

NOTA 737

mei 1973

voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding
Wageningen

NN31545.0737

**BIBLIOTHEEK
STARINGGEBOUW**

VERONTREINIGING VAN BODEM EN GRONDWATER

BIJ VUILSTORTPLAATSEN

(EEN LITERATUURSTUDIE)

dr J. Hoeks

Nota's van het Instituut zijn in principe interne communicatie-
middelen, dus geen officiële publikaties.
Hun inhoud varieert sterk en kan zowel betrekking hebben op een
eenvoudige weergave van cijferreeksen, als op een concluderende
discussie van onderzoeksresultaten. In de meeste gevallen zul-
len de conclusies echter van voorlopige aard zijn omdat het
onderzoek nog niet is afgesloten.
Bepaalde nota's komen niet voor verspreiding buiten het Instituut
in aanmerking



22 DEC. 1987

JSN 140701 *

I N H O U D

	Blz.
1. INLEIDING	1
2. DE SAMENSTELLING VAN DE STEDELIJKE AFVALSTOFFEN	2
3. METHODEN VAN VUILVERWERKING	4
4. PROCESSEN IN EEN STORT	8
5. PERKOLATIEWATER UIT EEN STORT	10
6. ZUIVERING VAN HET PERKOLATIEWATER IN DE BODEM	16
a. Afbraak door micro-organismen	17
b. Adsorptie aan geladen klei/humus-complex	20
c. Oplossen en neerslaan	21
d. Dispersie	23
e. Diffusie	23
f. Filtratie	23
g. Verdunning met niet-verontreinigd grondwater	24
7. VERONTREINIGING VAN HET GRONDWATER	25
SLOTCONCLUSIES	31
LITERATUUR	33

1. INLEIDING

Met het toenemen van de bevolking begint ook de verwijdering van afvalstoffen een steeds groter probleem te worden, te meer daar de produktie van afvalstoffen per hoofd van de bevolking nog steeds blijft toenemen. Produceerden wij in 1970 nog 200 à 400 kg afval per inwoner per jaar, de prognose voor het jaar 2000 is dat we twee- tot driemaal zoveel zullen produceren, namelijk 350 à 750 kg per jaar (SVA, Jaarverslag 1970). Daarbij verandert de samenstelling van het stedelijk afval geleidelijk. Enkele tientallen jaren geleden bestonden de afvalstoffen nog hoofdzakelijk uit eenvoudige minerale stoffen en produkten van natuurlijke herkomst. Thans, met de opkomst van de chemische industrie, komen steeds meer synthetische produkten in het afval voor, zoals bijvoorbeeld plastics, die moeilijk afbreekbaar zijn. Andere schadelijke stoffen in het stedelijk afval zijn afkomstig van bijvoorbeeld verfstoffen, bestrijdingsmiddelen, schoonmaakmiddelen, afvalolie, medicamenten of produkten van de galvanische en elektronische industrie.

Het is gebruikelijk om de afvalstoffen in te delen in een aantal categorieën naar herkomst (SVA, 1972):

- a. stedelijk afval;
- b. industriële afvalstoffen, waarbij vooral bouw- en sloopafval kwantitatief belangrijk zijn;
- c. chemische afvalstoffen, waaronder te verstaan onder andere de afvalstoffen van de chemische en petrochemische industrieën;
- d. afvalstoffen van de agrarische industrie, zoals tuinvuil en veilingafval;
- e. mestoverschotten uit de bio-industrie;
- f. slib van rioolwaterzuiveringsinstallaties.

De grootste categorie wordt gevormd door het stedelijk afval, te weten meer dan 50 gewichtsprocenten van alle afvalstoffen. De samenstelling van deze stedelijke afvalstoffen is de laatste jaren vooral verandert als gevolg van de gestegen welvaart, de veranderde stookgewoonten en de toegenomen hoeveelheid plastics en elektronische apparatuur. Met name het toegenomen huishoudelijk gebruik van chemische middelen heeft tot gevolg dat de stedelijke afvalstoffen potentieel gevaarlijker zijn geworden voor het milieu.

2. DE SAMENSTELLING VAN DE STEDELIJKE AFVALSTOFFEN

Gegevens over de samenstelling variëren sterk en zijn afhankelijk van de plaatselijke situatie, de levensstandaard, het jaargetijde en de eventuele bijmenging van andere afvalstoffen. Men kan onderscheid maken tussen de fysische samenstelling en de chemische samenstelling. Enkele cijfers met literatuurvermelding zijn opgenomen in tabel 1 en 2.

Het vochtgehalte wisselt blijkbaar sterk.

In verband met de verschillende verwerkingsmethoden is het van belang te weten welk deel van het afval biologisch afbreekbaar of brandbaar is, en welk deel niet brandbaar is. Uit de cijfers in tabel 2 valt af te leiden dat ca. 70 % van de stedelijke afvalstoffen van organische aard is en dus verbrand kan worden. Na verbranding blijft de as over, die in gewichtsprocenten ongeveer 30 % is van de oorspronkelijke hoeveelheid afvalstoffen (op basis van droge stof). Dit betekent, dat ook bij verbranding een belangrijk deel als niet-brandbare rest zal moeten worden gestort.

De analyses zeggen nog weinig over het potentieel aan verontreinigende stoffen.

HUDGES et al (1971) vermelden cijfers die een betere indruk geven van dit potentieel aan verontreinigende stoffen in het stedelijk afval (tabel 3).

Tabel 1. Fysische samenstelling (gewichtsprocenten) van stedelijke afvalstoffen

Referentie	Papier	Organisch vuil	Stof, sintels en bouwafval	Metaal	Glas	Textiel	Plastic, rubber en leer	Hout, meubilair	Divertsen
Zajic, 1971	45,5	21,5	7,5	9,0	6,0	4,5	3,0	3,0	-
Solid Waste Management 1972 ¹⁾	60,0	15,0	2,1	8,0	8,0	0,5	3,9	1,5	1,0
Kaiser, 1967	4,6	-	22	8	10	3	4	7	-
Nead & Wilkie, 1972	50	20	7	8	8	2	3	2	-
Prognose voor Engeland over 10 jaar ²⁾	43	16	13	10	10	2	5	-	1
SVA, 1973	25	-	-	3	10	4	-	-	58
Min. of Housing and Local Governm., 1961	18,1	26,0	-	7,0	5,8	-	-	-	43,1
-	20,8	24,9	-	6,9	8,4	-	-	-	39,0
Gemiddeld	38,6	20,6	7,4	7,5	8,3	2,7	3,8	3,4	7,7

1) In: VAM 27 (nr 3), 1972

2) In: VAM 27 (nr 2), 1972

- niet apart bepaald

Tabel 2. Chemische samenstelling (gewichtsprocenten) van stedelijke afvalstoffen

Referentie	Vocht	Percentages betrokken op droge stof											
		kool- stof (C)	water- stof (H)	zuur- stof (O)	stik- stof (N)	zwavel (S)	fosfaat (P ₂ O ₅)	kali (K ₂ O)	glas keramiek	metaal	brand- baar	niet brand- baar	
Zajic, 1971	49,3	35,7	-	-	1,1	-	1,2	0,8	-	-	-	71,5	28,5
Kaiser, 1967	28,0	34,8	4,6	29,3	0,7	0,1	-	-	12,9	10,0	-	69,5	30,5
Prognose voor Engeland over 10 jaar ¹⁾	18,3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	62,8	37,2
Gemiddeld	31,9	35,3	4,6	29,3	0,9	0,1	1,2	0,8	12,9	10,0	-	67,9	32,1

1) In: VAM 27 (nr 3), 1972

Tabel 3. Gehalte aan milieubelastende stoffen in stedelijk afval
(FUNGAROLI et al, 1968, geciteerd door HUDGES et al, 1971)

Component	Gew.- %	Component	mg/gram
ruwe vezels	38,3	stikstof:	
vochtgehalte	18,2	vrij	0,02
as	20,2	organisch	1,23
vrij koolstof	0,57	oplosbaar in water:	
metalen:		Na	2,33
Al, Fe, Si	> 5,0	Cl	0,97
Ca, Mg, K	1,0-5,0	SO ₄	2,19
		COD	42,29
		fosfaat	0,15
		hardheid	10,12

3. METHODEN VAN VUILVERWERKING

De belangrijkste methoden van vuilverwijdering in Nederland zijn (VAM 28, nr 1, 1973)

- a. verbranden - ca. 22 %;
- b. composteren - ca. 16 % (waarvan VAM 13 %);
- c. storten - ca. 62 %.

Het storten is dus nog steeds de meest toegepaste methode. In ons land zijn meer dan 1000 legale stortplaatsen en nog even zovele of meer illegale stortplaatsen, die het landschap in ernstige mate ontsieren. Naast problemen van milieuhygiënische aard, zoals de mogelijke verontreiniging van water, bodem en lucht komt bij het storten ook het probleem van de beschikbare ruimte aan de orde. Momenteel bedraagt de hoeveelheid stedelijk afval ca. 4 000 000 ton per jaar, terwijl de jaarlijkse stijging ongeveer 2 à 3 gewichtsprocenten bedraagt. Voor deze hoeveelheid afval is een ruimte van ongeveer 150 ha per jaar nodig, als aangenomen wordt dat 75 % van het afval, dat is inclusief de reststoffen van verbranding en compostering, wordt gestort bij een storthoogte van 2,5 meter. Omstreeks het jaar 2000 zal deze benodigde oppervlakte zijn toegenomen tot ca. 350 ha per jaar, tenzij de verwerking van het afval zich sterker zou richten op verbranding en compostering, eventueel gecombineerd met recycling.

Bij de verbrandingsmethode wordt het gewicht van de niet-brandbare reststoffen gereduceerd tot 18 à 20 % en het volume tot 6 à 7 % van het oorspronkelijke. Met de moderne techniek is het mogelijk om de emissies van ongewenste verbrandingsgassen praktisch geheel te voorkomen. In de slak komt praktisch geen afbreekbaar organisch materiaal voor (ABRAHAMS, 1969) en ook het gehalte aan oplosbare anorganische verbindingen is gering. De hoeveelheid niet-brandbare reststoffen neemt echter geleidelijk toe, zodat ook in de toekomst een toenemend deel van de afvalstoffen gestort zal moeten worden.

Met name de wegwerpverpakkingen vormen een belangrijk deel van het stedelijk afval (VAN DER KUIL, 1972), namelijk ongeveer 30 %. Onderverdeeld naar de verschillende soorten is papier en karton het meest voorkomende verpakkingsmateriaal (15 - 17 %), daarna glas (6 - 8 %), blik (3 - 4 %) en kunststoffen (2,5 %). Dit verpakkingsmateriaal en vooral de toenemende hoeveelheid plastics veroorzaken een steeds hogere calorische waarde van het huishoudelijk afval, waardoor de verwerkingscapaciteit van de bestaande verbrandingsinstallaties minder wordt (tabel 4).

Tabel 4. Calorische waarde van enkele afvalstoffen
(VAN DER KUIL, 1972)

Soort afval	Calorische waarde in kcal/kg
Stedelijk afval:	
- een tiental jaren geleden	1200 - 1400
- momenteel	ca. 2 500
Papier (droog)	3 600
pvc	4 100
Polyethyleen	10 400

De kosten van verbranding zijn hoog, afhankelijk van de capaciteit van de verbrandingsinstallatie f 15,- à f 30,- per ton afval.

Het composteren van stadsvuil is in het verleden op grote schaal toegepast door een groot aantal gemeenten. Voor een efficiënte en

rendabele bedrijfsvoering is het echter noodzakelijk, dat compostering plaats vindt in grote eenheden. Dit is ook de reden, dat het aantal gemeentelijke compostbedrijven de laatste jaren sterk terugloopt (na de oorlog waren er 16, nu zijn er nog 7 over). Verwerking van afval tot compost in grote bedrijfseenheden vindt momenteel plaats op de VAM-bedrijven in Wijster en Mierlo. Deze twee bedrijven verwerkten in 1972 het afval van 62 gemeenten met een totaal inwonertal van 1 655 000 inwoners. In totaal werd ca. 450 000 ton afval verwerkt, dat is ongeveer 13 % van de stedelijke afvalstoffen. Het aantal gemeenten dat zich heeft aangesloten bij de VAM is vooral de laatste vijf jaar sterk toegenomen en de verwachting is, dat deze toename zich in de komende jaren zal voortzetten.

De composteertijd op de VAM-bedrijven bedraagt 8 maanden, hetgeen echter niet betekent, dat dan ook alle biologisch afbreekbaar materiaal is afgebroken. Voor sommige produkten is de afbraaksnelheid traag en bovendien is het moeilijk om de vochtvoorziening en de zuurstoftoevoer op elke plaats in de composthoop optimaal te houden, zodat ook in het residu nog wel composteerbare delen achterblijven. Gemiddeld kan thans 40-50 % van het op de VAM-bedrijven aangevoerde afval worden omgezet in compost. Gezien de wijzigingen in de samenstelling, is de verwachting dat in de toekomst het composteerbare deel verder zal afnemen en dat een toenemend deel als niet-composteerbare rest gestort zal moeten worden. Composteren geeft dus slechts een beperkte oplossing voor het totale afvalprobleem. De beschikbare ruimte voor het storten levert echter op dit moment nog geen enkel probleem voor de VAM. Van het ruim 200 ha-grote VAM-terrein in Wijster is tot nu toe slechts 75 ha effectief in gebruik als composteerruimte en stortplaats, en dat terwijl het VAM-bedrijf hier reeds in 1931 is begonnen.

De toepassing van compost voor verschillende doeleinden is in de loop der jaren drastisch gewijzigd. Werd de compost aanvankelijk praktisch geheel afgezet in de landbouw, later werd het meer en meer toegepast in de tuinbouw en de sierteelt en momenteel heeft rond 3/4 van de totale compostproduktie een recreatieve bestemming (bemsing van parken, plantsoenen, sportvelden, siertuinen, e.d.). Dit heeft tot gevolg gehad dat de kwaliteit fijner is geworden, terwijl

de prijs sterk is gestegen. Desondanks is er nog steeds een tekort aan compost en biedt de afzet geen problemen. De kosten van deze methode van verwerken belopen ca. f 20,- per ton afval.

Zoals reeds opgemerkt, is de verwachting dat ook in de toekomst grote hoeveelheden afval gestort zullen moeten worden. Volgens de SVA-prognoses zal zelfs in het jaar 2000 nog steeds meer dan de helft van de afvalstoffen worden gestort. Dit storten heeft meerdere bezwaren, om enkele te noemen: stank, rook, brandgevaar, stof, wegwaaiende rommel, concentratie van insecten, ratten en vogels, onesthetisch aanzien in het landschap, mogelijke verontreiniging van grondwater en oppervlaktewater, gebrek aan ruimte. Verschillende van deze bezwaren kunnen echter geheel of gedeeltelijk worden ondervangen, als men overgaat op een meer procesmatige verwerking van het afval op de stortplaats. Men gebruikt hiervoor de term 'gecontroleerd storten' (Engels: 'controlled tipping', Amerikaans: 'sanitary landfill'), waaronder wordt verstaan: 'het storten van afval op de bodem zodanig dat er een minimum aan milieuhygiënische bezwaren optreedt en zodanig dat de belt uiteindelijk na afsluiting een positieve functie krijgt in het landschap'. Hiertoe wordt het gestorte afval dagelijks vastgereden en afgedekt met grond, terwijl tevens een goed waterbeheer op en onder de stortplaats van het grootste belang is. Ter voorkoming van water- en bodemverontreiniging zou bijvoorbeeld kunnen worden gestreefd naar opvang van zowel het zijdelings afstromende water als van het perkolatiewater onder de stortplaats.

Er dient een goede controle uitgeoefend te worden op het particulier aangevoerde vuil, met name het industriële afval. Een belangrijk deel, en dit geldt vooral voor chemische afvalstoffen, mag niet zonder meer op de stortplaats terecht komen. Onderzoek zal moeten aantonen of de betreffende stoffen wel of niet gestort kunnen worden. Eventueel zullen alternatieve oplossingen moeten worden gegeven, bijvoorbeeld verbranden.

Momenteel wordt slechts 10 % van het stedelijk afval gestort volgens de methode van gecontroleerd storten, terwijl verreweg het grootste deel, ca 52 % ongecontroleerd wordt gestort (Amerikaans: 'open dumps').

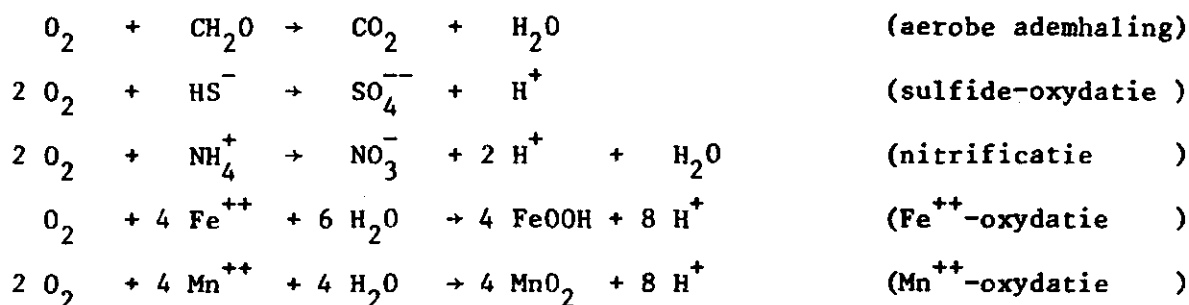
De kosten van storten zijn laag in vergelijking met composteren en verbranden. Het ongecontroleerd storten is vanzelfsprekend zeer goedkoop, maar is in de huidige omstandigheden niet meer toelaatbaar in verband met milieuhygiënische bezwaren. De kosten van gecontroleerd storten variëren tussen f 8,- à f 15,-, maar nemen af als in grotere eenheden kan worden gewerkt. Het streven is dan ook om te komen tot grotere samenwerkingsgebieden met een regionale stortplaats. De indeling, zoals die is gegeven door de SVA, verdeelt Nederland hiertoe in 83 samenwerkingsgebieden.

4. PROCESSEN IN EEN STORT

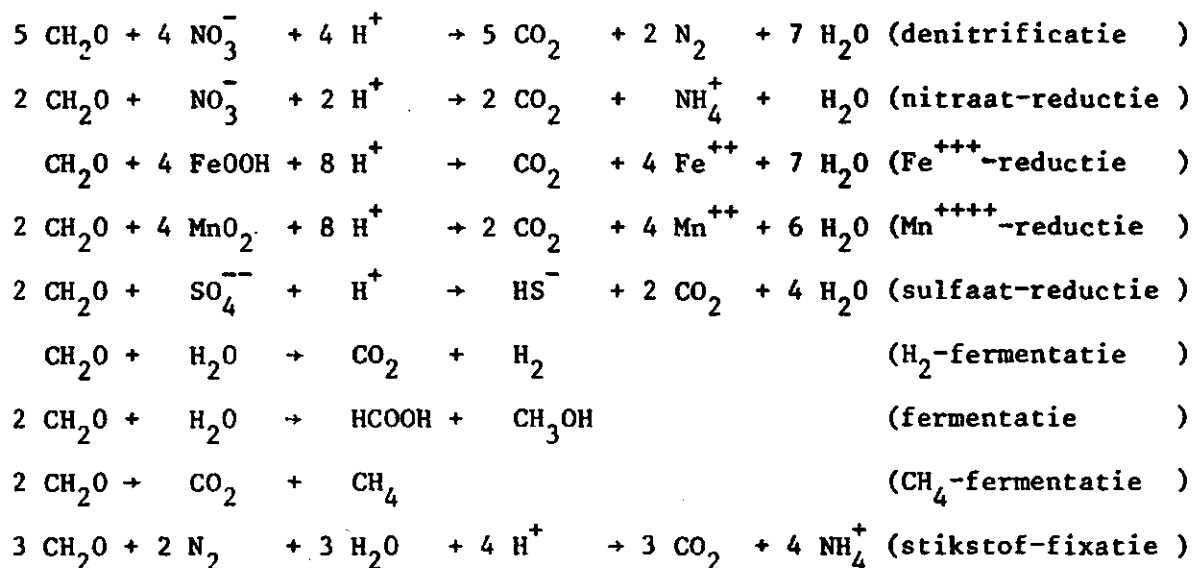
In het stort vinden verschillende fysische, chemische en biochemische processen plaats. Enerzijds zullen oplosbare anorganische en organische verbindingen in contact met water in oplossing gaan, anderzijds kunnen ze hieruit via chemische reacties, complexering of ionenuitwisseling weer neerslaan of gebonden worden. Dit laatste betekent, dat het in principe mogelijk moet zijn om door toevoeging van een of andere chemische verbinding aan het afval het oplossen van bepaalde ongewenste elementen, bijvoorbeeld zware metalen, tegen te gaan (MEAD and WILKIE, 1972).

In het stort vinden afbraakprocessen plaats, die al naar gelang de aan- of afwezigheid van zuurstof, aerob dan wel anaerob zullen verlopen. In het algemeen zal een anaerobe afbraak meer verontreinigende stoffen in het perkolatiewater opleveren dan een aerobe afbraak. In het volgende wordt een overzicht gegeven van reacties, die in aerob en anaerob milieu kunnen optreden:

Aerob



Anaerob



Aerobe afbraak levert stabiele eindprodukten, zoals CO_2 , NO_3^- , SO_4^{--} , H_2O en een betrekkelijk inert residu. Anaerobe afbraak daarentegen levert CH_4 , NH_4^+ , H_2 , alcoholen, organische zuren en andere onvolledig geoxydeerde organische stoffen, die een hoge BOD-waarde in het perkolatiewater veroorzaken. Metalen, zoals Fe^{+++} en Mn^{++++} worden gereduceerd tot Fe^{++} en Mn^{++} en zijn als zodanig goed oplosbaar.

Het is bekend, dat reeds korte tijd na het storten alle zuurstof in het stort verbruikt is en anaerobe omstandigheden intreden. De aanvankelijk aanwezige zuurstof wordt namelijk snel verbruikt bij de afbraak van vooral gemakkelijk oxydeerbare organische stoffen (voedselresten en tuinafval). Dit gebeurt des te sneller naarmate het gestorte afval meer verdicht is met bulldozers. Er blijft dan weinig lucht in het materiaal achter en de toevoer van zuurstof vanuit de atmosfeer wordt beperkt. Alleen aan het oppervlak en langs grote scheuren blijven aerobe zones bestaan.

5. PERKOLATIEWATER UIT EEN STORT

Of er perkolatiewater onder uit de belt zal lekken en hoeveel, is in de eerste plaats afhankelijk van het klimaat en het seizoen (neerslagoverschot of verdampingoverschot). Verder zijn ook factoren als de doorlatendheid van het afval en de afdeklaag van belang, daar deze de infiltratie van water in de belt bepalen.

De mate van verontreiniging van het perkolatiewater zal afhangen van de hoeveelheid oplosbare en afbreekbare stoffen in het afval en dus vooral van de aard en samenstelling van het gestorte materiaal (betreft het stedelijk afval, industrieel afval, chemisch afval, vers afval of reststoffen van compostering of verbranding). Het zal zonder meer duidelijk zijn, dat de reststoffen van compostering en vooral die van verbranding aanzienlijk minder organisch materiaal bevatten dan vers afval. De organische verontreiniging zal in dit geval dan ook veel lager zijn (lagere BOD- en COD-waarden). Wat de anorganische verbindingen in deze reststoffen betreft, deze zouden met name na verbranding in geoxydeerde vorm aanwezig zijn en daardoor gedeeltelijk onoplosbaar zijn geworden.

De meeste onderzoeken over het perkolatiewater van vuilstorten hebben uitgewezen dat de belangrijkste verontreinigende stoffen in het perkolatiewater zijn: organische stoffen met een hoog biochemisch en chemisch zuurstofverbruik, chloride, ijzer en ammoniak-N. Vele andere verbindingen kunnen, afhankelijk van de samenstelling van het afval, in variërende hoeveelheden voorkomen in het perkolaat. In tabel 5 zijn meerdere analyses van perkolatiewater uit verschillende onderzoeken bijeengebracht. De cijfers hebben vrijwel alle betrekking op stortplaatsen voor stedelijke afvalstoffen, waarbij slechts geringe hoeveelheden industriële afvalstoffen werden gestort, dat wil zeggen weinig chemische afvalstoffen, wel natuurlijk veel bedrijfsafval en puin.

Bij de vergelijking van de cijfers dient men te bedenken, dat er vele factoren zijn, die aanleiding kunnen geven tot verschillen in de analysecijfers:

Tabel 5. Samenstelling van het perkolatiewater op enkele stortplaatsen

Component	Literatuurreferentie									
	a		b		c		d		e	
	A: 12 jaar	B: 4 jaar	A: 1 jaar	B: 8 jaar	A: 1 jaar	B: 1 jaar	A: 5 jaar	B: 5 jaar	A	B
BOD ₅	151	80	1820	1880	-	-	-	-	32 400	7050
COD	-	-	-	-	45 100	21 200	-	-	-	7130
KMnO ₄	850	470	-	-	-	-	-	-	-	-
Cl	1340	550	657	225	4 010	585	2 240	-	-	-
SO ₄	428	13,7	-	50	944	-	630	-	630	1220
NH ₄	293	169	60	18	660	16,9	845	-	845	141
NO ₂	-	0,04	0,18	-	-	-	-	-	-	-
NO ₃	3	2,2	0,0	0,0	-	4,1	-	-	-	5
Orthofosfaat - mg PO ₄ /l	1,5	0,54	0,8	0,0	-	-	-	-	-	-
Hydrol.fosfaat- mg PO ₄ /l	0,77	0,61	-	-	-	-	-	-	-	-
Totaal fosfaat- mg PO ₄ /l	-	-	-	-	6,0	-	-	-	-	-
Fe	2,2	41,7	-	-	2 370	-	-	-	-	-
Totaal Fe	-	-	128	578	-	-	305	-	305	336
Mn	1,25	0,22	-	-	-	-	-	-	-	-
Ca	150	-	1040	186	-	-	-	-	-	-
Na	675	-	350	39	-	-	1 805	-	1 805	350
K	390	-	160	51	-	-	1 860	-	1 860	655
Geleidingsvermogen µS/cm	8350	4050	6280	2290	35 750	-	-	-	-	-
PH	7,1-8,2	7,3-7,7	-	6,49	-	6,0	5,6	-	5,6	5,9

a. KLOTTER and HANTGE (1969)

b. APGAR and LANGMUIR (1971)

c. SVA (1973)

d. SEITZ et al. (1972)

e. MEAD and WILKIE (1972)

- a. De samenstelling van het vuil en de chemische toestand waarin de verontreinigende stoffen daarin voorkomen.
- b. De storthoogte; het perkolaat zal meer verontreinigd zijn naarmate de laag afval waar het doorsijpelt, dikker is.
- c. De ouderdom van het stort; het perkolaat zal na verloop van tijd, als de belt meer uitgelopen raakt, minder verontreinigd zijn dan in de beginperiode direct na het storten. Ook uit de literatuur blijkt dat de concentraties van verontreinigende stoffen in het perkolaat vrij snel nadat het eerste water uit de belt gelekt is, een maximale waarde bereiken, waarna de concentraties geleidelijk afnemen. Bij experimenten op kleine schaal is gebleken dat dit uitloegproces vrij snel kan gaan. Dit is weergegeven in fig. 1 voor de BOD_5 -waarde van het perkolaat (MIN. OF HOUSING AND LOCAL GOVERNMENT, 1961).
- d. De contacttijd tussen het infiltrerende water en het vuil; als er kanalen in het vuil ontstaan zal hierlangs het water snel naar beneden getransporteerd worden. De contacttijd is dan kort en het perkolaat zal minder verontreinigd raken. De compactie van het afval in het stort is hierbij van belang.
- e. De hoeveelheid water die in de belt infiltreert; naarmate er meer perkolatiewater uit de belt lekt, zal er totaal veelal een grotere hoeveelheid stoffen in oplossing gaan, maar de concentraties in het perkolaat blijven lager.
- f. Fouten in de analyses zijn mogelijk omdat het veelal om hoge concentraties gaat waarbij meerdere interfererende componenten aanwezig kunnen zijn. Ook worden soms verschillende bepalingsmethodieken gevolgd waardoor de cijfers voor een bepaalde component moeilijk vergelijkbaar worden.
- g. Wijze van bemonsteren, bijvoorbeeld opvang van alle perkolatiewater of bemonstering via een filter direct onder het afval.

Er kan pas sprake zijn van perkolatiewater nadat het afval op veldcapaciteit is gekomen. Het vochtgehalte van vers aangevoerd vuil varieert nogal, maar schommelt gemiddeld rond ca. 30 gew. %.

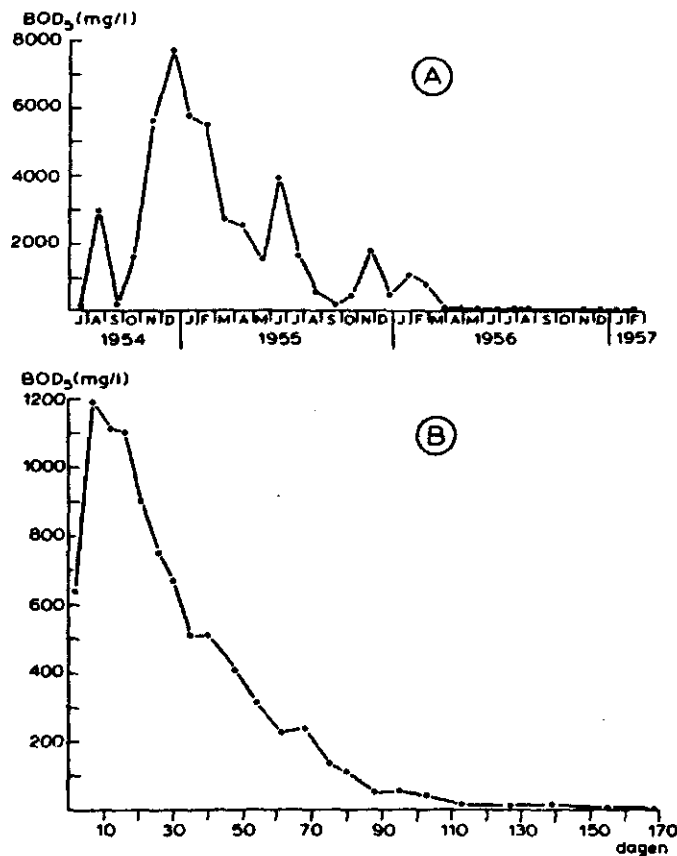


Fig. 1. Afname van de BOD_5 in het perkolatiewater van een vuilstortplaats (proefvak) als functie van de tijd (naar MIN. OF HOUSING AND LOCAL GOVERNMENT., 1961) A. Onder relatief droge omstandigheden met natuurlijke regenval; storthoogte ca. 1,5 meter. B. Onder natte omstandigheden (afval gestort in grondwater), doorstroomsnelheid ca. 11 mm/dag

Het vochtgehalte bij veldcapaciteit ligt in de orde van 60 %, zodat belangrijke hoeveelheden water kunnen worden opgenomen (bij de genoemde percentages is dit ongeveer 180 l water per m^3 gestort afval, dat is bij een storthoogte van bijvoorbeeld 1 m 180 mm water). In het rapport 'Pollution of water by tipped refuse' (MIN. OF HOUSING AND LOCAL GOVERNMENT., 1961) worden laboratoriumexperimenten besproken, waarbij bleek dat het afval ca. 1,5 inch water per foot afval kon bergen voordat perkolatiewater werd gevormd (d.i. ca. 123 mm per m afval). Volgens REMSON et al. (1968, p. 312) in Pennsylvania zou ca. 3 inches neerslag nodig zijn om het oorspronkelijke vochtgehalte van 1 foot afval op veldcapaciteit te brengen (d.i. 250 mm per m storthoogte).

Zij geven voor veldcapaciteit op: ca. 29 vol. % dat is bij een s.g. = 0,6 ca. 48 gew. %. HUGHES, LANDON and FARVOLDEN (1971, p. 41) geven hiervoor op 35 vol. %, dat is ca. 57 gew. %.

Gezien de hoeveelheden water die het afval nog kan opnemen, is het duidelijk dat het enige tijd zal duren voordat het eerste perkolatiewater uittreedt; dit zal zeker enkele maanden duren. Wil men op een stort dus voorkomen dat er überhaupt perkolatiewater gevormd wordt, dan dient een laag vuil bijvoorbeeld binnen 3 maanden te worden afgedekt met een ondoorlatende kleilaag of eventueel een nieuwe laag vers afval. Uiteindelijk, als er niet meer gestort wordt, moet de gehele belt worden afgedekt met een afsluitende, ondoorlatende kleilaag.

Verwerkt men op de stortplaats tevens rioolslib of drijfmest, dan worden hiermee natuurlijk belangrijke hoeveelheden water in het stort gebracht en zal, afhankelijk van de verwerkte hoeveelheden, reeds op korte termijn of misschien direct al perkolatiewater uit het stort lekken.

Zoals reeds eerder vermeld is de hoeveelheid perkolaat sterk afhankelijk van de klimatologische, topografische en hydrologische condities ter plaatse. Met gegevens over neerslag, verdamping, oppervlakkige afvoer en kwel of inzijging kan een waterbalans opgesteld worden. Om een indruk te geven van hoeveelheden perkolatiewater worden hier de volgende cijfers vermeld:

Tabel 6. Enkele gegevens over de hoeveelheid perkolatiewater

Vuilstortplaats	Hoeveelheid perkolaat	Opmerkingen
SVA (1973) Stort Delden	1970 : 68,3 - 95,2 mm/j 1971 : 51,6 - 52,1 mm/j	9,5-13,3 % van neerslag 10,5-10,6 % van neerslag (N.B. twee droge jaren) na 4 maanden eerste perkolaat
KLOTTER & HANTGE (1969) ¹⁾		
- deponie A	1967/68: ca. 0,43 mm/d (= ca. 157 mm/j)	storthoogte 10 m, ouderdom 12 jaar
- deponie B	1967/68: ca. 1,47 mm/d (= ca. 537 mm/j)	storthoogte 5 m, ouderdom 4 jaar; extra veel perkolaat door zijdelingse toevoer van water uit de wanden van de steengroeve
MIN. OF HOUSING AND LOCAL GOVERNMENT. (1961, p. 11)	1955 : 222 mm/j 1956 : 295 mm/j	39,2 % van de neerslag 42,9 % van de neerslag
HUGHES, LANDON & FARVOLDEN (1971)		
- Old Dupage Landfill	1968/69: 396 mm/j	ca. 55 % van de neerslag
- Winnetka Landfill	1968/69: 396 mm/j	ca. 44 % van de neerslag
- Elgin Landfill	1968/69: ca. 380 mm/j	ca. 57 % van de neerslag
- Woodstock Landfill	1968/69: ca. 300 mm/j	ca. 49 % van de neerslag

¹⁾ De concentraties van verontreinigende stoffen waren in het perkolatiewater van deponie A belangrijk hoger dan bij deponie B

De hoeveelheid perkolatiewater vertoont een duidelijke seizoensvariëatie. In de zomer, als de verdamping hoog is, vormt het perkolatiewater slechts een gering percentage van de neerslag; in de winter daarentegen worden veel hogere percentages gevonden. Het stort vertoont een duidelijke buffering. Een hoge neerslag in een bepaalde maand kan ook in de daaropvolgende maand nog een grote hoeveelheid perkolatiewater geven.

Met behulp van deze gegevens, gekoppeld aan de concentraties in het perkolaat, kan een, overigens zeer ruwe, schatting worden gemaakt van de hoeveelheid verontreinigende stoffen die per jaar uit het stort lekt (tabel 7).

Tabel 7. Uitspoeling van enkele componenten uit een stort in
kg/ha.jaar

Component (in kg/ha.j)	KLOTTER & HANTGE (1969)		HUGHES et al. (1971)	SVA (1972)
	deponie A (12 jaar)	deponie B (4 jaar)	Winnetka Landfill	Delden (2 jaar)
COD	-	-	459	22 000
BOD ₅	237	430	-	11 000
BOD ₂₀	-	-	315	-
Cl	2100	2950	2100	2 000
SO ₄	671	73,5	3	500
NO ₃	4,7	11,8	1,2	-
NH ₄	460	908	-	300
Fe	3,5	224	33	1 250
fosfaat (P ₂ O ₅)	3,6	4,3	8,2	4
Na	1060	-	1050	-
K	610	-	660	-
Ca	236	-	327	-

- = niet bepaald

6. ZUIVERING VAN HET PERKOLATIEWATER IN DE BODEM

Bij transport van het perkolatiewater door de bodem kan onderscheid worden gemaakt tussen het transport in de onverzadigde zone boven het grondwater (meestal verticaal transport) en het transport in de verzadigde zone beneden de grondwaterspiegel (overwegend horizontaal transport hoewel ook verticaal transport mogelijk is). Tijdens dit transport door de bodem zullen als regel de concentraties van de verontreinigende stoffen afnemen door:

- a. afbraak door micro-organismen (aeroob of anaeroob);
- b. adsorptie aan geladen klei- en/of humusdeeltjes;
- c. oplossen of neerslaan, naar gelang van de pH, aanwezige complexerende ionen, en dergelijke;

- d. dispersie als gevolg van het heterogene poriënstelsel in de grond;
- e. diffusie;
- f. filtratie, waarbij de bodem werkt als een filter en de zwevende bestanddelen uitgefilterd kunnen;
- g. verdunning met niet verontreinigd grondwater dat van elders wordt aangevoerd.

Ad a. Afbraak door micro-organismen

Het betreft hier in de eerste plaats de afbraak van organisch materiaal. In aerob milieu wordt dit geoxydeerd tot CO_2 , H_2O en stabiele humusverbindingen. De afbraak in anaerob milieu verloopt aanzienlijk trager en levert bovendien afbraakprodukten die een hoge BOD hebben, bijvoorbeeld organische zuren, alcoholen, CH_4 en NH_3 . Is de bodem onder het stort aanvankelijk nog aerob, na doorstroming met perkolatiewater met hoge BOD-waarden zal de situatie hier in het algemeen spoedig anaerob worden met het gevolg, dat de BOD van het perkolaat tijdens de infiltratie weinig afneemt (zie fig. 2), misschien zelfs wel iets toeneemt door de anaerobe afbraakprocessen. Als de grondwaterstand diep is, en dus de onverzadigde zone dik, dan is het mogelijk dat de zuurstoftoevoer door de bodem vanuit de atmosfeer zo groot is dat op grotere diepte aerobe afbraak mogelijk is. In dat geval kaner onder het stort een behoorlijke afbraak plaatsvinden en zal de BOD van het perkolatiewater afnemen. Aangezien de zuurstof vooral via de grond naast de belt moet worden aangevoerd zal ook de oppervlakte van de belt mede bepalen of midden onder de belt anaerobe dan wel aerobe omstandigheden zullen heersen.

Behalve de afbraak van organische stoffen zijn er ook een aantal anorganische verbindingen die al naar gelang de zuurstofspanning in de grond overgaan in geoxydeerde of gereduceerde toestand. Enkele reacties, bijvoorbeeld voor S, N, Fe, Mn, werden gegeven op pag. 9. Sommige van deze reacties verlopen puur chemisch, terwijl andere duidelijk bewerkstelligd worden door micro-organismen (S-oxydatie: Thiobacillus, Beggiota, Thiothrix; Fe-oxydatie: Ferrobacillus, Gallionella, Leptothrix; Fe- en Mn-reductie: heterotrofe facultatief anaerobe bacteriën; SO_4 -reductie: Desulfovibrio; CH_4 -produktie:

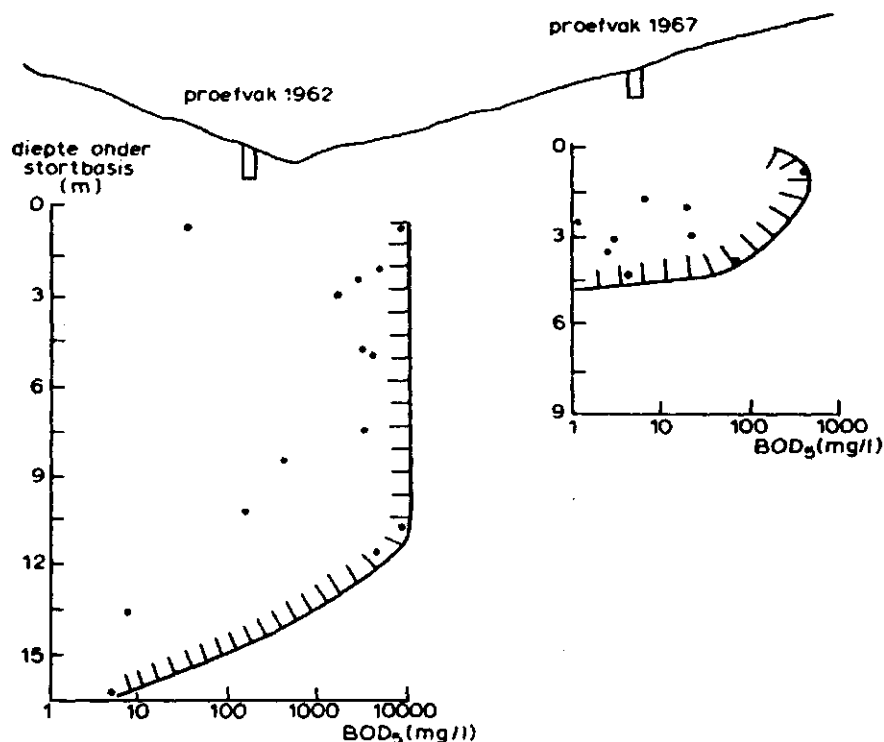


Fig. 2. Verloop van de BOD_5 in de bodemplossing als functie van de diepte onder twee proefvakken van respectievelijk 1962 en 1967 (naar APGAR & LANGMUIR, 1971)

methaanbacteriën; zie ook PARR, 1966). Wanneer deze reacties optreden en hoe snel ze verlopen zal afhangen van de redoxpotentiaal. De afbraaksnelheid van de organische stof is hierbij van belang.

Uit fig. 3 blijkt duidelijk dat er onder een stort anaerobe omstandigheden kunnen voorkomen (zie redoxpotentiaal). Het is waarschijnlijk dat de redoxpotentiaal onder de door Apgar & Langmuir onderzochte stortplaatsen in werkelijkheid zelfs nog lager geweest is, gezien de overige metingen (hoge BOD tot grote diepte, hoog NH_4 -gehalte). Zij bepaalden de redoxpotentiaal in watermonsters opgepompt uit filters onder het stort en het is zeker mogelijk dat het water tijdens het oppompen in contact is gekomen met zuurstof.

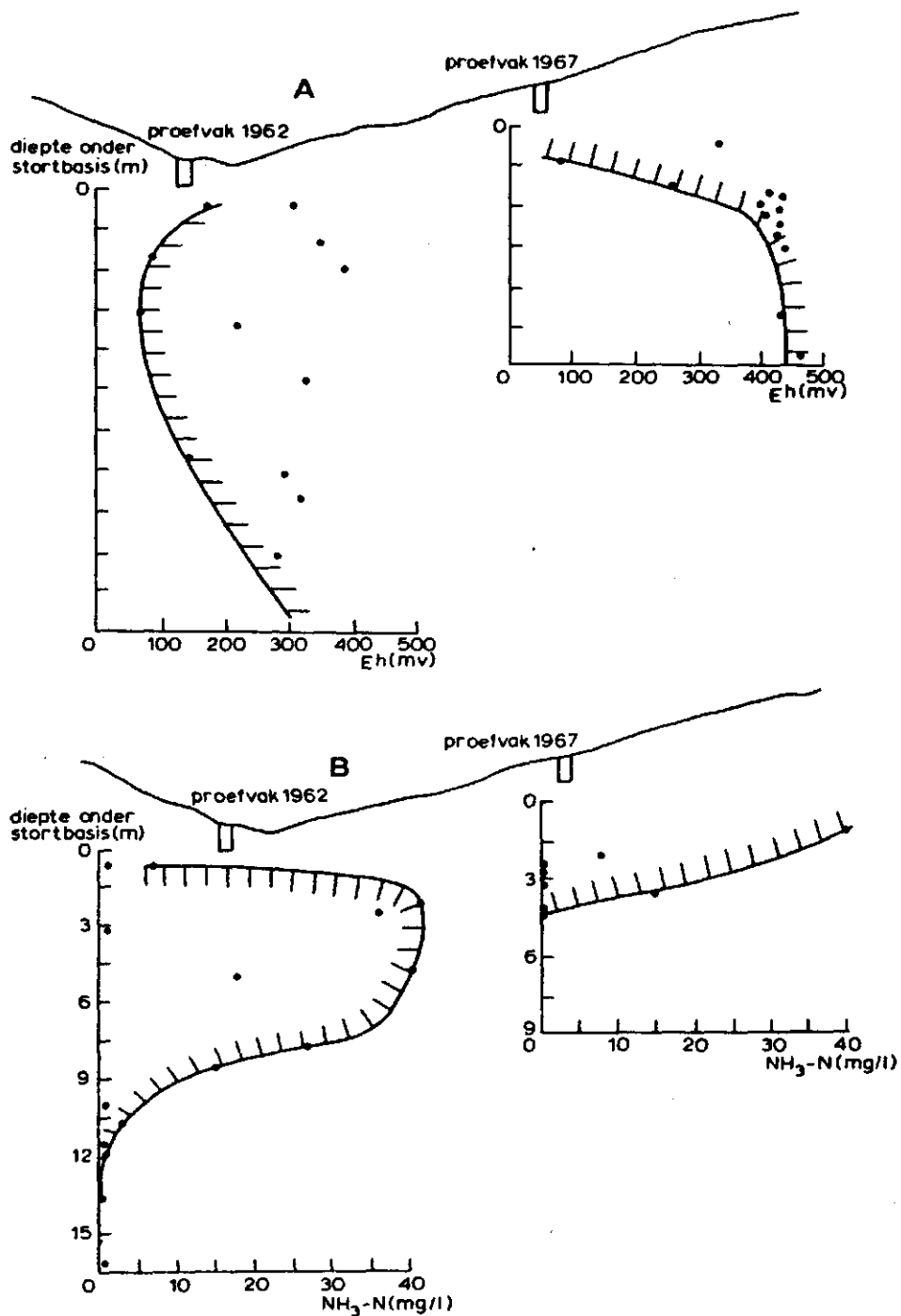


Fig. 3. Verloop van de redoxpotentiaal E_h (A) en de NH_3-N -concentratie (B) in de bodemoplossing als functie van de diepte onder twee proefvakken van respectievelijk 1962 en 1967 (naar APGAR & LANGMUIR, 1971)

Ad b. Adsorptie aan geladen klei/humus-complex

Het belang van dit proces hangt sterk samen met de C.E.C. (cation exchange capacity) van de grond en dus met het lutumgehalte en de aard van de klei (illiet, kaolinit, vermiculiet, montmorilloniet) en het organische stofgehalte. Adsorptie is voornamelijk van belang voor kationen. In verhouding hiermee is de anionenadsorptie gering (weinig positief geladen oppervlakken). Met name bij verontreiniging met zware metalen kan dit adsorptieproces effectief zijn, omdat deze metalen vaak in lage concentraties aanwezig zijn terwijl ze door hun hoge valentie sterk preferent geadsorbeerd worden. APGAR & LANGMUIR (1971) vonden dat de basenverzadiging in gronden die verontreinigd waren met perkolatiewater duidelijk hoger was dan in niet-verontreinigde gronden. Uit hun gegevens blijkt ook dat het Cl-ion (wordt niet geadsorbeerd) sneller door de bodem getransporteerd wordt dan het Fe-ion: Cl was tot op een diepte van 40 à 50 ft getransporteerd, het Fe-ion slechts tot een diepte van 20 à 25 ft. De adsorptiecapaciteit van deze gronden was vrij gering, namelijk 2 à 5 meq/100 gram.

Van belang is tevens de contacttijd tussen het perkolatiewater en de grond. Bij de landbehandeling van afvalwater, bijvoorbeeld met afvalwater van de aardappelmeelindustrie, is deze contacttijd veelal tekort om een evenwichtsinstelling te krijgen (DE HAAN & BEUING, 1972). Daarnaast kan in een sterk gestructureerde grond, vooral bij scheurvorming, het water snel langs de grotere gangen en scheuren in de ondergrond verdwijnen. Het water komt dan slechts met een beperkt deel van de grond in contact en de contacttijd is kort. Bij vuilstortplaatsen daarentegen wordt het perkolatiewater hoofdzakelijk gevormd door het neerslagoverschot, als er tenminste geen vloeibare afvalstoffen worden gestort. De hoeveelheid perkolatiewater is dan ook veel geringer, zodat de transportsnelheid door de bodem kleiner is en de contacttijd langer.

In hoeverre een kation effectief uit het perkolatiewater verwijderd kan worden door adsorptie hangt tevens af van de concentraties van de concurrerende ionen. Na enige tijd zal het adsorptiecomplex in evenwicht gekomen zijn met de concentraties in het perkolaat en

vanaf dat moment zal het bodemfilter 'doorslaan'. Dit betekent dus dat het adsorptieproces slechts tijdelijk effectief is uit oogpunt van zuivering. Indien de concentraties echter zeer laag zijn, terwijl juist de valentie en dus de preferentie van het betreffende ion hoog is (bijv. zware metalen) dan kan dit adsorptieproces zeer langdurig een effectieve zuivering bewerkstelligen.

Een bijzondere vorm van adsorptie kan zich voordoen bij de kationen K en NH_4 . In bepaalde gevallen kunnen deze namelijk worden ingebouwd in het kristalrooster van kleiplaatjes (fixatie), waarbij een zeer krachtige binding optreedt. Vooral op zware kleigronden kan dit proces, ook kwantitatief, belangrijk zijn.

Ad c. Oplossen en neerslaan

Teneinde voorspellingen te kunnen doen over de oplosbaarheid van anorganische verbindingen in de grond is het noodzakelijk om aan te nemen dat er in de grond een aantal goed-gedefinieerde moeilijk oplosbare verbindingen kunnen voorkomen, zoals $CaCO_3$, $Ca_5OH(PO_4)_3$ (hydroxyapatiet), $Ca_5F(PO_4)_3$ (fluorapatiet), $FeCO_3$, Fe - en $AlPO_4$, hydroxyden en andere.

De chemische evenwichten in de bodem worden grotendeels bepaald door de pH. Afhankelijk van de pH kan aan de hand van bekende evenwichtsconstanten worden berekend in welke vorm het carbonaat-ion overwegend voorkomt, CO_3^{2-} of HCO_3^- ; evenzo voor het fosfaat-ion, PO_4^{3-} , HPO_4^{2-} of $H_2PO_4^-$. Met behulp van de concentraties van de kationen en de oplosbaarheidsprodukten kunnen dan de concentraties in de bodemoplossing worden berekend.

Voor de kationen Fe en Mn (evenals vele andere zware metalen) is ook de aeratietoestand van de bodem van belang voor de oplosbaarheid. Onder anaerobe omstandigheden gaan deze ionen over in gereduceerde vorm en worden daardoor beter oplosbaar. Treedt echter tevens reductie van sulfaat op, dan is vastlegging in de vorm van zeer moeilijk oplosbare sulfiden mogelijk. Enkele slecht oplosbare sulfiden zijn bijvoorbeeld HgS , CuS , PbS en CdS (zie tabel 8).

Tabel 8. Oplosbaarheid van enkele zware metalen in anaerobe sulfide afzettingen (naar HALL, 1972)

Metaal	Oplosbare vorm	Oplosbaarheid van sulfide (molair)	
		pH 2,5	pH 6,5
Arsenicum	HAsO_2	$10^{-10,2}$	$10^{-14,2}$
Cadmium	Cd^{2+}	$10^{-6,5}$	$10^{-17,2}$
Kobalt	Co^{2+}	0,2	$10^{-11,4}$
Koper	Cu^{2+}	$10^{-15,5}$	$10^{-26,2}$
IJzer	Fe^{2+}	hoog	$10^{-7,0}$
Lood	Pb^{2+}	$10^{-7,5}$	$10^{-18,2}$
Kwik	Hg^{2+}	$10^{-32,4}$	$10^{-43,1}$
Nikkel	Ni^{2+}	0,8	$10^{-10,8}$

Een ander proces, dat lijkt op een chemische reactie, is chemisorptie. Dit komt bijvoorbeeld voor bij het fosfaat-ion. Hierbij wordt het fosfaat-ion geadsorbeerd aan de positief geladen oppervlakken van kleiplaatjes, maar de binding is zo sterk dat uitwisseling tegen andere anionen vrijwel uitgesloten is (het ion wordt ingebouwd in het kristalrooster van de kleiplaatjes, enigszins vergelijkbaar met K-fixatie). De binding is sterker dan op basis van electrostatistische aantrekkingskrachten verwacht kan worden, maar minder sterk dan bij een echte chemische binding.

Ten aanzien van het fosfaat-ion blijkt het neerslaan in de vorm van moeilijk oplosbare verbindingen (Ca-, Fe- en Al-fosfaat), en eventueel ook de chemisorptie een zeer effectieve zuivering teweeg te brengen. DE HAAN & BEUVING (1972) beschrijven experimenten met aardappelmeelafvalwater, waarbij zij een zuivering vonden van zelfs meer dan 99 %. APGAR & LANGMUIR (1971) vonden dat de concentratie van oplosbaar fosfaat in de bodemoplossing zelfs lager was geworden nadat er perkolatiewater van een vuilstort doorheen geperkoleerd was. Dit is mogelijk veroorzaakt door vastlegging in de vorm van Fe- en Al-fosfaten (hoog Fe-gehalte in het perkolaat).

Ad d. Dispersie

Als gevolg van het heterogene poriënstelsel in de grond treedt dispersie op, hetgeen aanleiding is tot nivellering van concentratieverschillen. Het water wordt door de grotere poriën sneller getransporteerd dan door de kleine poriën. Dringt het perkolatiewater van een vuilnisbelt dus in de grond dan zal het via de grotere poriën sneller naar beneden stromen dan door de kleine. Op zekere diepte zal daardoor de concentratie in een grote porie op een gegeven moment groter zijn dan in een kleine porie. Hierdoor wordt een zekere mate van verdunning bewerkstelligd, en dit resulteert in lagere concentraties. Uiteraard is dit dispersie-effect afhankelijk van de stroomsnelheid van het perkolatiewater.

Ad e. Diffusie

Het diffusie-effect is eigenlijk geheel vergelijkbaar met het dispersie-effect, want het resulteert eveneens in een nivellering van concentratieverschillen. Bij diffusie is het concentratieverschil aanleiding tot transport van de beschouwde component. Welke van de twee effecten het belangrijkste is hangt af van de stroomsnelheid van het water. Vaak ook worden beide processen tezamen beschouwd en spreekt men alleen van dispersie, waarbij stilzwijgend wordt aangenomen dat de diffusie hierin begrepen is.

In verhouding tot de massastroming, dat is het meesleuren van de opgeloste stoffen met de carriër (i.c. het water), is de diffusie, dat is het transport van de opgeloste stoffen ten opzichte van de carriër, vrij gering. Bij het transport van gassen in de bodem ligt dit geheel anders, daar is juist de diffusie de belangrijkste vorm van transport.

Ad. f. Filtratie

Zwevende vaste bestanddelen en mogelijk ook bacteriën (denk aan pathogene bacteriën) kunnen bij filtratie van het perkolatiewater door de bodem worden opgevangen en vastgehouden in het bodemfilter. Een essentiële factor hierbij is de korrelgrootteverdeling en de

poriëndistributie van de grond en natuurlijk ook de deeltjesgrootte van de verontreinigende stoffen. De kleinste poriën in grond zijn in de orde van 20μ in diameter. Aangezien bacteriën echter in grootte variëren van $0,5 - 5 \mu$, terwijl virussen gemiddeld nog hondermaal kleiner zijn, is het niet waarschijnlijk dat deze micro-organismen in belangrijke mate uit het perkolaat gefiltreerd worden door dit mechanisme. In geaggregeerde gronden met een hoog lutumgehalte kunnen waarschijnlijk veel kleinere poriën voorkomen en zal het bodemfilter misschien effectiever zijn.

Bacteriën en virussen kunnen echter ook geadsorbeerd worden aan positief geladen kleioppervlakken; dit zou sterk samenhangen met de pH (HUTCHINSON, 1972). De verwijdering van virussen blijkt in het algemeen wel samen te hangen met het lutum- en siltgehalte en de C.E.C., maar er is toch ook een duidelijke samenhang gevonden met de korrelgrootte. Dit laatste wijst weer op het filtratiemechanisme.

Verscheidene onderzoeken (MIN. OF HOUSING AND LOCAL GOVERNMENT, 1961; HUTCHINSON, 1972) uitgevoerd bij vuilstortplaatsen, bij beerputten en bij vloeivelden voor rioolwater hebben aangetoond, dat bacteriën (met name E. Coli) en ook virussen in de bodem zeer effectief worden verwijderd uit het perkolatiewater. Dit vindt plaats door filtratie, adsorptie, competitie en antagonistische werking van andere micro-organismen en door biologische afbraak. Over het algemeen zijn deze processen effectiever in de onverzadigde, aerobe zone dan in de verzadigde zone.

Ad g. Verdunning met niet-verontreinigd grondwater

Zodra het perkolatiewater het grondwater bereikt, zullen de concentraties van de verontreinigende stoffen veranderen. Belangrijk is hoeveel perkolatiewater per tijdseenheid aan het grondwater wordt toegevoerd en hoe snel de grondwaterstroming en dus de aanvoer van niet-verontreinigd grondwater is. Aanvankelijk zal alleen het bovenste grondwater verontreinigd worden. Later ook het diepere grondwater. Voor dit laatste is belangrijk welke drukverschillen er zijn tussen het diepere en het ondiepe grondwater. In een infiltratiegebied dringt de verontreiniging sneller door naar diepere lagen dan

in gebieden met vrijwel geen verticale drukverschillen. In kwelgebieden daarentegen is te verwachten dat het diepere grondwater in het geheel niet verontreinigd wordt. Hier wordt alleen het bovenste grondwater verontreinigd en dit zal in horizontale richting worden afgevoerd en in het oppervlaktewater terecht komen.

7. VERONTREINIGING VAN HET GRONDWATER

Uit het voorgaande is al gebleken dat stromingsrichting en stroomsnelheid van het grondwater belangrijke factoren zijn voor het transport, zowel horizontaal als verticaal (kwelgebied of infiltratiegebied), en het al dan niet aanwezig zijn van storende, ondoorlatende lagen in het profiel. Voor een beoordeling van de te verwachten effecten van een vuilstort op de kwaliteit van het grondwater is een hydrologisch en geohydrologisch onderzoek van de stortplaats met directe omgeving onontbeerlijk.

Als gevolg van lokale verschillen in hydrologische en geohydrologische kenmerken zijn de in de literatuur beschreven onderzoeken dan ook nauwelijks met elkaar te vergelijken. De sterk uiteenlopende resultaten onderschrijven het belang van de hydrologische kenmerken. Bij een vergelijking moeten bovendien de klimatologische verschillen zoals de verdeling van neerslagoverschotten over het jaar, in beschouwing worden genomen.

Voor het aantonen van grondwaterverontreiniging kan men grondwatermonsters laten analyseren op een groot aantal verbindingen, bijvoorbeeld het hele scala zoals dat voorkomt in het perkolatiewater: COD, BOD, KMnO_4 -getal, pH, geleidingsvermogen, Cl, SO_4 , NH_4 , NO_2 , NO_3 , totaal N, organisch N, orthofosfaat, polyfosfaat, totaal fosfaat, Fe, Mn, Ca, Na, K, hardheid, zware metalen, en andere. Voor een eerste globale indruk over de mate en de omvang van de verontreiniging is dit een vrij dure werkwijze en vaak wordt er daarom een keuze gemaakt uit de verschillende bepalingen. Men bepaalt dan alleen die verbinding of dat ion, dat kan worden beschouwd als een goede tracer, terwijl zo mogelijk de bepaling eenvoudig is. EXLER (1972) heeft hiertoe twee bepalingen uitgevoerd, namelijk de bepaling van het

elektrisch geleidingsvermogen van het grondwater en de temperatuur van het grondwater. Hij geeft hiervoor de volgende toelichting: 'Uit enkele metingen was gebleken dat het chloridegehalte van het perkolatiewater vrij hoog was. Aangezien dit ion overheerste hing het geleidingsvermogen nauw samen met het Cl-gehalte. Bovendien wordt het Cl-ion niet geadsorbeerd of afgebroken in de bodem, de concentratie neemt alleen af tengevolge van verdunning en dispersie. Dit betekent dat de Cl-concentratie en dus ook het geleidingsvermogen een goede tracer is voor het vaststellen van verontreiniging'. Ten aanzien van de temperatuurmetingen merkt hij op dat deze alleen een indicatie geven op korte afstand van het stort. De warmte vrijgekomen bij exotherme reacties in het stort, doet de temperatuur van het grondwater onder het stort oplopen (meting in januari 1967 gaf een temperatuur van 19°C). Met toenemende afstand wordt deze warmte echter snel afgegeven aan de omgeving. Volgens SWALES & DAVIDSON (1972) zou ook K een goede indicator zijn om de verontreiniging van vuilstorten te traceren. Stelt men echter de eis - en dat moet (!) - dat een tracer-ion in de bodem aan geen enkele reactie mag deelnemen (dus geen adsorptie, geen aerobe of anaerobe omzettingen, geen of geringe opname als voedingselement in micro-organismen of plantewortels), dan moet de conclusie zijn dat het K-ion niet geschikt is als tracer wegens adsorptie en opname als voedingselement. Van de in het perkolatiewater voorkomende stoffen is het Cl-ion het enige ion dat aan de gestelde voorwaarden voldoet. De meting van het Cl-gehalte, en als dit niet te laag is ook het geleidingsvermogen, is de enig goede indicator om aan te tonen hoever de verontreiniging maximaal is voortgeschreden.

Een snelle, maar globale indruk van het geleidingsvermogen van het grondwater krijgt men met behulp van geo-elektrische metingen. Hierbij bepaalt men de weerstand van de bodem in situ, dus van de vaste fase en de vloeibare fase tezamen. Door het invoeren van formatiefactoren, die ofwel exact worden bepaald ofwel geschat aan de hand van de profielopbouw (diepboringen), kan uit de gemeten weerstand de weerstand van het grondwater worden berekend. Bij deze methode van weerstandsmetingen kunnen de elektroden op het aardoppervlak worden opgesteld; men kan hiermee gegevens verkrijgen tot zeer

grote diepte (VAN DAM, 1967; CSONKA, 1967).

Voor het vaststellen van kleine verschillen in Cl-gehalte is deze methode echter minder geschikt. Beter is dan de methode beschreven door WIT & WIJNSMA (1970). De elektroden, die in de grond gebracht worden, zitten hier op vrij korte afstand van elkaar. Het bezwaar van de eerste methode, dat er vele verschillende bodemlagen in het elektrische veld aanwezig kunnen zijn, is hiermee vervallen. Het nadeel is echter dat hoogstens een diepte van 10 à 15 meter bereikt kan worden.

Wil het geleidingsvermogen een goede maat zijn voor het Cl-gehalte dan moet dit hoger zijn dan 1450 mg/l. Bij lagere gehalten treedt een aanzienlijke spreiding op als het Cl-gehalte wordt uitgezet tegen het geleidingsvermogen (WIJNSMA & WIT, 1972). Gezien de chloridegehalten in het perkolatiewater lijkt daarom de conclusie te moeten zijn, dat in veel gevallen de verschillen in chloridegehalte in het grondwater te klein zijn om deze geo-elektrische metingen met succes te kunnen toepassen. Wordt echter nog dagelijks vers afval aangevoerd, dan kan het perkolaat zoveel Cl bevatten dat dit in het grondwater aantoonbaar is met geo-elektrische metingen. Daalt de concentratie in het grondwater echter sterk door verdunning, bijvoorbeeld beneden de 1000 mg/l, dan moet de toepasbaarheid van deze methode worden betwijfeld, zeker als de elektroden op de bodemoppervlak zijn geplaatst en ook plaatselijke weerstandsverschillen van de diverse grondlagen de meting beïnvloeden. Wordt het stort afgesloten en geen vers afval meer aangevoerd, dan blijkt de Cl-concentratie in het perkolaat snel te dalen. Geo-elektrische metingen zullen daarom weinig geschikt zijn om de grondwaterverontreiniging bij een afgewerkte stortplaats vast te stellen.

Enkele gegevens over het Cl-gehalte in het grondwater bij stortplaatsen worden ter illustratie vermeld in onderstaande tabel 9.

Hoewel de gehalten in het algemeen niet hoog genoeg zijn om de methode van geo-elektrische metingen met succes toe te passen, zijn ze wel aanmerkelijk hoger dan het Cl-gehalte dat ter plaatse normaal in het grondwater voorkomt. Dus ook andere verontreinigende stoffen die afkomstig zijn uit het stort en die gevaarlijker zijn dan Cl,

Tabel 9. Cl-gehalte in grondwater bij vuilstortplaatsen

Onderzoekers		Afstand tot stort	ppm Cl
HUGHES, LANDON & FARVOLDEN (1971)	Old DuPage Landfill (afgesloten in 1966)	54 m	240
		108 m	150
		198 m	240
		207 m	240
		279 m	25
		500 m	22
	Winnetka Landfill (niet afgesloten)	40 m	450
		84 m	285
	Elgin Landfill (afgesloten in 1970)	27 m	198
		72 m	500
6 m		243	
9 m		728	
Woodstock Landfill (niet afgesloten)	22 m	72	
	500 m	400	
	730 m	260	
EXLER (1972)	Southern Bavaria (niet afgesloten)	1350 m	160
SVA (1973)	Vuilstort Delden (niet afgesloten)	5 m	446
Eigen onderzoek	Vuilstort Kampen (niet afgesloten)	70 m	745
		75 m	1100
		375 m	355

kunnen hier aanwezig zijn. De hydrologie van het gebied speelt een belangrijke rol en is in belangrijke mate oorzaak van de grote variaties in Cl-gehalte.

De beste methode van onderzoek lijkt daarom het plaatsen van filters in de omgeving van het stort. Hier kunnen dan regelmatig monsters van het grondwater worden genomen voor analyse van de gewenste componenten. Het is nuttig als men reeds vóór de plaatsing van filters een indruk heeft van de stromingsrichting van het grondwater. Al naar gelang de omstandigheden kan men diepe en/of ondiepe filters plaatsen. Op deze wijze is tot op heden nog betrekkelijk weinig onderzoek verricht, zeker in Nederland. Vermeldenswaard is het onder-

zoek van EXLER (1972) en HUGHES, LANDON & FARVOLDEN (1971). In fig. 4 en 5 is te zien in hoeverre het grondwater in de omgeving van een stortplaats verontreinigd kan zijn. In dit door EXLER onderzochte geval was de stroomsnelheid van het grondwater extreem hoog, namelijk 5-10 m/dag, en dit is er ongetwijfeld de oorzaak van dat de verontreiniging tot op grote afstand van het stort meetbaar was. Bij de door HUGHES et al. onderzochte stortplaatsen was de verontreiniging meetbaar tot op slechts 100 à 200 m van de belt. De snelheid van het grondwater was hier maximaal 20-30 m per jaar.

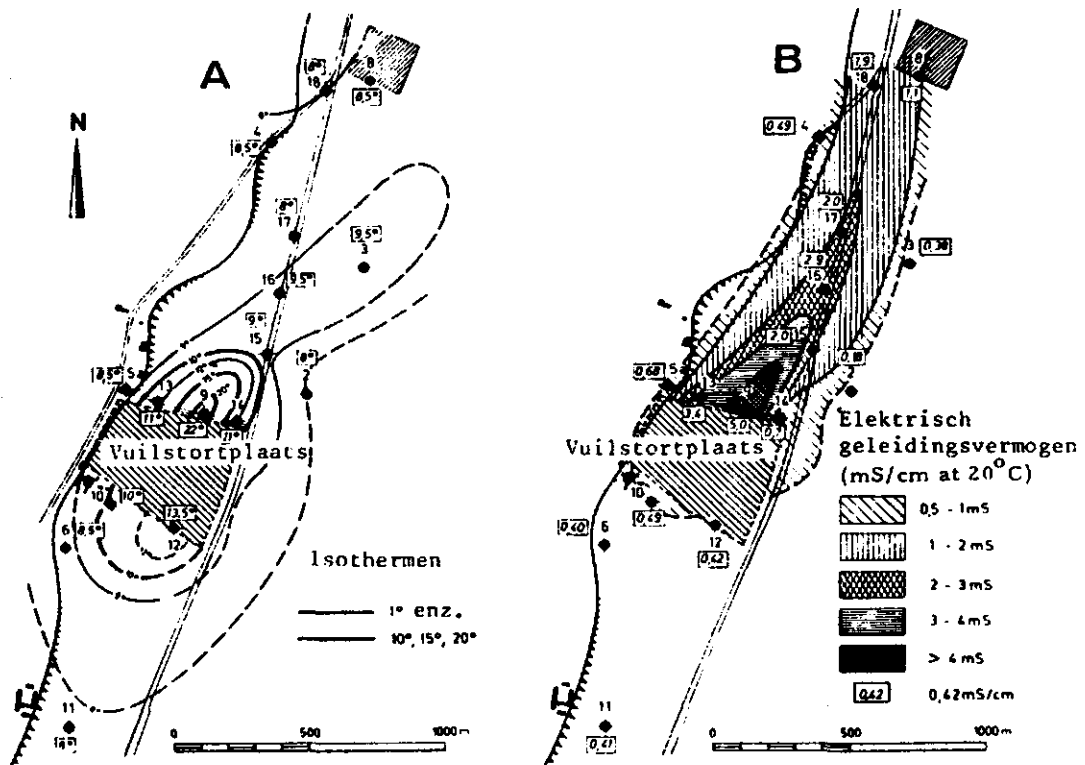


Fig. 4. Gradiënten in temperatuur (A) en geleidingsvermogen (B) in het grondwater in de omgeving van een vuilstortplaats, gemeten in de laatste week van april 1968 (naar EXLER, 1972)

- Wat het storten betreft is op grond van milieuhygiënische overwe-
gingen alleen het gecontroleerd storten toelaatbaar; de voorkeur
gaat uit naar storten in grotere eenheden (regionale stortplaatsen)
omdat de verwerking dan efficiënter en goedkoper kan worden.
- Voor een juiste situering van een stortplaats is een geohydrolo-
gisch onderzoek noodzakelijk, teneinde met meer zekerheid voorspel-
lingen te kunnen maken over een mogelijke verontreiniging van het
grondwater.
- Na afsluiting van de stortplaats moet de belt worden afgedekt en
een nieuwe positieve functie in het landschap krijgen, bijvoorbeeld
als recreatieterrein. Een voorbeeld hiervan is de vuilstortplaats
'Monte Scherbelino' bij Frankfurt, waarop bossen, parken en gras-
vlakten zijn aangelegd. Op de noord- en westhelling van de vuil-
berg zijn ski- en rodelpistes aangelegd, terwijl op de zuidhelling
een ligweide is gecreëerd. Bovendien zal bovenop de vuilberg nog
een restaurant verrijzen. In de bossen en parken zijn banken en
picknickplaatsen aangebracht. Aldus heeft men hier van een zeer
onaantrekkelijke vuilberg een groot recreatiegebied gemaakt, dat
een werkelijke attractie is voor de stad Frankfurt.
- Verontreiniging van grondwater kan worden voorkomen of beperkt
door:
 1. het afval af te dekken met een ondoorlatende kleilaag, zodat
geen perkolatiewater kan worden gevormd;
 2. de bodem waarop het afval zal worden gestort, ondoorlatend te
maken, zodat eventueel samen met een drainagesysteem, het per-
kolatiewater kan worden opgevangen, waarna het teruggepompt kan
worden op de belt of kan worden afgevoerd naar een rioolwater-
zuiveringsinstallatie;
 3. het perkolatiewater in de bodem te laten infiltreren en het daar
over te laten aan het natuurlijke zuiveringsproces. Dit is alleen
mogelijk bij zeer diepe grondwaterstanden, waarschijnlijk meer
dan 25 m beneden maaiveld, zodat er onder het stort een goede
aanvoer van zuurstof mogelijk is voor een aerob afbraakproces.
- De toepassing van geo-elektrische metingen voor het opsporen van
grondwaterverontreiniging bij vuilstorten biedt slechts beperkte
mogelijkheden en dient te worden aangevuld met een bemonstering
van het grondwater.

Hoewel het in principe mogelijk is de verontreiniging van het grondwater bij stortplaatsen grotendeels te voorkomen, zijn er nog wel enkele problemen. Zo is het niet ondenkbaar dat, in verband met geohydrologische eisen plaatselijk geen geschikt terrein gevonden kan worden voor het storten van afval. Ook kan de jaarlijks voor het storten benodigde oppervlakte problemen gaan geven in ons overbevolkte land. In verband met de mogelijkheid van grondwaterverontreiniging zal het soms nodig zijn om maatregelen te nemen voor de opvang en zuivering van het perkolatiewater. De kosten zullen dan aanmerkelijk stijgen, in sommige gevallen mogelijk zodanig dat andere, tot dan toe te dure, verwerkingsmethoden aantrekkelijk gaan worden. Het is daarom van het grootste belang dat de nieuwe ontwikkelingen op het gebied van hergebruik en recycling nauwlettend worden gevolgd. Hoewel de technische ontwikkelingen op dit gebied reeds zeer ver gevorderd zijn, wordt de praktische verwezenlijking nog tegengehouden door de zeer hoge kosten. Misschien worden echter in de toekomst, mede door gebrek aan stortruimte, de kosten van storten zo hoog dat recycling (tezamen met compostering of verbranding) ook financieel meer aantrekkelijk gaat worden.

LITERATUUR

- ABRAHAMS Jr., J.H., 1969. Managing solid wastes. *J. Soil and Water Conserv.* 24 (no. 1): 48-51.
- APGAR, M.A. & D. LANGMUIR, 1971. Groundwater pollution potential of a landfill above the watertable. *Groundwater* 9 (no. 6): 76-96.
- CSONKA, J., 1967. De praktische toepassing van geo-elektrische oppervlaktetmetingen. *Water* 51 (nr 3): 49-57.
- DAM, J.C. VAN, 1967. De theoretische grondslagen van het geo-eletrisch onderzoek. *Water* 51 (nr 1): 5-12.
- EXTER, H.J., 1972. Defining the spread of groundwater contamination below a waste tip. *Confer. on Groundwater Pollution, Univ. of Reading, Vol. I: Conf. Papers.*

- HAAN, F.A.M. DE & J. BEUVING, 1972. Zuivering van proceswater uit de aardappelmeelindustrie door beregening op landbouwgrond. Nota 693, ICW, Wageningen.
- HALL, E.S., 1972. Some chemical principles of groundwater pollution. Confer. on Grondwater Pollution, Univ. of Reading, Vol. I: Conf. Papers.
- HUGHES, G.M., R.A. LANDON & R.N. FARVOLDEN, 1971. Hydrogeology of solid waste disposal sites in Northeastern Illinois. U.S. Environm. Protect. Agency, U.S. Government Printing Office, Washington, 154 pp.
- HUTCHINSON, M., 1972. Microbial aspects of groundwater pollution. Confer. on Grondwater Pollution, Univ. of Reading, Vol. I: Conf. Papers.
- KAISER, E.R., 1967. Refuse reduction processes. U.S. Public Health Serv. Pub. No. 1729. U.S. Governm. Printing Office, Washington (cited by APGAR & LANGMUIR, 1971).
- KLOTTER, H.E. & E. HANTGE, 1969. Abfallbeseitigung und Grundwasserschutz. Müll und Abfall 1:1-8.
- KUIL, J.A. VAN DER, 1972. Het verpakkingsafval in het kader van de afvalverwijdering. VAM 26 (nr 3): 6-9.
- MEAD, B.E. & W.G. WILKIE, 1972. Leachate prevention and control from sanitary landfills. Waste Age, March/April: 8.
- MINISTRY OF HOUSING AND LOCAL GOVERNMENT, 1961. Pollution of water by tipped refuse. Report of the Technical Committee on the experimental disposal of house refuse in wet and dry pits. Her Majestys Stationary Office, London, 141 pp (cited by HUGHES et al. 1971).
- PARR, J.F., 1969. Nature and significance of inorganic transformations in tile-drained soils. Soils & Fertilizers 32: 411-415.
- REMSEN, I., A.A. FUNGAROLI & A.W. LAWRENCE, 1968. Water movement in an unsaturated sanitary landfill. J. San. Eng. Div., Am. Soc. Civ. Eng. 94 (SA 2): 307-317 (cited by HUGHES et al., 1971).
- SEITZ, H.R., A.T. WALLACE & R.E. WILLIAMS, 1972. Investigation of a landfill in granite-loess terrane. Groundwater 10 (no. 4): 35-41.