	52
I	0 - 5,6	44	6	2	27	21
	5,7-11,2	76	10	3	6	5
	11,3-16,8	76	10	3	6	5
	16,9-22,4	68	16	3	8	5
	28,1-33,6	35	10	5	25	25
II	0 - 5,6	49	7	2	28	14
	5,7-11,2	77	12	3	5	3
	11,3-16,8	73	15	3	6	3
	16,9-22,4	69	15	4	8	4
	28,1-33,6	32	6	2	32	28

I = 750 mm Wasser

II = 2500 mm Wasser

Die Selektivität der Torfe gegenüber divalenten Kationen ist nämlich außer von der Konzentration auch vom pH der Gleichgewichtslösung abhängig. Die Unterschiede in der Bindung werden geringer, wenn bei gleichem Kationenverhältnis die Konzentration steigt oder aber der pH-Wert sinkt.

Die Ionenverteilung im Filter zeigt ferner, daß aus den Gleichgewichtsversuchen die Filterwirkung nur unvollkommen beurteilt werden kann. Das beweisen vor allem die Perkulationsversuche hinsichtlich Phosphat.

Bei über 95%-iger Retention des Phosphates aus der Gleichgewichtslösung mußten wir eine intensive P-Bindung durch eisen- und calciumhaltigen Torf unterstellen.

Erst über die Perkulationsversuche konnte jedoch der wahre Sachverhalt, nämlich vergleichsweise hohe Bindungskapazität aber nur mäßige Bindungsintensität ermittelt werden.

Da die Phosphatsorption jedoch hauptsächlich vom Metalloxidgehalt abhängt, kann die Retention - anders als bei Kationen - auch in nicht bindigen Lockersedimenten fortgeführt werden, sodaß gelöstes Phosphat sicherlich nicht über weite Strecken in einem Filterkörper transportiert wird.

Für Sulfat und Chlorid dürfte die in den Gleichgewichtsversuchen ermittelte sehr geringe Sorption in einer recht lockeren Assoziation (Salzadsorption) an den Austauscherelementen bestehen. Derartig instabile Bindungszustände setzen der Auslaugung keinen ernstesten Widerstand entgegen, sie sind jedoch, wie schon mehrfach betont, in der Lage, Konzentrationsspitzen zu brechen und tragen so zu einer gewissen Nivellierung der Konzentration in den Sickerwässern bei.

2.3. Lysimeterversuche

2.31 Beschreibung der Versuche

Es erschien uns notwendig, das sorptive Verhalten verschiedener Torfe gegenüber Abwasserfaulschlamm unter den Bedingungen einer kleinsttechnischen Anlage in situ zu untersuchen und die Dynamik solcher Systeme über mehrere Jahre zu verfolgen. Zu diesem Zwecke standen 12 Betonkästen mit folgender Abmessung als Lysimeter zur Verfügung:

Länge 198 cm, Breite 82,5 cm, Tiefe 87 cm; Bruttovolumen = 1,41 m³.



Wie auf dem Photo zu erkennen ist, enden die Kästen in einem tiefer liegenden Laufgang. Jeder Lysimeter besitzt am Boden 2 Ausläufe. Der eine ist für die Aufnahme eines Schauröhrchens bestimmt, um den Grundwasserstand zu ermitteln, der andere ist mit einem Hahn versehen und dient zur Entnahme von Sickerwasser. Alle Kästen haben wir für die Beschlämmung fol-

gendermaßen vorbereitet:

Zunächst wurde eine Kiesschicht von 12 cm geschüttet. Auf diese Kiesschicht haben wir solange lagenweise Torf aufgebracht und auf annähernd natürliche Lagerungsdichte komprimiert, bis eine Filterschicht von 40 cm entstanden war. Wir benutzten dafür 2 Hochmoor- und 2 Niedermoortorfe, die im Abschnitt (2.32) beschrieben werden. Jede Variante wurde in dreifacher Wiederholung angelegt.

Um das Sickerwasser möglichst langsam zu zapfen und damit die Filtergeschwindigkeit im Torf herabzusetzen, wurde der Auslauf mittels einer Schlauchverbindung derart nach oben verlängert, daß nur ein geringer Potentialunterschied zwischen Grundwasserstand im Lysimeter und Ausflußhöhe bestand. Wir haben außerdem streng darauf geachtet, daß der Grundwasserstand nicht bis in die Kiesschicht absank.

Unter diesen Bedingungen stellen die Lysimeter Grundwassermodelle dar und kommen - abgesehen von der Dimensionierung des Filters - den natürlichen Verhältnissen in Gebieten mit hohem Grundwasserstand nahe.

Am 10.4. 1969 ließen wir die Lysimeter durch einen Tankwagen des Amtes für Stadtentwässerung und Stadtreinigung der Freien Hansestadt Bremen erstmals randvoll mit Abwasserfaulschlamm befüllen. Die Überstauhöhe betrug 37 cm.

Diese Beschlämmung wurde im Laufe der folgenden anderthalb Jahre 7 mal wiederholt, zuletzt im Juli 1970 mit einer Überstauhöhe von nur noch 10 cm. Aus der Summe der Einzelbeschlämmungen läßt sich eine Gesamtüberstauhöhe von 130 cm errechnen (13000 m³/ha). Das in dieser Zeit anfallende Sickerwasser haben wir unter ständiger Kontrolle langsam abgezapft und mengenmäßig über Doppel-Kippschalenmesser erfaßt. Darüber hinaus erfolgte 1969 im halbmonatlichen Abstand die Entnahme einer Sickerwasserprobe zur chemischen Untersuchung. Im darauf folgenden Jahr haben wir monatlich Proben entnommen, 1971 und 1972 wurde dann auf zweimalige Entnahme im Jahr reduziert.

Infolge trockener Witterung und ständiger Versickerung erreichte der Schlamm schon im Oktober 1970 stichfeste Konsistenz. Um zu testen, wie sich die liegenden Torfe durch ihre Nutzung als Filter verändert haben, zogen wir zu diesem Zeitpunkt aus allen Lysimetern Proben aus den Torf-Filter-schichten 2-10, 10-20 und 20-40 cm.

In diesen Mustern ermittelten wir die Kationenbelegung, den Nitratgehalt und den nicht hydrolysierbaren Stickstoff (18).

Die Einheitlichkeit der Versickerungsbedingungen überprüften wir durch getrennte Probenahme am Rand und in der Mitte des Lysimeters.

Ab Frühjahr 1971 schritt die Abtrocknung zügig voran, sodaß schon im Sommer die typische Pioniervegetation der Faulschlammdeponien, die Tomate, üppig wucherte.

Nach Abschneiden der Vegetation wurde das durch Setzung und Sackung fehlende Volumen durch gesiebten, stichfesten Abwasserfaulschlamm ersetzt und im September 1971 eine Grasmischung angesät. Der Aufwuchs wird bis heute geerntet und chemisch analysiert.

2.32 Material und Methoden

Als Filter dienten folgende Hochmoortorfe aus dem Teufelsmoor bei Bremen:

1. schwach zersetzter jüngerer Cymbifolia-Torf (H2) mit mäßigen Anteilen von Eriophorum vaginatum.
2. stark zersetzter älterer Hochmoortorf (H8) mit viel Eriophorum vaginatum.

Die Niedermoortorfe stammten aus der Hammeniederung bei Waakhausen. Es handelt sich, wie häufig bei Niedermoortorfen im altpleistozänen Nordwestdeutschland, um vergleichsweise saure mesotrophe Bildungen an der Grenze zum Übergangsmoortorf.

3. mäßig zersetzter (H4) Seggen-Sphagnum-Torf (Sphagnum imbricatum) mit Dicotyledonenblättern.
4. stärker zersetzter (H7) Seggentorf mit Resten von Birkenholz und Sphagnum imbricatum.

Einige Kenndaten dieser Torfe enthält Tabelle 7.

Während jeder Beschlämmung wurden Schlammproben entnommen und analysiert. Zu diesem Zweck haben wir feste und flüssige Phase des Abwasserfaulschlammes über Membranfilter getrennt und anschließend die beiden Komponenten auf ihre chemische Zusammensetzung hin untersucht.

Sickerwasserproben, die nicht sofort vollständig untersucht werden konnten, haben wir tiefgefroren aufbewahrt.

Tabelle 7: Lysimeterversuche -
 Kenndaten der als Fil-
 ter verwendeten Torfe

	Hh2 _a	Hh8	Hn4	Hn7
Vol.-Gew. (g TM/l)	95	160	205	181
Asche % TM	2,9	1,5	41,8	21,6
pH (NKCl)	2,7	3,0	4,1	4,6
KAK (mval/l)	149	285	230	248
Na* % TM	0,02	0,03	0,02	0,02
K* % TM	0,03	0,03	0,12	0,15
Ca* % TM	0,14	0,14	0,60	1,52
Mg* % TM	0,10	0,24	0,21	0,22
Fe* % TM	0,11	0,11	6,44	1,95
P _{ges.} % TM	0,03	0,02	0,29	0,08
N _{ges.} % TM	0,78	1,05	1,74	2,27

* Salzsäureauszug nach trockener Veraschung

Tabelle 8: Zusammensetzung des Abwasser-
 faulschlammes*
 - Klärwerk Bremen-Seehausen -

Untersuchung	Dimension	gesamt	gelöst	Variationsbreite
Abdampfrückstand	g/l	55,9	-	24,3 - 93,3
Glühverlust	g/l	30,3	-	15,3 - 47,5
pH			8,1	7,9 - 8,2
Leitfähigkeit	ms·cm ⁻¹		4,21	2,79 - 4,98
m-Wert	mval/l	-	52	46 - 57
NH ₄ ⁺ -N	mg/l	812	544	489 - 639
Na	mg/l	191	135	84 - 202
K	mg/l	145	62	58 - 93
Ca	mg/l	2048	145	80 - 200
Mg	mg/l	219	41	26 - 53
Fe	mg/l	1520	2,6	0,3 - 5,3
Cu	mg/l	26,5	0,036	0,02 - 0,1
P	mg/l	710	29	22 - 37
SO ₄ ²⁻ -S	mg/l	-	6,8	4,5 - 9,1
Cl	mg/l	-	290	250 - 397
NO ₃ ⁻ -N	mg/l	-	3	2 - 4
Phenole	mg/l	-	8	4,0 - 11,6

* 8 Chargen (1969/1970)

2.33 Ergebnisse

2.331 Sickerwasseruntersuchungen

Die Zusammensetzung des Bremer Abwasserfaulschlammes - eines mesophil ausgefaulten Schlammes aus der mechanischen Reinigungsstufe des Klärwerkes Bremen-Seehausen - ist schon mehrfach erörtert worden. Die beigelegte Tabelle 8 bedarf deshalb keines weiteren Kommentares.

Dagegen bot die Untersuchung der ersten Sickerwässer manche Überraschungen. Bei einigen Kästen war schon in der ersten Probe ein hoher Salzgehalt festzustellen.

Nur der wenig zersetzte Hochmoortorf verhielt sich den Erwartungen entsprechend. Nachdem insgesamt 55 cm Schlamm aufgebracht waren, begann auch bei ihm der Durchbruch des salzhaltigen Schlammwassers, und die Chloridgehalte stiegen auf 180-200 mg/l an.

Diese Salzkonzentration wurde in allen Varianten bis Ende 1970 gehalten; danach nahm sie langsam aber stetig ab.

Die Ammoniumgehalte dagegen stiegen langsamer an und erreichten erst im Frühjahr 1970 300 mg/l, die Konzentrationen schwankten dann bis zum Herbst um diesen Wert und fielen bis 1973 auf ca. 100 mg Ammonium /l ab.

Einen ähnlichen, wenn auch noch flacheren Anstieg bis auf 120 bzw. 60 mg/l zeigten Natrium und Kalium.

Calcium und Magnesium verhielten sich nur hinsichtlich der ansteigenden Phase wie die anderen Kationen.

Von Frühjahr 1970 bis Sommer 1971 wurde eine Konzentration von ca. 200 mg Ca^{2+} /l bzw. 40 mg Mg^{2+} /l gehalten. Danach war die Tendenz eines weiteren Anstieges bis auf etwa 300 mg (Ca) bzw. 70 mg (Mg) zu erkennen.

Die mit Niedermoortorf beschickten Lysimeter verhielten sich bezüglich der Salzkonzentration im Sickerwasser ähnlich wie die mit Hochmoortorf gefüllten Gefäße, wenn man einmal von der Anfangsphase absieht. Lediglich die Calciumgehalte im Sickerwasser lagen aus verständlichen Gründen höher, sie erfuhren schon Ende 1970 eine spürbare Aufwärtsbewegung und erreichten 1972 ca. 500 mg Ca^{2+} /l.

Recht differenziert verhielten sich die geprüften Torfe auch bezüglich des Phosphat-Austrages.

Einen Einblick in die Dynamik dieses Vorganges gibt Abbildung 9. Als Beispiel haben wir den Hochmoortorf den beiden Niedermoortorfen gegenübergestellt.

Da durch Niederschlag und Evaporation die Konzentration der flüssigen Phase ständigen Schwankungen unterliegt, und deshalb auch die Gehalte im Sickerwasser nicht unmittelbar denen des Schlammwassers gegenübergestellt werden können, suchten wir eine andere Bezugsbasis. Wir wählten den Chloridgehalt, da Chloride praktisch keiner Sorption oder Umwandlung unterliegen (von geringfügiger mikrobieller Adaption abgesehen) und auch Entzug durch die Pflanze bis 1971 auszuschließen war.

Es mußte in Kauf genommen werden, daß die Ausbreitung der Lösungspartner durch Diffusion unterschiedlich war, aus der Testsubstanz sicher noch etwas Phosphat freigesetzt wurde, und ein zusätzlicher Eintrag durch die Niederschläge nicht verhindert werden konnte.

Zunächst berechneten wir vom Faulschlammwasser und von den Sickerwässern die P/Cl-Quotienten, indem wir die gelösten Milliäquivalente $H_2PO_4^-$ durch $nval Cl^-$ teilten. Stimmen diese Quotienten im Schlammwasser und im Sickerwasser überein, ist kein Phosphat sorbiert worden. Sind dagegen die Quotienten im Sickerwasser kleiner als im Schlammwasser, so muß eine Retention des Phosphates stattgefunden haben. Der besseren Vergleichbarkeit halber haben wir den mittleren P/Cl-Quotienten des Faulschlammes gleich 100 gesetzt und relativierten auch die Quotienten der Sickerwässer in entsprechender Weise.

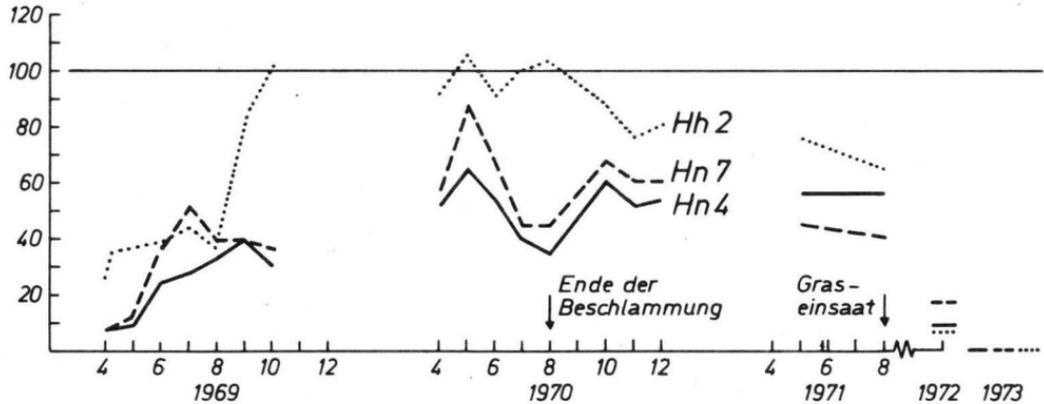
Deutlich erkennbar ist der verzögerte Anstieg auch bei Hochmoortorf, obwohl hier schon Ende 1969 die 100%-Marke erreicht wurde. Das bedeutet, gleiche Mengenverhältnisse von P und Cl im Schlammwasser und im Sickerwasser, also Sorption durch den Torf ggf. nur im Rahmen der Retention gegenüber Chlorid. Vergleicht man die Konzentrationen hier direkt, so sind sie im Sickerwasser um ca. $1/3$ geringer als im Schlammwasser. Weiter zeigt Abbildung 9, daß sich Phosphat und Chlorid nicht gleichsinnig verhalten, sondern daß die P-Konzentration später als Chlorid ihren Höhepunkt erreicht und früher abzufallen beginnt.

Gegenüber dem Hochmoortorf fällt die intensivere Phosphat-Sorption der Niedermoortorfe sofort ins Auge. Obwohl in der Zusammensetzung den Hochmoortorfen näherstehend, vermag der mäßig zersetzte Niedermoortorf, wohl seines höheren

— Lysimeterversuche —

Phosphat-Sorption in verschiedenen Torfen,
dargestellt in % des mittleren P/Cl-Quotienten
von AFS

% des mittl.
P/Cl-Quot.



Eisengehaltes wegen, deutlich mehr Phosphat zu binden als der stärker zersetzte, kalkreichere aber eisenärmere Niedermoortorf.

Ähnliche Berechnungen wurden auch mit anderen Elementen durchgeführt, auf die aber nicht näher eingegangen werden kann.

Als sehr ungewöhnlich ist das Verhalten von Nitrat und Sulfat zu bezeichnen (Abb. 10).

Aus der Profiluntersuchung im Oktober 1970 (siehe nachfolgenden Abschnitt) ist bekannt, daß sich zu diesem Zeitpunkt in den Torfen bis zu 14 mval Nitrat befanden. Dieses Nitrat war allerdings entsprechend den Belüftungsverhältnissen unregelmäßig verteilt (Abb. 11).

Wenn man unterstellt, daß Nitrate nur in gelöster Form im Torf vorliegen, so kann man in wassergesättigten Torfen unter Berücksichtigung des Substanzvolumens bis zu 575 mg NO_3^- /l Porenflüssigkeit errechnen.

Dieser Wert müßte auf eine hohe Nitratauswaschung hinweisen. Es wurden aber bis 1971 im Sickerwasser lediglich Nitratgehalte bis zu 17 mg NO_3^- /l gefunden. Die meisten Werte schwanken zwischen 1 und 10 mg NO_3^- /l und sind in Abbildung 10 nicht eingetragen.

Eine Ausnahme bildete das Sickerwasser vom April 1972. Zu diesem Zeitpunkt wurden 38 mg NO_3^- -(Hh2) bzw. 76 mg NO_3^- -(Hh4) gefunden.

Wir können dieses Ergebnis folgendermaßen erklären: Der Winterausgang bzw. der Frühjahrsanfang waren vergleichsweise trocken und der Grundwasserstand dementsprechend niedriger als in den Vorjahren. Die Probenahme erfolgte unmittelbar, nachdem 60-90 l Sickerwasser abgezogen worden waren. Dabei hat wohl nitrathaltige unter Lufteinfluß stehende Porenflüssigkeit relativ schnell den Torffilter passiert. Aus zeitlichen Gründen und infolge noch niedriger Temperaturen konnte die Denitrifikation nicht im gewünschten Umfange einsetzen.

Wie sich niedrige Grundwasserstände auf die Nitratgehalte im Sickerwasser auswirken, war auch an einigen, inzwischen undicht gewordenen Betonkästen zu beobachten. Wir haben in diesen Fällen den Grundwasserstand zusätzlich künstlich so niedrig wie möglich gehalten.

Tabelle 9: Nitratgehalte (mg NO₃⁻/l) im Sickerwasser bei unterschiedlichem Grundwasserstand

(Probenahme Herbst 1973)

G-W-Stand	Hh2	Hh8	Hn4	Hn7
hoch	2	2	3	1
niedrig	135	376	616	25

Während also die Nitratauswaschung bei ausreichend hohem Grundwasserstand nicht einsetzte, waren dagegen die Sulfatgehalte bis Ende 1969 auf über 500 mg SO₄²⁻/l Sickerwasser angestiegen. Einer kurzen aber kräftigen Abwärtsbewegung bis auf teilweise weit unter 100 mg SO₄²⁻/l im Frühjahr 1970 folgte ein nicht minder kräftiger Anstieg, diesmal bis zur 1000 mg-Marke. Nach einer nur geringen winterlichen Absenkung kletterten die Gehalte nunmehr bis 1500 mg SO₄²⁻/l. Diese intensive Sulfatbildung erfolgte bei vergleichsweise hohen Grundwasserständen. Ob hier Denitrifikation und Intensität der Schwefeloxidation in einer gewissen Beziehung zu einander stehen, ist ebensowenig zu beantworten wie die Frage, ob über längere Filterstrecken im Torf die Höhe des Redoxpotentials doch ausreicht, wenigstens einen Teil der gebildeten Sulfate wieder zu reduzieren.

Der sehr kräftige Konzentrationsabfall im Frühjahr 1970 könnte etwas derartiges wohl andeuten. Außerdem ist allgemein bekannt, daß in Mooren Schwefel bzw. Schwefelwasserstoff, im Untergrund zuweilen auch Schwefeleisen (Pyrit) vorkommen.

Unternimmt man für die Lysimeterexperimente den Versuch einer Bilanzierung zwischen zugeführten und durch das Sickerwasser ausgetragenen Mineralstoffen, so ergeben stellvertretend für die gesamte Versuchsreihe die Varianten "wenig zersetzter Hochmoortorf" und "mäßig zersetzter Niedermoortorf" folgendes Bild (Tabellen 10 und 11).

Hochmoortorf hat bis 1973 ca. 50% des gelösten Ammoniums zurückgehalten, unter Berücksichtigung der sorbierten Anteile im Abwasserfaulschlamm erhöht sich dieser Wert sogar auf ca. 2/3 des Angebotes. Etwas ungünstiger schneidet der Übergangsmoortorf ab. Der wiederum vermochte aber zirka 60% des gelösten Phosphates zu binden, während Hochmoortorf nur 25% sorbierte. Erstaunlich ausgeglichen ist in beiden Fällen die Chlorid-Bilanz; indessen sind alle

*Verteilung von Ammonium- u. Nitrat-Ionen im Torf unter Abwasserschlamm
in der Mitte und an den Seiten der Lysimeter: Beispiel Lysimeter 1-4*

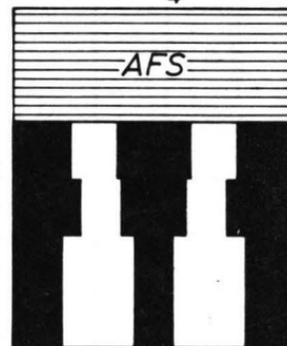
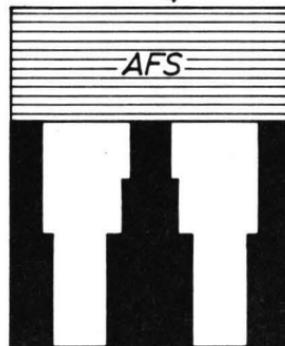
Hochmoortorf — Probenahme: 14.10.70. — Niedermoortorf

*wenig zersetzt
 NH_4^+*

*stark zersetzt
 NH_4^+*

*mäßig zersetzt
 NH_4^+*

*stärker zersetzt
 NH_4^+*



NO_3^-

NO_3^-

NO_3^-

NO_3^-

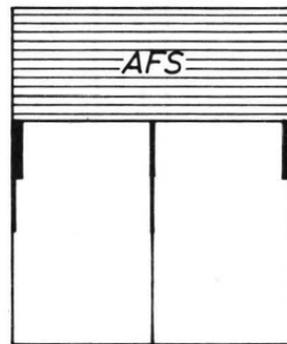
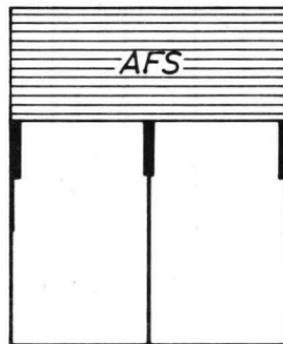
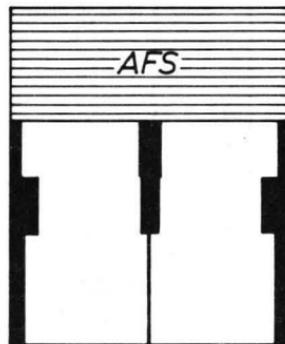
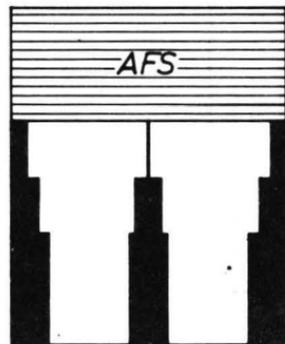


Tabelle 10: Bilanzierung von Stoffzufuhr und -austrag bei Lysimeterversuchen (Belastung: ca. 3 l AFS/l Torf) - wenig zersetzter Hochmoortorf -

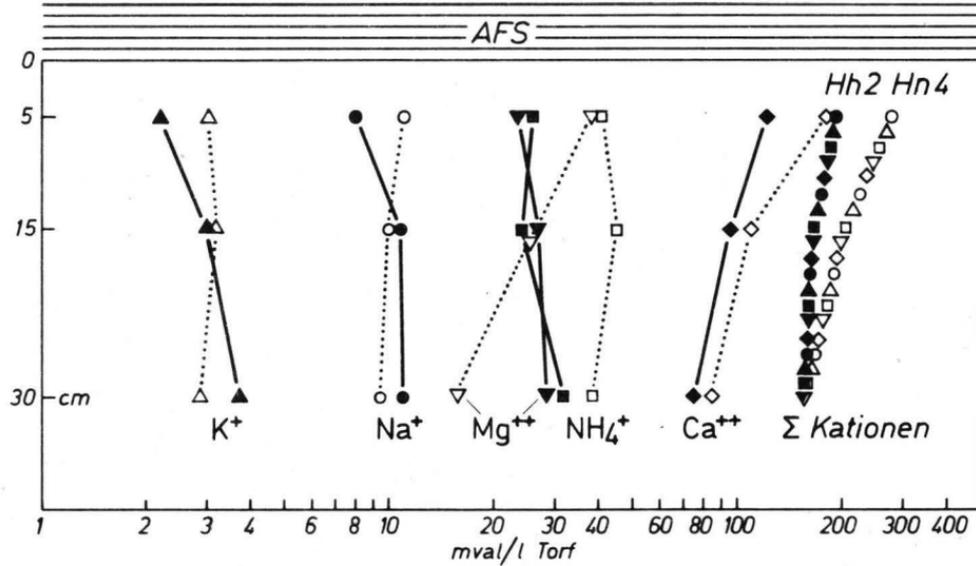
Sicker- wasser	NH ₄ ⁺ -N g	Na g	K g	Ca g	Mg g	Cl g	P g	SO ₄ ²⁻ -S g	
Zufuhr (mm)									
Gesamt	1292	367	263	3406	357	n.b.	1343	n.b.	
Gelöst	856	268	121	204	60	444	430	12	
Austrag									
1969/70	1255	311	171	90	290	70	340	30	265
1971	140	48	30	16	67	9	35	3	59
1972	180	33	39	15	51	20	42	0,3	119
1973	160	21	28	13	93	18	20	<0,1	98
Summe Austrag	413	268	134	501	117	440	33	541	
Differenz zur Lösungsfracht	443	0	- 13	-397	- 57	4	10	-529	
% Lösungsfracht zurückgehalten	52	0	0	0	0	0	24	0	

Tabelle 11: Bilanzierung von Stoffzufuhr und -austrag bei Lysimeterversuchen (Belastung: ca. 3 l AFS/l Torf) - mäßig zersetzter Niedermoortorf -

Sicker- wasser	NH ₄ ⁺ -N g	Na g	K g	Ca g	Mg g	Cl g	P g	SO ₄ ²⁻ -S g	
Zufuhr (mm)									
Gesamt	1292	367	263	3406	357	n.b.	1343	n.b.	
Gelöst	856	268	121	204	60	444	430	12	
Austrag									
1969/70	1273	462	204	104	400	79	330	12	235
1971	140	32	34	9	75	12	31	3	67
1972	180	19	21	8	150	23	46	2	118
1973	160	13	40	5	56	17	20	0,3	118
Summe Austrag	526	299	126	681	131	427	17	538	
Differenz zur Lösungsfracht	+330	- 31	- 5	-477	-71	+ 17	26	-526	
% Lösungsfracht zurückgehalten	39	0	0	0	0	+ 0	61	0	

— Lysimeterversuche —

Verteilung der Kationen im Hoch- und Niedermoortorf unter AFS
 Probenahme: 14.10.70



anderen untersuchten Stoffe teilweise erheblich stärker ausgetragen worden als es ihren im Schlammwasser gelösten Anteilen entsprechen dürfte.

Am stärksten davon ist Sulfat mit über 500 g/Gefäß (4500%) betroffen, gefolgt von Calcium, bei dem allerdings "nur" ca. 200-250% der im Schlammwasser gelösten Menge ausgewaschen wurde. Allem Anschein nach hält der Calcium-Austrag nach wie vor an, ebenso die Bildung von Sulfat.

Ob und ggf. welche Verknüpfung hier bestehen könnte, wird in Abschnitt 2.5 diskutiert.

2.332 Profiluntersuchungen

Über Profiluntersuchungen zu einem möglichst frühen Zeitpunkt nach Abschluß der Beschlämmung sollte die Menge der in den Torffiltern akkumulierten Stoffe ermittelt und damit die Filterleistung zusätzlich beurteilt werden.

Wie schon erwähnt, wichen die Kationenanteile am Rande und in der Mitte des Betonkastens voneinander ab.

In Abbildung 12 sind deshalb nur die Werte aus der Filtermitte zur Darstellung herangezogen worden. Die Angaben beziehen sich auch bei dieser Abbildung auf mval/l Torf.

Die Summe der Kationen (NH_4^+ , Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+}) nimmt recht stark von oben nach unten ab. Diese Abnahme ist bei Niedermoortorf wesentlich stärker ausgeprägt als bei Hochmoortorf, was auf unterschiedliche Durchdringungsmöglichkeiten hindeutet (Porosität).

Obwohl das Schlammwasser pH-Werte bis 8,2 erreichte, konnten bei der Bestimmung der austauschbaren Kationen (pH=7,0) noch erhebliche Mengen an Wasserstoff ausgetauscht werden, wie folgende Zusammenstellung zeigt (Tabelle 12).

Tabelle 12: H^+ -Gehalte der Torffilter nach der Beschlämmung (mval/l Torf)

Torf-	Filtertiefe (cm)		
	2-10	10-20	20-40
Hh2	24	38	65
Hn4	122	104	120

Eine vollständige Ausnutzung der bis zu diesem pH verfügbaren Austauschplätze ist demnach nicht eingetreten.

Der Anteil des Ammoniums an der Kationenbelegung ist - verglichen mit der Zusammensetzung der flüssigen Phase des Schlammwassers - erstaunlich niedrig.

Durch Untersuchungen über einen möglichen Einbau von Stickstoff in die organische Torfsubstanz (N-Fraktionierung) konnte aber ebenfalls keine zusätzliche Akkumulation festgestellt werden.

Die Differenzierung der Ammoniumgehalte in den Profilen ist offensichtlich nur unbedeutend.

Dagegen verhalten sich die Magnesiumgehalte in beiden Torfen recht verschieden: bei Hochmoortorf leichte Zunahme nach unten, bei Niedermoorortorf dagegen starke Abnahme. Die synchron verlaufenden Calciumlinien signalisieren in beiden Fällen eine vergleichsweise starke Abnahme der Konzentration mit der Tiefe.

Tabelle 13: Metallkationenanteile (%) im Faulschlammwasser und in den mit AFS belasteten Torfen (Summe Metallkationen = 100)

	NH ₄ ⁺	Na ⁺	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺
AFS	72	11	3	9	5
Hh2	16	6	2	58	18
Hn4	20	5	2	60	13

Will man das Sorptionsverhalten der Torfe abschließend beurteilen, so ist ein Vergleich der Kationenverhältnisse im Schlammwasser und im Torf sehr informativ (Tabelle 13).

Die Summen der Kationen (ohne Wasserstoff) wurde dabei gleich 100 gesetzt und die prozentualen Anteile errechnet.

Es wird eine Umkehrung der ursprünglichen Verhältnisse in der Form sichtbar, daß ein Anteil von 14% divalenter Kationen im Schlammwasser ca. 74% im Filter entspricht.

Umgekehrt sind von den 86% monovalenter Kationen im Schlammwasser lediglich 26% am Austauscher gespeichert. Mit diesen Zahlen kommt die schon mehrfach erwähnte hohe

Selektivität der Torfe gegenüber divalenten Kationen (besonders Calcium) erneut zum Ausdruck. Es muß aber die Frage aufgeworfen werden, ob dieser Zustand nicht auch durch eine veränderte Ionenzusammensetzung der perkolierenden Lösung nach Abzug des eigentlichen Schlammwassers (relative Zunahme divalenter Ionen) mit verursacht sein könnte.

2.34 Diskussion

Aus der Vielzahl der ermittelten Daten ergibt sich ein recht brauchbarer Überblick über das Verhalten verschiedener Torfe gegenüber flüssigem Abwasserfaulschlamm.

Allerdings haben wir aus versuchstechnischen Gründen mit einer Aufwandmenge von ca. 3 l Abwasserfaulschlamm /1 Torf den Torffilter bis an die obere Grenze seiner verfügbaren Filterkapazität für Kationen belastet. Es läßt sich aber trotzdem zeigen, daß die nutzbare Filterkapazität auch unter natürlichen Bedingungen wesentlich geringer veranschlagt werden muß, als es der Kationenaustauschkapazität entspricht.

Der besondere Vorteil dieser Versuche liegt in der Länge des Beobachtungszeitraumes. Damit eröffnet sich die Möglichkeit, Nachwirkungen aufzuspüren, die auch von einer abgeschlossenen Deponie ausgehen, also deren spezifische Dynamik näher kennenzulernen. Das darf allerdings nicht darüber hinwegtäuschen, daß sich bei der Überstauung mit flüssigem Abwasserschlamm im Lysimeter manche zusätzlichen Versuchsprobleme ergeben, die nicht nur die schwierig zu beherrschenden Randwirkungen betreffen, sondern auch vom (gestörten) Filtergerüst mit der versuchstechnisch begrenzten Mächtigkeit ausgehen.

So wird aus wenig zersetztem Hochmoortorf mit seiner verhältnismäßig guten Wasserpermeabilität und seinem lockeren Gefüge noch am ehesten ein gleichmäßig poröser Filterkörper herzurichten sein. Das gilt schon kaum mehr für den mäßig zersetzten Niedermoortorf und überhaupt nicht für stark zersetzte Torfe.

Hier bleiben bei nur mäßig starker Kompression Klüfte und Gänge als bevorzugte Wasserleitbahnen, die eine Erschöpfung des Filters vortäuschen. Ähnliches gilt auch für die Sickerung zwischen Torfkörper und rauher Betonwand.

Damit wird verständlich, warum vor allem bei den Lysimetern mit stärker zersetzten Torfen schon in der ersten Sickerwasserprobe hohe Ammonium- und Chloridgehalte festgestellt wurden.

In der Zeit nach der Beschlämmung erfolgte eine weitere Differenzierung durch unterschiedliche Belüftungsverhältnisse zwischen Rand- und Mittelpartie.

Die Grenze zwischen schon oxidiertem und noch reduziertem Faulschlamm nimmt einen ähnlichen Verlauf wie die Grundwasserberfläche zwischen 2 in bindigem, undurchlässigen Boden verlegten Dränsträngen. Die abweichende Kationenbelegung der Randpartien des Filters ist ganz offensichtlich durch die wesentlich intensiveren biologisch-chemischen Umsetzungen im Faulschlamm verursacht, wobei die Oxidation bis in den Torf hinein wirksam wird. Während nämlich im Inneren des Torffilters ca. 28 mval Ammonium/1 Hh sorbiert sind, enthalten die Randproben nur noch 1 mval. Entsprechend erhöht sind die Nitratgehalte.

Die Bildung von Nitrat trägt auch zur Verlagerung von Metallkationen bei, da die sorbierten Anteile hier geringer sind als in Filtermitte. Einen noch größeren Einfluß auf die nachträgliche Ionenbewegung dürfte dem Sulfat zukommen. Die Oxidation sulfidischer Schwefelverbindungen führt über die Bildung von Eisen(II)sulfaten. Eisen wird unter den vorliegenden Reaktionsbedingungen entweder vom Austauscher selektiv aufgenommen oder nach Oxidation und Hydrolyse als Oxidhydrat gefällt. Beide Möglichkeiten führen letztlich zu einer entsprechenden Desorption von Metallkationen am Austauscher.

Liegen Carbonate vor, werden sie durch die entstehende Schwefelsäure unter Entwicklung von Kohlendioxid gelöst.

Das mit kationischen Partnern versehene Sulfat- und nitratreiche Sickerwasser unterscheidet sich grundsätzlich vom ursprünglichen Schlammwasser dadurch, daß Ammonium seine Dominanz verloren hat und anstatt Hydrogencarbonat Nitrate und Sulfate die vorherrschenden Anionen darstellen.

Perkolliert eine solche Lösung durch den Filter, muß sich die Kationenbelegung begreiflicherweise stark verschieben. Daran ändert auch der Umstand wenig, daß die Nitrate mit zunehmender Tiefenverlagerung unter reduktiven Einfluß geraten und denitrifiziert werden, weil damit nur den Nitraten äquivalente Kationenanteile einer erneuten Sorption zugänglich sind. Die nur langsam nachlassende Ammoniumkonzentration im Sickerwasser (noch immer 50-100 mg NH_4^+ /l) und der ständige Anstieg der Calciumgehalte bis auf ca. 500 mg/l unterstützen die eben entwickelten Vorstellungen bezüglich Umtauschdynamik. Der weitere Verlauf soll durch eine neuerliche Profiluntersuchung im Herbst dieses Jahres verfolgt werden.

Mit einem schnellen Nachlassen der Sulfatbildung ist ohnehin nicht zu rechnen, da aus Untersuchungen über säurebildende Schwefelverbindungen bekannt ist, daß Abwasserschlamm 0,3-0,6% mineralischen Schwefel in reduzierter Form (FeS) enthalten kann.

Unterstellt man nur 0,33% S in der Schlamm-trockenmasse und 95% Wassergehalt, so beträgt die oxidierbare Sulfatmenge 940 g SO_4^{2-} /Lysimeter.

Mit ca. 500 g ausgewaschenem Sulfat wäre demnach erst etwa die Hälfte ausgetragen.

Obwohl seit 1972 der Entzug durch die Pflanzen hinzukommt, wird man voraussagen können, daß Ammonium - soweit es nicht durch Nitrifikation und Denitrifikation der biologisch-chemischen Filterung unterliegt - auch zukünftig noch ausgewaschen wird.

Im Gegensatz zu früheren Perkolationsversuchen und den Ergebnissen der Gleichgewichtsversuche hat der Hochmoortorf ca. ein Viertel des gelösten Phosphates zurückgehalten.

Da die letzte Sickerwasseruntersuchung $<0,1$ mg P/l erbrachte, ist wohl mit einem merklichen Austrag nicht mehr zu rechnen.

Auch für dieses abweichende Verhalten muß u.E. die Schwefel-metabolik als Erklärung herangezogen werden, da durch die Oxidation von FeS Eisen gelöst wird, welches - vom Torf sorptiv gebunden oder als Oxidhydrat gefällt - Phosphate sorbieren kann.

Daß der eisenreiche Übergangsmoortorf 61% des gelösten Phosphates binden konnte, überrascht nach den Gleichgewichts- und Perkolationsversuchen nicht.

2.4 Untersuchungen an einer Deponie

2.41 Beschreibung der Deponie

Die Freie Hansestadt Bremen verschifft den bei den Klärwerken Seehausen und Farge entstehenden pumpfähigen Abwasserfaulschlamm seit dem Frühjahr 1972 über den Küstenkanal zu einer teilabgetorften Hochmoorfläche und leitet ihn über festverlegte Rohrleitungen in vorbereitete, ca. 1 ha große Torfpütten ein.

Es handelt sich um eine 140 ha große teilabgetorfte Fläche (Abbildung 13) im Westteil des über 10 000 ha großen Vehneemoors an der Ortschaft Edewechterdamm (TK 25, Nr. 2913, Friesoythe).

Dieser kontrollierten Ablagerung liegt eine Stellungnahme des Niedersächsischen Landesamtes für Bodenforschung - Außeninstitut für Moorforschung und angewandte Bodenkunde - vom 20.7.1970 zugrunde.

Danach handelt es sich zum größten Teil um ein wurzelechtes Hochmoor über fossilen Verdichtungshorizonten (Podsol-Gley). Nur in vereinzelt Mulden ist ein kurzes Versumpfstadium mit stark zersetzten Birken-Kiefern-Bruchwaldtorfen nachzuweisen.

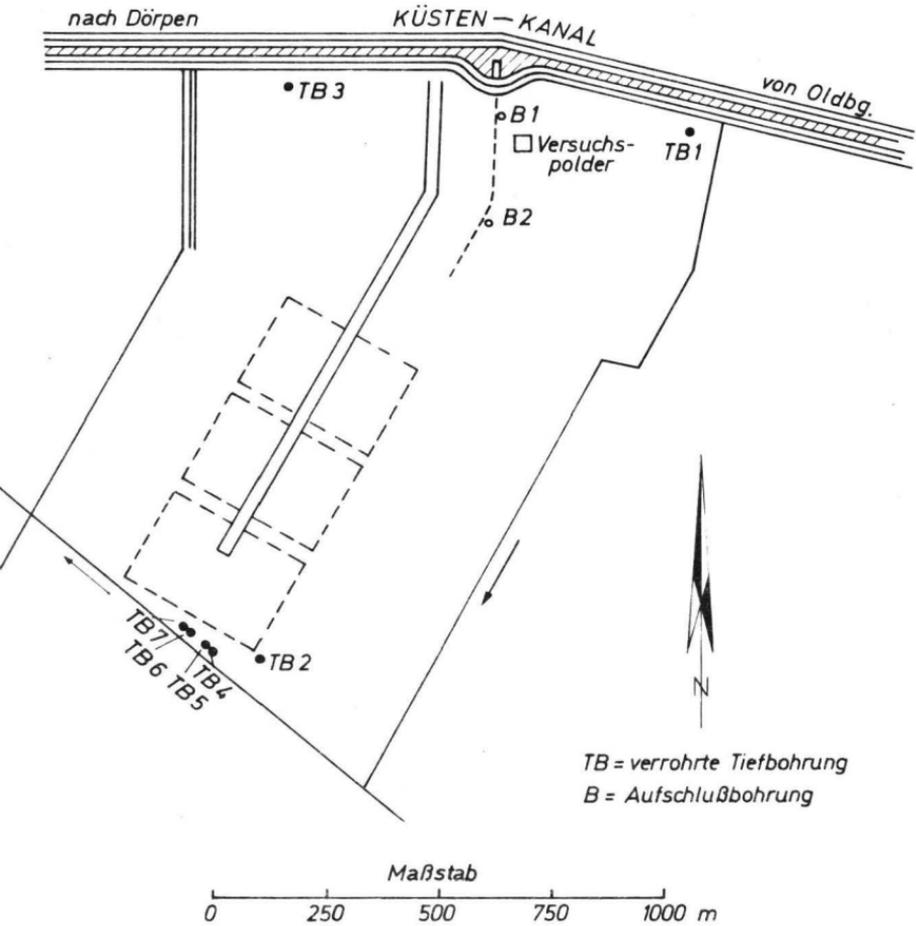
Der Hochmoortorf besitzt die für die nordwestdeutschen Moore typische Abfolge "jüngerer Sphagnumtorf" (Weißtorf) über stark zersetztem älteren Hochmoortorf (Schwarztorf). Allerdings wurde bis vor wenigen Jahren der Schwarztorf als Brennmaterial industriell abgebaut, sodaß heute auf der Fläche breite Eintiefungen sog. Torfpütten mit gestörtem Profilaufbau und schmalere Torfbänke mit vollständiger Stratigraphie wechseln. Der Torf in den Pütten besteht in den oberen 5-10 dm aus mäßig zersetztem Hochmoortorf (Bunkerde), dem zirka ebenso mächtige Restschichten des älteren Hochmoortorfes folgen. Die Wasserdurchlässigkeit beträgt in diesem Profilschnitt 10^{-5} - 10^{-7} cm/s.

Der mineralische Untergrund besteht aus Talsanden des älteren Pleistozäns. Der mit fossilen Verdichtungshorizonten beginnende Feinsand wird nach der Tiefe zu schluffhaltig. Die Stratigraphie des Liegenden >10 m ist unbekannt.

Die Grundwasserhöflichkeit dieses Gebietes ist nach Angaben des zuständigen Bezirksgeologen im Niedersächsischen Landesamt für Bodenforschung, Hannover, gering.

Lageplan

Abwasserfaulschlammdeponie
Edewechterdamm
(Freie Hansestadt Bremen)



Vor Deponiebeginn wurden alle Entwässerungsgräben verfüllt, die Pütten eingeebnet und zirka 1 ha große, durch Torfdämme getrennte Polder zwecks alternierender Beschickung eingerichtet.

Die maximal zulässige Überstauhöhe mit Abwasserfaulschlamm soll im Sinne einer kapazitätsorientierten Belastung auf 1:1 mit der Torfunterlage abgestimmt werden.

2.42 Methoden der laufenden Untersuchungen

Vor der ersten Beschickung mit Faulschlamm wurden zur Beweissicherung die angrenzenden Gräben pflanzensoziologisch kartiert. Eine 2. Aufnahme erfolgte 1 Jahr nach Deponiebeginn. Die dritte Aufnahme wurde in diesem Herbst durchgeführt ■.

Zur Entnahme von Wasserproben aus dem Sanduntergrund stehen 7 verrohrte Wächterbrunnen mit Filterstrecken in den Tiefenbereichen 4-7 und 7-10 m u.F. zur Verfügung. Vier davon haben wir, ca. 10 m vom zuerst beschickten Polder entfernt, im Grundwasserabstrom niedergebracht, um die Salzbelastung ständig zu überprüfen.

Außerdem wird der 20 m entfernte Entwässerungsgraben ebenfalls kontrolliert. Der Umfang der Wasseruntersuchung (1-2 Probenahmen/Jahr) ist aus dem beigefügten Untersuchungsprotokoll (Tabelle 13) zu ersehen.

Parallel zu unseren Untersuchungen führt das Wasseruntersuchungsamt Hildesheim, Außenstelle Osnabrück, Vergleichsmessungen durch.

Die bakteriologische Beurteilung erfolgt durch das Hygieneinstitut in Bremen.

Das Wasser kann unter weitgehend keimfreien Bedingungen entnommen werden, weil wir sterilisierte, dünne PVC-Röhren stationär in die größeren Grundwasserrohre eingelassen und aus diesen über eine Handvakuumpumpe das Grundwasser in einer Saugflasche sammeln und anschließend in keimfreie Behälter überführen. Sobald die Beschickung des ersten Polders beendet ist, soll der liegende Torf auf seinen Kationen- und Anionen-Gehalt untersucht werden. Auch pflanzensoziologische Aufnahmen der Primärvegetation in den Poldern sind vorgesehen.

■ Aufnahme: Dr. J. Schwaar.

Um noch besseren Aufschluß über das Vordringen salzhaltiger Lösung im Torf zu erhalten, wird in diesem Herbst ein kleiner Versuchspolder (4x5 m) unter kontrollierbaren Bedingungen beschlammt.

Die Meßeinrichtung besteht aus 6 Keramik-Filterkerzen (Staatl. Porzellan-Manufaktur, Berlin, Material P 80), die von einem seitlichen Schacht aus so unter den Polder geschoben werden, daß Porenflüssigkeit aus 40 und 80 cm unterhalb der Sohle des Polders entnommen werden kann.

Dieser sehr umständliche und mühsame Weg des Einbaues wurde gewählt, da beim Einbau der Kerzen direkt in den Polder Verfälschungen durch Sickerströmungen zwischen Kerzenträger und Torf nicht auszuschließen sind. Als Träger werden PVC-Rohre mit gleichem Außendurchmesser wie die Filterkerzen verwendet. Da der Weg bis zur Entnahmestelle ca. 5 m beträgt, haben wir zur Wasserableitung Kapillarschlauch aus Silicon (0,5 mm Innendurchmesser) benutzt, um das Totvolumen möglichst klein zu halten (<1 ccm/m Schlauch).

2.43 Bisherige Ergebnisse und Diskussion

Die Ergebnisse der Wasseruntersuchungen sollen am Beispiel der Analysenbefunde vom 3.5.1973 kurz interpretiert werden, da bisher Veränderungen über den üblichen Analysenspielraum hinaus nicht festgestellt werden konnten (Tabelle 13). Die untersuchten Wässer sind typische Moorwässer mit Glühverlusten zwischen 0,10 und 0,15 g/l, was etwa dem Anteil an gelösten Huminsäuren und deren Vorstufen entspricht. Das erklärt auch den hohen Kaliumpermanganatverbrauch und den Gehalt an Gesamt-Phenol.

Außerdem enthalten die Brunnenwässer Schwefelwasserstoff, der jedoch wegen der Wasserentnahme über ein Vacuumsystem nicht quantitativ erfasst werden konnte.

Während Ammonium deutlich (2,6-5,5 mg N/l) anwesend war, konnten Nitrate nur in Spuren nachgewiesen werden. Die Differenz zum Gesamt-Stickstoff von 1-1,5 mg N/l repräsentiert den organisch gebundenen Anteil, der demnach wie bei Hochmoortorfen bei ca. 1% des Glühverlustes liegt. Typisch für Grundwasser unter küstennahen Hochmooren ist der vergleichsweise gegenüber Kalium hohe Natriumgehalt und das enge Calcium-Magnesium-Verhältnis von ca. 1, was sich aus Kationenbelegung und Selektivität der Bindung in Torfen hinreichend erklären läßt.

Erstaunlich hoch sind die Chlorid-, Sulfat- und Phosphatgehalte dieser sauren Wässer. Moorwässer aus dem Untergrund

Tabelle 14: Analysenergebnisse von Grund- und Grabenwasser aus der Abwasserfaulschlammdeponie Edewechterdamm (Probenahme: 26.6.1973)

Untersuchungen		Graben	1	2	3	4	5	6	7
Aussehen		hellgelb bis rötll. braun-gelb							
Abdampf- rückstand	(mg/l)	415	197	182	170	197	182	201	191
Glühverlust	"	281	133	114	86	127	155	133	138
KMnO ₄ -Verbr.	"	387	244	194	124	232	265	227	278
Säureb.Verm.	(mval/l)	0,08	0,47	0,27	0,59	0,58	0,26	0,56	0,25
pH		4,7	5,3	5,2	5,4	5,5	5,1	5,4	5,0
Leitfähigkeit	(µs/cm)	330	160	162	194	146	127	152	133
N-Gesamt	(mg/l)	2,2	6,1	3,9	6,1	5,9	5,9	7,1	5,7
Ammonium-N	"	0,3	4,7	2,6	6,1	4,6	4,8	5,5	5,1
Nitrat-N	"	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Chlorid	"	66,8	33,8	25,4	41,8	30,4	30,2	31,9	28,5
Phosphat-P [■]	"	6,6	0,2	0,2	0,2	0,1	0,2	0,2	0,1
Sulfat [■]	"	120	67	154	101	139	91	72	67
Natrium	"	23,2	14,0	12,8	14,1	14,7	14,3	15,5	13,4
Kalium	"	24,7	1,9	1,3	1,5	1,8	1,5	1,5	1,4
Calcium	"	16,3	3,3	3,0	1,0	2,8	0,3	2,5	1,0
Magnesium	"	11,1	1,5	7,0	1,3	1,0	0,9	1,2	1,1
Phenol	"	3,0	3,6	1,4	4,3	4,3	4,1	7,1	7,2

■ Werte des Nieders. Wasseruntersuchungsamtes Hildesheim - Außenstelle Osnabrück

können demnach einen beachtlichen "background" an diesen Ionen enthalten, der bei der Beurteilung des Stoffaustretes berücksichtigt werden muß.

Im Grabenwasser sind Kalium und Phosphat erheblich, Calcium und Magnesium nur mäßig erhöht. Dagegen ist die Stickstoffbelastung unerheblich, da bisher weder nennenswerte Mengen Ammonium noch Nitrat nachgewiesen werden konnten.

Die bakteriologische Untersuchung durch das Hygiene-Institut Bremen weist für das Grabenwasser einen Coli-Titer von 0,1 ccm aus, während die Brunnenwässer keine Coli- oder coliformen Bakterien enthalten. Unter Berücksichtigung dieser bakteriologischen Befunde war also das Grabenwasser schon vor Deponiebeginn eutrophiert und fäkal verunreinigt (häusliche Abwässer, Weidenutzung, Düngung).

Seit 1972 hat das Land Bremen mit 2-3 Schiffsladungen pro Woche ca. 160 000 m³ Schlamm in Edewechterdamm deponiert. Von Mitte dieses Jahres an beschickt auch die Stadt Oldenburg mit jährlich 25 000 m³ diese Großdeponie.

Ein Problem für den Betrieb stellt das sehr langsame Abtrocknen der Polder dar, da die ursprünglich vorhandenen Entwässerungsgräben verfüllt und somit stillgelegt wurden. Außerdem ist die Durchlässigkeit der Basistorfe so gering, daß sich schon ohne Abwasserfaulschlammbelastung in den Pütten Grund- (Stau-) wasserblänken bilden.

Selbst bei voller Belastung der Polder (15 dm) und einer entsprechenden hydrostatischen Druckhöhe ist der Versickerungsbetrag mit schätzungsweise 100-150 mm/Jahr vergleichsweise gering und dürfte durch Selbstdichtung (Abscheidung von Trübstoffen) im Laufe der Zeit eher noch abnehmen.

Deshalb erscheint es vernünftig, durch eine entsprechende Betriebsweise den Anteil der Verdunstung zu erhöhen.

Da freie Wasserflächen bis zu 800 mm jährlich verdunsten können (2), ist eine möglichst große Fläche anzustreben.

Aus diesem Grunde hat das Amt für Stadtentwässerung im letzten Jahr einige Torfdämme durchstochen und das durch Niederschläge verdünnte Schlammwasser nach Sedimentation der Feststoffe über mehrere noch unbeschickte Polder verteilt. Das Verfahren scheint sich zu bewähren, sodaß an dieser Betriebstechnik festgehalten werden soll.

Da die ersten Polder inzwischen gefüllt sind, stellt sich auch die Frage nach der weiteren Entwicklung bzw. Nutzung des Moores nach Schließung der Deponie.

Sicher ist, daß sich dieser Naßstandort für eine landbauliche Nutzung vorerst nicht eignet, da die Tragfähigkeit unzureichend ist und die notwendige Binnenentwässerung in absehbarer Zeit schon wegen der damit verbundenen Eutrophierungsgefahr unterbleiben muß.

Die natürliche Entwicklung weist über die jetzt schon aufkommende Primärvegetation in Richtung Verlandungsmoor, da der in Abtrocknung begriffene Faulschlamm aus Siedlungsgebieten nach einer gewissen Entsalzungsphase zunächst ein relativ vegetationsfreundliches, nährstoffreiches Substrat darstellt.

Die mit Tomaten und anderen krautigen Pflanzen wie Sumpfgreiskraut (*Senecio palustre*), Gifthahnenfuß (*Ranunculus sceleratus*), Zweizahn (*Bidens tripartitus*) und spießförmiger Melde (*Atriplex nastatum*) beginnende Begrünpungsphase ist besonders für den Mineralstoffhaushalt von Bedeutung, weil jede Pflanze in Abhängigkeit von der Salzverträglichkeit gelöste und lösliche Mineralstoffe aufnimmt und speichert.

Würde man diesen Aufwuchs periodisch entfernen, wäre die entsalzende Wirkung der Pflanzen optimal genutzt.

Bei einer nachfolgenden Vertorfung dagegen wird nur ein Teil davon mehr oder weniger unlöslich konserviert, während der andere Teil mineralisiert und damit erneut in den Stoffkreislauf eingebracht wird. Trotzdem beruht auf dieser (Nähr-) Stoffspeicherung die vergleichsweise große natürliche Fruchtbarkeit der Niedermoorböden.

Es bleibt abzuwarten, ob und in welchen Zeiträumen die natürliche Entwicklung dieses anthropogen veränderten Naßstandortes über krautige Pflanzen und Gehölze zu einem Bruchwaldstadium führt oder eine gesteuerte Regeneration das Mittel der Wahl ist. Vielleicht führen wirtschaftliche Überlegungen später sogar zu einer Nutzung der Lagerstätte, indem Abwasserfaulschlamm und Torf dieser Deponie zu einem verkaufsfähigen Produkt verarbeitet, im Sinne des Recycling verwertet werden. Diese Überlegungen sind jedoch zum jetzigen Zeitpunkt reine Spekulation.

2.5 Diskussion der Versuchsergebnisse

Sickerwässer aus Abfalldeponien enthalten hohe Lösungsfrachten und verändern dadurch abhängig von den Filtereigenschaften der durchströmten Böden und Lockersedimente die Zusammensetzung des Grund- und Oberflächenwassers.

Fragen der Sorption, der Stoffwanderung und der Stoffmetabolik sind bisher jedoch hauptsächlich für Mineralstoffe erarbeitet worden, die im Rahmen der Pedogenese und der Pflanzenernährung interessieren. In der vorliegenden Arbeit wird dagegen versucht, Filtereigenschaften und Filterleistung typischer nordwestdeutscher Lockersedimente gegenüber Sickerwässern aus Abwasserfaulschlammdeponien als Primärfunktion darzustellen und die Dynamik der dabei ablaufenden Vorgänge herauszuarbeiten.

Dabei sind besonders die organogenen Sedimente berücksichtigt, weil in einigen teilabretorteten Moorgebieten noch große Ödlandreserven stecken, die aus wirtschaftlichen Erwägungen mehr und mehr für Zwecke der geordneten Deponie herangezogen werden könnten.

Die Filtereigenschaften der Böden und Lockersedimente werden zunächst auf ihre mechanischen, physikalisch-chemischen und biologischen Wirkungsmechanismen zurückgeführt. Gemeinsames Merkmal dieser Filtereigenschaften ist ihre räumliche Wirkungsweise, d.h. eine bestimmte Boden- oder Sedimentschicht "arbeitet" als Filter.

Dieser prinzipiellen Gemeinsamkeit stehen für jede Art der Filterung spezifische Regeln und Gesetzmäßigkeiten gegenüber.

So ist beispielsweise die mechanische Filterung nicht kapazitätsgebunden, ihre Leistungsdaten werden fast ausschließlich von Porengrößenverteilung und -kontinuität, insgesamt also von der Durchlässigkeit bestimmt. Filtererschöpfung (Filtermüdigkeit) bedeutet in diesem Falle nicht nachlassende Trennfähigkeit in feste und flüssige Phase, sondern ist ein durch Porenverengung und Porenverstopfung verursachter Leistungsrückgang, bei dem die Scheidefähigkeit sogar erheblich verbessert werden kann. Das Endstadium dieses Vorganges ist dann die Selbstdichtung einer Deponie.

Im Gegensatz zur mechanischen Filterung ist das physikalisch-chemische Filtervermögen ein den Gesetzmäßigkeiten des Ionenaustausches folgender, von Ionenkonzentration und Konzentration abhängiger kapazitätsbezogener Vorgang. Überschreitet die Belastung die nutzbare Filterkapazität, sind

Funktionsstörungen bis zur Filtererschöpfung die Folge. Mit der Erschöpfung des physikalisch-chemischen Filtervermögens kann perkolierendes Schmutzwasser den Filter nunmehr ungehindert passieren.

Zwischen diesen beiden Extremen nimmt die biologische Filterwirkung eine Mittelstellung ein. Solange die Belastung mit mikrobiell abbaubaren Stoffen der aktuellen Mikroorganismenleistung eines bestimmten Sedimentvolumens entspricht, ist die Filterwirkung nicht begrenzt. Bei Überlastung oder Vergiftung werden jedoch immer größere Reinigungsstrecken erforderlich, was zur Ausbreitung der Verschmutzung führt.

Eine umfassende Quantifizierung dieser unter dem Sammelbegriff "Selbstreinigung" zusammengefaßten Filtereigenschaften ist jedoch bisher nicht gelungen und aufgrund der Komplexität dieses Problembereiches in naher Zukunft auch nicht zu erwarten.

Es bleibt daher zunächst nichts anderes übrig, als einzelne Filtereigenschaften - losgelöst von den übrigen Einflußgrößen - möglichst umfassend und systematisch unter Berücksichtigung der jeweiligen Standorte zu untersuchen.

Dieser Konzeption entsprechend sind in der vorliegenden Arbeit typische Lockersedimente des nordwestdeutschen Flachlandes auf ihre physikalisch-chemische Filterleistung untersucht worden. Die vorgelegten Ergebnisse erlauben zwar noch keine speziellen Aussagen für jedes einzelne Sediment, sie zeigen aber: das Risiko einer Grundwasserbelastung durch Sickerwässer aus Abfallstoffen ist grundsätzlich kalkulierbar.

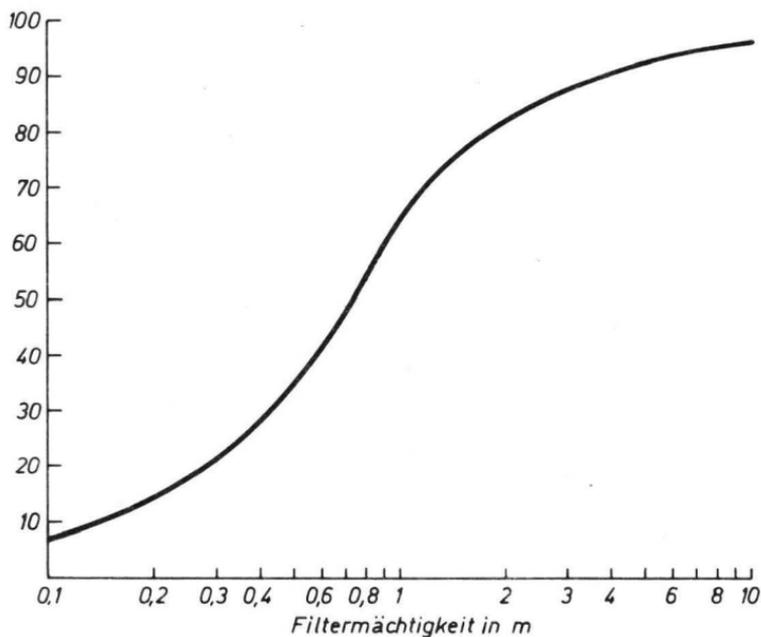
Als ein gangbarer Weg haben sich Berechnungen auf der Basis der Kationenaustauschkapazität der Sedimente erwiesen. Für jeden Einzelfall sind vorläufig aber noch eine Reihe experimenteller Untersuchungen notwendig, da eine sinnvolle Verknüpfung der die Sorption und Desorption steuernden Parameter bisher noch Schwierigkeiten bereitet.

Unter Einbeziehung der Erkenntnisse aus der Filter- und Hydrotechnik läßt sich jedoch über die experimentell ermittelten Daten die nutzbare Filterkapazität für die Kationen der jeweiligen Salzlösung als maximal zulässiger Belastungswert vorgeben.

Dabei spielt die schon erwähnte Arbeitsschicht eine wesentliche Rolle, weil diese Schicht nur mit der halben Kapazität in die Berechnung eingehen darf.

*Ausnutzung der verfügbaren KAK
bei kapazitätsorientierter Belastung
in Abhängigkeit von der Filtermächtigkeit
(Höhe der Arbeitsschicht=72 cm)*

Ausnutzung
in % KAK_v



Dies führt bei geringmächtigen Filtern zu einer sehr schlechten Ausnutzung der Sorptionsplätze.

In Abbildung 14 ist die Ausnutzung in % der verfügbaren Kationenaustauschkapazität - errechnet aus den in Abschnitt 2.221 erläuterten Beziehungen - bei unterschiedlicher Filtermächtigkeit dargestellt.

Danach sind bei nur 30 cm Torfunterlage 20% der KAK_v nutzbar, bei einer 400 cm mächtigen Torfschicht dagegen beträgt dieser Wert 90%. Nach der Darstellung braucht bei Torfmächtigkeiten über 5 m die Arbeitsschicht für kalkulatorische Zwecke nicht mehr gesondert berücksichtigt zu werden.

Sind auch durch die Berechnungen Filterkapazität und Salzlast optimal aufeinander abgestimmt, so ist doch ein geringer Ionenschlupf bei monovalenten Kationen nicht zu verhindern. Das könnte zu Bedenken hinsichtlich des Ammoniums Anlaß geben, da es sich hierbei ja um einen Verschmutzungsindikator handelt, der im Abwasserfaulschlamm eine dominierende Rolle spielt und im Gegensatz zu Calcium und Magnesium nur relativ locker an organogene Sedimente gebunden ist.

Obwohl in diesem Zusammenhange noch manches offen ist, kann man wohl doch davon ausgehen, daß die Sorptionsfähigkeit des Filters bei kapazitätsorientierter Belastung eine große zeitliche Verzögerung der Kationenwanderung garantiert, und ein geringfügiger, örtlich begrenzter Eintrag in das Grundwasser durch natürliche Verdünnung auf vergleichsweise kurzem Fließweg bereinigt würde.

Im Gegensatz zu den Kationen liegen die Verhältnisse bei den Anionen wesentlich ungünstiger, obwohl deren Konzentration im Schlammwasser (ohne das hygienisch unbedenkliche HCO_3^-) nur ca. 20% der Kationengehalte beträgt.

Schon die Gleichgewichtsversuche lehren, daß die Sorption der geprüften Anionen - ausgenommen Phosphat und Borat - in allen Sedimenten nur eine untergeordnete Rolle spielt. Berücksichtigt man die äußerst geringen Bindungsintensitäten, so ist die physikalisch-chemische Filterwirkung der geprüften Sedimente gegenüber Nitrat, Chlorid und Sulfat unbedeutend.

Während deshalb Chloride vollständig ausgewaschen werden, unterliegen Nitrate - wie in den Lysimeterversuchen nachgewiesen - bei oberflächennahem, stagnierendem Stau- und Grundwasser in Torffiltern mit entsprechend niedrigem Redoxpotential anstelle der physikalisch-chemischen Filterung einer biologisch-chemischen Umwandlung durch Denitrifikation.

Sofern die Umsetzung bis zu gasförmigen Stickstoffverbindungen führt, treten Belastungen des Grundwassers nicht ein. Möglicherweise entstehendes NH_4^+ kann durch Sorption entfernt werden. Bezüglich der in diesem Zusammenhang sehr wichtigen Nitritbildung wurden allerdings keine Untersuchungen durchgeführt.

Eine weitere wesentliche Erkenntnis aus den Lysimeterversuchen ist die intensive Schwefeloxidation nach Ablagerung des Faulschlammes, die zu einer nachhaltigen Sulfatauswaschung führt.

Dieses Ergebnis sollte aber nur mit Vorbehalt auf natürliche Verhältnisse in einer Deponie übertragen werden, da Sulfate unter den dort herrschenden Bedingungen (geringere Belüftung, größere Filterstrecken) in tieferen Sedimentschichten durchaus reduziert werden können.

Die Reduktion leitet allerdings nur dann in eine Filterung über, wenn molekularer Schwefel abgeschieden oder unlösliche Schwermetallsulfide gebildet werden. Letzteres dürfte besonders in wurzelechten Hochmooren jedoch nicht in größerem Umfange möglich sein.

Im Gegensatz zu den genannten Anionen können Phosphate - und mit Einschränkung auch noch Borate - durch die geprüften Sedimente abhängig vom Eisen- und Kalkgehalt vor Auswaschung geschützt werden.

Durch ihre verhältnismäßig geringen Anteile im alkalischen Abwasserfaulschlamm dürfte die Sorption dieser Ionen aber kein Problem darstellen, zumal auch tonmineraalfreie Lokersedimente - wenn sie nur Eisen oder Calcium enthalten - als Sorbenten in Frage kommen.

Selbst bei Abwasserfaulschlammablagerung über sauren Hochmoortorfen (Lysimeterversuche) wurde ein Teil der gelösten Phosphate nicht ausgewaschen, obwohl durch Gleichgewichts- und Perkolationsversuche eindeutig keine Phosphat-Retention durch sauren Hochmoortorf festgestellt werden konnte.

Wir erklären dieses unterschiedliche Verhalten damit, daß bei der Schwefeloxidation Eisen aus dem Schlamm freigesetzt wird, welches seinerseits Phosphat bindet. Dieser Vorgang stellt auch bei natürlichem Eisengehalt der Sedimente einen Sicherheitsfaktor dar.

Die Perkolationsversuche lassen jedoch erkennen, daß die Bindungsintensität bei organogenen Sedimenten nicht immer voll befriedigen kann und eine entsprechende Dimensionierung der Arbeitsschicht nach sich zieht. Dies gilt nicht

so sehr für Phosphat, sondern in erster Linie für Borat.

Für die Berechnung der maximal zulässigen Belastung haben uns die Lysimeterversuche noch eine weitere wertvolle Information geliefert. Es reicht offensichtlich nicht aus, in die Kalkulation nur die gelösten Anteile im Faulschlamm einzubeziehen.

Nach Abzug des eigentlichen Schlammwassers werden nämlich durch Oxidation von Stickstoff- und Schwefelverbindungen und den damit verbundenen chemischen Umsetzungen Salze gebildet, die den Filter nicht nur zusätzlich belasten, sondern aufgrund einer veränderten Ionenzusammensetzung einen erneuten Umtausch am Filter erzwingen und vor allem die locker gebundenen Ionen in tiefere Filterschichten verdrängen.

Man kann diese zweite Phase der Filterbelastung an der Ionenverteilung im Filter der Lysimeter und an den ausgewaschenen Mineralstoffen, vor allem NH_4^+ , erkennen.

Um welche Größenordnung es sich bei dieser zusätzlichen Salzbildung handelt, soll folgende Übersichtsrechnung verdeutlichen (Schlamm-trockenmasse = 5%).

Etwa die Hälfte der Sorptionskapazität der Schlammstoffe - ca. 20 mval/100g TM - entfällt auf Ammonium. Das sind beim AFS ca. 10 mval NH_4^+ /l. Die gleiche Menge an Stickstoff dürfte als labiler, leicht mineralisierbarer Pool in organischer Bindung vorliegen.

Wir nehmen an, daß diese Anteile im Laufe der Zeit teils als NH_4^+ , teils als NO_3^- und NO_2^- in den Filter eindringen.

Unterstellen wir der Einfachheit halber äquivalente Anteile, so ergibt sich eine zusätzliche Salzfracht von 10 mval/l Schlamm. Würde der Abwasserfaulschlamm weiterhin 0,65% S als oxidierbare Schwefelverbindungen enthalten, so entstünden daraus 20 mval SO_4^{2-} /l Schlamm. Diese Sulfate müßten selbstverständlich auch einen äquivalenten Kationenanteil mit sich führen. Zusammen ergibt sich also eine zusätzliche Salzbelastung von ca. 30 mval/l Schlamm, die dem primär gelösten Anteil von ca. 60 mval/l zuge schlagen werden müssen.

Die Salzbelastung in einer Abwasserfaulschlammdeponie besteht also aus einem primären und einem sekundären Anteil und ist in Wirklichkeit annähernd 50% höher (abhängig vom Feststoffanteil) als der ursprüngliche Gehalt an lös-

lichen Salzen im Schlammwasser. Ähnliches gilt analog für alle Siedlungsabfall-Deponien.

Eine besondere Gefahr stellt in diesem Zusammenhang die mögliche Schwermetall-Aktivierung dar, welche vor allem durch die Entkalkung (Versauerung) gefördert werden kann.

Schüttel- und Perkolationsversuche zur Bestimmung des potentiellen Stoffaustrages reichen aus diesen Gründen für eine endgültige Beurteilung niemals aus.

Berücksichtigt man nun diese zusätzliche Salzlast bei der Berechnung der maximalen Belastbarkeit des Filters mit Abwasserfaulschlamm, so ergeben sich nach Abschnitt 2.221 bei 150 cm Torfunterlage statt der dort berechneten 227 cm nur noch 150 cm Überstauhöhe.

Bei dieser Filtermächtigkeit gilt also die Faustregel, daß 1 Liter Abwasserfaulschlamm 1 Liter Torf als Filter benötigt. Innerhalb dieser begrenzenden Randbedingungen wird auch die Abwasserfaulschlammdeponie Edwechterdamm betrieben.

Die Zeit ist leider noch zu kurz, als daß unter den Betriebsbedingungen dieser Deponie die Prüfung der entwickelten Rechenmethode schon abgeschlossen sein könnte. Die notwendigen Messungen dazu werden kontinuierlich fortgesetzt.

Es wird überdies erwogen, die Untersuchungen auch auf mineralische Naßstandorte (Grenzertragsstandorte, z.B. Knickmarschböden) auszudehnen, um auch für diese Gebiete entsprechende Vergleichsdaten unter natürlichen Bedingungen zu erarbeiten.

Will man nun aus den bisherigen Ergebnissen ableiten, welche Voraussetzungen aus pedo- und hydrochemischer Sicht für eine das Grundwasser nicht belastende Deponie erfüllt sein müssen, so ist zunächst festzustellen, daß nur eine künstliche Sohldichtung absoluten Schutz gewährleisten kann. An diese Feststellung läßt sich jedoch noch keine generelle Forderung knüpfen.

Vielmehr sind solche Vorkehrungen nur in grundwasserhöffigen Gebieten notwendig, vor allem, wenn Böden und Lockersedimente nur eine geringe Filterleistung erwarten lassen.

Eine Reihe von Standorten in Nordwestdeutschland mit mittlerer und geringer Grundwasserhöflichkeit können jedoch auch ohne diesen, technisch oft problematischen, Kunstgriff zur Deponie von Siedlungsabfällen herangezogen werden.

Dazu gehören beispielsweise Standorte mit sauren kolloidreichen Böden oder Sedimenten, die eine hohe Kationenaustauschkapazität pro Volumeneinheit besitzen.

Besteht das Liegende aus eisen- und kalkreichem Material, wird die Filterleistung auch gegenüber Anionen deutlich verbessert. Vorteile bringen auch schon relativ geringmächtige schwer durchlässige Schichten oder Horizonte, weil sie als Stausohle den Sickerwasserfluß hemmen, zu einem reduktiven Milieu beitragen und dadurch die Belastung des Grundwassers zeitlich und auch absolut verringern.

Der Schutz des Grundwassers durch physikalisch-chemische Filterwirkung der Böden und Lockersedimente wird jedoch nur dann voll wirksam, wenn sich die Beaufschlagung zunächst an der Salzlast des Deponats und der jeweiligen Filterkapazität orientiert und unter kontrollierten Bedingungen erfolgt. Es ist deshalb genau festzulegen, innerhalb welcher vertikalen und horizontalen Filterstrecken die Reinigung erfolgen muß und wieweit die im Grundwasserströmungsbereich liegenden Sedimente für Filteraufgaben herangezogen werden dürfen.

Bei einem Deponiebetrieb innerhalb dieser Randbedingungen dürfte es kaum zu einer unerwünschten chemischen Verunreinigung über die festgesetzte Filterstrecke hinaus kommen. Das gilt bei entsprechender Filterleistung der Sedimente auch für Gebiete mit oberflächennahem Grund- oder Stauwasser. Wird die Filterkapazität jedoch überschritten, so hängt es im wesentlichen von den hydrologischen und meteorologischen Gegebenheiten ab, ob sich die schädlichen Auswirkungen bald oder erst nach Jahren zeigen. Man hüte sich vor dem Trugschluß, daß eine momentan ausbleibende Reaktion auf Beschickungsfehler gleichbedeutend mit keiner Reaktion sei!

Um alle notwendigen Randbedingungen für Einrichtung und Betrieb einer Deponie fundiert festlegen zu können, bedarf es - auch im Sinne einer Beweissicherung - der umfassenden Standortaufnahme.

Neben exakter stratigraphischer Analyse, Felddurchlässigkeitsmessungen und der Entnahme von Boden- und Sedimentproben für Laboruntersuchungen (Kationenaustauschkapazität, Phosphat-Sorptionskapazität, Humusgehalt, pH, Kalkgehalt,

aktive Eisenoxide, Körnung, Rohdichte, Porengrößenverteilung) müssen vor allem die Grundwasser- und Abflußverhältnisse in der näheren Umgebung der geplanten Deponie eingehend untersucht und die Befunde durch Kennwerte untermauert werden. Nur in den wenigsten Fällen reichen die schon vorhandenen Basisdaten, wie sie zum Beispiel in geologischen, bodenkundlichen und hydrologischen Karten niedergelegt sind, für eine abschließende Beurteilung aus.

Haben die Untersuchungen ergeben, daß der Standort für eine Deponie geeignet ist, sind schließlich entsprechend den örtlichen Gegebenheiten eine Anzahl Grundwasserbrunnen so niederzubringen, daß die laufende Überwachung des Grundwasserleiters bzw. der Filterstrecke gewährleistet ist.

Die regelmäßige Untersuchung der Brunnenwässer sollte sich bei Siedlungsabfalldeponien neben pH, Leitfähigkeit und ggf. Sauerstoffgehalt, auf die bekannten Verschmutzungsindikatoren (10) beschränken (Ammonium, Nitrit, Nitrat, Chlorid, Phosphat, Sulfat, Kaliumpermanganatverbrauch). Von diesen Ergebnissen hängt es ab, ob das Untersuchungsprogramm erweitert werden muß, bzw. ob sogar eine bakteriologische Überwachung der Brunnenwässer erforderlich ist. In Zweifelsfällen muß die Zusammensetzung des Deponats über den notwendigen Untersuchungsumfang entscheiden, damit sichergestellt ist, daß sich die Deponie durch Akkumulation von Schadstoffen nicht zu einer Zeitbombe entwickelt, die nur schwierig zu entschärfen ist.

Die hier stichwortartig skizzierten, häufig sehr umfangreichen Vorarbeiten sowie die laufende Betriebsüberwachung verursachen zum Teil erhebliche Kosten. Diese Kosten sind aber im Interesse einer geordneten, d.h. umweltschonenden Ablagerung unabdingbar und als Fixkosten schon bei der Vorkalkulation in Rechnung zu stellen.

Wagt man zum Abschluß eine zusammenfassende Beurteilung der Untersuchungen, so hat sich herausgestellt, daß die Filterleistung der Böden und Lockersedimente prinzipiell quantifizierbar und damit auch kalkulierbar ist. Allerdings kann die experimentelle Erarbeitung von Kenndaten für physikalisch-chemische Filtereigenschaften nur ein bescheidener Anfang sein.

Vor allem fehlen noch Informationen über die Wanderungsgeschwindigkeit bzw. Verweildauer der Ionen im Filtermaterial. Außerdem müssen in die Untersuchungen Stoffe einbezogen werden, die als Abfälle aus dem industriellen Produktionsbereich Böden und Lockersedimente auf besondere Weise belasten. Dazu gehören außer den Schwermetallen Zink,

Kupfer, Nickel und Zinn Schadstoffe wie Cadmium, Blei und Quecksilber. Aber auch Cyanide, Arsenate und Chromate, und eine Vielzahl löslicher organischer Verbindungen aus dem chemisch-pharmazeutischen Sektor spielen eine große Rolle.

Gerade bei der biochemischen Umsetzung organischer Abfälle kommt dem zusätzlichen Problem der Metabolitenbildung eine besondere Bedeutung zu.

Deshalb ist in dieses Konzept auch die so wichtige biologische Filterwirkung einzubeziehen, über die wir unter unseren Standortverhältnissen allenfalls fragmentarische Kenntnisse besitzen.

Für die Kalkulation dieser Filterleistung der Sedimente und der in ihnen lebensfähigen Biozöosen fehlt bisher so gut wie jeder Anhaltspunkt.

Ein solches Programm innerhalb eines weitgespannten Grenzgebietes überfordert den Einzelnen. Es eröffnet jedoch ein weites Feld für wissenschaftliche Zusammenarbeit zwischen Pedologen, Mikrobiologen, Geohydrologen und Chemikern.

Zusammenfassung

Sickerwässer aus Abfalldeponien belasten - besonders wenn es sich um flüssige Abfallstoffe handelt - durch einen hohen Salzgehalt Böden, Lockersedimente und Grundwässer.

Dabei ist die Filterwirkung der Böden und Lockersedimente zum größten Teil ein kapazitätsorientierter Prozeß, der im physikalisch-chemischen Bereich hauptsächlich den Gesetzen der Sorption unterliegt und damit mit Hilfe der entsprechenden Basisdaten kalkulierbar ist.

Es wird versucht, für einige typische Lockersedimente solche Daten zu erarbeiten.

Die Berechnung über die verfügbare Kationenaustauschkapazität ist unter Beachtung der möglichen Salzfracht und der Arbeitsschicht ein gangbarer Weg, einen Filter entsprechend seiner Dimensionierung kapazitätsorientiert (erschöpfend) zu belasten und den Stoffaustrag trotzdem vergleichsweise gering zu halten.

Allerdings unterliegen von den Anionen nur Phosphate und Borate, nicht dagegen Sulfate, Chloride und Nitrate der Sorption.

Während die Nitrate jedoch unter Grund- und Stauwassereinfluß bei entsprechend niedrigem Redoxpotential durch Denitrifikation in eine das Grundwasser nicht belastende Form überführt werden können, bestehen hinsichtlich einer möglichen Sulfatreduktion zur Filterung sulfatreicher Sickerwässer noch viele Unklarheiten.

Nur Chloride können offensichtlich an der Verlagerung nicht gehindert werden.

"Ideale" Filter bestehen demnach aus einer kolloidreichen, möglichst sauren Oberschicht für die Kationensorption und einer eisen- und kalkreichen Unterschicht für die Anionenfilterung.

Am Beispiel einer geordneten Abwasserfaulchlammablagerung wird die Betriebstechnik einer Deponie dargelegt, der Einfluß der Pflanzen bei der Retention der Mineralstoffe hervorgehoben und mögliche Entwicklungen nach Abschluß der Deponie aufgezeigt.

Schließlich werden Kriterien diskutiert, die einen guten Deponiestandort auszeichnen und der Rahmen für notwendige Vor- und Folgearbeiten abgesteckt.

Schrifttum

1. Baden, W. et al., 1969: Bodenkunde. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart
2. Behrens, W.U. & J.M. Robertson, 1932: Der Ionenaustausch im Torf. Z. Pflanzenernähr. u. Düngung A 23, S.50-57
3. Bätjer, D. & H. Kuntze, 1963: Untersuchungen des Niederschlagswassers im Küstengebiet Ostfrieslands und Oldenburgs. Die Küste, 11, S.34-51
4. Deutscher Normenausschuß, 1970/73: Bodenuntersuchungsverfahren im landwirtschaftlichen Wasserbau - Gelbdruck - Beuth-Vertrieb GmbH, Berlin und Köln
5. Fachnormenausschuß Wasserchemie, 1971: Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser- und Abwasseruntersuchung, Verlag Chemie, Weinheim
6. Feige, W., 1972: Die Retentionsfähigkeit von Torfen für einige im Abwasser gelösten Stoffe. Mitt. Deutsche Bodenkdl. Gesellsch., 16, S.148-157
7. Feige, W. & E. Leisen, 1973: Der Kalkbedarf schwefelhaltiger Böden. Z. f. Kulturtechnik und Flurbereinigung, 14, S.190-196
8. Fleige, H., B. Meyer & H. Scholz, 1971: Fraktionierung des Bodenstickstoffes für N-Haushaltsbilanzen. Göttinger Bodenkundliche Berichte, 18, S.1-37
9. Hingston, F.J., 1964: Reactions between boron and clay. Austr. Journ. Soil Res. 2, S.83-95
10. Höll, K., 1970: Wasser - Untersuchung, Beurteilung, Aufbereitung. Verlag Walter de Gruyter & Co., Berlin, 5. Auflage
11. Hsu, P.O., 1963: Effect of initial pH phosphate and silicate on the determination of aluminium with aluminon. Soil Sci. 96, S.230-238
12. Kruse, H., 1960: Einheitliche Anforderungen an die Trinkwasserbeschaffenheit und Untersuchungsverfahren in Europa. Schriftenreihe des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene, Heft 14a, (2. erg. Auflage)

13. Müller, F.W., 1957: Serienmäßige Borbestimmung in Böden mittels Heißwasserextraktion nach Berger und Troust. Landw. Forsch., X, 1, S.32-35
14. Murphy, J. & J.P. Riley, 1962: A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. Anal. Chim. Acta, 27, S.31-36
15. Nemeth, 1963: Photometrische Sulfatbestimmung. Z. Pflanzenernähr., Düngung, Bodenkde., 103, S.193-196
16. Oeltzschner, H., 1974: Müllbeseitigung - Geotechnische Voruntersuchungen für eine geordnete Großdeponie im Landkreis Bad Tölz - Wolfratshausen/Obb. Wasser und Boden, 2, S.238-242
17. Scheffer, F. & P. Schachtschabel, 1970: Lehrbuch der Bodenkunde. 7. Auflage, Ferdinand Enke-Verlag, Stuttgart
18. Schlichting, E. & P. Blume, 1966: Bodenkundliches Praktikum. Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin
19. Thun, R., R. Herrmann & E. Knickmann, 1955: Die Untersuchung von Böden. Methodenbuch der landw. Unters.- u. Forsch. Anstalten Band 1, 3. Auflage, Neumann-Verlag, Radebeul-Berlin

Ergebnisse der Schüttelversuche

pH und Leitfähigkeit der Schüttellösungen

Zugabe- stufe	Hh8	Hh2	H ⁺	Modelltorfe aus wenig zers. Hochmoortorf (H2)							Hh7	tS	uT	tU	
	natur	natur		Ca ₁	Ca ₂	Fe ²⁺	Fe ²⁺	Fe ²⁺	Fe ³⁺	Al ³⁺	Fe ³⁺	eisen- reich	Deck- schicht	Lauenb. Ton	Brack- marschklei
pH															
0	3,9	4,0	4,3	5,7	7,4	4,0	5,2	6,7	4,5	4,1	3,8	5,2	8,1	7,8	7,4
1	5,7	4,9	5,1	7,6	8,4	5,4	6,4	7,8	5,5	5,5	5,2	7,2	8,1	8,1	8,0
2	6,8	5,4	5,4	7,9	8,4	6,0	7,4	7,9	6,3	6,1	6,1	7,3	8,2	8,0	8,3
3	7,2	6,2	6,1	8,0	8,3	6,9	7,6	8,0	7,0	6,7	6,0	7,4	8,1	7,9	8,2
4	7,5	6,8	6,7	8,1	8,3	7,5	7,6	8,0	7,0	7,1	7,3	7,5	8,2	7,9	8,2
5	7,6	7,3	7,3	8,1	8,3	7,7	7,9	8,1	7,3	7,5	7,7	7,5	n.b.	7,9	8,2
Leitfähigkeit (ms/cm)															
0	0,17	0,06	0,03	0,03	0,08	0,04	0,02	0,03	0,02	0,04	0,06	0,11	0,07	0,31	0,09
1	0,58	0,37	0,36	0,46	0,87	0,36	0,38	0,61	0,38	0,35	0,39	0,56	0,78	0,96	0,78
2	0,83	0,59	0,56	0,76	1,26	0,53	0,63	0,96	0,60	0,57	0,57	0,85	1,20	1,25	1,04
3	1,12	0,77	0,76	1,10	1,69	0,71	0,89	1,40	0,79	0,75	0,78	1,15	1,60	1,52	1,51
4	1,41	1,00	0,96	1,49	2,08	0,92	1,24	1,75	1,06	0,97	1,00	1,51	1,96	1,81	1,87
5	1,80	1,24	1,20	1,87	2,46	1,15	1,55	2,17	1,36	1,30	1,27	1,81	n.b.	2,15	2,26

■ Entsprechend den 5 Zugabestufen 0 - 40 - 60 - 80 - 100 - 120 ccm NL/50 ccm Torf

Ergebnisse der Schüttelversuche

sorbierte bzw. freigesetzte (-) Anteile in mval/l Sediment

unter Berücksichtigung der Leerwerte

vorgelegt mval/l Sediment	Hh3	Hh2	H ⁺	Modelltorfe					aus wenig zers. Hochmoortorf (H2)					Hh7	tS	uT	tU
	natur	natur		Ca ₁	Ca ₂	Fe ²⁺	Fe ²⁺ Ca ₁	Fe ²⁺ Ca ₂	Fe ³⁺	Al ³⁺	Fe ³⁺ Fe(OH) ₂	eisen- reich	Deck- schicht	Lauenb. Ton	Brack- marschklei		
Kalium																	
0	-0,3	-0,4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-0,2	0	-1,7	-0,6	
1,6	0,9	1,0	1,2	0,9	0,3	1,0	1,0	0,5	1,1	1,0	1,1	1,1	0,8	0,8	0	-0,7	
2,4	1,4	1,5	1,6	1,2	0,5	1,6	1,4	0,8	1,6	1,5	1,6	1,6	1,2	1,1	0	-0,5	
3,2	1,7	2,1	2,1	1,3	0,4	2,1	1,6	0,8	2,1	2,0	2,1	1,5	1,4	0,2	-0,4		
4,0	2,0	2,7	2,5	1,5	0,6	2,4	1,8	1,1	2,4	2,6	2,5	1,8	1,8	0,3	-0,4		
4,8	2,2	n.b.	2,9	1,7	0,8	2,3	2,1	1,1	2,9	2,7	2,9	2,8	n.b.	0,6	-0,3		
∅ 3,2	1,6	2,1	2,1	1,3	0,5	1,9	1,6	0,9	2,0	2,0	2,0	1,5	1,4	0,2	-0,5		
Calcium																	
0	-0,5	-0,2	0	-0,8	-4,1	-0,2	-0,5	-2,1	0	0	0	-4,4	-0,6	n.b.	- 1,2		
4,0	3,8	3,9	4,0	3,4	-2,4	3,8	3,8	2,3	4,0	4,0	4,0	3,2	-13,3	n.b.	- 5,2		
6,0	5,8	5,9	6,0	4,9	-3,9	5,7	5,6	3,1	6,0	6,0	6,0	4,9	-15,7	n.b.	- 8,2		
8,0	7,6	7,8	8,0	6,0	-6,1	7,4	7,4	3,9	8,0	8,0	8,0	6,3	-17,2	n.b.	-10,0		
10,0	9,5	9,4	9,9	7,5	-7,6	9,2	9,2	4,9	9,9	9,9	9,9	7,9	-21,5	n.b.	-13,1		
12,0	11,4	n.b.	11,9	8,5	-10,0	10,9	11,0	5,3	11,9	11,9	11,9	9,2	n.b.	n.b.	-14,4		
∅ 8,0	7,6	7,7	8,0	6,1	-6,0	7,4	7,4	3,9	8,0	8,0	8,0	6,3	-18,1	-	-10,4		

Ergebnisse der Schüttelversuche

sorbierte bzw. freigesetzte (-) Anteile in mval/l Sediment

unter Berücksichtigung der Leerwerte

Vorgelegt mval/l Sediment	Hh8	Hh2	H+	Modelltorfe aus wenig zers. Hochmoortorf (H2)								Hh7	tS	uT	tU
	natur	natur		Ca ₁	Ca ₂	Fe ²⁺	Fe ²⁺ Ca ₁	Fe ²⁺ Ca ₂	Fe ³⁺	Al ³⁺	Fe ³⁺ Fe(OH) ₂	eisen- reich	Deck- schicht	Lauenb. Ton	Brack- marschleie
Ammonium															
0	0	0	0	-0,1	-0,3	-0,4	0	0	-0,5	0	-0,2	-0,1	0	-1,0	-1,4
32	22	21	23	19	9	21	20	13	22	21	20	17	18	16	20
48	25	31	33	25	12	31	28	18	32	32	28	24	22	24	28
64	32	40	41	29	15	40	34	21	42	40	34	29	28	30	35
80	42	47	48	32	17	50	40	26	50	47	40	35	34	35	42
96	41	56	n.b.	32	19	46	43	26	56	54	43	40	n.b.	42	46
64	32	39	41	27	14	38	33	21	40	39	33	29	28	29	34
Natrium															
0	-1,2	-0,9	0	-0,4	-0,1	-0,2	0	0	0	0	-0,2	-0,9	-0,6	-1,9	-1,9
8	3,0	3,3	4,5	4,4	1,9	4,5	5,6	1,6	4,7	4,8	3,8	2,7	-0,6	1,6	0,3
12	5,0	4,7	7,0	5,6	3,0	6,7	6,2	3,0	7,0	7,1	6,2	4,0	-0,4	2,5	1,7
16	6,2	6,2	8,8	7,2	3,2	8,8	7,2	3,8	9,4	9,0	8,6	5,0	-1,0	3,4	1,9
20	7,6	8,2	11,0	8,0	4,4	10,8	8,2	3,8	11,2	10,6	10,8	5,4	-1,0	3,8	3,0
24	7,9	n.b.	12,5	8,2	5,3	11,5	9,6	3,4	12,2	12,0	11,7	6,0	n.b.	4,1	2,9
16	5,9	6,4	8,8	6,7	3,6	8,5	7,4	3,1	8,9	8,7	8,2	4,6	-0,8	3,1	2,0

0 = Leerwert ohne Modellösung

Ergebnisse der Schüttelversuche

sorbierte bzw. freigesetzte (-) Anteile in mval/l Sediment

unter Berücksichtigung der Leerwerte

vorgelegt mval/l Sediment	Hh8 natur	Hh2 natur	H ⁺	Modelltorfe aus wenig zers. Hochmoortorf (M2)						Hh7 eisen- reich	tS Deck- schicht	uT Lauenb. Ton	tU Brack- marschklei		
				Ca ₁	Ca ₂	Fe ²⁺	Fe ²⁺ Ca ₁	Fe ²⁺ Ca ₂	Fe ³⁺	Al ³⁺	Fe ³⁺ Fe(OH) ₂				
				Magnesium											
0	-1,4	-0,4	0	0	-0,2	0	0	0	0	0	0	-0,1	-0,2	-1,5	-0,4
2,4	2,2	2,2	2,4	2,3	1,4	2,3	2,4	2,2	2,4	2,4	2,4	2,3	-0,8	0,4	-3,3
3,6	3,2	3,4	3,6	3,5	2,3	3,5	3,6	3,2	3,6	3,6	3,6	3,4	-0,8	0,6	-5,5
4,8	4,3	4,6	4,8	4,6	2,9	4,7	4,7	4,2	4,8	4,8	4,8	4,5	-1,0	0,8	-8,0
6,0	5,3	5,6	5,9	5,6	3,6	5,9	5,8	5,2	5,9	5,9	5,9	5,6	-1,1	1,3	-9,4
7,2	6,3	n.b.	7,1	6,6	4,4	7,1	6,9	6,0	7,1	7,1	7,1	6,6	n.b.	1,5	-10,4
Ø 4,8	4,3	4,5	4,8	4,5	2,9	4,7	4,7	4,2	4,8	4,8	4,8	4,5	-1,0	0,9	-7,3

Ergebnisse der Schüttelversuche

sorbierte bzw. freigesetzte (-) Anteile in mval/l Sediment

unter Berücksichtigung der Leerwerte

orgelegt mval/l Sediment	Hh8 natur	Hh2 natur	H ⁺	Modelltorfe aus wenig zers. Hochmoortorf (H2)							Hh7 eisen-	tS Deck-	uT Lauenb. Ton	tU Brack- marschleidi	
				Ca ₁	Ca ₂	Fe ²⁺	Fe ²⁺ Ca ₁	Fe ²⁺ Ca ₂	Fe ³⁺	Al ³⁺	Fe ³⁺ Fe(OH) ₂	reich	schrift		
Sulfat															
0	n.b.	-0,8	0	-0,9	-0,9	n.b.	-0,5	-0,6	-0,6	-0,5	-0,1	-3,2	-1,6	-4,0	-1,2
4	n.b.	-0,2	n.b.	0,1	0,5	n.b.	0,6	0,8	0,5	0,3	-0,1	0,2	1,2	0,4	0,8
6	n.b.	-0,1	n.b.	0,2	0,7	n.b.	1,3	1,4	0,9	0,5	-0,1	0,5	2,0	0,9	0,9
8	n.b.	-0,1	n.b.	0,6	1,2	n.b.	1,8	1,5	1,2	1,2	-0,1	0,5	2,2	1,3	1,0
10	n.b.	-0,2	-1,1	0,9	1,3	n.b.	2,2	2,2	1,6	1,0	-0,1	0,9	2,6	2,3	1,4
12	n.b.	-0,4	-0,7	1,2	1,8	n.b.	3,1	2,4	1,7	2,3	0	1,2	n.b.	2,4	1,3
8	-	-0,2	-	0,6	1,1	-	1,8	1,7	1,2	1,2	-0,1	0,7	2,3	1,5	1,1
Phosphat															
0	-0,1	-0,1	0	0	-0,2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0,8	0	0	0	0	0,3	0,6	0,7	0,8	0,6	0,4	0,7	0,8	0,8	0,8	0,8
1,2	0	0	0	0	0,3	0,9	1,1	1,2	0,9	0,7	1,0	1,2	1,1	1,2	1,2
1,6	0	0	0	0	0,4	1,2	1,4	1,6	1,2	1,1	1,3	1,6	1,5	1,6	1,6
2,0	0	0	0	0	0,4	1,5	1,8	2,0	1,6	1,5	1,7	2,0	1,8	2,0	1,9
2,4	0	0	0	0	0,4	1,8	2,2	2,3	2,0	1,9	2,1	2,4	n.b.	2,4	2,2
1,6	0	0	0	0	0,4	1,2	1,4	1,6	1,3	1,1	1,4	1,6	1,5	1,6	1,5

- 140 -

Ergebnisse der Schüttelversuche

sorbierte bzw. freigesetzte (-) Anteile in mval/l Sediment

unter Berücksichtigung der Leerwerte

vorgelegt mval/l Sediment	Hh8	Hh2	H ⁺	Modelltorfe aus wenig zers. Hochmoortorf (H2)							Hh7	tS	uT	tU	
	natur	natur		Ca ₁	Ca ₂	Fe ²⁺	Fe ²⁺ Ca ₁	Fe ²⁺ Ca ₂	Fe ³⁺	Al ³⁺	Fe ³⁺ Fe(OH) ₂	eisen- reich	Deck- schicht	Lauenb. Ton	Erack- marscklei
Nitrat															
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-0,2	0	0	0
2,4	0	0,2	0	-0,1	0	0	0	-0,2	0	-0,1	0	-0,6	0,2	0,2	0,2
3,6	-0,2	0	0	-0,1	0	-0,1	0	0	-0,1	-0,1	0,3	-0,4	0,3	0,2	0,5
4,8	-0,2	0	-0,2	-0,2	-0,3	0	-0,2	0	-0,1	-0,1	0,3	-0,4	0,3	0,1	0,4
6,0	-0,1	-0,3	-0,1	-0,4	-0,4	0	-0,1	-0,2	-0,2	-0,1	0,4	-0,6	0,1	0,1	0,3
7,2	-0,2	-0,1	-0,1	-0,4	-0,4	-0,1	-0,3	-0,4	0,3	-0,1	0,4	-0,8	n.b.	-0,1	0,4
∅ 4,8	-0,14	-0,10	-0,08	-0,24	-0,22	-0,04	-0,10	-0,16	-0,14	-0,14	0,35	-0,56	0,14	0,14	0,36
Chlorid															
0	-1,9	-1,6	-0,1	-0,1	-0,4	-0,5	-0,5	1,0	-0,5	-0,3	-0,1	-1,7	-0,6	-2,9	-0,6
8	0,3	0,4	-0,3	0,6	-0,7	-0,8	-0,6	1,0	0,6	0,8	-0,4	0,5	0,8	0,5	0,1
12	0,2	1,0	-0,4	-0,4	-1,1	0,1	-0,4	1,9	1,4	1,2	-0,7	0,7	0,6	1,1	0,8
16	0,3	1,3	-0,5	0,5	-1,4	0	-0,5	2,9	1,8	2,1	0,3	0,6	0,8	1,1	0,6
20	0,4	0,6	0,4	0,4	-1,2	0,4	-0,6	3,0	2,8	2,6	-0,6	0,8	1,0	1,4	0,6
24	0,5	1,7	0	0,7	-1,7	n.b.	-0,5	4,1	4,1	2,9	-0,2	1,0	n.b.	1,4	0,5
∅ 16	0,3	1,0	-0,2	0,4	-1,2	0,2	-0,5	2,7	2,1	1,9	-0,3	0,7	0,8	1,1	0,5

Ergebnisse der Schüttelversuche

sorbierte bzw. freigesetzte (-) Anteile in mval/l Sediment

unter Berücksichtigung der Leerwerte

abgegeben	Hh8	Hh2	Modelltorfe aus wenig zers. Hochmoortorf (H2)								Hh7	tS	uT	tU		
mval/l	natur	natur	H ⁺	Ca ₁	Ca ₂	Fe ²⁺	Fe ²⁺	Fe ²⁺	Fe ³⁺	Al ³⁺	Fe ³⁺	eisen-	Deck-	Lauenb.	Frack-	
sediment				Ca ₁	Ca ₂	Ca ₁	Ca ₂	Ca ₂	Fe ³⁺	Al ³⁺	Fe(OH) ₂	reich	schicht	Ton	marschklei	
Borat																
0	-0,01	-0,01	0	0	0	-0,02	-0,01	-0,01	0	0	-0,02	0	-0,01	-0,02	-0,04	
0,20	0,03	0,03	0,02	0,05	0,18	0,03	0,01	0,04	0	0,01	0,02	0,02	0,06	0,11	0,09	
0,30	0,05	0,08	0,02	0,08	0,27	0,04	0,04	0,08	0	0,02	0,02	0,04	0,09	0,16	0,14	
0,40	0,08	0,06	0,01	0,14	0,36	0,03	0,05	0,13	0,02	0,03	0,04	0,06	0,12	0,21	0,19	
0,50	0,13	0,13	0,07	0,20	0,45	0,05	0,09	0,17	0,03	0,04	0,03	0,07	0,15	0,25	0,24	
0,60	0,17	n.b.	0,09	0,25	0,53	0,04	0,12	0,21	0,06	0,05	0,05	0,09	n.b.	0,30	0,28	
0	0,40	0,09	0,09	0,04	0,14	0,36	0,04	0,06	0,13	0,02	0,03	0,03	0,06	0,12	0,21	0,19

