MILIEU-EFFECTEN EN MILIEUTECHNISCHE MAATREGELEN BETREFFENDE DE STORTPLAATS LINNE/MONTFORT

E.A.J.M. van den Bogaard en J. Hoeks

RAPPORT 25

INSTITUUT VOOR CULTUURTECHNIEK EN WATERHUISHOUDING (ICW)
POSTBUS 35, 6700 AA WAGENINGEN **1988**

291661

Dit onderzoek is gefinancierd door het Dagelijks Bestuur van het Stadsgewest Roermond

Copyright© 1988
Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding
Postbus 35, 6700 AA Wageningen
Tel. 08370-19100

ISSN 0921-089X

VOORWOORD

De vuilstortplaats, die door de gemeente Linne sedert het einde van de jaren vijftig als gemeentelijke stortplaats werd geëxploiteerd, is in 1975 door het Stadsgewest Roermond (een samenwerkingsorgaan van 24 gemeenten, met momenteel ca. 140 000 inwoners) in gebruik genomen als regionale stort-stortplaats. Hierdoor nam de aanvoer van afval sterk toe. Het afval werd tot en met 1985 gestort zonder milieutechnische voorzieningen.

Sedert 1986 vindt de afvalverwerking plaats op een compartiment met een vloeistofdichte basisafdichting, om emissie van percolaat te voorkomen (conform de Richtlijn Gecontroleerd Storten (MIN. V. VROM, 1985). Dit compartiment maakt deel uit van het gebied (ca. 19 ha) dat in het Provinciale Afvalstoffenplan is aangewezen als uitbreidingsgebied van de regionale stortplaats Linne/Montfort, waarvoor inmiddels door het gewest de benodigde vergunningen zijn aangevraagd.

De gemeente Linne heeft in 1984 onder een aantal voorwaarden in principe ingestemd met de voorgenomen uitbreiding van de regionale stortplaats, die komt te liggen op grondgebied van de gemeente Linne. Een van de voorwaarden is, dat met betrekking tot de regionale stortplaats een milieu-aspecten-rapportage moet worden uitgevoerd. Een dergelijke rapportage zou in de opvatting van de gemeenteraad van Linne moeten resulteren in:

- een beeld van de mogelijke gevolgen die het besluit tot uitbreiding teweeg kan brengen;
- inzicht in de situatie van het bestaande stort en met name beantwoording van de vraag welke nadelige gevolgen voor bodem en grondwater er nog te verwachten zijn ten gevolge van het bestaande stort.

OPDRACHT

Het Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding (ICW) te Wageningen heeft 27 oktober 1986 van het Dagelijks Bestuur van het Stadsgewest opdracht gekregen om een deel van het op te stellen milieu-aspecten-rapport uit te voeren.

De verslaglegging vond plaats in vier tussentijdse rapportages en (onderhavig) eindrapport.

Naast de door het ICW bestudeerde aspecten - die een hoofdbestanddeel van het totale milieu-aspecten-rapport zullen gaan vormen - spelen aspecten als geluidsoverlast, landschappelijke inpassing, verkeersoverlast, ongedierte en dergelijke eveneens een rol.

BEGELEIDINGSCOMMISSIE

Ten behoeve van het opstellen van een milieu-aspecten-rapport met betrekking tot de regionale stortplaats, is door het Stadsgewest Roermond een bestuurlijke/ambtelijke Werkgroep Milieu-Aspecten-Rapportage ingesteld. Deze werkgroep had aanvankelijk als taak: het geven van richtlijnen voor de uit te voeren milieu-aspecten-rapportage. Later heeft deze werkgroep het ook tot zijn taak gerekend om het opstellen van het milieu-aspecten-rapport te begeleiden.

De samenstelling van de Werkgroep Milieu-aspecten-rapportage was als volgt:

Voorzitter: Dhr. S.H.A. Boonen (portefeuillehouder Regionale afvalstoffenverwerking Stadsgewest Roermond)

Leden: Dhr. A.H.M. Gerritsen (gemeenteraad Linne)
Dhr. E.M. Haffmans (ambtenaar gemeente Linne)
Dhr. J. Hansen (gemeenteraad Linne)
Dhr. mr. F.M.A. van der Loo (gemeenteraad Linne)
Dhr. A.W. Lubberhuizen (gemeenteraad Linne)
Dhr. ing. Th. Maas (cultuurtechnisch medew. provincie Limburg)
Dhr. mr. M.G.N. Schutgens (voorzitter Stadsgewest Roermond)

Secretaris: Dhr. drs. J.F.P. Leurs (beleidsmedewerker Regionale afvalstoffenverwerking Stadsgewest Roermond)

INHOUD

IN KORT BESTEK 1

1. INLEIDING 4

1.1. Aanleiding voor het onderzoek; probleemstelling 4

1.2. Werkwijze en indeling van het rapport 5

2. GEOLOGISCHE EN HYDROGEOLOGISCHE SITUATIE 8

2.1. Geologische situatie 8

2.2. Watervoerende en waterkerende lagen 12

2.2.1. Onverzadigde zone 12

2.2.2. Grondwaterspiegel 13

2.2.3. Grondwater in de Formaties van Kreftenheye, Veghel en Sterksel 13

2.2.4. Grondwater in de Formatie van Kedichem 14

2.2.5. Basis van het eerste watervoerende pakket 16

2.3. Horizontale grondwaterstroming 16

2.3.1. Isohypsenpatroon 16

2.3.2. Stromingsbeeld op regionale schaal 19

2.3.3. Doorlaatcapaciteit en stroomsnelheid 19

2.3.4. Waterbalans 22

2.4. Oppervlakkig afwateringsstelsel 22

2.5. Samenvatting en conclusies 23

3. MODELBEREKENINGEN 25

3.1. Inleiding 25

3.2. Modelkeuze 25

3.3. Resultaten van de berekeningen 28

3.4. Conclusies 31

4. WATERKWALITEIT 33

4.1. Inleiding 33

4.2. Kwaliteit van het oppervlaktewater 33

4.3. Kwaliteit van het grondwater 34

4.3.1. Inleiding 34

4.3.2. Tracers 35

4.3.3. Zware metalen 45

4.3.4. Opgeloste organische stoffen 50

4.4. Beïnvloeding van partikuliere grondwateronttrekkingen 53

4.4.1. Aanleiding voor aanvullend onderzoek 53

4.4.2. Doel en werkwijze 54
4.4.3. Resultaten 55
4.4.4. Interpretatie en conclusie 57
4.5. Overige beïnvloeding 59
4.6. Samenvatting en conclusies 60
5. WATERBEHEERSING OP DE STORTPLAATS 62
5.1. Inleiding 62
5.2. Ontwikkeling van de stortactiviteiten 62
5.2.1. Oude stortcompartimenten 62
5.2.2. Nieuwe stortcompartimenten 65
5.3. Milieutechnische voorzieningen 68
5.3.1. Bovenafdichting 68
5.3.2. Basisafdichting 73
5.4. Ophoging oude stort 74
5.4.1. Inleiding 74
5.4.2. Vergelijking van de verschillende mogelijkheden 76
5.4.3. Aanbevelingen 79
5.5. Samenvatting en conclusies 80
6. GASPRODUKTIE IN HET AFVALSTORT 83
6.1. Inleiding 83
6.2. Beïnvloeding van gaswinning 84
6.2.1. Inleiding 84
6.2.2. Beïnvloeding van factoren die de gasvorming bepalen 84
6.2.3. Beïnvloeding van het te onttrekken gasdebiet 87
6.3. Gasproduktie in de oude stortcompartimenten 88
6.3.1. Schatting van de gasproduktie in de tijd 88
6.3.2. Winbare hoeveelheden 91
6.4. Gasproduktie in de nieuwe stortcompartimenten 92
6.4.1. Schatting van de gasproduktie in de tijd 92
6.4.2. Winbare hoeveelheden 93
6.5. Maatregelen in relatie met gasproduktie en gaswinning 93
6.5.1. Oude stortcompartimenten 93
6.5.2. Nieuwe stortcompartimenten 94
6.6. Samenvatting en conclusies 95
7. BEHEER EN ONDERHOUD 97
7.1. Inleiding 97
7.2. Beheer van het percolatiewater 97
7.2.1. Alternatieven voor verwerking 97

7.2.2. Modelmatige bepaling lozingskosten 99
7.2.3. Conclusies 103
7.3. Grondwaterkwaliteitscontrole 104
7.4. Samenvatting en conclusies 106
8. SAMENVATTING, CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN 108
LITERATUUR 115
BIJLAGEN

IN KORT BESTEK

Op de regionale vuilstortplaats Linne/Montfort, in gebruik door het Stadsgewest Roermond, is tot 1986 afval gestort zonder milieutechnische voorzieningen. Sinds 1986 vindt afvalverwerking plaats volgens wettelijke richtlijnen, waarbij onder het afval een basisafdichting wordt aangebracht. Onderzoek is uitgevoerd naar:

- effecten van de oude en nieuwe stortcompartimenten (resp. 17 en 19 ha) op bodem- en grondwaterkwaliteit;
- milieutechnische voorzieningen die genomen kunnen worden om verontreiniging te voorkomen of te beperken.

Milieu-effecten. Het afdekkend pakket ter plaatse van het oude stort is door ontgronding praktisch verdwenen. Het watervoerend pakket begint direct onder het stort en heeft een dikte van circa 100 m. De grondwaterspiegel bevindt zich circa 6 m onder het oorspronkelijke maaiveld (1 m onder de stortbasis) en fluctueert weinig. De horizontale stroomsnelheid van het grondwater is hoog (ca. 130 m per jaar), waardoor het perkolaat van het stort niet diep doordringt in het watervoerend pakket. De verontreiniging wordt vooral aangetroffen in de bovenste 10 m van het grondwater.

Het perkolaat van het oudste stortcompartiment kan volgens modelberekeningen reeds de Maas (op 2000 m afstand) bereikt hebben; zware metalen en afbreekbare organische stoffen zijn naar verwachting pas 100 tot 500 m gevorderd. Aanvullend onderzoek naar de kwaliteit van het water in particuliere (drinkwater)putten heeft aangetoond dat in diverse putten de invloed van het stort merkbaar is. Voor die drinkwaterputten wordt een specifiek drinkwaterkwaliteitsonderzoek aanbevolen.

Milieutechnische voorzieningen. In de Richtlijn Gecontroleerd Storten staat onder meer dat een nieuw in te richten stortplaats een basisafdichting moet hebben. De reeds toegepaste basisafdichting met 50 cm Reuverse klei op de nieuwe stortcompartimenten voldoet aan de te stellen eisen. Deze klei is ook geschikt voor bovenafdichting. Om verdere verontreiniging van het grondwater te voorkomen, moeten alle afgewerkte

compartimenten zonder basisafdichting zo spoedig mogelijk worden voorzien van een bovenafdichting (minimaal 30 cm), hoewel dit niet wettelijk is voorgeschreven. Boven afdichting wordt ook aanbevolen voor de compartimenten die worden voorzien van een basisafdichting: dit levert een extra beveiliging voor het geval dat lekkages mochten ontstaan in de basisafdichting, en het leidt tot sterke vermindering van de hoeveelheid perkolaat, waardoor een aanzienlijke besparing op zuiveringskosten wordt verkregen.

Ophoging van het oude stort is alleen acceptabel, als het op te brengen afval geen extra belasting van het grondwater veroorzaakt. Bij de afweging van verschillende uitvoeringsalternatieven is gelet op de technische uitvoerbaarheid, de effectiviteit en de betrouwbaarheid van de constructie van de afdichtingslagen. Na ophoging met zo inert mogelijk materiaal moet een bovenafdichting worden aangelegd die aansluit op de basisafdichting onder het nieuwe terreingedeelte. Ook voor de nieuwe compartimenten is een bovenafdichting voorzien. De afdeklaag boven de afdichtingslaag moet aan bepaalde eisen voldoen in verband met drainage en beplanting.

De omvang van de gasproduktie (en -winning) in het afvalstort is bepaald met behulp van een rekenmodel. De winbare hoeveelheden gas variëren met de ouderdom van de compartimenten en van het (tijdstip van) afdichten. De totaal winbare hoeveelheid gas (methaangehalte ca. 50%) ligt in de orde van 8,5 miljoen m^3 per jaar in 1987, 20 miljoen in 1993 en 15 miljoen in 2000.

Op de nieuwe compartimenten (met basisafdichting) wordt perkolaat opgevangen, en uiteindelijk afgevoerd naar een zuiveringsinstallatie. De hoeveelheid perkolaat kan worden beperkt door het aanbrengen van een bovenafdichting. Door recirculatie van het perkolaat in het afvalstort is biologische voorzuivering mogelijk zolang nog vetzuren aanwezig zijn in het perkolaat. Volgens berekeningen is met ingang van 1989 aldus een besparing op lozingskosten mogelijk van ƒ 210 000,- à ƒ 335 000,- per jaar.

De effectiviteit van de te treffen maatregelen zal ook in de toekomst en na sluiting van het stort moeten worden gecontro-

leerd. Behalve een meetnet voor de grondwaterkwaliteit is voorgesteld een extra controlesysteem aan te brengen met behulp van een drainagestelsel op 1 m onder de basisafdichting.

1. INLEIDING

1.1. AANLEIDING VOOR HET ONDERZOEK; PROBLEEMSTELLING

De vuilstortplaats, die door de gemeente Linne sedert het einde van de jaren vijftig als gemeentelijke stortplaats werd geëxploiteerd, is in 1975 door het Stadsgewest Roermond (een samenwerkingsorgaan van 24 gemeenten, met momenteel ca. 140 000 inwoners) in gebruik genomen als regionale stortplaats. Hierdoor nam de aanvoer van afval sterk toe. Het stortterrein breidde snel uit. Ook grondgebied van de gemeente Montfort werd in gebruik genomen om afval te bergen (fig. 1.1). Het afval werd tot en met 1985 gestort zonder milieutechnische voorzieningen.

Sedert 1986 vindt de afvalverwerking plaats op een compartiment (ca. 3,5 ha) dat is ingericht volgens de Richtlijn Gecontroleerd Storten (MIN. V. VROM, 1985), zoals verwoord in de voorwaarden die verbonden zijn aan de vergunning ex artikel 33 van de Afvalstoffenwet (afgegeven door Gedeputeerde Staten van Limburg) ten behoeve van de betrokken terreinen. Dit houdt ondermeer in dat milieutechnische voorzieningen zijn getroffen om emissie van percolaat te voorkomen (vloeistofdichte basisafdichting). Dit compartiment maakt deel uit van het gebied (ca. 19 ha) dat in het Provinciale Afvalstoffenplan is aangewezen als uitbreidingsgebied van de regionale stortplaats Linne/Montfort. Voor het resterende deel van dit gebied zijn inmiddels door het gewest ook de benodigde vergunningen (ontgrondingsvergunning en een vergunning ex art. 33 van de afvalstoffenwet) bij Gedeputeerde Staten aangevraagd.

Op basis van eerder uitgevoerde berekeningen hoopt het gewest op deze terreinen tot het jaar 2000 afval te kunnen verwerken, middels de methode van gecontroleerd storten. Dit ter uitvoering van de opdracht, verstrekt door de deelnemende gemeenten, zoals omschreven in het 'Takenbesluit Afvalstoffen verwijdering Stadsgewest Roermond 1983'.

De gemeente Linne heeft in 1984 in principe ingestemd met de voorgenomen uitbreiding van de regionale stortplaats, die komt te liggen op grondgebied van de gemeente Linne, onder ondermeer de voorwaarde, dat met betrekking tot de stortplaats een milieu-aspecten-rapportage moet worden uitgevoerd.

In dit verband heeft het Instituut voor Cultuurtechniek, in opdracht van het Stadsgewest Roermond, onderzoek verricht naar de effecten van zowel het oude als het nieuwe stortterrein op de bodem- en grondwaterkwaliteit, in

relatie met maatregelen (milieutechnische voorzieningen) die genomen kunnen worden om verontreiniging door percolatiewater te voorkomen of te beperken. Voorts zijn ook de milieu-effecten van gasontwikkeling in het afval, en te nemen maatregelen om de gasproduktie beheersbaar te maken, bestudeerd.

1.2. WERKWIJZE EN INDELING VAN HET RAPPORT

Aangezien de werkwijze van het onderzoek en de verslaglegging daarvan in dit rapport vrijwel de zelfde lijn volgen, kunnen beide hier gelijktijdig worden besproken.

Het onderzoek bestaat vooral uit het verzamelen en analyseren van de milieuhygienische en technische gegevens en plannen, die bij dit onderwerp een rol spelen. Deze informatie wordt vergeleken met kennis uit de (wetenschappelijke) literatuur en ervaringen uit de praktijk, waarna evaluatie kan plaatsvinden. Door deze werkwijze is een objectieve benadering mogelijk.

In het onderzoek en het rapport kan men een tweedeling onderscheiden:

- in de hoofdstukken 2 t/m 4 worden de milieu-effecten onderzocht: de opgetreden en de nog te verwachten effecten op bodem en grondwater;
- in de hoofdstukken 5 tot en met 7 staan de milieutechnische voorzieningen centraal: de maatregelen waarmee de milieu-effecten kunnen worden beheerst of gestuurd. Het betreft een vergelijking van de hier toepasbare alternatieven ter beheersing van percolaat- en gas-emissie.

In hoofdstuk 2 wordt de geologische opbouw en hydrogeologische situatie, ter plaatse van de afvalstortplaats en voor de directe omgeving, beschreven aan de hand van bestaande gegevens.

De aandacht gaat hierbij vooral uit naar de aanwezigheid en dikte van watervoerende pakketten en van eventueel storende en/of scheidende lagen. Het verzamelen van gegevens voor modelberekeningen (hoofdstuk 3) is daarbij een belangrijk aspect (stijghoogten van grondwater, waterbalans, doorlatendheid, doorlaatcapaciteit, stroomsnelheden en stromingsrichting).

In hoofdstuk 3 (Modelberekeningen) worden gegevens uit hoofdstuk 2 gecombineerd met nieuwe gegevens, ten behoeve van modelberekeningen. Deze berekeningen verschaffen beter inzicht in de mogelijke ruimtelijke verspreiding (zowel horizontaal als vertikaal) van verontreinigingen in relatie tot factoren als verblijftijd en afbreekbaarheid.

In hoofdstuk 4 (Waterkwaliteit) worden de analyseresultaten van monsters van het meetnet rond de stortplaats, herschikt en geïnterpreteerd. De aandacht gaat daarbij uit naar tracers, zware metalen en organische verontreinigingen. Tevens wordt de kwaliteit van water uit partikuliere grondwateronttrekkingsputten onderzocht. Een en ander geeft inzicht in de ontwikkeling van de grondwaterkwaliteit benedenstrooms van de stortplaats, en de eventuele bedreiging die hier van uitgaat. Tevens kunnen de bevindingen van hoofdstuk 3 worden getoetst.

Hoofdstuk 5 (Waterbeheersing op de stortplaats) behandelt de verschillende maatregelen die genomen kunnen worden om percolaatemissie te sturen of te beheersen. De huidige situatie en de beoogde maatregelen worden geanalyseerd, zowel aangaande de oude als de nieuwe stortcompartimenten. Belangrijke aspecten hierbij zijn afdichtingslagen, drainage, afvalverwerkingscapaciteit en eindafwerking. Met effectiviteit en betrouwbaarheid als criterium wordt een afweging van de verschillende alternatieven gegeven.

Hoofdstuk 6 (Gasproduktie in het afvalstort) behandelt de gasontwikkeling in het afval. Er wordt aangegeven hoe deze emissie kan worden beïnvloed, om zodoende milieu-effecten te voorkomen, en om het gas tevens exploiteerbaar te maken. Met een model wordt berekend wat de gasproduktie zal zijn en wat de winbare hoeveelheden kunnen zijn in zowel de oude als de nieuwe stortcompartimenten.

In hoofdstuk 7 (Beheer en onderhoud) wordt ingegaan op het beheer van de milieutechnische voorzieningen en het op te vangen percolaat, tijdens en na beeindiging van de stortactiviteiten. Hierbij speelt zuivering en recirculatie van het opgevangen percolaat een grote rol, mede in verband met de hiermee gepaard gaande kosten over een langere periode. Ook wordt ingegaan op controlemogelijkheden.

Het rapport besluit met een samenvatting en conclusies (en de daar uit voortvloeiende aanbevelingen), een overzicht van de aangehaalde literatuur, en 6 bijlagen.

filter nr.	diepte (m NAP)	bemonstering vanaf
391	+ 15,91	6-78
392	+ 14,04	6-78
393	+ 15,86	6-78
394	+ 15,76	6-78
395	+ 16,38	6-78
313(1)	+ 15,13	6-78
313(2)	- 10,15	2-80
313(3)	- 44,04	2-80
441	+ 19,59	1-84
442(1)	+ 18,41	1-84
442(2)	+ 13,94	1-84
448(1)	+ 10,05	1-84
448(2)	- 18,61	1-84
448(3)	- 48,22	1-84
448(4)	+ 18,90	1-84
449(1)	+ 22,51	2-85
449(2)	+ 9,62	1-84
449(3)	- 5,45	1-84
449(4)	- 45,99	1-84
449(5)	- 59,55	1-84

maaiveld: 28-30 m +NAP

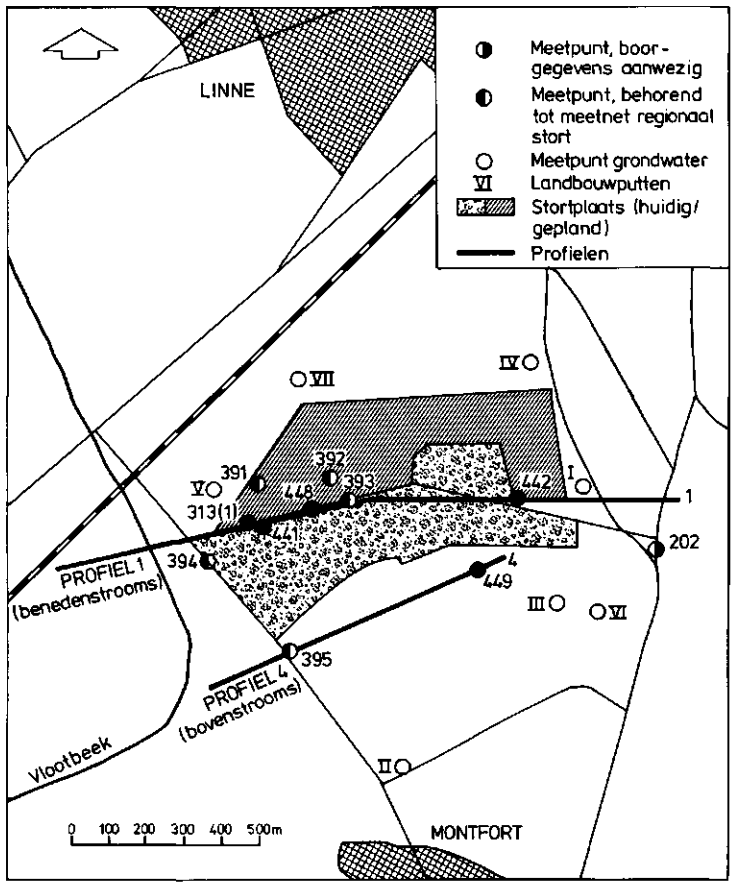


Fig. 1.1. Ruimtelijke situering regionaal stort te Linne/Montfort, meetpunten, nabije landbouwputten en profielen (naar AFDELING MILIEU-HYGIËNE, 1985).

2. GEOLOGISCHE EN HYDROGEOLOGISCHE SITUATIE

2.1. GEOLOGISCHE SITUATIE

Het onderzoeksgebied onder en rond de oude en de nieuwe stortplaats te Linne/Montfort is gelegen aan de noordflank van het Brabants Massief, en maakt in groter verband deel uit van een dalend sedimentatiebekken sinds het Paleozoïcum (Carboon). De opvulling van dit bekken werd vooral beïnvloed door bodembewegingen die geleid hebben tot het ontstaan van een ZO-NW gericht breukenstelsel. Deze breuktektoniek heeft het sedimentatiebekken verdeeld in een aantal hoge en lage schollen: horsten en slenken. De belangrijkste slenk is de Roerdalslenk - ook wel de Centrale Slenk genoemd. Deze wordt aan de noordoostzijde door de Peelrandbreuk gescheiden van de hoger gelegen Peelhorst. De 'Feldbiss' vormt de zuidwestelijke begrenzing van de Slenk. Beide breuken zijn tot in het Kwartair werkzaam geweest.

Het onderzoeksgebied is gelegen in deze Roerdalslenk, midden tussen twee secundaire breukvlakken binnen de Slenk: de Breuk van Montfort en de Breuk van Beegden, beide op circa 2 km afstand van de stortplaats (DE RIDDER et al., 1967).

In de Slenk zijn relatief dikke sedimentpakketten ontstaan (fig. 2.1), die vanaf het Boven-Oligoceen (Tertiair) tot en met het Kwartair een vrijwel ononderbroken serie vormen (dit in tegenstelling tot de omringende horsten). In dit rapport wordt de aandacht in het vervolg enkel gericht op de situatie in de Slenk.

De geologische gegevens die direct de onderzoekslokatie aangaan, zijn afkomstig van boorbeschrijvingen van RGD en RID. Er zijn diepe boorbeschrijvingen beschikbaar van vier punten, en ondiepe beschrijvingen van 2 punten (fig. 1.1 en fig. 2.2).

Boorbeschrijvingen van punten in de wat minder directe omgeving van de stortplaats kunnen inzicht verschaffen in de verbreiding en homogeniteit van de verschillende lagen die voor de hydrogeologische karakteristiek van belang zijn (Van Rooijen, RGD Heerlen; pers. meded.). Dergelijke gegevens zijn wel bij de interpretatie betrokken, doch zullen in dit rapport niet expliciet ter sprake komen.

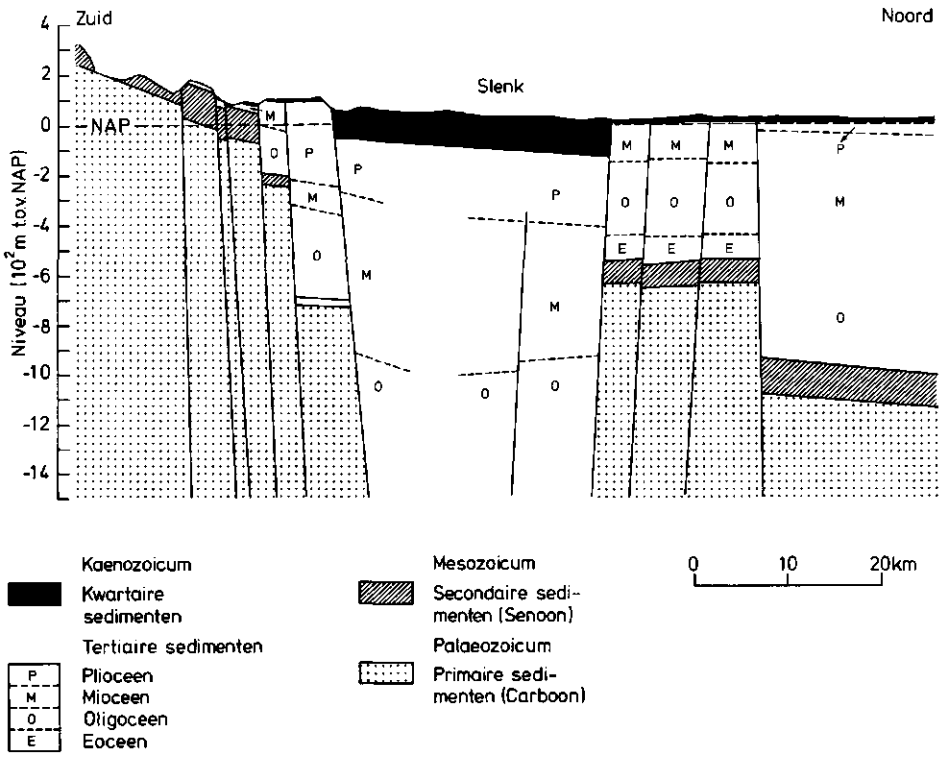
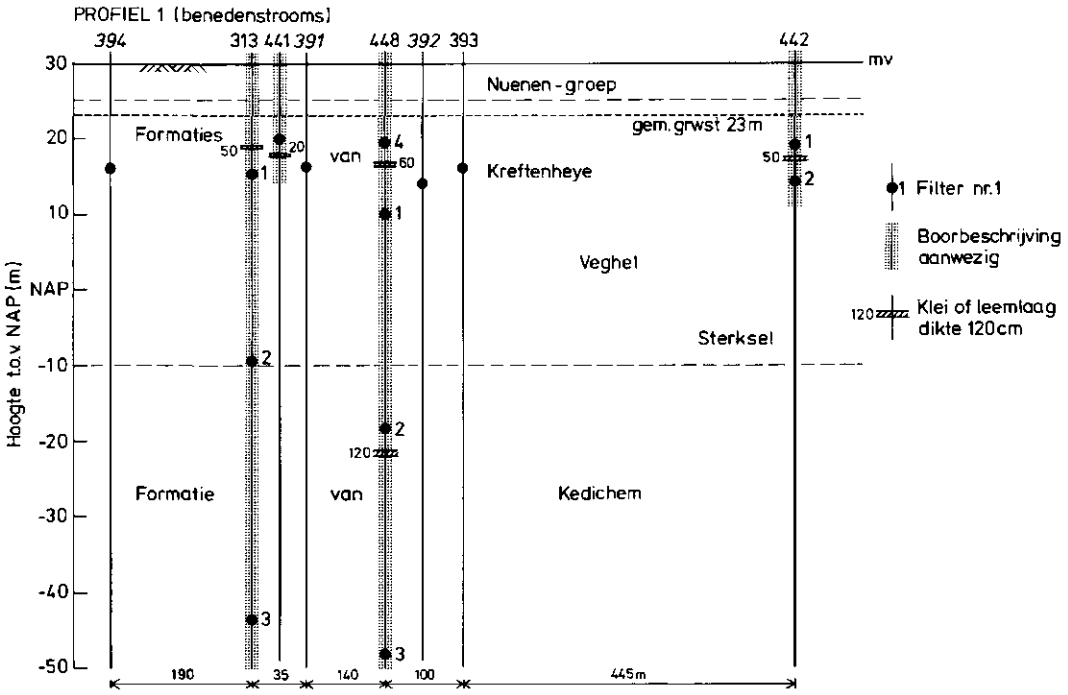


Fig. 2.1. Globaal geologisch profiel van Limburg (zuid-noord) tot 1500 m diepte (naar V.D. BROEK & V.D. MAREL, 1964)

Voor dit onderzoek zijn de afzettingen vanaf het Mioceen (Tertiair) van belang (fig. 2.3).

In het Boven-Mioceen en het hier op volgende Plioceen zijn dikke fluviatiële pakketten afgezet, bestaande uit zanden, grinden, bruinkool- en kleilagen. Dit pakket staat bekend onder de naam 'Kiezeloölietformatie'. Aan de bovenzijde (tot ca. 125 m-mv ofwel ca. 95 m -NAP) is dit pakket opgebouwd uit een 30 m dikke combinatie van bruinkool- en kleilagen (Reuverien), die als een scheidende laag fungeren.

In het hier op volgende Pleistoceen (een tijdperk met afwisselend glaciale en interglaciale perioden) werden dikke pakketten afgezet: op onderhavige lokatie als eerste circa 13 m grof zand, gevolgd door circa 7 m klei (Tiglien interglaciaal: Tegelen klei). De horizontale verbreiding van deze klei is ter plekke onduidelijk - er zijn te weinig diepe boorbeschrijvingen beschikbaar om hier harde uitspraken over te kunnen doen.



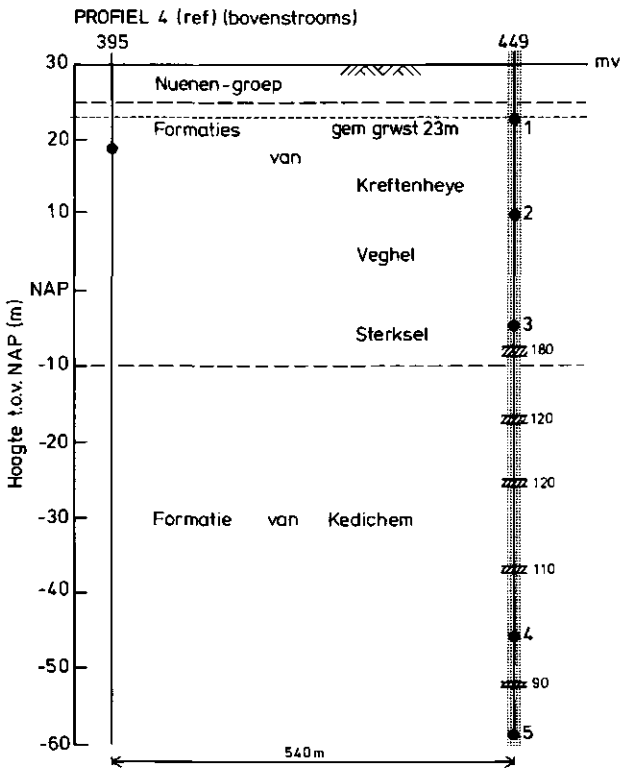


Fig. 2.2. Beschikbaarheid van geologische boorbeschrijvingen, alsmede de daarin aangetoonde aanwezigheid en ligging van kleilaagjes, aangegeven in de putten van het meetnet rond de stortplaats, in vertikale dwarsprofielen (ruimtelijke oriëntatie: zie fig. 1.1) (naar RGD/RID-gegevens in BUREAU WATERBEHEER, 1985)

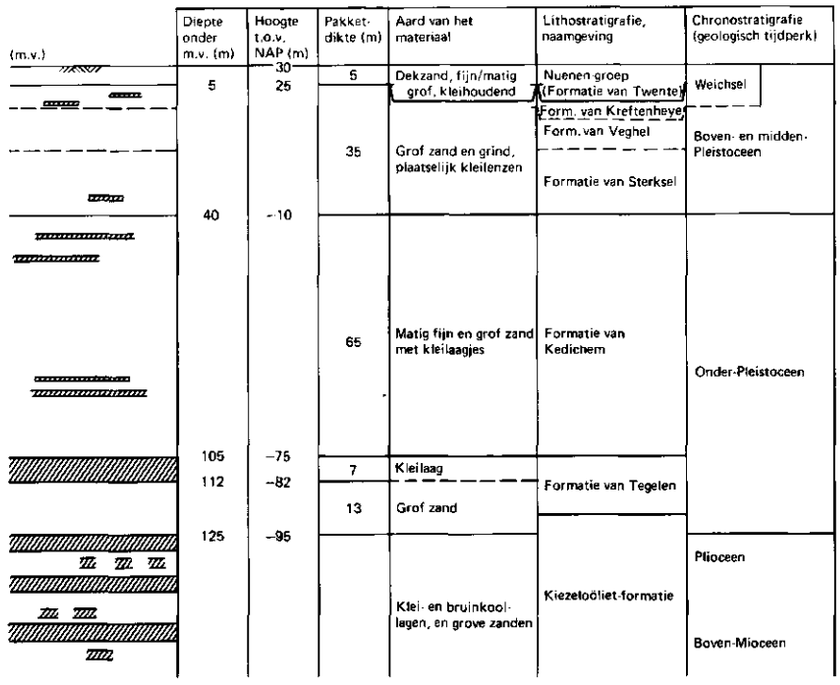


Fig. 2.3. Schematisatie van het geologisch profiel (beschouwd vanaf het Mioceen) ter plaatse van het stort Linne/Montfort. (Bronnen: RGD, 1985; BUREAU WATERBEHEER, 1985; Van Rooijen, RGD Heerlen; (pers.meded.)

Wel wijdverbreid is het hierop afgezette pakket, de Formatie van Kedichem. Deze bestaat uit door de Maas afgezette fijne grove zanden, waarin enkele dunne kleilaagjes voorkomen en af en toe wat grind. Dit pakket is circa 65 m dik; bovenbegrenzing op circa 40 m-mv ofwel 10 m -NAP.

Vanaf het Midden-Pleistoceen werden verschillende, qua samenstelling en hydrologisch gedrag vergelijkbare, fluviatiele pakketten afgezet: respectievelijk de Formaties van Sterksel (Rijnafzetting), van Veghel (Maasafzetting) en een wat beperkter verspreid pakket, de Formatie van Kreftenheye (hier vnl. Maas- en Roer-afzettingen uit het Weichsel). Deze drie afzettingen bestaan grotendeels uit een mengsel van grind en zeer grof zand, waarin een gering aantal dunne inschakelingen van leem of klei voorkomen. Dit gezamenlijk te beschouwen pakket is circa 35 m dik; bovenbegrenzing op circa 5 m-mv ofwel circa 25 m +NAP.

Door wisselende klimatologische omstandigheden en tektoniek in het Weichsel hebben Maas en Roer zich lokaal in hun eigen afzettingen ingesneden. Hierdoor ontstond een fluviatiel laagterras (Terras I volgens V.D. BROEK & MAARLEVELD, 1963). Linne is gelegen op de rand van dit terras. De hoogtesprong van circa 7 m, die aan de oppervlakte optreedt, heeft gevolgen voor de diepte en stromingsrichting van het grondwater in de omgeving.

In het Weichsel werden nagenoeg alle oudere formaties bedekt met eolische afzettingen (dekzanden). Het betreft fijne zanden, afgewisseld met leemlaagjes of -lenzen. Dit is de Formatie van Twente, behorend tot de Nuenen-groep. De dikte varieert ter plaatse van 2 tot 5 m. Ter plekke van het stortterrein is dit pakket (gedeeltelijk afgegraven (RGD, 1985). Deze Nuenengroep kan beschouwd worden als het afdekkend pakket ter plaatse.

In het Holoceen heeft lokaal nog enige verstuiving van het dekzand plaatsgevonden. In deze deklaag heeft zich tenslotte de bodem gevormd, zoals die voor de aanleg van de stortplaats werd aangetroffen (STIBOKA, 1972):

- Op de oude stortlokatie werd een reliëfrijke hoge stuifzandgrond aangetroffen (geomorfologisch gerekend tot het 'dekzand- en stuifzandlandschap'), met bodemtype Hoge Duinvaaggrond (matig fijn, sterk lemig zand) en grondwatertrap VII (altijd diepe grondwaterspiegel). Deze bodem heeft voor akker- en weidebouw sterke beperkingen.
- Op de nieuwe stortlokatie vond/vindt men voornamelijk een hoge vlakke oude rivierzandgrond (geomorfologisch gerekend tot het 'vlak oud rivierlandschap'), met bodemtype Hoge Holt-horstpodzolgrond (eveneens matig fijn, sterk lemig zand) en ook grondwatertrap VII. De bodem is maar matig geschikt voor akker- en weidebouw.

Ter plaatse van de stortplaats is van deze bodems nauwelijks meer iets terug te vinden, door afgraving van een groot deel van het dekzand (Nuenengroep). Voor mogeljke effecten op de omgeving van de stortplaats, alsmede voor uitspraken over de toekomstige bestemming van de stortplaats in relatie tot de directe omgeving, kunnen de bodemgegevens echter van belang zijn. De profielopbouw van de twee bodemtypen, met de voor dit onderzoek relevante kenmerken, wordt weergegeven in Bijlage 1.

2.2. WATERVOERENDE EN WATERKERENDE LAGEN

2.2.1. Onverzadigde zone

Het water dat door het gestorte afval is gepercoleerd, zal meestal eerst terechtkomen in het dekzandpakket van de afdeklaag (Nuenen-groep). Bij de aanleg van de stortplaats (zowel de oude als de nieuwe) is een deel van deze laag afgegraven, zodat de vertikaal te doorstromen dikte van deze laag nergens meer dan 2 bedraagt, en meestal nog minder. Op sommige plaatsen is

dit afdekkende pakket zeer waarschijnlijk geheel verdwenen (BUREAU WATERBEHEER, 1985). De basis van het stortterrein ligt op minimaal 24,5 m +NAP (BUREAU WATERBEHEER, 1985); dit is minimaal 1 m boven de hoogste geregistreerde grondwaterstand op deze lokatie.

Het (restant van de) afdeklaag bestaat uit fijne tot matig grove kleihoudende zanden. Uit de beschikbare boorprofielbeschrijvingen kan geconcludeerd worden, dat in dit restant geen sprake is van slecht doorlatende lagen. Percolaat zal zich ongehinderd in vertikale richting door de onverzadigde zone verplaatsen naar het grondwater.

2.2.2. Grondwaterspiegel

De grondwaterstand ter plaatse van het stortterrein is gemiddeld circa 23 m +NAP, met een geregistreerde maximale fluctuatie van circa 0,5 m omhoog en omlaag. De grondwaterspiegel ligt op een diepte varierend van 4,5 tot 6,5 m onder het (oorspronkelijke) maaiveld. De stijghoogtes in peilbuizen rondom het stortterrein worden met onregelmatige frequentie opgemeten (BUREAU WATERBEHEER, 1985). Het meetpuntennet is weergegeven in figuur 1.1.

De grondwaterspiegel bevindt zich bovenin het circa 35 m dikke pakket van de Formaties van Kreftenheye, Veghel en Sterksel (in het vervolg afgekort tot 'KVS-pakket'). Dit pakket is hydrogeologisch als een eenheid te beschouwen. Het heeft gemiddeld een betere doorlatendheid dan de bovenliggende afdeklaag, en kent (als geheel) geen belemmering voor watertransport.

2.2.3. Grondwater in de Formaties van Kreftenheye, Veghel en Sterksel

Onder het niveau van circa 9 m-mv (minimaal 4 m onder de grondwaterspiegel) wordt in het KVS-pakket op enkele plaatsen een klei- of leemlaag aangetroffen. De bovenbegrenzing hiervan kan variëren van 19,4 m +NAP tot 7,7 m -NAP en de diktes varieren van 50 tot 180 cm (BUREAU WATERBEHEER, 1985).

Of deze laag een aaneengesloten groter geheel vormt, kan worden bepaald aan de hand van een vergelijking van de stijghoogten boven en onder de kleilaag. In peilbuizen uit het meetpuntennet (fig. 1.1) bevinden zich zes filters paarsgewijs respectievelijk boven en onder de leemlaag. In tabel 2.1 zijn de verschillen in stijghoogten boven en onder de kleilaag (en

Tabel 2.1. Stijghoogteverschillen in peilbuizen onder en boven kleilaagjes, en gradiënten, in het pakket van de Formaties van Kreftenheye, Veghel en Sterksel (gebaseerd op gegevens van BUREAU WATERBEHEER, 1985)

Bovenste filter		Onderste filter		Stijg-hoogte-verschil	Tot. dikte klei-laag	Gradiënt over de kleilaag
meet-punt nr.	diepte t.o.v. NAP (m)	meet-punt nr.	diepte t.o.v. NAP (m)	$h_b - h_o = dh$ (m)	= D (m)	dh / D = i_D -
441	+19,6	313(1)	+15,1	-0,01	0,70	-0,01
448(4)	+18,9	448(1)	+10,0	-0,03	0,60	-0,05
442(1)	+18,4	442(2)	+13,9	+0,01	0,50	+0,02
449(3)	- 5,4	449(4)	-46,0	-0,07	1,80	-0,04

enige afgeleide grootheden) weergegeven. De resultaten zijn gemiddelden over een periode van 3 jaar.

Uit tabel 2.1 volgt, dat er slechts geringe stijghoogteverschillen bestaan tussen de niveaus boven en onder een kleilaagje. Soortgelijke verschillen worden ook gevonden voor paarsgewijze filters waar kleilaagjes ontbreken (af te leiden uit gegevens van BUREAU WATERBEHEER, 1985). Uit deze interpretatie kan geconcludeerd worden dat de kleilaagjes geen aaneensluitende waterkerende laag vormen.

Volgens Van Rooijen (RGD Heerlen, pers. meded.) zijn de kleilaagjes in het KVS-pakket zeer lokaal van aard, en zijn zij min of meer 'wormvormig' aanwezig. Dit volgt uit extrapolatie van hydrogeologische kaartgegevens van hetzelfde pakket verder zuidoostwaarts van de onderzoekslokatie. Het KVS-pakket onderscheidt zich volgens Van Rooijen hiermee duidelijk van het onderliggende Kedichem-pakket.

Uit de nu beschikbare gegevens en berekeningen, zoals die in het voorgaande zijn weergegeven, kan worden geconcludeerd, dat er geen duidelijk storende lagen voor de waterbeweging aanwezig zijn in het KVS-pakket. De kleilaagjes vormen in ieder geval zeker geen aaneengesloten pakket, en geven als zodanig daarom geen hinder voor transport van water en eventuele verontreinigingen.

2.2.4. Grondwater in de Formatie van Kedichem

Onder het KVS-pakket ligt de Formatie van Kedichem met een dikte van circa 65 m. In dit pakket komen op verschillende diepten kleilaagjes voor, varierend in dikte van 0,4 tot 1,5 m. Het aantal, en de diepte waarop deze

kleilaagjes worden aangetroffen is sterk wisselend per plaats (fig. 2.2). Dit blijkt uit boorbeschrijvingen van RGD/RID (in BUREAU WATERBEHEER, 1985). Het aantal en de dikte is hier gemiddeld echter significant groter dan in het bovenliggende KVS-pakket. Volgens Van Rooijen is de verbreiding van storende laagjes in dit pakket duidelijk afwijkend van de situatie in het KVS-pakket: de kleilaagjes (elders is ook sprake van bruinkool- en andere storende laagjes) zijn hier meer plaatvormig aanwezig, beslaan dus een grotere oppervlakte en zullen de vertikale waterbeweging eerder hinderen. Deze interpretatie volgt eveneens uit extrapolatie van hydrogeologische kaartgegevens van het zelfde pakket, in een gebied ten zuid-oosten van de onderzoekslokatie.

Voor de Formatie van Kedichem als geheel kan daarom gesteld worden dat dit pakket anisotroop is. Dat wil zeggen, dat de doorlatendheid in de horizontale richting significant groter is dan de doorlatendheid in de vertikale richting. (Voor het KVS-pakket daarentegen kan gesteld worden, dat daar de doorlatendheden in alle richtingen vergelijkbaar zijn).

De vraag of de kleilaagjes in de Formatie van Kedichem een storende invloed hebben op de waterbeweging, kan worden beantwoord door de vertikale stijghoogteverschillen vast te stellen (tabel 2.2).

Ook hier blijkt, dat de stijhoogteverschillen berekkelijk klein zijn, in verhouding tot de vertikale afstand tussen de filters. Meetbuis 449 zou kunnen wijzen op een lichte kwelbeweging; 448 zou kunnen wijzen op een minimale inzijging.

Het pakket van de Formatie van Kedichem als een geheel beschouwend, kan geconcludeerd worden dat er vertikaal geen grote stijghoogteverschillen worden aangetroffen. Wel zijn meer kleilaagjes aanwezig dan in het KVS-pakket, zodat de vertikale waterbeweging van water en verontreinigingen iets meer hinder zal ondervinden dan in het KVS-pakket. Als geheel behoort

Tabel 2.2. Stijghoogteverschillen in peilbuizen onder en boven kleilaagjes, en gradiënten, in de Formatie van Kedichem (gebaseerd op gegevens van BUREAU WATERBEHEER, 1985)

Bovenste filter		Onderste filter		Stijghoogte-verschil	Tot. dikte klei-lagen	Gradiënt over de kleilagen
meet-punt nr.	diepte t.o.v. NAP (m)	meet-punt nr.	diepte t.o.v. NAP (m)	$h_b - h_o = dh$ (m)	= D (m)	$dh / D = i_D$ -
448(2)	-18,5	448(3)	-48,0	+0,11	1,20	+0,09
449(3)	- 5,4	449(4)	-46,0	-0,07	5,30	-0,02

het Kedichem-pakket, samen met het KVS-pakket, tot het eerste watervoerende pakket.

2.2.5. Basis van het eerste watervoerende pakket

Tenslotte ligt onder de Formatie van Kedichem nog een circa 7 m dik pakket klei, behorend tot de Tegelen-formatie. Deze laag fungeert als scheidende laag tussen het zogenaamde eerste watervoerend pakket en het dieper gelegen tweede watervoerend pakket (DGV-TNO, 1974 & 1980). Transport van water en eventuele verontreinigingen door de uitgestrekte en dikke Tegelen-klei kan uitgesloten worden geacht. Verdere hydrogeologische analyses van diepere lagen is daarom niet relevant.

Een schematisatie van de hydrogeologische situatie wordt gegeven in figuur 2.8. Daarin zijn ook de karakteristieken voor het horizontale stromingsbeeld, die in de volgende paragraaf worden behandeld, opgenomen.

2.3. HORIZONTALE GRONDWATERSTROMING

2.3.1. Isohypsenpatroon

Van de onderzoekslokatie en omgeving zijn verschillende isohypsenkaarten beschikbaar, van zowel het freatisch als van het middeldiepe grondwater (eerste watervoerende pakket); zie bijvoorbeeld DGV-TNO (1974) in figuur 2.4. Het netwerk van meetpunten is daar weliswaar vrij grof, maar op regionale schaal geven deze kaarten een goed overzicht van de grondwaterbeweging.

Voor de stortlokatie zelf is door Provinciale Waterstaat Limburg een isohypsenkaart vervaardigd (zie fig. 2.5) met behulp van stijghoogtegevens van het meetnet rond het stort (BUREAU WATERBEHEER, 1985). Het betreft het freatisch grondwater.

Opmerkelijk is de lichte afbuiging die het isohypsenpatroon vertoont tussen de punten 441 en 395. Deze onregelmatigheid wijst op een lokale invloed c.q. verstoring van het isohypsenpatroon, door een ondiep aanwezige kleilens.

Op basis van figuur 2.4 is een vertikaal profiel voor de zuidoost-noordwest - richting afgeleid, samenvallend met de stroombaan die midden onder het stort doorloopt (fig. 2.6). Uit deze figuur zou men kunnen con-

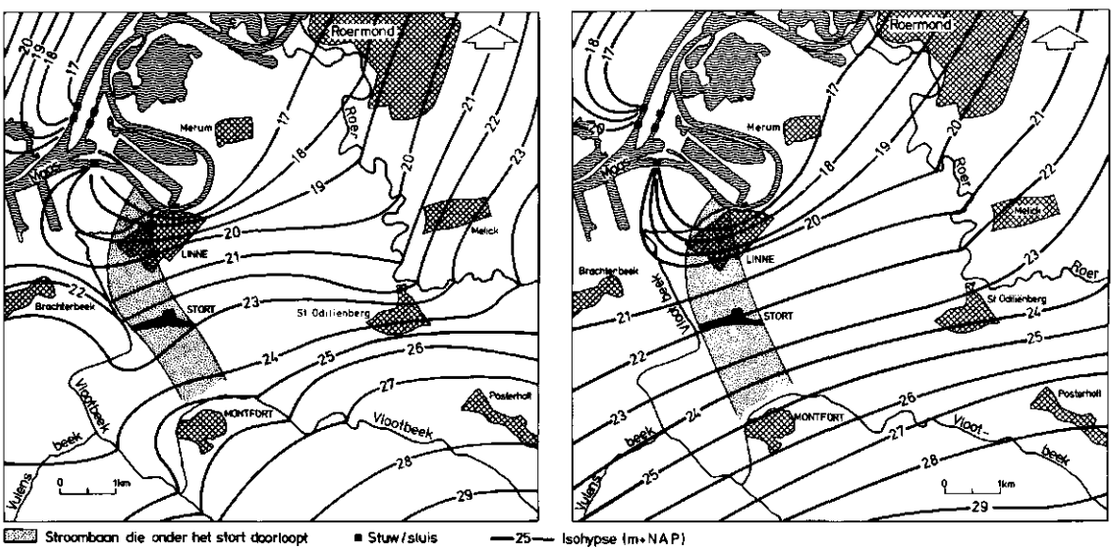


Fig. 2.4. Isohypsen van het freatisch grondwater (links) en van het eerste watervoerende pakket (rechts); opname datum 28-8-1972 (DGV-TNO, 1974)

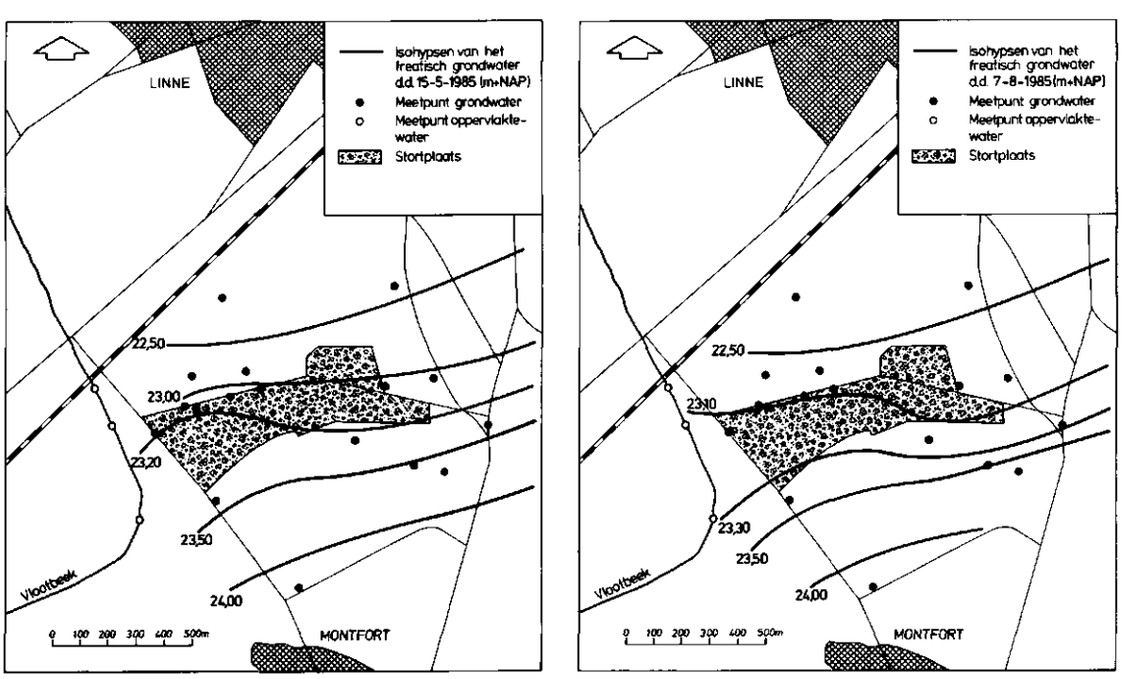


Fig. 2.5. Isohypsen van het freatisch grondwater ter plaatse van het stort, op 15-5-1985 (links) en 7-8-1985 (rechts) (naar BUREAU WATER-BEHEER, 1985)

cluderen dat de stijghoogten van het freatisch grondwater gemiddeld een halve meter hoger zou zijn dan die van het middeldiepe grondwater. Dit zou wijzen op een lichte vertikale waterbeweging ofwel een inzijgingssituatie.

De stijghoogtegegevens van Provinciale Waterstaat Limburg (fig. 2.5) lijken met deze resultaten in strijd: voor de ondergrond direct bij het stort zouden de stijghoogtes van verschillende diepten nagenoeg gelijk zijn (zie tabel 2.1 en 2.2).

Deze discrepantie is deels te verklaren uit de dichtheid c.q. nauwkeurigheid van de meetpunt-netwerken die verschillend is voor de twee genoemde bronnen. Omdat het meetnet van Provinciale Waterstaat specifiek voor de omgeving van het stort terrein is aangelegd, zullen de daar gemeten stijghoogten voor deze lokatie betrouwbaarder zijn dan die van een gebied op grotere schaal, met een minder dicht en minder specifiek meetnet. Daarom blijft de conclusie geldig, dat het ontbreken van een slecht doorlatend pakket, en de lage grondwaterstanden, er op duiden dat het neerslagoverschot geheel wordt afgevoerd via het eerste watervoerende pakket.

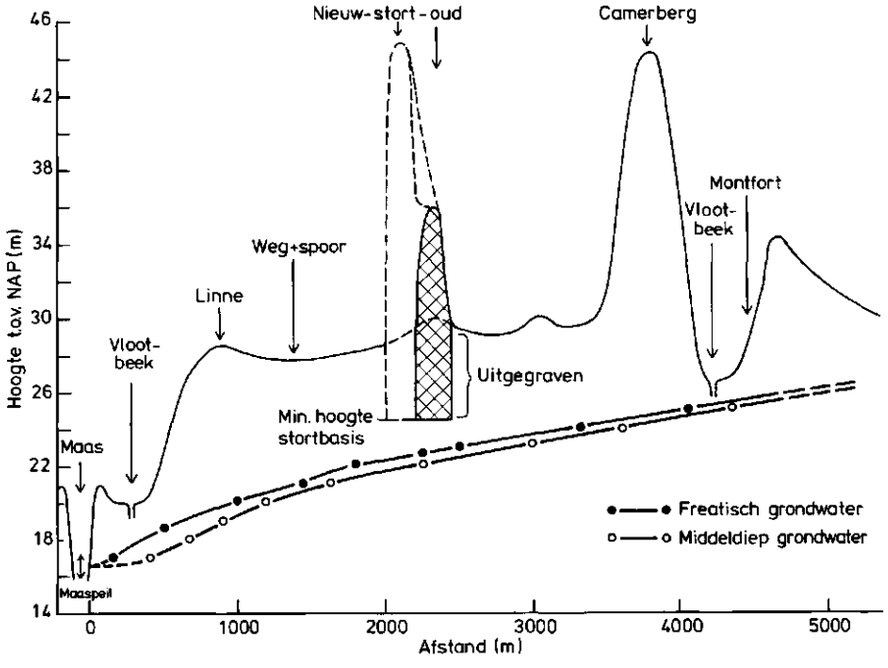


Fig. 2.6. Verloop van de stijghoogteniveaus (op 28-8-1972) van freatisch en middeldiep grondwater in de omgeving van de stortplaats, in relatie tot de maaiveldsligging. Afgeleid voor de stroomlijn die midden onder het stort loopt (zie fig. 2.4). Grondwaterstanden afgeleid uit DGV-TNO (1974). Maaiveldsligging boven de gevolgde stroomlijn afgeleid uit kaarten van de TOPOGRAFISCHE DIENST (1979)

2.3.2. Stromingsbeeld op regionale schaal

De stromingsrichting, gerekend van het stort stroomafwaarts ('benedenstrooms') is aanvankelijk Noordwest, afbuigend naar Noord-noordwest. De stroombanen convergeren licht, naarmate de Maas wordt genaderd. Daarbij neemt ook de gradiënt toe. De oorzaak hiervan is de stuw in de Maas tussen Beegden en Linne. Zowel het isohypsenpatroon van het freatische als van het middeldiepe grondwater wordt in deze zone beïnvloed door de waterstand van de Maas (DGV-TNO, 1974).

Ter plaatse van de stortplaats lopen de stroombanen min of meer evenwijdig. Voor het voedingsgebied van het watervoerend pakket (KVS-pakket en, in mindere mate, het Kedichem-pakket) kan het volgende gesteld worden.

Zowel de Formaties van Kreftenheye, Sterksel en Veghel, als de Formatie van Kedichem strekken zich bovenstrooms de stortplaats ver uit in zuidoostelijke richting, maar ook in de andere richtingen (Van Rooijen, RGD Heerlen, pers. meded.). Deze verbreiding gaat door tot ver in Duitsland. De gemiddelde helling ligt zuidoost-noordwest. De dikte is wel variabel. Over de homogeniteit van de genoemde pakketten kan volstaan worden met verwijzing naar hetgeen in de vorige paragraaf hierover reeds ter sprake is gebracht.

Vanwege de uit te voeren modelberekeningen (zie hoofdstuk 4) is het van belang om inzicht te hebben in het verloop van het isohypsenpatroon in het voedingsgebied in Duitsland. Hiertoe zijn grondwaterkaarten gebruikt van het aangrenzende gebied in Duitsland (LANDESANSTALT FÜR WASSER UND ABFALL N.W., 1973). Het betreft kaarten van het freatisch grondwater. Omdat deze kaarten op de zelfde schaal zijn als die van DGV-TNO (1974), is van het freatisch grondwater een montage gemaakt (fig. 2.7). De kaartdelen waarvan geen gegevens bestonden, zijn geïnterpoleerd, aan de hand van topografische kaarten van het betreffende gebied.

Over het gebied als geheel kan worden vastgesteld, dat de secundaire breuken (Breuken van Montfort en Beegden) geen invloed uitoefenen op het stromingspatroon van het freatische of middeldiepe grondwater (DGV-TNO, 1974).

2.3.3. Doorlaatcapaciteit en stroomsnelheid

De doorlaatcapaciteit (uitgedrukt m.b.v. kD-waarden in $m^2.dag^{-1}$) is een belangrijk gegeven voor de hoeveelheid water die in een bepaalde tijd door

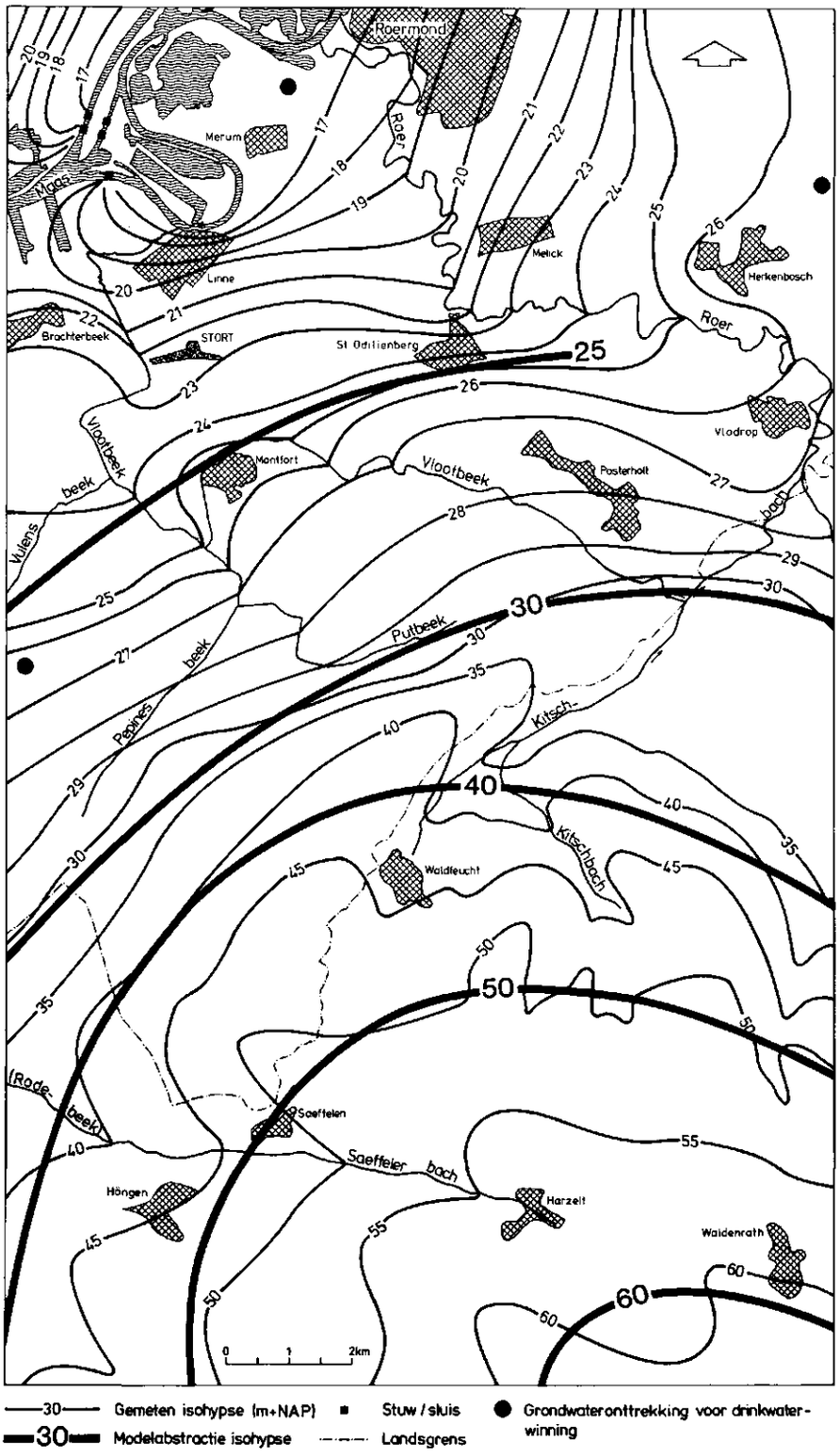
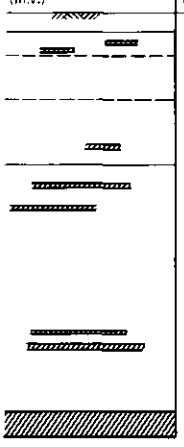


Fig. 2.7. Isohypsen van het freatisch grondwater in het grensgebied van Nederland en West-Duitsland (isohypsen in m +NAP). Afgeleid uit gegevens van DGV-TNO (1974) en LANDESANSTALT FÜR WASSER UND ABFALL N.W. (1973). Tevens aangegeven: modelabstractie van het radiale stromingspatroon op regionaal niveau (zie hoofdstuk 3)



(m.v.)	Diepte onder m.v. (m)	Hoogte t.o.v. NAP (m)	Pakket-dikte (m)	Aard van het materiaal	Hydrogeologische karakteristiek	Hydrogeologische grootheden (gem. of benadering)	Naamgeving conform de tekst
		30					
	5	25	5	Dekzand, fijn/matig grof, kleihoudend	Van geen betekenis	U-cijfer = 150	Restant deklaag
			35	Grof zand en grind, plaatselijk kleilenzen	Goed watervoerend pakket met lokaal dunne keilaagjes Isotroop	k = 35 à 100 (m.d^{-1}) kD = 2800 (m^2.d^{-1}) i = 17.5 x 10^{-4} v_h = 50 (m.jr^{-1})	Formaties van Kreftenheye, Veghel en Sterksel
	40	-10	65	Matig fijn en grof zand met kleilaagjes	Minder goed watervoerend pakket met klei- en bruinkoollaagjes die waterbeweging kunnen storen Anisotroop	k_h = 10 (m.d^{-1}) kD = 650 (m^2.d^{-1}) v_h = 6 (m.jr^{-1})	Formatie van Kedichem
	105	-75	7	Kleilaag	Basis geohydr. systeem	K ≈ 0 en kD ≈ 0	Tegelenklei

Fig. 2.8. Schematisatie hydrologisch profiel ter plaatse van het stort Linne/Montfort (bronnen: zie tekst)

een pakket stroomt. Bij gebrek aan gedetailleerde gegevens van de ondergrond van de stortplaats, moet een benadering worden gegeven van de k- en kD-waarden aldaar, op basis van gegevens uit de nabije omgeving. Over de doorlaatcapaciteit in de omgeving bestaat in de literatuur verschil van mening. De waarden lopen uiteen van 500 tot 5000 $m^2.dag^{-1}$. Deze gegevens zijn afkomstig uit schattingen, pomp- en korrelgrootte-analyses van meetputten of boorbeschrijvingen uit de omgeving van de onderzoekslokatie (DGV-TNO, 1974; DE RIDDER et al, 1967; KNAAP, 1957). Voor de pakketten van Kreftenheye-Sterksel-Veghel en die van Kedichem gelden verschillende kD-waarden. De doorlaatcapaciteit van het onderste pakket is beduidend lager dan die van het daarboven gelegen pakket. De kD-waarden betreffen steeds de doorlaatcapaciteit in horizontale richting.

Uit genoemde bronnen kunnen de volgende gemiddelde richtwaarden worden afgeleid voor de k- en kD-waarden (zie ook fig. 2.8):

- Voor het KVS-pakket wordt gesteld: k = 80 $m^2.dag^{-1}$. De gemiddelde dikte is 35 m, zodat de kD-waarde dan 2800 $m^2.dag^{-1}$ bedraagt.
- Voor het Kedichem-pakket wordt gesteld: k = 10 $m^2.dag^{-1}$. De gemiddelde dikte is hier 65 m, zodat de kD-waarde 650 $m^2.dag^{-1}$ bedraagt.

Bij een gradiënt van i = 17,5 x 10^{-4} ($m.m^{-1}$) - af te leiden uit de isohypsenkaarten - geldt dan voor het KVS-pakket een horizontale Darcy-stroomsnelheid van v = 50 $m.jr^{-1}$. Voor het Kedichempakket is dit slechts 6,4 $m.jr^{-1}$.

Ter bepaling van de effectieve stroomsnelheid (de snelheid waarmee verontreinigende stoffen zich kunnen verplaatsen), dienen de aangegeven snel-

heden te worden gedeeld door het porienvolume. Bij een poriënvolume van 40% betekent dit, dat het front van verontreinigende stoffen zich in het KVS-pakket circa 128 m per jaar in (gemiddeld) noordwestelijke richting kan verplaatsen. Niet alle stoffen zullen zo snel bewegen, omdat veel stoffen in de bodem worden vertraagd door adsorptieprocessen. Hierop wordt in de komende hoofdstukken teruggekomen.

2.3.4. Waterbalans

De weergegeven data kunnen gebruikt worden in een waterbalans van het watervoerend pakket onder het oude stortterrein (zie bijlage 2). Uit de berekening blijkt, dat de bijdrage van de vertikale toelevering van water (via neerslag op het stort, en vervolgens in de vorm van percolaat in het grondwater terechtkomend) zeer gering is ten opzichte van de horizontale waterbeweging in het watervoerend pakket, ten gevolge van een groot bovenstrooms voedingsgebied. Dit betekent, dat de stroombaan, afkomstig van de stortplaats, niet diep zal doordringen in het watervoerende pakket.

2.4. OPPERVLAKKIG AFWATERINGSSTELSEL

In het gebied direct rond de stortplaats zijn geen waterafvoerende sloten aanwezig; er vindt geen oppervlakkige afvoer van water via sloten plaats. Het neerslagoverschot infiltreert geheel in de bodem en wordt afgevoerd via het grondwater. Het watervoerend pakket kan daarom worden beschouwd als een freatisch watervoerend pakket.

Aan de zuidzijde van het stort is wel een sloot aanwezig: een opvangsloot voor zijdelings uittredend percolaat en oppervlakkig over de afdeklaag afstromend regenwater. Het is echter een doodlopende waterloop ('zaksloot') die geen afvoerende functie heeft.

In het gebied komen enkele beeksystemen voor, die wel watervoerend zijn. Deze beken zijn ondiep, doch plaatselijk diep ingesneden in het terrein. De debieten zijn gering, en een eventuele invloed op de waterbalans (bijlage 2) is daarom verwaarloosbaar.

De Vlootbeek, welke dicht bij het stort is gelegen, blijkt benedenstrooms van de stortplaats soms een enigszins drainerende, soms een enigszins infiltrerende functie te hebben (volgt uit data van BUREAU WATERBEHEER, 1985). Gezien het isohypsenbeeld van het freatisch grondwater moet

echter worden aangenomen, dat hoogstens een klein deel van het percolaat dat in het grondwater terecht kan komen (vooral van het westelijke deel van de oude stortcompartimenten), afgevoerd zou kunnen worden naar de Vlootbeek.

2.5. SAMENVATTING EN CONCLUSIES

Op basis van resultaten van eerdere onderzoekingen is een schematisatie gemaakt van de geologische opbouw van de bodem ter plaatse van de stortplaats en voor de nabije omgeving tot aan de Boven-Miocene afzettingen (ca. 150 m onder maaiveld).

Het stort is gelegen op circa 30 m +NAP, tussen twee secundaire breukvlakken in de Roerdalslenk, die voor de milieu-effecten van de stortplaats niet van belang zijn. Er is sprake van dikke, veelal zandige afzettingen waarin lokaal dunne laagjes leem, klei en bruinkool kunnen voorkomen.

De hydrogeologische analyse met behulp van geologische gegevens, isohypsenkaarten en berekeningen betreffende grondwaterstroming en waterbalansen heeft geleid tot de volgonde conclusies:
Van een afdekkend pakket is onder het stort geen sprake meer, omdat het stort zich in een ontgronding bevindt. Het watervoerend pakket begint direct onder het stort en heeft een totale dikte van circa 100 m. De grondwaterspiegel bevindt zich op circa 6 m onder het oorspronkelijke maaiveld, dat is circa 1 m onder de stortbasis. De grondwaterstand fluctueert relatief weinig.

De plaatselijk aanwezige kleilaagjes in het goed doorlatende, welhaast isotrope pakket van de Formaties van Kreftenheye, Veghel en Sterksel (KVS-pakket), fungeren niet als storende laag voor horizontale of vertikale stroming in de ondergrond. De horizontale stroomsnelheid van het grondwater is relatief hoog, waardoor het percolatiewater van de stortplaats niet diep doordringt in het watervoerende pakket. De verontreiniging zal daarom vooral worden aangetroffen in het ondiepe (bovenste) grondwater.

Onder dit goed doorlatende pakket bevindt zich de (anisotrope) Formatie van Kedichem (40 tot 105 m onder maaiveld). De kleilaagjes zij hier wat meer verbreid en groter in aantal. Ook hier vormen deze kleilaagjes echter geen duidelijk waterkerende laag. Dit pakket vormt samen met het KVS-pakket het eerste watervoerende pakket, doch de stroomsnelheid en het debiet zijn lager dan in het bovenliggende pakket. De Tegelenklei op 105 m onder maai-

veld vormt de ondoorlatende basis van het eerste watervoerende pakket.

Het grondwaterstromingsbeeld is, op grotere schaal beschouwd, niet complex en vertoont slechts geringe fluctuaties in de tijd en diepte. Deze omstandigheden maken een modelmatige benadering eenvoudiger.

3. MODELBEREKENINGEN

3.1. INLEIDING

Het belangrijkste doel van de modelberekeningen is om aan te geven tot welke diepte de verontreinigde stroombaan, afkomstig van de stortplaats, zal doordringen in het watervoerende pakket en tot hoever de verontreiniging zich in benedenstroomse richting heeft verplaatst.

De richting van de stroombaan is af te leiden uit de isohypsenkaarten die gepresenteerd werden in hoofdstuk 2. De belangrijkste in dit verband is de isohypsenkaart voor het middeldiepe grondwater - dat is het watervoerende pakket. Overigens stemt deze isohypsenkaart in grote lijnen overeen met de isohypsenkaart voor het freatisch water. Ter plaatse van de vuilstortplaats is het afdekkende pakket grotendeels weggegraven, waardoor het percolatiewater uit het afvalstort vrijwel direct in het watervoerende pakket terecht komt.

3.2. MODELKEUZE

Bij beschouwing van de isohypsenkaart op een meer regionale schaal kan worden vastgesteld dat ruwweg sprake is van radiale stroming vanaf de heuveltoppen in Duitsland. In figuur 2.7 zijn enkele isohypsen geschematiseerd waaruit het beeld van radiale stroming duidelijk wordt.

Volgens HOEKS (1981) kan voor een dergelijke situatie een schatting worden gemaakt van de verplaatsing van de verontreiniging met relatief eenvoudige formules. Zo geldt voor de stroomsnelheid ter plaatse van het afvalstort

$$v^* = \frac{x_s \cdot N}{2 \cdot \epsilon \cdot D}$$

waarin: v^* = de effectieve verplaatsingssnelheid van het verontreinigingsfront ($m.jr^{-1}$)

x_s = afstand tussen afvalstort en waterscheiding (m)

N = neerslagoverschot, of deel daarvan, dat wordt afgevoerd via het watervoerend pakket ($m.jr^{-1}$)

ϵ = effectief porienvolume in het watervoerende pakket (-)

D = dikte van het watervoerende pakket (m)

Bij deze formulering van de verplaatsingssnelheid is aangenomen dat de doorlatendheid binnen het watervoerende pakket constant is met de diepte. Bovendien is aangenomen dat de basis van het watervoerende pakket ondoorlatend is. Voor de situatie bij de stortplaats Linne vereist dit enige aanpassing. Zoals reeds beschreven in hoofdstuk 2 bestaat het watervoerende pakket uit de KVS-formaties, met een dikte van 35 meter en een doorlaatfactor van 80 $m^2.dag^{-1}$, en uit de formatie van Kedichem, met een dikte van 65 meter en een doorlaatfactor van 10 $m^2.dag^{-1}$. Voor de berekening kan echter de onderste laag met een kD van 650 $m^2.dag^{-1}$ gevoegd worden bij de KVS-formatie met een kD van 2800 $m^2.dag^{-1}$. De totale kD-waarde van het watervoerende pakket wordt dan 3450 $m^2.dag^{-1}$. Uitgaande van een doorlaatfactor van 80 $m^2.dag^{-1}$ (d.i. de doorlatendheid van het KVS-pakket) kan dan een vervangende dikte D' worden berekend van circa 43 meter.

Volgens figuur 2.7 is de afstand van de stortplaats tot de waterscheiding (x_s) ongeveer 15 km. Als voor het neerslagoverschot het langjarig gemiddelde van 300 $mm.jr^{-1}$ wordt aangenomen en de effectieve porositeit wordt gesteld op 0,40, dan kan de stroomsnelheid ter plaatse van het afvalstort worden berekend als

$$v^* = \frac{15\,000 \cdot 0{,}3}{2 \cdot 0{,}40 \cdot 43} = 131\ m.jr^{-1}$$

Dit stemt verrassend goed overeen met de stroomsnelheid, zoals deze uit de isohypsenkaart kan worden afgeleid:

$$v = \frac{k}{\epsilon} \cdot i = \frac{80 \cdot 365}{0{,}40} \cdot 17{,}5 \cdot 10^{-4} = 128\ m.jr^{-1}$$

Op grond van deze overeenkomst lijkt het dus alleszins redelijk om de stroming in het watervoerende pakket te beschouwen als radiale stroming.

De verplaatsing van een verontreinigingsfront volgens een stroombaan, zoals schematisch is weergegeven in figuur 3.1, kan nu worden berekend met de volgende formules (zie HOEKS, 1981):

$$x_i = x_s \left(e^{Nt/2\epsilon\, D(1+R_i)} - 1\right)$$

$$d_i = \left[1 - \left(\frac{x_s}{x_i + x_s}\right)^2\right] \cdot D$$

$$C_i = C_o \cdot e^{-kt/(i+R_i)}$$

waarin: x_i = afstand, die de opgeloste stof i in t jaren heeft afgelegd in horizontale richting, gerekend vanaf het punt van infiltratie

t = tijd sinds infiltratie in het watervoerende pakket (jaren)

R_i = distributieverhouding voor stof i, aangevend de verhouding tussen hoeveelheid geadsorbeerd en hoeveelheid in oplossing

C_o = concentratie stof i ter plaatse van front, na t jaren ($mg.l^{-1}$)

C_i = concentratie stof i in infiltrerend percolatiewater ($mg.l^{-1}$)

d_i = indringingsdiepte van het verontreinigingsfront in het watervoerende pakket (m)

Bovenstaande formules zijn vooral geschikt voor het maken van globale schattingen omtrent de afstand die door een opgeloste stof is afgelegd na t jaren, rekening houdend met adsorptie en afbraak. Tevens kan met deze formules de loop van de stroombaan in het grondwater worden berekend, dat wil zeggen in het vertikale vlak loodrecht op de isohypsen.

Uiteraard zijn meer exacte berekeningen mogelijk met complexe numerieke grondwaterkwaliteitsmodellen. Dergelijke modellen kunnen rekening houden met de heterogene opbouw van de bodem, met een meer complexe hydrologische situatie en met gecompliceerde chemische processen in de bodem. Een probleem bij toepassing van dit soort modellen is, dat dan ook veel gegevens beschikbaar moeten zijn over de heterogene bodemopbouw, de hydrologie en de processen in de bodem. Voor de situatie bij de stortplaats Linne ontbreken dergelijke gedetailleerde gegevens. De isohypsenkaarten vertonen zo'n regelmatig beeld dat de hiervoor gegeven vereenvoudiging acceptabel lijkt. Bovendien hebben de berekeningen niet tot doel om exact de concentratie van allerlei verontreinigende stoffen in het grondwater te berekenen. Het is

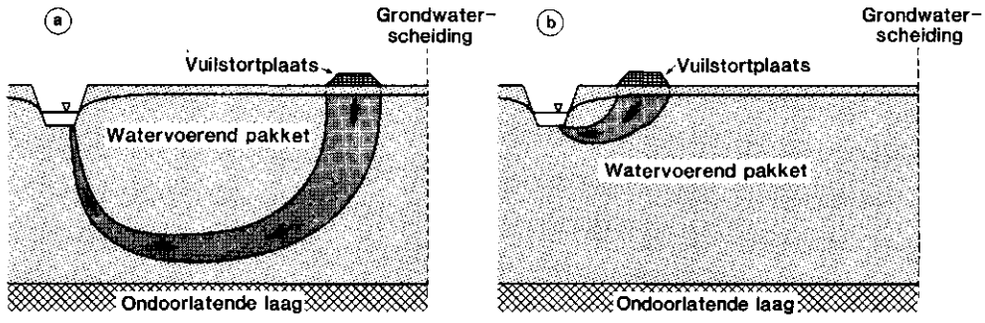


Fig. 3.1. Invloed van de geohydrologische situering van een vuilstortplaats op verontreiniging van het oppervlaktewater. a, diep doordringende stroombaan met lange verblijftijden; b, ondiepe doordringing met korte verblijftijden. (Bron: HOEKS, 1976)

vooral de bedoeling om aan te geven via welke baan (zowel horizontaal als vertikaal) de verontreiniging verplaatst en hoever mobiele en minder mobiele stoffen zich intussen verplaatst kunnen hebben.

3.3. RESULTATEN VAN DE BEREKENINGEN

Voor de berekening van de in tabel 3.1 gepresenteerde resultaten is uitgegaan van de volgende gegevens:

- afstand stort-waterscheiding (x_s)	: 15 000	m
- neerslagoverschot (N)	: 0,300	$m.jr^{-1}$
- poriënvolume (ϵ)	: 0,40	-
- dikte watervoerend pakket (D)	: 43	m
- distributieverhouding (R_i)	: 0, 4 en 20	-
- afbraakcoëfficiënt (k)	: 0, 0,2 en 0,5	$jaar^{-1}$

Bij de keuze van de distributieverhouding (R_i) is uitgegaan van geen adsorptie (R_i=0), matige adsorptie (R_i=4) en sterke adsorptie (R_i=20) voor respectievelijk mobiele stoffen (Cl), minder mobiele kationen (NH_4, K) en weinig mobiele zware metalen. Evenzo is bij de keuze van de afbraakcoëfficiënt (k) uitgegaan van geen afbraak (k=0) voor persistente stoffen en langzame (k=0,2) en snelle (k=0,5) afbraak voor afbreekbare organische stoffen. De keuze van deze waarden, die met name voor de afbraakcoëfficiënten vrij arbitrair is, geeft een ruwe afschatting van de effecten van adsorptie en afbraak op het transport van de verontreinigende stoffen.

In tabel 3.1 is de afgelegde afstand in horizontale richting weergegeven als functie van de tijd en de mate van adsorptie. De concentraties aan het front zijn berekend als percentage van de concentratie in het infiltrerende percolatiewater en hebben alleen betrekking op die componenten, die aan afbraak onderhevig zijn. Voor de andere componenten verandert de concentratie niet tijdens het transport omdat het effect van dispersie is verwaarloosd.

Dit is natuurlijk niet de werkelijkheid, aangezien in het grondwater enige verdunning kan optreden als gevolg van menging met schoon grondwater (dispersieverschijnselen). Hierdoor zal de stroombaan in benedenstroomse richting geleidelijk breder en dikker worden, terwijl de concentraties door verdunning lager worden dan die in het infiltrerende percolatiewater.

Volgens de berekeningen in tabel 3.1 zullen de meest mobiele stoffen na 16 à 17 jaar de Maas bereikt hebben aangezien de afstand tussen stort en Maas, gemeten langs de stroombaan, ongeveer 2300 meter bedraagt. Aangezien op het oudste gedeelte van het stortterrein reeds in de jaren '60 is begonnen met het storten van afval, moet worden aangenomen dat in principe de meest mobiele verontreinigende stoffen de Maas reeds bereikt hebben. Dit betekent dat over de gehele lengte van de stroombaan tussen stort en Maas in principe verontreinigende stoffen aanwezig zijn.

In figuur 3.2 is de berekende stroombaan in het vertikale vlak weergegeven met daarbij vermeld de verblijftijden sinds infiltratie. De verblijftijden en de daarbij behorende afstanden betreffen de meest mobiele stof-

Tabel 3.1. Horizontale verplaatsing (in meters) van de verontreiniging afkomstig van de vuilstortplaats Linne als functie van de verblijftijd en adsorptie- en afbraakprocessen
R_i = distributieverhouding (= maat voor adsorptie)
k = afbraakcoëfficiënt (jr^{-1})
C_o = aanvangsconcentratie op t = 0

Tijd	Horizontale verplaatsing (m)			Concentratie (% van C_o)		
(jaren)	R_i=0	R_i=4	R_i=20	k=0	k=0,2	k=0,5
0	0	0	0	100	100	100
2	264	52	12	100	67	37
4	532	105	25	100	45	14
6	806	158	37	100	30	5
8	1084	211	50	100	20	2
10	1367	264	62	100	14	1
12	1655	317	75	100	9	0
14	1948	371	87	100	6	-
16	2246	425	100	100	4	-
18	2550	478	113	100	3	-

fen, die niet worden geadsorbeerd noch afgebroken (bijv. chloride). De stroombaan in het horizontale vlak is direct af te leiden uit de isohypsenkaart voor het watervoerende pakket (zie fig. 2.4).

Het blijkt dat onder de gegeven hydrologische omstandigheden de stroombaan, afkomstig van de stortplaats, niet diep doordringt in het watervoerende pakket (max. tot 12 meter beneden de grondwaterspiegel). Dit betekent dat particuliere putten benedenstrooms van de stortplaats waar water wordt onttrokken uit de bovenste 10 à 15 meter van het watervoerende pakket, verontreinigd kunnen zijn door het infiltrerende percolatiewater.

Zoals reeds eerder vermeld is in de jaren '60 begonnen met het storten van afval op compartiment I van de huidige stortplaats. Destijds betrof het een gemeentelijke stortplaats met een relatief kleine aanvoer van afval. Sinds 1975 wordt de stortplaats geëxploiteerd als regionale stortplaats met een veel grotere aanvoer van afval.

De verontreiniging op grotere afstand van de stortplaats is dus vooral een gevolg van percolatiewater afkomstig van compartiment I. Verwacht mag

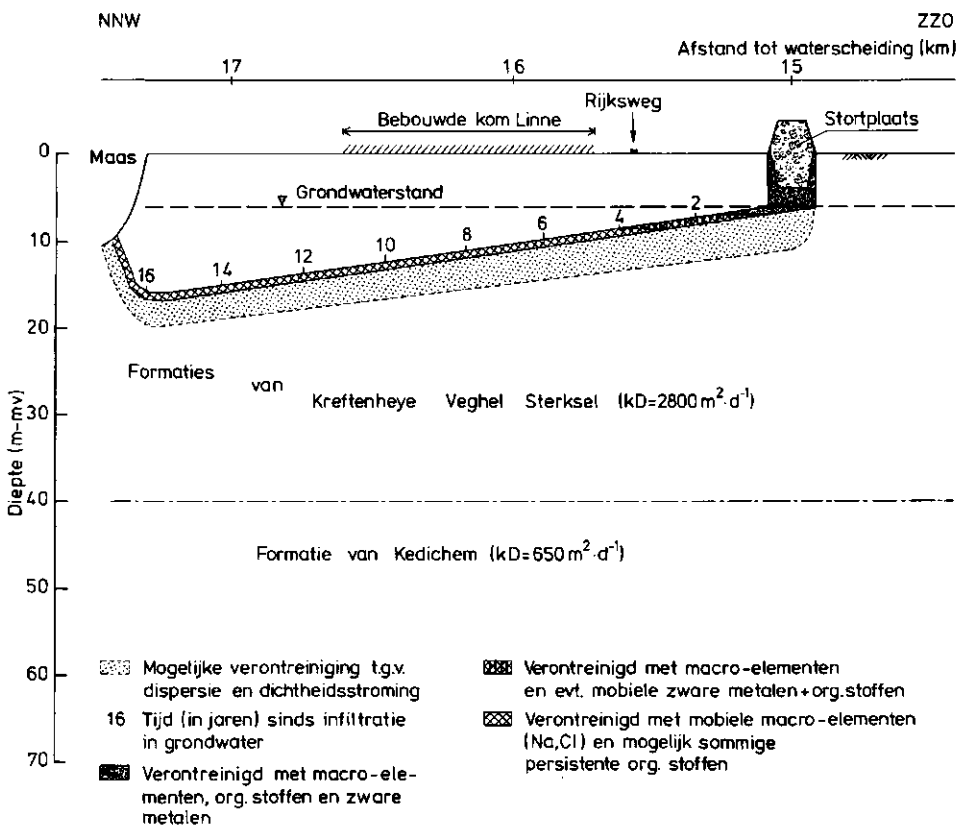


Fig. 3.2. Berekende stroombaan, afkomstig van de vuilstortplaats, in relatie met de verblijftijd sinds infiltratie, voor het vertikale vlak

worden dat de verontreiniging nog verder toeneemt, omdat ook de compartimenten II en III nog niet werden voorzien van een basisafdichting met klei, zoals later voor compartiment IV is gebeurd en ook bij de volgende compartimenten zal gebeuren.

Aannemend dat het zeker tot circa 3 jaar na het storten van het eerste afval zal duren voordat het eerste percolatiewater het grondwater bereikt, kan worden geconcludeerd dat percolatiewater van compartiment I intussen de Maas bereikt kan hebben. Het eerste percolaat van compartiment II kan een afstand van ongeveer 2000 meter afgelegd hebben. Gezien de toename in concentraties in grondwaterfilters vlak naast de stortplaats (BUREAU WATERBEHEER 1985 & 1986 -zie hoofdstuk 4) mag worden aangenomen dat de concentraties op grotere afstand van de stortplaats ook nog verder zullen toenemen.

3.4. CONCLUSIES

De berekeningen hebben aangetoond dat de verontreiniging alleen in de bovenste 10 meter van het watervoerende pakket aanwezig zal zijn. Als gevolg van dichtheidsstroming (percolatiewater heeft vaak een belangrijk hogere dichtheid dan water) zou de werkelijke indringingsdiepte iets groter kunnen zijn. Dit effect wordt gering geacht omdat in dat geval de concentraties snel afnemen vanwege menging met schoon grondwater.

De grote afstand tot de grondwaterscheiding (in Duitsland) heeft tot gevolg dat het bovenstroomse voedingsgebied groot is. De effectieve stroomsnelheid van het grondwater ter plaatse van het stortterrein is daardoor hoog (ca. 130 $m.jr^{-1}$). Gelet op de ouderdom van de oudste compartimenten op het stortterrein, moet worden aangenomen dat het eerste percolatiewater intussen de Maas bereikt zal hebben en dat de stroombaan tussen stort en Maas dus in principe verontreinigd zal zijn door het infiltrerende percolatiewater. Dankzij adsorptie- en afbraakprocessen zijn de meeste kationen, de zware metalen en de afbreekbare organische stoffen nog lang niet zover gevorderd. Voor deze componenten varieert de afgelegde afstand van 100 tot 500 meter maximaal.

De berekeningen hebben duidelijk gemaakt dat er gevaar bestaat voor verontreiniging van partikuliere putten benedenstrooms van het stort, althans voor zover ze binnen de stroombaan zijn gelegen (zie fig. 2.4 en fig. 3.2). Het lijkt waarschijnlijk dat eventuele verontreiniging van deze putten

momenteel in hoofdzaak bestaat uit mobiele macro-elementen zoals chloride, natrium en mogelijk ook calcium. In principe bestaat de kans dat ook mobiele, slecht afbreekbare organische stoffen aanwezig zijn. De kans dat zware metalen aanwezig zijn in deze putten wordt nog zeer gering geacht. Wel moet rekening worden gehouden met de verwachting dat de verontreiniging in deze putten in de toekomst verder zal toenemen.

4. WATERKWALITEIT

4.1. INLEIDING

Beïnvloeding van grondwater door stortplaatsen zonder basisafdichting is in humide klimaten een onvermijdelijk gebeuren. Door het neerslagoverschot zullen oplosbare stoffen uitlogen en in het grondwater en oppervlaktewater terecht komen indien geen maatregelen worden genomen. De gevolgen van deze verontreiniging voor mens en/of milieu zijn afhankelijk van de hydrogeologische situatie, bodem- en grondwater-gebruik, en de aard en concentratie van verontreinigende stoffen.

Aan de hand van beschikbare en te verzamelen gegevens zal een overzicht worden gegeven van de kwaliteit van het oppervlaktewater en het grondwater, het verspreidingsbeeld van de verontreinigingen, en de mogelijke bedreiging die hier van uitgaat.

4.2. KWALITEIT VAN HET OPPERVLAKTEWATER

Zoals reeds is gebleken in par. 2.4, speelt het oppervlaktewater in dit onderzoek geen grote rol. Nabij de stortplaats zijn geen waterafvoerende sloten aanwezig.

Direct ten zuiden van de stortplaats wordt een sloot aangetroffen die water bevat doch die geen afvoerpunt heeft. In het terrein is duidelijk waarneembaar dat zijdelings percolaat uit het stort treedt en dat regenwater afstroomt over en/of door de afdeklaag op het stort, die onder een helling ligt. Het water in de sloot is belast met verontreinigingen door toestroming van percolaat (zie ook ADVIESBUREAU BROUWERS B.V., 1984, en WATERSCHAP ZUIVERINGSSCHAP LIMBURG, 1986). De verontreiniging is duidelijk waarneembaar (kleur en geur), hoewel er enige verdunning plaatsvindt met regenwater, dat via het talud afstroomt. Uit analyse van het slootwater blijkt dat de concentraties van de zogenaamde tracers hier bijzonder hoog zijn (wordt nog toegelicht). Omdat het hier een afgedamde sloot betreft, kan alleen water worden afgevoerd door infiltratie in de bodem. Dit betekent dat de verontreinigingen in het grondwater terecht zullen komen. In de zeer directe nabijheid van deze sloot (de oevers) kan hierdoor aantasting van natuurwaarden optreden.

Ten zuiden van de stortplaats wordt duidelijke aantasting aangetroffen van bomen. De oorzaak hiervan is echter niet het verontreinigde slootwater, doch een verhoogde gasconcentratie in de bodem, afkomstig uit de stortplaats (PWS LIMBURG, 1983). Ook lagere vegetatie zal hiervan te lijden hebben. Hierop zal in hoofdstuk 6 nader worden ingegaan.

In principe kunnen maatregelen genomen worden om het percolaat, dat op deze manier in de sloot terecht komt, op te vangen en te behandelen.

Het overige oppervlaktewater in de omgeving betreft de Vlootbeek ten noordwesten van de stortplaats, en de Maas. Zoals reeds in het vorige hoofdstuk werd aangegeven, zal hoogstens een zeer klein deel van het percolatiewater afstromen naar de Vlootbeek. Gezien de loop van de stroombaan van de stortplaats richting Maas, is het mogelijk dat verder stroomafwaarts verontreinigd grondwater uitstroomt in de Vlootbeek, juist voor dat deze uitmondt in de Maas. Het debiet in de Vlootbeek is echter relatief vrij groot, waardoor sterke verdunning plaatsvindt. Dit geldt nog sterker uiteraard voor de Maas.

Verontreiniging door de stortplaats zal daarom niet aantoonbaar zijn in deze waterlopen. Enkele metingen van het elektrisch geleidingsvermogen (EC) in de Vlootbeek, met intervallen van enkele honderden meters in de mogelijk beïnvloede zone, ondersteunen dit. De EC bleek overal 490 $\mu S.cm^{-1}$ te bedragen (14 april 1987).

4.3. KWALITEIT VAN HET GRONDWATER

4.3.1. Inleiding

De verspreiding van percolaat in de bodem wordt meestal vastgesteld aan de hand van zogenaamde 'tracers'; dat zijn verontreinigingen die zich snel verplaatsen en die tevens met redelijke betrouwbaarheid en grote nauwkeurigheid zijn aan te tonen. Voor een beoordeling van de ernst van de verontreiniging dient ook naar andere verontreinigingen te worden gekeken, bijvoorbeeld zware metalen en organische verontreinigingen (beide groepen van verontreinigende stoffen zijn ook opgenomen in de Toetsingstabel van VROM, 1983).

Bij de interpretatie van de grondwaterkwaliteitgegevens, dient bedacht te worden dat tijdens het transport van het percolatiewater in de bodem verdunning optreedt (door dispersieverschijnselen). Als gevolg hiervan

nemen de concentraties af met toenemende afstand.

Er zijn gegevens beschikbaar van periodieke analyses van het water in de putten/filters van het meetnet rond de stortplaats (AFD. MILIEUHYGIËNE, 1985 & 1986).

Het is echter vooralsnog onmogelijk om kaarten te vervaardigen met daarop de verspreiding van verschillende verontreinigingen in benedenstroomse richting, omdat de punten van het meetnet zich vrijwel op één lijn bevinden (zie fig. 1.1). Na uitbreiding van het meetnet met de nieuw geplande punten (zie PWS LIMBURG, 1986) zal dit in de toekomst in principe wel mogelijk worden.

Een andere beperking van de beschikbare gegevens van het meetnet rond de stortplaats is, dat de bemonsteringsperiode sterk verschillend is. Er zijn filters waar al sinds 1978 wordt gemonsterd. Andere filters worden echter pas sinds 1980, '84 of '85 bemonsterd (zie fig. 1.1). Hierdoor zijn waarnemingsreeksen moeilijker vergelijkbaar.

4.3.2. Tracers

Voor het opsporen van grondwaterverontreiniging is in eerste instantie aandacht besteed aan tracer-stoffen die karakteristiek zijn voor vuilstortplaatsen. Deze tracers zijn weergegeven in tabel 4.1. Daarbij zijn tevens de 'achtergrondgehalten' (lokale referentiewaarden) voor het gebied rond de stortplaats Linne/Montfort vermeld, en de gehalten die met redelijke zekerheid wijzen op verontreiniging. De achtergrondgehalten zoals hier gegeven, gelden met name voor het bovenste grondwater. In het algemeen kan gesteld worden, dat met de diepte ook het achtergrondgehalte afneemt.

Omdat deze stoffen op zichzelf niet direct bedreigend voor mens en/of milieu behoeven te zijn, staan deze tracers niet in de Toetsingstabel van VROM (1983).

Hierop vormt de ammonium-stikstof. De afgeleide achtergrondswaarde voor deze stof bedraagt 50% van de B-waarde uit de Toetsingstabel (B-waarde = 1 $mg.l^{-1}$). Voor relevante verontreiniging wordt voor dit gebied de C-waarde uit de Toetsingstabel aangehouden (3 $mg.l^{-1}$).

Door Provinciale Waterstaat worden monsters genomen in het meetnet rond de stortplaats (fig. 1.1). In tabel 4.2 wordt voor alle bemonsterde meetpunten de concentratie van de verschillende tracers aangegeven, als gemiddelde van meetresultaten van monsters genomen op 28/2/85, 11/7/85 en 4/3/86 (AFD. MILIEUHYGIËNE, 1985 & 1986).

Tabel 4.1. Tracers met gehanteerde richtwaarden

Tracer	Omschrijving	Eenheid	Achter-grond-gehalte	Waarde wijst op veront-reiniging
Cl	chloride-ion	$mg.l^{-1}$	30 à 40	> 50
EC	electric conductivity, ofwel elektrisch geleidingsvermogen	$\mu S.cm^{-1}$	300 à 400	> 650
NH_4-N	ammonium-stikstof	$mg.l^{-1}$	circa 0,5	> 3,0
COD(-O_2)	chemical oxygen demand, ofwel chemisch zuurstofverbruik	$mg.l^{-1}$	circa 10	> 50

Opvallende recente stijgingen worden aangegeven. Uit de gegevens zijn verschillende trendmatige ontwikkelingen af te leiden, die nader worden toegelicht en geïllustreerd.

Tabel 4.2. Overzicht tracer-concentraties (gemiddelden van metingen aan monsters genomen op 28/2/85, 11/7/85 en 4/3/86), en de belangrijkste recente veranderingen in de tijd

Meetpunt nr.	Diepte (m NAP)	EC ($\mu S.cm^{-1}$)	Cl ($mg.l^{-1}$)	COD(-O_2) ($mg.l^{-1}$)	NH_4-N ($mg.l^{-1}$)	Belangrijke verandering
Bovenstrooms (profiel 4):						
395	+ 16,38	570	40	10	0,4	
449(1)	+ 22,51	1300	90	10	0,4	EC stijgend
449(2)	+ 9,62	850	35	5	0,2	
449(3)	- 5,45	340	20	20	1,0	
449(4)	- 45,99	290	17	10	0,7	
449(5)	- 59,55	260	10	25	0,7	
Benedenstrooms (profiel 1):						
394	+ 15,76	560	47	7	0,2	
313(1)	+ 15,13	1000	140	37	0,8	COD,NH_4 stijgend
313(2)	- 10,15	240	8	7	< 0,2	
313(3)	- 44,04	230	7	< 5	< 0,2	
441	+ 19,59	3200	550	240	60	COD,NH_4 stijgend
391	+ 15,91	900	105	25	10	EC, Cl, COD,
448(4)	+ 18,90	1350	170	50	20	NH_4 stijgend
448(1)	+ 10,05	580	50	12	0,8	
448(2)	- 18,61	340	21	15	0,8	
448(3)	- 48,22	390	9	20	0,9	
392	+ 14,04	610	50	10	1,0	
393	+ 15,86	800	81	20	0,9	
442(1)	+ 18,41	1500	320	80	0,2	EC, Cl, COD,
442(2)	+ 13,94	1400	200	65	4,8	NH_4 stijgend
achtergrond-gehalte (max.)		300 à 400	30 à 40	10	0,5	
waarde wijst op verontreiniging		> 650	> 50	> 50	> 3,0	

Chloride en elektrisch geleidingsvermogen

Chloride (Cl) is een anion dat zeer nadrukkelijk aanwezig is in het percolaat van vuilstortplaatsen. Het is bovendien een inerte stof (bindt zich niet aan gronddeeltjes) zodat de verplaatsing verder alleen afhankelijk is van de waterstroming. Daardoor is chloride een goede tracer om de maximale verspreiding van het percolaat op te sporen (HOEKS et al., 1984).

Het elektrisch geleidingsvermogen (EC) is een maat voor het totaal gehalte aan opgeloste zouten. Chloride-zouten zijn hierbij veelal dominant. Vaak vertonen EC en Cl daarom in de praktijk een correlatie. Uit een regressieanalyse, toegepast op alle gevonden combinaties van EC- en Cl-metingen per filter per tijdstip, blijkt dat ook hier het geval te zijn. De relatie kan worden beschreven met de vergelijking

$$EC = 5.81\ Cl + 278 \quad (r^2 = 0.958) \quad [EC \text{ in } \mu S.cm^{-1}, \text{ en } Cl \text{ in } mg.l^{-1}]$$

Uit deze relatie blijkt, dat door meting van het elektrisch geleidingsvermogen het chloridegehalte vrij goed kan worden voorspeld. Verschillende trends in het verloop van de EC-waarden, op basis van metingen sinds het begin van monstername (uiteenlopend van 1978 t/m 1985), worden weergegeven in fig. 4.1.

Hoge Cl-concentraties en EC-waarden worden alleen aangetroffen in het ondiepe grondwater tot 10 à 15 m onder het oorspronkelijke maaiveld, ofwel ongeveer de bovenste 5 m van het grondwater.

De recente sterke toename van EC- en Cl- waarden in de meetpunten 442(1) en (2) wordt veroorzaakt door percolaat afkomstig uit het recent afgewerkte stortcompartiment III (laatste deel van de 'oude stortlokatie') waar geen basisafdichting aanwezig is. De hier gesignaleerde sterke toename in concentraties wijst op een passerend verontreinigingsfront. De waarden in 442 zijn tamelijk hoog en nog steeds stijgend. Bijzonder hoog zijn de waarden in punt 441 (EC = 3500 $\mu S.cm^{-1}$; Cl = 570 $mg.l^{-1}$).

De concentratietoename in 313(1) is geringer dan die in 442; maar dit is te verklaren uit de grotere afstand tot het stortdeel dat verantwoordelijk moet zijn geweest voor de toename (deelcompartimenten I-G en I-H; gestort in 1980).

Concentratieveranderingen zijn minder hevig naarmate het filter zich op grotere diepte bevindt. Dit is in overeenstemming met de verwachting dat - gezien de hydrologische situatie - de verontreiniging niet diep zal door-

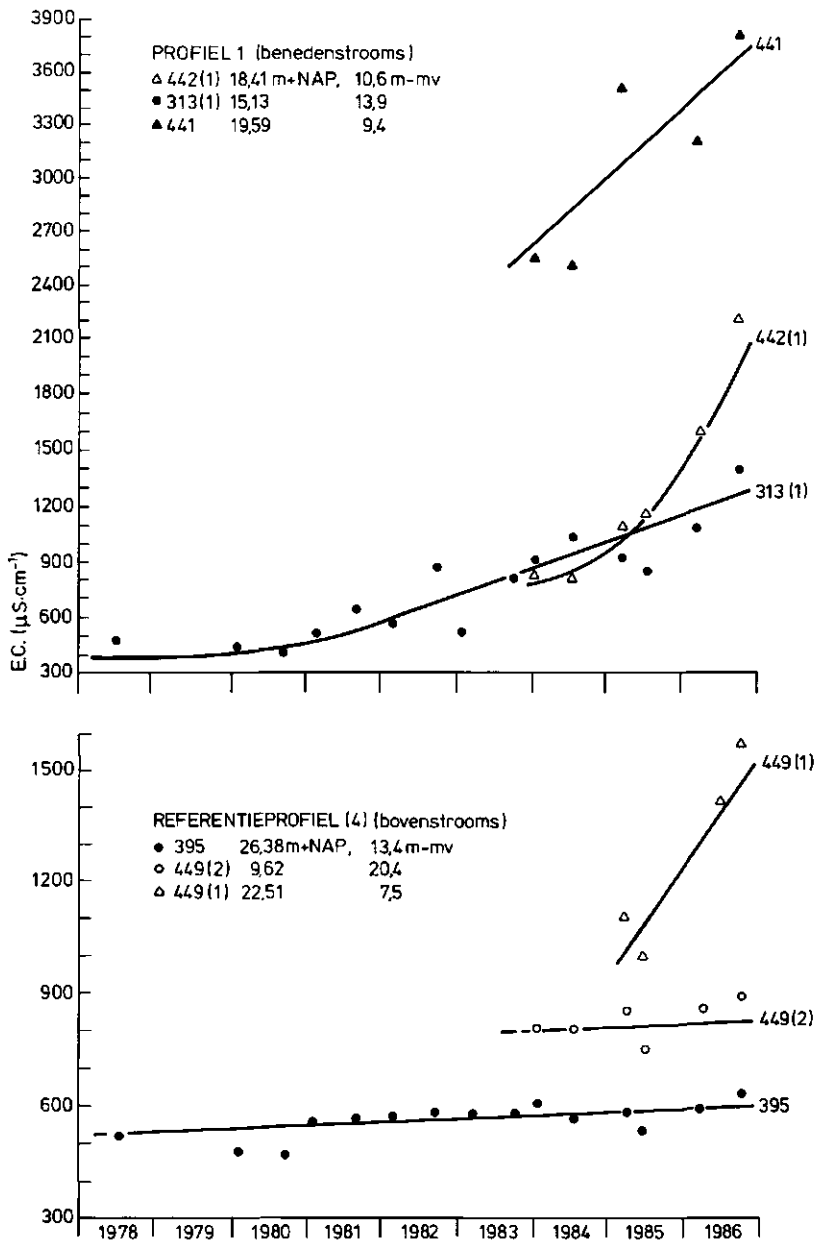


Fig. 4.1. Verloop van EC-waarden in de tijd. Cl-concentraties vertonen een vergelijkbaar gedrag. Afgeleid uit gegevens van AFD. MILIEU-HYGIËNE (1986)

doordringen in het watervoerend pakket. Ook is het effect van lokale kleilenzen terug te vinden. Metingen juist boven een kleilaagje geven significant hogere waarden dan metingen juist onder zo'n kleilaagje (zie fig 4.2: 313(1) t.o.v. 441; 448(4) t.o.v. 448(1), en 442(1) t.o.v. van 442(2)).

Dieper dan 10 m +NAP (ofwel circa 20 m onder het oorspronkelijke maaiveld) is aan de hand van de Cl- of EC-waarden geen duidelijke verontreiniging meer aangetroffen.

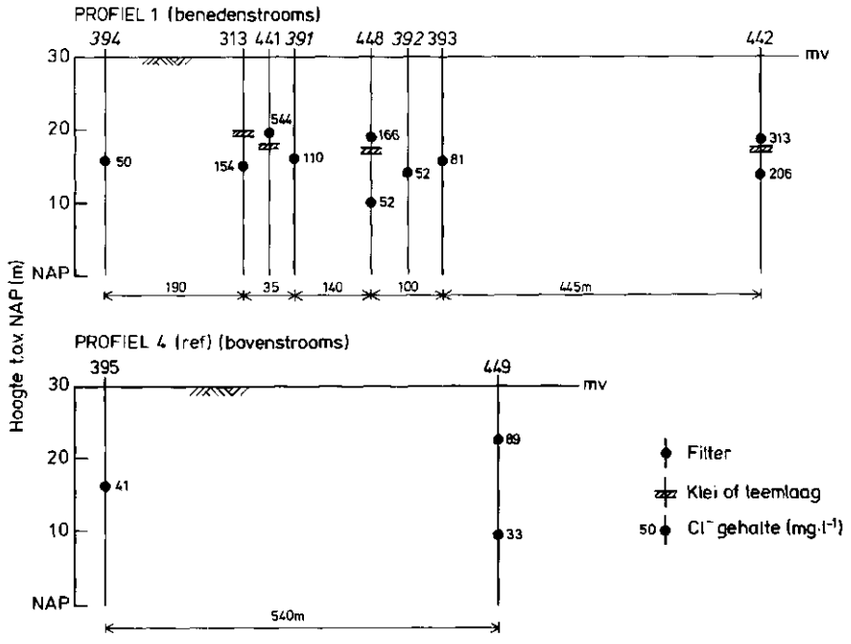


Fig. 4.2. Chloride-concentraties ($mg.l^{-1}$) op 4/3/86 (EC-waarden zijn hieraan evenredig). Afgeleid uit gegevens van AFD. MILIEUHYGIËNE (1986)

Opvallend is (fig. 4.2) dat ook in een enkel referentiefilter (bovenstrooms van het stort) verhoging van Cl en EC wordt aangetroffen. De recente concentratietoename in 449(1) wijst er op dat, mogelijk door opbolling van de waterstand in het stort, ook aan de bovenstroomse zijde van het stortterrein verontreiniging van het ondiepe grondwater plaatsvindt. Mogelijk bevinden deze filters zich te dicht bij het stort, om op de betreffende diepte te kunnen spreken van een 'referentiefilter'. De hoge gehalten in het wat dieper gelegen filter 449(2) - op circa 20 m-mv - zijn echter niet voor de hand liggend en kunnen niet direct verklaard worden. Verderop blijkt echter dat bovenstrooms geen verontreiniging met organische stoffen (gemeten als COD) en stikstofverbindingen (NH_4) is geconstateerd. De oorzaak van de verontreiniging blijft daarom onduidelijk.

Chemisch zuurstofverbruik

Een ruwe maat voor de aanwezigheid van opgeloste organische stoffen in water is de COD-bepaling. COD staat voor chemical oxygen demand (ook wel gebruikt: CZV = chemisch zuurstofverbruik).

De snelheid waarmee oplosbare organische stoffen uit een vuilstort zich verplaatsen in het grondwater, is nauwelijks kleiner dan die van chloride

(zie HOEKS et al., 1984). In onderhavige situatie zal in de zandige ondergrond weinig adsorptie plaatsvinden. Tijdens de verzuringsfase in het stort spoelen vooral vetzuren uit, die echter in de onverzadigde zone boven het grondwater al grotendeels worden afgebroken (HOEKS, 1986). Wel kunnen omzettingsprodukten aanwezig blijven in de vorm van humusachtige componenten, die zeer slecht afbreekbaar zijn in de bodem en het grondwater (HARMSEN, 1986).

In figuur 4.3 zijn de meest opvallende trends in COD-waarden uitgezet tegen de tijd. Benedenstrooms van het stort is het COD-verloop goed vergelijkbaar met het Cl- of EC-verloop, zowel in tijd als in ruimte (vergelijk fig. 4.3 met fig. 4.1). Ook uit het vertikale profiel blijkt een treffende overeenkomst (zie fig. 4.2 en fig. 4.4). De hoogste concentraties worden ook hier gevonden in het ondiepe grondwater. De bij de Cl- en EC-interpretatie genoemde verschijnselen en de aldaar getrokken algemene conclusies voor het benedenstroomse gebied worden onderschreven door COD-gegevens, waarmee wordt bevestigd, dat de uitspoelende organische stoffen tot de zeer mobiele componenten in het percolatiewater behoren.

Voor de situatie bovenstrooms van het stort is de situatie niet vergelijkbaar. In geen enkel filter van het retentieprofiel worden COD-waarden aangetroffen die wijzen op verontreinigingen. Hoewel in referentiepunten geen verontreiniging wordt verwacht, is het merkwaardig, dat er wel ver-

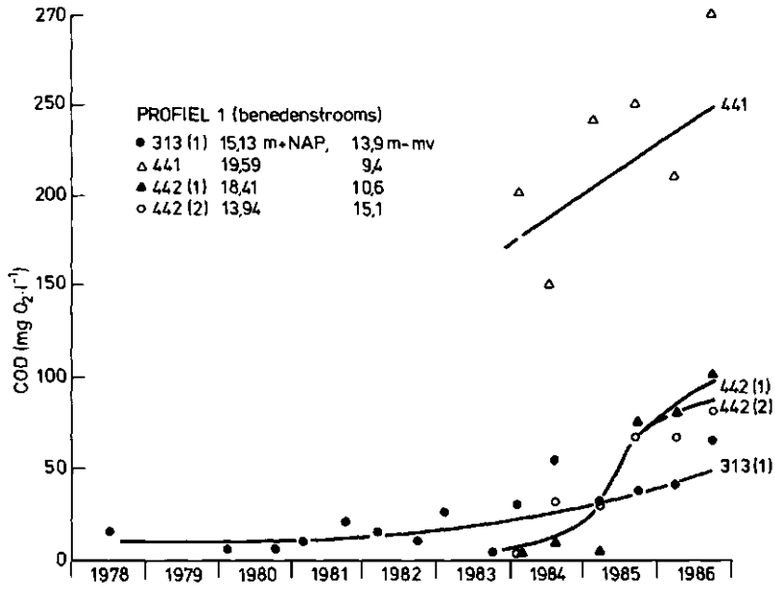


Fig. 4.3. Verloop van de COD-waarden ($mg.l^{-1}$) in de tijd. Afgeleid uit gegevens van AFD. MILIEUHYGIËNE (1985 & 1986)

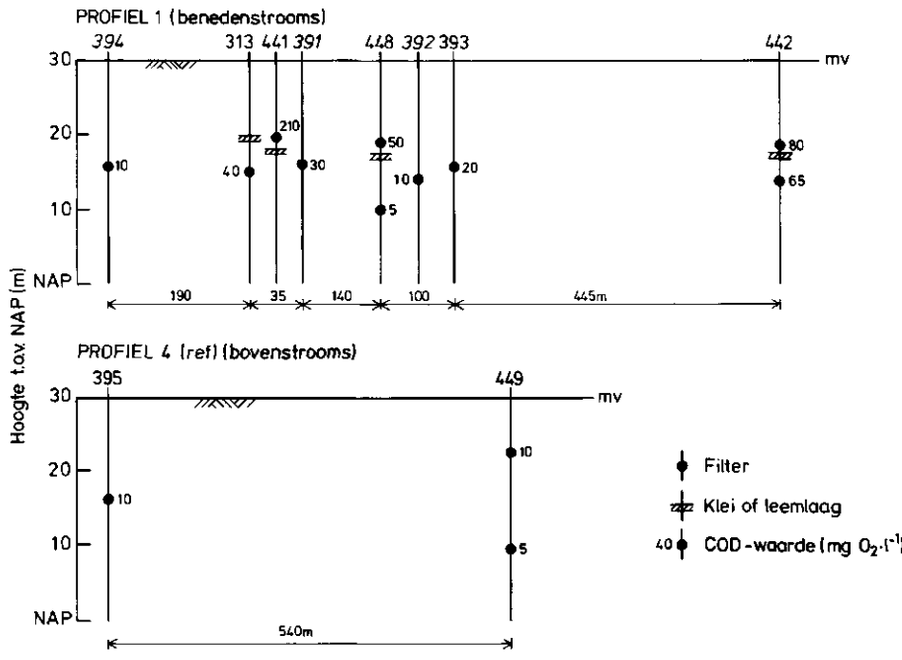


Fig. 4.4. COD-waarden ($mg.l^{-1}$) op 4/3/86. Afgeleid uit gegevens van AFD. MILIEUHYGIËNE (1986)

hoogde Cl- en EC-waarden worden aangetroffen, terwijl de COD-waarden op het referentieniveau blijven. Voor dit verschil is vooralsnog geen verklaring te geven. Mogelijk is er sprake van beïnvloeding door de landbouw bovenstrooms.

De hoogste COD-waarde - circa 250 $mg.l^{-1}$ - wordt aangetroffen in punt 441, en vertoont een nog stijgende trend. Ook in de filters van meetpunt 442 is duidelijk verontreiniging te constateren en ook hier is de COD nog stijgende.

Stikstofverbindingen

Verreweg de belangrijkste stikstofverbinding in percolatiewater uit vuilstortplaatsen is ammonium (NH_4). Deze tracer loopt langzamer dan de eerder behandelde tracers als gevolg van adsorptie. De mate waarin vertraging optreedt is afhankelijk van het adsorptievermogen van de grond, hetgeen vooral wordt bepaald door het klei- en organischestofgehalte. Adsorptie leidt tot een vertraagde frontverplaatsing (HOEKS et al., 1984). Door deze eigenschap is NH_4 ook in zekere zin maatgevend voor het gedrag van andere kationen (met name de macro-elementen Na en K). Zware metalen worden in het algemeen nog aanzienlijk sterker geadsorbeerd.

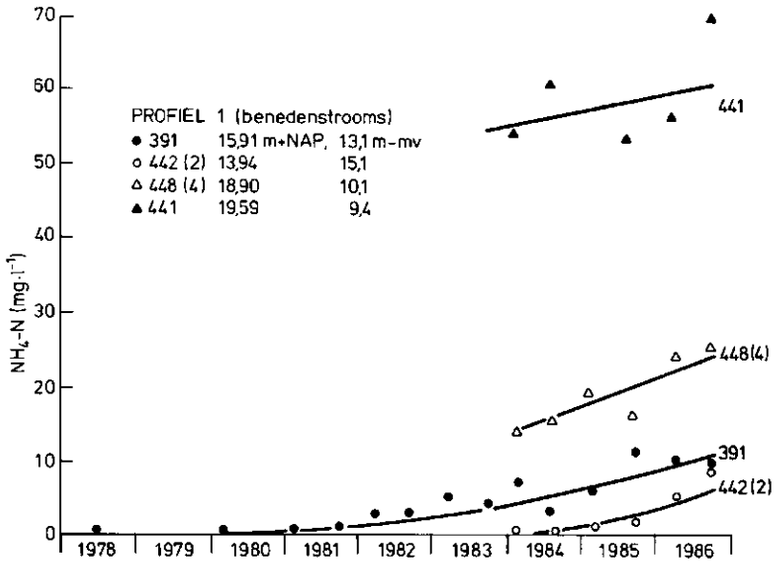


Fig. 4.5. Verloop van ammoniumconcentraties (NH_4-N mg.l^{-1}) in de tijd. Afgeleid uit gegevens van AFD. MILIEUHYGIËNE (1985 & 1986)

In figuur 4.5 zijn de meest opvallende trends in de concentraties van ammonium-stikstof weergegeven. Ook hier geldt, evenals voor de COD-waarden, dat bovenstrooms geen verhogingen boven de referentiewaarde worden gevonden. Het verloop van de ammoniumconcentraties in de tijd is in het algemeen gelijkmatiger dan voor de eerder behandelde tracers Cl, EC en COD, waarvoor reeds een sterke concentratietoename werd vastgesteld. Hogere concentraties bevinden zich voornamelijk in het ondiepe grondwater.

Recent wordt in 442(1 en 2) een sterke verhoging van ammonium gemeten. Verder valt op dat de ammonium-stikstof in punt 442 achterloopt ten opzichte van de eerder behandelde tracers. Dit is verklaarbaar omdat ammonium door adsorptie aan de bodem minder mobiel is.

De hoge waarden van punt 441 (ca. 60 mg.l^{-1}) wijzen duidelijk op verontreiniging door de stortplaats. Vermeldenswaard zijn ook de hoge - en nog stijgende - waarden in meetpunt 448(4). Overigens is het beeld van NH_4 goed vergelijkbaar met dat van de overige tracers. Men vergelijke de vertikale profielen in de figuren fig. 4.2, 4.4 en 4.6.

Totaalbeeld tracers

Om de tracers als geheel goed te kunnen interpreteren, is een fictieve somparameter ingevoerd, die is samengesteld uit de gewogen bijdragen van de afzonderlijke tracers. De gewichten zijn omgekeerd evenredig met die waar-

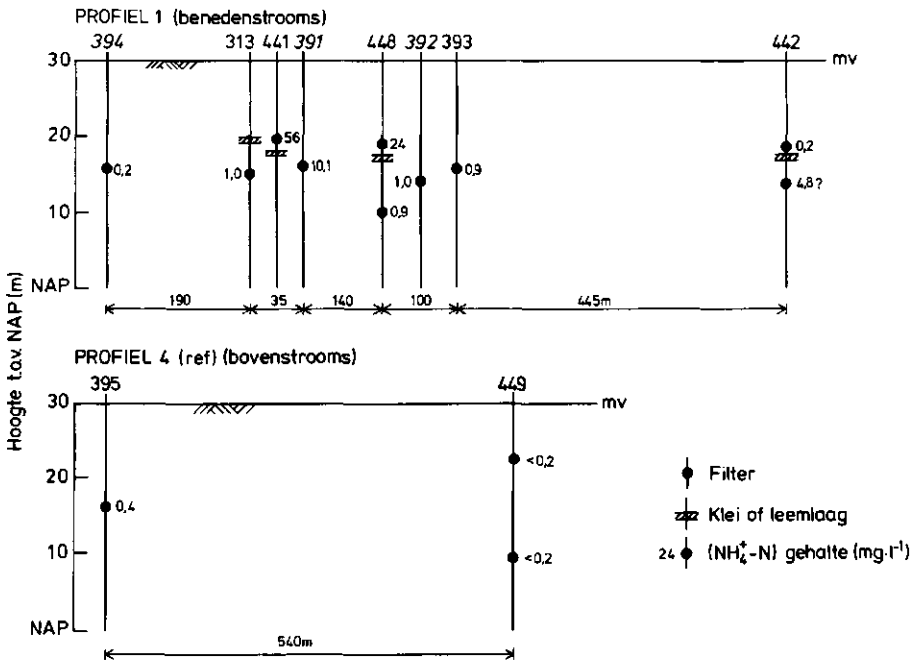


Fig. 4.6. Ammoniumconcentraties (NH_4-N mg.l^{-1}) op 4/3/86. Afgeleid uit gegevens van AFD. MILIEUHYGIËNE (1986)

den van de afzonderlijke tracers, die op verontreiniging wijzen (zie tabel 4.1). De somparameter is dimensieloos en luidt:

$$\text{Somparameter} == [Cl] + [COD] + 20[NH_4]$$

Hiermee zijn de concentraties van de tracers qua bijdrage aan de verontreiniging vergelijkbaar, en kan een relatief totaalbeeld van de tracers worden gegeven (tabel 4.3). De basisgegevens zijn afkomstig van tabel 4.2. De somparameter is ook weer te geven in een vertikaal profiel (fig. 4.7) zoals dat eerder voor de tracers afzonderlijk is uitgevoerd.

Figuur 4.7 geeft, in combinatie met tabel 4.3, overtuigend weer, dat de verontreinigde zone ('vuiltong') zich vooral in het ondiepe grondwater bevindt, namelijk in de zone van 15 tot 20 m +NAP, 10 tot 15 m onder het oorspronkelijke maaiveld. De grootste verontreiniging wordt aangetroffen in punt 441, gevolgd door 448(4), 442(1, 2) en 391. Aan de bovenstroomse kant wordt op genoemde diepte ook een beïnvloeding aangetroffen.

Het effect van de lokale kleilenzen is goed te herkennen aan de concentratiesprong, waarbij boven de kleilens een duidelijk hogere concentratie aanwezig is dan juist eronder (zie hoofdstuk 2).

Tabel 4.3. Totaalbeeld tracers, weergegeven als dimensieloze fictieve somparameter (afgeleid uit tabel 4.2)

Meetpunt	Diepte (m NAP)	Diepte (m-mv)	Som-parameter	Karakterisering totaalbeeld tracers
Bovenstrooms (profiel 4):				
395	+ 16,38	13,4	58	vrijwel onbeïnvloed
449(1)	+ 22,51	7,5	104	beïnvloeding recent begonnen
449(2)	+ 9,62	20,4	44	vrijwel onbeïnvloed
449(3)	- 5,45	35,4	60	onbeïnvloed
449(4)	- 45,99	76,0	41	onbeïnvloed
449(5)	- 59,55	89,5	49	onbeïnvloed
Benedenstrooms (profiel 1):				
394	+ 15,76	13,4	59	vrijwel onbeïnvloed
313(1)	+ 15,13	13,9	193	reeds lang verontreinigd
313(2)	- 10,15	39,1	19	onbeïnvloed
313(3)	- 44,04	73,0	16	onbeïnvloed
441	+ 19,59	9,4	1990	al lang zeer sterk verontreinigd, nog toenemend
391	+ 15,91	13,1	330	verontreinigd, toenemend
448(4)	+ 18,90	10,1	620	sterk verontr., toenemend
448(1)	+ 10,05	19,0	78	lichte beïnvloeding
448(2)	- 18,61	47,6	52	onbeïnvloed
448(3)	- 48,22	77,2	47	onbeïnvloed
392	+ 14,04	15,0	80	licht beïnvloed
393	+ 15,86	13,2	119	duidelijk beïnvloed
442(1)	+ 18,41	10,6	404	recent verontreinigd, sterk toenemend
442(2)	+ 13,94	15,1	361	
achtergrondgehalte			50 à 60	
waarde wijst op verontreiniging			160	

Op meerdere meetpunten is sprake van een (sterke) verontreiniging van het grondwater, die nog toenemend is (punten 441, 442(1&2), 391 en 448(4). Op de punten 313(1) en 393 is sprake van een matige verontreiniging, die min of meer op het zelfde niveau blijft. Bij de punten 394, 395, 449(1), 448(1), en 392 wordt beïnvloeding geconstateerd, doch kan niet van duidelijke verontreiniging worden gesproken. De filters van deze putten lijken juist boven of onder de meest beïnvloede zone te liggen. De putten 449(2 t/m 5), 313(2&3) en 448(2&3) zijn onbeïnvloed, doordat ze te diep zitten.

Regelmatige controle van de meetpunten op tracers (en andere belangrijke stoffen) blijft, gezien de stijgende trends op een aantal meetpunten, noodzakelijk.

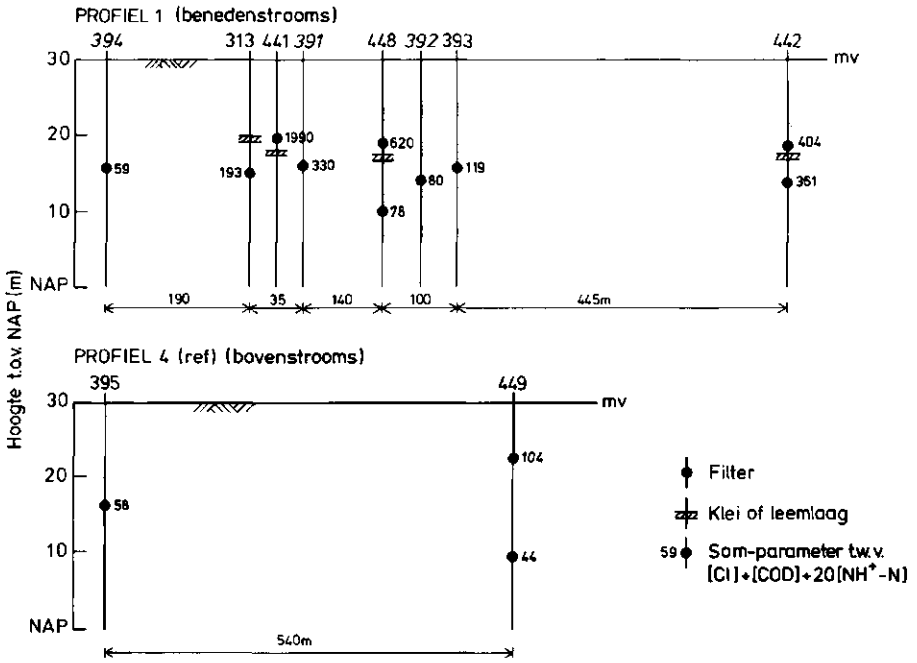


Fig. 4.7. Totaalbeeld tracers in het meetnet van de stortplaats Linne/ Montfort (4/3/86), uitgedrukt in fictieve somparameter (dimensieloos)

4.3.3. Zware metalen

In tabel 4.4 zijn de gemiddelde concentraties van een zestal zware metalen weergegeven voor grondwatermonsters uit de verschillende filters van het meetnet rond de stortplaats. Hierbij zijn alle per 1 juni 1987 beschikbare analysegegevens betrokken (bron: AFD. MILIEUHYGIËNE, 1985 & 1986). In de tabel zijn tevens de A- en B-waarden uit de toetsingstabel voor grond- en oppervlaktewater (VROM, 1983) opgenomen.

Door AFD. MILIEUHYGIËNE (1985 & 1986) werden ook de metalen ijzer en mangaan onderzocht. Deze stoffen staan niet op de toetsingstabel van VROM en zijn ook niet meegenomen in de tabel. Wel is gebruik gemaakt van de Fe- en Mn-gegevens, in verband met mogelijk storende effecten op de analyses van sommige zware metalen.

Bij de interpretatie van de analyseresultaten is rekening gehouden met de volgende punten:

a. Eenmalige pieken in een reeks van analyses van een filter, zijn zeer waarschijnlijk onbetrouwbaar. Om deze reden zijn eenmalige hoge concentraties, welke gevolgd worden door waarnemingen op beduidend lager niveau, buiten beschouwing gebleven.

b. Bij hoge EC- en hoge Cl-waarden zijn metingen van lage gehalten aan zware metalen onnauwkeurig en daardoor onbetrouwbaar.

c. Bij hoge ijzerconcentraties zijn metingen van chroomgehalten onnauwkeurig, en dus onbetrouwbaar.

d. De zink-gehalten zijn bij lage concentraties onbetrouwbaar, aangezien alle filters van het meetnet bestaan uit PVC-materiaal, waarin zink is verwerkt. Gebleken is, dat PVC zink afgeeft in oplossing.

In het grondwater bovenstrooms van de stortplaats (profiel 4) is in principe geen verontreiniging met zware metalen te verwachten. Dit wordt beves-

Tabel 4.4. Gemiddelde concentraties ($mg.l^{-1}$) van alle beschikbare analyses, van zware metalen in het grondwater bij de stortplaats Linne/ Montfort, in vergelijking met de A-, B- en C-waarden uit de toetsingstabel van VROM voor de beoordeling van concentratieniveaus in grondwater

Meetpunt nr.	Diepte (m NAP)	Aantal monsters	Ni	Zn	Cd	Cu	Cr	Pb
Bovenstrooms (profiel 4):								
395	+ 16,38	12	< d	< d	< d	< d	< d	< d
449(1)	+ 22,51	2	< d	0,173	< d	< d	< d	< d
449(2)	+ 9,62	4	0,050	0,033	< d	< d	0,006	< d
449(3)	- 5,45	4	< d	0,027	< d	< d	0,016	< d
449(4)	- 45,99	4	0,013	0,056	< d	< d	0,021	< d
449(5)	- 59,55	4	0,015	0,080	< d	< d	0,017	< d
Benedenstrooms (profiel 1):								
394	+ 15,76	12	< d	0,010	< d	< d	< d	< d
313(1)	+ 15,13	12	< d	0,119	< d	< d	< d	< d
313(2)	- 10,15	9	0,011	0,162	< d	0,011	< d	0,060
313(3)	- 44,04	9	0,014	0,230	< d	0,020	0,013	0,080
441	+ 19,59	4	0,072	0,128	< d	0,011	0,030	< d
391	+ 15,91	12	< d	< d	< d	< d	0,008	< d
448(4)	+ 18,90	4	0,023	< d	< d	< d	0,043	< d
448(1)	+ 10,05	4	0,010	0,021	< d	< d	< d	< d
448(2)	- 18,61	4	0,070	0,025	0,004	< d	0,038	< d
448(3)	- 48,22	4	0,071	0,116	< d	< d	0,015	< d
392	+ 14,04	11	< d	< d	< d	< d	0,006	< d
393	+ 15,86	11	< d	0,009	< d	< d	0,010	< d
442(1)	+ 18,41	4	0,025	0,044	< d	< d	< d	< d
442(2)	+ 13,94	4	0,018	0,035	< d	< d	< d	< d
Detectiegrens (d)			0,005	0,005	0,0020	0,005	0,005	0,010
A-waarde			0,020	0,050	0,0010	0,020	0,020	0,020
B-waarde			0,050	0,200	0,0025	0,050	0,050	0,050
C-waarde			0,200	0,800	0,0100	0,200	0,200	0,200

< d = gemiddelde waarde ligt onder de van toepassing zijnde detectiegrens
overschrijding A-waarden kan aanleiding zijn tot indicatief onderzoek
" B-waarden " " " " nader onderzoek
" C-waarden " " " " sanerings-onderzoek

tigd door de metaalconcentraties in het bovenstroomse grondwater te vergelijken met de A- en B-waarden. Weliswaar wordt enige verontreiniging aangetroffen, doch hieraan kan niet veel betekenis worden gehecht vanwege bovengenoemde storingen.

Zo zijn de zink-concentraties op meetpunt 449 onbetrouwbaar vanwege het gebruik van PVC-buizen (punt d). De analyses betreffende kwik zijn buiten beschouwing gelaten vanwege het geringe aantal monsters (slechts 3 keer bemonsterd). De hoge chroomgehalten in 449 zijn onbetrouwbaar vanwege hoge ijzergehalten (punt c).

In het diepe grondwater op 50 à 60 m -NAP (punten 449(4) en (5)) is sprake van een verhoging van de gehalten aan nikkel en cadmium in recent genomen monsters. Het totale aantal monsters voor punt 449 is echter erg laag en recente verhogingen konden nog niet door een herhalingsbemonstering worden bevestigd. Op grond van de hydrogeologische situatie is het echter uitgesloten dat verontreinigingen op deze diepte afkomstig zijn van de stortplaats. Dit blijkt ook uit de lage gehalten van de tracers op deze diepte.

Er kan dus geconcludeerd worden, dat in de referentiefilters geen significante verontreiniging kan worden aangetoond. In de filters 449(4) en (5) is recent wel een verhoging van nikkel en cadmium aangetroffen, maar dit is bij de middeling van concentraties buiten beschouwing gebleven. Bij toekomstige bemonsteringsrondes zal moeten blijken of deze verhoging significant is. Overigens kan dit geen effect van de stortplaats zijn, aangezien de concentraties van de tracers ongeveer op het referentieniveau liggen op deze diepte.

In het grondwater benedenstrooms van de stortplaats is in principe verontreiniging met zware metalen te verwachten, aangezien hier verontreiniging is geconstateerd aan de hand van de eerder besproken tracers.

In het ondiepe grondwater zijn relatief hoge concentraties chroom en nikkel gevonden, met name in de filters waar ook de tracers in hoge concentraties zijn aangetroffen (441, 448(4), 442(1 & 2) en 391. Bekend is dat vooral Ni en Zn tamelijk mobiel zijn in de bodem. Overigens geldt voor alle zware metalen dat de mobiliteit verhoogd is in aanwezigheid van opgeloste organische stoffen (HOEKS et al., 1984). De metalen Cu en Pb worden doorgaans zeer sterk vastgelegd in de bodem en zijn als zodanig weinig mobiel.

In de filters 392 en 393 werd bij de laatste metingen een verhoging van cadmium is geconstateerd. Daar het de laatste analyse tot op heden betreft, kan nog niet worden gesteld of dit een significante stijging is of niet.

De verhoogde chroomgehalten zijn onbetrouwbaar wegens de hoge ijzerconcentratie. Dit laatste geldt ook voor meetpunt 391.

Bij punt 442 is recent in het ondiepe grondwater een verhoging van nikkel en cadmium gevonden. Het betreft echter de recentste analyseresultaten, zodat hier nog geen conclusies aan kunnen worden verbonden.

Het hoge chroomgehalte in 442(2) is onbetrouwbaar ten gevolge van storing bij de analyse door het hoge ijzergehalte.

Het effect van aangetroffen kleilaagjes blijkt uit de concentratieverschillen tussen filters boven en onder de kleilaagjes. Dit geldt met name voor de filterparen 441 en 313(1), en 448(4) en 448(1). In beide gevallen bevindt het eerstgenoemde filter zich boven het kleilaagje, en vertoont hoge concentraties van nikkel, chroom en cadmium, terwijl het laatstgenoemde filter zich onder het kleilaagje bevindt en significant lagere concentraties vertoont.

Er kan dus worden geconcludeerd dat in het ondiepe grondwater verontreiniging met zware metalen voorkomt. Dit lag in de lijn der verwachting, gezien de hydrogeologische situatie, en de eerder besproken concentratie van de tracers. Vooral nikkel en chroom zijn in verhoogde concentraties aanwezig. Op enkele punten wordt de B-waarde overschreden, doch de C-waarde is nog nooit bereikt. Recente toename van concentraties is geconstateerd voor de meetpunten 392 en 393 (Cd) en 442(1 en 2) (Cd, Ni). Dit zou er op kunnen wijzen dat hier doorbraak van deze metalen plaatsvindt. Toekomstige bemonsteringen zullen moeten uitwijzen of deze veronderstelling juist is.

In het diepe grondwater benedenstrooms van de stortplaats is op grond van de hydrologie en de tracer-concentraties geen verontreiniging van de stortplaats te verwachten. Niettemin worden hier tamelijk hoge concentraties van zware metalen gevonden. De hoge gehalten aan zink blijven buiten beschouwing vanwege de PVC-buizen, waar Zn in zit. Het hoge Cr-gehalte in 448(2) is onbetrouwbaar vanwege het hoge Fe-gehalte.

Opvallend is het hoge Pb-gehalte in de filters 313(2 en 3). Vrijwel alle filters in het diepe grondwater vertonen relatief hoge Ni-gehalten. Voorts is het Cu-gehalte hoog in filter 313(2), en hetzelfde geldt voor het Cd-gehalte in filter 448(2).

Overigens vertoont het verloop van de concentraties met de tijd een zeer grillig verloop, waarbij concentraties boven de B-waarde worden gevolgd door concentraties beneden de detectiegrens. Dit is niet logisch, en wijst er op dat vooral bij de bemonstering en voorbehandeling van grondwatermonsters veranderingen in concentraties kunnen optreden, bijv. door oxyda-

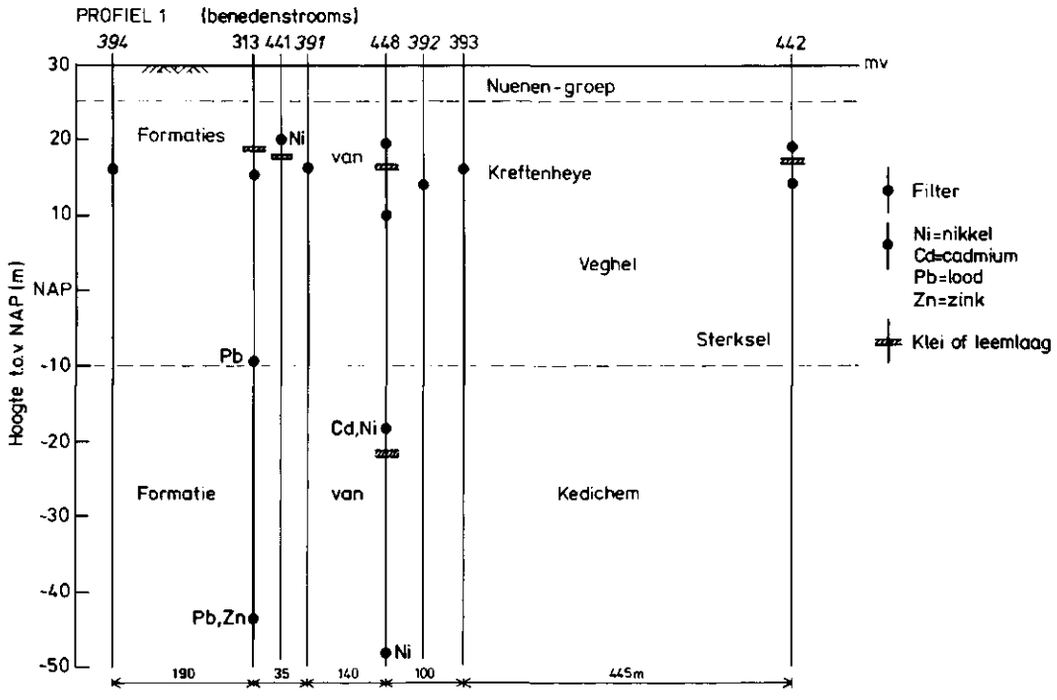


Fig. 4.8. Totaalbeeld zware metalen in het meetnet van de stortplaats Linne/Montfort. Aangegeven zijn de zware metalen die gemiddeld (over de bemonsterde periode) de B-waarden uit de toetsingstabel overschrijden (afgeleid uit gegevens van AFD. MILIEUHYGIËNE, 1985)

tieverschijnselen of adsorptie/desorptie aan in het monster zwevende bodemdeeltjes.

Voor het diepe grondwater kan dus worden geconcludeerd dat relatief hoge concentraties aan zware metalen zijn gevonden. Soms worden eenmalig zeer hoge concentraties gevonden, maar het grillige verloop van de concentraties in de tijd doet veronderstellen dat na de monstername concentratieveranderingen optreden in de grondwatermonsters. Overigens kan verontreiniging op deze diepte niet afkomstig zijn van de vuilstortplaats, aangezien de tracers, die typerend zijn voor verontreiniging met percolatiewater, hier referentiewaarden hebben.

Een samenvattende conclusie met betrekking tot de zware metalen. Na middeling van de concentraties blijkt de B-waarde uit de toetsingstabel van VROM te worden overschreden op de volgende meetpunten door de volgende zware metalen (zie ook fig. 4.8):

Ni: 441, 0,072 $mg.l^{-1}$; 448(2 en 3), respectievelijk 0,070 en 0,071 $mg.l^{-1}$

Zn: 313(3), 0,23 $mg.l^{-1}$

Cd: 448(2), 0,004 $mg.l^{-1}$

Pb: 313(2 en 3), respectievelijk 0,06 en 0,08 $mg.l^{-1}$

Vanwege eerder genoemde redenen zijn niet al deze B-overschrijdingen even waarschijnlijk.

4.3.4. Opgeloste organische stoffen

Indien grondwater verontreinigd is met opgeloste organische stoffen, dan dient men te bedenken dat hieronder een zeer uitgebreid scala van stoffen kan worden. Er bestaat geen toetsingstabel voor alle organische verontreinigingen afzonderlijk; wel voor de meest voorkomende, alsmede voor zogenaamde som-parameters (het totaalgehalte van een groep min of meer vergelijkbare stoffen) (zie VROM, 1983). Meerdere organische verontreinigingen zijn reeds in zeer kleine concentraties toxisch.

Het gedrag van organische verontreinigingen in bodem en grondwater is afhankelijk van de volgende aspecten:

- oplosbaarheid,
- vervluchtiging,
- sorptiegedrag,
- (biologische) afbraak.

Al deze aspecten hangen onderling samen, en worden ook beïnvloed door de bodemeigenschappen, en activiteit van micro-organismen in die bodem. Het kwantificeren en het voorspellen van het gedrag van organische verontreinigingen is hierdoor bijzonder moeilijk. De interpretatie van de beschikbare gegevens wordt bovendien zeer bemoeilijkt omdat het meetnet tot op heden slechts één maal werd onderzocht op een aantal specifieke organische verontreinigingen (4 maart 1986). Daartoe werden monsters van het meetnet gezonden naar een onderzoekscentrum dat gespecialiseerd is in organische analyses (zie BERGSCHOT, 1986). In bijlage 3 is een beschouwing gegeven van de gebruikte technieken voor monstername en analyse.

In de meeste gevallen betrof het mengmonsters, samengesteld uit monsters afkomstig van verschillende diepten (filters) en/of verschillende putten. Ook dit bemoeilijkt uiteraard de interpretatie van de analysecijfers. Overigens is bij de menging van monsters in een aantal gevallen wel gelet op vergelijkbaarheid van de betreffende filters met betrekking tot diepte en/of afstand tot het stortterrein.

De monsters zijn onderzocht op gehalogeneerde organische verbindingen (EOX), fenolen, aromaten en polycyclische koolwaterstoffen (PAK). De analysecijfers zijn samengevat in tabel 4.5.

Fenolen

De fenol-index geeft het totaalgehalte aan fenol-verbindingen (som-parameter). Fenolen zijn in het algemeen goed oplosbaar en erg mobiel in de bodem (bijna zo snel als chloride).

Uit tabel 4.5 blijkt, dat bovenstrooms geen fenolen voorkomen in het grondwater. Benedenstrooms worden wél fenolen aangetroffen, met name in de zone van 10 tot 20 m-mv. Direct naast de stortplaats worden in het bovenste grondwater fenolconcentraties aangetroffen van 3 tot 13 $\mu g.l^{-1}$, met een gemiddelde waarde van 7 $\mu g.l^{-1}$. De hoogste waarde (13 $\mu g.l^{-1}$) wordt gevonden in punt 441. Voorlopig ligt de fenol-concentratie hier nog onder de B-waarde (15 $\mu g.l^{-1}$). Bij dit punt wordt het meest verontreinigde grondwater aangetroffen, zoals ook eerder bleek uit de tracerconcentraties.

Tabel 4.5. Concentraties ($\mu g.l^{-1}$) van diverse opgeloste organische stoffen in grondwatermonsters, genomen 4 maart 1986 bij de stortplaats Linne/Montfort, in vergelijking met de toetsingswaarden van VROM (1983)

Filternummer (evt. meng-monster)	EOX	Fe-no-len	Aro-ma-ten	PAK	Belangrijkste compo-nenten in grondwater-monsters*)
Bovenstrooms:					
395	0,7	< 0,5	0,14	0,19	Tri, DBA, BP
449(1), 449(2)	< 0,1	< 0,5	0,16	0,13	DBA, BP
449(3), 449(4), 449(5)	< 0,1	< 0,5	0,07	0,11	DBA, BP
Benedenstrooms:					
391	< 0,1	2,0	0,39	0,18	
392	0,3	< 0,5	0,47	0,16	
393, 313(1), 442(2)	0,3	3,0	0,56	0,24	Tri, PB, N, DBA, BP
394, 448(1)	< 0,1	< 0,5	0,21	0,13	Tri, DBA, BP
313(2), 313(3)	0,45	< 0,5	0,08	0,13	Tri
441	1,0	13,0	4,20	0,16	Tri, B, T
442(1)	0,7	6,8	0,40	0,20	B
448(2), 448(3)	< 0,1	< 0,5	0,87	0,15	Tri, T, X, DBA, BP
448(4)	0,6	4,6	3,60	0,16	B, T, X
Detectiegrens	0,1	0,5	0,02	0,01	
A-waarde	1	0,5	1	0,2	
B-waarde	15	15	30	10	
C-waarde	70	50	100	40	

*) Aromaten: Tri = 1,2,4 trimethylbenzeen
PB = propylbenzeen
B = benzeen
T = tolueen
X = xyleen

*) PAK: DBA = dibenzo(ah)-anthreen
BP = benzo(ghi)-peryleen
N = naftaleen

Olie

Bij de gehanteerde detectie-methode is de detectiegrens voor olie zodanig hoog (100 $\mu g.l^{-1}$; A-waarde = 20 $\mu g.l^{-1}$, B-waarde = 200 $\mu g.l^{-1}$), dat nergens olie is aangetroffen in een gehalte boven die detectiewaarde. Daarom zijn de olie-analyses niet in de tabel opgenomen. Dit betekent dus niet dat er geen olie aanwezig zal zijn. De concentratie is echter lager dan 100 $\mu g.l^{-1}$.

EOX

De afkorting EOX staat voor 'Extraheerbare organische halogeenverbindingen'. (Halogenen zijn stoffen als fluor, chloor, broom en jodium). Deze som-parameter is een indicator voor de aanwezigheid van pesticiden, PCB's, insecticiden en dergelijke (zonder vluchtige stoffen, zoals chloroform). De mobiliteit is sterk verschillend per specifieke stof, maar is meestal kleiner dan de mobiliteit van aromaten.

Alleen benedenstrooms wordt in filter 441 een enigszins verhoogd gehalte (1 $\mu g.l^{-1}$) gevonden. Overigens kan dit nog niet als verontreiniging aangemerkt worden, aangezien deze concentratie op het niveau van de A-waarde ligt.

Aromaten

De aromaten vormen een groep organische stoffen, die als gemeenschappelijk kenmerk een enkelvoudige ringstruktuur bezitten. Bovendien zijn zij, zoals veruit de meeste hier behandelde organische stoffen, in kleine concentraties reeds schadelijk voor het milieu en/of voor de mens.

In het bovenstroomse grondwater wordt de A-waarde nergens overschreden. In het benedenstroomse grondwater wordt de A-waarde twee maal overschreden, en wel in het ondiepe grondwater bij de meetpunten 441 en 448, waar ook eerder reeds de grootste verontreiniging is geconstateerd. Overigens liggen de concentraties nog ver beneden de B-waarde.

Poly-Aromatische Koolwaterstoffen (PAK)

De PAK's vormen een groep organische stoffen, die als gemeenschappelijk kenmerk een meervoudige (aromatische) ringstruktuur bezitten. Ook zijn zij

zeer toxisch.

De PAK-concentraties liggen vrijwel alle onder de A-waarde, zowel bovenstrooms als benedenstrooms van de stortplaats. Alleen bij punt 442(1) en in het mengmonster van de filters 393, 313(1) en 442(2) liggen de concentraties op of juist boven het niveau van de A-waarde. Duidelijke verontreiniging met PAK's is dus niet geconstateerd.

Totaalbeeld organische verontreinigingen

Hoewel de monsters slechts eenmaal op organische verontreinigingen werden onderzocht, en hoewel zij deels werden toegeleverd als mengmonsters, kan op basis van de analyseresultaten en randgegevens geconcludeerd worden, dat de verontreiniging van het grondwater met organische stoffen als EOX, fenolen, aromaten en PAK's niet ernstig is. De B-waarde wordt nergens overschreden en meestal liggen de gemeten waarden dicht bij de A-waarde.

Wel is benedenstrooms in het ondiepe grondwater een begin van verontreiniging met fenolen en aromaten te constateren. Bij verdere stijging van de tracerconcentraties verdient het aanbeveling de betreffende meetpunten incidenteel te bemonsteren voor analyse van de organische verontreinigingen.

4.4. BEÏNVLOEDING VAN PARTIKULIERE GRONDWATERONTTREKKINGEN

4.4.1. Aanleiding voor aanvullend onderzoek

Op grond van de eerder besproken hydrogeologische analyse (hoofdstuk 2) en de uitgevoerde modelberekeningen (hoofdstuk 3) is het zeer waarschijnlijk dat de verontreinigingen in het grondwater zich reeds over aanzienlijke afstand hebben verplaatst, in noordnoordwestelijke richting.

Deze conclusie werd versterkt door een eerste bemonstering van de landbouwputten IV en VII (3 sept. 1986 - zie fig. 1.1), gelegen op circa 400 m ten noorden van de stortplaats. Uit de analyseresultaten van het grondwater aldaar bleek, dat met name in de westelijke zone van het potentieel beïnvloede gebied een duidelijke verontreiniging plaatsvindt (tabel 4.6). De tracer-concentraties zijn zodanig, dat de gangbare kwaliteitsnormen worden overschreden, terwijl hogere attenderingswaarden (grenswaarden) van sommige stoffen voor verschillende toepassingen overschreden worden (zie bijlage

Tabel 4.6. Analyseresultaten van monsters (genomen 3 sept. 1986) uit landbouwputten IV en VII. Ligging putten: zie fig. 1.1. Bron: AFD. MILIEUHYGIËNE (1986)

	Sulfaat ($mg.l^{-1}$)	Zware metalen	Chloride ($mg.l^{-1}$)	EC ($\mu S.cm^{-1}$)	COD($-O_2$) ($mg.l^{-1}$)	NH_4-N ($mg.l^{-1}$)
Put IV (oost)	92	< A	72	740	10	0,31
Put VII (west)	72	< A	101	1120	25	0,48
Achtergronds-gehalte			30 à 40	350 à 400	10	0,5

4). Met name gebruik als drinkwater (mens, dier) alsmede toepassing in de tuinbouw, kan dan risico's opleveren.

Benedenstrooms van de stortplaats zijn meerdere partikuliere putten aanwezig waar grondwater wordt onttrokken voor drinkwater of voor beregening en veedrenking. De kans bestaat dat met name in putten, gelegen binnen de stroombaan afkomstig van de stortplaats, reeds verontreiniging is opgetreden. Daarom is in de loop van het onderzoek besloten om een aantal van deze partikuliere putten te bemonsteren en het water te controleren op aanwezigheid van verontreinigingen.

4.4.2. Doel en werkwijze

Het doel van het aanvullend onderzoek was tweeledig. De resultaten moesten leiden tot meer inzicht in:

a. de kwaliteit van het onttrokken grondwater per put (milieuhygiënisch aspect). Dit is van belang voor de gebruikers van de betreffende putten, in verband met het gebruik als drinkwater, voor beregening van gewassen en dergelijke;
b. de ruimtelijke verspreiding van verontreinigingen op grotere afstand van het stort (onderzoekstechnisch aspect). Hiermee kunnen de conclusies met betrekking tot de verspreiding worden geverifieerd.

De keuze van de te bemonsteren putten werd bepaald door de ruimtelijke begrenzing van de 'bedreigde zone', in het horizontale en vertikale vlak (op basis van gegevens uit hoofdstuk 2) en in overleg met de gemeente Linne.

Waar mogelijk werd aanvullende informatie (m.b.t. onttrekkingsdiepte, het gebruik, en ervaringen met de kwaliteit) ingewonnen bij de gebruikers van het water.

Nitraat werd in de analyses worden meegenomen, om een te verwachten landbouwbeïnvloeding te kunnen herkennen.

4.4.3. Resultaten

De bemonsterde putten zijn aangegeven in figuur 4.9. Een overzicht van de analyseresultaten van de monsters uit de partikuliere putten is weergegeven in tabel 4.7.

Aansluitend worden in tabel 4.8 de resultaten van de analyses van de putten uit het meetnet van de regionale stortplaats (die gelijktijdig werden bemonsterd) alsmede de achtergrondwaarden voor het gebied, weergegeven.

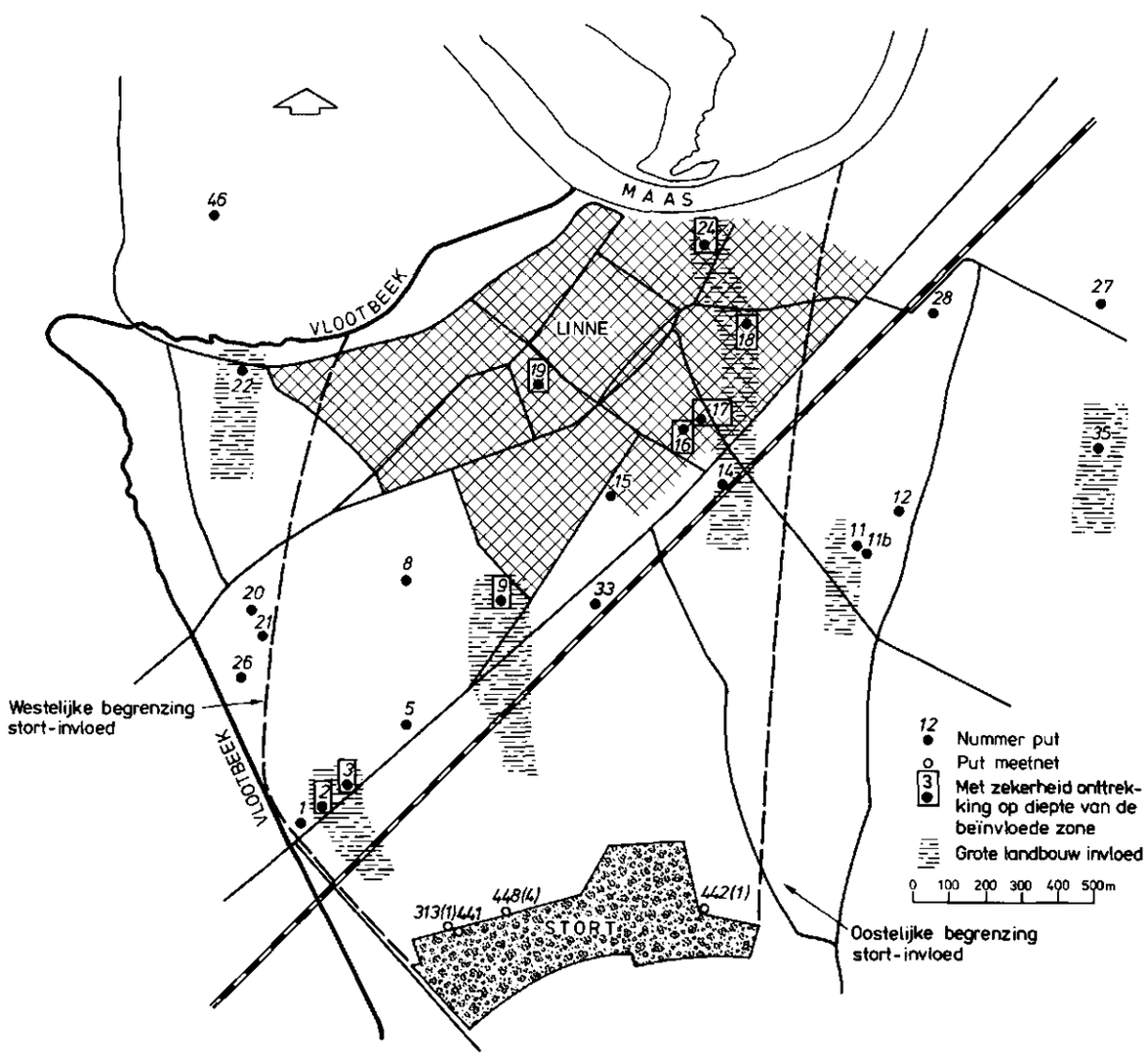


Fig. 4.9. Lokaties van de op 14 en 16 april 1987 bemonsterde partikuliere putten in de gemeente Linne (naar VERSTEEGEN, 1987); geïnterpreteerd totaalbeeld waterkwaliteit op basis van analyseresultaten (V.D. BOGAARD & HOEKS, 1987)

Tabel 4.7. Resultaten van analyses van grondwatermonsters (genomen op 14 en 16 april 1987) uit partikuliere putten in de gemeente Linne

Put nr.		EC ($\mu S.cm^{-1}$)	Chloride ($mg.l^{-1}$)	Nitraat ($mg.l^{-1}$)	Ammonium (NH_4-N) ($mg.l^{-1}$)	TOC[1)] ($mg.l^{-1}$)	Onttrekkingsdiepte (m-mv)
1	d	550	51	0	0,7	< 2,0	?
2	d	920	134	42	< 0,1	4,6	8
3	d	1186	184	43	0,3	< 2,0	9,5
5	*	470	42	3	0,1	3,7	?
8		561	42	4	< 0,1	< 2,0	21
9		763	58	71	0,9	< 2,0	10
11	d	685	43	24	< 0,1	3,6	19
11b		706	62	1	< 0,1	< 2,0	20
12	d	675	57	3	0,9	< 2,0	28
14	*	445	33	14	1,4	11,4	?
15	(d)	560	50	2	0,3	3,3	23
16		600	55	3	0,4	< 2,0	17
17		576	60	2	0,6	< 2,0	17
18	*	830	32	91	1,6	7,7	12
19		535	41	3	< 0,1	2,6	14
20		493	44	3	2,6	< 2,0	25
21		526	47	2	0,5	< 2,0	25
22		750	39	134	< 0,1	4,4	11
24		715	56	33	0,3	4,0	17
26		451	47	1	2,8	< 2,0	24
27		463	48	2	3,0	2,8	?
28		570	55	2	0,2	< 2,0	22
33		650	63	1	< 0,1	< 2,0	19
35		670	42	88	< 0,1	< 2,0	20
46	*	542	58	2	3,0	7,3	6

1) = totaal organisch koolstof (maat voor organische stoffen)
d = gebruikt als drinkwater
* = monster mogelijk verstoord door open put; resultaten minder betrouwbaar
? = onbekend
Onttrekkingsdiepten zijn ondergrenzen van de onttrekkingen

Tabel 4.8. Resultaten van analyses van grondwatermonsters (genomen op 16 april 1987) uit de meetputten van de regionale stortplaatse Linne/Montfort, en achtergrondgehalten

Put nr.	EC ($\mu S.cm^{-1}$)	Chloride ($mg.l^{-1}$)	Nitraat ($mg.l^{-1}$)	Ammonium (NH_4-N) ($mg.l^{-1}$)	TOC ($mg.l^{-1}$)	Onttrekkingsdiepte (m-mv)
441	3200	570	28	106,3	125,6	9,5
442(1)	1745	200	20	4,6	39,2	10,5
448(4)	1410	184	67	50,9	34,9	9
313(1)	1065	170	24	7,9	40,6	14
Percolaat in sloot:						
	2500	310	35	142,4	150,0	-
Achtergrondgehalten:						
	350	30	(1)	circa 0,5	2,0	
	à 400	à 40			à 4,0	

4.4.4. Interpretatie en conclusie

Uit de resultaten blijkt, dat in het onderzochte gebied plaatselijk sprake is van negatieve beïnvloeding van de grondwaterkwaliteit door zowel de regionale stortplaats Linne/Montfort (percolaat), als door de landbouw (overbemesting). Daarbij is de bijdrage van de landbouw plaatselijk significanter dan die van de regionale stortplaats. De kwaliteit van het water zal de komende jaren verslechteren.

Beïnvloeding door de stortplaats kan vooral worden geconcludeerd uit de gemeten waarden voor elektrisch geleidingsvermogen (EC) en de chlorideconcentraties. Uit correlatieberekeningen met een GENSTAT-rekenprogramma blijkt dat EC en chloride-gehalte sterk gecorreleerd zijn (zie par. 4.3.2). Een verhoogde EC wordt dan in belangrijke mate bepaald door het chloridegehalte in het grondwater. In de zone benedenstrooms van de stortplaats zijn EC en Cl gemiddeld iets hoger dan de achtergrondsgehalten. De verhoging van de EC is niet zo groot; hierdoor is het constateren van een eventuele invloed van de stortplaats niet eenvoudig.

De aangetroffen concentraties van ammonium zijn niet dusdanig hoog dat daaruit afzonderlijk duidelijke conclusies kunnen worden getrokken. Hoge waarden kunnen plaatselijk het beeld van beïnvloeding door de stortplaats versterken. Dit geldt alleen indien voor de betreffende put tegelijkertijd de EC en de Cl verhoogd zijn. In afwijkende situaties moet de verhoogde ammoniumconcentratie worden toegeschreven aan lokale landbouw-invloeden (gierput) of aan verstoringen bij de monstername (zie tabel 4.7).

Gehalten van TOC, hoger dan de achtergrondwaarden, worden een enkele maal aangetroffen, doch nergens in extreme mate. Waar sprake is van een verhoging, is toevallig ook sprake van minder betrouwbare resultaten door onvermijdelijke verstoringen bij de monstername (open putten, waardoor ingewaaide organische stoffen; humuszuren etc.). Het hogere TOC-gehalte in put 18 hangt wellicht samen met verontreiniging bij een motorbrandstoffendepot aan de Veestraat te Linne. Volgens DE RUITER (1985) hebben hier in de afgelopen 25 jaar 11 gebeurtenissen plaatsgevonden, die verontreiniging kunnen hebben veroorzaakt, waarvan het overlopen van 40 m^3 gasolie en de lekkage van 10 m^3 stookolie het belangrijkst lijken. Onderzoek hieromtrent is vooralsnog beperkt gebleven tot de oriënterende fase.

Beïnvloeding door de landbouw kan worden afgelezen uit de (grote verschillen in) nitraatgehalten. De concentraties in het onderzochte gebied varieren van 0 tot 134 $mg.l^{-1}$. De nitraat-norm voor drinkwater (50 $mg.l^{-1}$) wordt in vier putten overschreden.

Uit de resultaten blijkt, dat in grote lijnen de eerder getrokken conclusies met betrekking tot de verspreiding van de verontreinigingen juist zijn. Plaatselijk lijken de stroombanen iets anders te lopen dan werd berekend. Dit geldt voor de omgeving van de putten 1, 2 en 3, alsmede mogelijk ook voor de putten 11 en 12. Deze worden wellicht toch door de stortplaats beïnvloed, zij het in geringe mate.

De diepte, waarop de verontreinigingen zich volgens de berekeningen zouden kunnen bevinden, wordt door de analyseresultaten bevestigd, doch kunnen niet nader worden gedetailleerd, omdat er bij de eigenaren/gebruikers onvoldoende exacte kennis was omtrent onttrekkingsdiepten etc. Het geïnterpreteerde totaalbeeld is globaal weergegeven in figuur 4.9.

Voor de partikuliere grondwateronttrekkingsputten die zich binnen de door de stortplaats en/of door de landbouw beïnvloede zones bevinden (met een onttrekkingsdiepte die met de verontreinigde zone samenvalt) heeft de beïnvloeding consequenties voor de kwaliteit van het te onttrekken water, en daardoor ook voor de gebruiksmogelijkheden van het water. Per put is een interpretatie en conclusie met betrekking tot de gebruiksmogelijkheden gegeven in V.D. BOGAARD & HOEKS (1987). De hieruit resulterende adviezen zijn als volgt samen te vatten:

Advies:	put nrs.
Drinkwatergebruik ontraden;	
spoedig nader onderzoek doen:	1, 2, 3.

Advies:	put nrs.
Momenteel geen beperkingen bij onveranderd gebruik;	
op niet te lange termijn echter nader onderzoek doen:	11, 12.
Voorlopig geen beperkingen bij onveranderd gebruik;	
- periodiek globaal onderzoeken in verband met stortinvloed:	9, 17, 18, 24, 33.
- periodiek globaal onderzoeken in verband met landbouwinvloed:	14, 24, 27, (2,3,11,12).
[- nitraat-norm reeds overschreden:	9,18,22,35]
Geen beperkingen in gebruik, geen nader/periodiek onderzoek nodig:	5, 8, 11b, 15, 16, 19, 20, 21, 26, 28, 46.

4.5. OVERIGE BEÏNVLOEDING

Objecten die mogelijk beïnvloed of bedreigd worden door verontreinigd grondwater, zijn die objecten die op een of andere wijze in verbinding staan met het water (op een diepte van 10 à 20 m-mv) uit de bedreigde zone ten noord-noordwesten van het stortterrein. Naast de partikuliere onttrekkingsputten, behandeld in de vorige paragraaf, zijn de volgende objecten van belang:

Directe opname door gewassen

Op basis van de grondwaterstandgegevens en de bodemkundige gegevens (hoofdstuk 2; bijlage 1) kan gesteld worden, dat door de diepe grondwaterstand en het geringe vochtleverend vermogen van de bodem ter plaatse uitgesloten is, dat er onttrekking van eventueel verontreinigd grondwater door gewassen plaatsvindt in de omgeving van de stortplaats.

Pompstations

De twee dichtst bij de stortplaats gelegen pompstations voor drinkwaterwinning, zijn de winplaats 'Herten' en de winplaats 'Beegden'. Gesteld kan worden dat er van bedreiging door de stortplaats geen sprake is:

- 'Herten' heeft volgens CATTENSTART (1983) een zeer ondiepe winning (tussen +12 en -3 m NAP) en het debiet is circa 3 miljoen $m^3.jr^{-1}$. Hoewel de onttrekking ondiep is kan van bedreiging geen sprake zijn omdat de winplaats buiten het stroombanenpatroon ligt.
- De onttrekking 'Beegden' loopt evenmin gevaar, omdat eventuele verontreinigingen (in het eerste watervoerende pakket) niet onder de Maas door naar de westoever zullen stromen, waar de winputten van Beegden zijn gelegen. Dit kan worden afgelezen uit het isohypsenpatroon van het middeldiepe grondwater (fig. 2.4). De isohypsen geven aan, dat water in het eerste watervoerende pakket van beide oevers aan komt stromen en in de Maas terechtkomt.

Oppervlaktewater/beken

Zoals reeds in paragraaf 4.2. werd geconstateerd, watert het met percolaat verontreinigde grondwater af op de Vlootbeek (deels), en (uiteindelijk geheel) op de Maas. Door de optredende sterke verdunning is een eventuele beïnvloeding echter niet meetbaar en ook niet merkbaar.

4.6. SAMENVATTING EN CONCLUSIES

Uit de periodieke analyses van grondwatermonsters van het meetnet rondom de stortplaats blijkt, dat de verontreinigde zone ('vuiltong') zich vooral in het ondiepe grondwater bevindt tot 10 à 15 m onder het oorspronkelijke maaiveld. Nergens worden C-waarden uit de toetsingstabel van VROM overschreden, en het aantal monsters en stoffen met overschrijdingen van B-waarden is beperkt. Er is dan ook geen aanleiding voor saneringsonderzoek.

Het blijft echter wel van belang om regelmatig monsters van het meetnet te analyseren, omdat in een aantal filters de tracer-concentraties een stijgende trend vertonen (elektrisch geleidingsvermogen, chloride, ammonium-stikstof, chemisch zuurstofverbruik), hetgeen wijst op een toenemende verontreiniging.

De concentraties aan zware metalen overschrijden in het ondiepe grondwater op enkele plaatsen de B-waarden (m.n. nikkel en cadmium). Echter, ook in het diepe grondwater en aan de bovenstroomse kant van de stortplaats zijn concentraties van zware metalen tot boven de B-waarden aangetroffen

(nikkel, lood, zink). Deze resultaten zijn echter, mede gezien hun grillig verloop in de tijd, onwaarschijnlijk en kunnen bovendien, vanwege het hydrogeologisch beeld, niet afkomstig zijn van de stortplaats.

Verontreiniging door opgeloste organische verontreinigingen, zoals fenolen, polyaromatische koolwaterstoffen (PAK), olie, halogeen-verbindingen en aromaten, is eenmaal onderzocht (maart 1986). De B-waarden worden nergens overschreden; de meeste gehalten liggen in de buurt van de A-waarden. Op een enkele plaats in het ondiepe grondwater direct naast de stortplaats zijn de gehalten iets hoger; daarom wordt aanbevolen om daar incidenteel organische stoffen te laten analyseren.

De resultaten ondersteunen de eerdere conclusies met betrekking tot de verspreiding, zoals die volgen uit de hydrogeologische analyse en modelberekeningen. Daarom is een aanvullend onderzoek uitgevoerd naar de kwaliteit van het water dat onttrokken wordt in partikuliere putten binnen de bedreigde zone, vooral ook omdat dit water plaatselijk gebruik wordt als drinkwater.

Uit dit onderzoek bleek, dat de invloed van de stortplaats merkbaar is in vrijwel de gehele benedenstroomse zone. De concentraties van enkele tracers (geleidingsvermogen en chloride, en incidenteel ammonium en totaal-organische-koolstof (TOC)) blijken hier hoger te zijn dan in het niet door de stortplaats beïnvloede grondwater. Daarmee worden de eerder geformuleerde conclusies betreffende de verspreiding van het percolatiewater via het grondwater in grote lijnen bevestigd. In sommige partikuliere putten wordt echter de kwaliteit van het water meer aangetast door de landbouw (overschrijding nitraat-norm) dan door de stortplaats.

Op basis van de resultaten zijn adviezen gegeven met betrekking tot gebruik en periodieke kwaliteitscontrole van het water in de putten.

5. WATERBEHEERSING OP DE STORTPLAATS

5.1. INLEIDING

De emissie van verontreinigende stoffen naar het grondwater en oppervlaktewater wordt in sterke mate beïnvloed door de waterbalans van het afvalstort. De belangrijkste termen van deze waterbalans zijn neerslag, verdamping, oppervlakte-afvoer, zijdelingse afvoer door de afdekgrond op het stort, berging van water in de afdekgrond en het in het afval, en afvoer van percolatiewater. Via waterbeheersingsmaatregelen is het mogelijk om in te grijpen in deze waterbalans.

De infiltratie van regenwater in het afvalstort vermindert, door het stort af te dekken en te beplanten (meer verdamping) en door het aanbrengen van een waterdichte laag op het stort, waarbij het infiltrerende regenwater wordt opgevangen met een drainagesysteem boven deze waterdichte laag. De infiltratie van regenwater in het afvalstort kan op deze wijze grotendeels worden voorkomen, waardoor weinig of geen verontreinigd percolaat ontstaat.

De afvoer van percolatiewater naar het grondwater kan worden voorkomen door het aanbrengen van een waterdichte laag onder het afvalstort. Voor nieuw in te richten stortterreinen wordt een dergelijke basisafdichting voorgeschreven in de Richtlijn Gecontroleerd Storten (VROM, 1985).

Op de stortplaats Linne/Montfort zijn de oudere stortcompartimenten (I t/m III) niet voorzien van zo'n basisafdichting. Dit is wel het geval bij compartiment IV en ook de volgende compartimenten zullen worden voorzien van een basisafdichting (fig. 5.1). Het percolatiewater wordt dan opgevangen en afgevoerd naar een zuiveringsinstallatie.

Een belangrijk aspect bij het ontstaan van percolatiewater is de fasering van stortactiviteiten in de tijd. De waterbalans van een stortterrein moet daarom worden beschouwd in samenhang met het stortplan.

5.2. ONTWIKKELING VAN DE STORTACTIVITEITEN

5.2.1. Oude stortcompartimenten

De capaciteit van het oude stortterrein is geheel benut. Recent is het laatste compartiment nr. III (fig. 5.1) afgewerkt en afgedekt met grond

Tabel 5.1. Uitgevoerde en geplande compartimentering en fasering van de stortplaats (opname 1983). Ruimtelijke indeling: zie figuur 5.1. (naar STADSGEWEST ROERMOND, 1983, en ADVIESBUREAU BROUWERS, 1984)

Compar-timent	Deel-compart.	Oppervlakte (ha)	Tijdvak van storten	Toelichting situatie per februari 1987
I	A t/m E	6,35	1960-1973 1974-1979	oude stort, kadastr. gem. Linne
II	F t/m H	5,7	1979-1981	oude stort, kadastr. gem. Montfort
III	-	4,7	1982-1984	storten beëindigd medio 1986
oude terrein		16,75		
			(beoogd in 1983:)	
IV	-	3,5	1984-1986	in gebruik, sinds 1985
V	1	3,5	1987-1990	binnenkort aan te leggen
	2	4,0	1990-1994	nog niet aangelegd
	3	7,9	1994- ?	" " "
nieuwe terrein		18,9		

(niet afgedicht). Enkele gegevens betreffende oppervlakten en tijdvak van storten zijn opgenomen in tabel 5.1.

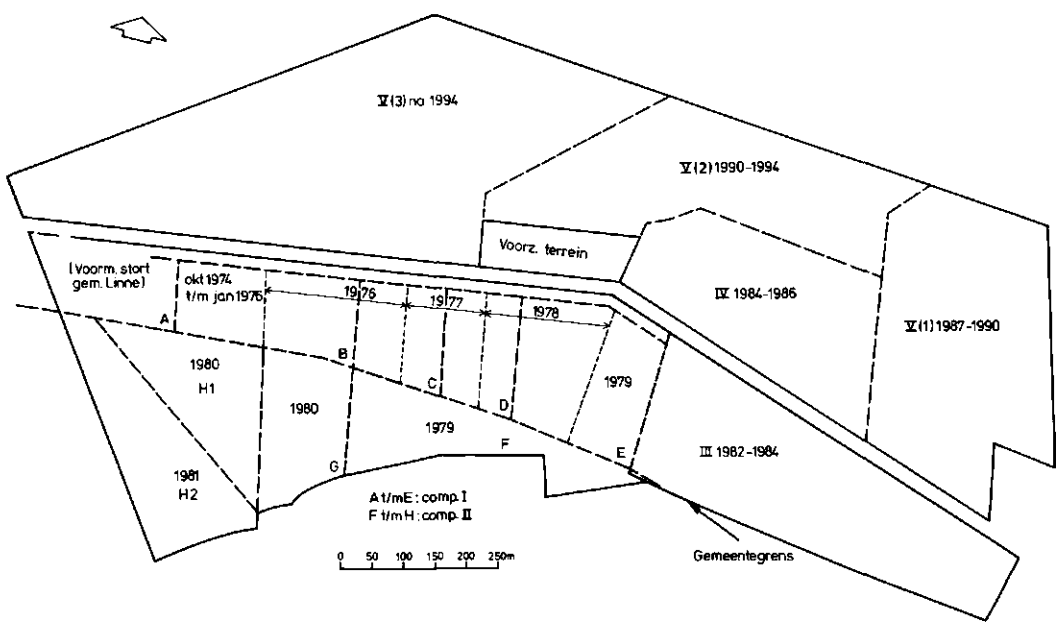


Fig. 5.1. Compartimenterings- en faseringsplan, opname 1976 (naar STADSGEWEST ROERMOND, 1976); zie ook tabel 5.1

De gemiddelde aanvoer van afval bedroeg in de periode 1976-1982 circa 292 000 (niet-gecompacteerd) $m^3.jr^{-1}$, dit is bij een dichtheid van 0,60 ton/m^3 ongeveer 175 000 $ton.jr^{-1}$ (STADSGEWEST ROERMOND, 1983). Het ruimtegebruik bedroeg in die periode circa 1,5 $ha.jr^{-1}$.

De prognoses voor de nieuw in te richten compartimenten liggen aanzienlijk hoger, namelijk 420 000 $m^3.jr^{-1}$, dit is circa 250 000 $ton.jr^{-1}$. Het daarbij behorende ruimtegebruik is echter kleiner, namelijk 1,0 $ha.jr^{-1}$, vanwege de grotere storthoogte (STADSGEWEST ROERMOND, 1987).

Op het oude deel van de stortplaats zijn geen voorzieningen getroffen voor waterbeheersing. Geconstateerd werd reeds in hoofdstuk 2, dat er zijdelings uit de taluds percolaat uittreedt. Dit percolaat wordt gedeeltelijk opgevangen in een sloot zonder afvoermogelijkheden. Gevolg is, dat het zijdelings uittredend percolaat, net zoals het overige percolaat in de bodem infiltreert en het grondwater verontreinigt.

In de hydrologische 'evenwichtssituatie', die na een aantal jaren in het stort wordt bereikt, zal, bij het uitblijven van maatregelen, het gehele neerslagoverschot (ca. 300 $mm.jr^{-1}$) als percolaat in de bodem infiltreren. Dit betekent dat uiteindelijk in totaal circa (14,5 ha x 300 mm =) 43 500 m^3 percolatiewater per jaar in het grondwater terecht zal komen.

Tijdens het storten in compartiment I (periode 1960 - 1979) werd het afval niet verdicht. In compartiment II is het afval verdicht met een bulldozer en in compartiment III werd het afval met een compactor verdicht (NAUS, Adviesbureau Brouwers; pers. med.).

De maximale hoogte van compartiment III bedraagt op dit moment circa 47 m +NAP (LEURS, Stadsgewest Roermond; pers. med.); inclusief de afdeklaag: 48 m +NAP. De totale storthoogte bedraagt dan 23 m, namelijk circa 18 m boven het oorspronkelijke maaiveld en 5 m onder het oorspronkelijke maaiveld. De hoogte zal nog afnemen door zetting, als gevolg van vertering en inklinking van het afval. Er zal nog zeker minimaal 3 meter zetting optreden, zodat de uiteindelijke taludhelling van dit compartiment maximaal 1:3 (33%) bedraagt. De huidige hoogte van compartimenten I en II bedraagt 35 à 36 m +NAP (ca. 6 m boven het oorspronkelijke maaiveld). De taludhellingen zijn hier flauw.

Het terrein dient na afwerking als 'natuurterrein' te worden opgeleverd (GEDEPUTEERDE STATEN VAN LIMBURG, 1984).

De bedekkingsgraad is hier sinds de afwerking onvoldoende geweest. Dit is geconstateerd bij veldbezoeken in najaar 1986 en voorjaar 1987. Doordat inzaaiing van de afdeklaag van compartiment III laat in het najaar van 1986

plaatsvond, is deze niet goed aangeslagen. Het gevolg is, dat er door neerslag veel erosie van de afdeklaag heeft plaatsgevonden.

De oudere compartimenten hebben reeds een vegetatiedek met kruiden, grassen, struiken en bomen. De bedekkingsgraad van deze begroeiing is echter plaatselijk sterk gereduceerd, als gevolg van gas-uittreding door de afdeklaag (aan dit aspect zal in hoofdstuk 6 meer aandacht worden besteed).

5.2.2. Nieuwe stortcompartimenten

Sinds 1986 is het eerste compartiment in gebruik (IV) van het nieuwe stortterrein waar milieutechnische voorzieningen worden getroffen. De nog aan te leggen compartimenten V(1) tot en met V(3) zijn gepland om de vuilafvoer uit het Stadsgewest Roermond tot het jaar 2000 op te vangen (zie STADSGEWEST ROERMOND, 1986b). In de vergunning (GEDEPUTEERDE STATEN VAN LIMBURG, 1984) is omschreven welke categorieën afval wel en niet worden geaccepteerd op de afvalstortplaats.

In het inrichtings- en stortplan voor de nieuwe stortcompartimenten (zie ADVIESBUREAU BROUWERS, 1985a en 1986a) worden de toe te passen milieutechnische voorzieningen beschreven.

Onder compartiment IV is een vloeistofdichte onderafdichting gerealiseerd met Reuverse klei, ter dikte van 50 cm (aangebracht in 2 lagen van elk 25 cm). De bovenkant van de kleilaag bevindt zich op 24,50 m +NAP (ca. 5 m onder het oorspronkelijke maaiveld). Bovenop de klei-afdichting is een drainage-systeem aangebracht, bestaande uit polypropyleen ribbeldrain (diameter: 80 mm) in een grindkoffer. De drains zijn onder een afschot van 5% aangebracht, op een onderlinge afstand van circa 20 m. Op de kleilaag is een laag drainagezand aangebracht (30 cm) om de horizontale toestroming van percolaat naar de drains te waarborgen. De drains zijn omhuld met een polypropyleen vlies om verstoppingen te voorkomen. Ook zijn voorzieningen getroffen om de drains te kunnen doorspuiten. De hoofdafvoerbuis (diameter 160 mm, onder vrij verval) is van polyetheen en bevat op regelmatige afstanden inspectieschachten. Het percolaat wordt afgepompt via een pompput naar opslagbassins, vanwaar het wordt afgevoerd naar de rioolwaterzuiveringsinstallatie in Susteren. Hiervoor is een lozingsvergunning afgegeven (STADSGEWEST ROERMOND, 1986a).

In de vergunning (GEDEPUTEERDE STATEN VAN LIMBURG, 1984) is opgenomen dat de de eindbestemming van het stortterrein 'natuurterrein' moet zijn. Volgens de vergunning dient de eindafdekking een dikte van 1 m te hebben

(excl. afdichting), en mag het terrein geen ingesloten laagten bevatten.

Er zijn inmiddels concept-tekeningen gemaakt met dwars- en lengte-profielen, alsmede met eindhoogten (hoogtelijnenkaart). Daaruit blijkt dat de taludsteilheid in de eindsituatie nergens het maximum van 1:3 overschrijdt. De maximale eindhoogte na zetting is aangegeven als 45 m +NAP (incl. afdeklaag).

Dit betekent volgens ADVIESBUREAU BROUWERS (1986a) dat, uitgaande van een zetting van 5 m en een afwerklaag van 1 m, gestort zou kunnen worden tot 49 m +NAP ofwel circa 20 m boven oorspronkelijke maaiveld. De zetting kan worden geschat op de volgende manier (HOEKS & AGELINK, 1982):

$$Z = a\ h\ (1 - e^{-bt})$$

waarin: Z = zetting (m)
a = zettingsfactor, afhankelijk van compactiegraad ($m.m^{-1}$)
h = storthoogte (m)
b = empirische constante ($jaar^{-1}$)
t = tijd (jaar)

Hieruit volgt dat voor $t \rightarrow \infty$ (eindzakking) geldt: $Z = a\ h$.

Voor de nieuwe compartimenten op het regionaal stort kan bij gebruik van de compactor) gesteld worden: a = 0,25. Bij een storthoogte van 25 m (van 25 tot 50 m +NAP gestort) volgt dan een zetting van 6,25 m. Dit betekent dat de eindhoogte uiteindelijk 43,75 zal bedragen. Met de afdichtings- en afdeklaag inbegrepen, is dit 44,75 m.

Bij de oorspronkelijke capaciteitsberekeningen is steeds gewerkt met volumes in plaats van gewichten. Tot voor kort werden de stortgegevens namelijk bijgehouden in volumes (m^3). Dit is echter een moeilijk hanteerbare maat voor de berekening van het stortvolume, omdat in het stort compactie optreedt, tijdens de verwerking met een compactor, en later door zetting en afbraak. Daarom wordt aanbevolen om zo mogelijk de hoeveelheden ook te registreren in gewicht-eenheden (tonnen). Op het terrein is een weegbrug aanwezig, dus technisch is dit uitvoerbaar.

Voor de hier uitgevoerde berekeningen zijn alle volume-gegevens omgerekend naar gewichten. Daarbij is uitgegaan van een soortelijk gewicht van 0,60 $ton.m^{-3}$. Dit cijfer is afgeleid uit data van STADSGEWEST ROERMOND (1987), waar zowel aangevoerde volumes als gewichten worden vermeld.

De totale oppervlakte van de nieuwe stortcompartimenten bedraagt 18,9 ha. De vergunning-aanvraag (zie ADVIESBUREAU BROUWERS, 1986a) aangaande de afvalberging voor de komende 10 jaar, betreft een oppervlakte van 7,5 ha (compartimenten V(1) en V(2) - zie fig. 5.1). Er werd in 1984 nog uitgegaan van een aanvoer van circa 300 000 m^3 per jaar (d.i. ca. 180 000 ton per jaar bij soortelijk gewicht 0 60 $ton.m^{-3}$), waarvoor dan circa 1 ha per jaar nodig zou zijn. Daarbij is gerekend met een taludhelling van 1:2 en een uiteindelijke compactie van 50% (ADVIESBUREAU BROUWERS, 1984). Dat rapport is door betrokken vertegenwoordigers van PWS, Stadsgewest, gemeenten en commissies goedgekeurd als grondslag voor de verwerking van afvalstoffen in de komende jaren (zie STADSGEWEST ROERMOND, 1984).

In het concept-rapport van ADVIESBUREAU BROUWERS (1986a) is een aangepaste fasering gegeven voor het nieuwe deel (zie fig. 5.2; vergelijk met fig. 5.1). Deze aangepaste fasering houdt ondermeer rekening met het feit dat compartiment IV pas in 1986 in gebruik is genomen, in plaats van in 1984 zoals eerst gepland was (zie tabel 5.1). Tevens zijn de taludhellingen minder steil ontworpen (hetgeen veiliger is) en is de beoogde eindhoogte vergroot.

In ADVIESBUREAU BROUWERS (1986a) wordt gerekend met een te verwachten afval-aanvoercijfer van (omgerekend) 240 000 $ton.jr^{-1}$. Dit cijfer is als richtlijn wellicht aan de lage kant, omdat toentertijd nog geen rekening kon worden gehouden met een te verwachten periodieke aanvoer van afval van de firma Rockwool Lapinus, hetgeen grote hoeveelheden zal betreffen (LEURS, Stadsgewest Roermond; pers. med.). Dit gegeven, samen met de begroting in STADSGEWEST ROERMOND (1986b), wijst er op, dat de te verwachten aanvoer van vuil nog steeds toeneemt. Dit betekent, dat de geplande fasering aan de krappe kant is. De nieuwe compartimenten kunnen sneller opgevuld raken dan is beoogd in de laatste planning.

Fasering door middel van compartimentering heeft een aantal duidelijke voordelen (GLAS, 1985):

- de onderafdichting behoeft niet bij het begin der stortactiviteiten over het gehele terreinoppervlak aangelegd te worden (voordelen m.b.t. investering);
- neerslagwater, dat valt op gedeelten van het stortterrein waar nog niet gestort wordt, komt niet in contact met het afval (beperking percolaatvolume);
- over het gehele stortterrein wordt de drainage eveneens gecompartimenteerd, waardoor de gevolgen beperkt blijven bij lekkages of bedrijfs-

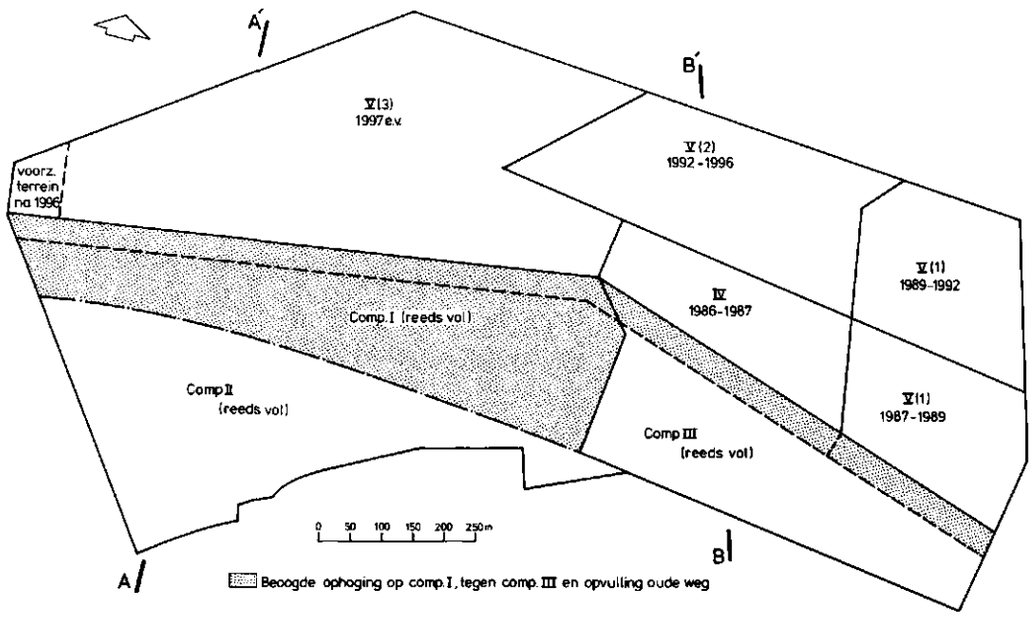


Fig. 5.2. Planning van compartimentering en fasering van het nieuwe stortterrein (naar ADVIESVIESBUREAU BROUWERS, 1986a), met daarin aangegeven de dwarsdoorsneden (fig. 5.3 en 5.4)

storingen;

- volgestorte gedeelten van het terrein kunnen eerder worden afgewerkt met een bovenafdichting en eventueel een infiltratiesysteem ten behoeve van recirculatie van percolaat;
- een nieuw aan te pakken compartiment kan altijd volgens de laatste stand der techniek en inzichten omtrent het storten van afval worden ingericht.

Problemen kunnen echter ontstaan, indien verschillende compartimenten van verschillende hoogten/dimensies naast elkaar worden gecreëerd, waarvoor pas in een eindstadium één eindafdichting en afwerking wordt ontworpen en uitgevoerd. Bij een planmatige aanpak met een duidelijk beleid zijn dergelijke problemen echter te vermijden.

5.3. MILIEUTECHNISCHE VOORZIENINGEN

5.3.1. Bovenafdichting

Eerder is reeds gebleken dat de stortcompartimenten I t/m III, waar geen basisafdichting aanwezig is, oorzaak zijn van de geconstateerde grondwater-

verontreiniging. Bovendien nemen de concentraties van de verontreinigende stoffen nog verder toe in de tijd.

In principe zou verdere verspreiding van percolatiewater via het grondwater kunnen worden voorkomen door het plaatsen van vertikale afschermende wanden in de bodem, gecombineerd met afpompen van verontreinigd grondwater. Hierbij moet echter aan de voorwaarde worden voldaan, dat deze vertikale wand tot in een ondoorlatende laag reikt. Uit de hydrogeologische analyse (hoofdstuk 2) is gebleken dat een aaneengesloten ondoorlatende laag veel te diep zit om deze maatregel hier in overweging te nemen.

Op het stortgedeelte zonder basisafdichting kan de emissie van percolaat (en gas) worden beperkt door het aanbrengen van een bovenafdichting op het stort, waarmee infiltratie van regenwater - en dus het ontstaan van percolatiewater - kan worden beperkt. Ook de emissie van zijdelings uittredend percolaat wordt aldus voorkomen. Hiermee wordt dus bereikt dat dit stortgedeelte in de toekomst niet verder bijdraagt aan de verontreiniging van het grondwater.

Andere mogelijkheden om de hoeveelheid infiltrerend water te verkleinen (bijv. vegetatie met hoge verdamping aanplanten op het stort) blijken onvoldoende effect te sorteren (HOEKS & AGELINK, 1982).

Voor bovenafdichting komen in principe zowel natuurlijke materialen (vnl. specifieke kleien en bentoniet-zand-mengsels) als synthetische materialen (folies van HDPE, LDPE, PVC; bitumenmembranen) in aanmerking.

Met betrekking tot bovenafdichting is onderzoek uitgevoerd op praktijkschaal en laboratoriumschaal (zie o.a. HOEKS & AGELINK, 1982; VAN DOMMELEN et al. 1983; HOEKS et al (1987); RYHINER et al., 1985). Op basis van onderzoeksresultaten en praktijkervaringen wordt voorlopig aangenomen, dat natuurlijke afdichtingsmaterialen beter bestand zijn tegen onregelmatige zettingen dan synthetische afdichtingsmaterialen.

Specifieke kleisoorten, waarin het sterk zwellende kleimineraal montmorilloniet voorkomt, bezitten het vermogen om vervorming door zetting) van de laag op te vangen.

Uiteraard zullen de gebruikte afdichtingsmaterialen deugdelijk getest moeten worden. Voor synthetische materialen wordt hier verwezen naar ALGRA & DER KINDEREN (1984), die protocollen voor het toepassen van afdichtingsfolies hebben opgesteld. Voor natuurlijke materialen wordt verwezen naar HOEKS et al. (1987), waar de toepassing van bentoniet-afdichtingen wordt besproken. De Reuverse klei, die op de stortplaats Linne/Montfort wordt gebruikt als afdichtingsmateriaal, is uitvoerig getest door LGM (1986) en

RYHINER & HOEKS (1986). Daarbij bleek dat deze klei voldoende waterdicht was, zowel bij gebruik voor boven-afdichting als voor basisafdichting (zie ook ADVIESBUREAU BROUWERS, 1985b & 1986b).

Bij het testen van de eigenschappen van een afdichtingsmateriaal als klei is het van belang te weten bij welke gradiënt de doorlatendheid gemeten wordt en of die gradient overeenkomt met de veldsituatie. Gebleken is namelijk dat de waterstroming door dergelijke kleien niet voldoet aan de Wet van Darcy. De doorlatendheid is dan geen constante, maar neemt af bij afnemende stijghoogtegradiënt. De in het veld optredende gradiënt is vaak veel lager dan die in het laboratorium wordt gebruikt voor de doorlatendheidsbepaling. Daardoor is de doorlatendheid in het veld belangrijk lager dan verwacht op grond van het laboratoriumonderzoek. Bij gradiënten lager dan 5 is de lekkage door de laag zelfs nihil (zie HOEKS et al., 1987).

Voorts dient men te bedenken, dat de k-waarde in het veld een ruimtelijke spreiding vertoont. Er dient dan ook een statistische analyse te worden toegepast bij het interpreteren van de gemeten doorlatendheden. Daarbij behoort een norm gesteld te worden in de vorm van een overschrijdingskans of standaardafwijking. Momenteel is er een keuringsprotocol voor kleiafdichtingen, analoog aan protocollen voor kunststof-afdichtingsmaterialen, in voorbereiding, waarin ook met deze factoren rekening wordt gehouden.

Uit laboratorium- en veldonderzoek is gebleken, dat zowel specifieke zand-bentoniet-mengsels als de reeds in Linne toegepaste Reuverse klei onder veldomstandigheden goed voldoen. De lekkage door dergelijke afdichtingslagen is nihil. Opgemerkt moet worden dat de ervaringen met betrekking tot het lange termijn-gedrag beperkt zijn. Onderzoek in Wijster toont aan dat een bentoniet-afdichtingslaag na 3½ jaar nog waterdicht is (HOEKS & RYHINER, 1987).

Mede vanwege de beschikbaarheid van Reuverse klei in de nabije omgeving en de ervaringen die hiermee uitvoeringstechnisch reeds zijn opgedaan, kan daarom deze klei aanbevolen worden als afdichtingsmateriaal voor bovenafdichting.

Voor de constructie van een bovenafdichting dient men rekening te houden met de volgende richtlijnen:

- de weersomstandigheden gedurende aanleg van de afdichting dienen geschikt te zijn (droog weer);
- de taluds mogen niet steiler zijn dan 1:3 (33%), in verband met machineeisen, afschuivings- en erosiegevaar;

- de kleilaag moet voldoende dik zijn in verband met zettingen en heterogeniteit van de klei; voor de Reuverse klei wordt een dikte van minimaal 30 cm aanbevolen.

In verband met ongelijkmatige zettingen van het stort is het technisch gezien gunstiger om de eindafdichting pas aan te leggen als een groot gedeelte van de zetting achter de rug is. Daar staat tegenover, dat het milieuhygienisch van belang is om een stort zonder basisafdichting zo snel mogelijk af te sluiten om het ontstaan van percolatiewater te voorkomen.

Gezien het feit dat het afval sinds enkele jaren wordt verdicht met een compactor, mag worden aangenomen dat de zettingen geringer en ook regelmatiger zullen zijn. Daarom wordt er van uitgegaan dat een volgestort compartiment binnen een jaar na beëindiging van de stortactiviteiten kan worden voorzien van een bovenafdichting. Compartiment III zou dus op korte termijn kunnen worden afgewerkt met een bovenafdichting.

Voor compartiment III is bovenafdichting vooral van belang, omdat het percolaat hier relatief meer verontreinigd is (jonger stort, grotere storthoogte). De gemeten verhoging van concentraties in meetpunt 442 is volledig te verklaren uit het gedrag van dit recent volgestorte compartiment III.

In principe is bovenafdichting ook mogelijk voor de compartimenten I en II, maar deze compartimenten worden mogelijk nog opgehoogd met afval in de komende jaren (zie paragraaf 5.4). In dat geval dient een zodanige constructie te worden gekozen, dat het nieuw op te brengen afval geen extra belasting van het grondwater veroorzaakt.

Bij het aanbrengen van een bovenafdichting op de compartimenten I en II moet eerst de huidige vegetatie worden verwijderd.

Bij het plan om de compartimenten IV en V(1) aan te laten sluiten bij compartiment III is beoogd om de basisafdichting die onder IV en V(1) wordt gecreëerd geleidelijk 'door te trekken' op het talud van III. De eerste voorzieningen hiertoe zijn ten velde reeds getroffen. De aan te brengen kleilaag (Reuverse klei) zal ook hier 50 cm dik zijn (NAUS, Adviesbureau Brouwers; pers. med.).

De nieuwe stortcompartimenten IV, en later ook V, kunnen eveneens van een bovenafdichting worden voorzien. Hoewel hier reeds een basisafdichting wordt aangebracht, biedt ook hier een bovenafdichting voordelen:
- het toepassen van beide maatregelen verkleint de faalkans, die altijd aanwezig is, aanzienlijk;
- de hoeveelheid percolaat die kan ontstaan, wordt beperkt. Hierdoor kunnen de kosten in verband met de lozingsvergunning gedrukt worden;

- door een bovenafdichting is gasontwijking, die schade aan de toekomstige vegetatie kan veroorzaken, te voorkomen (hierbij is een gasonttrekkingssysteem echter noodzakelijk, om drukontwikkeling in het stort te voorkomen - zie hoofdstuk 6);
- zijdelingse uittreding van percolaat kan worden voorkomen;
- het opsporen en eventueel repareren van lekkages in de bovenafdichting is uitvoerbaar; dit geldt niet voor een basisafdichting.

deze redenen wordt geadviseerd om ook een bovenafdichting op de nieuwe stortcompartimenten aan te leggen.

Oppervlakkig afstromend regenwater en het drainwater uit de afdeklaag moet worden opgevangen en afgevoerd naar het oppervlaktewater. In ADVIESBUREAU BROUWERS (1986a) komt een bovenafdichting ter sprake, maar uit de bijbehorende tekeningen kan niet opgemaakt worden hoe dit water gecontroleerd kan worden afgevoerd, zodat voorkomen wordt dat het zich bij het percolaat voegt. Er wordt ook niet gesproken over een drainagesysteem bovenin de afdeklaag. In de vergunning is overigens een bovenafdichting voor het nieuwe stort niet voorgeschreven (GEDEPUTEERDE STATEN VAN LIMBURG, 1984).

Op de afdichtingslaag dient een afdeklaag te worden aangebracht van minimaal 1 m dikte. De vegetatiekeuze is bij afdichting en afdekking ruimer dan wanneer geen afdichting wordt toegepast. Diep wortelende bomen moeten echter worden vermeden vanwege mogelijke schade aan de afdichtingslaag.

In de vergunning voor de nieuwe stortcompartimenten (GEDEPUTEERDE STATEN VAN LIMBURG, 1984) zijn eisen met betrekking tot de afdeklaag geformuleerd. Bij zorgvuldige uitvoering bieden deze voldoende garanties voor een goed functioneren van de afdeklaag en de daarop aan te brengen vegetatie. De afdeklaag dient een goede doorlatendheid te hebben en moet worden voorzien van een drainagestelsel, in verband met de ontwatering, omdat hoge grondwaterstanden leiden tot wateroverlast, stagnatie in de groei van de vegetatie, en kans op erosie. Verder dient de afdekgrond redelijk vochthoudend te zijn om verdroging in het groeiseizoen te voorkomen.

De drainagetechniek is vergelijkbaar met die op landbouwgronden, met het verschil dat het hier op een helling moet worden aangelegd, en dat er zettingen op zullen treden. Het heeft voordelen om de drains in een goed drainerende zandlaag (ca. 25 cm) te leggen. Humusarm, matig grof zand leent zich hier goed voor. De slechte doorwortelbaarheid van deze zandlaag voorkomt aantasting van de afdichtingslaag door plantewortels en bodemdieren.

Op deze zandlaag moet humusrijke grond worden opgebracht, met een goede struktuur (teelaarde). Keuze van dikte en samenstelling zijn afhankelijk

van het uiteindelijk gewenste vegetatietype. De opgebrachte grond mag niet erosiegevoelig zijn, om te voorkomen dat direct na aanleg op hellingen grond afspoelt. Daarom is het ook van belang dat de afdeklaag bij droog weer wordt aangebracht en direct wordt ingezaaid met gras. Het is van belang dat de grond voor de winterperiode nog bedekt raakt met een goede grasvegetatie.

5.3.2. Basisafdichting

In de vergunning (GEDEPUTEERDE STATEN VAN LIMBURG, 1984) is de eis geformuleerd dat de doorlatendheid van de basisafdichting kleiner dan 10^{-9} $m.s^{-1}$ dient te zijn. Gezien het eerder genoemde niet-Darcy-gedrag zegt dit nog niet zo veel omdat de doorlatendheid afhankelijk is van de gradiënt. Uit onderzoek van RYHINER & HOEKS (1986) is echter gebleken, dat de gebruikte Reuverse klei geen lekkage vertoont onder veldomstandigheden, mits aangebracht en verdicht onder optimale omstandigheden.

De eisen die aan een basisafdichting gesteld worden, zijn hoger dan de eisen die aan bovenafdichting gesteld worden. De onderafdichting is namelijk constant in contact met het percolaat. Dit stelt meer eisen aan de chemische resistentie van het materiaal dan in geval van contact met 'schoon' regenwater.

Compartiment IV is reeds voorzien van een basisafdichting, bestaande uit 50 cm Reuverse klei. Ook compartiment V zal te zijner tijd worden voorzien van een dergelijke basisafdichting.

Het percolatiewater wordt opgevangen in een drainagesysteem boven de afdichtingslaag en opgepompt naar een bergingsbasssin, vanwaar het wordt afgevoerd naar de zuiveringsinstallatie.

De lay-out van het drainagesysteem is zodanig, dat bij zorgvuldige uitvoering van het plan de faalkansen voor dit deelsysteem tot een minimum kunnen worden beperkt. Dit blijkt uit een vergelijking van de volgende gegevens van het inrichtingsplan (ADVIESBUREAU BROUWERS, 1986a) met gegevens uit de literatuur (VROM 1984, e.a.) en de praktijk:

- het aantal knooppunten is minimaal;
- de drainafstand bedraagt circa 20 m;
- er is een grindbed als draineerlaag toegepast;
- het aantal doorvoeringen door de zijkant van de afdichting ('stortkade') is minimaal;
- er zijn voorzieningen voor inspectie en doorspuiten.

Verdere verbetering kan mogelijk worden bereikt door ander omhullingsmateriaal te kiezen voor de drains. In de literatuur wordt de toepassing van polypropyleenvlies als omhulling van drains op een onderafdichting niet als meest geschikt aanbevolen. Bij dit materiaal bestaat relatief meer risico van aantasting en dichtslibbing. Anorganische korrels zouden beter voldoen op langere termijn (GLAS, 1985).

Er dient rekening mee te worden gehouden, dat op lange termijn verstopping van de poriën van het omhullingsmateriaal kan gaan optreden en/of afname van de doorlatendheid van de draineerlaag (beide leidend tot een verhoging van de intreeweerstand). Dit kan leiden tot te grote opbolling van de waterspiegel in het stort, waardoor het risico van zijdelingse uittreding van percolaat (over de rand van de 'stort-kade') toeneemt. Daarom lijkt een ringdrainage onder langs de helling van het stort (gelegen onder de eventueel aan te brengen bovenafdichting) gewenst. In ieder geval zal voorkomen moeten worden dat percolaat zich voegt bij het schone water dat afgevoerd wordt uit de afdeklaag.

Geadviseerd wordt om niet op drainage te bezuinigen. In de Richtlijn Gecontroleerd Storten worden overigens geen eisen genoemd waaraan het drainage/ontwateringsstelsel moet voldoen.

5.4. OPHOGING OUDE STORT

5.4.1. Inleiding

In paragraaf 5.2.2 werd reeds vastgesteld, dat de capaciteit van de nieuwe stortcompartimenten in relatie tot de te verwachten afvalvolumes aan de krappe kant is. In het inrichtingsplan (ADVIESBUREAU BROUWERS, 1986a) wordt hier feitelijk al op geanticipeerd. Voorgesteld wordt namelijk, dat het oude stortcompartiment I (bevattende de deelcompartimenten A t/m E) na 1996 zou kunnen worden opgehoogd, in samengang met het volstorten van het laatste compartiment V(3) (zie fig. 5.2). Tevens bestaat het voornemen om de compartimenten IV en later ook V(1) geheel te laten aansluiten tegen compartiment III. Hierdoor zal de weg tussen het oude en het nieuwe deel van het terrein volgestort worden, zodat de terreinen uiteindelijk een geheel zullen gaan vormen. Een schets van de beoogde situatie wordt gegeven in respectievelijk figuur 5.3.a en 5.3.b. Beide voorstellen zullen tevens leiden tot een capaciteitsvergroting van de stortplaats.

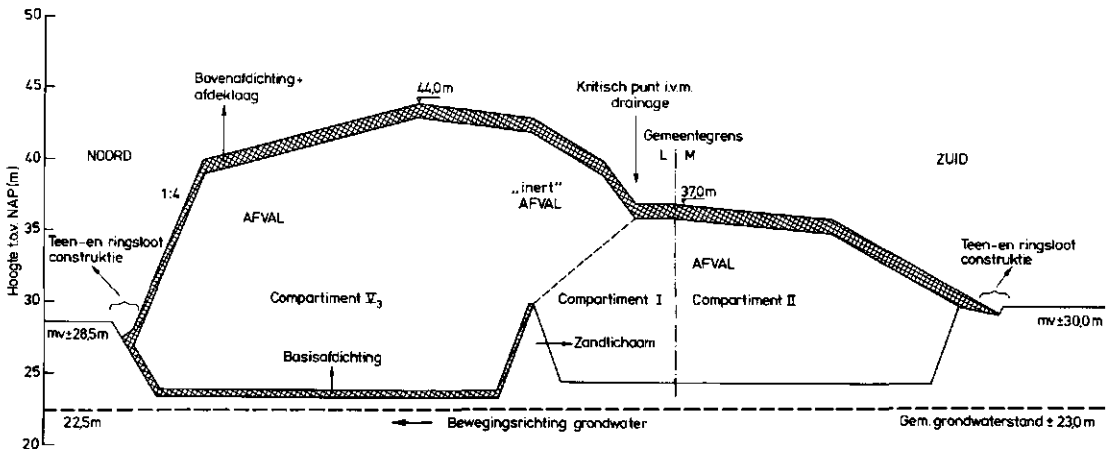


Fig. 5.3.a. Beoogde eindsituatie doorsnede A' - A (zie fig. 5.2) (naar ADVIESBUREAU BROUWERS, 1986a)

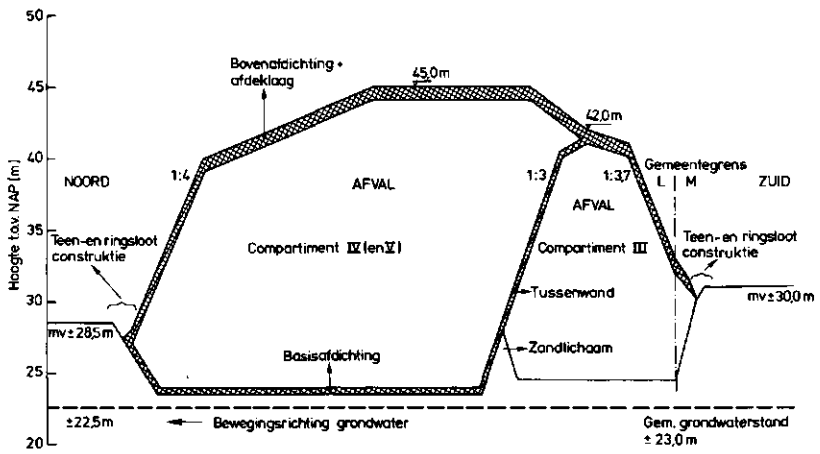


Fig. 5.3.b. Beoogde eindsituatie doorsnede B' - B (zie fig. 5.2) (naar ADVIESBUREAU BROUWERS, 1986a)

Door STADSGEWEST ROERMOND (1986b) wordt overwogen om op het oude stort, na ophoging, een bovenafdichting aan te brengen. Indien de ophoging, zoals beoogd, pas na 1997 zal worden uitgevoerd, betekent dit, dat tot circa het jaar 2000 percolatiewater van het oude stortterrein in het grondwater terechtkomt.

In het oudste compartiment is gestort tot 1979. De methanogene fase (zie hoofdstuk 6) is hier al langer gaande. Dit betekent, dat het percolaat relatief schoner is dan in de hier aan voorafgaande verzuringsfase. De aangetroffen recente stijging van concentraties van tracers en milieubelastende stoffen in de meetpunten 313(1) en 441 is vooral toe te schrijven aan uitloging van de later volgestorte deelcompartimenten F, G en H (van compartiment II). Uit milieuhygienisch oogpunt is het daarom wenselijk om zo snel mogelijk de compartimenten I en II aan de bovenzijde af te dichten.

Indien een bovenafdichting wordt aangebracht op de oude stortcompartimenten I en II met het vooruitzicht dat later nog eens extra afval wordt opgebracht, dan verandert de functie van deze bovenafdichting in die zin, dat deze gaat fungeren als basisafdichting voor het nog op te brengen afval. Deze afdichtlaag komt dan kan tussen twee lagen afval te liggen. Met een dergelijke 'tussenafdichting' is nog nauwelijks ervaring opgedaan.

Ophoging van het oude stort is alleen acceptabel, als aannemelijk wordt gemaakt, dat het nog op te brengen afval geen extra belasting van het grondwater veroorzaakt. Volgens de Richtlijn Gecontroleerd Storten moeten dergelijke ophogingen zoveel mogelijk voldoen aan de IBC-criteria (Isoleren, Beheersen, Controleren). Als belangrijkste maatregelen worden daarbij genoemd het aanbrengen van een waterdichte eindafdekking en het installeren van controlesystemen. Een eventuele tussenafdichting tussen het oude en het nieuw op te brengen afval wordt niet voorgeschreven in de Richtlijn Gecontroleerd Storten.

5.4.2. Vergelijking van de verschillende mogelijkheden

Bij de afweging of ophoging van het oude stortterrein verantwoord kan geschieden, is het belangrijkste criterium: de milieuhygiënische effectiviteit en - betrouwbaarheid ten aanzien van het voorkomen van extra emissie van percolatiewaternaar het grondwater. Om verschillende alternatieven te kunnen beoordelen, zijn de volgende factoren van belang:

a. effect van de maatregelen op de waterhuishouding van het stort;
b. faalkansen/risico's voor verstoring van de voorzieningen (incl. mogelijkheden voor herstel);
c. controleerbaarheid;
d. verwerking van opgevangen percolatiewater.

ad a. Effect van de maatregelen op de waterhuishouding
In de eindsituatie is in principe het effect van alleen een tussenafdichting en van alleen een bovenafdichting gelijk, omdat geen ongecontroleerde verspreiding van percolaat plaatsvindt.

Indien er sprake is van ophoging, heeft tussenafdichting echter als voordeel boven een bovenafdichting (na ophoging) dat deze maatregel eerder in de tijd kan worden uitgevoerd (in principe zou dat dit jaar al kunnen) terwijl de bovenafdichting pas na het jaar 2000 zou worden aangelegd (uitgaande van de aangegeven fasering, fig. 5.2). Indien er wordt opgehoogd met niet-inert materiaal, verdient een spoedig aangelegde tussenafdichting daarom in principe de voorkeur.

ad b. Faalkansen, risico's voor verstoring, herstelmogelijkheden
Het aanleggen van afdichtingen op verschillende compartimenten en de aansluiting daarvan op andere afdichtingen (tussen- of bovenafdichting) kan in een gefaseerd stortplan - al of niet met ophogingen - problemen opleveren van uitvoeringstechnische aard. Daardoor kan de betrouwbaarheid van de maatregelen in het gedrang komen. Enkele belangrijke aspecten hierbij worden nu besproken.

Een tussenafdichting ligt niet op een vaste ondergrond, maar op een laag afval van het oude stort. Dit is een complicerende factor, zowel wat betreft de aanleg als het gedrag van de laag. Een tussenafdichting is daardoor onderhevig aan grote zettingen, aangezien het afval onder de tussenafdichting nog aan zetting onderhevig is. In compartiment I heeft al veel zetting plaatsgevonden, doch, omdat er bij het storten destijds geen compactor werd gebruikt (NAUS, Adviesbureau Brouwers; pers. med.), kan verdergaande zetting van compartiment I niet worden uitgesloten. Compartiment III bevat weliswaar gecompacteerd afval, doch zal nog nazakken door afbraakprocessen. Deze zetting wordt versterkt door het extra gewicht van het op te brengen nieuwe afval boven op de tussenafdichting. Deze factoren zullen leiden tot grote onregelmatige zettingen, hetgeen een verhoogd faalrisico voor een tussenafdichting (incl. drainagesysteem) betekent.

De tussenafdichting moet aan de zelfde eisen voldoen als een basisafdichting, en moet dus ook chemisch bestendig zijn. Herstel van een tussenafdichting is overigens onmogelijk; herstel van een bovenafdichting is in principe wel mogelijk, doch ingrijpend. Om deze redenen is het toepassen van een tussenafdichting, zonder uiteindelijke realisatie van een bovenafdichting, milieuhygiënisch niet de beste oplossing.

Het combineren van tussen- en bovenafdichting verkleint de risico's echter aanzienlijk. Bovendien: een uitvoering van de afdichtingslagen zonder abrupte knikken en hellingen is uitvoeringstechnisch eenvoudiger, en daardoor ook betrouwbaarder en dus veiliger. Vergelijkt men een drietal alternatieven, dan kan op dit punt het volgende worden geconcludeerd:

- Zoals de plannen nu liggen (alleen ophoging van compartiment I, zonder tussenafdichting, en ophoging tegen compartiment III, met tussenafdichting) geschiedt deze aansluiting technisch gezien niet op de meest elegante en eenvoudige wijze (zie fig. 5.3).
- Het alternatief zonder ophoging van compartiment I, maar wel met gedeeltelijke aansluiting van compartiment IV en V(1) op III met een tussenafdichting - zoals nu reeds plaatsvindt - levert soortgelijke uitvoeringstechnische problemen op. Het gaat daarbij vooral om knikken in de afdichtings- en afdeklaag, hetgeen gevolgen heeft voor het functioneren van de afdichting en van de drainage van de afdeklaag (zie opmerkingen vorige alinea's).
- Een totale ophoging van de beide oude compartimenten I en II en daardoor mede een elegante aansluiting op de compartimenten III en IV, met gecombineerde toepassing van een boven- en tussenafdichting is uitvoeringstechnisch betrouwbaarder (fig. 5.4).

ad c. Controleerbaarheid

Controlemogelijkheden voor zowel boven- als tussenafdichtingen zijn beperkt. Eventuele lekkages in een bovenafdichting zijn beter te controleren via gasontwijking.

ad d. Verwerking van opgevangen percolatiewater

Bij toepassing van een bovenafdichting komt schoon surpluswater vrij. Toepassing van alleen een tussenafdichting vereist min of meer permanente behandeling van grote hoeveelheden percolaat (zie hoofdstuk 7), want het aanbrengen van een tussenafdichting brengt met zich mee, dat het percolatiewater van het afval, dat op de tussenafdichting wordt gestort, moet worden opgevangen en afgevoerd. Ook hier zijn dus een goed drainagesysteem en aansluitende voorzieningen voor de verzameling of verwerking van percolaat noodzakelijk. Zelfs indien alleen 'inerte' (relatief schone) stoffen op de tussenafdichting worden gestort, dan kan niet op een zodanige kwaliteit van het percolatiewater worden gerekend, dat behandeling achterwege kan blijven. De tussenafdichting moet dus aan de zelfde eisen voldoen als een basisafdichting.

Vermeden dient te worden dat schoon water, opgevangen door een bovenafdichting, zich weer kan mengen met het percolaat van het afval op de tussenafdichting. De tussenafdichting dient onder afschot te liggen in de richting van compartiment V(3), zodat geen percolaat afstroomt in de richting van compartiment II. Ook dit stelt weer speciale eisen aan de vormgeving van het op te hogen deel ten opzichte van het oude deel.

5.4.3. Aanbevelingen

Op basis van de afwegingen in de vorige paragraaf moet geconcludeerd worden dat ophoging van beide aaneengesloten oude compartimenten (I en II), met daarbij zowel toepassing van een tussen- als een bovenafdichting, zoals aangegeven in figuur 5.4, milieuhygiënisch het meest effectieve en betrouwbare alternatief is. Doorslaggevend hierbij is de technische uitvoerbaarheid en dus ook de betrouwbaarheid van de constructie en aanleg van de afdichtingslagen, en de aansluiting van de verschillende compartimenten op elkaar.

Hierdoor verdient dit alternatief de voorkeur boven ophoging van alleen compartiment I (fig. 5.3) of het alternatief waarbij compartiment I niet wordt opgehoogd.

De ophoging van de oude compartimenten I en II dient bij voorkeur zo snel mogelijk te worden gerealiseerd met zo inert mogelijk materiaal. Daar-

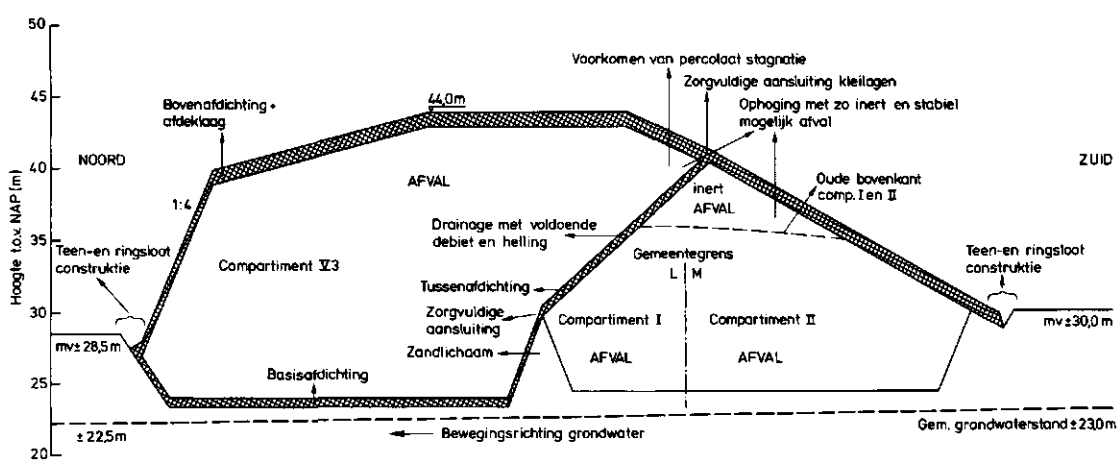


Fig. 5.4.a. Voorstel tot aanpassing eindsituatie; doorsnede A' - A (toelichting zie tekst)

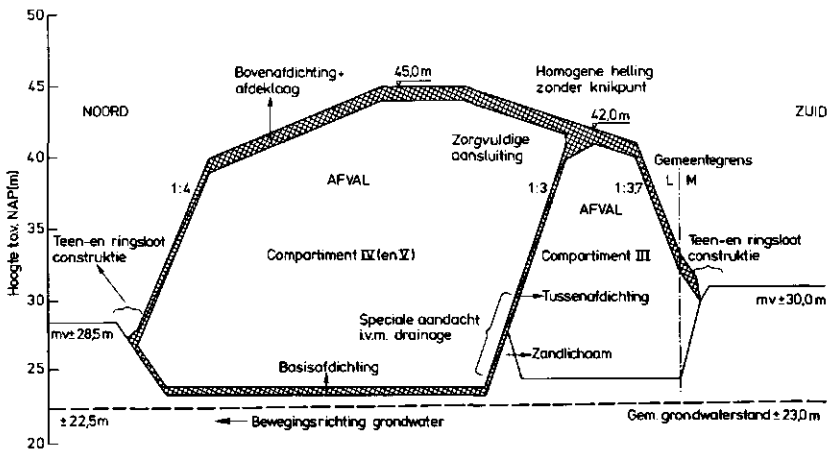


Fig. 5.4.b. Voorstel tot aanpassing eindsituatie; doorsnede B' - B (toelichting zie tekst)

na wordt direct een bovenafdichting aangelegd volgens figuur 5.4, die aan moet sluiten op de tegelijkertijd aan te leggen bovenafdichting op compartimenten II en III (ZO-zijde). Tevens moet deze bovenafdichting aan de NW-zijde aansluiten op de basisafdichting onder het nieuwe terreingedeelte. Na opvulling van de compartimenten IV en V, gaat de bovenafdichting aan de NW-zijde dan fungeren als tussenafdichting.

Na het beëindigen van de stortactiviteiten in de nieuwe compartimenten (incl. ophoging op de tussenafdichting tegen en op de oude compartimenten) dient steeds, na het bereiken van de maximale storthoogte (49 à 50 m +NAP) een bovenafdichting te worden aangebracht die ook aansluit op de bovenafdichting van de ZO-zijde (compartiment II en III), zoals aangegeven in figuur 5.4.

De eindhoogte na zetting bedraagt, uitgaande van een zetting van 25%, 44 à 45 m +NAP.

5.5. SAMENVATTING EN CONCLUSIES

In dit hoofdstuk is de waterhuishouding op de stortplaats besproken, en zijn de maatregelen die hierbij van belang kunnen zijn, besproken en geëvalueerd.

Gebleken is, dat de voorgestelde basisafdichting (50 cm) met Reuverse klei, zoals die reeds plaatsvindt, voldoet aan de te stellen eisen. Deze klei is ook geschikt voor bovenafdichting. Alle afgewerkte compartimenten die niet voorzien zijn van een basisafdichting, dienen zo spoedig mogelijk te worden voorzien van een bovenafdichting. Hoewel dit niet strikt noodzakelijk is volgens de Richtlijn Gecontroleerd Storten, is dit zeker aan te bevelen, gezien de reeds opgetreden grondwaterverontreiniging.

Bovenafdichting wordt ook aanbevolen voor de compartimenten die zijn/-worden voorzien van een basisafdichting. In de eerste plaats geeft dit een extra beveiliging voor het geval dat lekkages mochten ontstaan in de basisafdichting, en in de tweede plaats leidt dit tot een sterke vermindering van de hoeveelheid percolatiewater, waardoor een aanzienlijke besparing op zuiveringskosten wordt verkregen.

Voor bovenafdichting wordt een dikte van 30 cm aanbevolen op compartimenten waar ook een basisafdichting aanwezig is. Waar geen basisafdichting is, kan een grotere dikte van de bovenafdichting worden overwogen.

Door het Stadsgewest Roermond (1986b) wordt overwogen om het oude stort op te hogen, waarna een bovenafdichting wordt aangebracht. Indien de ophoging, zoals beoogd, pas na 1997 zal worden uitgevoerd, betekent dit, dat tot circa 2000 percolatiewater van het oude stortterrein in het grondwater terechtkomt. Ophoging van het oude stort is alleen dan acceptabel, als aannemelijk wordt gemaakt, dat het nog op te brengen afval geen extra belasting van het grondwater veroorzaakt. Volgens de Richtlijn Gecontroleerd Storten moeten dergelijke ophogingen zoveel mogelijk voldoen aan de IBC-criteria (Isoleren, Beheersen, Controleren), door middel van maatregelen als het aanbrengen van een waterdichte eindafdekking en het installeren van controlesystemen. Een eventuele tussenafdichting tussen het oude en het nieuw op te brengen afval wordt niet voorgeschreven in de Richtlijn Gecontroleerd Storten.

Bij de afweging of ophoging van het oude stortterrein verantwoord kan geschieden, dient nagegaan te worden of de getroffen maatregelen voldoende effectief en betrouwbaar zijn om extra emissie van percolatiewater naar het grondwater te voorkomen. Om verschillende alternatieven te kunnen beoordelen, zijn de volgende factoren afgewogen:

- effect van de maatregelen op de waterhuishouding van het stort;
- faalkansen/risico's voor verstoring van de voorzieningen (incl. mogelijkheden voor herstel);
- controleerbaarheid;

- verwerking van opgevangen percolatiewater.

De conclusie van deze afweging is, dat ophoging van beide aaneengesloten oude compartimenten (I en II), met toepassing van een bovenafdichting, zoals aangegeven in figuur 5.4, milieuhygiënisch het meest effectieve en betrouwbare alternatief is. Doorslaggevend hierbij is de technische uitvoerbaarheid en dus ook de betrouwbaarheid van de constructie en aanleg van de afdichtingslagen, en de aansluiting van de verschillende compartimenten op elkaar.

Hierdoor verdient dit alternatief de voorkeur boven ophoging van alleen compartiment I (fig.5.3) of het alternatief waarbij compartiment I niet wordt opgehoogd.

Ophoging dient bij voorkeur zo snel mogelijk te worden gerealiseerd, met zo inert mogelijk materiaal. Daarna wordt direct een bovenafdichting aangelegd, die aan de NW-zijde aansluit op de basisafdichting onder het nieuwe terreingedeelte. Uiteindelijk, na opvulling van compartimenten IV en V, gaat de bovenafdichting aan de NW-zijde dan fungeren als tussenafdichting (zie fig. 5.4).

Alle compartimenten dienen na het bereiken van de maximale storthoogte (49 à 50 m +NAP) te worden voorzien van een bovenafdichting die ook weer aansluit op de bovenafdichting van de ZO-zijde, zoals aangegeven in figuur 5.4. De eindhoogte na 25% zetting bedraagt 44 à 45 m +NAP.

Uiteraard dient het aanbrengen van de afdichtingslagen zorgvuldig te gebeuren en moet regelmatig controle op de werkzaamheden worden uitgevoerd. Bij zorgvuldige uitvoering (en beheer) van de voorgestelde maatregelen is het mogelijk op deze manier een waterdichte afsluiting te maken en zijn de milieuhygiënische risico's gering.

6. GASPRODUKTIE IN HET AFVALSTORT

6.1. INLEIDING

Stortgas ontstaat in afval waarin organische componenten voorkomen. Vooral stedelijk afval bestaat voor een belangrijk deel uit organische afvalstoffen, zoals tuinafval, keukenafval, papier, plantsoenafval, veilingafval etc. In het afvalstort ondergaan met name de makkelijk afbreekbare componenten een gistingsproces, waarbij uiteindelijk methaangas (naast andere gassen) ontstaat. In bijlage 5 is uiteengezet welke processen en stadia te onderscheiden zijn in een afvalstort met betrekking tot de gasvorming, en wat hier de milieuhygiënische consequenties van zijn.

Deze gasontwikkeling en de afvoer van gas naar de atmosfeer leidt tot ongewenste gevolgen:

- Op bijna alle oudere stortplaatsen wordt geconstateerd dat plaatselijk de vegetatie afsterft (BEKER, 1981). Ook op het regionale stort van Stadsgewest Roermond is schade gerapporteerd (PROVINCIALE WATERSTAAT IN LIMBURG, 1983), met name op en direct naast de oudste stortcompartimenten I en II. De vegetatie sterft af, doordat de zuurstof in de bodem of afdeklaag wordt verbruikt voor microbiële afbraak van het continu vrijkomende methaangas. Het bodemmilieu wordt daardoor anaeroob.
- In extreme situaties kan gas zich ophopen onder gebouwen op of naast de stortplaats, en ontstaat brand en/of explosiegevaar (HOEKS, 1976).
- De continue gasvorming kan, onder specifieke weersomstandigheden, stankoverlast bezorgen.

Deze negatieve aspecten geven het belang van het treffen van beheersmaatregelen aan.

Naast negatieve aspecten is er echter ook een positief aspect. Het stortgas kan benut worden voor het winnen van energie. In de praktijk is gebleken dat gaswinning, vooral op grotere stortplaatsen, rendabel kan zijn.

Het rendement van gaswinning kan worden verhoogd door het treffen van maatregelen, zoals bovenafdichting, gasonttrekkingssysteem, infiltratie van te recirculeren percolaat, en een goed stortplan.

6.2. BEÏNVLOEDING VAN GASVORMING

6.2.1. Inleiding

Gelet op de milieuhygiënische consequenties van de verschillende fasen waarin een afvalstort kan verkeren (zie bijlage 5) is het van groot belang te weten op welke wijze men met maatregelen de biologische processen en factoren kan beïnvloeden, om zodoende zo snel mogelijk de methanogene fase te bereiken en de gasproduktie te optimaliseren. Daartoe is inzicht nodig in de voorwaarden voor het optimaal verlopen van het anaerobe proces.

De volgende factoren zijn van belang bij het ontstaan en verloop van de methanogene fase: vochtgehalte, zuurgraad, temperatuur, voedingsomstandigheden, en redoxpotentiaal.

Vanzelfsprekend wordt de potentiële gasproduktie in het bijzonder bepaald door de samenstelling van het afval (nl. het percentage afbreekbare organische stof hierin) en de aangevoerde hoeveelheid afval per tijdseenheid.

6.2.2. Beïnvloeding van factoren die de gasvorming bepalen

Vochtgehalte

Voor de microbiologische activiteit in een afvalstort is een bepaalde vochtigheidsgraad vereist. Te natte omstandigheden zijn in feite niet beperkend voor de gasproduktie, wel ontstaan hierdoor moeilijkheden bij de winning van het gas. Onder te droge omstandigheden zal de microbiologische activiteit en dus ook de gasproduktie gering zijn. Met name als de infiltratie van regenwater wordt verhinderd door de aanleg van een bovenafdichting, zou de vochtigheidsgraad te laag kunnen zijn. In de praktijk zal echter tijdens het storten al zoveel regenwater in het afvalstort terechtkomen, dat de vochtigheidsgraad meestal niet beperkend is voor gasproduktie.

Eventueel kan door recirculatie van percolatiewater een homogenere bevochtiging van het afval worden bewerkstelligd. Recirculatie en/of beregening op stortcompartimenten zonder basisafdichting is echter ongewenst vanwege de kans op grondwaterverontreiniging.

Bij recirculatie van percolaatwater speelt nog een ander proces een rol. Door recirculatie vindt enting met micro-organismen plaats, waardoor de afbraakprocessen versneld worden.

Een belangrijk voordeel van recirculatie van percolaat is, dat de kosten verbonden aan lozing en afvalwaterzuivering sterk kunnen worden teruggebracht. Deze en andere aspecten van recirculatie worden behandeld in hoofdstuk 7.

Door verdichting wordt het effect van toekomstige zettingen verkleind. De mate van verdichting die bij het storten wordt toegepast, heeft invloed op de methaangisting.

Verwerking met een bulldozer heeft tot gevolg dat een relatief geringe verdichting wordt bereikt, waarbij echter weinig verkleining van het afval optreedt. Hierdoor blijft het reaktief oppervlak van het afval relatief klein, waardoor de verzuring minder snel en hevig optreedt, waardoor de methaanvormende bacterien meer kansen krijgen om de methanogene fase in gang te zetten.

Bij gebruik van een compactor wordt een sterke verdichting gerealiseerd. Extra verdichting wordt nog bereikt door het aangevoerde afval in dunne lagen (ca. 30 cm) over het storttalud met een hoogte van 2 à 3 m te verspreiden, waarbij het afval wordt gekneusd en verkleind. Door de verkleining van het afval, die bij de compactie optreedt, zal het op gang komen van de methanogene fase bemoeilijkt of vertraagd worden. EHRIG (1981) stelt in dit verband voor, om onderste laag afval los te storten, en pas na circa 6 maanden te verdichten. Er zijn aanwijzingen dat de methanogene fase in deze laag dan al binnen 6 maanden is opgestart.

Zuurgraad

Het op gang komen van methaangisting kan worden belemmerd door een te sterke produktie van vetzuren, waardoor het microbiologische proces blijft steken in de verzuringsfase. De zuurgraad is dan te hoog voor de methaanbacteriën. Ook de redoxpotentiaal blijft in dit geval te hoog. Mogelijk kan de toevoeging van kalk(houdende afvalstoffen) de methaangisting bevorderen door het pH-verhogend effect.

Het is van groot belang dat de verzuringsfase zo kort mogelijk duurt. De snelheid van zuurproduktie is onder andere afhankelijk van de mate van verkleining van het afval (zie BEKER, 1981). Om deze reden biedt het niet uitvoeren van afvalverkleining meer kansen voor methaanvorming.

Temperatuur

De temperatuur is een nauwelijks te beïnvloeden factor. Direct na het storten loopt de temperatuur in het afval vaak flink op, soms tot zelfs 50°C. Later zakt de temperatuur geleidelijk tot 30 à 35°C, en pas op de zeer lange duur (vele jaren) zakt de temperatuur verder tot 20°C of lager, en wordt dan ook meer beïnvloed door de buitentemperatuur. Gebleken is dat in dit gehele traject methaangisting mogelijk is. Wel neemt de gasproduktiesnelheid toe met stijgende temperatuur.

Voedingsomstandigheden

Op de meeste stortplaatsen van huishoudelijk en bedrijfsafval heeft het afval een samenstelling die, vanuit het oogpunt van voedingsstoffen voor de micro-organismen, geen beperkende factor vormt. Belangrijke nutriënten als stikstof en fosfaat zijn in ruime mate voorhanden.

Redoxpotentiaal

In anaeroob milieu wordt de redoxpotentiaal bepaald door de processen die plaatsvinden. In de verzuringsfase bedraagt de redoxpotentiaal circa 100 à 200 mV, en is als zodanig te hoog voor methaangisting. De vorming van methaangas begint pas bij een redoxpotentiaal in de orde van -100 à -200 mV. Zoals reeds is aangegeven heeft de mate van verkleining van het afval effect op de verzuringsprocessen en de methaangisting. Dit betekent dat een minder sterke zuurproduktie bij geringe verdichting ook een snellere daling van de redoxpotentiaal tot gevolg heeft.

Men dient te bedenken dat het percolaat de belangrijkste te beheersen emissie is. De mogelijke gaswinning (die overigens gebaat is bij percolaatbeheersende maatregelen) vormt een secundair aspect van de afvalstortproblematiek. Juist vanwege de zo belangrijke maatregelen als boven- en onderafdichting dient het stortplan vooral afgestemd te worden op de eisen die de afdichting stelt. Dus: zo min mogelijk (onregelmatige) zetting; dus compactie.

6.2.3. Beïnvloeding van het te onttrekken gasdebiet

Zonder maatregelen zal het gas min of meer ongecontroleerd ontsnappen naar de atmosfeer. Het is echter ook mogelijk gas geforceerd te onttrekken en te gebruiken voor energiedoeleinden. Bij deze laatste mogelijkheid wordt via onderdruk het geproduceerde gas aangezogen via een afzuigsysteem.

Uit een onderzoek naar gaswinningsmogelijkheden op het VAM-terrein in Wijster (BEKER, 1981) is gebleken, dat het rendement van de gaswinning te beïnvloeden is door dit onttrekkingsdebiet te optimaliseren. Zonder hier verder in te gaan op de technische uitvoering van het onttrekkingssysteem (hiervoor wordt verwezen naar BEKER, 1981; en HOEKS & OOSTHOEK, 1981), kunnen de belangrijkste conclusies worden aangegeven.

Het methaangehalte van het gas neemt af bij toename van het onttrokken debiet (fig. 6.1). Dit verschijnsel zal sterk afnemen als op het stort een bovenafdichting aanwezig is. In dat geval kan het gas over grotere afstand worden aangezogen zonder dat via de afdeklaag lucht wordt ingezogen. Uiteraard kan niet meer gas worden onttrokken dan geproduceerd wordt in het afval. Daarom zal men via 'trial and error' tijdens de exploitatie het onttrekkingsdebiet bepalen. Bij het onderzoek in Wijster bedroeg de radiale invloedssfeer rond een onttrekkingspunt 40 à 50 meter. Waarschijnlijk kan met bovenafdichting een grotere invloedsradius worden bereikt.

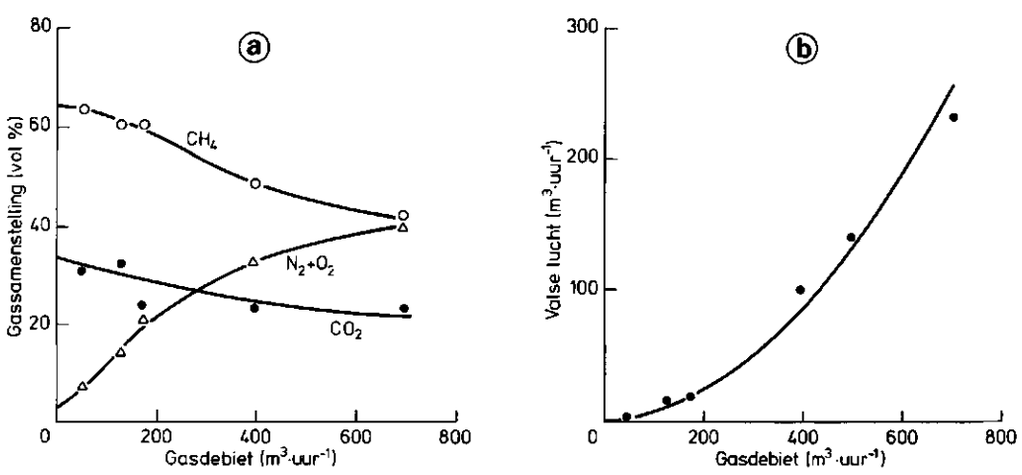


Fig. 6.1. Resultaten van gaswinningsexperimenten bij de VAM (Wijster)
a. samenstelling van het afgezogen gas in relatie met het debiet;
b. hoeveelheid (valse) lucht in het gasmengsel als funktie van het debiet (HOEKS & OOSTHOEK, 1981)

6.3. GASPRODUKTIE IN DE OUDE STORTCOMPARTIMENTEN

6.3.1. Schatting van de gasproduktie in de tijd

Voor een schatting van de huidige gasproduktie in de reeds afgewerkte stortcompartimenten I, II en III zijn de volgende gegevens noodzakelijk:

1. gestorte hoeveelheden afval in voorgaande jaren
2. samenstelling van het afval (afvalsoorten)
3. percentage afbreekbaar organische stof in elk afvaltype
4. afbraaksnelheden voor de te onderscheiden typen organische stof

Volgens HOEKS (1983) kan de gasproduktiesnelheid worden berekend met de vergelijking

$$a_t = 0{,}8\ k\ P_o\ e^{-k\ t}$$

waarin: a_t = gasproduktiesnelheid per ton afval op tijdstip t ($m^3.ton^{-1}.jr^{-1}$)
k = afbraaksnelheidscoëfficient (jr^{-1})
P_o = hoeveelheid afbreekbaar organisch materiaal per ton afval op tijdstip t = 0 ($kg.ton^{-1}$)
t = tijd (jr)

De totale gasproduktie vanaf t = 0 tot aan het tijdstip t wordt berekend als:

$$A_t = 0{,}8\ P_o\ (1 - e^{-k\ t})$$

waarin: A = cumulatieve gasproduktie per ton afval op tijdstip t, gerekend vanaf t = 0 ($m^3.ton^{-1}$)

Met bovenstaande vergelijkingen kan de produktie van stortgas worden berekend, waarbij is aangenomen dat het geproduceerde gas bestaat uit 50% methaangas (CH_4) en 50% koolzuurgas (CO_2).

Bij de berekening is uitgegaan van drie soorten afval, namelijk huishoudelijk- en stadsafval, industrieel- en bedrijfsafval, en sloopafval. Per afvalsoort is verder onderscheid gemaakt in afbreekbaarheid van drie soorten organisch materiaal. De afbreekbaarheid wordt vaak uitgedrukt in de halfwaarde-tijd (= tijd nodig om de helft van de aanwezige organische stof

Tabel 6.1. Aandeel (%) van de afvalsoorten in de totale aanvoer van afval (in ton.jr^{-1}) op de stortplaats Linne/Montfort (naar STADSGEWEST ROERMOND, 1983, 1987)

afvalsoort	1976-1985	1986	prognose tot 1996
huishoudelijk- en stadsafval	35	30	afnemend
industrieel- en bedrijfsafval	40	50	toenemend
sloopafval	25	20	afnemend
Gemiddelde totale aanvoer van afval (ton.jaar^{-1})	175 000	250 000	250 000

af te breken). Volgens HOEKS (1983) kan een indeling worden gemaakt in snel afbreekbare organische stof (half-waarde-tijd 1 jaar), matig afbreekbare organische stof (halfwaarde-tijd 5 jaar), langzaam afbreekbare organische stof (halfwaarde-tijd 15 jaar) en niet-afbreekbare organische stof.

De samenstelling van het aangevoerde afval op de stortplaats Linne/-Montfort is ontleend aan gegevens van Stadsgewest Roermond (zie tabel 6.1).

De totale aanvoer blijkt in de periode 1976 - 1985 niet duidelijk toe te nemen, alleen vanaf 1986 ligt deze duidelijk op een hoger niveau. Voor de berekeningen van de gasproduktie uit de reeds afgesloten compartimenten I, II en III is gerekend met de werkelijke aanvoer (tabel 6.2). De gepresenteerde hoeveelheden in kg per jaar zijn berekend door vermenigvuldiging van de ongecompacteerde volumes (die gegeven waren) met een soortelijk gewicht van 0.607 (1 m^3 afval weegt 607 kg). Dit cijfer is afgeleid uit stortgegevens van 1986 (STADSGEWEST ROERMOND, 1987), waarin zowel gewicht als volume van het aangevoerde afval werd geregistreerd. De aangevoerde hoeveelheid afval voor 1975 is geschat aan de hand van het stortoppervlak en de storthoogte destijds. De fracties organische stof met verschillende afbraaksnelheidscoëfficiënten zijn vermeld in tabel 6.3.

Tabel 6.2. Geregistreerde stortvolumes en berekende stortgewichten, per kalenderjaar (STADSGEWEST ROERMOND, 1983, 1987)

Jaar	Volume (m^3) (x 1000)	Gewicht (kg) (x 10^6)	Jaar	Volume (m^3) (x 1000)	Gewicht (kg) (x 10^6)
(t/m '75	321?	200 ?)			
1976	244	148,0	1983	283	171,9
1977	283	171,8	1984	273	165,9
1978	311	188,8	1985	294	178,7
1979	320	194,3	1986	416	252,5
1980	316	191,8			
1981	295	179,0	prognose per jaar t/m 1996:		
1982	281	170,6	gem.	425	258,0

Tabel 6.3. Gewichtspercentage organische stof per afvalsoort en de verdeling in categorieën met verschillende afbraaksnelheden (k in jr^{-1}) (naar HOEKS, 1983)

Afvalsoort	Organische stof (%)	Fractie organische stof (in %) per afbreekbaarheidscategorie			
		snel	matig	langzaam	inert
		k: 0,693	0,139	0,046	0,0
huish./stadsafval	53,2	12,0	12,0	16,0	13,2
bedrijfs-/ind. afval	33,3	-	8,3	16,7	8,3
sloopafval	10,0	-	-	7,5	2,5

De berekende gasproduktiesnelheid is per compartiment berekend, waarbij rekening is gehouden met de gemiddelde ouderdom van het aangevoerde afval. Het afval van voor 1975 is als één groep behandeld met een gemiddelde ouderdom van 20 jaar. De gasproduktie is hier inmiddels zover teruggelopen dat dit stortgedeelte minder interessant is uit oogpunt van gaswinning. De gasproduktie in de oude compartimenten I, II en III is weergegeven in tabel 6.4. Er is gerekend over de periode tot en met het jaar 2000.

Met name de stortcompartimenten II en III leveren de grootste bijdrage aan de gasproduktie, omdat het afval hier nog relatief jong is (daterend van ca. 1980 resp. 1984).

Tabel 6.4. Omvang gasproduktie in de oude stortcompartimenten I, II en III (in $m^3.jr^{-1}$) op een drietal tijdstippen (1987, 1993 en 2000). Berekend met model van HOEKS (1983)

Stortjaar	Deelcompartiment	Stortoppervlakte (ha)	Hoeveelheid afval (ton)	Aanvang gasproduktie	Gasproduktie 1987	1993	2000
					(miljoen $m^3.jr^{-1}$)		
compartiment I:							
t/m 1975	A,B	1,8	200 000?	1967	0,519	0,360	0,246
76 t/m 78	B,C,D,E	3,65	508 600	1977	2,742	1,790	1,094
compartiment II:							
79 t/m 81	F,G,H	6,6	565 100	1980	5,108	2,806	1,673
compartiment III:							
82 t/m 85		4,7	687 100	1984	8,904	4,041	2,336
Totale gasproduktie (I + II + III)					17,3	8,9	5,3
Winbaar (ca. 50%, zonder bovenafdichting)					8,6	4,5	2,6

6.3.2. Winbare hoeveelheden

De in tabel 6.4. berekende gasproduktie is zeker niet als geheel winbaar, omdat momenteel nog geen bovenafdichting is aangebracht op deze stortcompartimenten. Naar schatting is misschien circa 50% van het geproduceerde gas winbaar. Dit betekent dat de volgende hoeveelheden stortgas (m^3) hadden kunnen worden onttrokken en gebruikt in 1987 (afgeronde cijfers):

- compartiment I:	1 500 000
- compartiment II:	2 500 000
- compartiment III:	4 500 000
totaal:	8 500 000 m^3 in 1987

In totaal zou dus 8.5 miljoen m^3 stortgas winbaar zijn geweest in 1987. De gasprodukiesnelheid op compartiment I is echter vrij gering (ca. 2,5 $m^3.ton^{-1}.jr^{-1}$), zodat winning hier mogelijk niet meer rendabel is. Recente schattingen gaan uit van een produktie van 5000 m^3 per dag, ofwel 1,8 miljoen m^3 per jaar, op de compartimenten I, II en III (Leurs, Stadsgewest Roermond; pers.med.). Dit cijfer lijkt volgens de modelberekening aan de lage kant te zijn.

Als een bovenafdichting op de afgesloten stortcompartimenten wordt aangebracht, dan kan het geproduceerde gas meer efficiënt worden gewonnen. In dat geval lijkt de winning van meer dan 10 miljoen m^3 per jaar uit de compartimenten I, II en III mogelijk.

Een belangrijk aspect bij de afweging of gaswinning rendabel is, betreft de afzet van het stortgas. Directe benutting van het ruwe stortgas door nabijgelegen bedrijven biedt de meeste perspektieven. Andere mogelijkheden zijn het produceren van elektriciteit of toelevering van het gas, na zuivering, aan het openbare gasnet. Volgens Asjes (VuilAfvoerMaatschappij VAM te Wijster; pers. med.) ligt de kostprijs bij elektriciteitsproduktie in de orde van ƒ 0,10 per kWh (incl. rente en afschrijving). Bij zuivering van het stortgas tot aardgaskwaliteit ligt de kostprijs van het gezuiverde gas momenteel in de orde van ƒ 0,35 per m^3 gas. 1 m^3 methaan levert circa 2½ kWh elektriciteit op.

6.4. GASPRODUKTIE IN DE NIEUWE STORTCOMPARTIMENTEN

6.4.1. Schatting van de gasproduktie in de tijd

Bij de berekening van de gasproduktie in de nieuwe en nog in te richten compartimenten is uitgegaan van een constante vuilaanvoer van 250 000 ton per jaar, bestaande uit 30% huishoudelijk afval, 50% bedrijfsafval en 20% sloopafval (zie tabel 6.1 en 6.2). De berekende gasproduktie is weergegeven in tabel 6.5 voor een drietal tijdstippen, namelijk 1987, 1993 en 2000. De gasproduktie neemt duidelijk toe in de tijd, en zal bij voortdurende aanvoer van 250 000 ton per jaar nog verder stijgen tot uiteindelijk circa 50 miljoen m^3 per jaar. De totale gasproduktie van het oude en nieuwe stortterrein samen ligt in 1987 in de orde van 31 miljoen m^3 per jaar, toenemend tot 39 miljoen in 1993 en 45 miljoen in het jaar 2000.

Tabel 6.5. Omvang gasproduktie (in $m^3.jaar^{-1}$) in de nieuwe stortcompartimenten IV en V op een drietal tijdstippen (1987, 1993 en 2000). Berekend met model van HOEKS (1983)

Stortjaar	Deelcompartiment	Stortoppervlakte (ha)	Hoeveelheid afval (ton)	Gasproduktie 1987	1993	2000
				(miljoen $m^3.jr^{-1}$)		
compartiment IV:						
1986		1,0	250 000	5,658	1,830	1,016
1987		1,0	250 000	8,493	2,036	1,095
1988		1,0	250 000	-	2,302	1,184
1989		0,5	125 000	-	1,334	0,641
compartiment V:						
1989	V(1)	0,5	125 000	-	1,334	0,641
1990	V(1)	1,0	250 000	-	3,218	1,392
1991	V(1)	1,0	250 000	-	4,109	1,517
1992	V(1)	1,0	250 000	-	5,658	1,661
1993	V(2)	1,0	250 000	-	8,493	1,830
1994	V(2)	1,0	250 000	-	-	2,036
1995	V(2)	1,0	250 000	-	-	2,302
1996	V(2)	1,0	250 000	-	-	2,669
1997	V(3)	1,0	250 000	-	-	3,218
1998	V(3)	1,0	250 000	-	-	4,109
1999	V(3)	1,0	250 000	-	-	5,658
2000	V(3)	1,0	250 000	-	-	8,493
Totale gasproduktie				14,2	30,3	39,5
Winbaar (ca. 70%, na afsluiting en met bovenafdichting)				-	15,3	12,6

6.4.2. Winbare hoeveelheden

Bij het schatten van de winbare hoeveelheid stortgas is er van uitgegaan dat het winnen van gas pas kan plaatsvinden na afsluiting van een stortcompartiment. Dit betekent dat op compartiment IV de gaswinning pas kan starten in 1990; op compartiment V(1) is dit het geval in 1993 en op compartiment V(2) pas in 1997. De winbare hoeveelheid stortgas is daarom in 1987 nihil. In 1993 kan gaswinning plaatsvinden op compartiment IV en V(1). Aannemend dat met bovenafdichting circa 70% van de geproduceerde hoeveelheid kan worden gewonnen, kan de winbare hoeveelheid stortgas in 1993 geschat worden op 15 miljoen m^3 per jaar en in 2000 op 13 miljoen m^3 per jaar. In dat jaar is ook compartiment V(2) betrokken bij de gaswinning.

De totaal winbare hoeveelheid gas, van het oude en nieuwe stortterrein samen, ligt dan in de orde van 8,5 miljoen m^3 per jaar in 1987, 20 miljoen in 1993 en 15 miljoen in 2000. Vanwege de aanname dat gaswinning pas begint na afsluiting van een compartiment, zal een schoksgewijze toename in de winbare hoeveelheid optreden in 1990, 1993, 1997 en veel later rond 2004 als respectievelijk de compartimenten IV, V(1), V(2) en later V(3) worden afgesloten. Er wordt gerekend over de periode tot en met het jaar 2000. Naar verwachting kan overigens tot circa 2020 gas effectief worden gewonnen.

Als gemiddelde lijkt in de nabije toekomst winning van circa 15 miljoen m^3 per jaar mogelijk. Alvorens overgegaan kan worden tot exploitatie van het stortgas, zal onderzocht moeten worden welke mogelijkheden er zijn voor afzet van het gas.

6.5. MAATREGELEN IN RELATIE MET GASPRODUKTIE EN GASWINNING

6.5.1. Oude stortcompartimenten

Het verhogen van de waterberging in de oude stortcompartimenten is niet wenselijk, in verband met de vergroting van de percolaatstroom naar de ondergrond, die hierdoor zal plaatsvinden. Er is immers geen onderafdichting aanwezig, terwijl de beheersing van de percolaatemissie prioriteit heeft. Beregening of recirculatie van percolaat is hier dus uit den boze.

Omdat de compartimenten I en II al ouder zijn, is hier de vochtinhoud overigens reeds voldoende. Voor compartiment III geldt, dat vanaf 1982 hier

reeds circa 5 x 400 = 2000 mm geïnfiltreerd is, hetgeen inmiddels eveneens voldoende genoemd kan worden.

Een bovenafdichting is zeer gewenst op de oude compartimenten, om verdere emissie van percolaat naar het grondwater te voorkomen (zie hoofdstuk 5). Deze maatregel heeft als gunstige bijkomstigheid, dat hierdoor een efficiëntere gaswinning mogelijk is. Tevens wordt hiermee vegetatieschade op het stort (eindbestemming) voorkomen.

Het onttrekken van gas heeft verder nog als consequentie, dat ook vegetatieschade naast het stort, door het zijdelings uittreden van stortgas, kan worden voorkomen.

Inmiddels zijn door de exploitant van de stortplaats op het oude stort voorzieningen getroffen, om gaswinning exploitabel te maken. Dit geschiedde in overleg met de VEGIN en de Nederlandse Energie Ontwikkelings Maatschappij (Leurs, Stadsgewest Roermond; pers. med.). De nog aan te brengen bovenafdichting dient zorgvuldig te worden aangelegd rond de onttrekkingsschachten, om een goede aansluiting te bewerkstelligen.

6.5.2. Nieuwe stortcompartimenten

Zoals reeds uiteengezet is compactie van het afval, na afweging van alle betrokken milieuhygiënische en technische aspecten, de meest geschikte wijze van verwerking van het afval op het stort. Het stortplan, zoals geformuleerd in ADVIESBUREAU BROUWERS (1985a), komt hieraan tegemoet.

Door compactie zal de verzuringsfase echter in principe langer duren. Aangezien de nieuwe compartimenten worden voorzien van een basisafdichting, is het hier goed mogelijk om een vochtvoorraad op te bouwen, zonder dat dit gevaar op hoeft te leveren voor percolaatemissie. Dit is gunstig voor het ontstaan van de methanogene fase. Door recirculatie van percolaat (zie hoofdstuk 7) is de vochtvoorraad verder aan te vullen en is de verzuringsfase te bekorten. Tevens zullen hierdoor besparingen op de zuiveringskosten worden behaald.

Zoals uiteengezet in hoofdstuk 5 is ook op de nieuwe compartimenten een bovenafdichting gewenst. Dit impliceert dat dan tevens gasonttrekking vereist is. Zoals in de vorige paragraaf reeds is aangegeven, wordt hierdoor vegetatieschade op en naast het stort voorkomen.

Het door ADVIESBUREAU BROUWERS (1985a & 1986a) voorgestelde gasonttrekkingssysteem, dat inmiddels op de eerste nieuwe compartimenten ten uitvoer is gebracht, biedt in principe goede mogelijkheden voor rendabele gasont-

trekking. Het gasonttrekkingssysteem kan wellicht worden gecombineerd met een recirculatie-infiltratiesysteem. Een goede aansluiting van bovenafdichting op het gasonttrekkings- en recirculatiesysteem is van groot belang. Hoe minder doorvoeringen door de bovenafdichting nodig zijn, hoe veiliger. Er is nog nauwelijks praktijkervaring opgedaan met dergelijke systemen.

6.6. SAMENVATTING EN CONCLUSIES

In dit hoofdstuk is de gasproduktie en gaswinning in het afvalstort onderzocht. Daarbij is steeds gewerkt binnen de randvoorwaarden die bepaald zijn voor de milieutechnische maatregelen ter beheersing van het percolaat (hoofdstuk 5), omdat dit de belangrijkste te beheersen emissie is.

Gasvorming is op een stortplaats onvermijdelijk. Zonder maatregelen kan stortgas schade en gevaar opleveren. Het gas kan echter, door het treffen van maatregelen, ook gewonnen worden voor energie.

Om maatregelen te kunnen beoordelen op hun geschiktheid, is inzicht gewenst in de factoren die gasvorming en onttrekkingsrendement beïnvloeden. Hierin blijkt het vochtgehalte een sleutelrol te spelen. Het vochtgehalte kan met name worden beïnvloed door het stortplan, door het recirculeren van percolaat, en door het tijdstip van afdichten van het stort.

Met behulp van een rekenmodel van HOEKS (1983) zijn schattingen gemaakt van de gasproduktie in de oude en nieuwe stortcompartimenten. De resultaten vormen de basis voor een berekening van de winbare hoeveelheden gas. Deze varieren per jaar, afhankelijk van de ouderdom van de compartimenten en van het (tijdstip van) afdichten. De totaal winbare hoeveelheid gas, van het oude en nieuwe stortterrein samen, ligt in de orde van 8,5 miljoen m^3 per jaar in 1987, 20 miljoen in 1993 en 15 miljoen in 2000. Er is doorgerekend tot en met 2000. Winning op de nieuwe compartimenten is echter mogelijk tot 2020. Als gemiddelde lijkt in de nabije toekomst winning van circa 15 miljoen m^3 per jaar mogelijk. Alvorens tot exploitatie over te gaan, zal onderzocht moeten worden welke mogelijkheden er zijn voor afzet van het gas.

Door bovenafdichting is het gas efficiënter te onttrekken. Tevens wordt hierdoor schade aan vegetatie op het stort (eindbestemming) en naast het stort voorkomen.

Op de nieuwe stortcompartimenten (met basisafdichting) is recirculatie aan te bevelen. Deze maatregel brengt het afval sneller in de methanogene

fase, hetgeen milieuhygiënisch wenselijk is, en waardoor de gasvorming op gang komt. Tevens zijn hierdoor besparingen op de zuiveringskosten mogelijk (zie hoofdstuk 7).

Het bestaande ontwerp voor gasonttrekking biedt goede mogelijkheden. Onderzocht zou kunnen worden of het gasonttrekkingssysteem (dat extensief beheerd kan worden) gecombineerd kan worden met het recirculatiesysteem.

Hoewel het rendement van de oude compartimenten lager zal zijn dan die van de nog aan te leggen compartimenten, is gaswinning dus ook hier mogelijk, en in technisch/milieuhygiënisch opzicht bovendien noodzakelijk.

7. BEHEER EN ONDERHOUD

7.1. INLEIDING

In dit hoofdstuk zal nader ingegaan worden op het beheer van de stortplaats, nadat de stortcompartimenten zijn afgesloten. Omdat afsluiting van de verschillende stortcompartimenten in verschillende fasen zal plaatsvinden, is het beheer al snel actueel.

Een van de belangrijkste aspecten betreft het opvangen en verwerken van het percolaat op de nieuwe stortcompartimenten, mede vanwege de hoge kosten die met het lozen van percolaat naar de afvalwaterzuiveringsinstallatie gemoeid kunnen zijn. Het beheer van percolaat zal dan ook centraal staan in dit hoofdstuk. Daarnaast volgen nog enige opmerkingen over grondwaterkwaliteitscontrole.

7.2. BEHEER VAN HET PERCOLATIEWATER

7.2.1. Alternatieven voor verwerking

Doordat onder de nieuw aan te leggen stortcompartimenten een basisafdichting wordt aangelegd, zal het percolaat niet meer in het grondwater terechtkomen. Zolang er nog geen bovenafdichting is aangebracht zal daarom veel percolaat worden opgevangen op de basisafdichting, dat door middel van het drainagesysteem naar een centraal punt wordt afgevoerd. Dit percolaat kan in principe op twee verschillende wijzen worden verwerkt:

1. Lozing op het riool, waarvoor jaarlijks lozingskosten moeten worden betaald aan het Waterschap Zuiveringsschap Limburg. In geval bovenafdichting wordt toegepast, zal de hoeveelheid percolaat geleidelijk minder worden en uiteindelijk praktisch nul zijn. De lozingskosten zullen in dat geval sterk afnemen in de tijd.
2. Recirculatie op het stort met behulp van een infiltratiesysteem, waarvoor een eenmalige investering noodzakelijk is. Het merendeel van het percolaat zal uiteindelijk nog steeds geloosd moeten worden, doch daarvan is de kwaliteit beter, waardoor de lozingskosten aanzienlijk lager zijn. Recirculatie kan alleen toegepast worden op compartimenten met een basisafdichting.

Een belangrijk voordeel van alternatief 2 (recirculatie percolaat) is, dat de zuiveringskosten sterk kunnen worden teruggebracht. Het percolaat wordt relatief schoner, doordat de methanogene fase (zie hoofdstuk 6) eerder bereikt wordt. Met name het chemisch zuurstofverbruik (COD), maar ook de belasting met zware metalen, kan op deze manier teruggebracht worden (met een factor 5 à 10). De kosten, benodigd voor een recirculatiesysteem, kunnen worden afgewogen tegen de besparingen op de zuiveringslasten. In VROM (1984) wordt geconcludeerd, dat recirculatie in het algemeen een aantrekkelijke methode van percolaatbeheer is.

Alternatief 2 is in feite een aanvulling op alternatief 1, omdat na voorzuivering in het afvalstort uiteindelijk toch lozing op het riool moet plaatsvinden. Eventueel zijn ook andere vormen van voorzuivering of zelfs complete zuivering denkbaar.

Volgens een onderzoek van Heidemij Adviesbureau (VROM, 1984) kan bij lozing op het riool een aerobe voorzuivering, eventueel voorafgegaan door fysisch-chemische precipitatie, financieel aantrekkelijk zijn. Bij de VAM in Wijster wordt momenteel het percolaat zelfs volledig gezuiverd met behulp van hyperfiltratie. De verwachting is, dat door recirculatie van percolaat in het afvalstort de kosten voor lozing op het riool zodanig zullen afnemen, dat een verdergaande (voor)zuivering financieel niet meer aantrekkelijk is.

Inzicht in het meest geschikte alternatief voor percolaatbeheer en/of -verwerking voor de regionale stortplaats Linne/Montfort kan worden verkregen door de milieuhygiënische en financiële effecten van verschillende alternatieven te vergelijken.

Milieuhygienisch gaat de voorkeur uit naar het alternatief met recirulatie, omdat hierbij de kwaliteit van het te lozen percolaat het minst belastend is.

De relevante kosten betreffen:

- jaarlijkse kosten voor lozing op het riool, afhankelijk van volume en kwaliteit van het percolaat;
- eenmalige investeringskosten voor een infiltratiesysteem op het stort;
- jaarlijkse exploitatiekosten betreffende recirculatie van percolaat.

Hier wordt volstaan met een berekening van de lozingskosten, op basis van een ruwe schatting van volume en kwaliteit van het percolaat. Met het op het ICW ontwikkelde REDRAM-model (RIJTEMA et al., 1986) is een uitgebreidere, meer exacte berekening van het percolaatvolume mogelijk. Daarvoor zijn echter meer gedetailleerde gegevens nodig, die nu ontbreken.

De volgende alternatieven worden gehanteerd:

1. Afvoer percolaat naar rioolwaterzuiveringsinstallatie, al dan niet in combinatie met bovenafdichting.
2. Recirculatie van percolaat, gevolgd door afvoer naar de rioolwaterzuiveringsinstallatie, in combinatie met bovenafdichting.

De investeringskosten voor bovenafdichting en aanleg van een infiltratiesysteem blijven hierbij buiten beschouwing, evenals de exploitatiekosten van het recirculatiesysteem. Uiteraard spelen deze kosten bij de uiteindelijke keuze wel een rol, zij het dat het belang van bovenafdichting verder strekt dan alleen een besparing op lozingskosten. De bovenafdichting is namelijk ook wenselijk vanwege de extra beveiliging ingeval de basisafdichting zou gaan lekken.

7.2.2. Modelmatige bepaling lozingskosten

Bij de berekening van het percolaatvolume is gebruik gemaakt van het onderzoek van Heidemij Adviesbureau (VROM, 1984), waarin een vergelijkbare berekening is uitgevoerd voor twee 'modelstorten'. Het opbouwmodel van het stort te Linne/Montfort zit globaal tussen de twee Heidemij-modellen in.

Bij de berekening van het percolaatvolume zijn de volgende uitgangspunten gehanteerd:

- De beschouwde periode is 15 jaar (vanaf 1986 t/m 2000).
- Aanvoer van afval 250 000 $ton.jr^{-1}$ (STADSGEWEST ROERMOND, 1987).
- Na compactie en zetting heeft dit afval een dichtheid van 1 $ton.m^{-3}$, zodat het eindvolume 250 000 $m^3.jr^{-1}$ is.
- Elk compartiment is 3,5 ha groot en wordt in 3 jaar volgestort met 3 lagen van ieder 9,5 m dikte. Totale zetting is 25% zodat de einddikte per laag 7,1 m wordt, en de totale eindhoogte (na zettingen) 21,3 m (ca. 45 m +NAP).
- De bergingscapaciteit is mede gebaseerd op gegevens van WATERSCHAP ZUIVERINGSSCHAP LIMBURG (1987) en Naus (Adviesbureau Brouwers; pers. med.) Gekozen is voor een berging (B) van 0.04 $m^3.m^{-3}$ (volumes na compactie en zetting). De beschikbare bergingscapaciteit wordt in het eerste jaar voor 60% benut en in het tweede jaar voor 40%; daarna is het stort 'verzadigd'.
- Gemiddelde oppervlakkige afvoer (O) over het niet-afgedichte stort is 100 $mm.jr^{-1}$.
- Gemiddelde neerslag (N) is 750 $mm.jr^{-1}$.

- Gemiddelde evaporatie (E) op het (onbegroeide stort) is 250 $mm.jr^{-1}$.
- Er vindt waterproduktie plaats door compactie van waterverzadigd slib en pulp dat regelmatig in het afval zit (STADSGEWEST ROERMOND, 1987; Naus en Leurs, pers. med.). Er wordt gerekend met een vochtnalevering (S) van 3000 $m^3.jr^{-1}$.
- Bij het alternatief 'bovenafdichting' wordt deze aangelegd een jaar na het volstorten van een compartiment.
- Afdekking met grond en beplanten en inzaaien vindt plaats een jaar na beëindiging van storten in het compartiment, waardoor de verdamping toeneemt tot 450 $mm.jr^{-1}$.
- Bij het alternatief 'recirculatie' wordt recirculatie toegepast direct na het volstorten van een compartiment. Een jaar daarna vindt dan afdichting plaats. Recirculatie vindt drie jaar (evt. langer) in de twee laatst volgestorte compartimenten plaats.

Deze gegevens kunnen worden toegepast in de waterbalans. Daaruit volgt dan de globale hoeveelheid percolaat die per jaar verwerkt/beheerd moet worden. De waterbalans voor deze situatie luidt als volgt (symbolenverklaring zie uitgangspunten):

$$\text{Afvoervolume percolaat} = N + S - E - B - O \quad (m^3.jr^{-1})$$

In tabel 7.1 is het percolaatvolume in een stortcompartiment berekend als functie van de tijd, zonder en met bovenafdichting; de laatste ook in combinatie met recirculatie.

De kwaliteit van het percolaat is berekend via het chemisch zuurstofverbruik (COD), dat een belangrijke maatstaf is voor de organische belasting van het water. Daarnaast is ook het gehalte aan Kjeldahl-stikstof (N_{kj}) van belang voor de totale zuurstofbehoefte van het percolatiewater. In de formule ter berekening van de vuileenheden worden zowel de COD als het N_{kj}-gehalte meegenomen, en zonodig ook de belasting met zware metalen (WATERSCHAP ZUIVERINGSSCHAP LIMBURG 1987). Met zware metalen wordt in de berekeningen hier geen rekening gehouden omdat gebleken is dat deze in onderhavige situatie slechts in geringe mate bijdragen aan de lozingskosten (Teunissen, Waterschap Zuiveringsschap Limburg; pers. med.).

Combinatie van gegevens van volumes en kwaliteit levert de totale belasting, uitgedrukt in inwoner-equivalenten, ofwel vuil-eenheden per dag. Die worden berekend met behulp van de sinds 1986 van toepassing zijnde formule bij het Waterschap Zuiveringsschap Limburg (Teunissen, pers. med.):

Tabel 7.1. Berekening van het percolaatvolume voor een stortcompartiment van 3,5 ha, dat in 3 jaar wordt volgestort (aanbrengen afdekgrond + eventuele bovenafdichting een jaar na beëindiging stortactiviteiten; zie ook gegevens in tekst). Hoeveelheden in m^3 per jaar

Jaar	Neerslag N	Extra water*) S of R	Verdamping E	Berging B	Opp.afvoer O	Percolaat
		zonder bovenafdichting				
1	26 250	3 000 (S)	8 750	6 000	3 500	11 000
2	26 250	3 000 (S)	8 750	10 000	3 500	7 000
3	26 250	3 000 (S)	8 750	10 000	3 500	7 000
4	26 250	-	8 750	4 000	3 500	10 000
5	26 250	-	15 750	-	3 500	7 000
6	26 250	-	15 750	-	3 500	7 000
enz.						
		met bovenafdichting				
1	26 250	3 000 (S)	8 750	6 000	3 500	11 000
2	26 250	3 000 (S)	8 750	10 000	3 500	7 000
3	26 250	3 000 (S)	8 750	10 000	3 500	7 000
4	26 250	-	8 750	4 000	3 500	10 000
5	26 250	-	15 750		10 500	0
6	26 250		15 750		10 500	0
enz.						
		met bovenafdichting en recirculatie				
1	26 250	3 000 (S)	8 750	6 000	3 500	11 000
2	26 250	3 000 (S)	8 750	10 000	3 500	7 000
3	26 250	3 000 (S)	8 750	10 000	3 500	7 000
4	26 250	11 000 (R)	8 750	4 000	3 500	21 000
5	26 250	7 000 (R)	15 750	-	10 500	7 000
6	26 250	7 000 (R)	15 750	-	10 500	7 000
7	26 250		15 750	-	10 500	0
8	26 250		15 750	-	10 500	0
enz.						

*) S = waterverzadigd slib
R = recirculatie van percolaat uit een volgend compartiment

$$i.e. = (Q / 136) \times (COD + 4.57\ N_{kj}) + \text{zware metalen}$$

waarin: i.e. = inwoner-equivalenten (vuileenheden per dag)
Q = debiet percolaatlozing ($m^3.dag^{-1}$)
COD = chemisch zuurstofverbruik ($mg.l^{-1}$)
N_{kj} = gehalte aan Kjeldahl-stikstof ($mg.l^{-1}$)

De vuileenheden zijn ongevoelig voor concentratie of verdunning van het te lozen percolaat, hetgeen is af te leiden uit bovenstaande vergelijking.

Voor de hier uitgevoerde berekeningen is de zuurstofbehoefte van de Kjeldahl-stikstof (4,57 N_{kj}) bijgeteld bij COD van het percolaat. Het ver-

Tabel 7.2. Verloop van de zuurstofbehoefte (in $mg.l^{-1}$) van het te lozen percolaat in de tijd, met en zonder recirculatie (recirculatie start in 4e jaar)

Jaar	Zuurstofbehoefte als ($COD + 4.57\ N_{kj}$) $mg.l^{-1}$	
	-zonder recirculatie-	-met recirculatie-
1	25 000	1)
2	25 000	1)
3	20 000	1)
4	15 000	2)
5	10 000	5 000
6	5 000	4 000
7	4 000	3 000
8	3 000	2 900
9	2 900	2 800
10	2 800	2 600
11	2 600	2 400
12	2 400	2 200
13	2 200	2 000
14	2 000	1 800
15	1 800	1 600

1) percolaat wordt gerecirculeerd op een reeds eerder afgesloten compartiment
2) recirculatie met percolaat uit een volgend compartiment is begonnen en zolang COD > 5000 $mg.l^{-1}$ wordt hier percolaat opnieuw gerecirculeerd op een eerder afgesloten compartiment

loop van de zuurstofbehoefte in de tijd is geschat, mede op grond van gegevens in VROM (1984). In tabel 7.2 is het verloop van de percolaatkwaliteit weergegeven, met en zonder recirculatie.

Uit tabel 7.2 blijkt dat door recirculatie de hoge zuurstofbehoefte in de beginfase wegvalt. Uiteraard kan dit pas plaatsvinden zodra de stortactiviteiten op het eerste compartiment zijn beëindigd. Zolang dit nog niet het geval is, zal dus tijdelijk percolaat met een hoge COD-waarde geloosd moeten worden.

Resultaten van de berekeningen

In bijlage 6 zijn voor de drie alternatieven de jaarlijkse lozingskosten berekend, met behulp van percolaatvolumes en -kwaliteit, volgens de methode en uitgangspunten die zojuist zijn aangegeven. De lozingskosten bedragen ƒ 55,- per inwoner-equivalent. Deze resultaten zijn als volgt samen te vatten (tabel 7.3):

Tabel 7.3. Berekende jaarlijkse kosten in guldens voor afvoer van percolaat naar de rioolwaterzuiveringsinstallatie (lozingskosten), voor drie alternatieven (kosten gemiddeld per 3-jarige periode), prijspeil 1987

Periode	Afvoer naar rwzi	Bovenafdichting + afvoer naar rwzi	Bovenafdichting + recirculatie + afvoer naar rwzi
1986-1988	218 000	218 000	218 000
1989-1991	312 000	273 000	101 000
1992-1994	387 000	273 000	38 000
1995-1997	358 500	273 000	38 000
1998-2000	372 500	273 000	38 000
Totaal over 15 jaar	4 944 000	3 930 000	1 299 000

7.2.3. Conclusies

Uit tabel 7.3 blijkt, dat wat de lozingskosten betreft, het alternatief met recirculatie veruit het aantrekkelijkst is. Het toepassen van een bovenafdichting zonder recirculatie, blijkt niet de meest rendabele oplossing te zijn. Dit wordt verklaard door het feit dat de kwaliteit van het percolaat de lozingskosten sterk beïnvloedt. Bij recirculatie kan het percolaat teruggevoerd worden naar eerder afgesloten stortcompartimenten, waar reeds methaangisting plaatsvindt. Percolatiewater met een hoge organische belasting (hoge COD) kan op deze manier in de reeds afgesloten compartimenten voorgezuiverd worden tot de COD lager is dan circa 5000 $mg.l^{-1}$. Hierdoor wordt een aanzienlijke besparing op lozingskosten verkregen.

Naar verwachting dient het recirculatiesysteem (extensief) beheerd te worden tot circa 5 jaar na afdichting van het laatste compartiment. Daarna dient periodiek inspectie plaats te vinden, bijvoorbeeld in combinatie met bemonstering van het meetnet.

Zonder bovenafdichting blijft ook na de hier beschouwde periode van 15 jaar percolaat ontstaan. In dat geval zal het zeer lang duren alvorens het percolaat zo schoon is, dat het zonder behandeling kan worden geloosd op het oppervlaktewater.

Geconcludeerd kan dus worden dat recirculatie in combinatie met bovenafdichting het aantrekkelijkste alternatief is voor percolaatbeheer.

Bij de constructie van een recirculatiesysteem voor percolaat dient men rekening te houden met de later aan te brengen bovenafdichting. Het is wellicht mogelijk om een infiltratiesysteem door de bovenafdichting te voeren

op de zelfde plaatsen als waar de voorzieningen voor gasonttrekking worden gecreëerd (zie bijv. RUDOLPH, 1987). Het benodigde 'netwerk' dat onder de bovenafdichting moet worden aangelegd, moet al worden uitgevoerd voordat de bovenafdichting wordt aangebracht. Ook bij de constructie van een dergelijk infiltratiesysteem dient men rekening te houden met ongelijkmatige zetting. Over het functioneren van recirculatiesystemen op de langere termijn is nog niets bekend.

7.3. GRONDWATERKWALITEITSCONTROLE

Zoals reeds in hoofdstuk 5 werd uiteengezet, kan voor geen enkele milieutechnische maatregel, bij de huidige stand der techniek, een veiligheid van 100% worden gegarandeerd. De adviezen in dit rapport hebben steeds betrekking op die maatregelen, die volgens de huidige kennis de grootste mate van veiligheid verschaffen en voldoen aan de richtlijnen van de overheid.

Omdat een absolute veiligheid nooit gehaald kan worden, is het evenwel noodzakelijk dat er een controle- of detectiesysteem wordt gecreëerd, waarmee eventuele lekkages van percolaat relatief snel kunnen worden ontdekt. Indien lekkages ontstaan in een afdichting, dan impliceert dit overigens nog niet dat reparatie in alle gevallen mogelijk is. Zo zijn lekkages in de basisafdichting meestal niet te repareren. Controle op het functioneren van de basisafdichting is dus noodzakelijk om te kunnen weten of er geen ongewenste emissie van percolaat optreedt. Daartoe kan de kwaliteit van het grondwater, dat onder het stort doorstroomt, worden gecontroleerd. De omvang van de emissie zal relatief gering zijn als tevens een bovenafdichting aanwezig is.

Het controlesysteem voor de stortplaats is reeds in uitvoering (PWS LIMBURG, 1986). Het betreft hier een uitbreiding van het meetnet rond de stortplaats. Inspectie/monstername in het meetnet zal, bij een goed grondwaterbeheer, in de toekomst periodiek moeten blijven plaatsvinden Een belangrijke beperking van de controlemogelijkheid van het beoogde meetnet wordt veroorzaakt door het feit, dat de oude en de nieuwe stortcompartimenten direct aan elkaar grenzen. Hierdoor zal, ook indien de oude compartimenten op korte termijn zullen worden voorzien van een bovenafdichting, voorlopig nog verontreiniging van het grondwater worden gemeten. In de loop der jaren is namelijk veel percolaat in het grondwater terechtgekomen, dat nog gedurende lange tijd onderweg zal zijn. Dit bemoeilijkt de interpreta-

tie omdat niet direct duidelijk is waar de verontreinigingen vandaan komen. Het meetnet kan in de toekomst verder worden uitgebreid, wanneer ook de laatste compartimenten in gebruik worden genomen.

Het meest ideale systeem ter controle van het functioneren van een basisafdichting is een drainagesysteem onder die afdichting. Een dergelijk drainagesysteem kan alleen functioneren, wanneer de drainbuizen zich in de verzadigde zone bevinden. De kwaliteit van het ondiepe grondwater onder het stort dient dan regelmatig te worden gecontroleerd door water uit deze drains op te pompen.

De grondwaterstand ter plaatse van de stortplaats Linne/Montfort ligt weliswaar op circa 6 m onder maaiveld, doch, doordat de basis van het stort is gelegen in een ontgronding, is het in principe mogelijk om een drainagesysteem onder de te creëren basisafdichting aan te leggen (op ca. 1 m onder de afdichting, in het grondwater). De drains moeten dan aangesloten worden op een pompinstallatie, waarmee grondwater voor bemonstering kan worden opgepompt.

De bemonstering van het huidige en toekomstige meetnet dient regelmatig plaats te blijven vinden. Het is echter niet noodzakelijk om elke bemonsteringsronde de monsters op alle stoffen te onderzoeken. Volstaan kan worden met de analyse van de meest indicatieve tracers (EC, Cl, COD, NH_4 - zie hoofdstuk 2). Wanneer een toename in de concentraties van de tracers wordt waargenomen, zijn aanvullende analyses met betrekking tot zware metalen en organische verontreinigingen van belang.

Bovendien wordt aanbevolen om incidenteel een aantal partikuliere putten te bemonsteren, die benedenstrooms binnen de stroombaan liggen (zie hoofdstuk 4 en V.D. BOGAARD & HOEKS, 1987).

Door lekkages in de bovenafdichting zal de hoeveelheid vocht, en dus ook de hoeveelheid percolaat, toenemen. Indien echter tevens een basisafdichting aanwezig is, dan zullen de gevolgen minimaal zijn, omdat dit percolaat wordt opgevangen en verwerkt. Zonder basisafdichting, zoals op de oude stortcompartimenten, heeft een lek in de bovenafdichting grotere gevolgen. Het percolaat zal daar weer in het grondwater terechtkomen.

Detectie van een lek in de bovenafdichting (onder de afdeklaag) is in sommige gevallen mogelijk. Ter plaatse van het lek zal onder droge omstandigheden gas ontwijken, waardoor de vegetatie kan afsterven. Het ontsnappende gas is met eenvoudige hulpmiddelen aan te tonen. Het verdient aanbeveling eenvoudige meetapparatuur op het stortterrein aanwezig te hebben.

Een lekkage in de bovenafdichting is in principe te repareren na verwijdering van de afdekgrond. Niettemin is dit ingrijpend, vooral als hoog opgaande vegetatie aanwezig is.

Het zal duidelijk zijn, dat een bovenafdichting in combinatie met een basisafdichting de totale veiligheid en betrouwbaarheid van de getroffen voorzieningen aanzienlijk verhoogt. In verband hiermee wordt terugverwezen naar de afwegingen in hoofdstuk 5.

7.4. SAMENVATTING EN CONCLUSIES

Vanuit de oude stortcompartimenten zal, zolang nog geen bovenafdichting aangebracht is, percolaat afgevoerd worden naar het grondwater. Op de nieuwe stortcompartimenten is een basisafdichting aanwezig en wordt het percolaat opgevangen. In principe zijn voor de regionale stortplaats Linne/Montfort de volgende alternatieven voor percolaatbeheer/verwerking te overwegen:

- lozing naar de afvalwaterzuiveringsinstallatie, zonder recirculatie en zonder bovenafdichting van het stort (evt. na voorzuivering);
- lozing naar de afvalwaterzuiveringsinstallatie, zonder recirculatie, maar wel met bovenafdichting van het stort (evt. na voorzuivering);
- lozing naar de afvalwaterzuiveringsinstallatie, na recirculatie van het percolaat op het stort met bovenafdichting.

Voorzuivering van het percolaat middels biologische behandeling, in een eigen installatie op of bij het stortterrein, is buiten beschouwing gebleven, omdat een dergelijke voorzuivering ook bereikt kan worden door recirculatie van het percolaat op het stort. Milieuhygiënisch gaat de voorkeur uit naar het alternatief met recirculatie.

De vergelijking van deze alternatieven heeft zich verder beperkt tot een vergelijking van de lozingskosten. Volume en kwaliteit van het percolaat bepalen direct de omvang van de lozingskosten. Uit de berekeningen blijkt, dat met ingang van 1989 een besparing op lozingskosten van *f* 210 000 tot *f* 335 000 per jaar mogelijk wordt geacht door toepassing van bovenafdichting en recirculatie, in vergelijking met het alternatief zonder bovenafdichting en directe lozing naar de rioolwaterzuiveringsinstallatie.

Voor een juiste kostenvergelijking moeten de investeringskosten en exploitatiekosten van het recirculatiesysteem ook worden meegerekend. Hier is aangenomen dat het aanbrengen van een bovenafdichting geen rol speelt in

deze kostenvergelijking, omdat de bovenafdichting vooral tot doel heeft de emissie van percolaat naar het grondwater te voorkomen.

Er is uitgegaan van de verwachting dat ook op de nieuwe compartimenten bovenafdichting wordt toegepast, omdat dit de nodige voordelen biedt in relatie met de eindbestemming van het stort, de winning van gas en de waterbeheersing op het stortterrein. In dat geval is percolaatbeheer door middel van recirculatie veruit het aantrekkelijkste alternatief.

Controle van de grondwaterkwaliteit is wenselijk om de effectiviteit van de getroffen maatregelen vast te stellen. Het meetnet (ter controle van de grondwaterkwaliteit) rondom de stortplaats wordt reeds uitgebreid. De controle op eventuele lekkages uit de nieuwe compartimenten wordt echter bemoeilijkt omdat het oude en het nieuwe stort tegen elkaar komen te liggen. Overwogen kan worden om een drainagesysteem aan te leggen op circa 1 m direct onder de basisafdichting. Gezien de ligging van de stortbasis (in een ontgronding, vlak boven het grondwater) lijkt dit in principe mogelijk. Tot slot zijn termijnen aangegeven, waarover beheer/controle van de verschillende maatregelen noodzakelijk is.

8. SAMENVATTING, CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN

Op de regionale vuilstortplaats Linne/Montfort, in gebruik door het Stadsgewest Roermond, is tot 1986 afval gestort zonder speciale milieutechnische voorzieningen. Sedert 1986 vindt afvalverwerking plaats volgens de nieuwste Richtlijn Gecontroleerd Storten (VROM, 1985), waarbij onder het afval een basisafdichting wordt aangebracht. Dit gebeurt met name op een terreingedeelte van circa 19 ha, dat in het Provinciale AfvalstoffenPlan is aangewezen als uitbreidingsgebied van de stortplaats. Het gewest hoopt hier tot het jaar 2000 afval te kunnen verwerken.

De gemeente Linne heeft in principe ingestemd met de voorgenomen uitbreiding, onder voorwaarde dat een milieu-aspecten-rapportage zou worden uitgevoerd. In opdracht van het Stadsgewest Roermond heeft het Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding hiertoe onderzoek verricht naar de effecten van het oude en nieuwe stortterrein op de bodem- en grondwaterkwaliteit, in relatie met maatregelen (milieutechnische voorzieningen) die genomen kunnen worden om verontreiniging door percolatiewater en gas-emissie te voorkomen of te beperken.

Milieu-effecten

Een belangrijk onderdeel van de milieu-aspecten-rapportage betreft de effecten die de stortplaats heeft op de kwaliteit van bodem- en grondwater, en de gevolgen voor het gebruik van grondwater, nu en in de toekomst. Hiertoe is inzicht nodig in de hydrogeologische situatie, alsmede in de concentratie en aard van de verontreinigende stoffen en de verspreidingskans daarvan.

Op basis van resultaten van eerdere onderzoekingen is een schematisatie gemaakt van de geologische opbouw van de bodem ter plaatse van de stortplaats en voor de nabije omgeving tot aan de Boven-Miocene afzettingen (ca. 150 m onder maaiveld). Het stort is gelegen op circa 30 m +NAP, tussen twee secundaire breukvlakken in de Roerdalslenk, die voor de milieu-effecten van de stortplaats niet van belang zijn. Er is sprake van dikke, veelal zandige afzettingen waarin lokaal dunne laagjes van leem, klei en bruinkool kunnen voorkomen. De hydrogeologische analyse met behulp van geologische gegevens, isohypsenkaarten en berekeningen betreffende grondwaterstroming en waterbalansen, heeft geleid tot de volgende conclusies. Van een afdekkend pakket

is onder het stort geen sprake meer, omdat het stort zich in een ontgronding bevindt. Het watervoerend pakket begint direct onder het stort en heeft een totale dikte van circa 100 m. De grondwaterspiegel bevindt zich circa 6 m onder het oorspronkelijke maaiveld, dat is circa 1 m onder de stortbasis. De grondwaterstand fluctueert relatief weinig.

De plaatselijk aanwezige kleilaagjes in het goed doorlatende pakket van de Formaties van Kreftenheye, Veghel en Sterksel (van 5 tot 40 m onder maaiveld) fungeren niet als storende laagjes voor horizontale of vertikale stroming in de ondergrond. De horizontale stroomsnelheid van het grondwater is hoog, waardoor het percolatiewater van de stortplaats niet diep doordringt in het watervoerende pakket. De verontreiniging zal daarom vooral worden aangetroffen in het ondiepe (bovenste) grondwater.

Onder dit goed doorlatende pakket bevindt zich de (anisotrope) Formatie van Kedichem (40 tot 105 m onder maaiveld). De kleilaagjes zijn hier wat meer verbreid en groter in aantal. Het pakket is wel watervoerend, doch de stroomsnelheid en debiet zijn lager dan in het bovenliggende pakket.

Het grondwaterstromingbeeld is, op grotere schaal beschouwd, niet complex en vertoont slechts geringe fluctuaties in de tijd en diepte.

Modelberekeningen hebben aangetoond dat deze verontreiniging alleen in de bovenste 10 meter van het watervoerende pakket aanwezig zal zijn. Als gevolg van dichtheidsstroming (percolatiewater heeft vaak een belangrijk hogere dichtheid dan water) zou de werkelijke indringingsdiepte iets groter kunnen zijn. Dit effect wordt gering geacht omdat in dat geval de concentraties snel afnemen vanwege menging met schoon grondwater.

De grote afstand tot de grondwaterscheiding (in Duitsland) heeft tot gevolg dat het bovenstroomse voedingsgebied groot is. De effectieve stroomsnelheid van het grondwater ter plaatse van het stortterrein is daardoor hoog (ca. 130 $m.jr^{-1}$). Gelet op de ouderdom van de oudste compartimenten op het stortterrein, moet worden aangenomen dat het eerste percolatiewater intussen de Maas bereikt zal hebben en dat stroombaan tussen stort en Maas dus verontreinigd zal zijn door infiltrerend percolatiewater. Dankzij adsorptie- en afbraakprocessen zijn de meeste kationen, de zware metalen en de afbreekbare organische stoffen volgens de berekening nog lang niet zover gevorderd. Voor deze componenten varieert de afgelegde afstand van 100 tot 500 meter maximaal.

De berekeningen maken duidelijk dat er gevaar bestaat voor verontreiniging van partikuliere putten benedenstrooms van het stort, voorzover deze binnen de stroombaan zijn gelegen. Het lijkt waarschijnlijk dat eventuele

verontreiniging van deze putten momenteel in hoofdzaak bestaat uit mobiele macro-elementen zoals chloride, natrium en mogelijk ook calcium. In principe bestaat de kans dat ook mobiele, slecht afbreekbare organische stoffen aanwezig zijn. Naar verwachting zal de verontreiniging in deze putten in de toekomst verder toenemen.

Uit de analyses van grondwatermonsters uit het meetnet rondom de stortplaats blijkt, dat de verontreinigde zone ('vuiltong') zich vooral in het ondiepe grondwater bevindt tot 10 à 15 m onder het oorspronkelijke maaiveld. Nergens worden C-waarden uit de toetsingstabel van VROM (1983) overschreden, en het aantal monsters en stoffen met overschrijdingen van B-waarden is beperkt. Er is dan ook geen aanleiding voor saneringsonderzoek.

Het blijft echter wel van belang om regelmatig monsters van het meetnet te analyseren, omdat in een aantal filters de tracerconcentraties een stijgende trend vertonen (elektrisch geleidingsvermogen, chloride, ammoniumstikstof, chemisch zuurstof verbruik), hetgeen wijst op een toenemende verontreiniging.

De concentraties van zware metalen overschrijden in het ondiepe grondwater op enkele plaatsen de B-waarden (m.n. nikkel en cadmium). Echter, ook in het diepe grondwater en aan de bovenstroomse kant van de stortplaats zijn concentraties van zware metalen tot boven de B-waarden aangetroffen (nikkel, lood, zink). Deze resultaten zijn echter, mede gezien hun grillig verloop in de tijd, onwaarschijnlijk en kunnen bovendien, vanwege het hydrogeologisch beeld, niet afkomstig zijn van de stortplaats.

Verontreiniging door opgeloste organische verontreinigingen, zoals fenolen, polyaromatische koolwaterstoffen (PAK), olie, halogeenverbindingen en aromaten, is eenmaal onderzocht (maart 1986). De B-waarden worden nergens overschreden, de meeste gehalten liggen in de buurt van de A-waarden. Op een enkele plaats in het ondiepe grondwater direct naast de stortplaats zijn de gehalten iets hoger; daarom wordt aanbevolen om daar periodiek organische stoffen te laten analyseren.

De gevonden resultaten ondersteunen de eerdere conclusies met betrekking tot de verspreiding van de verontreinigingen, zoals die volgt uit de hydrogeologische analyse en de modelberekeningen. Daarom werd het wenselijk geacht een aanvullend onderzoek uit te voeren naar de kwaliteit van het water dat onttrokken wordt in partikuliere putten binnen de bedreigde zone, vooral ook omdat dit water plaatselijk gebruikt wordt als drinkwater. Uit dit onderzoek bleek dat de invloed van de stortplaats merkbaar is in vrijwel de gehele benedenstroomse zone. De concentraties van enkele tracerstof-

fen (elektrisch geleidingsvermogen en chloride, en incidenteel ook ammonium en totaal-organische-koolstof (TOC)) blijken hier hoger te zijn dan in het niet door de stortplaats beïnvloede grondwater. Daarmee worden de eerder geformuleerde conclusies betreffende de verspreiding van het percolatiewater via het grondwater in grote lijnen nogmaals bevestigd. In sommige partikuliere putten wordt echter de kwaliteit van het water meer aangetast door de landbouw (overschrijding nitraat-norm) dan door de stortplaats.

Op basis van de resultaten zijn adviezen gegeven met betrekking tot gebruik en periodieke kwaliteitscontrole van het water in de putten.

Milieutechnische maatregelen

Vervolgens wordt een overzicht gegeven van de belangrijkste milieutechnische maatregelen met betrekking tot beheersing van percolaat- en gasemissie, waarbij de maatregelen zijn geëvalueerd in relatie met de waterhuishouding en de gasontwikkeling in het stort.

Gebleken is, dat de voorgestelde basisafdichting (50 cm) met Reuverse klei, zoals die reeds plaatsvindt, voldoet aan de te stellen eisen. Deze klei is ook geschikt voor bovenafdichting. Alle afgewerkte compartimenten die niet voorzien zijn van een basisafdichting, dienen zo spoedig mogelijk te worden voorzien van een bovenafdichting (min. 30 cm). Hoewel dit niet strikt noodzakelijk is volgens de Richtlijn Gecontroleerd Storten, is dit zeker aan te bevelen, gezien de reeds opgetreden grondwaterverontreiniging.

Bovenafdichting wordt ook aanbevolen voor de compartimenten die zijn/-worden voorzien van een basisafdichting. In de eerste plaats geeft dit een extra beveiliging voor het geval dat lekkages mochten ontstaan in de basisafdichting en in de tweede plaats leidt dit tot een sterke vermindering van de hoeveelheid percolatiewater, waardoor een aanzienlijke besparing op zuiveringskosten wordt verkregen.

Door het Stadsgewest Roermond (1986b) wordt overwogen om op het oude stort op te hogen, waarna een bovenafdichting wordt aangebracht. Indien de ophoging, zoals beoogd, pas na 1997 zal worden uitgevoerd, betekent dit, dat tot circa 2000 percolatiewater van het oude stort in het grondwater terechtkomt. Ophoging van het oude stort is alleen acceptabel, als aannemelijk wordt gemaakt dat het nog op te brengen afval geen extra belasting van het grondwater veroorzaakt. Volgens de Richtlijn Gecontroleerd Storten moeten dergelijke ophogingen zoveel mogelijk voldoen aan de IBC-criteria (Isoleren, Beheersen, Controle-ren). Dit betekent, dat maatregelen moeten

worden getroffen, zoals het aanbrengen van een waterdichte eindafdekking en het installeren van controlesystemen. Een eventuele tussenafdichting tussen het oude en het nieuw op te brengen afval wordt niet voorgeschreven in de Richtlijn Gecontroleerd Storten.

Bij de afweging of ophoging van het oude stortterrein verantwoord kan geschieden dient nagegaan te worden of de getroffen maatregelen voldoende effectief en betrouwbaar zijn om extra emissie van percolatiewater naar het grondwater te voorkomen. Om verschillende alternatieven te kunnen beoordelen, zijn de volgende factoren afgewogen:

- effect van de maatregelen op de waterhuishouding van het stort;
- faalkansen/risico's voor verstoring van de voorzieningen (incl. mogelijkheden voor herstel);
- controleerbaarheid;
- verwerking van opgevangen percolatiewater.

De conclusie van deze afweging is, dat ophoging van beide aaneengesloten oude compartimenten (I en II), met toepassing van een bovenafdichting, zoals aangegeven in figuur 5.4, milieuhygiënisch het meest effectieve en betrouwbare alternatief is. Doorslaggevend hierbij was de technische uitvoerbaarheid en dus ook de betrouwbaarheid van de constructie en aanleg van de afdichtingslagen, en de aansluiting van de verschillende compartimenten op elkaar. Hierdoor verdient dit alternatief de voorkeur boven ophoging van alleen compartiment I, of het alternatief waarbij compartiment I niet wordt opgehoogd. Ophoging dient bij voorkeur zo snel mogelijk te worden gerealiseerd, met zo inert mogelijk materiaal. Daarna wordt direct een bovenafdichting aangelegd, die aan de NW-zijde aansluit op de basisafdichting onder het nieuwe terreingedeelte. Uiteindelijk, na opvulling van compartimenten IV en V, gaat de bovenafdichting aan de NW-zijde dan fungeren als tussenafdichting (zie fig. 5.4). Alle compartimenten dienen na het bereiken van de maximale storthoogte (49 à 50 m +NAP) te worden voorzien van een bovenafdichting, die ook weer aansluit op de ZO-hellingen zoals aangegeven in figuur 5.4. De eindhoogte na 25% zetting bedraagt 44 à 45 m +NAP.

Uiteraard dient het aanbrengen van de afdichtingslagen zorgvuldig te gebeuren en moet regelmatig controle op de werkzaamheden worden uitgevoerd. Bij zorgvuldige uitvoering (en beheer) van de voorgestelde maatregelen is het mogelijk op deze manier een waterdichte afsluiting te maken en zijn de milieuhygiënische risico's gering.

Bij het onderzoek naar gasproduktie in het afvalstort en de mogelijkheden voor gaswinning is uitgegaan van de randvoorwaarden die bepaald worden

door de milieutechnische maatregelen ter beheersing van het percolaat, omdat dat de belangrijkste te beheersen emissie is. Gasvorming in een afvalstort is onvermijdelijk. Zonder maatregelen kan stortgas schade en gevaar opleveren. Het gas kan echter, door het treffen van maatregelen, ook gewonnen worden voor energiedoeleinden. Om gaswinningsmaatregelen te kunnen beoordelen op hun geschiktheid, is inzicht nodig in de factoren die gasvorming en onttrekkingsrendement beïnvloeden. Hierin blijkt het vochtgehalte een sleutelrol te spelen. Het vochtgehalte kan met name worden beïnvloed door het stortplan, door het recirculeren van percolaat, en door het tijdstip van afdichten van het stort.

Met behulp van een rekenmodel zijn schattingen gemaakt van de gasproduktie in de oude en nieuwe stortcompartimenten. De resultaten vormen de basis voor een berekening van de winbare hoeveelheden gas. Deze variëren per jaar, afhankelijk van de ouderdom van de compartimenten en van het (tijdstip van) afdichten. De totaal winbare hoeveelheid gas (methaangehalte ca. 50%) van het oude en nieuwe stortterrein samen, ligt in de orde van 8,5 miljoen m^3 per jaar in 1987, 20 miljoen in 1993 en 15 miljoen in 2000. Als gemiddelde lijkt in de nabije toekomst winning van circa 15 miljoen m^3 per jaar mogelijk. Alvorens tot exploitatie over te gaan, zal onderzocht moeten worden welke mogelijkheden er zijn voor afzet van het gas.

Een voordeel van de bovenafdichting is, dat het gas efficiënter kan worden onttrokken. Tevens wordt hierdoor schade aan vegetatie op het stort (eindbestemming) en naast het stort voorkomen. Op de nieuwe stortcompartimenten (met basisafdichting) is recirculatie van percolaat aan te bevelen, omdat deze maatregel het afval sneller in de methanogene fase brengt, hetgeen milieuhygiënisch wenselijk is, en waardoor de gasvorming sneller op gang komt. Het bestaande ontwerp voor gasonttrekking biedt goede mogelijkheden. Onderzocht zou kunnen worden of het gasonttrekkingssysteem gecombineerd kan worden met het recirculatiesysteem.

Vanuit de oude stortcompartimenten zal, zolang nog geen bovenafdichting aangebracht is, percolaat afgevoerd worden naar het grondwater. Op de nieuwe stortcompartimenten is een basisafdichting aanwezig en wordt het percolaat opgevangen. In principe zijn voor de regionale stortplaats Linne/Montfort de volgende alternatieven voor percolaatbeheer/verwerking te overwegen:

- lozing naar de afvalwaterzuiveringsinstallatie, zonder recirculatie en zonder bovenafdichting van het stort (evt. na voorzuivering);
- lozing naar de afvalwaterzuiveringsinstallatie, zonder recirculatie, maar

wel met bovenafdichting van het stort (evt. na voorzuivering);
- lozing naar de afvalwaterzuiveringsinstallatie, na recirculatie van het percolaat op het stort met bovenafdichting.

Voorzuivering van het percolaat middels biologische behandeling, in een eigen installatie op of bij het stortterrein, is buiten beschouwing gebleven, omdat een dergelijke voorzuivering ook bereikt kan worden door recirculatie van het percolaat op het stort. Milieuhygiënisch gaat de voorkeur uit naar het alternatief met recirculatie.

De vergelijking van deze alternatieven heeft zich verder beperkt tot een vergelijking van de lozingskosten. Volume en kwaliteit van het percolaat bepalen direct de omvang van de lozingskosten. Uit de berekeningen blijkt, dat met ingang van 1989 een besparing op lozingskosten van ƒ 210 000 à ƒ 335 000 per jaar mogelijk wordt geacht door toepassing van bovenafdichting en recirculatie, in vergelijking met het alternatief zonder bovenafdichting en directe lozing naar de rioolwaterzuiveringsinstallatie.

Voor een juiste kostenvergelijking moeten de investeringskosten en exploitatiekosten van het recirculatiesysteem ook worden meegerekend. Hierbij wordt aangenomen dat het aanbrengen van een bovenafdichting geen rol speelt in deze kostenvergelijking, omdat de bovenafdichting vooral tot doel heeft de emissie van percolaat naar het grondwater te voorkomen.

Er is uitgegaan van de verwachting dat ook op de nieuwe compartimenten bovenafdichting wordt toegepast, omdat dit de nodige voordelen biedt in relatie met de eindbestemming van het stort, de winning van gas en de waterbeheersing op het stortterrein. In dat geval is percolaatbeheer door middel van recirculatie veruit het aantrekkelijkste alternatief.

Periodieke controle van de grondwaterkwaliteit is wenselijk om de effectiviteit van de getroffen maatregelen vast te stellen. Het meetnet (ter controle van de grondwaterkwaliteit) rondom de stortplaats wordt reeds uitgebreid. De controle op eventuele lekkages uit de nieuwe compartimenten wordt echter bemoeilijkt omdat het oude en het nieuwe stort tegen elkaar komen te liggen. Overwogen kan worden om een drainagesysteem aan te leggen op circa 1 m direct onder de basisafdichting. Gezien de ligging van de stortbasis (in een ontgronding, vlak boven het grondwater) lijkt dit in principe mogelijk.

Tot slot zijn termijnen aangegeven, waarover beheer/controle van de verschillende maatregelen noodzakelijk is.

LITERATUUR

ADVIESBUREAU BROUWERS B.V., 1984. Uitbreiding regionale stortplaats te Linne/Montfort. Studierapport in opdracht van Stadsgewest Roermond.

——— 1985a. Regionale stortplaats Stadsgewest Roermond; Afvalstoffenvergunning voor ex. art. 4, 17, 25 en 26 d.d. 4 september 1984 nr. BM 13731. Toelichting: Inrichtingsplan, stortplan en plan ten behoeve van de gasonttrekking. Roermond.

——— 1985b. Regionale stortplaats Stadsgewest Roermond; Beproevingsresultaten vloeistofdichte constructie bestaande uit een afdichtende kleilaag op basis van LGM-rapport CO-274591/8. Roermond.

——— 1986a. Regionale stortplaats Stadsgewest Roermond; Bijlage bij aanvrage vergunning ex artikel 33 van de afvalstoffenwet. Roermond.

——— 1986b. Regionale stortplaats Stadsgewest Roermond; Beproevingsresultaten vloeistofdichte constructie bestaande uit een afdichtende laag op basis van LGM-rapport CO-284280/19. Roermond.

AFD. MILIEUHYGIËNE, 1985. Onderzoek grondwater regionaal stort te Linne/-Montfort (periode 6-'78 t/m 2-'85). PWS Limburg; onderafdeling Onderzoek. (Opgenomen in BUREAU WATERBEHEER, 1985). Maastricht.

——— 1986. Onderzoek grondwater regionaal stort te Linne/Montfort (7-'85 en 3-'86). P.W.S. Limburg; bureau Laboratorium. Maastricht.

ALGRA, E.A.H. & F.A. DER KINDEREN, 1984. Protocollen voor het toepassen van afdichtingsfolies ten behoeve van bodembescherming in het bijzonder bij stortplaatsen. Reeks Bodembescherming nr 39, Min. v. VROM, Staatsuitgeverij, 's-Gravenhage.

BEKER, D., 1981. Gasontwikkeling op vuilstortplaatsen. Publ. 48, Inst. v. Afvalstoffenonderzoek (IVA), Amersfoort.

BERGSCHOT, 1986. Analyseresultaten projectnr. L-86-106 (organische verontreinigingen in grondwater bij stort Linne, mrt. '86). Uitgevoerd in opdracht van Stadsgewest Roermond. Stichting Bergschot Centrum voor Onderzoek, Breda.

BOGAARD, E.A.J.M. V.D. & J. HOEKS, 1987. De waterkwaliteit van particuliere grondwateronttrekkingen in de gemeente Linne. Aanvullend onderzoek in opdracht van het Dagelijks Bestuur van het Stadsgewest Roermond. ICW Wageningen.

BROEK, J.M. V.D. & H.W. VAN DER MAREL, 1964. De alluviale gronden van de Maas, de Roer en de Geul in Limburg. Stiboka, Bodemkundige Studies nr. 7, Wageningen.

BROEK, J.M. V.D. & G.C. MAARLEVELD, 1963. The Late-Pleistocene terrace deposits of the Meuse. Med. Geol. St. Nw. Serie 16, 13 - 14.

BUREAU WATERBEHEER, 1985. Grondwaterkwaliteit regionaal stort Linne/-Montfort. Provinciale Waterstaat van Limburg, Maastricht.

CATTENSTART, G., 1983. Geohydrologische inventarisatie van Waterwingebieden. Afdeling Grondwaterbeheer, Landinrichtingsdienst, Utrecht.

DGV-TNO, 1974. Voorlopige resultaten geohydrologische verkenning Roerdalslenk. Grondwaterkaart van Nederland; kaartbladen 57 oost, 58 west en oost. Delft.

——— 1980. Geo-electrisch onderzoek Roerdalslenk. Kaartbladen 57 oost en 58 west. Rapport nr. 118. Delft.

DOMMELEN, J. VAN & W. VENEMA (VAM), J. HOEKS & A. RYHINER (ICW), 1983. Onderzoek naar de praktische uitvoerbaarheid van bovenafdichting op afvalstortterreinen. Deelrapport 1: onderzoeksopzet en aanleg van proefvelden. ICW-nota 1458, ICW Wageningen.

EHRIG, H.J., 1981. Microbiological decomposition in sanitary landfills with different conditions of operation. EAS-ISWA 5th European Sewage and Refuse Symposium EAS. Munchen, 22 - 26 jan. 1981.

GEDEPUTEERDE STATEN VAN LIMBURG, 1984. Besluit nr. BM 13731, d.d. 4 sept. 1984, Maastricht, betreffende vergunningverlening ingevolge art. 33 Afvalstoffenwet.

GLAS, H., 1985. Afvalstortterreinen. Afstudeerproject Technische Hogeschool Delft, uitgevoerd bij Grontmij n.v. afdeling Civiele Techniek.

HARMSEN, J., 1986. Sampling and analysis of organic micropollutants in the soil. Trends in Analytical Chemistry. vol. 5, no. 5, 1986.

HOEKS, J., 1976. Gasontwikkeling in vuilstorten. ICW-nota 894, ICW Wageningen.

——— 1981. Analytical solutions for transport of conservative and nonconservative contaminants in groundwater systems. Water, Air and Soil Pollution 16, 3, 1981.

——— 1983. Significance of biogas production in waste tips. Waste management & Research (1983) 1, 323-335.

——— 1986. Onderzoekservaringen met betrekking tot landfarming. Paper voor Symposium 'Biologische grondreiniging', 27 nov. 1986, Rotterdam.

——— & G.J. AGELINK, 1982. Onderzoek naar mogelijkheden om de infiltratie van regenwater in een afvalstort te verminderen. ICW-Rapport 3 (nieuwe serie), ICW Wageningen.

HOEKS, J. & J. OOSTHOEK, 1981. Gaswinning uit afvalstortterreinen. Gas, nr. 11, nov. 1981.

——— & A.H. RYHINER, 1985. Onderzoek naar de praktische uitvoerbaarheid van bovenafdichting op afvalstortterreinen. Deelrapport 2: Ervaringen en meningen omtrent bovenafdichting op grond van literatuuronderzoek. ICW-Nota 1609, ICW Wageningen.

——— & A.H. RYHINER, 1987. Onderzoek naar de praktische uitvoerbaarheid van bovenafdichting op afvalstortterreinen. Deelrapport 4: Modelberekeningen met betrekking tot de waterbalans van de proefvelden. ICW-Nota 1770 (in voorbereiding), ICW Wageningen.

——— H. HOEKSTRA & A. RYHINER, 1984. Kolomproeven met percolatiewater uit een afvalstort. III: Gedrag van niet verzuurd, gestabiliseerd percolatiewater in de bodem. ICW-nota 1530, ICW Wageningen.

——— H. GLAS, J. HOFKAMP & A.H. RYHINER, 1987. Bentonite liners for isolation of waste disposal sites. Waste Management & Research, 1987 - 5, p. 93 - 105.

IAWR, 1986. Rijnmemorandum.

KNAAP, W.A., 1957. Boorbeschrijving en stratigrafie boorpunt P99, ten behoeve van hydrologisch onderzoek Midden-Limburg. ICW, Wageningen.

LANDESANSTALT FÜR WASSER UND ABFALL N.W., 1973. Grundwassergleichen (freie Grundwasserspiegel) in Nordrhein-Westfalen. 1:50.000.

LGM, 1986. Beproeving klei uit de Wambachgroeve. LGM-rapport CO-284850/4. Afdeling Chemie en Milieugeotechniek. Delft.

PWS LIMBURG, 1983. Afstervende bomen oostelijke rand regionale stortplaats. Brief 8894/82/N.O. aan Stadsgewest Roermond.

——— 1986. Uitbreiding bewakingsnet stort Linne/Montfort (dossier AW-11). Brief aan Stadsgewest Roermond, d.d. 5 aug. ' 86 (kenm. 9959/84/A.w.(L.e.)).

RIDDER, N.A. DE, P. HONDIUS & A.J. HELLINGS, 1967. Hydrogeological investigations of the Peel Region and its environs. ICW Technical Bulletin 48, Wageningen.

RGD, 1985. Een hydrogeologisch beeld van de ondergrond van de regionale stortplaats te Linne. Geologisch Bureau, Heerlen. (Opgenomen in BUREAU WATERBEHEER, 1985).

RUDOLPH, K.U., 1987. Deponie-Sickerwasserbehandlung in Gasdomen. Eine preisgunstige Möglichkeit der Vorreinigung. Müll und Abfall 1/1987, p. 25 - 29.

RUITER, DE, 1985. Eindrapport oriënterend onderzoek Esso-depot, Veestraat 6, Linne. Opdrachtgever: ESSO Nederland b.v. TvE/MO/851109, De Ruiter Milieutechnologie b.v.

RIJTEMA, P.E., C.W.J. ROEST & J. PANKOW, 1986. Onderzoek naar de waterbalans van vuilstortplaatsen. ICW-rapport 19 (nieuwe serie), ICW Wageningen.

RYHINER, A. & J. HOEKS, 1986. Onderzoek naar de bruikbaarheid van Reuverse en Tegelse klei als afdichtingsmateriaal op afvalstortterreinen in opdracht van Adviesbureau Brouwers BV te Roermond. ICW-nota 1726, ICW Wageningen.

——— J. HOEKS & A.H.M. VAN REESEN, 1985. Onderzoek naar de praktische uitvoerbaarheid van bovenafdichting op afvalstortterreinen. Deelrapport 3: Experimentele resultaten van het hydrologisch onderzoek op de proefvelden. ICW-Nota 1631, ICW Wageningen.

STADSGEWEST ROERMOND, 1976. Werkplan fasering stortplaats te Linne/-Montfort d.d. febr. 1976. Plattegrond met toelichting.

——— 1983. Vragenlijst met betrekking tot stortgas regionale stortplaats te Linne/Montfort.

——— 1984. Verslagen van en toelichtingen op agendapunten van vergaderingen van de stadsgewestraad en van de werkgroep Milieu Aspecten Rapportage.

——— 1985. Idem.

——— 1986a. Idem.

——— 1986b. Regionale afvalstoffenverwerking. Hoofdstuk 7 uit de aanbiedingsbrief bij de begroting voor 1987.

——— 1987. Overzicht in 1986 op de regionale stortplaats aangevoerde afvalstoffen.

STIBOKA, 1972. Ruilverkaveling Roerstreek, rapport nr. 902. Wageningen.

——— 1966. De bodem van Limburg. Toelichting bij blad 9 van de Bodemkaart van Nederland, schaal 1:200 000. Wageningen.

TOPOGRAFISCHE DIENST, 1979. Topografische kaarten schaal 1:25 000. Kaartbladen 58D, 58G, 60B, 60E (herzien 1975). Delft.

VERSTEEGEN, F., 1987. Overzicht partikuliere grondwateronttrekkingen gemeente Linne.

VROM, 1983. Leidraad Bodemsanering. Staatsuitgeverij, 's-Gravenhage.

——— 1984. Opvang en behandeling van percolatiewater van afvalstortterreinen. Reeks Bodembescherming, nr. 35. Staatsuitgeverij, 's-Gravenhage.

VROM, 1985. Richtlijn gecontroleerd storten. Uitvoeringsvoorschrift C IV-5 Afvalstoffenwet. Wetgeving inzake afvalstoffen, Uitg. Koninkl. Vermande BV, Lelystad.

WATERSCHAP ZUIVERINGSSCHAP LIMBURG, 1987. Kwaliteit en volumes van percolatiewater vuilstort Linne, en slibanalyses van de rwzi, in 1986.

BIJLAGE 1

Profielschetsen van de oorspronkelijke bodems ter plaatse van de stortplaats Linne/Montfort (Bron: STIBOKA, 1972).

A. Hoge Duinvaaggrond

Profielschets:

Horizont en diepte (in cm)			humus %	leem %	M50 (mediaan)
A1	0-10	zeer donker grijsbruin	2,4	8	160
C11	10-70	geel		5	160
C12	70-90	bruin		20	160
C13	90-120	geelbruin		15	160

Toelichting: Deze gronden met stuifzand zijn zeer reliëfrijk en de dikte van het stuifdek varieert sterk over korte afstand. Plaatselijk wordt binnen 120 cm diepte de overstoven bovengrond aangetroffen. Slechts plaatselijk komt onder de A1 een zwakke bruinkleuring voor.

B. Hoge Holt-horstpodzolgrond

Profielschets:

Horizont en diepte (in cm)			humus %	lutum %	leem %	M50 (mediaan)
Ap	0-30	donkerbruin	3	5	20	170
B2	30-40	bruin	1	5	20	170
B3	40-50	geelbruin		5	15	170
C11	50-75	donkerbruine band		10	30	170
C12	75-120	geelbruin		3	10	190

Toelichting: Deze gronden liggen iets hoger in het landschap met weinig reliëf. Het zijn laatglaciale rivierafzettingen die in de bovengrond sterk eolisch beïnvloed zijn. Plaatselijk komt in de ondergrond (< 120 cm) leemarm, matig grof zand voor, met daarin meestal zeer vaste ijzer en/of lutumbandjes.

BIJLAGE 2

Berekening van de verhouding van het horizontale en vertikale debiet (waterbalans) ter plaatse van de stortplaats te Linne/Montfort, voor het pakket van de Formaties van Kreftenheye, Veghel en Sterksel.

GEGEVENS:

Gem. opp. stort (A) : 150 x 1000 m = 15 ha

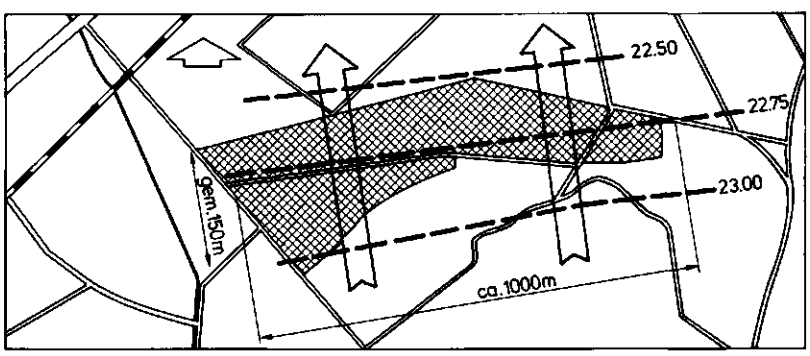
Gem. gradiënt (i) : $17,5 \times 10^{-4}$ (-)

Dikte KVS-pakket (D) : 35 m

Doorlatendheid " (k) : 80 $m.d^{-1}$

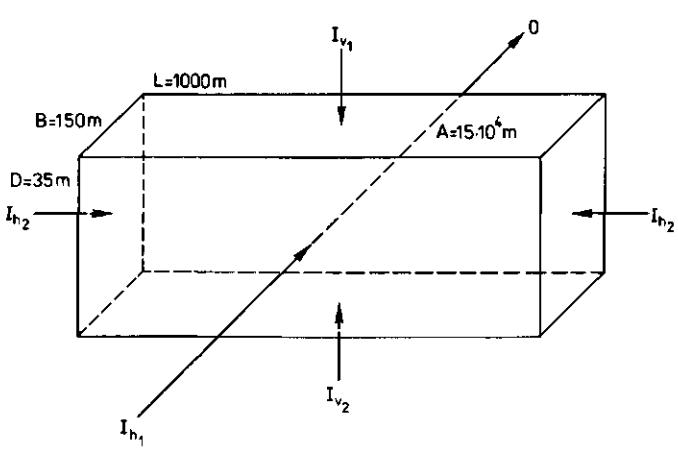
Gem. poriënvolume (ϵ) : 0,4 (-)

Effectief gem. neerslagoverschot (N-E): 300 $mm.jr^{-1}$



SCHEMATISERING:

De situatie wordt driedimensionaal beschouwd. De stort wordt met de langste zijde evenwijdig gesteld met de isohypsen (waterbeweging in de breedterichting verwaarloosbaar). Uitwisseling van water tussen KVS-pakket en Kedichem-pakket wordt verwaarloosd. Met deze schematisering kan dan het volgende input-output-model worden opgesteld:



BEREKENING:

v_{eff} (= v*) = $\frac{k \cdot i}{\epsilon}$ = 128 $(m.jr^{-1})$

Output = Input (vertikaal) + Input (horizontaal):

$0 = I_{v_1} + I_{v_2} + I_{h_1} + I_{h_2}$

$I_{v_2} = 0$ en $I_{h_2} = 0$, dus $0 = I_{v_1} + I_{h_1}$

$I_{v_1} = (N-E) \cdot A = 0{,}3\ (m^3.m^{-2}.jr^{-1}) \times 15 \cdot 10^4\ (m^2) = 4{,}5 \cdot 10^4\ (m^3.jr^{-1})$

$I_{h_1} = D \cdot L\ v_{eff} = 35\ (m) \times 1000\ (m) \times 128\ (m.jr^{-1}) = 448{,}0 \cdot 10^4\ (m^3.jr^{-1})$

$0 = 452{,}5 \cdot 10^4\ (m^3.jr^{-1})$ I_h / I_v = circa 0,01

CONCLUSIE:

Het vertikale debiet ten gevolge van het neerslagoverschot is zeer gering (ca. 1%) ten opzichte van het horizontale debiet.

BIJLAGE 3

Beschouwing van de gehanteerde monstername- en analysemethoden ten behoeve van meetnet regionaal stort.

MONSTERNAME

(Gebaseerd op informatie van Peusens (PWS, pers. med.), besproken met Harmsen (ICW, pers. med,).

De filters van het meetnet rond het stortterrein te Linne/Montfort in principe halfjaarlijks bemonsterd. Tenminste 1 x per jaar worden alle monsters geanalyseerd op een uitgebreide lijst van stoffen (zoals terug te vinden in AFD. MILIEUHYGIËNE, 1985). Tussentijds kan een beperkte analyse worden toegepast, bijvoorbeeld alleen zware metalen. De monsterflessen zijn van poly-ethyleen (waardoor zuurstof-diffusie verwaarloosbaar is. In het veld wordt niets afgefiltreerd, niets aangezuurd. Alle monsters worden in permanente koeling verzameld en getransporteerd. De flessen worden volledig gevuld afgeleverd. De methode van monstername staat hierdoor - als alles volgens het draaiboek plaatsvindt - borg voor een 'ongestoorde' serie monsters, waarop alle analyses in principe nog correct op kunnen worden uitgevoerd.

De afgeleverde monsterflessen worden 24 u onder koeling (< 10°C) opgeslagen waardoor fijne slibdeeltjes en dergelijke nog kunnen bezinken. Daarna vindt afheveling van het bovenste deel plaats; dit wordt vervolgens aangezuurd. Uitvlokking van ijzer (door zuurstof) is dan niet geheel te vermijden. Deze methode wordt wel als een aanvaardbaar compromis gezien; de nauwkeurigheid van de gemeten ijzergehalten is hierdoor echter wel wat lager.

ANALYSE VAN TRACERS

Analyse van tracers is zodanig gestandaardiseerd, dat deze geen nadere beschouwing behoeft.

ANALYSE VAN ZWARE METALEN

(Gebaseerd op informatie van Peusens, besproken met Harmsen). Bij detectie van zware metalen wordt voor alle zware metalen de AAS-methode (Atomaire

Adsorptie Spectrofotometrie) toegepast, 'met vlam'. Daarbij vindt indamping plaats met een factor 10 à 20.

Uitzondering: Kwik (slechts enkele malen onderzocht, met behulp van de 'koude dampmethode').

De nauwkeurigheid van de analyses wordt in de eerste plaats bepaald door de analytische detectiegrens; deze is 10 maal het ruisniveau. Indien een stof wordt gedetecteerd, betekent dit dat die in ieder geval zeker aanwezig is. De detectiegrens wordt verder - indien relevant - aangepast aan het te verwachten natuurlijke achtergrondsgehalte van de betreffende stof. In de buurt van de detectiegrens is de standaardafwijking circa 25%; bij hogere gehalten is dit circa 10%.

ANALYSE VAN ORGANISCHE VERONTREINIGINGEN

(Gebaseerd op informatie van Leferink (Bureau Bergschot, pers. med.), besproken met Harmsen).

Organische verontreinigingen werden eenmalig onderzocht door BERGSCHOT (1986), alwaar de monsters heengestuurd zijn, onder permanente koeling en 'onbewerkt'. De volgende groepen stoffen en bijbehorende methoden zijn van toepassing:

- Fenol-index: voor niet te grote fenolen is de fenol-index een betrouwbare indicator; standaardafwijking < 10%. Bij hoge waarden van fenol-index is vervolg-onderzoek naar de specifieke fenolen relevant. Detectiegrens = 10 x ruiswaarde.
- EOX: bepaling volgens standaard-methode W. Goede detectie mogelijk; detectiegrens = 10 x ruiswaarde.
- Olie: bepaling door middel van infra-rood-methode. Hoge detectiedrempel van 5 maal de A-waarde. Relatief ongevoelige methode.
- Aromaten: Analyse met behulp van gaschromatografie (standaardmethode). Standaardafwijking is 10%. Detectiegrens is 10 x ruiswaarde. Gevoelige methode.
- PAK's: Analyse met behulp van HPLC (High performance liquid chromatography). Gevoelige methode. Standaardafwijking in theorie 7%, doch in de praktijk zo'n 10 à 20%. Detectiegrens is 10 x ruiswaarde.

Alle resultaten van de organische analyses worden gepresenteeerd en uitgezet tegen de referentiewaarden van VROM (1983). De resultaten betreffen de monsters zoals die zijn aangeleverd - eventuele mengmonsters worden niet

als zodanig opgemerkt. Dit wordt overgelaten aan de interpreterende instanties.

INTERPRETATIE

Interpretatie van de resultaten geschiedt door afdeling Cultuurtechnische Zaken. Mengmonsters worden als zodanig geïnterpreteerd, volgens Peusens.

BIJLAGE 4

Enkele normen voor waterkwaliteit in relatie tot tracers.
Waarden zijn bovenwaarden. Overschrijding levert risico's, afhankelijk van de optredende interacties (normen afkomstig uit interne ICW-documentatie, tenzij anders aangegeven)

		Chloride ($mg.l^{-1}$)	EC ($\mu S.cm^{-1}$)	$COD(-O_2)$ ($mg.l^{-1}$)	NH_4-N ($mg.l^{-1}$)
Grondwater-normen, gehanteerd in dit onderzoek (zie tabel 4.1):					
-achtergrondsgehalte		20	300	10	0,5
-waarde wijst op verontreiniging		50	600	50	3,0
Grenswaarden/attenderingswaarden voor landbouw:					
-substraatteelt		80			
-overige glastuinbouw		200			
-groenteteelt		300			
-fruitteelt		300			
-akkerbouw		600			
-weidebouw		600			
Grenswaarden/attenderingswaarden voor drinkwater:					
	sulfaat ($mg.l^{-1}$)				
-mens	250	200	-		0,05
-pluimvee	50	250	4000		0,5
-varkens	250	1000	7000		2,0
-herkauwers	250	2000	8000		10,0
Kwaliteitsnormen:					
-bevloeiïng in kassen		40- 200			
-milieunorm Rijkswaterstaat		200			1,3
-drinkwaterbereidingsnorm A (IAWR, 1986)		100	7000	10	

BIJLAGE 5

Processen en factoren die de gasvorming in een afvalstort bepalen, en de milieuhygiënische consequenties daarvan (naar HOEKS, 1976; HOEKS & OOSTHOEK, 1981)

Zodra het afval gestort is, beginnen in het stort afbraakprocessen op gang te komen. Men kan de volgende stadia onderscheiden (fig. 1):

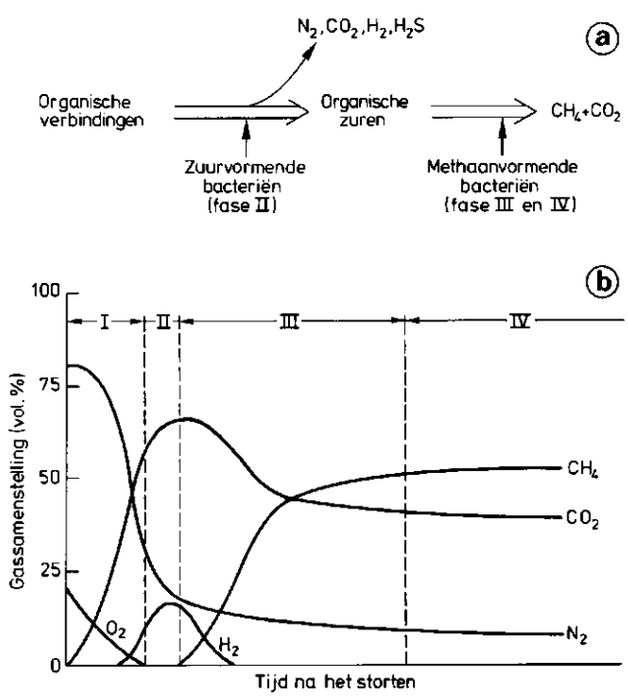


Fig.1. Schematische voorstelling van het anaerobe afbraakproces (a) en het verloop van de gassamenstelling in de verschillende stadia (b): I = aerobe fase, II = anaerobe, niet-methanogene fase (verzuringsfase), III = anaerobe, methanogene fase (nog niet stationair), IV = anaerobe, methanogene fase (stationair)

Aerobe fase

Aanvankelijk is nog zuurstof in het afval aanwezig, zodat de organische stoffen aeroob kunnen worden afgebroken. De zuurstof wordt daarbij echter binnen enkele dagen verbruikt, zodat spoedig een anaerobe toestand intreedt. Dit wordt in de praktijk vaak nog versneld door het afval te verdichten met een bulldozer of compactor.

Verzuringsfase

Onder anaerobe omstandigheden beginnen (facultatief) anaerobe micro-organismen de complexe organische stoffen af te breken tot kleinere, oplosbare componenten, zoals lagere verzuren, eenvoudige suikers, aminozuren en andere laagmoleculaire afbraakprodukten. Dit zijn merendeels hydrolyseprocessen die tamelijk snel verlopen. De vorming van zuren doet de pH dalen (verzuring). De gassen die in deze fase worden gevormd, zijn vooral waterstof (H_2) en koolzuurgas (CO_2).

Methanogene fase

In deze fase worden de vetzuren afgebroken door methaanvormende bacteriën. De vrijkomende gassen bestaan vooral uit methaan (CH_4) en koolzuurgas (CO_2). In tegenstelling tot de micro-organismen in de verzuringsfase, zijn de methaanvormende bacteriën zeer gevoelig voor plotselinge veranderingen in hun milieu-omstandigheden. Het methaangistingsproces kan dan ook gemakkelijk worden verstoord.

MILIEUHYGIËNISCHE BETEKENIS

In de praktijk blijkt dat de methanogene fase soms al binnen enkele maanden wordt bereikt. In andere gevallen blijkt dit meer dan 5 jaar te duren.

Uit milieuhygiënisch oogpunt is het zeer belangrijk dat de methanogene fase snel wordt bereikt. Tijdens de verzuringsfase worden namelijk zeer goed oplosbare vetzuren gevormd, die met het percolerende regenwater uitspoelen. De organische belasting van het percolatiewater (gemeten als het chemisch zuurstofgebruik ofwel COD - zie hoofdstuk 4) is bijzonder hoog in deze fase. Bovendien neemt in deze fase de oplosbaarheid van verscheidene metalen sterk toe door de hoge zuurconcentratie en de daarmee gepaard gaande pH-verlaging (zie tabel 1). In de methanogene fase neemt de verontreinigingsgraad sterk af, wat vooral te danken is aan de afbraak van vetzuren en de daaraan gekoppelde pH-stijging. De organische belasting, en ook de verschillende metaalconcentraties, zijn in deze fase meer dan een factor 10 lager.

Tabel 1. Chemische samenstelling van het percolatiewater uit een afvalstort, in relatie met het fermentatiestadium (concentraties in $mg.l^{-1}$, tenzij anders vermeld) (Bron: HOEKS et al., 1984)

Component	Verzuringsfase	Methanogene fase
pH (zuurgraad)	5,7	7,6
EC (geleidingsvermogen) ($\mu S.cm^{-1}$)	35 000	27 500
COD (chemisch zuurstofverbruik)	65 000	7 000
vetzuren	26 600	0
HCO_3 (carbonaat)	17	12 000
SO_4 (sulfaat)	1 500	150
Chloride	4 000	4 000
Natrium	3 000	3 500
NH_4-N (ammonium-stikstof)	1 500	2 000
Calcium	2 600	100
IJzer	1 500	40
Zink	54	1,6

BIJLAGE 6

Verloop van percolaatvolumes en -kwaliteit en jaarlijkse lozingskosten in modelmatige benadering (toelichting zie hoofdstuk 7)

vol = percolaatvolume (x 1000 m^3)

COD = chemisch zuurstofverbruik ($g.l^{-1}$)

comp. = denkbeeldig compartiment van 3,5 ha

i.e. = inwoner-equivalenten

Alternatief 1: geen eindafdichting, geen recirculatie; percolaat naar rwzi

Jaar	Comp. 1		Comp. 2		Comp. 3		Comp. 4		Comp.5		Totaal gewogen			Lozings-kosten ƒ
	vol	COD	vol	COD	vol	COD	vol	COD	vol	COD	vol	COD	i.e.	(x 1000)
1986	11	25									11	25	5540	305
1987	7	25									7	25	3525	194
1988	7	20									7	20	2820	155
1989	10	15	11	25							21	20,2	8545	470
1990	7	10	7	25							14	17,5	4935	272
1991	7	5	7	20							14	12,5	3525	194
1992	7	4	10	15	11	25					28	16,2	9136	502
1993	7	3	7	10	7	25					21	19,0	8038	442
1994	7	2,9	7	5	7	20					21	9,3	3935	216
1995	7	2,8	7	4	10	15	11	25			35	13,5	9519	523
1996	7	2,6	7	3	7	10	7	25			28	10,2	5754	316
1997	7	2,4	7	2,9	7	5	7	20			28	7,6	4287	236
1998	7	2,2	7	2,8	7	4	10	15	11	25	42	11,6	9815	540
1999	7	2,0	7	2,6	7	3	7	10	7	25	35	9,5	5993	330
2000	7	1,8	7	2,4	7	2,9	7	5	7	20	35	7,4	4512	248

Alternatief 2: eindafdichting aangebracht 1 jaar na volstorten; geen recirculatie; percolaat naar rwzi

Jaar	Comp. 1		Comp. 2		Comp. 3		Comp. 4		Comp.5		Totaal gewogen			Lozingskosten ƒ
	vol	COD	vol	COD	vol	COD	vol	COD	vol	COD	vol	COD	i.e.	(x 1000)
1986	11	25									11	25	5540	305
1987	7	25									7	25	3525	194
1988	7	20									7	20	2820	155
1989	10	15	11	25							21	20,2	8545	470
1990			7	25							7	25	3525	194
1991			7	20							7	20	2820	155
1992			10	25	11	25					21	20,2	8545	470
1993					7	25					7	25	3525	194
1994					7	25					7	20	2820	155
1995					10	25	11	25			21	20,2	8545	470
1996							7	25			7	25	3525	194
1997							7	25			7	20	2820	155
1998							10	25	11	25	21	20,2	8545	470
1999									7	25	7	25	3525	194
2000									7	25	7	20	2820	155

Alternatief 3: eindafdichting aangebracht 1 jaar na volstorten; toepassing recirculatie direct na volstorten. Surplus percolaat naar rwzi

Jaar	Comp. 1		Comp. 2		Comp. 3		Comp. 4		Comp.5		Totaal gewogen			Lozingskosten ƒ
	vol	COD	vol	COD	vol	COD	vol	COD	vol	COD	vol	COD	i.e.	(x 1000)
1986	11	25									11	25	5540	305
1987	7	25									7	25	3525	194
1988	7	20									7	20	2820	155
1989	21	10	0	25							21	10	4230	232
1990	7	5	0	25							7	5	705	39
1991	7	4	0	20							7	4	564	31
1992	21	3	0	10	0	25					21	3	1269	70
1993	7	2,9	0	5	0	25					7	2,9	409	22
1994	7	2,8	0	4	0	20					7	2,8	395	21
1995			21	3	0	10	0	25			21	3	1269	70
1996			7	2,9	0	5	0	25			7	2,9	409	22
1997			7	2,8	0	4	0	20			7	2,8	395	21
1998					21	3	0	10	0	25	21	3	1269	70
1999					7	2,9	0	5	0	25	7	2,9	409	22
2000					7	2,8	0	4	0	20	7	2,8	395	21

OVERZICHT VERSCHENEN RAPPORTEN

Nr	Auteur(s) + Titel	Prijs (Hfl)
1.	Sprik, J.B. en G.H. Horst. 1982. Onderzoek naar capaciteitsnormen voor diepploegen bulldozers en hydraulische graafmachines.	15,-
2.	Nieuwenhuis, G.J.A. en C.L. Palland. 1982. Verdamping van een aardappelgewas en de meting daarvan via remote sensing	10,-
3.	Hoeks, J. en G.J. Agelink. 1982. Onderzoek naar mogelijkheden om de infiltratie van regenwater in een afvalstort te verminderen.	5,-
4.	Alderwegen, H.A. van. 1982. Planning van openluchtrecreatievoorzieningen bij voorbereiding van landinrichtingsprojecten	*
5.	Rijtema, P.E. et al. 1982. Bemesting, waterhuishouding, perceelscheidingen en landbouw. Commentaar op een RIN-rapport.	5,-
6.	Harmsen, J. en H. van Drumpt. 1982. Conservering van watermonsters.	5,-
7.	Ernst, L.F. 1983. Wegzijging en kwel; de grondwaterstroming van hogere naar lagere gebieden.	7,50
8.	Steenvoorden, J.H.A.M. en M.J. de Heus. 1984. Fosfaatbalansstudies en de bijdrage van diffuse bronnen.	7,50
9.	Wijk, A.L.M. van. 1984. Landbouwkundige aspecten van ontwatering in veenweidegebieden. Commentaar op een literatuuranalyse.	5,-
10.	Beuving, J. 1984. Vocht- en doorlatendheidskarakteristieken, dichtheid en samenstelling van bodemprofielen in zand-, zavel, klei- en veengronden.	7,50
11.	Weerd, B. van der en L.F. Ernst. 1984. Een prognose van het effect van een peilverhoging in het Philippinekanaal (Zeeland) op de grondwaterstand in de aangrenzende polders.	7,50
12.	Werkgroep nitraatuitspoeling in waterwingebieden. 1985. Nitraatproblematiek bij grondwaterwinning in Nederland. Onderzoek naar alternatieve maatregelen.	12,50
13.	Wilde, J.G.S. de. 1984. Dammen van riet, heide of boomschors als perceelverbinding in veenweidegebieden.	10,-
14.	Kemmers, R.H. en P.C. Jansen. 1985. Stikstofmineralisatie in onbemeste half-natuurlijke graslanden.	7,50
15.	Bakel, P.J.T. van. 1985. Effecten van peilbeheer in het gebied 'De Monden' (Drenthe).	15,-
16.	Wilde, J.G.S. de. 1985. Rekenmodel en produktienormen voor grondtransport met getrokken en zelfrijdende dumpers.	10,-
17.	Projectteam Remote Sensing Studieproject Oost-Gelderland. 1985. Onderzoek naar de mogelijkheden van operationele toepassing van remote sensing technieken in de landbouw en het natuurbeheer. Eindrapport.	12,50
18.	Wösten, J.H.M., M.H. Bannink en J. Beuving. 1987. Waterretentie- en doorlatendheidskarakteristieken van boven- en ondergronden in Nederland: de Staringreeks.	10,-

Nr	Auteur(s) + Titel	Prijs (Hfl)
19.	Rijtema, P.E., C.W.J. Roest en J. Pankow. 1986. Onderzoek naar de waterbalans van vuilstortplaatsen.	20,-
20.	Bakker, J.W., F.R. Boone en P. Boekel. 1987. Diffusie van gassen in grond en zuurstofdiffusiecoëfficiënten in Nederlandse akkerbouwgronden	15,-
21.	Hoeks, J., A.H. Ryhiner en J. van Dommelen. 1987. Onderzoek naar de praktische uitvoerbaarheid van bovenafdichting op afvalstortterreinen.	25,-
22.	Bronswijk, J.J.B. en J.J. Evers-Vermeer. 1987. Krimpkarakteristieken van kleigronden in Nederland.	12,50
23.	Adriaanse, P.I. 1987. Hydrologische veranderingen in natuurgebieden: Overzicht van benodigde gegevens, analysemethoden en modellen.	12,50
24.	Bruin, A.H. de, A. van Hoorn en C.F. Jaarsma. 1988. Ontwikkeling van een methode ter bepaling van het gebruik van openluchtrecreatie-projecten.	30,-
25.	Bogaard, E.A.J.M. van den en J. Hoeks. 1988. Milieu-effecten en milieutechnische maatregelen betreffende de stortplaats Linne/Montfort	25,-

*Uitverkocht

De RAPPORTEN zijn te bestellen door storting van het verschuldigde bedrag op giro 817672 t.n.v. ICW, Wageningen, onder vermelding van de gewenste publikatie en het aantal exemplaren. Toezending geschiedt na ontvangst van het bedrag.