

Aus den Sektionen Chemie und Physik der Karl-Marx-Universität Leipzig
und der Abteilung Geologie des Rates des Bezirkes Leipzig

Zur Ablagerung der industriellen Abprodukte

16. Mitteilung: Kohlenwasserstoffhaltige Abfälle

Von J. Tauchnitz, W. Mahrla, G. Kiesel, H. Böhm, R. Schnabel, G. Just
und H. Hennig

Mit 6 Abbildungen und 9 Tabellen
(Eingegangen am 18. März 1980)

1. Einleitung

Kohlenwasserstoffhaltige Abfälle, wie Öle, Teere, Öl- und Fettschlämme, sind wesentliche Abprodukte eines Territoriums mit industrieller Produktion. Da diese Abprodukte hochgradige Wasserschadstoffe sind (Autorenkollektiv 1975, Gouthier und Jeschke 1976), kommen der Beseitigung ölverseuchter Böden und der Untersuchung des Verhaltens von Kohlenwasserstoffen (KWS) in Böden und in Deponien Bedeutung zu.

In Tab. 1 sind Literaturhinweise zu dieser Thematik nach Untersuchungsgegenstand geordnet enthalten.

Tabelle 1. Literaturzusammenstellung zur Untersuchung der Wechselwirkung von öligen, teerigen und fettigen Abprodukten mit Böden, Lockergesteinen, Bodenmikroorganismen, Pflanzen und Grundwasser

Untersuchungsgegenstand	Literatur
Gemeinsame Ablagerung von öligen Abfällen und Kommunal Müll	Streng (1976, 1977); Farlow (1976); Swartzbaugh (1978); Newton (1977); Tauchnitz u. a. (1979)
Kompostierung	Hirschheydt (1972 a, b, 1974, 1975 a, 1977, 1978)
Pflanzenversuche mit ölverseuchtem Erdreich	Hirschheydt (1975 b)
„land-farming“	Farlow (1976); Ross (1978); Snyder (1976); Cresswell (1977); Huddleston (1976, 1978 a, b, 1979); Grove (1978); Dibble (1979)
Boden- und Untergrundverunreinigung	Gückelhorn (1976); Schulle (1969); Hubbard (1975); Bartz (1969 a, b, 1967, 1969); Becksmann (1963); Beyer (1964, 1965, 1967, 1974); Billib (1966); Bodman (1964); Boettcher (1966); Bosch (1966); Brandt (1972); Dam (1967); Dracos (1968 a, b); Hahn (1963); Käß (1969); Kleeborg (1969); Koppe (1966); Müller (1968); Ohm (1968, 1970); Prier (1967); Schweiger (1966, 1967); Schweisfurth (1960); Schulle (1964, 1966, 1969); Weisflog (1966); Zimmermann (1964, 1967)
Sorption an Böden und Abfällen	Liskowitz (1976); Beyer (1969); Schulle (1971); Beyer (1965, 1974, 1967); Hahn (1963); Koppe (1966); Krolewski (1959, 1961); Lippok (1966); Milde (1969); Prier (1967); Schweiger (1966, 1967); Schulle (1964, 1969)

Untersuchungsgegenstand	Literatur
Biologischer Abbau	Perry (1977); de Borger (1978); Jamison (1975); Cooper (1976); Hubbard (1975); Nair (1977); Jensen (1977); Raymond (1976 a, b); Fusey (1973, 1975, 1976); Blakebrough (1977); Odu (1977, 1978); Gibson (1977); Milde (1969); Stundl (1958); siehe auch „land-farming“

Vorliegende Arbeit beschäftigt sich mit der Beschreibung einer „reinen“ Schadstoffdeponie (Tauchnitz u. a. 1979) und der Darstellung der Vorzüge einer „gemischten“ Schadstoffdeponie mit der Ablagerung von Öl- und Fettschlämmen und ölverseuchten Böden bzw. Lockergesteinen.

2. Beschreibung des Untersuchungsstandortes

2.1. Allgemeines

In einer Industrieräscherei wurden im Produktionsprozeß im wesentlichen mineralöl- und mineralfetthaltige Textilien gewaschen. Das Abwasser ist durch eine Abscheideanlage geleitet worden. Der anfallende Schlamm wurde auf den in der Abb. 1 bezeichneten Standorten deponiert. Die Ölschlammdeponie A wurde in den Jahren zwischen 1930 und 1966 betrieben. Danach erfolgte eine teilweise Abdeckung mit Braunkohlenasche (Abb. 1 und 2). Etwa 20 m westlich der Deponie A befindet sich die Ölschlammhalde B (Abb. 1 und 2), die bis zum Jahre 1945 zur Verkipfung genutzt wurde. Die an der Oberfläche des Deponiekörpers anstehenden, stark umgewandelten Ölschlämme wurden auf ihre Gehalte an ^{137}Cs untersucht. Dieses radioaktive Nuklid wurde in Folge der weltweiten Kernwaffenversuche in den 50er und 60er Jahren mit dem globalen stratosphärischen Fallout gleichmäßig über die Erdoberfläche verteilt. Selbst die nunmehr seltenen Kernwaffenversuche der VR China (zuletzt Ende 1979) bringen nach etwa 14 Tagen merkliche Luftaktivitäten, die sich über den atmosphärischen Schwebstaub im Boden ausbreiten. So konnten wir 1975 noch eine Aktivität von 1 pCi/g ^{137}Cs in Schwebstaub und von 0,3 pCi/g Bodenprobe nachweisen. Bei einer Verweilzeit von 2 bis 5 Jahren in der Stratosphäre und einer Halbwertszeit von 30,5 Jahren kommt es zu merklichen Anreicherungen in den obersten Bodenschichten. Nach Angaben von Knizhnikov (1975) nimmt die Aktivität von ^{137}Cs in nicht bearbeiteten Böden (Normalprofil) in wenigen Zentimetern Tiefe bereits merklich ab. Ebenso wie bei Ra oder U, als geologisch bedeutsame Indikatoren, erlaubt also der ^{137}Cs -Gehalt eine Aussage über die Stellung einer Bodenprobe in einem Gesamtkollektiv, ist also im gewissen Sinne für Arbeiten im oberflächennahen Bereich mit seinen Humusanreicherungen von Bedeutung.

Für uns stand die Frage zur Diskussion, ob die auf dem Deponiekörper oberflächlich ausgebildete, etwa 20 cm mächtige und gut belebte Verwitterungsschicht im Zeitraum von 1945 bis zum Untersuchungszeitraum entstehen konnte. Aus diesem Grunde wurden Vertikalprofile der Verteilung von ^{137}Cs sowohl im Bereich des Geschiebemergels der Umgebung als auch auf der Deponie selbst untersucht. Arbeitshypothese war, daß bei ungestörter Lagerung seit den 60er Jahren die gleichen Aktivitäten von ^{137}Cs sowohl auf der Deponie als auch in der näheren Umgebung vorliegen müssen. Die Ergebnisse zeigt Tab. 2 im Vergleich mit der Aktivität des natürlichen radioaktiven Nuklids ^{40}K , welches vor allen Dingen an Tonmineralen fixiert wird.

Die Messungen erfolgten gammaspektrometrisch unter Verwendung eines NaJ(Tl)-Szintillationsdetektors an Proben mit einer Masse von 800 g und ermöglichten also die Ermittlung eines guten Mittelwertes der Aktivitätsverteilung. Es ist zu erkennen, daß im oberflächennahen Bereich vergleichbare Aktivitäten des künstlichen radioaktiven

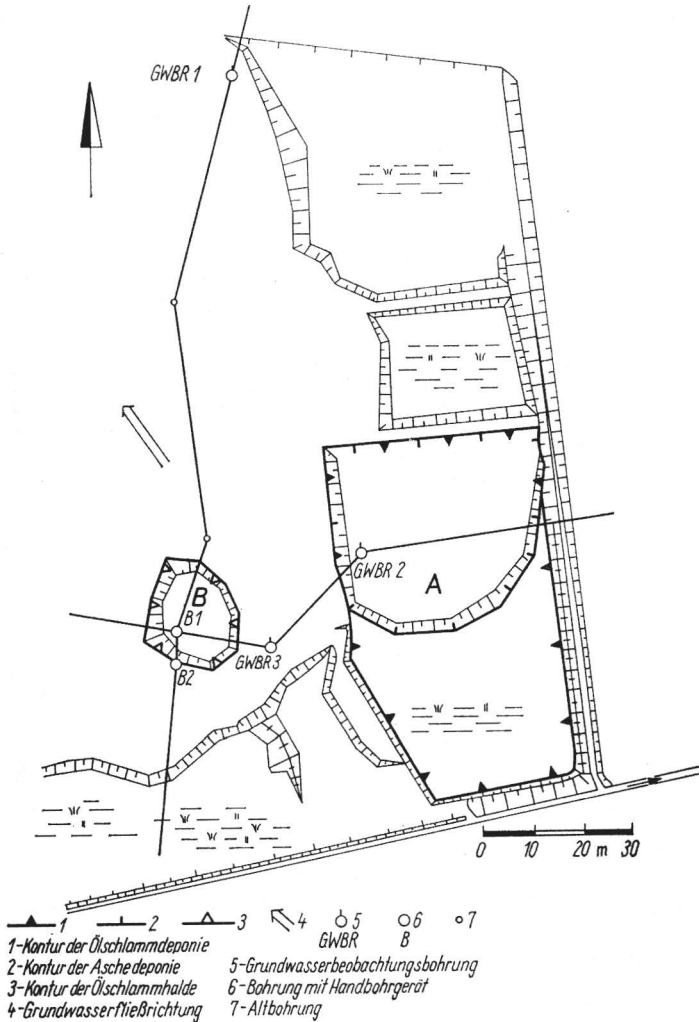


Abb. 1. Lageplan

Isotops ^{137}Cs vorliegen. Damit ist belegt, daß die Untersuchungsstandorte eine ähnliche Vergangenheit haben und die Abfallablagerungen mindestens vor den 60er Jahren beendet wurden. Die Aktivität von ^{137}Cs wäre sonst wesentlich geringer als in der Umgebung.

2.2. Geologisch-hydrogeologische Situation

Wesentliches Merkmal der Umgebung des Deponiestandes ist das Vorhandensein von Grundmoräne über Flußschottern. Die Grundmoräne erreicht Mächtigkeiten von 5,5 bis 9 m. Es handelt sich um teils sandig, teils tonig ausgebildeten Geschiebemergel mit lokal eingelagerten Schmelzwassersanden, die in Abhängigkeit von klimatischen Faktoren Grundwasser führen. Zu Beginn des 20. Jahrhunderts war der Geschiebemergel Gegenstand der Gewinnung für eine Ziegelei. Das Abbauniveau reichte in der Regel bis etwa 2 m u. Gel. und ist aus heute noch vorhandenen Hohlformen

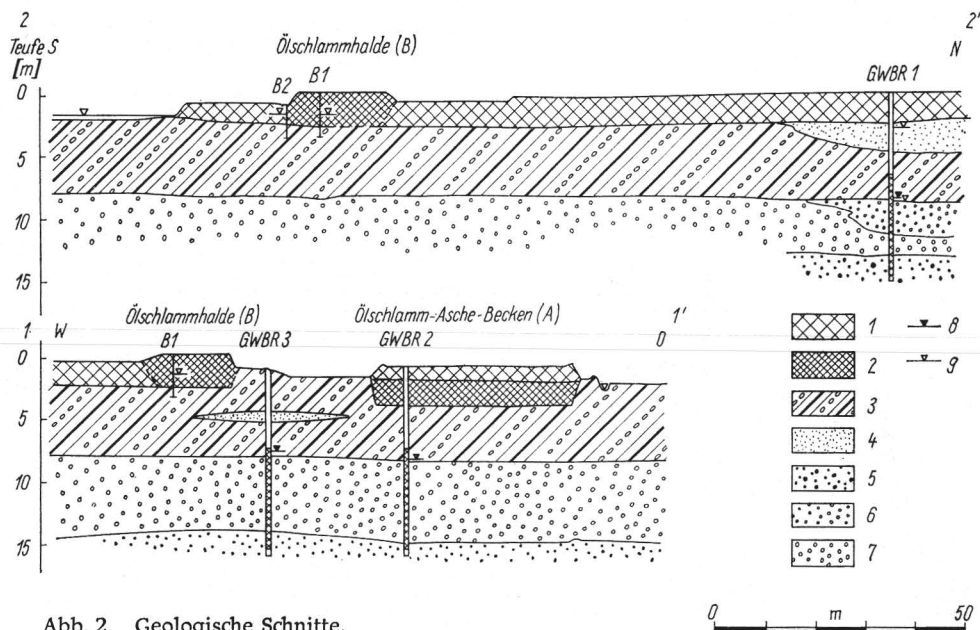


Abb. 2. Geologische Schnitte.

1 Auffülle (Asche, Schlacke); 2 Ölschlamm; 3 Geschiebemergel; 4 Feinsand; 5 Fein- bis Mittelsand; 6 Feinkies; 7 Grobkies; 8 Grundwasseroberfläche (Druckwasserspiegel); 9 Oberflächenwasserspiegel

Tabelle 2. Vertikale Verteilung der Aktivität von ^{137}Cs und ^{40}K auf der Deponie B und im Geschiebemergel der Umgebung

Tiefe (cm)	^{137}Cs (Impuls/min)		^{40}K (Impuls/min)	
	Deponie	Mergel	Deponie	Mergel
0–5	40	40	13	40
5–10	15	5	18	36
10–15	5	5	20	31

rekonstruierbar. Die Restgeschiebemergelschicht unter den Ölschlammdeponien beträgt 4,5 bis 5,5 m.

Die unter der Grundmoräne folgenden Flußschotter sind als Fein- bis Grobkies ausgebildet. Sie führen Grundwasser. In Abhängigkeit vom Grundwassergang tritt das Grundwasser zeitweilig gespannt auf.

Angaben zu den Durchlässigkeitsbeiwerten für Wasser sind aus den Abb. 3 bis 5 ersichtlich. Die Lagerungsverhältnisse sind in Abb. 2 dargestellt.

2.3. Charakteristika der Deponien

Wesentlichste Unterscheidungsmerkmale beider Deponiestandorte sind einerseits ihr unterschiedliches Alter, andererseits ihre Position im Gelände. Die Deponie A ist, bezogen auf den Standort, nach Mahrle u. a. (1980) dem Typ 1 B 2 zuzuordnen, wobei insbesondere in niederschlagsreichen Perioden durch Zufluß von oberem Grundwasser über lokal angeschnittene Schmelzwassersandhorizonte Tendenzen zum Typ 2 B nachweisbar sind.

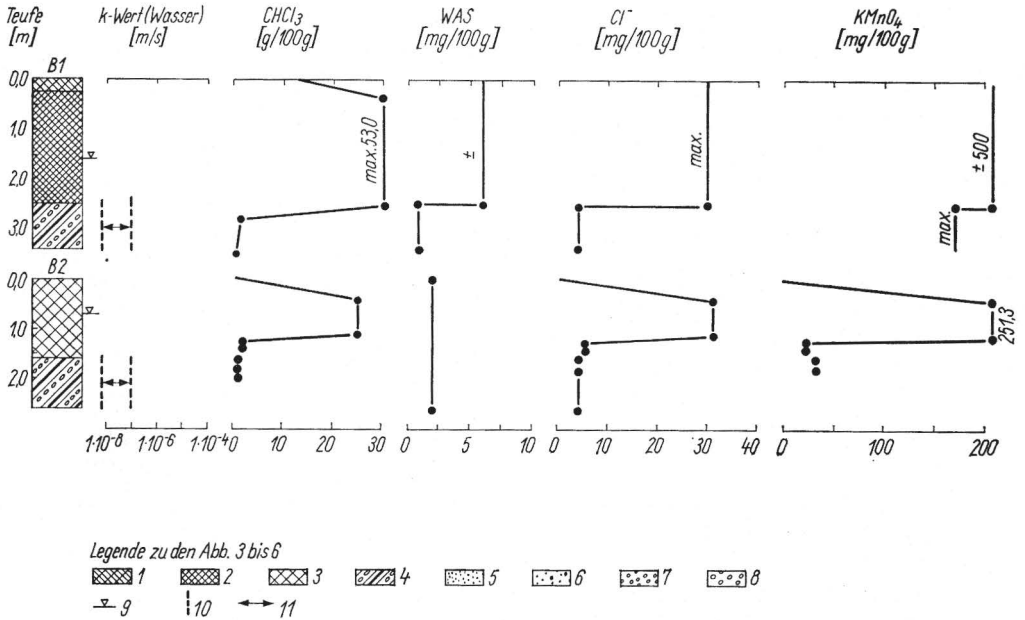


Abb. 3. Kontaminationsprofil der Bohrungen B1 und B2.
 1 Verrotteter Ölschlamm; 2 Ölschlamm; 3 Auffülle (Asche, Schlacke); 4 Geschiebemergel;
 5 Feinsand; 6 Fein- bis Mittelsand; 7 Feinkies; 8 Grobkies; 9 Lage der Grundwasseroberfläche; 10 Schätzwert; 11 Konzentrationsbereich

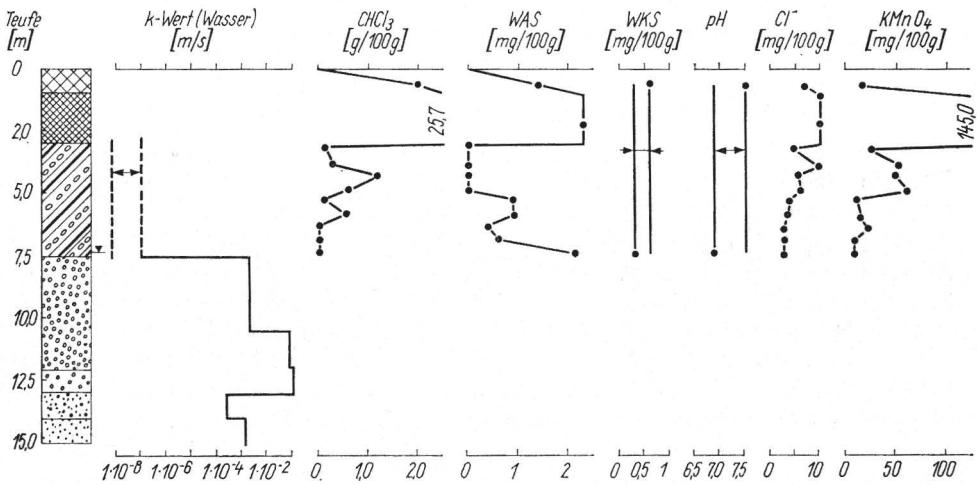


Abb. 4. Kontaminationsprofil der Grundwasserbeobachtungsbohrung GWBR 2
 (Legende siehe Abb. 3)

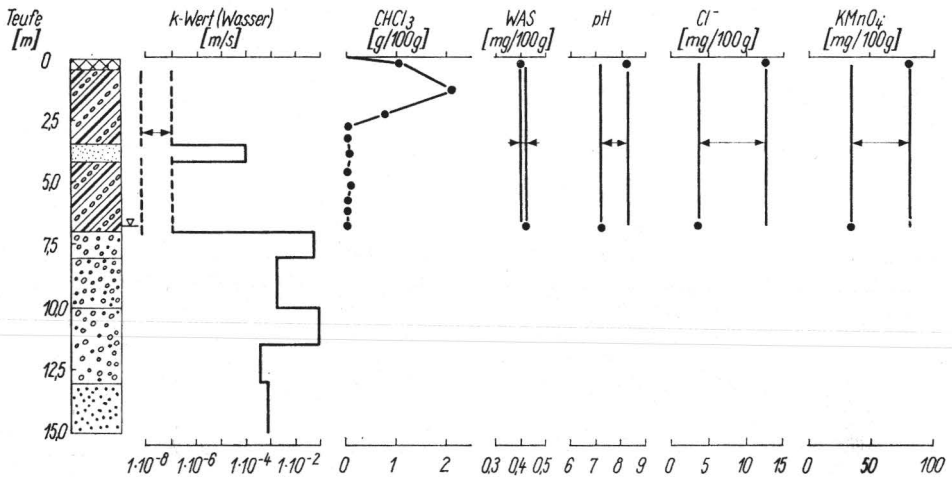


Abb. 5. Kontaminationsprofil der Grundwasserbeobachtungsbohrung GWBR 3 (Legende siehe Abb. 3)

Die Deponie B verkörpert vor allem in ihrem oberen Abschnitt einen Standort vom Typ 1 B 1. Die Mächtigkeit des Ölschlammes beträgt in der Deponie A 2 m. Das Abprodukt ist nach wie vor von schlammartiger Konsistenz.

Die Ölschlammhalde B ist 2,5 bis 3 m mächtig. Das Material ist oberflächlich verfestigt und begebar. In der Peripherie der Halde lagern bis in das Niveau der Deponiebasisfläche vorwiegend Bauschutt und Braunkohlenasche mit guter Massendurchlässigkeit ($k \sim 1 \cdot 10^{-4} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$).

Der Umstand, daß die Deponie B bereits seit 1945 nicht mehr genutzt wird, läßt sie zum geeigneten Untersuchungsobjekt für das Deponieverhalten solcher Abfälle in einer „reinen“ Schadstoffdeponie werden.

Die auf der Deponieoberfläche angelegten Schürfe zeigen, daß sich unterhalb der 20 cm starken braunen, mullartigen Oberfläche, die gut durchwurzelt und mit Bodenlebewesen belebt ist, eine fettige und schwarze Schicht befindet.

3. Natürliche Besiedlung durch Pflanzen

Der Deponiestandort A ist frei von jeglicher Vegetation. Auf der Oberfläche der Deponie B sind neben vegetationslosen Stellen Flächen mit relativ dichter Besiedlung durch höhere und niedere Pflanzen (Abschn. 3.3.) ausgebildet.

Die edaphischen Verhältnisse auf dieser Deponie sind durch die bereits erwähnte Zonierung zwischen abgebautem und unverrottetem Substrat gekennzeichnet. Der in 20 bis 25 cm Tiefe in seiner ursprünglichen Form anstehende Ölschlamm bewirkt die Herausbildung eines quasi Pseudogley-Horizonts, der von den Pflanzenwurzeln nicht durchstoßen wird. Bei stärkeren Niederschlägen kann sich je nach Oberflächenform ein StauhORIZONT herausbilden. Weiterhin wurde auch bei länger anhaltender Trockenheit in 10 cm Tiefe das Substrat in einem als frisch zu bezeichnenden Zustand angetroffen.

Die Veg.-Aufnahme Nr. 124 (Tab. 9) zeigt ein typisches Entwicklungsstadium der Besiedlung bisher vegetationsloser Flächen. *Carex hirta* dringt ausgehend von den bereits besiedelten Flächen mit unterirdischen Ausläufern in die vegetationslosen Bereiche vor. Dadurch erfolgt eine gewisse Festlegung der außerordentlich lockeren

oberen Substratzone und damit im Zusammenhang stehend eine Ansiedlung anderer Arten.

Unabhängig davon waren 1- bis 3jährige *Populus*-Sämlinge auf der gesamten Fläche anzutreffen.

Die weitere Entwicklung dieses als *Carex hirta*-Stadium bezeichneten Pflanzenbestandes verdeutlicht Aufnahme Nr. 18. Einige wenige Pappeljungpflanzen entwickeln sich zur Strauchgröße, während in der Feldschicht *Carex hirta* weiter dominiert und das Substrat mit den Ausläufern förmlich „durchweht“. Andere Arten können dieser Konkurrenz kaum widerstehen und sind bis auf *Calamagrostis epigejos* nur sporadisch vertreten. Die jetzt deutlich verfestigte oberste „Bodenschicht“ (1 bis 2 cm) ermöglicht das Aufkommen weniger Moose.

Diese Verhältnisse kennzeichnen südlich exponierte Flächen und solche, die auf Grund fehlender Beschattung starker Sonneneinstrahlung ausgesetzt sind. Gegenüber beschatteten Lagen liegen hier die Bodentemperaturen in 10 cm Tiefe durchschnittlich um 5° höher.

Die Aufnahmen Nr. 17, 16 und 122 zeigen die charakteristischen Verhältnisse beschatteter Standorte. Die typischste dürfte die Aufnahme 16 sein. Deutlich ist zu erkennen, daß *Carex hirta* jetzt zurücktritt und Arten der Pionierrasen-, des Arction und auch Dauco-Melilotion stärker in Erscheinung treten.

Der durch Aufnahme 123 belegte Pflanzenbestand wurde auf einem durchlässigen Standort (skelettreicher ölhaltiger Bodenaushub) angetroffen. Diese letztgenannten 4 Aufnahmen möchten wir zusammenfassen, da sie unserer Meinung nach eine gemeinsame Grundtendenz in ihrer Entwicklung aufweisen. Diese besteht in der Sukzession zu einer *Calamagrostis epigejos*-Gesellschaft, welche ihren Ausdruck in der zunehmenden Konkurrenzkraft von *Calamagrostis epigejos*, *Oenothera biennis* und *Agrostis gigantea* findet (vgl. auch Gutte u. Hilbig 1975). Die weitere Sukzession dieser Gesellschaft verläuft zum *Populus*-Vorwaldstadium. Ein solches existiert bereits kleinflächig auf dem Südteil der Deponie (Veg.-Aufnahme Nr. 125). In der Feldschicht dominieren *Carex hirta* und *Dactylis glomerata*. Aus dem hohen Anteil an *Populus*-sämlingen und der allgemein langsam verlaufenden Entwicklung auf diesem Deponiestandort ist zu vermuten, daß sich dieser Vorwald direkt aus dem *Carex hirta*-Stadium entwickelt hat. Das angetroffene Artenspektrum auf diesem Standort stimmt gut mit den von Pyšek (mdl. Mitt.) als petreleophil bzw. petreleophob bezeichneten Arten überein. Die petreleophilen Arten, *Carex hirta*, *Calamagrostis epigejos*, *Epilobium angustifolium*, *Dactylis glomerata* und die sich indifferent verhaltenden *Agrostis gigantea* und *Solidago canadensis*, bilden im vorliegenden Aufnahmematerial die Hälfte des Artenbestandes in den Stetigkeitsklassen III bis V. Sie sind nach der Schätzskaala von Braun-Blanquet im wesentlichen mit über 5% am Bestandsaufbau beteiligt. Von den verbleibenden Arten können lediglich drei diesen Wert in den genannten Stetigkeitsklassen erreichen.

4. Deponieverhalten der abgelagerten Schlämme und Diskussion der Untersuchungsergebnisse

Das Bohrgut und die aus Schürfen gewonnenen Proben wurden auf CHCl_3 -extrahierbare Bestandteile, auf die Gehalte an SO_4^{--} und Cl^- , auf waschaktive Substanzen (WAS), auf wasserdampfvlüchtige, kupplungsfähige Substanzen (wKS), den KMnO_4 -Verbrauch und den pH-Wert untersucht.

In den Abb. 1 und 6 sind die Bohransatzpunkte und Probenahmestandorte und in den Abb. 3 bis 5 und den Tab. 3 bis 6 die Ergebnisse der chemischen Untersuchungen dargestellt. Die agrochemischen Parameter (Tab. 8) zeigen für die gesamte Ober-

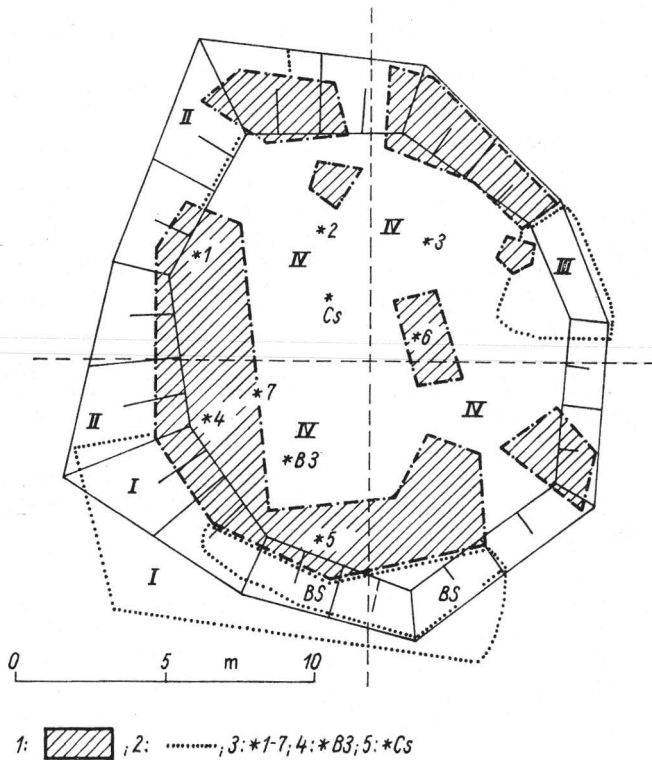


Abb. 6. Verteilung der Vegetation und Probenahmestandorte der Schürfe auf der Oberfläche des Deponiestandortes B.

1 vegetationslos; 2 Grenzen der Vegetationszonen I, II, III, IV und BS; BS – Bauschutt; 3 Probenahmestandorte (Tab. 7); Probenahmestandort (Tab. 6); 5 Probenahmestandort Cs

flächenschicht (0 bis 20 cm Tiefe) ausgeglichene Verhältnisse an. Der verrottete Ölschlamm ist auf Grund dieser Parameter, und wie die floristische Besiedlung zeigt, nicht als vegetationsfeindlich anzusehen. Der C_t -Gehalt ist hoch und läßt im Zusammenhang mit dem T-Wert auf einen gut durchrotteten Zustand schließen.

Durch die Austauschkapazität kommt es zur Anreicherung von K, Mg und Ca, was zur Verbesserung der Nährstoffsituation führt. Da der C-Eintrag durch die KWS sehr hoch ist, erreicht das C/N-Verhältnis Werte von 203 bis 259.

Die Werte für $CHCl_3$ -extrahierbare Bestandteile erhöhen sich ab 20 cm Tiefe um 100 %. Durch die anderen Inhaltsstoffe wird diese Erscheinung nicht widerspiegelt (Tab. 3).

Da die $CHCl_3$ -extrahierbaren Bestandteile in den oberen 20 cm dennoch als sehr hoch zu bezeichnen sind, ist anzunehmen, daß diese nicht oder nur in sehr geringem Maße pflanzenverfügbar und demzufolge nur wenig oder nichtphytoxisch sind. Auf Grund der langen Lagerungszeit kann angenommen werden, daß die niedrigmolekularen KWS flüchtig, ausgewaschen oder oxidiert worden sind. Bei den zurückgebliebenen Substraten (obere 20 cm) kann es sich um oxidierte KWS und um wachsartige, hochmolekulare Substanzen handeln, die sehr langsam chemisch und biochemisch umgewandelt werden (Cooper und Hedrick 1976).

Tabelle 3. Ausgewählte Inhaltsstoffe der Lockergesteins- und Deponieproben der Bohrung B 1

Proben (Tiefe [cm])	CHCl ₃ - Extrakt 1	SO ₃ 1	KMnO ₄ - Verbrauch 1	WAS 1	WKS 1
0 – 5	13 838	23	573,5	6,235	1,5
5 – 10	18 519	38	682,0	6,235	0,21
10 – 20	16 726	49	713,0	2,08	0,21
20 – 30	37 462	33	395,3	4,16	0,78
30 – 40	37 878	44	503,8	3,84	0,56
40 – 50	29 228	78	604,5	4,68	1,5
50 – 60	23 346	74	527,0	2,08	2,1
60 – 70	24 221	31	465,0	2,08	1,95
70 – 80	31 382	66,5	505	5,2	2,1
80 – 90	25 317	45	472,5	9,77	2,0
90 – 140	25 880	219,5	450,0	11,85	2,6
140 – 190	20 628	301	417,5	6,45	0,75
190 – 210	51 340	53	590,0	9,77	0,2
210 – 230	38 594	30,5	395,0	8,2	1,4
230 – 250	23 178	116	442,5	7,8	0,75
250 – 270	1 412	404	251,3	1,2	2,1
270 – 280	2 191	32	170,0	1,25	1,46
280 – 295	1 524	24	162,5	0,63	1,33
295 – 310	54	11,5	62,5	0,73	2,7
325 – 340	835	9,5	62,5	0,52	

1: mg/100 g Probe; WKS: wasserdampfllüchtige, kupplungsfähige Substanzen;
pH-Bereich: 6,5–8,8

Tab. 4. Ausgewählte Inhaltsstoffe der Lockergesteinsproben der Bohrungen GWBr2

Proben (Tiefe [m])	CHCl ₃ - Extrakt 1	SO ₃ 1	KMnO ₄ - Verbrauch 1	WAS 1	WKS 1
0	340	644	103,0	0,6	1,5
0,6	2048	553	16,0	1,04	0,6
2,1	25772	101	145,0	2,29	1,17
3,1	126	+	24,0	—	0,27
3,8	295	+	53,0	—	0,25
4,2	1200	+	48,0	—	0,24
4,8	678	+	61,0	—	0,25
5,2	134	52	11,0	0,83	0,24
5,8	542	30	14,5	0,83	0,21
6,3	40	43	24,0	0,45	0,25
6,8	32	41	9,5	0,62	0,25
7,3	39	63	9,5	2,13	0,30
5,0 ⁺	105	18	31,5	0,21	0,25
6,8 ⁺	58	41	37,0	0,42	1,25

Legende: siehe Tab. 3

⁺: Lockergesteinsproben der Bohrungen GWBR 1; pH-Bereich: 6,5–8,5

Tabelle 5. Ausgewählte Inhaltsstoffe der Proben der Bohrung B 2 und des Schurfes B 3

Probe (Tiefe [cm])	CHCl ₃ - Extrakt	SO ₃	KMnO ₄ - Verbrauch	WAS	WKS
	1	1	1	1	1
B 2 40 – 100	25 235	404	251,3	2,9	0,84
125 – 140	2 740	108	22,5	1,5	0,30
140 – 160	922	77	n. n.	1,5	1,25
160 – 180	1 161	11	—	—	1,0
180 – 200	823	24	n. n.	2,3	1,0
B 3 0 – 5	16 986	35	250	—	0,5
5 – 15	26 226	26	517,5	—	0,4
15 – 25	49 195	99	315	1,2	0,8

Legende: siehe Tab. 3

1: mg/100 g; pH-Bereich: 6,9–8,1

Tabelle 6. Ausgewählte Inhaltsstoffe verschiedener Oberflächenproben vom Standort B (0–5 cm)

Probe	CHCl ₃ - Extrakt	SO ₃	KMnO ₄ - Verbrauch	WAS	WKS	V.
	1	1	1	1	1	
1.	22 320	31	455	—	0,7	—
2.	25 140	22	480	—	0,5	+
3.	14 635	19	305	—	5,0	+
4.	15 940	41	330	—	5,0	—
5.	12 500	52	143	1,5	5,5	—
6.	21 920	170	283	2,7	6,2	—
7.	22 950	12	95	1,9	3,8	— (+)

Legende: siehe Tab. 3

+: vorhanden; —: vegetationslos; V.: Vegetation; pH-Bereich: 6,3–8,3

Die T-Werte (Tab. 8) deuten auf das Vorhandensein von funktionellen Gruppen hin, die an Ionenaustausch- oder Sorptionsvorgängen beteiligt und das Produkt von Oxydationsprozessen sind. Dadurch erhält das verrottete Abprodukt, trotz hoher Gehalte an CHCl₃-Extrakten, den Charakter von Humus (Scheffer und Ulrich 1960). Obwohl die Vegetationslosigkeit auf einigen Flächen nur mit dem SO₃-Gehalt im Boden korreliert, ist dies auf Grund der geringen Werte auszuschließen. Auch alle anderen untersuchten Inhaltsstoffe sind nicht für diese Erscheinung signifikant.

Da die Vegetationslosigkeit im wesentlichen auf höher gelegenen Flächen zu beobachten war, kann als Ursache für diesen Umstand der Wassergehalt angenommen werden. Diese exponierten Stellen trocknen leichter aus. Bemerkenswert ist, daß bis zum Stadium des vorliegenden Verwitterungszustandes eine Zeit von > 34 Jahren notwendig war. Innerhalb des Deponiekörpers sind die Gehalte der untersuchten Inhaltsstoffe und die pH-Werte relativ ausgeglichen.

Die Tab. 3 bis 5 zeigen in Verbindung mit den Abb. 3 bis 6, daß die Kontamination selbst im Geschiebemergel unterhalb des Deponiekörpers nachweisbar ist. Der KWS-Gehalt der Bohrgutproben in 6 m Tiefe ist als erhöht anzusehen, und wie die Gehalte an KWS im Grundwasser indizieren (Tab. 7), breiten sich diese aus.

Tabelle 7. Kohlenwasserstoffgehalte des Grundwassers (mg/l)

Bohrung	flüchtige KWS ⁺	CHCl ₃ -extrahierbare Stoffe
GWBR 1	n. n.	8,0
GWBR 2	1,16	21,4
GWBR 3	0,75	4,9
B 1	n. b.	n. b.
B 2	n. b.	32,5

⁺ gaschromatographisch bestimmt; n. b.: nicht bestimmt

Tabelle 8. Agrochemische Parameter

Tiefe	H	T	pH	Sg	P	K	Mg	C _t	Ca _{Kl}	N _t
1	2	3	4	5	5	5	5	6	5	6
0-5	6,4	24,7	7,5	0,07	1,6	17	17,0	35,80	1000	0,176
5-15	2,2	23,5	7,6	0,35	1,6	6	9,6	35,30	2480	0,136

1: cm; 2: mval/100 g; 3: mval Ba⁺⁺/100 g; 4: ‰ KCl; 5: mg/100 g; 6: ‰; Sg Salzgehalt

Zusammenfassend ist bezüglich der Migration der KWS festzustellen, daß, obwohl die Lockergesteine den Anforderungen einer Schadstoffdeponie entsprechen ($k = 10^{-7}$ bis $10^{-8} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$), durch die „reine“ Ablagerung eine Durchdringung der Lockergesteinschicht erfolgte. Die Wanderung der KWS im vorliegenden Deponieuntergrund ist auch auf den Gehalt an oberflächenaktiven Substanzen (WAS) zurückzuführen. Durch diese werden Verunreinigungen, die sonst in Wasser schwer löslich sind, wie KWS oder Biozide (Ströhl 1966), mit dem Sickerwasser der Niederschläge und dem Grundwasser verschleppt.

5. Schlußfolgerung

Aus den vorliegenden Untersuchungsergebnissen geht hervor, daß eine reine Schadstoffdeponie von KWS, insbesondere von Ölschlamm, auch bei „geeigneten“ Untergrundverhältnissen (bezogen auf die Wasserdurchlässigkeit) zu Kontaminationen unterhalb der Deponiesohle führen kann.

Nach Beyer und Schweiger (1969) ist nur dann eine Abdichtung mit Lockergesteinen gegenüber Mineralölprodukten wirksam, wenn die Lockergesteine einen hohen Anteil an bindigen Bestandteilen, geringen Porenraum und mindestens einen Wassergehalt von 95 ‰ der maximalen Wasserkapazität besitzen. (Günstige Standortverhältnisse liegen dann vor, wenn die Dichtungsschicht in kapillarer Verbindung mit dem Grundwasser steht.) Werden diese Bedingungen nicht eingehalten (im Falle von Austrocknung und Frostlinsenbildung), erhöht sich die Durchlässigkeit für dünnflüssige Mineralöle beträchtlich.

Das „Rückhaltevermögen“ von Lockergesteinen für Mineralöle ist als sehr gering zu bezeichnen (Liskowitz 1976, Schwille 1971).

Von Gückelhorn und Kasper (1976), Schwille und Vorreyer (1969), Hubbard (1975) und anderen Autoren wurden Fälle von Verunreinigungen durch Mineralöle und Mineralprodukte im Boden und Grundwasser, deren Ausbreitung und Auswirkung beschrieben. Die genannten Schadensfälle sind in ihrer Erscheinung zumeist mit „reinen“ Schadstoffdeponien vergleichbar. In erster Linie sollten daher derartige Abfälle in Verbrennungsanlagen beseitigt oder regeneriert werden (Rasch 1974, Tauchnitz und Scholz 1977). Da nicht in jedem Fall eine Verbrennung möglich ist und be-

Tabelle 9. Florengemeinschaft der Deponie B (Abb. 6)

Aufn. Nr.	124	18	17	16	122	123	125
Aufn. Fläche m ²	20	5	3	4	10	10	10
Exposition	—	OSO	NW	—	—	SW	—
Neigung in °	—	4	2	—	—	10	—
Bedeckung Str. ‰	—	5	5	—	10	—	60
F ‰	30	60	70	70	75	70	40
<hr/>							
Str.							
<i>Populus Spec.</i>		1	1		1		4
<i>Betula pendula</i>			1		1		
<hr/>							
K + J							
<i>Populus Spec.</i>	2		+		2°	+	
<i>Betula pendula</i>		r		+			
<i>Quercus robur</i>	r°						r
<i>Calamagrostis epigejos</i>		1		2	2		
<i>Oenothera biennis</i>		+	r	r	1	1	+
<i>Agrostis gigantea</i>			1	2	2!		
<i>Carex hirta</i>	2	3	2	+	2	1	3
<i>Deschampsia cespitosa</i>			+	+		+	°
<i>Solidago canadensis</i>	r°	+	1	2	+	2	
<i>Artemisia vulgaris</i>			+	1	r°	+	
<i>Dactylis glomerata</i>	+		+	+	2	2	2
<i>Taraxacum officinalis</i>		+	+	+	r°	+	
<i>Daucus carota</i>				r	r		
<i>Holcus lanatus</i>			+				
<i>Leucanthemum vulgare</i>			r				
<i>Cerastium arvense</i>			2		+	1	
<i>Conyza canadensis</i>			+			+	
<i>Epilobium angustifolium</i>		r		1			
<i>Sonchus oleraceus</i>		r			1	1	
<i>Centaurea jacea</i>						2	
<i>Agropyron repens</i>		r°					
<i>Ba Compressa</i>						1	
<i>Bryum argenteum</i>		1			1		
<i>Ceratodon purpureus</i>		1			+		
<i>Bryum cespitium</i>			+				
<i>Dicranella heteromalla</i>		1					
Aufn. 124 und 18							Carex hirta-Stadium
Aufn. 17, 16, 122 und 123							Calamagrostis epigejos-Ges.
Aufn. 125							Vorwaldstadium

sonders Havariefälle Entscheidungen notwendig machen, die eine Ablagerung auf einer Deponie nicht ausschließen, ist die Suche nach umweltfreundlichen Alternativen unumgänglich.

Hinweise für die Möglichkeit solcher Alternativen geben die in der Literatur beschriebenen mikrobiologischen Abbauprozesse von KWS (Tab. 1).

Jamison et al. (1975, 1976 a, 1976 b), Fusey und Oudot (1973), Odu (1977) und Cooper und Hedrick (1976) wiesen nach, daß ein Abbau der KWS im Grundwasser durch Mikroben bei Nährstoff- und Sauerstoffzugabe möglich ist. De Borger u. a.

(1978) konkretisieren die Bedingungen: Ein C-N-P-Verhältnis von 100 : 10 : 1, aerobe Verhältnisse, eine Bodenfeuchte von 75 bis 100 % der Feldkapazität und ein Boden-pH-Wert von 7 bis 9 führen zu einer schnellen Reinigung des Bodens. Unter anaeroben Bedingungen verläuft der mikrobielle Abbau von KWS wesentlich langsamer als unter aeroben (Cooper und Hedrick 1976, Huddleston 1978; Blakebrough 1977). Die nötige Zeit für einen > 50%igen Abbau wird mit 50 d (de Borger 1978) und 800 d (Cansfield und Racz 1978) angegeben. Die Umsatzraten hängen sowohl von der Bodenart, den klimatischen Bedingungen als auch von der Art der KWS ab (Blakebrough 1977). Die Umsatzraten nehmen in folgender Reihenfolge ab:

Paraffine > Aromaten > asphaltartige Produkte (Cresswell 1977). Wachse und Schweröle sind schwer abbaubar. Grund dafür ist die geringe Oberfläche. Eine Dispersion dieser KWS führt zur verbesserten Abbaubarkeit (Cooper und Hedrick 1976).

Odu (1977) wies nach, daß bei einer Belastung mit Öl von < 2 kg/m² die Verunreinigung durch das eigene Reinigungspotential beseitigt wird. Bei einer Belastung von 5 bis 10 kg/m² muß der Boden zum Teil entfernt oder mit nichtverunreinigtem Boden vermischt, anschließend gedüngt und belüftet werden, damit eine Reinigung erfolgen kann. Auch schlägt er eine Mikrobenaussaat vor.

Nair und Lokabharti (1977) geben eine Zunahme des mikrobiellen Wachstums mit einer Kerosin- oder Petroleumgehaltssteigerung von 0 bis 4 % an. Gehalte von Kerosin mit > 10 % und von Petroleum mit > 4 % hemmen das Wachstum der Mikroben. Neben der Hemmung des mikrobiellen Wachstums durch erhöhte KWS-Konzentrationen erfolgt diese auch durch Abfälle der Sypsurproduktion (Tauchnitz u. a. 1981) und durch Schwermetallionen (Blakebrough 1977, Bringmann 1971 a, 1972 a, b).

Jensen (1977) zeigt, daß der mikrobielle Abbauprozess von KWS durch Pb⁺⁺-Zugabe gehemmt wird, obwohl die Pb⁺⁺-Ionen durch erhöhte pH-Werte, Humus, Kalk oder Phosphate nicht pflanzenverfügbar sind.

Auf Grund dieser Kenntnisse wurde eine Alternativlösung zur „reinen“ Schadstoffdeponie entwickelt. Sie wird im angelsächsischen Sprachgebrauch mit „land-farming“ (land-application, land-cultivation, land-irrigation, land-spreating, soil-farming und soil-incorporation) bezeichnet (Huddleston 1976, 1978, 1979, Cresswell 1977) (Tab. 1) und wird definiert als die geplante und geregelte Zugabe des Abfalls und/oder Inkorporation in den Boden, in solch einer Weise, daß maximale Biodegradation durch natürlich vorkommende Bodenmikroorganismen möglich ist.

Von Cresswell (1977) und Huddleston (1979) wurden die Anforderungen und Bedingungen für das „land-farming“-Verfahren ermittelt:

Das einzusetzende Material muß abbaubar sein, es darf keine hohen Konzentrationen an Salz- und Schwermetallionen enthalten, es müssen aerobe Bodenverhältnisse herrschen, die Boden-pH-Werte sollten zwischen 7 und 9 liegen (eine Korrektur durch Kalkzugabe ist möglich), die Bodentemperaturen sollten > + 4 °C sein, entsprechend den Bodenverhältnissen ist zu düngen, und der Wassergehalt des Bodens sollte eine Größenordnung zwischen 50 bis 80 % der maximalen Wasserkapazität des Bodens besitzen. Je nach Bodenart sind jährlich 4 bis 16 g Öl/kg Boden abzulagern, wobei eine > 10%ige Konzentration im Boden von beiden Autoren abgelehnt wird, da ein normales Pflanzenwachstum zwischen einem Ölgehalt von 5 bis 10 % im Boden noch möglich ist. Hirschheydt und Surber (1975) fanden ähnliche Werte und konnten feststellen, daß 5 % Mineralöl im Boden zu keiner Verkümmern der Wurzelentwicklung führen.

Eine weitere Alternativlösung in der Beseitigung von Mineralölen bietet sich mit der Kompostierung an (siehe Tab. 1). Hirschheydt (1972 a, b) führt aus, daß eine 3- bis 10%ige Mineralölzugabe (petrolätherlösliche Substanzen) eine Kompostrotte

nicht wesentlich beeinflussen. Eine Zugabe von 13,3 Gew.-% Holzteer verlangsamt zwar die Rotte, verhindert diese aber nicht.

Sowohl das „land-farming“- als auch das Kompostierungsverfahren berücksichtigen nicht den Metabolismus des KWS-Abbaus.

Perry (1977) und Blakebrough (1977) führen aus, daß das Grundwasser auch durch die entstehenden Metaboliten verunreinigt werden kann. Aus diesem Grunde gewinnt die Methode der gemischten Schadstoffdeponie für die KWS-Beseitigung an Bedeutung. Analog zu dem „land-farming“-Verfahren sind $< 10\%$ Öl/kg Kommunal-
müll flächenmäßig auf der Deponieoberfläche aufzubringen, und wenn notwendig, ist die Fläche zu düngen. Im Winter (Frostperiode) sollte die Ausbringung der ölhaltigen Abfälle vermindert werden. Die Fläche ist mit einem Spezialgerät aufzureißen (aufkratzen) und für > 50 d offen liegenzulassen, bevor diese mit weiterem Kommunal-
müll abgedeckt wird. In trockenen Jahreszeiten sollte durch Verregnung von Wasser ein Wassergehalt von $> 50\%$ und $< 80\%$ in der Deponieoberfläche erreicht werden, damit die mikrobiellen Abbauprozesse optimal wirksam werden können. Die Ablagerung von anderen Schadstoffen hat auf einer solchen Fläche zu unterbleiben.

Hinweise für eine gemeinsame Ablagerung von KWS-haltigen Abfällen mit Kommunal-
müll gibt insbesondere die Arbeit von Newton (1977). In seinen Versuchen fand er, daß Kommunal-
müll ein Rückhaltevermögen für Öl von 2,5 g/kg hat (ohne Berücksichtigung des mikrobiellen Abbaus). Eine signifikante Erhöhung der C_t - und CSV -
Werte bei einer gemeinsamen Ablagerung dieser Abfälle konnte in den Sickerwässern nicht nachgewiesen werden (Swartzbaugh 1978, Streg 1976, 1977).

Vorliegende Erfahrungen geben Anlaß, bei einer gemischten Schadstoffdeponie von öligen, teerigen und fettigen Abprodukten wie folgt zu verfahren:

- Es ist eine Deponie bzw. ein Deponiestandort auszuwählen, der den Bedingungen einer gemischten Schadstoffdeponie entspricht.
- Der Standort sollte vom Typ PA 1 A 1, 1 B 1 oder 1 C 1 (Mahrla u. a. 1980) sein, wobei den Standorttypen PA - 1 B 1 und PA - 1 C 1 der Vorzug zu geben ist. Die für diese Typen angegebenen bindigen Lockergesteinschichten (Lehm, Ton) bieten einen zusätzlichen Schutz vor Havariesituationen auf der Deponie. Der Standort PAS - 1 A 1 ist ebenfalls gut geeignet, doch sollte dieser nicht allzu stark belastet werden ($< 50\%$ der oben angegebenen KWS-Mengen).
- Vorzugsweise sollte es sich um einen Deponiestandort in Haldenform handeln, der eine große, nutzbare Oberfläche besitzt.

Entstehende Metaboliten des mikrobiellen Kohlenwasserstoffabbaues können nach Migration in die anaeroben Bereiche des Deponiekörpers weiter umgesetzt werden.

Damit werden die Vorzüge der gemischten Schadstoffdeponie gegenüber den anderen Verfahren erkennbar. Die gemischte Schadstoffdeponie vereinigt in diesem Falle die Prinzipien des „land-farming“-Verfahrens und der Kompostierung.

6. Experimenteller Teil

6.1. Probenahme und Probenvorbereitung

Die Entnahme der Proben erfolgte nach TGL 11456. Für die chemische Untersuchung wurden 100 g 20 h mit 500 ml destilliertem Wasser bei $25\text{ }^\circ\text{C}$ unter Rühren ausgelaugt und filtriert. Der wäßrige Auszug wurde für die quantitativen Untersuchungen weiterverwendet. Die CHCl_3 -extrahierbaren Bestandteile wurden direkt aus den Originalproben bestimmt.

6.2. SO_3^- , CHCl_3 -Extrakt-, Cl^- -, KMnO_4 -V., WKS- und pH-Wertbestimmung

Diese Inhaltsstoffe wurden nach den „Ausgewählten Methoden der Wasseruntersuchung“ (1970) bestimmt.

6.3. Bestimmung der anionaktiven Verbindungen (WAS)

Die Bestimmung der WAS erfolgte nach Ströhl-Götte (1968).

6.4. Agrochemische Parameter

Die Bestimmung der agrochemischen Parameter wurde von Tauchnitz u. a. (1981) beschrieben.

6.5. Floristische Bestimmung

Die Bestimmung der Flora erfolgte nach Rothmaler (1976) und Gams (1949) und die der Pflanzengesellschaften nach Gutte u. a. (1975).

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

In vorliegender Arbeit werden die Auswirkungen einer „reinen“ Schadstoffdeponie für kohlenwasserstoffhaltige Abprodukte aufgeführt und gezeigt, daß Kohlenwasserstoffe selbst einen Deponieuntergrund mit $k = 10^{-7} \dots 10^{-8} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ durchdringen und das Grundwasser verunreinigen. Diesen Ergebnissen werden die Vorzüge der gemischten Schadstoffdeponie gegenübergestellt. Es werden Angaben zur Verfahrensweise einer gemischten Schadstoffdeponie für kohlenwasserstoffhaltige Abprodukte gemacht.

S c h r i f t t u m

- Autorenkollektiv des Instituts für Wasserwirtschaft in Berlin: Ausgewählte Methoden der Wasseruntersuchung. VEB Gustav Fischer Verlag, Jena 1970–1972.
- Autorenkollektiv aus dem Institut für Wasserwirtschaft Berlin: Wasserschadstoffkatalog. Verlag für Bauwesen, Berlin 1975.
- Bartz, J.: Gefährdung des Grundwassers durch Mineralölprodukte. Gesundheits-Ingenieur **87** (1966 a) 9, 254–257.
- Bartz, J.: Öl- und Benzinversickerungsversuche in der Oberrheinebene. GWF **107** (1966 b) 6, 143–148.
- Bartz, J., W. Käss und H. Prier: Öl- und Benzinversickerungsversuche in der Oberrheinebene. 3. Bericht: Versickerung von Heizöl El und Rohöl über dem Grundwasser. GWF **110** (1969) 22, 592–595.
- Bartz, J., und H. Prier: Öl- und Benzinversickerungsversuche in der Oberrheinebene. 2. Bericht: Versickerung von Heizöl El und Rohöl über dem Grundwasser. GWF **108** (1967) 4, 91–101.
- Becksmann, F.: Das Verhalten der Erdölderivate im Grundwasser. GWF **104** (1963) 24, 689.
- Beyer, W.: Das Verhalten von Mineralölen im Boden und die Eignung bindiger Erdstoffe als Dichtungsmaterial. WWT **15** (1965) 8, 284–287.
- Beyer, W.: Eignungsprüfung von Erdstoffen als Dichtungsmaterial bei Mineralöllagerung. Bauplanung – Bautechnik **25** (1974) 2, 86–91.
- Beyer, W., und K.-H. Schweiger: Mineralöle im Boden und Grundwasser. WWT **17** (1967) 7, 226–231.
- Beyer, W., B. Fischer und H. Heinig: Schutz des Grundwassers vor Mineralölverunreinigung. WWT **14** (1964) 10.
- Beyer, W., und K.-H. Schweiger: Verhalten von Mineralölen im Boden. Schriftenreihe der Bauforschung, Reihe: Ingenieur und Tiefbau **22** (1969) 51–76.
- Billib, H., und B. Hoffmann: Wie bewegen sich Mineralölprodukte im Boden? GWF **107** (1966) 6, 138–142.

- Blakebrough, N.: Interaction of Oil and Microorganisms in Soil. *Oil Ind. Microbiol. Ecosyst., Proc. Meet.* 1977 (Pub. 1978) 28–40.
- Bodman, G. B., und E. A. Colman: Moisture and energy conditions during downward entry of mater into soils. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.* 8 (1964) 116–122.
- Boettcher, F.: Neue Erkenntnisse über die Folgen von Mineralölversickerungen. *GWF* 107 (1966) 6, 142–149.
- Bosch, H.: Inleiding tot de bodenverontreiniging door minerale oliën. Adviesbureau der Genie, Verslag Nr. 143 (1966), Den Haag.
- Brandt, G.: Die mathematische Erfassung der Versickerung von Mineralölprodukten im Boden und im Grundwasser. *WWT* 22 (1972) 2, 66–68.
- Bringmann, G., und R. Kühn: Einfluß von Mineralölprodukten, speziell bleihaltigem Superbenzin, auf sulfatreduzierende, nitratreduzierende sowie denitrifizierende Bodenbakterien. *Gesundheitsing.* 93 (1972 a) 81–86.
- Bringmann, G., und R. Kühn: Mikrobiologische Befunde an Sickerwasser- und Bodenproben petrochemisch infundierter Lysimeter. *Gesundheitsing.* 93 (1972 b) 271–280.
- Bringmann, G.: Quantitative Befunde an stärke-, cellulose- und eiweißzersetzenen Bakterien aus petrochemisch, insbesondere mit bleihaltigem Superbenzin infundierte Bodenproben. *Gesundheitsing.* 92 (1971) 337–342.
- Cansfield, P. E., und G. J. Racz: Degradation of Hydrocarbon Sludges in the Soil. *Can. J. Soil Sci.* 58 (1978) 339–345.
- Cooper, R. E., und H. G. Hedrick: Activity of Soil Bacteria on Petroleum Waste Adjacent to an Active Oil Well. *Soil Sci.* 122 (1976) 331–338.
- Cresswell, L. W.: The Fate of Petroleum in a Soil Environment. *Proc. of Oil Spill Conf. in New Orleans, Louisiana*, 8.–10. März 1977.
- Dam, J. van: Die Ausbreitung von Mineralöl in grundwasserführenden Schichten. *Dt. gewässerkundl. Mitt.* 11 (1967) 1, 15–28.
- De Borger, R., u. a.: Microbial degradation of oil in surface soil horizons. *Rev. Ecol. Biol. Sol.* 15 (1978) 445–452.
- Dibble, J. T., und R. Bartha: Effect of environmental parameters on the biodegradation of oil sludge. *Appl. Environ. Microbiol.* 1979, 37 (4), 729–739.
- Dracos, Th.: Überblick und Ergebnisse von Modellversuchen über Schutz- und Sanierungsmaßnahmen bei Ölunfällen. *Gewässerschutz – Lufthygiene, Mitt. Schweiz. Verein Gewässerschutz und Lufthygiene* (1968 a) 1–8.
- Dracos, Th.: Das Verhalten und die Bewegung von nichtmischbaren Flüssigkeiten im Untergrund. *Monatsbull. Schweiz. Verein von Gas- und Wasserfachmännern* 48 (1968 b) 10, 293–305.
- Farlow, J. S.: Practical Recommendations for Oil Spill Debris Disposal: A Progress Report. *EPA – 600/9 – 76 – 015* (1976) 71–75.
- Fusey, P., M.-F. Lampin u. a.: Recherches sur l'Elimination des Hydrocarbures par Voie Biologique. *Material und Organismen* 11 (1976) 241–251. 10 (1975) 109–147.
- Fusey, P., und J. Oudot: Comparaison de Deux Methodes d'Evaluation de la Biodegradation des Hydrocarbures in Vitro. *Material und Organismen* 11 (1976) 241–251.
- Fusey, P., und J. Oudot: Note sur l'acceleration de la biodegradation d'un petrol brut par les bacteries. *Material und Organismen* 8 (1973) 157–164.
- Gams, H.: Kleine Kryptogamenflora von Mitteleuropa. Bd. 1: Die Moos- und Farnpflanzen (Archeogonisten), 2. Aufl. VEB Gustav Fischer Verlag, Jena 1949.
- Gibson, D. T.: Microbial Transformations of Aromatic Pollutants. In: *Aquatic Pollutants, Transformations and Biological Effects*. O. Hutzinger, L. H. van Lelyveld and B. C. J. Zoeteman (eds.), Pergamon Press (1977) 187–204.
- Gouthier, H., und R. Jeschke.: Richtlinien zur Deponie und schadlosen Beseitigung von Grundwasserschadstoffen. *Rat des Bezirkes Cottbus, Cottbus* 1976.
- Grove, G. W.: Use land farming for oily waste disposal. *Hydrocarbon Proc.* 1978, 138–140.

- Gutte, P., und W. Hilbig: Übersicht über die Pflanzengesellschaften des südlichen Teiles der DDR. XI. Die Ruderalvegetation. *Hercynia N. F. Leipzig* 12 (1975) 1, 1–39.
- Gückelhorn, U., und W. Kasper: Ermittlung der Mineralölausbreitung im Untergrund durch Bodenluftanalysen. *Wasserwirtsch. Wassertechn.* 11 (1976) 373–376.
- Hahn, W., und H. Prier: Heizöl-Versickerungsversuche in Löf. *Jb. Geol. Landesamt Bad.-Württ.* 6 (1963) 583–590.
- Hirschheydt, A. v.: Jahresbericht 1974 der Zentralstelle für Beseitigung und Verwertung von Abfallstoffen im Pflanzenbau an der EAWAG der ETH, Dübendorf (Schweiz).
- Hirschheydt, A. v.: Jahresbericht 1972 der EAWAG (siehe wie vorst.).
- Hirschheydt, A. v.: Jahresbericht 1975 der EAWAG (siehe wie vorst.).
- Hirschheydt, A. v.: Über die Beseitigung von Abfallölen und ölhaltigen Abfällen mit Hilfe der Kompostierung. *Wasser und Boden* 10 (1972) 316–318.
- Hirschheydt, A. v.: Zur Problematik von Industrieabfällen im Müll bei der Kompostierung. *Müll und Abfall* 10 (1978) 41–48.
- Hirschheydt, A. v., und T. Szilagyi: Über die Wirkung von Schwermetallen und anderen Industrieabfällen in Müllkompost auf Waldbäumen. *Schweiz. Z. Forstwesen* 3 (1977) 161–170.
- Hirschheydt, A. v., und E. Surber: Versuche betreffend den Einfluß von Mineralölen und Waldpflanzen. *Müll und Abfall* 7 (1975) 147–152.
- Hubbard, E. H.: Fate and Effects of Oil on Land in Fresh Waters. *Proc. World Petrol Congress 1975* (6) 289–296.
- Huddleston, R. L., und L. W. Cresswell: The Disposal of Oily Wastes by Land Farming. *Proc. of Management of Petroleum Refinery Wastewaters Forum in Tulsa, Oklahoma, 26.–29. Januar 1976.*
- Huddleston, R. L.: Treatment of Oily Wastes by Land Farming. Presented at the RSMA Meeting „Disposal of Industrial and Oily Sludges by Land Cultivation“ in Houston, Texas, 18.–19. Januar 1978.
- Huddleston, R. L., und J. D. Meyers: Treatment of Refinery Oily Wastes by Land Farming. Presented at the National AIChE Meeting in Philadelphia, 4.–8. Juni 1978.
- Huddleston, R. L.: Solid-waste disposal: Landfarming. *Chem. Eng.* 1979, 119–124.
- Jamison, V. W., u. a.: Biodegradation of High – Octane Gasoline in Groundwater. *Rev. Ind. Microbiol.* 16 (1975) 305–312.
- Jamison, V. W., R. L. Raymond u. a.: Biodegradation of High-Octane Gasoline. *Proc. 3rd. Intern. Biodegradation Symp.* Ed. by J. Miles Sharpley and A. M. Kaplan. *Appl. Sci. Publishers* 1976, 187–196.
- Jensen, V.: Effect of lead on biodegradation of hydrocarbons in soil. *Oikos* 28 (1977) 221–224.
- Käff, W.: Gefährdung des Grundwassers durch Mineralöle. *Problematik und Experimente. Heilbad und Kurort* 21 (1969) 2, 12–17.
- Kleeberg, H. B.: Experimentelle und theoretische Untersuchungen über die Ölausbreitung im Boden. *Mitt. Inst. für Wasserwirtschaft und landw. Wasserbau, TU Hannover* 1969, 17, 3–181.
- Knizhnikov, V. A., und R. M. Barkhudarov: Radioactive Contamination of the Environment and the Possible Consequences. *Review* 13 (1975) 2.
- Koppe, P.: Der Einfluß der Grenzflächenkräfte auf die Fortbewegung von flüssigen Kohlenwasserstoffen mit dem Grundwasser. *Gesundheits-Ingenieur* 87 (1966) 2, 50–55.
- Krolewski, H.: Über das Verhalten von Mineralölen im Boden. *Mitt. der Hannoverschen Versuchsanst. für Grund- und Wasserbau, TH Hannover* (1959) 19, 191–274.
- Krolewski, H.: Verhalten von Mineralöl im Boden, Erdöl und Kohle. *Erdgas Petrochemie* 14 (1961) 6, 492–496.
- Lippok, N.: Modellversuche über das Verhalten von Heizöl EL im porösen Medium. *Dt. gewässerkundl. Mitt. Koblenz* 10 (1966) 5, 145–157.

- Liskowitz, J. W., u. a.: Evaluation of Selected Sorbents for the Removal of Contaminants in Leachate from Industrial Sludges. EPA - 600/9 - 76 - 015 (1976) 162-176.
- Mahrle, W., J. Tauchnitz und H. Hennig: Die Untersuchung von Deponiestandorten unter Berücksichtigung der Wechselwirkung von Auslaugungen in Deponiekörpern im bzw. mit dem Deponieuntergrund - ein methodischer Beitrag zum praktischen Grundwasserschutz. *Hercynia N. F.*, Leipzig 17 (1980) 4, 462-477.
- Milde, G., und H.-U. Mollweide: Die wichtigsten Verschmutzungsgefahren für Grundwasserlagerstätten. *Z. angew. Geologie* 15 (1969) 1, 17-25.
- Müller, J.: Bedeutsame Feststellungen bei Grundwasserverunreinigung durch Benzin. *Gas- und Wasserfach* 93 (1952) 8, 205-209.
- Nair, S., und P. A. Lokabharti: Degradation of Hydrocarbons by *Fungus, Fusarium* sp. *Indian J. Marine Sci.* 3 (1977) 1-2.
- Newton, J. R.: Pilot-Scale Studies of the Leaching of Industrial Wastes in Simulated Landfills. *Water Pollut. Control* 1977 (4) 468-480.
- Odu, C. T. I.: The Effect of Nutrient Application and Aeration on Oil Degradation in Soil. *Environ. Pollut.* 15 (1978) 235-239.
- Odu, C. T. I.: Oil Degradation and Microbiological Changes in Soils Deliberately Contaminated with Petroleum Hydrocarbons. *Inst. Petrol. (London), Paper IP 77 - 005* (1977) 1-11.
- Ohm, U.: Oberflächengasmessungen zur Feststellung von Bodenverseuchungen. *Gas- und Wasserfach* 109 (1968) 51, 1443-1445.
- Ohm, U.: Benzinversickerungsversuche im Norddeutschen Flachland und ihr Einfluß auf die Zusammensetzung der Bodengase. *Gas- und Wasserfach (Gas/Erdgas)* 111 (1970) 8, 437-441.
- Perry, J. J.: Microbial Metabolism of Cyclic Hydrocarbons and Related Compounds, *CRC Critical Reviews in Microbiology* 1977, 387-412.
- Prier, H.: Über das Verhalten von versickerten Mineralölprodukten im Untergrund. *Gesundheits-Ingenieur* 88 (1967) 5, 145-149.
- Rasch, R.: Gefahren und Belästigung durch feste, schlammige und flüssige Industrieabfälle. *Müll- und Abfallbesitz*. 33. Lfg. IX/74, 8011, 1-16.
- Raymond, R. L., V. W. Jamison u. a.: Beneficial Stimulation of Bacterial Activity in Groundwaters Containing Petroleum Products. *AIChE Symp. Ser.* 73 (1976) 390-404.
- Ross, D. E., und Phung, Hang-Tun: Land Cultivation of Industrial Wastes, EPA - 600/9 - 78 - 016 (1978) 366-376.
- Rothmaler, W.: *Exkursionsflora - Kritischer Band*. VE Verlag Volk und Wissen, Berlin 1976.
- Scheffer, F., und B. Ulrich: *Lehrbuch der Agrikulturchemie und Bodenkunde*. III. Teil. Humus und Humusdüngung. Ferdinand Enke Verlag Stuttgart, Stuttgart 1960.
- Schweiger, K.-H.: Beitrag zur Untersuchung der Durchlässigkeitsbeiwerte rolliger und bindiger Böden für Wasser und Mineralöle. *Wiss. Ztschr. TU Dresden* 15 (1966) 5, 941-952.
- Schweiger, K.-H.: Beitrag zur Untersuchung der Durchlässigkeit fein- und grobkörniger Böden für Wasser und Mineralöl. *Wiss. Ztschr. TU Dresden* 16 (1967) 1, 161-167.
- Schweisfurth, R., und W. Zimmermann: Untersuchungen über die Einwirkung von Kraftstoffen und Wasser und Boden. *Archiv Hygiene und Bakteriologie* 144 (1960) 5, 411-420
- Schwille, F.: Die „hydrologischen“ Grundlagen für die Untersuchung, Beurteilung und Sanierung von Mineralölkontaminationen des Untergrundes. *Dt. gewässerkundl. Mitt. Koblenz* 8 (1964) 1, 1-16.
- Schwille, F.: Die Kontamination des Untergrundes durch Mineralöle - ein hydrologisches Problem. *Dt. gewässerkundl. Mitt. Koblenz* 10 (1966) 6, 194-207.
- Schwille, F.: Das Verhalten von Mineralöl im Untergrund. Dargestellt anhand von Modellversuchen und Schadensfällen. *Internat. Konferenz „Schutz des Wassers vor Verunreinigung durch Erdöl und Erdölprodukte vom 4-6. November 1969 in Bratislava. Sammelbericht Bratislava* (1969).

- Schwille, F.: Die Migration von Mineralöl in porösen Medien. GWF (Wasser/Abwasser) **112** (1971) 307–311, 331–339, 465–472.
- Schwille, F., und Chr. Vorreyer: Durch Mineralöl „reduzierte“ Grundwässer. GWF (Wasser/Abwasser) **110** (1969) 1225–1232.
- Snyder jr., H. J.: Disposal of Waste Oil Refining Residues by Land Farming. EPA – 600/9 – 76–015 (1976) 195–205.
- Streng, D. R.: The Effects of Industrial Sludges on Landfill Leachates and Gas. EPA – 600/9 – 77 – 026 (1977) 41–54.
- Streng, D. R.: The Effects of the Disposal of Industrial Waste within a Sanitary Landfill Environment. EPA – 600/9 – 76 – 015 (1976) 51–70.
- Ströhl, G. W.: Über einen Fall weitreichender Grundwasserverunreinigung durch Pesticide und Detergentien. Gesundheitsing. **87** (1966) 108–114.
- Ströhl, G. W.: Beitrag zur Analyse ionischer Tenside. Z. analyt. chem. **239** (1968) 240–254.
- Stundl, K.: Beeinflussung von Bodenorganismen durch versickernde Treibstoffe. Österr. Wasserwirtschaft **10** (1958) 113–116.
- Swartzbaugh, J. T.: Co – disposal of Industrial and Municipal Waste in a Landfill. EPA – 600/9 – 78 – 016 (1978) 129–151.
- Tauchnitz, J., E. Goldberg, V. Kunze, W. Mahrla, R. Schnabel, K. Schöne, K. Riedel, W. Pietsch, R. Zierath, G. Olszak und H. Hennig: Zur Ablagerung der industriellen Abprodukte. 14. Mitteilung: Beitrag zur Ablagerung von Cr (VI)-Verbindungen in einer gemischten Schadstoffdeponie. Hercynia N. F., Leipzig **20** (1983) 1, 38–61.
- Tauchnitz, J. und H. Scholz: Erfahrungen und Schlußfolgerungen aus einem Jahr Praxis mit der 6. Durchführungsverordnung zum Landeskulturgesetz. die Technik **32** (1977) 693–696.
- Tauchnitz, J., O. Asperger, H. Hennig und H.-P. Kleber: Zur Ablagerung der industriellen Abprodukte. 12. Mitt. Zur Beeinflussung mikrobiellen Wachstums bei der Ablagerung von A- und B-Komponenten der Sypsur-Weichschaumproduktion. Z. ges. Hyg. **12** (1981) 282–290.
- Tauchnitz, J., H.-P. Böhm u. a.: Zur Ablagerung der industriellen Abprodukte. 2. Mitt. Abgrenzung reiner Schadstoffdeponien von gemischten Schadstoffdeponien. Hercynia N. F., Leipzig **16** (1979) 1, 81–93.
- TGL 11456, DDR-Standard: Baugrunduntersuchungen, Bohr- und Schürfarbeiten – Probenahme, Febr. 1963, verbindlich ab 1. 10. 1963.
- Weisflog, D.: Mikroskopische Untersuchungen über das Verhalten von Wasser und Schmieröl im porösen Medium. Dt. gewässerkundl. Mitt. Koblenz **10** (1966) 5, 158–165.
- Zimmermann, W., H. Krieger, R. Schweisfurth, R. Mertens und R. E. Heyl: Experimentaluntersuchungen über die Verschmutzung von Grundwasser durch Mineralölprodukte. Gas- und Wasserfach, München **105** (1964) 38, 1033–1038, 40, 1089–1092.
- Zimmermann, W., E. Rubelt und R. Schweisfurth: Experimentaluntersuchungen über die Verschmutzung von Grundwasser durch Mineralölprodukte, II. Teil. Gas- und Wasserfach, München **108** (1967) 32, 893–900.

Dr. rer. nat. J. Tauchnitz
 Dipl.-Geol. W. Mahrla
 Dipl.-Biol. G. Kiesel
 Dipl.-Chem. R. Schnabel
 Chem.-Ing. H. Böhm
 Prof. Dr. sc. nat. H. Hennig
 Karl-Marx-Universität Leipzig
 Sektion Chemie
 DDR - 7010 Leipzig
 Liebigstraße 18

Dipl.-Phys. G. Just
 Karl-Marx-Universität Leipzig
 Sektion Physik
 WB Geophysik
 DDR - 7010 Leipzig
 Talstraße