

Opdrachtgever:

Heidemij Advies

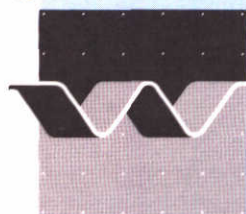
MER Baggerspeciedeponie Limburg

basisrapport 4

april 1995



RIZA Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwater



MER Baggerspeciedepone Limburg

H.J. Gerrits

W. van Ellen

N.M. de Rooij

J.M. van Steenwijk

Inhoud

Voorwoord	iv
Leeswijzer	v
Samenvatting	vi
1 Inleiding	1 — 1
1.1 Aanleiding	1 — 1
1.2 Vraagstelling en algemene uitgangspunten "emissieberekening" ..	1 — 2
1.3 Aanpak	1 — 4
1.4 Keuze representatieve lokaties	1 — 7
1.5 Dimensionering	1 — 8
1.6 Opbouw rapport	1 — 10
2 Consolidatieberekeningen	2 — 1
2.1 Uitgangspunten	2 — 1
2.2 Invoergegevens	2 — 2
2.3 Resultaten	2 — 3
2.3.1 Kuypers Kessel	2 — 3
2.3.2 Molengreend	2 — 4
2.3.3 Groeve Vergoossen	2 — 4

3	Poriënwaterconcentraties	3 — 1
3.1	Uitgangspunten	3 — 1
3.2	Invoergegevens	3 — 2
3.2.1	Toelichting op de volgens de richtlijnen te beschouwen stoffen	3 — 2
3.2.2	Macrochemie	3 — 3
3.2.3	Diepte van het depot	3 — 4
3.2.4	Microchemie	3 — 4
3.3	Resultaten	3 — 5
4	Oppervlaktewaterkwaliteit	4 — 1
4.1	Uitgangspunten	4 — 1
4.2	Invoergegevens	4 — 2
4.3	Resultaten	4 — 4
4.4	Toetsing resultaten aan de streefwaarde oppervlaktewater	4 — 5
4.5	Vertaling van de doorgerekende varianten naar de overige natte lokaties (Maas op streefwaarde)	4 — 7
5	Grondwaterkwantiteit	5 — 1
5.1	Inleiding	5 — 1
5.2	Calibratieberekeningen	5 — 2
5.2.1	N12 Kuypers Kessel	5 — 2
5.2.2	N32 Laakerweerd	5 — 6
5.2.3	N20 Osen I	5 — 11
5.2.4	N27 Molengreend	5 — 16
5.2.5	D2 Groeve Vergoossen	5 — 17
5.3	Berekeningen met deponie	5 — 22
5.3.1	N12 Kessel	5 — 22
5.3.2	N32 Laakerweerd	5 — 24
5.3.3	N20 Osen I	5 — 26
5.3.4	N27 Molengreend	5 — 27
5.3.5	D2 Groeve Vergoossen	5 — 28

5.4	Onzekerheden in de modellering	5 — 29
5.5	Conclusies	5 — 29
6	Grondwaterkwaliteit	6 — 1
6.1	Uitgangspunten berekeningen	6 — 1
6.2	Chemische en fysische parameters	6 — 3
6.3	Invulling basisinrichting (BI) en meest milieuvriendelijke inrichting (MMI)	6 — 5
6.4	Berging van de meest verontreinigde specie in de kern van het depot	6 — 6
6.5	Benodigde verfijning van de laagopdeling op het grensvlak specie-kleilaag-watervoerend pakket	6 — 7
6.6	Schematisatie depots	6 — 9
6.7	Streefwaarde voor grondwater en de fluxnorm voor baggerspeciedepots	6 — 14
6.8	Resultaten	6 — 16
6.8.1	Laakerweerd, zonder kleilaag	6 — 16
6.8.2	Laakerweerd, met kleilaag	6 — 19
6.8.3	Molengreend	6 — 22
6.8.4	Osen I	6 — 24
6.8.5	Kuypers Kessel	6 — 27
6.8.6	Groeve Vergoossen	6 — 30
6.9	Discussie resultaten verspreidingsberekeningen	6 — 33
6.10	Beoordeling depotlokaties met betrekking tot het gedrag van de zware metalen	6 — 36
6.10.1	Processen aan de onderzijde van een depot	6 — 36
6.10.2	Beoordeling redoxpotentiaal grondwater bij de verschillende lokaties op grond van gegevens provinciaal en landelijk grondwatermeetnet	6 — 40
6.10.3	Conclusie	6 — 43
6.11	Conclusies met betrekking tot de grondwaterkwaliteit . . .	6 — 43

7	Aanvullende beschouwingen en leemten in kennis	7 — 1
7.1	Vertaling berekeningsdata naar de overige lokaties	7 — 1
7.2	Nulalternatief	7 — 3
7.3	Interacties mijnsteen-baggerspecie t.b.v. de lokatie DSM-Groeve Bruns sum	7 — 6
7.3.1	Mijnsteen en mijnsteenbergen	7 — 6
7.3.2	Chemische interacties mijnsteen-baggerspecie	7 — 6
7.3.3	Fysische interacties mijnsteen-baggerspecie	7 — 8
7.3.4	Conclusie mbt de interacties tussen baggerspecie en mijnsteen	7 — 8
7.4	Leemten in kennis	7 — 9
7.5	Gevoeligheden van de grondwaterkwaliteitsberekeningen	7 — 9
7.6	Maximale calamiteit	7 — 12
7.7	Algemene conclusies	7 — 12
8	Literatuur	8 — 1
9	Begrippenlijst	9 — 1

Bijlagen:

Bijlage A	Beschrijving regionale geohydrologie	A — 1
Bijlage B	Modelbeschrijving MODFLOW	B — 1
Bijlage C	Dikteverdeling van relevante geologische pakketten (Figuren)	C — 1
Bijlage D	Modelbeschrijving ORPHEUS	D — 1
Bijlage E	Consolidatieberkeningen	E — 1
Bijlage F	Modelbeschrijving STYXZ	F — 1
Bijlage G	Tabellen verspreiding	G — 1

Voorwoord

Dit rapport bevat het verslag van de emissieberekeningen die door het WATERLOOPKUNDIG LABORATORIUM en RIZA in opdracht van de HEIDEMIJ zijn uitgevoerd in het kader van de eerste fase van het MER baggerspeciedeponie Limburg. Dit rapport is basisrapport 4 voor het MER.

De consolidatie (hoofdstuk 2), de poriënwaterkwaliteit (hoofdstuk 3) en de oppervlaktewaterkwaliteit (hoofdstuk 4) zijn berekend door Drs. J. van Steenwijk van RIZA, Lelystad. De grondwaterkwantiteitsberekeningen zijn uitgevoerd door Drs. W. van Ellen van WL. De grondwaterkwaliteitsberekeningen zijn uitgevoerd door Ir. H.J. Gerrits van WL. De projectleiding was in handen van Drs. N.M. de Rooij van WL.

Leeswijzer

Dit rapport bevat een aantal hoofdstukken met moeilijk toegankelijke materie. Teneinde een goede leesbaarheid te waarborgen, is een uitvoerige samenvatting toegevoegd. Aangeraden wordt deze in ieder geval te lezen. Daarnaast wordt aangeraden ook de paragrafen met conclusies te lezen, die aan het eind van de hoofdstukken zijn opgenomen.

Een beschrijving van de berekeningen die met het model ORPHEUS zijn uitgevoerd wordt in de hoofdstukken 2, 3 en 4 gegeven (consolidatie, poriënwater- en oppervlaktewaterkwaliteit). In hoofdstuk 5 worden de grondwaterkwantiteitsberekeningen beschreven. Deze zijn uitgevoerd met het model MODFLOW. In hoofdstuk 6 worden de grondwaterkwaliteitsberekeningen beschreven die zijn uitgevoerd met het model STYXZ. In dit hoofdstuk is tevens een beschouwing van de chemie van de depots opgenomen. In hoofdstuk 7 wordt een aantal aanvullende zaken behandeld. Achteraan het rapport is een begrippenlijst opgenomen.

Een beschrijving van de gebruikte modellen is in de bijlagen opgenomen; Bijlage B geeft een beschrijving van MODFLOW, Bijlage D een beschrijving van ORPHEUS en Bijlage F van STYXZ.

Samenvatting

Algemeen

In de Provincie Limburg zullen één of meer baggerspeciedepots worden ingericht. Omdat de capaciteit van dit (deze) depot(s) meer dan 500000 m³ bedraagt, dient een MER te worden opgesteld. De voor de eerste fase (bepaling van de voorkeursvolgorde van de beschikbare lokaties en inrichtingsvarianten) van dit MER benodigde emissieberekeningen zijn door RIZA en WL uitgevoerd.

Van de beschikbare lokaties zijn vijf lokaties doorgerekend. De gegevens voor de andere lokaties zijn uit deze berekeningen afgeleid. De doorgerekende lokaties zijn (zie Figuur 1):

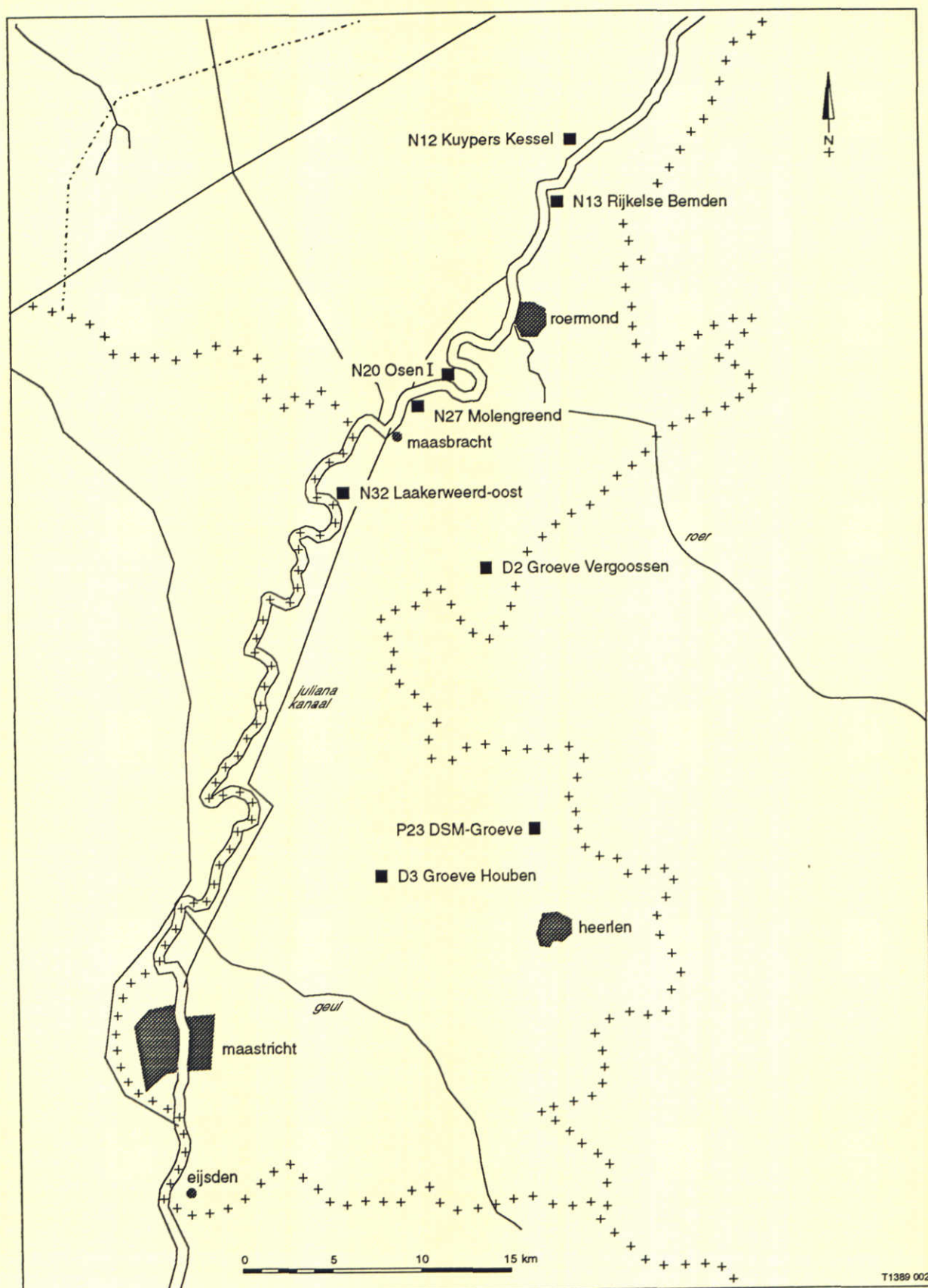
- N32 Laakerweerd-oost (twee varianten);
- N27 Molengreend Maasbracht;
- N20 Osen I;
- N12 Kuypers Kessel;
- D2 Groeve Vergoossen Echt.

De gegevens voor de lokatie Rijkse Bemden zijn afgeleid uit die van Kuypers Kessel en Laakerweerd-oost. De Groeve Vergoossen is als 'worst-case' voor de droge depots beschouwd. De gegevens voor de lokatie Spaubeek en DSM-groeve zijn hiervan afgeleid.

Bij elke lokatie zijn twee inrichtingsvarianten beschouwd:

- De basisinrichting (BI)
Bij deze variant wordt bij de natte lokaties alleen bovenafdichting, en bij de droge lokaties zij-, onder en bovenafdichting toegepast, en wordt de specie niet gescheiden geborgen.
- De meest milieuvriendelijke inrichting (MMI)
Bij deze variant wordt een zij-, onder en bovenafdichting toegepast en wordt de probleemspecie in het centrum van het depot geborgen (horizontale compartimentering), gescheiden van de overige specie.

Het doel van de uitgevoerde berekeningen is de gevolgen van het aanleggen van een depot op de grondwaterstroming te kwantificeren, de in het depot optredende processen en concentraties te beschouwen en de verontreinigingsfluxen en verontreinigde volumina voor het grond- en oppervlaktewater te bepalen.



Figuur 1 Overzicht van de beschikbare lokaties voor de berging van baggerspecie

In de richtlijnen van het MER wordt een aantal stoffen genoemd die in de berekeningen betrokken moeten worden. Op grond van een inventarisatie van de beschikbare gegevens met betrekking tot de kwaliteit van de specie en de benodigde parameters voor de modellering zijn hierbij de volgende clusters van stoffen te onderscheiden:

1. De PCB's: PCB-52 en PCB-153 en de PAK's: fluoranteen, fenantreen, antraceen, benzo(a)pyreen en benzo(ghi)peryleen. Voor deze organische microverontreinigingen zijn voldoende kwaliteitsgegevens van de specie voorhanden en zijn de voor de berekening van fluxen en concentraties in grond- en oppervlaktewater benodigde parameters bekend.
2. De sulfidevormende zware metalen, chroom en arseen. Voor deze stoffen zijn voldoende kwaliteitsgegevens beschikbaar. De voor de berekening van de poriën- en oppervlaktewaterkwaliteit benodigde parameters zijn bekend. Voor de berekening van de grondwaterkwaliteit zijn voldoende gegevens beschikbaar, voor een kwantificering (fluxen) ontbreken echter gegevens. Voor de sulfidevormende zware metalen is cadmium als representatieve stof gekozen.
3. Kwik, minerale olie, pesticiden en radio-actieve stoffen. Voor deze stoffen zijn onvoldoende kwaliteitsgegevens voorhanden. Er wordt voor deze stoffen geen uitspraak gedaan over eventuele fluxen en concentraties.

Voor de eerste groep van stoffen zijn voor zowel het grondwater als het oppervlaktewater emissieberekeningen uitgevoerd. Voor de tweede groep van stoffen zijn voor het oppervlaktewater emissieberekeningen uitgevoerd, waarbij cadmium is gekozen als representatief zwaar metaal. Voor het grondwater worden voor de tweede groep van stoffen kwalitatieve uitspraken gedaan. Voor de derde groep van stoffen zijn geen berekeningen uitgevoerd. De lokatiekeuze zal hierdoor niet beïnvloed worden.

Consolidatie

Als baggerspecie in een depot wordt gestort zal door de hydrostatische druk het poriënwater naar boven (oppervlaktewater) en naar onder (grondwater) worden uitgeperst. Dit proces is de consolidatie. Door de consolidatie zal de porositeit van het slibpakket dalen, zodat het pakket dunner wordt.

De als gevolg van de consolidatie uittredende hoeveelheid water is berekend met het consolidatiemodel van het modelinstrumentarium ORPHEUS. Er zijn hierbij drie lokaties beschouwd: Kuypers Kessel, Molengreend en Groeve Vergoossen. In Tabel 1 zijn de totale consolidatiefluxen bij de basisinrichting en bij de meest milieuvriendelijke inrichting vermeld.

Tabel 1 Berekende totale opwaarts en neerwaarts gerichte consolidatieflux gedurende de vulperiode (in m³)

lokatie	grondwater		oppervlaktewater	
	BI	MMI	BI	MMI
Kuypers Kessel	114000	46000	342000	410000
Molengreend	317000	127000	952000	1143000
Groeve Vergoossen	173000	173000	518000	518000

Poriënwaterconcentraties

Het consolidatiewater dat naar het oppervlakte- en grondwater wordt uitgedreven bevat verontreinigingen. De concentratie hiervan is hetzelfde als de poriënwaterconcentratie in het slib. Om dus de emissieberekeningen voor het oppervlaktewater en het grondwater uit te kunnen voeren moeten eerst de poriënwaterconcentraties in het slib worden berekend. Deze zijn berekend met het specielaagmodel van ORPHEUS.

De kwaliteit van het poriënwater blijkt voor de verschillende depots voor alle parameters vrijwel hetzelfde te zijn. De reden hiervan is dat de speciekwaliteit voor alle depots hetzelfde is. Wel is de poriënwaterkwaliteit in de buitenste specielaag bij de meest milieuvriendelijke variant beter dan die bij de basisinrichting. Als representatief voorbeeld worden de concentraties van het poriënwater van volumegewogen gemiddelde saneringsspecie in het depot Kuypers Kessel weergegeven (Tabel 2)

Tabel 2 Poriënwaterconcentraties voor volume gewogen gemiddelde saneringsspecie in het depot Molengreend

Cadmium	mg/m ³	0.23
Chroom	mg/m ³	12
Arseen	mg/m ³	56
PCB-153	mg/m ³	0.003
PCB-52	mg/m ³	0.003
Fluorantheen	mg/m ³	2.5
Benzo(a)pyreen	mg/m ³	0.2
Benzo(g,h,i)peryleen	mg/m ³	0.08
Antraceen	mg/m ³	0.08
Fenantreen	mg/m ³	9

Kwik zal in het poriënwater vermoedelijk in zéér lage concentraties (< normconcentratie) voorkomen, omdat deze stof stabiele sulfideprecipitaten vormt. Pesticiden worden vrijwel niet, of in lage concentraties in de specie aangetroffen. Over radioactieve stoffen kan bij gebrek aan voldoende gedetailleerde gegevens geen uitspraak worden gedaan. Het is echter niet te verwachten dat één van deze stoffen bepalend zal zijn voor de keuze van één van de lokaties of inrichtingsvarianten.

Oppervlaktewater

Met het oppervlaktewaterkwaliteitsmodel van ORPHEUS zijn bij twee representatieve natte lokaties de concentraties van een aantal zware metalen en organische microverontreinigingen berekend. Voor de droge lokatie is dit niet nodig omdat het drainagewater uit het depot wordt gezuiverd. Uit de berekeningen voor de natte lokaties blijkt dat er door het jaar heen weinig variatie in concentraties is. Daarom zijn in Tabel 3 de jaargemiddelde concentraties weergegeven. In de tabel is de norm voor het oppervlaktewater (Evaluatienota Water, streefwaarde) ter vergelijking toegevoegd.

Tabel 3 Jaargemiddelde opgeloste concentraties in het oppervlaktewater bij de basisinrichting voor twee representatieve natte lokaties gedurende de stortperiode en na afwerking van het depot (in mg/m³)

	Kuypers Kessel, stort- periode	Kuypers Kessel, na afwerking	Molengreend Maasbracht stortperiode	Molengreend Maasbracht - na afwerking	Streefwaarde, opgelost (Evaluatie- nota Water)
cadmium	0.13	0.074	0.18	0.06	0.01
chromium	0.62	0.55	0.56	0.4	0.5
arsen	2.1	1.9	2.5	1.9	4
PCB-153	0.00082	0.00054	0.001	0.0004	-
PCB-52	0.00087	0.0006	0.001	0.0005	-
fluorantheen	0.12	0.058	0.2	0.056	0.005
benzo(a)-pyreen	0.033	0.018	0.05	0.015	0.001
benzo(ghi)-peryleen	0.02	0.014	0.025	0.011	0.0002
antraceen	0.006	0.29E-06	0.014	0.8E-06	0.02
fenantreen	0.057	0.000015	0.17	0.00004	0.02

De specie bevat geen, of lage concentraties aan pesticiden, zodat voor deze stoffen geen oppervlaktewater-problemen verwacht mogen worden. Minerale olie zal vervluchtigen of in het zuurstofhoudende oppervlaktewater afgebroken worden. Voor radioactieve stoffen kan geen uitspraak over een eventueel gevaar worden gedaan, omdat slechts een totaal stralingsniveau bekend is, en het niet bekend is welke stoffen bijdragen aan deze straling.

Grondwater

De berekeningen voor het grondwater bestaan uit twee delen:

- Een grondwaterkwantiteitsberekening met het model MODFLOW. Deze berekening is gericht op de situatie zonder depot. Vervolgens wordt de situatie met depot doorge-rekend. Uit het verschil tussen de twee berekeningen wordt een indruk gekregen van de hydrogeologische gevolgen van het aanleggen van een depot.
- Een grondwaterkwaliteitsberekening met het model STYXZ. Deze berekening gebruikt de met MODFLOW berekende grondwaterstroming voor de bepaling van de emissie uit het depot naar de ondergrond.

Grondwaterkwantiteit

Voor vier representatieve natte-, en voor één representatieve droge lokatie zijn met MODFLOW 3D-kwantiteitsberekeningen uitgevoerd. Bij het bepalen van de invoer voor de modellen is gebruik gemaakt van de meest recente informatie betreffende de potentialen in de verschillende pakketten en voorkomens van goed- en slechtdoorlatende lagen. De modellen van de natte lokaties (met een depot onder de grondwaterspiegel) zijn gecalibreerd op de voorjaars situatie van 1990.

De grondwaterstanden die op dat moment zijn gemeten komen goed overeen met het langjarige gemiddelde en worden representatief geacht voor een stationaire situatie. Het model Groeve Vergoossen, waarbij het depot boven de grondwaterspiegel ligt, is gecalibreerd op de gemiddelde situatie van 1982 - 1992.

Voor drie van de vier natte lokaties (N20 Osen I, N27 Molengreend en N32 Laakerweerd) wordt de huidige plas verdiept om de bergingscapaciteit te vergroten. Voor deze drie lokaties zijn drie berekeningen uitgevoerd:

- een calibratieberekening waarbij het doel was een goede fit te verkrijgen tussen de gemeten en de berekende potentialen in het modelgebied;
- een berekening waarbij de plas is uitgebreid. Deze situatie zal bestaan voordat men begint met het daadwerkelijke volstorten van de depotlokaties. Bij deze berekening is gekeken naar de invloed van de verdieping van de plas op de potentialen in de omgeving van de plas;
- een berekening waarbij het depot volgestort is. Relevante uitkomsten van deze berekeningen zijn de opstuwingshoogte rond het depot, de fluxen langs/onder het depot en de flux door het depot.

Onder de lokatie Laakerweerd komt mogelijk op een diepte van 20 - 25 m een slecht doorlatende laag voor. Omdat dit echter niet zeker is, zijn voor deze lokatie twee sets berekeningen uitgevoerd: één met een slecht doorlatende laag direct onder het depot en één waarbij het pakket onder het depot uit zand bestaat.

Het depot is in de berekeningen voor de natte lokaties gerepresenteerd door een plaatselijk lage doorlatendheid en een hoge hydraulische weerstand.

Omdat MODFLOW een model is voor grondwaterstroming in de verzadigde zone kan het depot in de droge lokatie, dat in de onverzadigde zone ligt, niet op dezelfde manier worden ingebracht. Hier is het depot gesimuleerd door ter plaatse van het depot in plaats van het neerslagoverschot een maximale flux uit het depot op te geven als bovenrandvoorwaarde. Voor de MMI is dit 5 mm/jr, gelijk aan de maximaal toegestane lekkage. Voor de BI is aangenomen dat een deel van de consolidatieflux eveneens door de onderafdichting naar de ondergrond stroomt. De totale flux door het depot is voor deze inrichting 6 mm/jr. In de natte lokaties komen grote verschillen voor in de flux door het depot, afhankelijk van de dikte van het depot en de potentiaal in het onderliggende pakket. Door het depot Osen I vindt aan de noordelijke zijde een zeer lichte infiltratie plaats, door het grootste deel van het depot is het verticale transport echter opwaarts gericht. Door de andere depots vindt alleen opwaarts verticaal transport plaats. Een overzicht van de resultaten wordt in Tabel 4 gegeven.

Tabel 4 Belangrijkste resultaten van de hydrologische modellering in verband met de uitloging en verspreiding van stoffen

	flux door depot (mm/jr)	stroomsnelheid onder depot (m/jr)	maximale opstuwing (m)	Oppervlak (ha) met opstuwing > 0,05 m
N12 Kessel	4-20	11	0,2 (wvp) 2,5 (Breda)	335
N32 Laakerweerd (klei- laag onder depot)	0,03-29,2	0,002 25*	1,0	> 600
N32 Laakerweerd (zand onder depot)	0,4-28,6	50-90	< 0,5	550
N20 Osen I	-1,8-76**	44-286	0,9	45
N27 Molengreend	0,23-11,7	40	0,5	100
D2 Groeve Vergoossen (BI)	5	300	< 0,05	0
D2 Groeve Vergoossen (MMI)	6	300	< 0,05	0

* :Stroomsnelheid in pakket onder de Brunssum-klei

** :Negatief getal geeft neerwaartse stroming aan

Grondwaterkwaliteit

Voor de grondwaterkwaliteit zijn voor de organische stoffen PCB-52, PCB-153, fenantreen, fluorantreen, antraceen, benzo(a)pyreen en benzo(ghi)peryleen berekeningen uitgevoerd met het model STYXZ. Voor arseen en de zware metalen wordt op kwalitatieve gronden een beschouwing gegeven over de kans op mobilisatie. Voor minerale olie, pesticiden en radioactieve stoffen zijn kwalitatieve beschouwingen gegeven over het te verwachten gedrag.

Uit de berekeningen is de flux uit het depot naar de ondergrond en het volume van de ondergrond dat tot boven de streefwaarde wordt verontreinigd afgeleid. De flux uit het depot wordt getoetst aan de normflux die gegeven wordt in het Beleidsstandpunt Berging Baggerspecie. Het tot boven de streefwaarde verontreinigde volume wordt getoetst aan een richtwaarde die hiervoor in hetzelfde Beleidsstandpunt wordt gegeven.

In Tabel 5 worden de fluxen na 250 en na 10000 jaar gegeven voor fenantreen. Fenantreen wordt gebruikt omdat deze stof de laagste verdelingscoëfficiënt heeft van alle beschouwde stoffen. Zodoende zal deze stof zich het snelst verspreiden.

Tabel 5 Berekeningsresultaten voor fenantreen na 250 en na 10000 jaar met betrekking tot de flux naar het grondwater (normflux is 0.04 gram/ha/jaar, BI is basisinrichting, MMI is meest milieuvriendelijke inrichting)

flux fenantreen (gram/ha/j)	BI, 250 j	BI, 10000 j	MMI, 250 j	MMI, 10000 j
Laakerweerd, zand	2.38	0.58	0.16	0.42
Laakerweerd, klei	1.39	0.15	0.05	0.06
Molengreend	2.00	0.61	0.02	0.31
Osen	2.23	0.69	0.01	0.20
Kessel	1.40	0.31	0.01	0.11
Vergoossen	0.01	0.85 (5000j)	0.01	0.76 (5000j)

Het volume van de ondergrond dat na 10000 jaar tot boven de streefwaarde wordt verontreinigd wordt in Tabel 6 gegeven als aantallen malen het depotvolume. De richtwaarde die hiervoor in het Beleidsstandpunt Berging Baggerspecie wordt gegeven is 1 maal het depotvolume. Bij sommige depots wordt overigens een hoger volume verontreinigd in de periode vóór 10000 jaar.

Tabel 6 Tot boven de streefwaarde voor grondwater met fenantreen verontreinigd volume in aantal maal het depotvolume (1 maal is de richtwaarde, BI is basisinrichting, MMI is meest milieuvriendelijke inrichting)

volume > streef-waarde (# maal depotvolume)	BI, 250 j	BI, 10000 j	MMI, 250 j	MMI, 10000 j
Laakerweerd, zand	0.72	0.91	0.38	0.72
Laakerweerd, klei	0.38	0.38	0.11	0.32
Molengreend	0.63	2.18	0.09	1.57
Osen	1.91	3.40	0.04	2.37
Kessel	2.02	2.16	0.05	0.81

Voor zware metalen en arseen zijn onvoldoende meetgegevens beschikbaar in het depot en het grondwater om betrouwbare voorspellingen te kunnen doen over de optredende fluxen en concentraties. Om betrouwbare voorspellingen te kunnen doen is aanvullend veldonderzoek nodig naar parameters die het gedrag van deze stoffen bepalen. Op basis van eerder uitgevoerd vergelijkbaar onderzoek is een schatting gemaakt van hetgeen verwacht kan worden. Mobilisatie van de meeste zware metalen is een gereduceerd milieu gering. Zolang een speciedepot zich onder water bevindt, zal het milieu in het depot gereduceerd zijn.

Uit gegevens uit het landelijke en provinciale grondwatermeetnet is af te leiden dat de bovenzijde van het watervoerende pakket bij de natte lokaties in het algemeen (licht) geoxideerd is, en de onderzijde gereduceerd. Dit betekent dat aan de bovenzijde van het talud na enkele honderden jaren een risico bestaat voor mobilisatie van zware metalen. Aan de onderzijde is dit risico niet aanwezig. Voor de lokatie Osen is op grond van de meetgegevens geen goed gefundeerde uitspraak over de oxidatiegraad van het grondwater te doen.

Ook bij de droge depots duiden de meetgegevens op een (lichte) oxidatie van het ondiepe grondwater, en op gereduceerd diep grondwater. Bij deze depots wordt de mogelijkheid van oxidatie echter vooral bepaald door de inrichting van het depots, omdat de specie zich boven het grondwaterniveau bevindt. Indien de inrichting een toevoer van zuurstof toelaat, is het risico van oxidatie aanwezig.

Voor minerale olie zijn in het grondwater geen problemen te verwachten omdat minerale olie zeer slecht oplosbaar is in water. De concentraties zullen dus zeer laag zijn. Omdat in de specie weinig pesticiden zijn aangetroffen, zal het risico van verspreiding van pesticiden naar het grondwater klein zijn. Over radioactieve stoffen kan, bij gebrek aan concentratiegegevens, geen uitspraak over de verspreiding naar het grondwater worden gedaan.

Nulsituatie

Bij de nulsituatie blijft verspreid in het gebied op de bodem van de rivieren een hoeveelheid van ongeveer 4 miljoen m³ verontreinigde specie achter. Zonder een uitvoerige inventarisatie en modelstudie kunnen geen goed onderbouwde uitspraken gedaan worden over de milieuhygiënische effecten van deze specie. Op grond van oppervlakteverschillen wordt verwacht dat het effect van deze specie op de oppervlaktewaterkwaliteit minimaal in de orde van 10-120 keer hoger ligt dan bij de depots. Bij het grondwater is het erg lastig een inschatting te maken van de effecten van de nulsituatie omdat niet duidelijk is waar inzijing of kwel voorkomt. Het potentiële te beïnvloeden gebied is bij een verspreide ligging van de specie in ieder geval veel groter dan bij een slibdepot.

Conclusies

Een overzicht van alle conclusies kan aan het eind van de hoofdstukken 'grondwaterkwantiteit', 'grondwaterkwaliteit' en 'aanvullende beschouwingen en leemten in kennis' worden gevonden. De belangrijkste conclusies zijn:

Gedurende de vulfase wordt de oppervlaktewaterkwaliteit van de put behoorlijk beïnvloed door de kwaliteit van het Maaswater. Na het aanbrengen van de afdeklaag dalen concentraties in de put dan ook niet erg sterk. Indien de Maas in de toekomst op streefwaarde komt zullen de concentraties, behalve voor arseen, in de put behoorlijk dalen.

Bij alle natte depots zal een opwaarts gerichte kwelstroom door het depot ontstaan. Bij Osen vindt door een klein deel van het oppervlak een lichte infiltratie plaats.

De horizontale stroomsnelheid onder de depots varieert van (lokaal) vrijwel nul tot ongeveer 300 m/jaar bij het droge depot Vergoossen.

De maximale opstuwing van het grondwater na vulling van het depot bedraagt 2.5 meter, al betreft het hier een zeer beperkt oppervlakte (tientallen m²). Gemiddeld bedraagt de maximale opstuwing ongeveer 0.5 meter. Het oppervlak met een opstuwing van meer dan 5 cm ligt in de orde van tientallen tot honderden (600) ha, waarbij moet worden opgemerkt dat een dergelijk klein verschil in stijghoogte aan de rand van de nauwkeurigheid van het hydrologische model ligt.

De belangrijkste resultaten van de verspreidingsberekeningen worden in tabel 7 weergegeven.

Tabel 7 Belangrijkste berekeningsresultaten, gekwantificeerd voor fenantreen, fluxen na 250 jaar, verontreinigde volumina na 10000 jaar (Bi is basisinrichting, MMI is meest milieuvriendelijke inrichting), de fluxnorm is 0.04 g/ha/j, een richtwaarde voor het verontreinigde volume is 1*depotvolume. Het depot Vergoossen is een droog depot, de overige zijn natte depots.

	Laaker- weerd, zand	Laaker- weerd, klei	Molen- greend	Osen	Kuypers	Vergoos- sen
bruto volume (mln m ³)	5.6	5.6	4.7	1.5	1.3	4.3
oppervlak (ha)	47	47	36	15	13	25.5
flux bij BI na 250 j (g/ha/j)	2.38	1.39	2.00	2.23	1.40	0.01
flux bij MMI na 250 j (g/ha/j)	0.16	0.05	0.02	0.01	0.01	0.01
volume > streefwaarde bij BI na 10000 j (frac- tie depotvolume)	0.91	0.44	2.18	3.40	2.16	-
volume > streefwaarde bij MMI na 10000 j (fractie depotvolume)	0.72	0.32	1.57	2.37	0.81	-

De verontreiniging kwelt bij alle natte depots in de naaste omgeving van het depot op, zonder dat daarbij een groot volume van het watervoerende pakket wordt verontreinigd. Bij het droge depot ontstaat een veel uitgestrekter verontreinigingspluim.

Bij de natte depots bestaat alleen aan de bovenzijde van het talud een kleine kans op enige mobilisatie van zware metalen. Aan de onderzijde is dit gevaar niet aanwezig. Bij het droge depot bestaat het gevaar van mobilisatie bij het gehele depot, en is dit sterk afhankelijk van de uiteindelijke afwerking van het depot.

1 Inleiding

1.1 Aanleiding

Om uitvoering te geven aan het in het provinciaal afvalstoffenplan II (PAPII) vastgestelde beleid ten aanzien van de berging van baggerspecie, overgenomen in het Milieubeleidsplan 1995-1998, hebben de Gedeputeerde Staten van Limburg en Rijkswaterstaat, directie Limburg het voornemen om in de provincie één of meerdere lokaties in te richten voor de berging van baggerspecie.

Voor een baggerspeciedeponie met een capaciteit van meer dan 500.000 m³ geldt dat deze MER-plichtig is volgens het Besluit milieu-effectrapportage. Omdat de potentiële lokaties een bergingscapaciteit bieden die de genoemde hoeveelheid te boven gaat, is door de Provincie Limburg en de directie Limburg van Rijkswaterstaat het initiatief genomen voor een milieu-effectrapportage. De procedure is gestart met het doen verschijnen en ter visie leggen van de Startnotitie MER Baggerspeciedeponie (Provincie Limburg/Rijkswaterstaat dir. Limburg, september 1991). In de Startnotitie geven de initiatiefnemers te kennen één of meerdere lokaties te willen selecteren voor het bergen van verontreinigde baggerspecie. In de startnotitie is een voorselectie gemaakt van acht mogelijke lokaties voor de berging van baggerspecie.

De MER-procedure is in twee fasen ingedeeld:

- De eerste fase, waarin één of meerdere lokaties uit het beschikbare aanbod gekozen worden;
- De tweede fase, waarin gedetailleerd wordt ingegaan op de inrichtingsmogelijkheden op deze lokatie(s).

Voorliggend onderzoek is uitgevoerd in het kader van de eerste fase van de MER-procedure. Het doel van deze fase is om op basis van een gedegen vergelijking tussen de combinaties van lokaties en inrichting (varianten) een beperkt aantal combinaties te selecteren en daarvoor een voorkeursvolgorde aan te geven. De eerste fase van het MER is uitgevoerd door de Heidemij, waarbij voor het onderdeel "emissieberekening" WL en RIZA zijn ingeschakeld.

Het voorliggende rapport is basisrapport 4 voor het onderdeel "emissieberekening". Dit rapport sluit aan op de volgende basisrapporten:

- Basisrapport 1: Aanbodscenario's;
- Basisrapport 2: Beschrijving lokaties;
- Basisrapport 3: Inrichtingsvarianten.

Aansluitend op basisrapport 4 wordt in basisrapport 5 op basis van de in basisrapport 4 gekwantificeerde milieu-effecten voor de verschillende lokaties een beoordeling uitgevoerd.

1.2 Vraagstelling en algemene uitgangspunten "emissieberekening"

De vraagstelling voor het onderdeel "emissieberekening" is om voor de mogelijke lokaties te bepalen welke invloed de aanleg van een baggerspeciebergings kan hebben op de bestaande geohydrologische situatie en welke concentraties en fluxen van verontreinigende stoffen verwacht kunnen worden in het grond- en oppervlaktewater. Omdat het doorrekenen van 8 lokaties in combinatie met 2 inrichtingsvarianten in dit stadium een te grote inspanning vergt, zijn 5 representatieve lokaties gekozen: vier natte lokaties en één droge. Voor een motivatie van de keuze van de lokaties wordt verwezen naar hoofdstuk 1.4. In Figuur 1 van de samenvatting is de ligging van de lokaties weergegeven.

Voor de gekozen lokaties zijn emissieberekeningen met betrekking tot oppervlakte- en grondwater uitgevoerd. Een beoordeling van de berekende milieu-effecten is géén onderdeel van dit basisrapport maar zal worden opgenomen in basisrapport 5.

Bij de emissieberekeningen gaat het om de volgende aspecten (ontleend aan bladzijde 37 van de richtlijnen MER baggerspeciebergings Limburg, februari 1992):

1. Invloed van een depot op de geohydrologische situatie op en rond de lokatie, zoals een mogelijke omslag van een kwel- naar een infiltratiesituatie, effecten op de doorlatendheid, effecten op de stromingsrichting van het grondwater.
2. Beschouwing van de in het depot optredende processen en concentraties.
3. Beschouwing over de kans van optreden, transportsnelheden en omvang van fluxen naar de ondergrond en grondwater aan de hand van een aantal representatief te achten parameters, zoals As, Cr, Cd, Hg, PCB's, PAK's, olie, pesticiden en radio-actieve stoffen.
4. Emissies van de representatieve parameters naar het oppervlaktewater.

Algemene uitgangspunten

In de eerste fase van de MER-procedure moet een goed inzicht gegeven worden in de consequenties van de berging van baggerspecie. De aanpak dient hierbij gericht te zijn op het hoofddoel van de eerste fase van de MER-procedure: het maken van een vergelijking tussen verschillende lokaties. Uitgangspunt bij de eerste fase is dat er géén aanvullende metingen gedaan worden. Dit betekent dat alleen kwantitatieve uitspraken mogelijk zijn ten aanzien van fluxen en concentraties voor stoffen waarvoor voldoende gegevens beschikbaar zijn. Voor stoffen waarvan onvoldoende gegevens beschikbaar zijn kunnen alleen kwalitatieve uitspraken gedaan worden.

Omdat gesteld kan worden dat op den duur altijd een zekere verspreiding naar het grondwater zal plaatsvinden, is bij de grondwaterkwaliteitsberekeningen de beschouwde periode van belang. In de berekeningen is voor de natte lokaties een termijn van 10000 jaar beschouwd, en voor de droge lokaties om rekentechnische redenen een periode van 5000 jaar. De periode van 10000 jaar sluit aan bij de periode die in het Beleidsstandpunt Berging Baggerspecie wordt gehanteerd.

In basisrapport 3 worden twee inrichtingsvarianten onderscheiden; de basisinrichtingsvariant (BI) en de meest milieuvriendelijke inrichtingsvariant (MMI) (zie ook Tabel 1.1). Bij de MMI worden ten opzichte van de BI maatregelen getroffen voor een verdere beperking van de emissies.

Bij de natte lokaties wordt de specie bij de BI in een ongeïsoleerde put gestort. Na afloop van het stortproces wordt de specie aan de bovenzijde met een kleilaag afgedekt. Voor de droge lokatie bestaat de BI uit isolatie door middel van een klei- of zand/bentonietlaag, aan de bovenzijde in combinatie met HDPE-folie. Het drainagewater wordt gezuiverd. Indien deze van nature niet aanwezig is, wordt onder het depot een diffusieremmende zandlaag aangebracht.

De MMI bestaat voor de natte lokaties uit het toepassen van horizontale compartimentering zodat de meest verontreinigde specie ingepakt wordt in de overige schonere specie. Verder wordt een zij-, boven- en onderafdichting toegepast van klei. Voor de droge lokatie bestaat de MMI uit zowel horizontale als verticale compartimentering; een zij-, boven- en onderafdichting van HDPE folie met een klei- of zand/bentonietlaag en een diffusieremmende laag van zand.

Met de genoemde isolerende constructies is voor zover zinvol uit het oogpunt van levensduur rekening gehouden bij het berekenen van de verspreiding van verontreinigingen. Dit heeft voor de verschillende berekeningen de volgende consequenties:

- Consolidatie: Gedurende de consolidatie hebben de isolerende constructies invloed op het verloop van de consolidatie en op de verdeling van consolidatiewater naar de bovenzijde en naar de onderzijde. De isolerende constructies hebben geen invloed op de hoeveelheid consolidatiewater. Dit betekent dat bij de natte lokaties bij de BI (ongeïsoleerd) 75% van het consolidatiewater naar het oppervlaktewater wordt uitgedreven, en bij de MMI (slecht doorlatende klei-isolatie aan de onderzijde) 90%. Bij de droge lokatie wordt bij beide inrichtingsvarianten 75% van het consolidatiewater opwaarts uitgedreven, omdat bij beide varianten sprake is van een drainage aan de onderzijde van het depot.
- Poriënwaterkwaliteit: De isolerende maatregelen hebben geen invloed op de poriënwaterkwaliteit in de specie, en zijn zodoende niet in deze berekeningen meegenomen.
- Oppervlaktewaterkwaliteit: Bij de berekening van de oppervlaktewaterkwaliteit is aangenomen dat de specielaag na consolidatie wordt afgedekt met een schone kleilaag. Het effect van de overige isolatiemaatregelen is al bij de berekening van de consolidatie-flux meegenomen.
- Grondwaterkwantiteit: Bij de natte lokaties is geen rekening gehouden met de isolatiemaatregelen omdat de voorgestelde kleilaag in vergelijking tot de geconsolideerde specie vrijwel geen extra weerstand oplevert. Bij de droge lokatie is bij de meest milieuvriendelijke inrichting de maximaal toegestane infiltratie door het depot gehanteerd teneinde een worst-case situatie te creëren (dit betekent dat de onderdrainage faalt). Bij de basisinrichting is hierbij een gedeelte van de consolidatie flux opgeteld.

- Grondwaterkwaliteit: Bij de grondwaterkwaliteitsberekeningen is de kleilaag als adsorberende en diffusieremmende laag beschouwd. De folielaag is niet beschouwd omdat wordt aangenomen dat deze binnen korte tijd zal zijn afgebroken.

In de tweede fase van de MER-procedure kan aan verdere uitwerking van de inrichtingsvarianten met detailmodellen aandacht geschonken worden.

Tabel 1.1 Overzicht inrichtingsvarianten (Bron: Basisrapport 3, Heidemij Advies, 1994b)

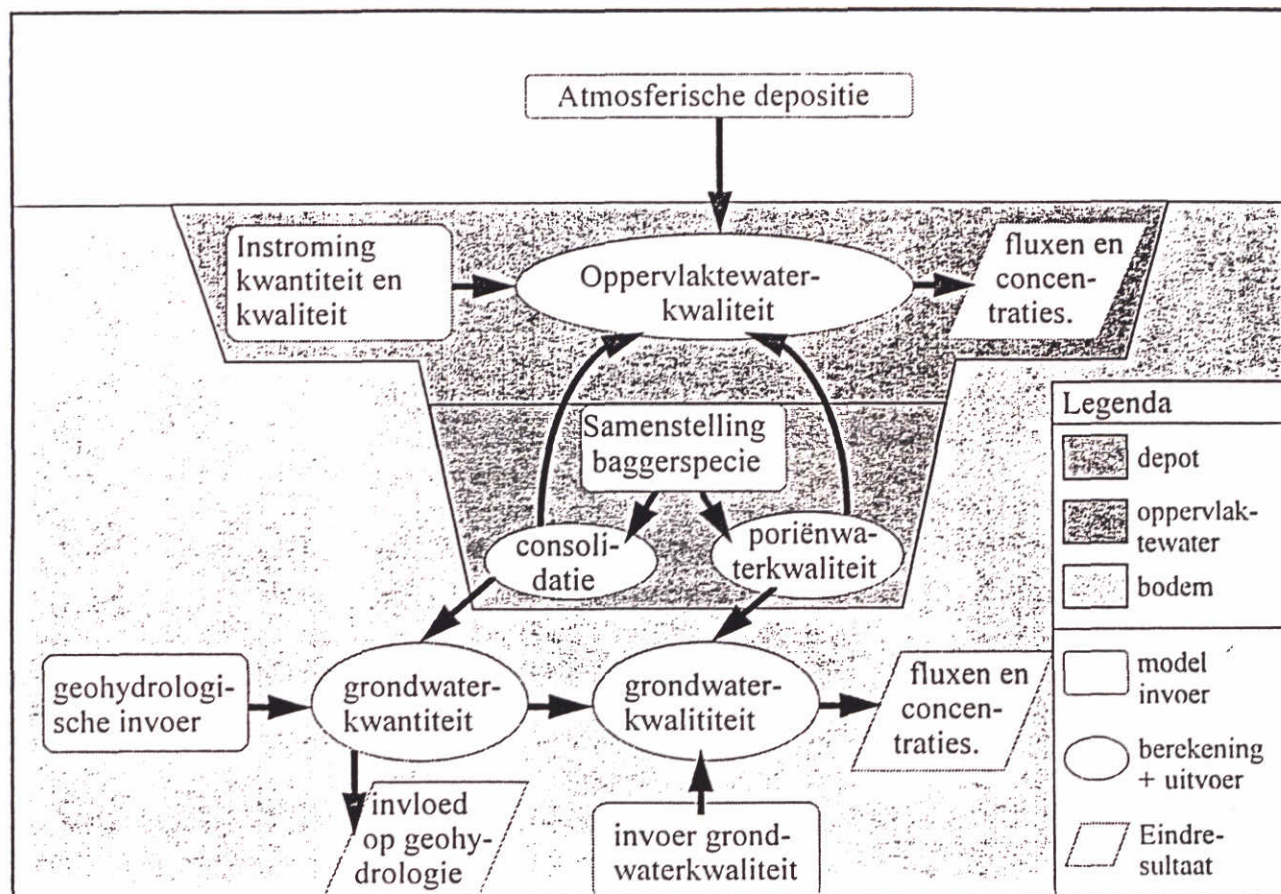
voorziening/ maatregel	BI		MMI	
	natte lokatie	droge lokatie	natte lokatie	droge lokatie
isolerende maatregelen	• bovenafdekking van klei	• zij- en onderafdichting van klei of zand/bentoniet • dubbele bovenafdichting van klei of zand/bentoniet in combinatie met HDPE-folie • diffusieremmende laag van zand tenzij van nature aanwezig	• zij- en onderafdichting van klei; waar mogelijk aansluiten op natuurlijke laag met hoge adsorptiecapaciteit en diffusieremming • bovenafdichting conform BI natte lokatie	• zij- en onderafdichting van HDPE folie in combinatie met een klei- of zand/bentonietlaag • bovenafdichting als BI droge lokatie • diffusieremmende laag van zand onder zij- en onderafdichting
indeling depot	scheiding probleem specie en overige specie niet mogelijk (geen compartimentering)	scheiding probleem specie en overige specie niet mogelijk (geen compartimentering)	probleemspecie in midden van depot (horizontale compartimentering)	probleemspecie in midden van compartiment (horizontale en verticale compartimentering)
waterhuishouding	opvang vrijkomend water praktisch niet mogelijk: dus waterzuivering niet mogelijk	drainage op onderafdichting en onder bovenafdichting percolaat zuiveren	opvang vrijkomend water praktisch niet mogelijk: dus waterzuivering niet mogelijk	drainage op onderafdichting en onder bovenafdichting percolaat zuiveren

1.3 Aanpak

Voor de volgende aspecten wordt ten behoeve van de emissieberekening per lokatie en voor zowel de BI als de MMI met behulp van modellen waar mogelijk een kwantificering gegeven. Indien een kwantitatieve uitspraak niet mogelijk is, wordt een kwalitatieve uitspraak gedaan.

1. Verandering geohydrologische situatie;
2. Consolidatie van de specielaag en poriënwaterconcentraties;
3. Fluxen naar- en concentraties in het grondwater;
4. Verontreinigde volume grondwater;
5. Fluxen naar- en concentraties in het oppervlaktewater voor de natte lokaties.

Een schematisch overzicht van de uitgevoerde berekeningen wordt in Figuur 1.1 gegeven.



Figuur 1.1 Overzicht van de gehanteerde aanpak

Ad 1. Veranderingen geohydrologische situatie

Voor de kwantificering van veranderingen in de geohydrologische situatie worden de berekeningsresultaten van het grondwatermodel MODFLOW voor de bestaande situatie en voor de situatie met depot met elkaar vergeleken. Bovendien wordt het effect van het verdiepen van de plas op de stijghoogte gekwantificeerd. Een beschrijving van het model is opgenomen in Bijlage B. De grondwaterberekeningen zijn niet alleen nodig voor de bepaling van geohydrologische veranderingen, maar worden ook als basis voor de berekening van de verspreiding van verontreinigende stoffen naar de ondergrond gebruikt (zie ad 3.).

Ad 2. Consolidatie van de specielaag en poriënwaterconcentraties

De in het depot gestorte baggerspecie zal door het eigen gewicht na storting in elkaar gedrukt worden (consolideren). Het hierbij optredende consolidatiedebiet zal kort na storting hoog zijn, en in de loop van de tijd afnemen tot nul. Het debiet is onder meer afhankelijk van de initiële dichtheid van de specie en van de toegepaste stortmethode. Uit eerdere studies (WL, 1991; De Rooij, 1991a; Gerrits, 1993) is gebleken dat bij beschouwing van een termijn van 10000 jaar de verspreiding naar het grondwater als gevolg van consolidatie relatief klein is in vergelijking tot het toch al optredende advectieve en diffusieve transport. Ook voor de verspreiding naar het oppervlaktewater is gebleken dat een eenvoudige schatting van het optredende maximale debiet als gevolg van consolidatie voldoende is (WL, 1989), vooral als de beschouwde plas een behoorlijk uitwisselingsdebiet heeft met bijvoorbeeld een rivier. Voor het berekenen van het consolidatiedebiet is in dit onderzoek gebruik gemaakt van het consolidatiemodel van ORPHEUS (WL, 1989). Van ORPHEUS is een beschrijving opgenomen in Bijlage D.

Als gevolg van dispersief en advectief transport zullen de in het poriënwater aanwezige verontreinigingen zich uit een depot naar het oppervlaktewater verspreiden. Voor de kwantificering van het stoftransport moeten eerst de concentraties in het poriënwater berekend worden. In dit onderzoek is de poriënwater concentratie bepaald met het specielaagmodel van ORPHEUS.

Ad. 3. Fluxen naar- en concentraties in het grondwater

De verspreiding van verontreinigende stoffen naar het grondwater is bepaald met het model STYXZ (zie Bijlage F). In dit model wordt rekening gehouden met diffusie, dispersie, adsorptie, desorptie en afbraak. Gezien de tijdschaal waarop wordt gerekend is de consolidatieflux in de berekeningen niet meegenomen (zie ook hoofdstuk 6).

Basis voor de berekeningen is de met MODFLOW berekende grondwaterstroming. Omdat in STYXZ uitsluitend lineaire formuleringen zijn opgenomen, is het model vooral geschikt voor de berekening van de verspreiding van organische microverontreinigingen.

Bij de berekening van de verspreiding van zware metalen zijn chemische evenwichten en niet-lineaire processen als oplossen (dissolutie) en neerslaan (precipitatie) belangrijk. Voor de bepaling van de verspreiding van zware metalen beschikt WL over het model CHARON (De Rooij, 1991b). CHARON is in dit onderzoek niet toegepast omdat bij alle lokaties onvoldoende meetgegevens omtrent bodem- en grondwatersamenstelling beschikbaar zijn om betrouwbare kwantitatieve voorspellingen te doen. Voor de zware metalen is daarom op grond van huidige inzichten kwalitatief aangegeven welke processen er van belang zijn en of er gevaar bestaat dat metalen gemobiliseerd worden bij de gekozen lokaties.

Ad. 4 Fluxen naar- en concentraties in het oppervlaktewater

De flux naar- en de concentratie in het oppervlaktewater is alleen van belang voor de natte lokaties omdat bij de droge lokaties geen verspreiding naar het oppervlaktewater plaats kan vinden omdat hier het drainagewater wordt opgevangen en gezuiverd. De stoffluxen vanuit de specielaag naar het oppervlaktewater worden bepaald door:

- diffusief transport vanuit de specielaag naar het oppervlaktewater;
- resuspensie en sedimentatie van slib;
- advectief transport vanuit de specielaag (kwel en consolidatiegebieten).

Voor de stoffen waarvoor voldoende gegevens voorhanden zijn worden de optredende fluxen en concentraties berekend met het oppervlaktewater model van ORPHEUS. Voor de overige stoffen wordt een kwalitatieve beschouwing gegeven.

1.4 Keuze representatieve lokaties

Voor het onderdeel "emissieberekening" zijn uit de acht eerder (Provincie Limburg, september 1991 en mei 1992) geselecteerde lokaties vijf representatieve lokaties gekozen.

De ligging van de betreffende lokaties wordt in Figuur 1 (samenvatting) aangegeven. In eerste instantie zijn de acht beschikbare lokaties onderverdeeld in drie natte lokaties met gematigde kwel¹, twee natte lokaties met sterke kwel² en drie droge lokaties. De keuze van representatieve lokaties heeft plaatsgevonden op grond van de volgende eisen:

- de gekozen lokaties moeten representatief zijn voor de andere lokaties;
- de invoergegevens moeten betrouwbaar zijn.

Voor de natte lokaties met gematigde kwel is N27, Molengreend Maasbracht, geselecteerd, omdat de modellering hiervan nauwkeuriger mogelijk is dan voor de overige lokaties. Voor de natte lokaties met een uitgesproken kwelsituatie is N12, Kuypers Kessel, geselecteerd omdat de invoergegevens van deze lokatie een grotere betrouwbaarheid hebben dan die van de andere lokatie met sterke kwel. Bovendien zijn de lokatie N32, Laakerweerd-oost, en N20, Osen I doorgerekend omdat de gegevens van deze lokaties door de complexe geohydrologische situatie niet uit de andere berekeningen kunnen worden afgeleid.

Van de droge lokaties is D2, Groeve Vergoossen, geselecteerd omdat deze lokatie zich in geohydrologisch opzicht beter voor modelberekeningen leent dan de overige lokaties. De reden hiervan is dat er in de buurt van dit depot voor zover bekend minder tektonische storingen aanwezig zijn. De lokatie Groeve Vergoossen, dient in vergelijking met de andere droge lokaties als een "worst case" te worden beschouwd omdat deze zich in de meest ongunstige hydrologische situatie bevindt (grootste gradiënt in hydrologische potentiaal en hoogste doorlatendheid). Verwacht wordt dat hierdoor de verspreiding van stoffen uit het depot groter is dan bij de andere droge lokaties.

¹ onder gematigde kwel wordt hier verstaan dat niet zeker is dat gedurende het hele jaar er altijd kwel plaatsvindt; de gemiddelde kwel is gering en de kwelzone is smal (max. 400 m. van de Maas)

² onder sterke kwel wordt verstaan dat gedurende het hele jaar een duidelijke kwelsituatie aanwezig is; de gemiddelde kwel is hoog en de kwelzone is breed (meer dan 400 m)

1.5 Dimensionering

De oppervlakken van de depots, de ligging van het maaiveld en het stuwpeil zijn aangeleverd door de opdrachtgever en zijn letterlijk overgenomen. De diepte van de depots is afgeleid uit de beschikbare geologische informatie, inclusief de recent uitgevoerde analyse van de RGD (Geologische inventarisatie rond enkele speciedepots in de provincie Limburg). Voor drie van de vier door te rekenen natte depots (Laakerweert, Molengreend en Osen I) wordt voor 1/3 van het depotoppervlak de specie tot 1 meter onder het stuwpeil opgevuld in plaats van tot 5 meter onder stuwpeil. Het droge depot Groeve Vergoossen zal geheel gevuld worden.

De diepten van de depots zijn als volgt tot stand gekomen:

Laakerweerd	Hier begint op een diepte van 0m +NAP volgens het RGD rapport mogelijk een scheidende laag. Deze diepte is als depotbodem aangehouden.
Molengreend	Hier is binnen een in verband met een aan te leggen isolatielaag reële diepte (ca 20 meter onder stuwpeil) geen scheidende laag te verwachten. De diepte is dus niet afhankelijk van de ligging van de scheidende laag zodat een diepte van 20 meter onder stuwpeil is aangehouden.
Osen I	Hiervoor geldt hetzelfde als voor Molengreend.
Rijkelse Bemden	Dit depot zal verdiept worden tot 20 meter onder stuwpeil, zodat de bodem van het depot net tot in de Formatie van Breda steekt.
Kuypers Kessel	Voor dit depot wordt uitgegaan van een diepte van 20 meter onder het waterpeil, evenals in de vroegere berekeningen. Bij deze diepte ligt een groot deel van het depot in de Formatie van Breda.
Groeve Vergoossen	Er wordt uitgegaan van een uiteindelijke hoogte van de stortplaats t.o.v. het omringende maaiveld van 10 meter, zodat uiteindelijk 17 meter specie gestort kan worden (zie toelichting in Basisrapport 3).

De overige gegevens over de in de berekeningen aan te houden dimensies worden in Tabel 1.2 gegeven.

Tabel 1.2 Dimensies van de depotlokaties

	oppervlak bij stuwpeil (ha)	ligging maaiveld (NAP)	stuwpeil (NAP)	bodemlig-ging (NAP)	diepte bij stuwpeil(m)
Laakerweerd	47	+26.5	+20.8	0	20.8
Molengreend	36	+22.0	+20.8	+0.8	20
Osen I	15	+20.5	+16.99	-3.0	20
Rijkelse Bemden	27	+17.0	+14.0	-6	20
Kuypers Kessel	13	+17.0	+14.0	-6	20
Groeve Vergoossen	25.5 (stuwpeil niet relevant)	+50.0	nvt	+43.0	7 (plus 10)

In Tabel 1.3 worden de volumina van de verschillende lokaties gegeven. Deze zijn afgeleid uit de modelschematisaties. Het volume van het depot Groeve Vergoossen is bepaald door het oppervlak te vermenigvuldigen met de uiteindelijke vulhoogte (17 meter).

Het bruto-volume is het totale volume van het depot, en bestaat uit de te storten specie plus de klei-isolatie. Dit volume minus één meter voor de afdeklaag, is bij de basisinrichting, behalve bij Groeve Vergoossen, beschikbaar voor de te bergen specie. Indien een klei-isolatie wordt aangebracht (MMI) daalt het beschikbare volume. Dit is het netto-volume. Tevens is in de Tabel het volume van de bij de MMI aan de boven en onderzijde aan te brengen klei-isolatie aangegeven.

Tabel 1.3 Bruto-volumina, netto volumina en volumina van de klei-isolatie van de verschillende lokaties, afgeleid uit de modelschematisatie. Het volume van de lokatie Rijkelse Bemden is geschat op basis van het depotoppervlak.

	bruto volume (mln m ³)	netto volume BI (mln m ³)	netto volume MMI (mln m ³)	volume kleiiso- latie bij MMI (mln m ³)	bij verdieping vrijkomend volu- me zand/grind (mln m ³)
Laaker- weerd	5.6	5.1	4.7	0.94	4.1
Molen- greend	4.7	4.3	4.0	0.72	2.4
Osen I	1.5	1.4	1.2	0.30	0.8
Rijkelse Bemden	2.8	2.5	2.3	0.54	2.8
Kuypers Kessel	1.3	1.2	1.0	0.26	-
Groeve Vergoossen	4.3	3.8	3.8	0.51	-

Behalve Kuypers Kessel en Vergoossen is geen van de putten reeds op de uiteindelijke diepte. Dit betekent dat deze putten verder uitgediept moeten worden. De hoeveelheid zand/grind die hierbij vrijkomt (zie tabel 1.3) is bepaald door van het eindvolume (verdiept) van de put het huidige volume (put met huidige diepte) af te trekken. Beide volumina zijn benaderd met behulp van de formule voor een afgeknotte kegel (het bruto-volume in de tabel is het volume van de specie; dus tot 5 meter onder het stuwpeil).

Bij de depotlokaties Laakerweerd en Osen I moet het depot afgescheiden worden van de rest van de plas. De rest bestaat bij Laakerweerd uit de jachthaven en de toegang naar de Maas, en bij Osen I uit de aansluiting naar de Geerlingsplas. Deze afscheiding zal moeten plaatsvinden door het aanleggen van een dam. De depotlokaties zullen overigens veel dieper worden dan de aangrenzende wateren (20 meter vs 5-10 meter), zodat er al een natuurlijke afscheiding aanwezig is.

1.6 Opbouw rapport

De emissieberekening begint met de berekening van de consolidatie in het depot (hoofdstuk 2). Vervolgens worden op basis van een berekende speciekwaliteit voor een aantal stoffen de poriënwaterconcentraties berekend (hoofdstuk 3). De verspreiding van deze stoffen naar het oppervlaktewater bij twee representatieve natte lokaties (Kuypers Kessel en Molengreend) wordt in hoofdstuk 4 behandeld.

De grondwaterkwantiteitsberekeningen worden in hoofdstuk 5 gegeven. Achtereenvolgens wordt ingegaan op de schematisatie en ijking van het hydrologische model, de kwantificering van de optredende debieten en grondwaterstanden als gevolg van aanleg van een depot en de veranderingen van de geohydrologische situatie.

In hoofdstuk 6 worden de stoffluxen naar- en concentraties in het grondwater die ontstaan door aanleg van de depots voor organische microverontreinigingen gekwantificeerd. Voor zware metalen worden uitspraken gedaan over de kans op mobilisatie. Voor de stoffen, waarvoor onvoldoende gegevens voorhanden zijn wordt een kwalitatieve beschouwing gegeven.

Tot slot wordt ingegaan op, de nulsituatie, de maximale calamiteit, de effecten van mijnsteen, de gevoeligheden van de modelberekeningen en de leemten in kennis (hoofdstuk 7). Voorts bevat het rapport een literatuurlijst (hoofdstuk 8), een begrippenlijst (hoofdstuk 9) en een aantal bijlagen (A t/m G).

2 Consolidatieberekeningen

2.1 Uitgangspunten

Wanneer men baggerspecie in een depot stort, treedt een aantal fysische en chemische processen op. Een belangrijk fysisch proces is de consolidatie. Door het storten van de specie wordt in het depot een hydrostatische druk opgebouwd. Als gevolg van deze druk zal het poriënwater naar boven en naar onder uitgeperst worden, waardoor de korrelspanning toeneemt. Tijdens het uittreden van poriënwater zal het korrelskelet dus vervormen, waardoor de dikte van het slibpakket afneemt. De snelheid waarmee de dikte van het slibpakket afneemt (dat te zien is als een maat voor de consolidatieperiode) is afhankelijk van de opbouw van de hydrostatische druk die op zijn beurt weer afhankelijk is van het stortregime en de uiteindelijke dikte van de sliblaag. Het verloop van dit consolidatieproces is vooral afhankelijk van deze vervorming en van de doorlatendheid van de specie. [Mann, RIZA, 1988].

In logistiek opzicht is het van belang te weten hoe groot het volume is dat vrijkomt door inklinking gedurende de stortperiode, omdat dat volume opnieuw voor speciestortingen gebruikt kan worden. Ten behoeve van de berekeningen, wordt de stortprocedure zodanig ingericht dat aan het eind van de planperiode het depot "precies" gevuld is. Er is daarom een vulperiode aangehouden overeenkomend met de planperiode (10 jaar). Iedere maand wordt een hoeveelheid specie gestort, zodanig dat na 120 maanden de put precies gevuld is, ongeacht de inhoud van de put.

Voor het berekenen van de consolidatiefluxen is gebruik gemaakt van de consolidatie module van het modelinstrument ORPHEUS (WL, 1989). Er zijn twee natte en één droge lokaties doorgerekend: Kuypers Kessel (kleinste natte lokatie), Molengreend en Groeve Vergoossen (droge lokatie). Omdat de resultaten van de consolidatieberekeningen vrijwel lineair gerelateerd zijn aan het volume van de depots, zijn de consolidatiefluxen voor de niet beschouwde depots direct uit de doorgerekende depots af te leiden. Behalve de berekeningen die in dit hoofdstuk gepresenteerd worden zijn de zgn. 'basisberekeningen' en de 'extra berekeningen' uitgevoerd om meer inzicht te krijgen in de materie. De resultaten van deze berekeningen worden in de Bijlage E gegeven.

De belangrijkste uitgangspunten bij de consolidatieberekeningen zijn:

1. specievariabiliteit.

De in het depot te storten specie zal van diverse lokaties afkomstig zijn. Zodoende zal de samenstelling van de te storten specie variëren. In de berekeningen is voor de textuur en de dichtheid van de specie een volumegemiddelde waarde gebruikt.

2. de verdeling van de consolidatieflux over grond- en oppervlaktewater (uitwisselingsfactor).

De consolidatieflux zal gedeeltelijk naar het oppervlaktewater en gedeeltelijk naar het grondwater uitgedreven worden. De verhouding tussen de opwaartse en neerwaartse flux die bij de (ongeïsoleerde) BI gebruikt wordt, is hetzelfde verondersteld als recentelijk berekend is voor het referentie-ontwerp depot (Ketelmeer) en voor het MER speciedeponie Hollandsch Diep: 3/4 omhoog (oppervlaktewater) en 1/4 naar beneden (grondwater) [WL/RIZA, 1992].

Voor de lokaties Kuypers Kessel en Molengreend Maasbracht is bij de MMI, door de aanwezigheid van zij- en onderafdichting van slecht doorlatende klei, aangenomen dat de consolidatieflux voor 90 % naar het oppervlaktewater is gericht en voor 10 % naar het grondwater. De kleiisolatie moet in dat geval bestaan uit een zeer slecht doorlatende klei, met lage porositeit (hoge dichtheid). In dat geval zal de weerstand van de consoliderende specie veel lager zijn dan die van de kleiisolatie, zodat het overgrote deel van het consolidatiewater naar de bovenzijde zal worden uitgeperst. Voor de Groeve Vergoossen blijft bij de MMI, door drainage op de onderafdichting, de verhouding hetzelfde als bij de BI (3/4 omhoog en 1/4 omlaag). De afvoer aan de bovenzijde bij Groeve Vergoossen geschiedt ook door middel van een drainagesysteem.

Op basis van de periode waarbinnen consolidatie optreedt worden twee consolidatie-fluxen beschouwd:

1. *de consolidatiefluxen die vrijkomen gedurende de stortperiode (= planperiode).*
2. *de consolidatiefluxen die vrijkomen gedurende de stortperiode (= planperiode) en de daaropvolgende (consolidatie)periode totdat een consolidatiegraad is bereikt van 99 % (100-200 jaar na afloop van de vulperiode).*

2.2 Invoergegevens

Voor de consolidatieberekeningen zijn de volgende invoergegevens gebruikt (zie ook Tabel 2.1 en Bijlage E):

1. *storthoogte en oppervlak stortput.*

Het consolidatiemodel houdt geen rekening met taluds. Hierdoor wordt de consolidatie over het gehele oppervlak iets overschat. Bovendien ontstaat in de ORPHEUS berekeningen bij de natte depots een te groot depotvolume omdat dit wordt berekend uit het produkt van de storthoogte (16 meter) en het oppervlak van de put. Bij het droge depot ontstaat in ORPHEUS wel een correct volume, omdat dit depot zeer steile taluds heeft. Omdat door het te grote depotvolume teveel specie gestort zou worden, zijn onder Tabel 2.1 de werkelijke depotvolumes, en de werkelijk te storten hoeveelheden gegeven. Voor de beide natte lokaties is voor de consolidatieberekeningen een storthoogte van 16 meter aangehouden.

2. *slibstorting per maand.*

De slibstorting per maand is zodanig gekozen dat gedurende de planperiode (10 jaar) de put gelijkmatig wordt volgestort. Volume-gecorrigeerde waarden worden onder Tabel 2.1 gegeven.

3. *initiële natte dichtheid ("gehalte droge stof").*

Deze waarde is afgeleid op basis van het gemiddelde in situ droge stof-gehalte van waterbodemonsters in Limburg volgens LAWABO - bestanden (circa 50 %). Zowel baggeractiviteiten als stortactiviteiten resulteren in lagere gehalten vanwege bijmenging met water. De specie zal waarschijnlijk met een onderlosser gestort worden. Daarom is aangenomen dat het gehalte droge stof 35 % (porositeit 0.83) zal zijn (zie ook basisrapport 1). Dit komt overeen met een dichtheid van 1265 kg/m³. De specie die in de droge deponie Groeve Vergoossen gestort zal worden, zal vanwege ontwatering een gehalte droge stof hebben van circa 50 % (porositeit 0.72), overeenkomend met een dichtheid van 1425 kg/m³.

4. *gehalte organisch stof.*

Het gehalte organisch stof van de specie blijkt weinig invloed te hebben op berekende parameters als storthoogte, zetting en consolidatiegraad. Voor de berekeningen wordt een waarde gebruikt van 10 % organisch materiaal.

5. *natte einddichtheid.*

Aangezien geconsolideerde specie fysisch vergelijkbaar is met klei, is aangenomen dat dit materiaal dezelfde dichtheid heeft als natte klei. Het volumegewicht van klei varieert tussen 1700 en 2000 kg/m³, afhankelijk van het vochtgehalte. Voor de berekeningen met ORPHEUS wordt een einddichtheid voor de specie van 1700 kg/m³ gebruikt.

6. *consolidatiecoëfficiënt (c_v).* Op grond van de fysische eigenschappen van de specie is een consolidatiecoëfficiënt (c_v -waarde) van $5 \cdot 10^{-8}$ m²/s gekozen.

Tabel 2.1 Invoergegevens voor de consolidatiemodule van het modelinstrumentarium ORPHEUS.

INVOER VOOR DE BEREKENINGEN	KUYPERS KESSEL	MOLENGREEND	GROEVE VERGOOSSEN
storthoogte [m]	16	16	15
oppervlak stortput (* 10 ³) [m ²]	130	360	255
inhoud stortput in ORPHEUS (* 10 ⁶) [m ³]	2,1	5,7	3,8
slibstorting per maand (* 10 ³) [m ³]	21,5	58	38
initiële natte dichtheid [kg/m ³]	1.265	1.265	1.425
humusgehalte slib [%]	10	10	10
natte einddichtheid [kg/m ³]	1.700	1.700	1.700
consolidatiecoëfficiënt [m ² /s]	$5 \cdot 10^{-8}$	$5 \cdot 10^{-8}$	$5 \cdot 10^{-8}$

Het werkelijke specievolume van de putten Kuypers Kessel en Molengreend is respectievelijk 1.3 en 4.7 miljoen m³ (Tabel 1.3). Dit betekent dat het werkelijk te storten maandelijkse specievolume gelijk is aan respectievelijk 13300 en 47800 m³ per maand.

2.3 Resultaten

In deze paragraaf worden de resultaten van de berekeningen beschreven (zie ook Tabel 2.2). Voor de resultaten van zowel de "extra" als de "basisberekeningen" wordt verwezen naar Bijlage E.

2.3.1 Kuypers Kessel

Planperiode

Gedurende de planperiode komt een consolidatievolume van $456 \cdot 10^3$ m³ vrij. Dit is ongeveer 22 procent van het depotvolume. Omgerekend komt dit neer op een consolidatiedebiet van 1,45 l/s. Bij een verdeling van 75 % richting oppervlaktewater en 25 % richting grondwater (BI) is dit respectievelijk $342 \cdot 10^3$ m³ en $114 \cdot 10^3$ m³ gedurende de planperiode. Bij een verdeling van 90 % richting oppervlaktewater en 10 % richting grondwater (MMI) is dit respectievelijk $410 \cdot 10^3$ m³ en $46 \cdot 10^3$ m³ gedurende de planperiode.

Totale consolidatieperiode

De totale consolidatieperiode duurt ongeveer 80 jaar. In deze periode wordt een totaal consolidatievolume geleverd van $1180 * 10^3 \text{ m}^3$, circa 50 % van het depotvolume.

2.3.2 Molengreend

Planperiode

Gedurende de planperiode komt bij de BI een consolidatievolume van $952 * 10^3 \text{ m}^3$ richting oppervlaktewater vrij (75 %) en $317 * 10^3 \text{ m}^3$ richting grondwater (25 %). Bij de MMI is dit respectievelijk $1143 * 10^3 \text{ m}^3$ richting oppervlaktewater en $127 * 10^3 \text{ m}^3$ richting grondwater. Totaal komt in de eerste 10 jaar $1270 * 10^3 \text{ m}^3$ vrij. Omgerekend is dit circa 4 l/s. Dit komt overeen met circa 24 % van het depotvolume.

Totale consolidatieperiode

In de totale consolidatieperiode komt een consolidatievolume vrij van ruim $2960 * 10^3 \text{ m}^3$, over een periode van 80 jaar.

2.3.3 Groeve Vergoossen

Planperiode

Conform de gehanteerde uitgangspunten (paragraaf 2.1) is het consolidatiedebiet onafhankelijk van de inrichting van het depot. Dit betekent dat het debiet gedurende de consolidatieperiode gelijk is aan $0.69 * 10^6 \text{ m}^3$. Dit is 18 % van het depotvolume en komt overeen met een waterschijf van 2.7 m.

Totale consolidatieperiode

Ook voor de totale consolidatieperiode is het debiet onafhankelijk van de inrichting van het depot. Er treedt dus in ca. 70 jaar tijd een totaal consolidatiedebiet van $1.3 * 10^6 \text{ m}^3$ op. Dit is 34 % van het depotvolume en komt overeen met een waterschijf van 5.1 m.

Bij Groeve Vergoossen komt relatief minder consolidatiewater vrij dan bij de natte depots, omdat is uitgegaan van specie met een hoge initiële dichtheid.

Tabel 2.2 De berekende consolidatiedebieten (m³) bij de beschouwde lokaties.

		KUYPERS KESSEL			MOLENGREEND			GROEVE VERGOOSSEN	
		10 ³ [m ³] (BI)	10 ³ [m ³] (MMI)	tijd [jr]	10 ³ [m ³] (BI)	10 ³ [m ³] (MMI)	tijd [jr]	10 ³ [m ³] (BI en MMI)	tijd [jr]
vul- periode	Grondwater	114	46	10	317	127		173	10
	Oppwater	342	410		952	1143	10	518	
totaal	Grondwater	295	118	80	740	296		329	72
	Oppwater	885	1062		2220	2664	80	987	
depvol. in ORPHEUS		2080	2080		5760	5760		3800	

Toelichting op Tabel 2.2:

- Het depotvolume is berekend door het oppervlak maal de diepte en is dus een overschatting van het werkelijk volume waarbij het talud een rol speelt. ORPHEUS rekent niet met een talud, zodat de consolidatiedebieten voor de natte depots (Kuypers Kessel en Molengreend) dus overschat worden. Om de werkelijke debieten te bepalen moeten de waarden uit de Tabel voor deze depots met een respectievelijke factor van 0.625 en 0.825 vermenigvuldigd worden.
- Er is uitgegaan van een Inrichtingsvariant waarbij 90 % naar het oppervlaktewater en 10 % naar het grondwater stroomt, geldend voor de natte lokatie.
- Groeve Vergoossen: vanwege drainage blijft een uitwisselingsfactor van 75 % naar boven en 25 % naar beneden gehandhaafd.

In basisrapport 3 worden volumefactoren gebruikt voor de berekening van de te bergen hoeveelheid specie. Deze factor geeft de verhouding tussen het volume van het depot en de hoeveelheid specie die in het depot is te bergen. In de planperiode zal door consolidatie van de specie meer volume voor nog te bergen specie vrijkomen. Het vrijkomende consolidatie water in de planperiode varieert volgens de ORPHEUS berekeningen van 18 % van het depotvolume (Groeve Vergoossen) tot 24 % (Molengreend). De volumefactoren zullen, omdat de diepten van de verschillende depots vergelijkbaar zijn, elkaar niet ver ontlopen. De orde van grootte van de volumefactoren voor de verschillende depots zullen dan ook tussen de 0,76 en de 0,82 liggen. Voor een globale schatting van de hoeveelheid te bergen specie kan een factor van 0,8 aangehouden worden. Dit betekent dat in een depot met een volume van 5 mln m³ een hoeveelheid van $5/0.8 = 6.25$ mln m³ specie gestort kan worden.

3 Poriënwaterconcentraties

3.1 Uitgangspunten

"Het vaststellen van de kwaliteit van een waterbodems is, vanwege de (grote) variaties die ook op kleine schaal kunnen voorkomen, een moeilijke aangelegenheid". (Douben, 1992). Deze variabiliteit is niet alleen van toepassing op onderhoudsspecie, maar ook op baggerspecie afkomstig van te saneren onderwaterbodems. De kwaliteit van de te bergen specie loopt van klasse I tot en met klasse IV met incidenteel WCA-specie. In dit opzicht kan niet gesproken worden van een Limburgse speciekwaliteit, maar moet een onderverdeling gemaakt worden. Bij deze onderverdeling wordt aangesloten op de basisinrichtingsvariant (BI) en de meest milieuvriendelijke inrichtingsvariant (MMI), zoals verwoord in basisrapport 3 van dit MER.

Voor de MER speciedepot Limburg zijn op grond van de beschikbare speciekwaliteiten uit het LAWABO-bestand voor Limburg twee specietypen gedefinieerd:

Middenklasse specie: Deze specie bestaat uit sanerings- en onderhoudsspecie, en vertegenwoordigt de volumegegewogen gemiddelde kwaliteit van het totale specieaanbod in Limburg.

Meest verontreinigde specie: Hier zijn de meest verontreinigende componenten van specie afkomstig van drie te saneren lokaties 'ondergebracht' in één specie.

Bij de basisinrichtingsvariant wordt ervan uitgegaan dat scheiding van specie en overige specie niet mogelijk is (basisrapport 3). Dit betekent dat de specie gemengd in depot zal worden gebracht. Gekozen is om het volumegegewogen gemiddelde saneringsspecie (Middenklasse specie) als de meest reële mengvorm te nemen.

De kwaliteit van het poriënwater is berekend het modelinstrumentarium ORPHEUS (WL 1989). In dit model wordt de poriënwaterkwaliteit berekend op basis van de macrochemische kwaliteitsgegevens van de specie. In het ORPHEUS model wordt gebruik gemaakt van verdelingscoëfficiënten (voor metalen de partiticoëfficiënten en voor organische verbindingen de K_{oc}) voor de berekening van de verdeling over de vaste en opgeloste fase (WL, 1989).

De kwaliteit van het poriënwater is niet afhankelijk van de lokatie en de inrichting van die lokatie, maar wordt voornamelijk bepaald door de initiële gehalten in de specie en de macrochemie van de specie. Een uitzondering hierop wordt gevormd door de lokatieparameter 'diepte'. Op grotere depotdiepten lost de bij afbraak vrijkomende CO_2 beter in water op, waardoor een meer zure omgeving ontstaat. De verandering van de kwaliteit van het poriënwater op verschillende diepten beperkt zich alleen tot de (zware) metalen. Voor de natte lokaties verschillen de diepte onderling te weinig om verschillen in uitkomsten te vinden voor de metalen.

Aangenomen is dat baggerspecie in depot gereduceerd is. Het hierbij gevormde anorganische sulfide is verantwoordelijk voor de vorming van onoplosbare sulfiden van de zware metalen.

Bij het droge depot bestaat de mogelijkheid dat de toplaag gedurende de stortperiode (gedeeltelijk) aerobisch raakt. Dit betekent dat de sulfidevormende zware metalen in verhoogde concentraties kunnen voorkomen. De concentraties organische microverontreinigingen blijven echter ongewijzigd. Na aanbrengen van een bovenafdekking zal aan het grensvlak speciestortafdekking snel anaërobie optreden, waardoor de gehalten sulfidevormende zware metalen sterk zullen dalen.

3.2 Invoergegevens

3.2.1 Toelichting op de volgens de richtlijnen te beschouwen stoffen

Van de meeste van de volgens de richtlijnen te beschouwen stoffen zijn voldoende gegevens beschikbaar. Voor de metalen betreft dit cadmium, chroom en arseen. Van de PCB's zijn dat PCB-52 en PCB-153 en van de PAK's zijn dat fluorantheen, fenantheen, antraceen, benzo(a)pyreen en benzo(g,h,i)peryleen. Deze gegevens zijn voornamelijk afkomstig van LAWABO-bestanden (Rijkswaterstaat 1990; een opslagsysteem van kwaliteitsgegevens van waterbodems) en zijn gebruikt voor de betreffende berekeningen.

De volgende stoffen zijn vanwege het ontbreken van voldoende gegevens, buiten beschouwing gelaten.

Kwik

Het zware metaal kwik is niet in de modelberekeningen meegenomen, omdat deze stof niet in het specielaagmodel van ORPHEUS is opgenomen. Reden hiervan is dat de vorm waarin kwik in de specie voorkomt (metallisch, sulfideprecipitaten of organisch) bepalend is voor de mobiliteit. Omdat analyses uitsluitend uitgaan van totaal kwik is het niet mogelijk op grond van de gegevens een uitspraak te doen over het gedrag van kwik. Het is echter waarschijnlijk dat kwik als uiterst stabiel sulfideprecipitaat voorkomt. In dat geval zal de concentratie in oplossing zeer gering zijn. Op grond van het gedrag van kwik kan worden geconcludeerd dat deze stof niet bepalend zal zijn voor de lokatiekeuze.

Olie

Het instrumentarium kan alleen overweg met 'individuele' stoffen, terwijl (minerale) olie een heel scala van aromatische en voornamelijk alifatische koolwaterstofverbindingen (vertakt en onvertakt) bevat.

Aan de hand van de chemische samenstelling en fysische eigenschappen van minerale olie zouden de volgende kwalitatieve uitspraken gedaan kunnen worden. Bij stort van specie zullen ten gevolge van verspreiding en opwerveling de nog aanwezige (lichte) componenten zich naar het wateroppervlak begeven en vervolgens gedeeltelijk vervluchtigen. Olie dat nog aanwezig is in het oppervlaktewater en bezonken slib, zal afgebroken worden.

Pesticiden

Pesticiden zijn achterwege gebleven, omdat hiervan geen gegevens voorhanden zijn. Mocht men toch nog een idee willen krijgen van het gedrag van pesticiden, dan kan men analogieën trekken met de berekeningsresultaten van andere organische verbindingen die dezelfde verdelingscoëfficiënt ($\log K_{oc}$) hebben. Hierbij kan men denken aan lindaan met een $\log K_{oc}$ van 3.34 en aan hexachloorbenzeen met een $\log K_{oc}$ van 5,8 (zie voor verdere $\log K_{oc}$ -waarden Tabel 3.2).

Radio-actieve stoffen

Van radio-actieve stoffen zijn zeer weinig bruikbare gegevens beschikbaar. De gegevens die beschikbaar zijn, betreffen voornamelijk 'bulkparameters' gemeten in oppervlaktewater. Metingen aan sedimenten zijn niet uitgevoerd. De metingen die verricht zijn betreffen alleen alfa-, beta- en gamma - activiteiten in monsters uit oppervlaktewater. Er wordt geen onderscheid gemaakt naar de individuele elementen die voor de respectievelijke activiteiten verantwoordelijk zijn. Met dergelijke schaarse gegevens (niet gedifferentieerd naar element, alleen in oppervlaktewater) is het niet mogelijk modelberekeningen uit te voeren of een kwalitatieve uitspraak te doen.

Het ontbreken van voornoemde parameters zal niet bepalend zijn voor de keuze van een depotlocatie.

3.2.2 Macrochemie

Bij gebrek aan voldoende macrochemische gegevens van Limburgse specie, is voor de berekeningen gekozen voor de gemiddelde macrochemische parameters, afgeleid van velerlei door het land verspreide gebieden (ORPHEUS-instrumentarium, WL 1989; Meijers, RIZA, 1992). Het gebruik van de 'landelijke' macrochemische parameters, die in Tabel 3.1 zijn weergegeven is geoorloofd, zolang voor alle depots dezelfde waarden worden gebruikt (Meijers, RIZA, 1993).

Tabel 3.1 Macrochemische invoergegevens

Calciet	7,8	% ds
Organisch materiaal	10	% ds
N-Kjeldahl	8,5	g N/kg ds
Totaal zwavel	8	g S/kg ds
IJzer	24,9	g Fe/kg ds
Fractie < 16 μ m	40	% ds
Chloride	200	g Cl/m ³
DOC	20	g C/m ³
Soort organisch materiaal	C ₃ H ₈ O ₂	
Overmaat ijzerhydroxide	ja	

Bron: ORPHEUS-instrumentarium, WL 1989; Meijers, RIZA, 1992.

In het geval van een anaërobe omgeving kan aangenomen worden dat voldoende anorganisch sulfide aanwezig is (ORPHEUS-instrumentarium, WL 1989) om de sulfidevormende zware metalen vast te leggen in onoplosbare precipitaten.

3.2.3 Diepte van het depot

De diepte van het depot is van invloed op het gehalte (zware) metalen in oplossing (indien deze niet is neergeslagen als een onoplosbaar precipitaat). Op grotere diepten heerst een zuurder milieu waardoor de metalen meer in oplossing treden. Dit geldt met name voor chroom, omdat dit metaal geen sulfideprecipitaat vormt. Voor de droge depots is Groeve Vergoossen met een diepte van 17 meter aangehouden (minus afdeklaag en onderafdichting 15 m specie). Voor de natte lokaties is Kuypers Kessel representatief geacht met een diepte van 15 m waarvan bij de BI één meter en bij de MMI twee meter nodig is voor de onderafdichting en de afdeklaag. De dikte van de specielaag is dus 14 of 13 meter. Dit dikte verschil heeft een verwaarloosbare invloed op de poriënwaterconcentratie.

3.2.4 Microchemie

De microchemische parameters zijn met behulp van het programma LAWABO PC genormaliseerd. Dit houdt in dat de gemeten concentraties zijn omgerekend naar concentraties die gelden voor een standaard waterbodem (Rijkswaterstaat 1989). Zoals eerder is weergegeven, worden twee klassen specie onderscheiden. De hierbij behorende concentraties zijn weergegeven in Tabel 3.2.

Tabel 3.2 Verschillende soorten specie met de bijbehorende microchemische gegevens

	partiticoëff.	Midden klasse specie	Meest Veront- reinigde spe- cie
		mg/kg ds	mg/kg ds
Cadmium	$4,00 \cdot 10^{-5}$	1,7	28
Chroom	$4,75 \cdot 10^{-1}$	27	78
Arseen	$1,00 \cdot 10^{+1}$	0	17
	Log K_{oc}		
PCB-153	6,42	0,03	0,07
PCB-52	5,95	0	0,05
Fluorantheen	4,67	0,8	5
Benzo(a)pyreen	5,76	0,3	2,6
Benzo(g,h,i)peryleen	6,3	0	1,5
Ant	5,7	0	1
Fen	3,86	0	3

Uitgaande van deze speciekwaliteiten zijn berekeningen gemaakt van de kwaliteit van het poriënwater. De berekeningsresultaten hiervan zijn weergegeven in paragraaf 3.3.

3.3 Resultaten

Uitgaande van de twee genoemde speciekwaliteiten zijn berekeningen gemaakt van de kwaliteit van het poriënwater. De berekeningsresultaten zijn weergegeven in de Tabellen 3.3 en 3.4 corresponderend met respectievelijk Kuypers Kessel en Groeve Vergoossen. Hierin is tevens een onderscheid gemaakt tussen de bovenzijde en de onderzijde van de specielaag.

Tabel 3.3 Poriënwaterkwaliteit in verschillende soorten baggerspecie gestort in de deponie Kuypers Kessel

KUYPERS KESSEL		midden klasse specie		meest verontreinigde specie	
		bovenzijde	onderzijde	bovenzijde	onderzijde
Cadmium	mg/m ³	0,23	0,23	0,23	0,23
Chroom	mg/m ³	12	22	12	22
Arseen	mg/m ³	56	56	56	56
PCB-153	mg/m ³	0,003	0,003	0,006	0,006
PCB-52	mg/m ³	0.003	0.003	0,006	0,006
Fluorantheen	mg/m ³	2.5	2.5	7	7
Benzo(a)pyreen	mg/m ³	0,2	0,2	0,34	0,34
Benzo(g,h,i)peryleen	mg/m ³	0.08	0.08	0,12	0,12
Antraceen	mg/m ³	0.08	0.08	0,3	0,3
Fenantreen	mg/m ³	9	9	27	27

Voor de basis inrichtingsvariant van deze deponie, waarin specie wordt gestort met een volume gewogen gemiddelde kwaliteit (Tabel 3.2, middenklasse specie), kan gesteld worden dat de kwaliteit van het poriënwater bovenin het depot weinig verschilt met de kwaliteit onder in het depot. Dit geldt zowel voor de metalen als voor de organische microverontreinigingen. Het metaal cadmium is als een sulfideprecipitaat neergeslagen. De concentratie cadmium in het poriënwater wordt beperkt door het oplosbaarheidsprodukt van het sulfideprecipitaat.

Tabel 3.4 Poriënwaterkwaliteit (opgeloste concentratie) bij verschillende soorten baggerspecie gestort in de deponie Groeve Vergoossen

GROEVE VERGOOSSEN		midden klasse specie		meest verontreinigde specie	
		bovenzijde	onderzijde	bovenzijde	onderzijde
Cadmium	mg/m ³	2.5	0,23	2,5	0,23
Chroom	mg/m ³	8.2	18,5	8,2	18,5
Arseen	mg/m ³	56	56	56	56
PCB-153	mg/m ³	0,003	0,003	0,006	0,006
PCB-52	mg/m ³	0.003	0.003	0,006	0,006
Fluoranteen	mg/m ³	2,5	2,5	7	7
Benzo(a)pyreen	mg/m ³	0,2	0,2	0,3	0,3
Benzo-(g,h,i)peryleen	mg/m ³	0.08	0.08	0,1	0,1
Antraceen	mg/m ³	0.08	0.08	0,3	0,3
Fenantreen	mg/m ³	9	9	27	27

Bij Groeve Vergoossen is de toplaag tijdens stort van de specie aeroob. Dit houdt in dat in de basisinrichtingsvariant in deze toplaag de sulfidevormende zware metalen zoals cadmium in oplossing aanwezig zijn. De concentraties van deze metalen worden dan bepaald door sorptie-evenwichten en zijn (veel) groter (voor cadmium een factor 10) dan de concentraties behorende bij de betreffende sulfiden. Het water dat zich boven op de toplaag verzamelt (consolidatiewater, hemelwater), dient derhalve goed afgevangen te worden. Na afdekking van de bovenlaag treedt snel een anaërobe situatie op, waarna voornoemd probleem niet meer optreedt.

4 Oppervlaktewaterkwaliteit

4.1 Uitgangspunten

Voor de berekening van de kwaliteit van het oppervlaktewater zijn de natte lokaties Molen-greend en Kuypers Kessel gekozen omdat deze respectievelijk het grootste en de kleinste uitwisselingsoppervlak hebben. Bij het droge depot is geen oppervlaktewater aanwezig. De berekeningen zijn uitgevoerd met de oppervlaktewaterkwaliteitsmodule van ORPHEUS (WL, 1989; Bijlage B). De kwaliteit van het oppervlaktewater ter plaatse van de stort wordt be-invloed door enerzijds de gestorte specie en anderzijds de in- en uitstroom van Maaswater. Verder spelen processen zoals adsorptie/desorptie, dispersie, resuspensie en sedimentatie, en jaarlijkse temperatuurschommelingen een rol. Uit eerder verricht onderzoek (ORPHEUS-rivierengebied, WL, 1991) en analyse van gegevens van atmosferische depositie is gebleken dat het aandeel hiervan verwaarloosbaar klein is. Derhalve is dit aspect niet in beschouwing genomen.

De specie zal na storten consolideren, waardoor poriënwater, met daarin opgeloste microver-ontreinigingen, naar buiten wordt geperst. De in hoofdstuk 2 berekende hoeveelheden consolidatiewater zijn gebruikt als invoer voor de oppervlaktewaterkwaliteitsmodule. Als "worst case" is gekozen voor 100 % consolidatiedebiet richting oppervlaktewater. Tevens is, omdat naar verwachting de bijdrage aan de waterkwaliteit vanuit het depot zeer gering is, verondersteld dat het consolidatiedebiet na de planperiode van 10 jaar constant blijft. Gekozen is voor een consolidatiedebiet zoals die gemiddeld gedurende de planperiode optreedt. De gehalten microverontreinigingen in poriënwater van middenklasse specie die berekend zijn in hoofdstuk 3 dienen als invoer voor de kwaliteit van het consolidatiewater.

Via de open verbinding tussen de Maas en de plas (stortlokatie) vindt uitwisseling van water plaats. De hoeveelheid wordt vooral bepaald door wind en peilfluctuaties in de Maas ter hoogte van de toegang van de plas. In het ORPHEUS-model wordt met een jaargemiddelde uitwisselingsdebiet van 1 m³/s gerekend.

In de basis-inrichtingsvariant wordt saneringsspecie met een volumegewogen gemiddelde kwaliteit (middenklasse specie) gestort. Aan het einde van de planperiode wordt een bovenaf-dekking van klei aangebracht. Vanwege de functie van de afdeklaag is aangenomen dat hiervoor schone klei wordt gebruikt, waarvoor de streefwaarde voor bodem/sediment is gebruikt. In verband met de afwezigheid van een bovenafdichting gedurende de stortperiode (=planperiode) is juist voor deze periode de ontwikkeling van de kwaliteit van het oppervlak-tewater relevant. Verder is de gemiddelde kwaliteit van het oppervlaktewater berekend nadat een 1 meter dikke bovenafdekking van klei is aangebracht. De periode die in beschouwing genomen kan worden, is beperkt door een maximum aantal te berekenen tijdstappen. De in beschouwing genomen periode is 25 jaar.

Nadat uit de berekening met de Maas op de huidige waterkwaliteit bleek dat de bijdrage uit het depot onvoldoende zichtbaar is (het maaswater domineert de waterkwaliteit) zijn aanvullende sommen gemaakt. Daarbij is verondersteld dat het Maaswater op termijn de streefwaarde bereikt. Door de lage achtergrondconcentraties in het Maaswater, geeft dit een beter beeld van het effect van het consolidatiedebiet op de waterkwaliteit van het bovenstaande oppervlaktewater na de planperiode. Deze benadering is beter bruikbaar voor de verdere beoordeling van de depots onderling. De PCB's zijn bij deze sommen achterwege gelaten omdat bij eerder uitgevoerde berekeningen bleek dat de bijdrage uit het depot zeer gering is en omdat voor de PCB's geen streefwaarden voorhanden zijn.

4.2 Invoergegevens

Voor wat betreft de berekening van de kwaliteit van het poriënwater wordt verwezen naar hoofdstuk 3 van dit rapport. Zoals in paragraaf 4.1 is aangegeven, wordt middenklasse specie in beschouwing genomen. De poriënwaterkwaliteit van deze specie is in Tabel 4.2 weergegeven.

Het uitwisselingsdebiet tussen Maas en plas is op 1 m³/s gesteld. Macrochemische gegevens (jaargemiddelde) en temperatuurgegevens (seizoen afhankelijk) van het Maaswater zijn ontleend aan het rapport ORPHEUS-rivierengebied (WL 1991) en zijn in Tabel 4.1a en 4.1b opgenomen. In Tabel 4.2 zijn de microchemische gegevens voor de berekening van de kwaliteit van het oppervlaktewater weergegeven, en is in verband met de toetsing de streefwaarde van opgeloste concentraties voor oppervlaktewater weergegeven. Als invoer voor de Maas op streefwaardenniveau zijn de totaalgehalten van de streefwaarde in oppervlaktewater ook in Tabel 4.2 opgenomen.

De consolidatieflux richting oppervlaktewater bedraagt gedurende de planperiode voor Molengreend en Kuypers Kessel respectievelijk 4 l/s en 1,4 l/s (hoofdstuk 2). Dit is gedurende de berekende periode (25 jaar) constant gehouden. In werkelijkheid zou de consolidatieflux afnemen en na ongeveer 80 tot 100 jaar nul naderen. Gemiddeld over de gehele consolidatieperiode zou de flux op circa 1 l/s respectievelijk 0,5 l/s komen voor de beide depots. Door modelbeperkingen zijn slechts conclusies mogelijk over dat deel van de consolidatiefase waarbij de grootste consolidatie flux vrijkomt.

De diepte van het oppervlaktewater boven het depot Molengreend is 5 meter en voor een derde deel van het oppervlak slechts één meter. Er is gerekend met een gemiddelde diepte van 3,7 meter. De gemiddelde dikte van de sliblagen en de afdeklaag van het depot is 16,3 m. Voor Kuypers Kessel is gerekend met een waterdiepte van 5 m.

Tabel 4.1a Macrochemische kwaliteitgegevens van het Maaswater

Macrochemische parameter	jaargemiddelde conc.
ammonium (mgN/l)	0.49
nitraat (mgN/l)	2.95
zuurstof (mgO/l)	9.0
fosfaat (mgP/l)	0.54
ijzer (mg/l)	2.0
zwevend stof (mg/l)	36.5

Tabel 4.1b Gemiddeld jaarlijks temperatuurverloop in een Maasplas

tijdstip in het jaar (d)	temp (°C)
0	3
30	1
60	3
90	4
120	7
150	13
180	18
210	20
240	18
270	15
300	10
330	7
365	3

Tabel 4.2 Invoergegevens van microverontreinigingen voor de berekening van de kwaliteit van het oppervlaktewater.

stof	poriënwater midden-klasse-specie (mg/m ³) opgelost	Maaswater (1986) (mg/m ³) totaalgehalte	streefwaarde grond/sediment (mg/kg) (ivm deklaag)	streefwaarde oppervlaktewater (mg/m ³) opgelost	streefwaarde oppervlaktewater (mg/m ³) totaal
cadmium	0.23	0.43	0.8	0.01	0.05
chromium	12	5.7	100	0.5	5
arsen	56	2	29	4	5
PCB-153	0.003	0.0015	0.004	-	-
fluorantheen	2.5	0.065	0.015	0.005	0.006
benzo(a)pyreen	0.2	0.034	0.025	0.001	0.003
PCB-52	0.003	0.0013	0.001	-	-
benzo(ghi)peryleen	0.08	0.036	0.02	0.0002	0.001
anthracen	0.08	0 *	0.05	0.02	0.02
fenantreen	9	0 *	0.045	0.02	0.02

* van anthracen en fenantreen zijn geen kwaliteitgegevens van Maaswater voorhanden. Hiervoor is de waarde nul ingevuld.

- Voor de betreffende PCB's is (nog) geen streefwaarde danwel grenswaarde voor oppervlaktewater afgeleid.

4.3 Resultaten

Bij de basis inrichtingsvariant, waarin volume gewogen gemiddelde saneringsspecie gestort wordt, kan een onderscheid gemaakt worden tussen de beïnvloeding van het oppervlaktewater tijdens de planperiode en ná de planperiode als een bovenafdichting van schone klei is aangebracht. De berekende (over het jaar gemiddelde) kwaliteiten van het oppervlaktewater van zowel Kuypers Kessel als bij de Molengreend zonder en met bovenafdichting zijn in Tabel 4.3 weergegeven. Omdat de seizoensvariëaties in de concentraties verwaarloosbaar bleken, zijn jaargemiddelde waarden weergegeven.

Uit de resultaten blijkt de effectiviteit van het aanbrengen van de bovenafdichting van klei. Anthracen en fenantreen nemen na aanbrengen van een afdeklaag beide zeer sterk in concentratie af. Dit is voornamelijk te wijten aan het feit dat voor deze beide stoffen de concentraties in het Maaswater op nul gesteld zijn. Hieruit blijkt dat de invloed van de instroom van het Maaswater groot is. Voor de rest van de stoffen (cadmium, PCB-153, PCB-52, fluorantheen, benzo(a)pyreen, en benzo(g,h,i)peryleen) blijkt dat na afdekking de concentraties afnemen met een factor een half tot maximaal 3.5. Arseen en Chromium nemen wat minder af, mogelijk mede doordat de concentraties van de afdeklaag (streefwaarde sediment) relatief hoog zijn.

Ten opzichte van de huidige kwaliteit van het Maaswater liggen de gehalten in de plas boven de stort lager. Dit komt deels door de afdeklaag en deels door een toename van de sedimentatie in de ondiepe put. Echter als de Maas verondersteld wordt een waterkwaliteit op streefwaarde niveau te hebben, blijken de opgeloste concentraties van arseen en enkele PAK's (behalve fenantreen en anthracen) hoger dan de streefwaarde te zijn.

De resultaten van de berekening met de Maas op streefwaarde staat in Tabel 4.4. Omdat voor het consolidatiedebiet een "worst case" gemiddelde gedurende de gehele berekende periode is genomen zal in werkelijkheid de bijdrage van consolidatie uit het depot lager zijn en in de tijd nog verder afnemen. De diffusieve flux, met name uit de deklaag, zal op termijn de enige bijdrage aan de waterkwaliteit leveren.

De resultaten van Kuypers Kessel en Molengreend zijn voor de berekeningen met de Maas op streefwaarde door vertaald naar de overige depots. Hiervoor is aangenomen dat de diepten van de verschillende depots zo weinig verschillen dat het consolidatiedebiet alleen gecorrigeerd hoefde te worden voor het oppervlak van de verschillende depots. Verder is bij een vaste uitwisseling met de rivier van 1 m³/s de verblijftijd van belang. Deze wordt naast het oppervlak van het depot bepaald door de waterdiepte. Voor de diepte is aangenomen dat de depots die gedeeltelijk worden aangevuld tot 1 m onder stuwpeil vergelijkbaar zijn met Molengreend (diepte is 3,7 m) en voor Rijkelse Bemden is evenals Kuypers Kessel 5 meter diepte aangehouden. De overschrijdingsfactoren van de streefwaarden alsmede te sommatie van de overschrijdingen staan in Tabel 4.5.

4.4 Toetsing resultaten aan de streefwaarde oppervlaktewater

Kuypers Kessel, Maas op huidige kwaliteit (1986)

Voor wat betreft de metalen kan gezegd worden dat cadmium en chroom de streefwaarden voor oppervlaktewater 13 respectievelijk 1,2 maal overschrijden. Na aanbrengen van een afdeklaag blijft cadmium de streefwaarde overschrijden zij het nu met een factor 7 en chroom met een factor 1,1. Arseen blijft in beide situaties onder de streefwaarde voornamelijk doordat de achtergrondconcentratie van de Maas (1986) een factor twee onder de streefwaarde ligt (tabel 4.2).

De PAK's fluorantheen, benzo(a)pyreen, benzo(g,h,i)peryleen overschrijden in afwezigheid van een afdeklaag de streefwaarde globaal met een factor van respectievelijk 20, 30 en 100. Fenantreen overschrijdt de streefwaarde drie maal, terwijl anthraceen een factor drie beneden de streefwaarde komt. Na aanbrengen van een afdeklaag zijn de overschrijdingen voor fluorantheen en benzo(a)pyreen tweemaal kleiner. Voor benzo(g,h,i)peryleen is de overschrijding van de streefwaarde met een factor 70 circa 1,5 maal kleiner dan voor het aanbrengen van de afdeklaag. Alleen anthraceen en fenanthreen komen ver beneden de streefwaarde. Voor wat betreft de PCB's kan geen uitspraak gedaan worden, omdat voor deze stoffen (nog) geen streefwaarden zijn afgeleid.

Kuypers Kessel, Maas op streefwaarde

Als nadat de afdeklaag is aangebracht de Maas op streefwaarde niveau zou komen dan blijken de oppervlaktewaterconcentraties rond de streefwaarde te schommelen.

Arseen overschrijdt in geringe mate de streefwaarde evenals de PAK's: fluorantheen, benzo(a)pyreen en benzo(ghi)peryleen. De laatste heeft met een factor twee de hoogste overschrijding.

Molengreend, Maas op huidige kwaliteit

Voor wat betreft de metalen kan gezegd worden dat cadmium en chroom de streefwaarden voor oppervlaktewater respectievelijk 18 en 1,2 maal overschrijden. Na aanbrengen van een afdeklaag blijft cadmium de streefwaarde overschrijden zij het nu met een factor 6. Chroom komt met afdeklaag net beneden de streefwaarde uit. Arseen laat geen overschrijding van de streefwaarde zien.

De PAK's fluorantheen, benzo(a)pyreen, benzo(g,h,i)peryleen overschrijden in afwezigheid van een afdeklaag de streefwaarde achtereenvolgens met een factor van circa 40, 50 en 125. Fenantreen overschrijdt de streefwaarde acht maal, terwijl anthraceen globaal een factor 1.5 beneden de streefwaarde komt. Na aanbrengen van de afdeklaag zijn de overschrijdingen voor fluorantheen en benzo(a)pyreen een factor 10 tot 15 hoger en benzo(g,h,i)peryleen overschrijdt de streefwaarde met een factor 55. Alleen anthraceen en fenantreen komen ver beneden de streefwaarde. Voor wat betreft de PCB's kan ook hier geen uitspraak gedaan worden, omdat voor deze stoffen (nog) geen streefwaarden zijn afgeleid.

Molengreend, Maas op streefwaarde

Als de Maas nadat de afdeklaag is aangebracht een waterkwaliteit op streefwaarde niveau zou bereiken dan blijkt dat de concentraties in de orde grootte van de streefwaarde uit te komen. Overschrijding van de streefwaarde treedt op bij arseen (factor 1,2), benzo[a]pyreen (factor 1,3), benzo[ghi]peryleen (factor 1,5) en in mindere mate bij fluorantheen (factor 1,03).

Tabel 4.3 De berekende jaargemiddelde concentraties van microverontreinigingen in het oppervlaktewater bij huidige Maaswaterkwaliteit (BI).

stof	Kuypers Kessel opgelost (mg/m ³)		Molengreend opgelost (mg/m ³)	
	voor afdeklaag	na afdeklaag	voor afdeklaag	na afdeklaag
cadmium	0.13	0.074	0.18	0.06
chroom	0.62	0.54	0.56	0.4
arseen	2.1	1.9	2.5	1.9
PCB-153	0.82.10 ⁻³	0.54.10 ⁻³	0.001	0.4.10 ⁻³
fluorantheen	0.12	0.058	0.2	0.056
benzo(a)pyreen	0.033	0.018	0.05	0.015
PCB-52	0.87.10 ⁻³	0.6.10 ⁻³	0.001	0.5.10 ⁻³
benzo(ghi)peryleen	0.02	0.014	0.025	0.011
anthraceen	0.006	0.29.10 ⁻⁶	0.014	0.8.10 ⁻⁶
fenantreen	0.057	0.15.10 ⁻⁴	0.17	0.4.10 ⁻⁴

Tabel 4.4 De berekende concentraties van microverontreinigingen na de planperiode in het oppervlaktewater met de Maas op streefwaarde.

stof	Kuypers Kessel		Molengreend		Streefwaarde opgelost
	na afdeklaag opgelost (mg/m ³)	verhouding: conc./streefw.	na afdeklaag opgelost (mg/m ³)	verhouding : conc./streefw.	(mg/m ³)
cadmium	0.0087	0.88	0.0066	0.66	0.01
chromium	0.47	0.95	0.35	0.70	0.5
arsen	4.8	1.2	4.68	1.17	4
fluorantheen	0.0045	1.08	0.0052	1.03	0.005
benzo(a)pyreen	$0.53 \cdot 10^{-3}$	1.58	0.0013	1.33	0.001
benzo(ghi)peryleen	$0.76 \cdot 10^{-4}$	1.9	$0.30 \cdot 10^{-3}$	1.52	0.0002
anthraceen	0.011	0.55	0.009	0.46	0.02
fenantreen	0.02	0.98	0.019	0.97	0.02

4.5 Vertaling van de doorgekende varianten naar de overige natte lokaties (Maas op streefwaarde)

De verhoudingen van berekende opgeloste concentraties voor de verschillende depots en de streefwaarden zijn vermeld in Tabel 4.5. De sommaties van de overschrijdingen van de streefwaarde kunnen worden gebruikt voor de onderlinge vergelijking van de depots.

Tabel 4.5 De berekende verhoudingsgetallen tussen concentraties in oppervlaktewater en de streefwaarden en de sommatie van de overschrijdingen voor de vijf natte lokaties

stof	Kuypers Kessel	Rijkelse Bemden	Molengreend	Osen I	Laaker-weerd
cadmium	0.88	0.72	0.66	0.83	0.58
chromium	0.95	0.77	0.70	0.91	0.62
arsen	1.20	1.19	1.17	1.20	1.15
fluorantheen	1.08	1.05	1.03	1.07	1.02
benzo(a)pyreen	1.58	1.50	1.33	1.55	1.25
benzo(ghi)peryleen	1.90	1.80	1.52	1.85	1.38
anthraceen	0.55	0.50	0.46	0.54	0.42
fenantreen	0.98	0.97	0.97	0.98	0.97
Som overschrijdingen	5.76	5.54	5.05	5.67	4.80

In grote lijnen blijkt dat de depots met de grootste omvang de minste overschrijdingen van de streefwaarde hebben. Daarnaast is gedeeltelijk opvullen tot een meter onder het stuwpeil minder gunstig voor de oppervlaktewaterkwaliteit. Beide effecten liggen in de lijn der verwachtingen.

Minerale olie, pesticiden en radio-actieve stoffen

De specie bevat bijna geen pesticiden, zodat voor deze stoffen geen problemen verwacht mogen worden. Minerale olie zal vervluchtigen of in het zuurstofhoudende oppervlaktewater afgebroken worden. Voor radioactieve stoffen kan geen uitspraak over een eventueel gevaar worden gedaan, omdat slechts een totaal stralingsniveau bekend is, en het niet bekend is welke stoffen bijdragen aan deze straling.

5 Grondwaterkwantiteit

5.1 Inleiding

Teneinde de verspreiding van verontreinigde stoffen vanuit de depots en het transport ervan in de ondergrond goed te kunnen berekenen is de stationaire geohydrologische situatie van de omgeving van de vijf depotlokaties op basis van de beschikbare gegevens gemodelleerd.

In dit hoofdstuk wordt het kwantitatieve deel van de verspreidingsberekeningen behandeld. Bijlage A geeft een uitvoerige beschrijving van de regionale geologie, geohydrologie en hydrologie. In het onderstaande wordt voor de vijf lokaties de lokale geohydrologie beschreven. Vervolgens worden voor iedere lokatie de modelafmetingen, de invoergegevens, de berekeningsresultaten en de calibratie besproken. Voor drie natte lokaties (Laakerweerd, Osen I en Molengreend) zijn drie berekeningen gedaan. Deze depotlokaties worden uitgebreid ter vergroting van de bergingscapaciteit. De doorgerkende situaties zijn: een calibratieberekening van de situatie in het voorjaar van 1990, een berekening van de situatie met een niet opgevulde, maar wel uitgebreide plas (hiermee kunnen effecten op de potentialen (stuwing/daling) tijdens de vulfase berekend worden) en een berekening van de situatie na vulling van het depot. Voor de lokatie Kessel zijn twee berekeningen uitgevoerd: een calibratieberekening en een berekening met een depot dat geheel gevuld is met baggerspecie. Deze plas heeft nu reeds de gewenste diepte en hoeft dus niet uitgebaggerd te worden. Bij de berekeningen met depot wordt het depot gerepresenteerd door een plaatselijk zeer lage doorlatendheid.

Voor de droge depotlokatie (Groeve Vergoossen) is een andere werkwijze gevolgd omdat het depot hier boven de grondwaterspiegel ligt. Het effect van een depot boven de verzadigde zone is hier ingebracht als een verminderd neerslagoverschot ter plaatse van het depot.

Voor de natte lokaties Kessel, Osen I en Molengreend zijn op basis van de gecalibreerde modellen submodellen rond de depotlokaties gedefinieerd. Deze hebben een kleiner oppervlak en hebben een fijnere discretisatie, zowel horizontaal als verticaal. Dit is van belang voor de STYXZ-berekeningen: hoe fijner de discretisatie, hoe nauwkeuriger de verspreiding berekend kan worden. Voor de lokatie Laakerweerd is geen detailmodel gedefinieerd, de discretisatie van het regionale model is reeds fijn genoeg.

De berekeningen zijn uitgevoerd met MODFLOW. Bijlage B geeft een beschrijving van dit model.

De vermelde verticale schematisatie geldt voor de kwantiteitsberekeningen met MODFLOW. Voor de transportberekeningen met STYXZ worden de MODFLOW-lagen opgedeeld in dunnere lagen om het transport van verontreinigde stoffen in de diepte met meer detail te kunnen berekenen. Ook de effecten van diffusie en dispersie kunnen zo op een voldoende nauwkeurige manier worden berekend.

De gebruikte informatie, die als uitgangspunten voor dit geohydrologische deel heeft gediend, is afkomstig uit:

- het Grondwaterplan van Limburg;
- de Grondwaterkaart van Nederland;
- een geologische inventarisatie van de RGD;
- het On-Line Grondwater Archief van TNO-gg;
- de in het kader van de studie Wateroverlast Maas (WL, 1994) gecalibreerde supraregio Limburg van het NAtionale GRondwaterModel van Nederland (NAGROM)
- Topografische Atlas van Nederland;
- kaartmateriaal van de Provincie Limburg (schaal 1:10.000);
- digitale maaiveldhoogte-informatie van de Topografische Dienst;
- grondwateronttrekkingsgegevens van de Provincie;
- het rapport "Hydrologische systeemanalyse Noord- en Midden-Limburg" van IWACO; en
- rapporten van eerder uitgevoerde detailstudies in de omgeving van de speciedepots.

NAGROM is voor de studie Wateroverlast Maas (WL, 1994) uitgebreid met de meest recente geohydrologische gegevens. Het model van de supraregio Limburg is geijkt op de voorjaarssituatie van 1990, een periode goed overeenkomt met de gemiddelde jaarsituatie. Gezien de goede ervaringen die in het verleden met NAGROM-randvoorwaarden zijn opgedaan is dit model gebruikt om de randvoorwaarden voor de te ontwikkelen modellen af te leiden.

5.2 Calibratieberekeningen

5.2.1 N12 Kuypers Kessel

Lokale geohydrologie

Deze lokatie bevindt zich op de Peelschol. De zuidgrens van de Peelschol wordt gevormd door de Peelrandbreuk. Op de Peelschol komen diverse kleinere breuken in de ondergrond voor. In de directe omgeving van de depotlokatie zijn echter geen breuken bekend.

De in Tabel 5.1 gegeven geohydrologische opbouw van de ondergrond rond de depotlokatie is het resultaat van een analyse van de beschikbare bodemgegevens. De deklaag ontbreekt in de omgeving van de Maas en met de afstand tot de Maas neemt de dikte geleidelijk toe tot circa 10 m op 1,5 km afstand van de Maas. De dikte van het eerste watervoerende pakket is in bijna het gehele gebied ongeveer 10 m. Slechts aan de binnenzijde van de rivierbocht is de dikte beduidend minder (tot 2 m). In het noordoosten van het studiegebied is de dikte maximaal: 16 m.

Tabel 5.1 Lithologische en geohydrologische opbouw lokatie Kessel

Geohydrologie, dikte (m)	Formatie	Textuur	Modellaag
Deklaag, (0-10)	Betuwe	Klei, met plaatselijk een inschakeling van zand	1
	Betuwe/Twente	Matig fijn zand, plaatselijk kleihoudend	1
Eerste watervoerende pakket, (2-16)	Kreftenheye/Veghel	Zeer grof tot uiterst grof grindhoudend zand en fijn tot zeer grof grind, met plaatselijk een dunne (< 1 m) kleilaag	2
	Sterksel	Zeer grof tot uiterst grof zand en fijn tot matig grof grind	2
Scheidende laag, (> 180)	Breda	Uiterst fijn en zeer fijn zand, met zwak tot sterk kleiige trajecten. De zanden zijn meestal matig tot sterk glauconiethoudend	3

Horizontale schematisatie

De lokatie ligt langs de westoever van de Maas. De grondwaterstroming in dit gebied is volgens het Grondwaterplan van Limburg loodrecht op de Maas. De drainerende Maas fungeert als waterscheiding, d.w.z. er vindt geen grondwaterstroming plaats onder de Maas door. Het model kan daarom grotendeels beperkt worden tot het gebied ten westen van de Maas. Het volgende modelgebied is aangehouden (in (X,Y)-coördinaten van het Rijksdriehoekennetwerk):

- $X_{\min}$ 197.500
- $Y_{\min}$ 364.000
- $X_{\max}$ 202.000
- $Y_{\max}$ 368.000.

Dit gebied omvat de Maas, het depot en ten noordwesten van het depot een strook van 2,5 km tot de NW-hoek van het model. De Tegelenbreuk loopt net ten zuidwesten van dit gebied en wordt in de modellering niet meegenomen.

In Figuur 5.1 is dit gebied weergegeven. Hierop is tevens de horizontale discretisatie van het rekengrid afgebeeld. Rond het depot is de celafmeting 25*25 m². Naar de hoeken van het model neemt dit geleidelijk toe tot 100*100 m². Het model bestaat uit 88 rijen en 79 kolommen.

Het grid maakt rond het depot een hoek met de vermoedelijke grondwaterstromingsrichting van ongeveer 45°. Met een dergelijk grid is de numerieke dispersie maximaal, wat de resultaten van de verspreidingsberekeningen nadelig beïnvloedt. Om deze reden wordt voor de verspreidingsberekening ingezoomd op een deel van het model, waarbij de hoofdasen van het nieuwe grid een hoek van ca 45 ° met de hoofdasen van het regionale model maken. De ligging en de omvang van het detailmodel is weergegeven in Figuur 5.1. Globaal staan de rijen loodrecht op en de kolommen parallel aan de dominante grondwaterstromingsrichting in dit detailmodel.

Verticale schematisatie

Voor de calibratieberekeningen is de ondergrond geschematiseerd tot 3 modellagen: de deklaag, het eerste watervoerende pakket en een laag met een lagere doorlatendheid (Formatie van Breda). De dikte in het model van deze formatie is ca 40 m. Omdat het depot ca 15 m insnijdt in deze formatie is de dikte onder het depot ca 25 m.

De dikte van de verschillende formaties kent een redelijke variatie. Om een gebiedsdekkende dikteverdeling voor de verschillende modellagen te verkrijgen zijn achtereenvolgens de volgende stappen uitgevoerd:

- De top van de onderste modellaag (de scheidende laag) is verkregen door op de beschikbare dieptegegevens van de bovenkant van de Formatie van Breda een SURFER-interpolatie uit te voeren. De top van de scheidende laag is gelijk aan de bodem van het watervoerende pakket.
- De dikte van het eerste watervoerende pakket is verkregen door de beschikbare diktegegevens van dit pakket via SURFER te interpoleren. De bodemligging van het watervoerende pakket plus de dikte ervan levert de top van deze laag op. De top van het watervoerende pakket is gelijk aan de bodem van de deklaag.
- De maaiveldhoogte is verkregen via een SURFER-interpolatie op de beschikbare gegevens (digitale hoogtes van de Topografische Dienst). Het verschil tussen de resulterende maaiveldverdeling en de bodem van de deklaag levert de dikte van de deklaag op.

De verdeling van de diktes in het model is weergegeven in de Bijlagen C.1a, C.1b en C.1c. Hieruit blijkt dat de dikte van de deklaag rond het depot minder dan 1 m dik is. Het watervoerende pakket is ca 9 m dik en de Formatie van Breda ca 40 m.

Geohydrologische parameters

De ingevoerde doorlatendheden staan vermeld in Tabel 5.2. Met deze waarden kon voor de vijf doorgerekende gebieden dezelfde parameters per geohydrologische laag worden aangehouden, wat heeft geleid tot een acceptabel calibratieresultaat.

Tabel 5.2 Overzicht horizontale en verticale doorlatendheden in het modelgebied Kessel

	Formatie	K_{hor} (m/d)	K_{vert} (m/d)
Deklaag	Betuwe/Twente	3	0,066
Eerste watervoerende pakket	Veghel, Kreftenheye	50	10
Scheidende laag	Breda	2	0,1

Omdat de Maasbodem voornamelijk uit grove zanden en grinden bestaat, is, in navolging van (IWACO, 1992), als intreeweerstand voor de Maas een lage uniforme waarde van 2 dagen gebruikt.

Randvoorwaarden

De potentialen aan de randen van het model zijn afkomstig uit het NAGROM-model voor de studie Boertien II, Wateroverlast Maas (WL, 1994). Deze potentialen zijn als vaste waarden in de berekeningen meegenomen. Ook het Maaspeil (NAP + 14.0 m) is als vast peil ingebracht in de bovenste twee modellagen. Hiermee wordt het beeld gesimuleerd van een door de deklaag (voor zover aanwezig) heensnijdende rivier die in direct contact staat met het eerste watervoerende pakket.

Als neerslagoverschot is een uniforme waarde van 0,7 mm/d (250 mm/jr) aangenomen. Volgens de gegevens van de Provincie komen in het gemodelleerde gebied geen grondwateronttrekkingen voor.

Berekeningsresultaten en calibratie

In de Bijlagen C.2a en C.2b zijn de berekende potentialen in het watervoerende pakket en in de Formatie van Breda weergegeven. De isohypsenpatronen vertonen een regelmatig verloop: vanaf de hogere gronden in het noordwesten stroomt het grondwater in de richting van de Maas. De gradiënt neemt in beide pakketten toe in de richting van de Maas.

Om een grondwatermodel te calibreren worden de met het model berekende potentialen vergeleken met gemeten (gemiddelde) stijghoogten. De afwijking tussen de berekende en de gemeten potentialen kan geminimaliseerd worden door de waarden van bepaalde parameters (horizontale doorlatendheid, hydraulische weerstand, intreeweerstand) binnen toelaatbare grenzen te variëren. Een model is goed gecalibreerd wanneer in het aandachtsgebied binnen het model dit verschil klein is.

In het modelgebied Kessel zijn slechts drie gemeten potentialen bekend. De ligging van deze filters is aangegeven op de Bijlagen C.2a en C.2b. Alle drie de filters liggen aan de oostzijde van de Maas, terwijl de depotlokatie aan de westoever van de Maas ligt. In Tabel 5.3 is het calibratieresultaat weergegeven.

Tabel 5.3

filter	X	Y	Berekend (m NAP)	Gemeten (m NAP)	Vershil (m)
1	200490	364460	17.28	17.37	-0.09
2	201680	365490	18.43	17.85	0.58
3	201865	365390	18.82	18.93	-0.11

Een methode die **geen** calibratie is, maar wel geschikt is om in grote lijnen stromingspatronen te controleren, is het vergelijken van de berekende isohypsen met isohypsen die zijn getekend op basis van een groter aantal gemeten punten, die voor een deel buiten het studiegebied vallen. Het Grondwaterplan van Limburg bevat een kaart (Bijlage 23) met het isohypsenpatroon van het eerste watervoerende pakket dd 14/10/83. De isohypsen rond Kessel op deze kaart zijn echter om de volgende redenen niet bruikbaar:

- op basis van drie meetpunten (met TNO-archieffnummers 102, 24 en 10, in een driehoek gelegen met zijden van vijf, zes en negen km) en het vaste peil van de Maas is vrijwel lineair geïnterpoleerd, zonder rekening te houden met de parabolische vorm van de grondwaterspiegel in een kwelsituatie in de buurt van een rivier;
- afgezien van de soort interpolatie vormt het geringe aantal waarnemingen in de omgeving van Kessel geen garantie voor de correctheid van de geïnterpoleerde isohypsen.
- de potentialen die in het Grondwaterplan op de rand van het modelgebied zijn getekend verschillen van de waarden die door NAGROM berekend zijn. Omdat deze (rand-)waarden al verschillen, is een vergelijking tussen de nu berekende waarden en de isohypsen in het Grondwaterplan weinig zinvol.

Uit het bovenstaande blijkt dat er te weinig gemeten potentialen beschikbaar zijn om het model op te calibreren. Dit betekent dat de betrouwbaarheid van de berekeningsresultaten afhankelijk is van de waarden van de geohydrologische invoerparameters horizontale doorlatendheid, hydraulische weerstand en intreeweerstand. Hiervoor zijn waarden aangenomen die uit de literatuur afkomstig zijn, waarvan men mag aannemen dat deze een goede benadering vormen. Voor het gebied Osen I leiden deze waarden tot goede calibratieresultaten.

5.2.2 N32 Laakerweerd

Lokale geohydrologie

De depotlokatie ligt in de Roerdalslenk. In Tabel 5.4 is de lokale geohydrologische opbouw van de ondergrond gegeven. De deklaag wordt gevormd door Betuwekleien en de slecht doorlatende delen van de Formatie van Kreftenheye. Door de variabele doorlatendheid van de Formatie van Kreftenheye wordt deze deels tot de deklaag en deels tot het eerste watervoerende pakket gerekend, dat verder bestaat uit de grove afzettingen van de Formaties van Veghel en Kedichem.

Er zijn te weinig boringen om met zekerheid iets te kunnen zeggen over de opbouw van de diepere ondergrond. Met name de dikte en de verbreiding van de slecht doorlatende delen van de Kiezeloöliet formatie is onzeker. Dit is belangrijk omdat de depotbodem tot op de Kiezeloölietformatie steekt. Op voorhand is het verschil al aan te geven tussen uitspoeling naar een goed doorlatend deel en uitspoeling naar een slecht doorlatend deel van de Kiezeloölietformatie. Er is voor gekozen om twee berekeningen uit te voeren: één met een kleilaag tussen de twee watervoerende pakketten en één waarbij geen kleilaag aanwezig is tussen de twee watervoerend pakketten. Bij een worst case benadering (uitspoeling naar een goed doorlatende laag), zou de lokatie Laakerweerd bij vergelijking met de andere lokaties op dit punt direkt afvallen, terwijl bij de eventuele aanwezigheid van een kleilaag op de juiste diepte deze lokatie juist erg geschikt zou kunnen zijn.

Tabel 5.4 Lithologische en geohydrologische opbouw lokatie Laakerweerd

Geohydrologie, dikte (m)	Formatie	Textuur	Modell laag
Deklaag, (< 10)	Betuwe	Klei, met plaatselijk een inschakeling van zand	1
	Kreftenheye	Matig fijn tot matig grof zand, plaatselijk kleihoudend. Aan de basis kan grof grindhoudend zand voorkomen. Lokaal kunnen kleilagen aanwezig zijn.	2
Eerste watervoerende pakket, (20-25)	Kreftenheye/Veghel/Kedichem	Grind, meestal grof, plaatselijk zandig, afwisselingen met grindhoudend zand komen voor. Zeer lokaal komen relatief dunne (< 2 m) kleilagen voor.	3
Scheidende laag, (5)	Kiezeloöliet (Boven Brunssum-klei)	Zware stijve klei met bruinkoolhoudende lagen	4
Tweede watervoerende pakket (5-15)	Kiezeloöliet (Zanden van Pey)	Matig fijn tot matig grof zand, plaatselijk wat grindhoudend	5

De dikte van de deklaag varieert tussen 3 en 10 m en bedraagt gemiddeld ca 5m. De dikte van het bovenste deel van het watervoerende pakket ligt tussen 10 en 15 m. Het onderste deel heeft een vrij constante dikte van 10 m. Ook de variatie van de diktes van de diepere formaties is gering of de informatie hierover ontbreekt. Daarom wordt voor de modellering van deze modellen een uniforme dikte aangehouden.

De Gangeltbreuk loopt in zuidoost-noordwestelijke richting tot ca 1,5 km ten zuiden van de depotlokatie. Het is niet bekend tot waar de invloed van de breuk precies doorwerkt in de geohydrologische opbouw.

Horizontale schematisatie

De lokatie ligt aan de buitenzijde van een meanderbocht, tussen de Maas en het Julianakanaal. Het gemodelleerde gebied heeft de volgende hoekpunten:

- $X_{\min}$ 184.000
- $Y_{\min}$ 345.000
- $X_{\max}$ 188.000
- $Y_{\max}$ 349.000

Volgens de RGD-inventarisatie ligt de Gangeltbreuk juist ten zuiden van dit modelgebied. Voor deze studie is ervan uitgegaan dat het al dan niet voorkomen van de breuk in het studiegebied geen invloed heeft op de uitloging uit het depot. De breuk is derhalve buiten beschouwing gelaten in de modellering.

In het Grondwaterplan van Limburg staat de grondwaterstroming in het eerste watervoerende pakket aangegeven in westelijke tot zuidwestelijke richting, naar de drainerende Maas gericht. Over de stromingsrichting in het tweede watervoerende pakket geeft het Grondwaterplan geen uitsluitsel. Rond de depotlokatie wordt een gebied van ca $1,5 * 2,0 \text{ km}^2$ gemodelleerd met cellen van $25 * 25 \text{ m}^2$. Naar de randen van het model neemt de celafmeting toe tot maximaal $100 * 200 \text{ m}^2$ in het noordoosten en het noordwesten (zie Figuur 5.2). Het model heeft 116 rijen en 98 kolommen.

Verticale schematisatie

Zoals in de beschrijving van de lokale geohydrologie al vermeld staat is de precieze opbouw van de ondergrond niet goed bekend. Om deze reden worden twee berekeningen uitgevoerd met verschillende schematisaties. De modellen voor beide berekeningen zijn grotendeels gelijk. De modellen bestaan uit vijf lagen. De bovenste modellaag representeert de deklaag (dikte ongeveer 5 m), de modellaag daaronder het bovenste deel van het eerste watervoerende pakket (Formatie van Veghel en Kreftenheye, 10-15 m). Het onderste deel van dit pakket (Formatie van Kedichem, 10 m) wordt gerepresenteerd door de onderliggende modellaag. De hieronder liggende modellaag stelt de Boven-Brunssum formatie (deel van de Kiezeloölietformatie, 5 m) voor. De onderste modellaag bestaat uit de matig fijne tot matig grove zanden van Pey (deel van de Kiezeloölietformatie, 15 m).

De dikteverdeling van de bovenste twee modellagen is weergegeven in de Bijlagen C.3a en C.3b. Bij Bijlage C.3b moet worden opgemerkt dat dit het resultaat is van een interpolatie op basis van enkele diktemetingen rond de depotlokatie. Omdat deze resultaten niet zonder meer geëxtrapoleerd mogen worden naar de randen van het model toe is besloten voor het gebied dat buiten het geïnterpoleerde gebied valt een vaste waarde van 12,5 m aan te houden.

Het verschil in de twee uitgevoerde berekeningen zit in de horizontale en de verticale doorlatendheid van de modellaag die de Boven-Brunssum klei voorstelt. Voor de berekening waarin deze slecht doorlatende kleilaag afwezig is, worden de lage doorlatendheden vervangen door waarden die overeenkomen met de waarden in de boven- en onderliggende watervoerende pakketten.

Geohydrologische parameters

In eerste instantie worden voor deze lokatie zoveel mogelijk dezelfde waarden gebruikt als de waarden die voor de berekeningen voor de eveneens in de Roerdalslenk gelegen groeve Vergoossen in 1993 zijn gehanteerd (WL, 1993). In Tabel 5.5 zijn deze waarden vermeld. Als intreeweerstand voor de Maas is een uniforme waarde van 2 dagen gebruikt. Omdat de bodem van het Julianakanaal geasfalteerd is, wat een zeer grote intreeweerstand tot gevolg heeft, is de interactie met het grondwater voor dit probleem verwaarloosbaar. Om deze reden is het Julianakanaal bij de berekeningen buiten beschouwing gelaten.

Tabel 5.5 Overzicht horizontale en verticale doorlatendheden in het modelgebied Laakerweerd

	Formatie	K_{hor} (m/d)	K_{vert} (m/d)
Deklaag	Betuwe, Twente	3	0,066
Bovenste deel 1e wvp	Veghel, Kreftenheye	50	10
Onderste deel 1e wvp	Kedichem	25	3
Scheidende laag*	Boven Brunssum klei	0,0005	0,0005
Tweede wvp	Zanden van Pey	30	3

* Voor de modellering van de situatie met een zandlaag in de ondergrond in plaats van de Boven Brunssum klei is een horizontale doorlatendheid van 25 m/d en een verticale doorlatendheid van 3 m/d aangehouden.

Randvoorwaarden

Berekening met Brunssum-klei:

De vaste potentialen aan de zijranden van het model in de eerste en de derde modellaag zijn afkomstig uit NAGROM (WL, 1994). De randpotentialen in de scheidende laag zijn verkregen door middeling van de waarden in het boven- en onderliggende watervoerende pakket.

De Maas heeft in de bovenste twee modellagen een vast peil van NAP + 20,9 m. Als uniform neerslagoverschot is een waarde van 0,7 mm/d (250 mm/jr) gehanteerd. In het gemodelleerde gebied komen geen grondwateronttrekkingen voor.

Berekening zonder Brunssum-klei:

Deze situatie verschilt behalve wat betreft doorlatendheid ook wat betreft randpotentialen van de situatie met klei. Om één dik watervoerende pakket te simuleren is aan de randen in de onderste vier modellagen geen verticale gradiënt opgelegd, maar een in de verticaal constante potentiaal. Dit is de waarde die in de situatie met Brunssum-klei aan het bovenste watervoerende pakket is toegekend.

Berekeningsresultaten en calibratie

De berekende potentialen in het eerste watervoerende pakket zijn weergegeven in de Bijlagen C.4a (met Brunssum-klei in de ondergrond) en 4b (zonder Brunssum-klei). De isohypsenpatronen verschillen niet veel. In beide gevallen stroomt het grondwater naar de Maas en de aanwezige plassen.

Voor de calibratie het gebied Laakerweerd geldt eigenlijk hetzelfde als voor het gebied Kessel, zij het dat hier de filters en het depot alle aan de oostzijde van de Maas liggen. In Tabel 5.6 staan de afwijkingen tussen de gemeten en de berekende potentialen weergegeven. Het bleek niet mogelijk via OLGA gemeten potentialen uit het tweede watervoerende pakket te verkrijgen. De posities van de filters zijn weergegeven in de Bijlagen C.4a en C.4b.

Tabel 5.6 Calibratieresultaat Laakerweerd

filter	X	Y	Berekend (m NAP)	Gemeten (m NAP)	Vershil (m)
Met weerstandbiedende laag:					
1	184140	345065	21.74	21.62	0.12
2	186280	347200	21.69	21.30	0.39
3	185680	348040	21.37	21.27	0.10
4	185260	347770	21.20	21.21	-0.01
5	186980	346810	22.54	21.81	0.73
Met zandlaag:					
1	184140	345065	21.74	21.62	0.12
2	186280	347200	21.61	21.30	0.31
3	185680	348040	21.29	21.27	0.02
4	185260	347770	21.18	21.21	-0.03
5	186980	346810	22.47	21.81	0.66

De resultaten van de twee berekeningen verschillen niet wezenlijk van elkaar wat betreft de berekende potentialen op deze vijf punten. In het tweede watervoerende pakket echter komen wel grote verschillen voor. Het verschil tussen de randpotentialen in de "zand-" en de "klei-" situatie is op de meeste plaatsen meer dan 3 m, met een maximum van 5,5 m.

Voor de verspreiding van stoffen kan dit grote gevolgen hebben, zodat voor beide situaties verspreidingsberekeningen zullen worden uitgevoerd.

Bij het calibratieresultaat dient te worden opgemerkt dat voor het deel van het model dat het Belgische grondgebied beslaat geen gemeten potentialen beschikbaar zijn (WL, 1994), zodat dit gebied niet gecalibreerd kon worden. Omdat de Maas hier hoogstwaarschijnlijk als waterscheiding fungeert, zal dit voor het doel van deze modelstudie, het berekenen van de verspreiding in de ondergrond van stoffen uit een speciedepot, geen nadelig effect hebben.

5.2.3 N20 Osen I

Lokale geohydrologie

De lokatie Osen I ligt evenals Laakerweerd in de Roerdalslenk. De geohydrologische opbouw (Tabel 5.7) kan vereenvoudigd worden tot een deklaag en een watervoerend pakket. In het watervoerende pakket kunnen drie verschillende formaties onderscheiden worden. Het bovenste deel, dat uit grind bestaat, een tweede deel dat voornamelijk uit matig grove tot zeer grove grindhoudende zanden bestaat en het onderste deel waarin afzettingen voorkomen met een veel fijnere textuur. De diepte waarop deze voorkomen is echter meer dan 40 m onder het maaiveld. Om deze reden wordt dit slechter doorlatende deel van het eerste watervoerende pakket in deze studie buiten beschouwing gelaten.

Horizontale schematisatie

De depotlokatie Osen I ligt in de meanderbocht van de Maas bij Linne, ten oosten van de sluis Osen (zie Figuur 5.3). Omdat de lokatie geheel door oppervlaktewater omgeven is, is niet bij voorbaat te zeggen wat de preferente grondwaterstromingsrichting is. Mogelijk vindt radiale stroming plaats vanuit het depot naar het omringende oppervlaktewater (Maas en het Lateraalkanaal Linne-Buggenum). De depotlokatie ligt daarom in het centrum van het model, waarvan de hoekpunten de volgende coördinaten hebben:

- X_{min} 188.000
- Y_{min} 349.000
- X_{max} 198.000
- Y_{max} 359.000

In het midden van het model hebben de cellen een afmeting van $50 * 50 \text{ m}^2$. De maximale celafmeting is $200 * 200 \text{ m}^2$. Het model bestaat uit 82 rijen en 82 kolommen.

Tabel 5.7 Lithologische en geohydrologische opbouw lokatie Osen I

Geohydrologie, dikte (m)	Formatie	Textuur	Modellaag
Deklaag, (<7)	Betuwe	Klei, met plaatselijk een inschakeling van zand	1
	Betuwe/Twente	Matig fijn tot matig grof zand, plaatselijk een inschakeling van dunne (< 1 m) kleilagen	1
Eerste watervoerende pakket, (70 - >100)	Kreftenheye/Veghel	Grind, meestal grof, plaatselijk zandig, afwisselingen met grindhoudend zand komen voor. Lokaal komen dunne (< 1 m) kleilagen voor	2
	Sterksel	Matig grof tot zeer grof grindhoudend zand, lokaal met grindlagen. Dunne (< 1,5 m) kleilagen kunnen plaatselijk voorkomen	3
	Kedichem	Zeer fijn en matig fijn zand, plaatselijk kleihoudend. Op een enkele plaats kan een humus- en/of veenhoudende bodem voorkomen	

Verticale schematisatie

Het model bestaat uit drie modellagen. Bij gebrek aan voldoende gegevens over de dikte van de verschillende lagen wordt met uniforme diktes gerekend. De deklaag heeft een maximale dikte van 12 m, afhankelijk van het verschil van de maaiveldhoogte en de bovenkant van het eerste watervoerende pakket (Bijlage C.5a). Hierin is duidelijk de afname van de dikte te zien in het Maasdal. Het bovenste deel van het eerste watervoerende pakket is 11 - 20 m dik. In Bijlage C.5b is de verdeling weergegeven, waarbij hetzelfde geldt als bij de dikteverdeling bij Laakerweerd (resultaat van interpolatie niet geëxtrapoleerd naar gebied waarvoor geen metingen bestaan). De dikte van het onderste deel varieert tussen de 15 en 30 m (Bijlage C.5c). Ook hier is voor een deel van het modelgebied een uniforme waarde opgegeven. De basis van de interpolatie wordt gevormd door de puntgegevens van het onderzoek van de RGD.

Geohydrologische parameters

De doorlatendheden voor de verschillende lagen in dit model zijn in overeenstemming met de ingevoerde waarden voor de lokaties Kessel en Laakerweerd. In Tabel 5.8 zijn deze waarden weergegeven.

Tabel 5.8 Overzicht horizontale en verticale doorlatendheden in het modelgebied Osen I

	Formatie	K_{hor} (m/d)	K_{vert} (m/d)
Deklaag	Betuwe, Twente	3	0,066
Bovenste deel 1e wvp	Veghel, Kreftenheye	50	10
Onderste deel 1e wvp	Sterksel	25	3

De intreeweerstand van de oppervlaktewaterlichamen (Tabel 5.9) zijn gebaseerd op het NAGROM-model (WL, 1994) en de studie van (IWACO, 1992).

Tabel 5.9 Waarden van de intreeweerstand

Oppervlaktewater	Intreeweerstand (d)
Lateraalkanaal	500, ter plaatse van slibstorten 4, elders
(voormalige) grind-/zandwinputten	5
havens e.d./dode armen	100 - 500
Maas	2

Randvoorwaarden

Het NAGROM-model heeft de randvoorwaarden geleverd voor de potentialen aan de randen van het model. Voor het peil van Maas is informatie van RWS, directie Limburg gebruikt: de Maas heeft bovenstrooms tot de stuw bij Linne een peil van NAP +20,86 m. Benedenstrooms van de stuw bij Linne is het peil NAP +17.07 m. Het peil bovenstrooms van de stuw Roermond is NAP +16,81 m. Het verval van 26 cm levert een gradiënt van 2 cm/km over de Maas tussen de stuwen Linne en Roermond. In dit traject is een waarde voor het Maaspeil verkregen door lineaire interpolatie tussen deze twee stuwen. Benedenstrooms van de stuw Roermond is het peil NAP +14,25 m, 1 cm minder dan het peil benedenstrooms van de sluis bij Heel. Als vast peil is voor het Lateraalkanaal derhalve een vast peil van NAP +14,26 m ingevoerd. Voor de Maasplassen is het Maaspeil ingevoerd op het punt waar de plas in verbinding staat met de Maas.

Als uniform neerslagoverschot is 0,7 mm/d (250 mm/jr) gebruikt.

In dit gebied komt een aantal onttrekkingen voor, grotendeels gelegen in de gemeente Roermond. Volgens de onttrekkingsgegevens uit 1990 werden in dat jaar de volgende hoeveelheden grondwater onttrokken:

Onttrekkingen in het bovenste deel van het eerste watervoerende pakket				
X	Y	Q (m ³ /jr)	diepte onder maaiveld	bedrijf/instelling
190350	354440	-23.513	25	Stichting Doelzicht (Huize St. Joseph)
189145	353775	-16.712	15	Edelchemie Panheel
189420	353705	-1.250	10	Z.L.
189275	350550	-2.540	8	Scheepswerf Maasbracht
197850	356000	-88.088	24	St. Laurentius Ziekenhuis
197850	357900	-14.404	22	C.O.V.A.S.
197150	357300	-10.100	18	Betoncentrales B.V.
197150	355900	-4.855	29	B en W van Roermond
Onttrekkingen in het onderste deel van het eerste watervoerende pakket				
X	Y	Q (m ³ /jr)	diepte onder maaiveld	bedrijf/instelling
190430	358000	-3.220.769	59	WML, pompstation Beegden
191380	351660	-306.046	40	N.V. E.P.Z. Lokatie Limburg
195080	353175	-1.441.292	48	Solvay chemie
196550	355900	-76.602	36	Harcros Chemicals
197350	355300	-285.118	44	Campina Melkunie
197150	356700	-79.595	33	Interpolis Schade N.V.

Berekeningsresultaten en calibratie

In Bijlage C.6 is het berekende isohypsenpatroon weergegeven. Hierin staat ook de ligging van de calibratiefilters. Wat direct opvalt is de stroming rond de stuw Linne, waarover ruim 3,5 m verschil in oppervlaktewaterpeil staat. Dit werkt uiteraard door naar de ondergrond met als resultaat een grondwaterstroming die aan de zuidkant van de Maas en stroomopwaarts van de stuw over een bepaalde lengte niet direct naar de Maas gericht is, maar een afbuiging richting stuw heeft. Eenzelfde beeld wordt aangetroffen ten noorden van de Maas, zij het dat dat hier niet wordt veroorzaakt door het relatief lage peil van de Maas maar door het nog lagere peil van het Lateraalkanaal.

Voor het modelgebied rond de depotlokaties Osen I en Molengreend zijn in het eerste watervoerende pakket 43 gemeten potentialen bekend. In Bijlage C.6 is de ligging van de filters weergegeven. Tabel 5.10 toont het calibratieresultaat.

Tabel 5.10 Calibratieresultaat modelgebied Osen I

filter	X	Y	Berekend (m NAP)	Gemeten (m NAP)	Vershil (m)
1	188110	349400	20.75	20.84	-0.09
2	188220	349790	20.83	20.82	0.01
3	188380	356920	24.31	23.80	0.51
4	189140	354180	20.99	20.71	0.28
5	189860	356420	21.64	21.07	0.57
6	190060	354550	20.66	20.65	0.01
7	190090	356610	21.47	21.08	0.39
8	190290	357650	20.74	21.08	-0.34
9	190380	358080	19.82	21.30	-1.48
10	190530	354200	20.36	20.11	0.25
11	190800	356780	20.62	20.81	-0.19
12	190820	355210	19.92	20.09	-0.17
13	190880	356600	20.47	20.78	-0.31
14	190910	357140	20.53	21.07	-0.54
15	191020	356780	20.37	20.73	-0.36
16	191210	356610	20.06	20.67	-0.61
17	191580	3555740	18.80	19.37	-0.57
18	192370	352200	20.81	21.01	-0.20
19	192380	352800	20.09	19.42	0.67
20	192550	354050	16.77	17.04	-0.27
21	193320	350460	23.35	24.09	-0.74
22	194130	358310	17.93	17.78	0.15
23	194380	350450	23.59	23.36	0.23
24	194600	355130	17.09	16.86	0.23
25	194990	353360	17.53	17.02	0.51
26	195220	349250	25.37	24.87	0.50
27	195310	349190	25.39	25.19	0.20
28	195350	349170	25.40	25.17	0.23
29	195400	349150	25.41	25.24	0.17
30	195465	354830	17.81	17.05	0.76
31	195740	353550	18.98	18.57	0.41
32	195740	354450	18.41	17.63	0.78
33	195800	352790	19.93	19.79	0.14
34	195900	354900	18.17	17.32	0.85
35	196150	355075	18.24	17.62	0.62
36	196490	355850	17.80	17.41	0.39
37	196730	356380	17.72	16.88	0.84
38	196880	356330	17.93	17.53	0.40
39	196940	355820	18.37	18.10	0.27
40	197090	356250	18.22	18.10	0.12
41	197260	356070	18.53	18.69	-0.16
42	197260	356610	18.13	17.79	0.34
43	197840	350740	23.10	22.92	0.18

Number of calibration pnts	:	43
Numb. positive differences	:	29
Numb. negative differences	:	14
Total positive differences	:	11.00
Max. positive difference	:	0.85
Aver. positive differences	:	0.38
Total negative difference	:	-6.04
Max. negative difference	:	-1.48
Aver. negative difference	:	-0.43
Total overall difference	:	4.96
Aver. overall difference	:	0.12
Total absolute difference	:	17.03
Aver. absolute difference	:	0.40
Standard deviation	:	0.076

Gezien het stijghoogtepatroon in het gebied, met een verschil van 12 m tussen de maximale en de minimale potentiaal in het eerste watervoerende pakket, is dit een goed resultaat. Slechts één filter heeft een afwijking van meer dan een meter. Deze bevindt zich overigens in het model in een cel direct aangrenzend aan de cel met de onttrekking van het pompstation Beegden (3,2 miljoen m³/jr). Hier heerst een grote gradiënt, wat in een ter plaatse grof grid (200 bij 200 m²) al gauw tot een relatief grote afwijking leidt. Aan weerszijden van de cel waarin het waarnemingsfilter voorkomt (met berekende potentiaal van 19.82 m) zijn de berekende potentialen 21,24 en 18,75 m. De geringe afwijking (27 cm) in het dicht bij de depotlokatie gelegen filter tussen de sluis bij Heel en het Lateraalkanaal geeft voldoende vertrouwen in de gemodelleerde lokale situatie rond de depotlokatie om op basis van dit model verspreidingsberekeningen uit te voeren.

5.2.4 N27 Molengreend

Lokale geohydrologie

De lokatie Molengreend ligt op minder dan 3 km ten zuidwesten van de lokatie Osen I. De lokale geohydrologie is vergelijkbaar met die van Osen.

Horizontale schematisatie

De depotlokatie en de omgeving ervan vallen binnen het modelgebied van Osen I. Daarom is de volgende werkwijze gehanteerd: De basis van het model Molengreend wordt gevormd door het gecalibreerde model van Osen I. Hierop is ingezoomd op een gebied met de volgende coördinaten:

- $X_{\min}$ 189.850
- $Y_{\min}$ 351.300
- $X_{\max}$ 191.650
- $Y_{\max}$ 353.000

De depotlokatie Molengreend ligt in het noordwesten van deze uitsnede (Figuur 5.4). Volgens het Grondwaterplan van Limburg heerst ter plaatse van de depotlokatie in het eerste watervoerende pakket een zeer geringe gradiënt. De richting van de gradiënt is hieruit niet duidelijk af te leiden, maar zal in de richting van de drainerende Maas lopen. Omdat de Maas logischerwijs in het laagste deel van het Maasdal ligt en draineert mag worden aangenomen dat geen stroming onder de Maas plaatsvindt in noordwestelijke richting. De modelgrenzen worden hiermee gerechtvaardigd. Voor het ingezoomde model wordt een fijnere horizontale verdeling gemaakt in rijen en kolommen. De depotlokatie en de directe omgeving ervan worden gemodelleerd met cellen van 25 * 25 m². De maximale afmetingen van de cellen in het model zijn 50 * 50 m².

Verticale schematisatie

Wegens de hierboven beschreven aanpak is de verticale schematisatie hetzelfde als in het model Osen I, dat wil zeggen een deklaag en een watervoerende pakket dat in tweeën is opgedeeld. In de Bijlagen C.7a en C.7b is de dikteverdeling van de bovenste twee lagen rond het depot in meer detail weergegeven. Het onderste deel van het watervoerende pakket heeft een vrij constante dikte van ca 15 m.

Geohydrologische parameters

De geohydrologische parameters zijn overgenomen uit het model Osen en worden hier verder daarom niet behandeld.

Randvoorwaarden

Als randvoorwaarden voor de berekeningen van het gebied rond de depotlocatie Molengreend zijn de berekende potentialen van het model Osen I genomen.

Berekeningsresultaten en calibratie

Het berekende isohypsenpatroon is weergegeven in Bijlage C.11. Dit toont een gradiënt naar de Maas, waarbij de gradiënt minimaal wordt tussen de isohypsen van 21,0 en 20,9 (het peil van de Maas en de havens). De calibratie van het modelgebied Osen I vormt tegelijk de calibratie van de situatie rond de depotlocatie Molengreend. In de directe omgeving van de plas bij Molengreend zijn geen calibratiefilters aanwezig. De dichtstbijzijnde meting ligt op ruim 1 km ten oosten hiervan, ten oosten van de Clauscentrale en de twee aftakkingen van de Maas. Het verschil is hier 20 cm.

5.2.5 D2 Groeve Vergoossen

Lokale geohydrologie

De lokatie is gelegen ten noordwesten van Koningsbosch (zie Bijlage C.8 en Figuur 5.5). Het betreft een zandgroeve met een maaiveldsligging van NAP +50 m. De diepte van de groeve is circa 7 meter. De lokatie bevindt zich in de Roerdalslenk. De geohydrologische opbouw van de ondergrond in de omgeving is vrij complex door het voorkomen van verscheidene breuken. Circa 1 km ten zuidwesten van de groeve loopt de Gangeltbreuk.

Tussen de Gangeltbreuk en de lokatie loopt vermoedelijk nog een breuk. Uit een boring die geplaatst is bij Koningsbosch blijkt dat hier een verstoring in de geohydrologische opbouw aanwezig is. Uit overleg met de Rijksgeologische Dienst in Heerlen bleek dat niet bekend is hoever deze verstoring doorloopt, noch wat het precieze effect van deze breuk is geweest.

Hierop is besloten deze breuk te schematiseren zoals dat in een profiel behorende bij het Grondwaterplan Limburg is gedaan. Dit profiel loopt ongeveer 1 km ten zuidwesten van de groeve. In Bijlage C.8 is een deel van dit profiel weergegeven. De lokatie ligt in deelgebied III. De opbouw van de ondergrond in deze bijlage heeft als basis gediend voor de gebruikte verticale schematisatie. Het blijkt dat de ondergrond is onder te verdelen in zeven lagen:

Tabel 5.11 Dikte en textuur van de geschematiseerde formaties

dikte (m)	formatie	textuur	geohydrologie
0-5	Nuenen	fijn zand met plaatselijk zandige leem- of kleilagen en veen	deklaag
20-80	Kedichem en Sterksel	matig fijne tot matig grove zanden met klei-inschakelingen en enkele bruinkoollaagjes; grove grindhoudende zanden met slechts weinig kleilenzen	1° wvp
20-30	Boven-Brunssum	zware klei met bruinkool en zandinschakelingen	1° scheidende laag
5-15	Pey	grove grinden met grindinschakelingen	2° wvp
15-25	Onder-Brunssum	taai, vette klei met bruinkoolinschakelingen en vaak enkele dunne zandlaagjes	2° scheidende laag
45-120	Waubach	grove zanden, soms grindhoudend met enkele kleilagen	3° wvp
??	Breda	fijne, silthoudende zanden, soms met kleiige inschakelingen	basis

Het is niet mogelijk om in de bovenstaande tabel aan te geven tot welke modellaag een bepaalde formatie is gerekend, omdat door tektonische activiteit het gebied in drie deelgebieden is onder te verdelen. Een formatie die in het ene deelgebied in de vijfde modellaag zit, kan in een ander deelgebied de vierde modellaag vormen. In de paragraaf met de beschrijving van de verticale schematisatie wordt hier verder op ingegaan.

De deklaag (formatie van Nuenen) komt niet in het gehele modelgebied voor.

Horizontale schematisatie

Het gemodelleerde gebied beslaat een oppervlakte van 48 km². De minimum en maximum X- en Y-coördinaten zijn:

- $X_{\min}$ 190.000
- $Y_{\min}$ 339.000
- $X_{\max}$ 196.000
- $Y_{\max}$ 347.000

Het maaiveld in het gemodelleerde gebied helt naar het noordwesten. Omdat de stroming in het bovenste watervoerende pakket freatisch is, zal de grondwaterstroming het reliëf volgen en dus ook noordwestelijk gericht zijn. Het modelgebied is daarom zo gekozen ten opzichte van de depotlokatie dat de verspreiding in noordwestelijke richting goed gemodelleerd kan worden.

Verticale schematisatie

Het modelgebied is op basis van de geohydrologische opbouw opgedeeld in drie deelgebieden (zie Bijlage C.9): deelgebied I ten zuidwesten van de Gangeltbreuk, deelgebied II tussen de Gangeltbreuk en een breuk die vanaf Pey in de richting van Koningsbosch loopt en deelgebied III ten noordoosten van deze breuk. Wegens de afwezigheid van de deklaag ter plaatse van de lokatie en omdat de deklaag in de deelgebieden I en II slechts een zeer geringe dikte heeft (maximaal 4 m) is besloten de deklaag als deel van het eerste watervoerende pakket te schematiseren.

Door de twee genoemde breuken komen tal van discontinuïteiten voor, waardoor de relatief simpele bodemopbouw niet is te modelleren door middel van de in totaal vijf voorkomende lagen (3 watervoerende pakketten en 2 scheidende lagen). Om de voorkomende contacten tussen de verschillende watervoerende pakketten zo goed mogelijk te modelleren zijn in totaal acht modellagen onderscheiden. Onvermijdelijk is dat ook bij dit aantal lagen de gemodelleerde situatie afwijkt van de werkelijkheid. De belangrijkste contacten tussen de verschillende formaties in de drie deelgebieden zijn echter wel in het model verwerkt.

Ondanks de opdeling in drie deelgebieden is het niet mogelijk gebleken voor alle lagen in de deelgebieden één waarde te gebruiken voor de horizontale en verticale doorlatendheid. In sommige lagen in de deelgebieden I en II is een verdere onderverdeling gemaakt. Dit is nodig gebleken om bestaande contacten tussen de watervoerende pakketten in de verschillende deelgebieden ook in het model te verkrijgen. Anderzijds dient het juist om contacten tussen watervoerende pakketten in verschillende deelgebieden die door de doorgevoerde vereenvoudiging in het model zijn ontstaan te voorkomen.

Eén van de afwijkingen die ondanks de opdeling in deelgebieden niet in het model is gebracht is bijvoorbeeld in deelgebied II het ontbreken van de (in dit gebied dunne) Pey-formatie. Omdat deze laag afgesloten is in zuidoostelijke richting zal deze afwijking voor het stromingspatroon geen grote invloed hebben.

In Bijlage C.10 is weergegeven hoe de ondergrond is geschematiseerd.

Geohydrologische parameters

Voor de verschillende modellagen zijn de in Tabel 5.12 vermelde horizontale en verticale doorlatendheden ingevoerd (m/d). Achter de doorlatendheden is de formatienaam gegeven die in de betreffende modellaag is gemodelleerd.

Tabel 5.12 Overzicht horizontale en verticale doorlatendheden in de drie deelgebieden (*meter per dag*)

	I	II	III
Modellaag 1 Kh Kv	25 Ked 3	70 St 5	70 St 5
Modellaag 2 Kh Kv	25 Ked 3	25 Ked 3	25 Ked 3
Modellaag 3 Kh Kv	25 Ked 3	0.0005 Br 0.0005	0.0005 Br 0.0005
Modellaag 4 Kh Kv	25 Ked 3	30 Wau 0.0005 Br 3 0.0005	0.0005 Br 0.0005
Modellaag 5 Kh Kv	0.0005 Br 0.0005	30 Wau 0.0005 Br 3 0.0005	30 Pey 3
Modellaag 6 Kh Kv	30 Pey 0.0005 Br 3 0.0005	30 Wau 3	0.0005 Br 0.0005
Modellaag 7 Kh Kv	0.0005 Br 0.0005	30 Wau 3	30 Wau 3
Modellaag 8 Kh	30 Pey/Wau	inactief Bre	30 Wau

St : formatie van Sterksel
 Ked : formatie van Kedichem
 Br : formatie van Brunssum
 Pey : formatie van Pey
 Wau : formatie van Waubach
 Bre : formatie van Breda

Randvoorwaarden

De randvoorwaarden in de watervoerende pakketten zijn bepaald aan de hand van de uitvoer van OLGA en NAGROM. Uit OLGA zijn de gemiddelde potentialen over de periode 1 juli 1982 tot 1 juli 1992 opgevraagd voor een gebied waarvan de grenzen 1 km buiten het modelgebied vallen.

Voor het eerste watervoerende pakket is voor een bepaald aantal punten aan de rand van het model de door NAGROM berekende potentiaal opgevraagd. De uit OLGA opgevraagde gegevens zijn hieraan toegevoegd, waarna met behulp van het interpolatieprogramma SURFER en de door WL ontwikkelde dataprocessor voor MODFLOW, MODGRID, de randvoorwaarden voor het eerste watervoerende pakket zijn verkregen. Volgens mondelinge informatie van W.J. de Lange van RIZA is de betrouwbaarheid van de met NAGROM berekende potentialen in de onderliggende watervoerende pakketten nog niet van dien aard dat ze gebruikt kunnen worden als invoer voor een grondwaterstromingsmodel. Ze zijn nog onvoldoende gecalibreerd. Bovendien zou de Brunssumklei, die in het grootste deel van het modelgebied aanwezig is, stroming in verticale richting bijna geheel voorkomen. Slechts in het zuidwesten van het modelgebied, dat gelegen is in gebied I van Bijlage C.10, staat het eerste watervoerende pakket (Kedichem) over een diepte van circa 30 m in open verbinding met het derde watervoerende pakket in deelgebied II (Waubach). Het eerste watervoerende pakket is volgens de Lange wel voldoende gecalibreerd.

De randvoorwaarden voor de onderste twee watervoerende pakketten zijn uit de isohypsenkaart, behorende bij het Grondwaterplan Limburg en NAGROM gehaald. De interpretaties van de gemeten stijghoogten naar isohypsenkaarten van deze beide bijlagen komen goed overeen. Uit OLGA zijn voor het bepalen van de randvoorwaarden van het tweede watervoerende pakket twee gemiddelde potentialen toegevoegd. Voor het bepalen van de randvoorwaarden voor het derde watervoerende pakket zijn naast de isohypsenkaarten zeven gemiddelde potentialen uit OLGA gehaald. Via bewerking met SURFER en MODGRID zijn de potentialen voor het tweede en het derde watervoerende pakket verkregen. De potentialen in de scheidende lagen zijn verkregen door lineaire interpolatie tussen de potentialen in de watervoerende pakketten. De aldus verkregen potentialen aan de randen van het model zijn opgelegd als vaste potentialen. Als bovenrandvoorwaarde is een uniforme neerslag van 0.7 mm/d gekozen.

De waarden van het maaiveld zijn afgeleid uit punthoogtes uit de Topografische Atlas van Nederland en uit gemeten hoogtes die voorkomen in OLGA. Deze waarden zijn lineair geïnterpoleerd tot een gebiedsdekkende overlay.

Berekeningsresultaten en calibratie

De berekende potentialen zijn vergeleken met de uit OLGA gehaalde gemeten potentialen. Omdat de ingevoerde potentialen van het eerste watervoerende pakket het betrouwbaarst zijn (zie hierboven) is besloten het model te calibreren op gemeten stijghoogten in alleen het eerste watervoerende pakket. Gezien het doel van de studie, het simuleren van het stromingspatroon rond de depotlokatie is dit is geoorloofd. Het gebied om de depotlokatie wordt immers geheel van onderliggende watervoerende pakketten geïsoleerd door de Brunssum-klei. Door deze isolerende werking is het stromingspatroon in onderliggende lagen voor de verspreiding vanuit een depot van veel minder belang. Wanneer de stroming in het eerste watervoerende pakket juist gesimuleerd wordt kan de verspreiding vanuit het depot ingeschat worden.

In OLGA kwamen negen filters voor die voor ijking van het eerste watervoerende pakket in aanmerking kwamen. De ligging van deze calibratiefilters is weergegeven in Bijlage C.8.

Tabel 5.13 Calibratieresultaten D2 Groeve Vergoossen (potentialen in meters +NAP)

nr.	X-coor.	Y-coor.	min	max	H _{ber}	H _{gem}
1	192010	346030	26.50	28.62	27.72	27.71
2	193980	345590	27.84	28.58	29.09	28.09
3	192510	345910	26.63	28.69	28.48	27.66
4	192485	343555	29.65	30.81	31.41	30.27
5	194490	344220	31.10	33.99	34.14	33.48
6	194645	339550	49.17	50.50	47.15	49.90
7	191550	344010	28.84	31.19	30.31	29.93
8	190370	343160	28.52	31.14	29.57	29.48
9	191015	346045	25.66	28.25	26.90	26.67

Voor de afwijkingen kan de volgende verklaring worden gegeven:

- Uit de isohypsenkaart behorende bij het Grondwaterplan Limburg blijkt dat in het modelgebied een verschil in potentiaal voorkomt van 25 m tussen het noordwestelijke deel en het zuidoostelijke deel van het modelgebied. Dit betekent dat over relatief korte afstanden grote potentiaalverschillen voorkomen. Met meer gedetailleerde invoer is het waarschijnlijk mogelijk de afwijkingen tussen gemeten en berekende potentialen te verkleinen.

Over het algemeen zijn de afwijkingen tussen de berekende en de gemeten potentialen acceptabel. Slechts in één filter, nr 6, is de afwijking opvallend groot. De gemeten stijghoogte is redelijk ongevoelig voor variaties in de randvoorwaarde. Blijkbaar betreft het hier een lokaal maximum. Omdat filter 6 dicht bij de rand van het model ligt heeft deze afwijking geen ernstige consequenties voor de verspreiding van stoffen vanuit het depot. De berekende potentiaal onder het depot komt overeen met die van NAGROM. De gemiddelde gemeten potentialen van de filters stroomafwaarts van de depotlocatie komen redelijk overeen met de berekende potentialen.

5.3 Berekeningen met deponie

De horizontale discretisatie van de gecalibreerde modellen voldoet om een model geohydrologisch te calibreren. Om betrouwbare verspreidingsberekeningen uit te voeren moet het grid echter verfijnd worden. Om niet eenodeloos groot gebied (en daarmee veel "nutteloze" cellen) in de berekening mee te nemen, is voor drie van de vier depotlocaties (Molengreend is reeds fijn genoeg geschematiseerd) uit het betreffende regionale model een submodel rond de depotlocatie gedefinieerd waarvoor een fijnere horizontale en verticale onderverdeling is gemaakt. Hoe fijner de schematisatie, hoe nauwkeuriger de verspreiding kan worden berekend. Per lokatie zal in deze paragraaf ingegaan worden op de dimensies en de onderverdeling van de submodellen en de manier waarop het depot in het model is gebracht. Tenslotte zullen de relevante berekeningsresultaten (flux door het depot en opstuwing van het grondwater) aan de orde komen. Als handreiking naar de ecohydrologische effecten worden de verlagingen/opstuwingen van de grondwaterstand van meer dan 0,05 m vermeld.

5.3.1 N12 Kessel

De lokatie Kuypers Kessel heeft reeds een diepte van 20 meter, en behoeft dus niet verder uitgediept te worden. Voor Kessel is derhalve alleen het verschil in potentialen in de situatie van een gevuld depot ten opzichte van de huidige situatie berekend. De opstuwing van het grondwater is niet met het detailmodel berekend omdat het effect van een gevulde plas naar verwachting over de grenzen van dit model doorloopt. Daarom is in het originele calibratiemodel het depot ingebracht in de onderste modellaag, zij het zonder talud. De berekende potentialen in het watervoerende pakket en de Formatie van Breda is weergegeven in de Bijlagen C.12a en C.12b. Het verschil tussen deze isohypsenpatronen en die van de Bijlagen C.2a en C.2b (de calibratiesituatie) levert de opstuwing in de pakketten op.

De Figuren 5.6a en 5.6b tonen deze opstuwingen. Direct naast het depot is de opstuwing in het watervoerende pakket ca 20 cm, op een afstand van 150 m, loodrecht op de as van de Maas, is dit nog 0,05 cm. Parallel aan de Maas dempt de opstuwing in noordelijke richting binnen 100 m uit en in zuidelijke richting binnen 125 m.

In de Formatie van Breda is de opstuwing groter: 2,5 m bij de depotrand, afnemend tot 0,1 m op 100 m afstand. De uitdemping parallel aan de Maas vindt plaats binnen 75 m, zowel in noordelijke als in zuidelijke richting. Het oppervlak waar de opstuwing groter is dan 0,05 m bedraagt ca 335 ha.

Uit het model van het gebied Kessel is een deelmodel gedefinieerd, waarvan de grenzen staan aangegeven in Figuur 5.1. Hierbij is onder een bepaalde hoek ingezoomd op het originele model om de numerieke dispersie te minimaliseren. Deze is minimaal wanneer de oriëntatie van de rijen en kolommen van het grid loodrecht op en evenwijdig aan de stromingsrichting is. In het originele model van het gebied Kessel is de hoek tussen het grid en de stromingsrichting echter ca 45°, wat tot een maximale numerieke dispersie leidt.

De grenzen van het deelmodel liggen ver genoeg van het depot af om de verspreiding van de stoffen uit het depot in de richting van de Maas goed te kunnen berekenen. Hiertoe is de bovengrens van het model ca 125 m ten noordwesten van het depot gelegd, de ondergrens direct aan de overzijde van de Maas. De Maas fungeert als waterscheiding, waardoor het gebied ten zuidoosten van de Maas geen rol speelt in het verspreidingsproces en verder buiten beschouwing mag worden gelaten. De linker- en de rechtergrens van het deelmodel zijn op een zodanig grote afstand van het depot gekozen dat de stoffen die uit het depot uitlogen het model niet over deze grenzen verlaten. Het deelmodel heeft een lengte van 1617 m en een breedte van 605 m (Figuur 5.7). Dit gebied is opgedeeld in cellen van 25*25 m². Aan de rechterzijde hebben de cellen een kolombreedte van 17 m. Aan de bovenzijde van het model is de rijkhoogte 5 m.

Aangezien bekend is dat uit taluds van speciedepots een aanzienlijke hoeveelheid stof uitloopt is het van belang deze zijden van het depot goed te modelleren. Dit kan bereikt worden door de originele lagen (drie in dit geval) onder te verdelen. Deze onderverdeling is weergegeven in Figuur 5.8. Voor de duidelijkheid is in deze figuur de oude en de nieuwe schematisatie aangegeven. De getallen links van het profiel geven de gemiddelde bodemligging ten opzichte van NAP per laag aan, afgerond op meters.

Eén van de uitgangspunten van de berekeningen voor dit depot is dat de bodem van het depot 20 m onder het stuwpeil (NAP + 14 m) ligt. Deze diepte (NAP -6 m) ligt in de formatie van Breda, waarvan de top op ongeveer NAP + 10 m ligt. Door deze laag in vijf lagen onder te verdelen komt de bodem van de nieuwe modellaag 4 op ongeveer NAP -6 m te liggen. Het watervoerende pakket is in drie lagen met elk een dikte van 2,5 - 3 m opgedeeld. De deklaag is niet onderverdeeld.

De top van het depot moet 15 m boven de bodem liggen, dus op NAP + 9 m. Met de aangehouden schematisatie wordt dit het best benaderd door de top van modellaag 5 (NAP + 10 m). Dit betekent dat het depot in twee modellagen voorkomt en wel geheel in de Formatie van Breda. De bovenliggende cellen in de modellagen 6 tot en met 9 zijn als open water met het vaste Maaspeil ingevoerd.

Overeenkomstig de uitgangspunten heeft het depot in laag 5 een oppervlak van 13 ha. Als talud van het depot is een waarde van 1:4 gehanteerd. Afhankelijk van de dikte van de lagen is in de onderliggende laag het aantal depotcellen gereduceerd. De oppervlakte van de depotbodem is 9 ha. Aan de depotcellen is een hydraulische weerstand van 7.000 d/m toegekend. De horizontale doorlatendheid is $0,14 \cdot 10^{-3}$ m/d.

De resulterende opwaartse flux door het depot varieert van 4 mm/jr in het centrum van het depot tot 20 mm aan de noordwestrand. De stroomsnelheid onder het depot, belangrijk voor de verspreiding van uitgeloopte stoffen, is ongeveer 11 m/jr.

5.3.2 N32 Laakerweerd

Situatie met uitgebaggerde plas

Situatie met Brunssum-klei

Het calibratiemodel voor de situatie met Brunssum-klei heeft als uitgangspunt voor deze berekening gediend. De plas is in oostelijke richting uitgebreid als gevolg van voortgaande ontgroningen. Het bijbehorende isohypsenpatroon is weergegeven in Bijlage C.13a. De stroomrichting in het eerste watervoerende pakket varieert van westelijk aan de oostrand van het depot tot zuidwestelijk in het westen van het depot, in een radiaal naar de Maas gericht patroon. Ten opzichte van het patroon in de calibratiesituatie (Bijlage C.4a) is hier een daling van de potentiaal in het watervoerende pakket berekend. De daling is weergegeven in Figuur 5.9a. Deze is maximaal 1,3 m (direct langs de rand van de plas). Op een afstand van 750 m is deze daling nog 0,2 m. Volgens de berekening wordt over een oppervlak van ca 450 ha de grondwaterstand met meer dan 0,05 m verlaagd. Hierbij moet echter worden opgemerkt dat de oostrand van het model (met vaste potentialen) te dicht bij het depot ligt voor het nauwkeurig bepalen van deze oppervlakte (de isohypsen worden samengedrukt). Het is mogelijk dat dit oppervlak in werkelijkheid ruim twee maal zo groot is.

Situatie zonder Brunssum-klei

Wanneer er sprake is van één dik watervoerende pakket heeft de verdieping van de plas veel minder invloed (Figuur 5.9b). Figuur 5.9b is het verschil tussen het isohypsenpatroon in de calibratiesituatie (Bijlage C.4b) en het berekende patroon waarbij de plas is uitgebreid (Bijlage C.13b). Een hydrologisch systeem met een relatief grote dikte (ten oosten van de plas ca 50 m) is minder gevoelig voor veranderende randvoorwaarden dan een dun systeem (25 m als de Brunssum-klei voorkomt). De daling van de potentiaal blijft beperkt tot een gering oppervlak: op 250 m afstand is de daling nog slechts 0,2 m.

Evenals het geval is bij verdieping van de plas heeft ook het vullen van de plas met baggerspecie relatief weinig effect op de potentialen in het dikke watervoerende pakket. De berekende maximale verhoging is minder dan 0.5 m (Figuur 5.10b).

De depotlocatie valt niet geheel binnen de huidige plas. Ter verhoging van de bergingscapaciteit is verdieping van de plas noodzakelijk. Om de opstuwing/daling van het grondwater te kunnen bekijken in de periode tussen het uitbaggeren en het storten is voor beide situaties (zand of klei in de ondergrond) een berekening gedaan met de uitgebreide, ongevulde plas.

Hierbij wordt gekeken naar het verschil tussen deze situatie en de calibratiesituatie. Hiertoe is de plas in het model in oostelijke richting zodanig uitgebreid dat de grens van de depotlokatie overeenkomt met de grens van de plas.

Situatie met gevuld depot

De modellen met uitgebreide plassen hebben als basis gediend voor het (lokale) model waarmee verspreidingsberekeningen worden uitgevoerd. Hiertoe is ingezoomd op een gebied met een afmeting van $2.100 \times 1.650 \text{ m}^2$. De aan de randen van het lokale model berekende potentialen in de regionale modellen hebben hierbij als randvoorwaarden voor de berekeningen van de lokale stromingssituatie gediend. In Figuur 5.11 is de horizontale discretisatie van dit model weergegeven. Figuur 5.12 geeft de verticale onderverdeling en de ligging van het depot weer. Ten opzichte van het originele vijf-lagen model is het eerste watervoerende pakket gedetailleerder ingebracht: het onderste deel van dit pakket is in tweeën opgedeeld, het bovenste deel in drieën. De verticale ligging van het depot is als volgt bepaald: als uitgangspunt is aangenomen dat de bodem van het depot op de eventueel aanwezige scheiden-de laag op ca NAP komt te liggen. Bij een dikte van 15 m betekent dit dat de top op NAP + 15 m komt te liggen. Met de laagindeling die is aangehouden voor het detailmodel wordt dit het beste benaderd door een ligging van het depot in de lagen 3, 4 en 5 (dikte ca 14 m). De cellen boven het depot (open water) representeren het open water. Het depot heeft een oppervlak van 47 ha. Bij een talud van 1:4 is het bodemoppervlak van het depot ca 27 ha. De hydraulische weerstand van het depot is 7.000 d/m terwijl de horizontale doorlatendheid evenredig hieraan $0,14 \times 10^{-3} \text{ m/d}$ is.

Situatie met Brunssum-klei

De opwaartse flux door het depot varieert van minder dan 0,03 mm/jr in het centrum van het depot waar het depot een maximale dikte heeft tot bijna 30 mm/jr aan de rand, waar de dikte minder is en dus de hydraulische weerstand minder is. De stroomsnelheid onder het depot (dus in de zware Brunssum-klei) is zeer gering: 2 mm/jr. Dit wordt veroorzaakt door zowel de lage doorlatendheid als het geringe potentiaalverschil. Een deel van het water dat uit het tweede watervoerende pakket (horizontale stroomsnelheid 25 m/jr) onder het depot opkwelt kwelt door het depot op. De rest stroomt door de Brunssum-klei naar de zijden van de depotbodem om in het eerste watervoerende pakket op te kwellen.

De opstuwing na het vullen van het depot is ca 1 m aan de oostrand van het depot (Figuur 5.10a). Over een oppervlak van meer dan 600 ha wordt de grondwaterstand met meer dan 0,05 m verhoogd. Wat betreft de berekende oppervlakte en de afhankelijkheid van de ligging van de oostgrens van het modelgebied geldt hier hetzelfde als voor de situatie tijdens verdiepen van de plas.

Situatie zonder Brunssum-klei

Wanneer de ondergrond alleen uit goed doorlatende afzettingen bestaat is de maximale flux door het depot vergelijkbaar met die in de situatie met Brunssum-klei: bijna 30 mm/jr. De minimum flux is ruim een factor 10 hoger: 0,4 mm/jr. De stroomsnelheid onder het depot varieert van 50 m/jr in het noorden tot 90 m/jr in het oosten en het westen. Het oppervlak met een opstuwing van meer dan 0,05 m bedraagt ca 550 ha.

5.3.3 N20 Osen I

Het ingezoomde model heeft een afmeting van $1.800 \times 1.800 \text{ m}^2$ (zie Figuur 5.13). De minimale celafmeting is $25 \times 25 \text{ m}^2$. In de hoeken van dit submodel is dit $50 \times 50 \text{ m}^2$. De oorspronkelijke verticale verdeling in drie lagen is verfijnd tot 9 lagen. De deklaag is in tweeën gedeeld, het bovenste deel van het eerste watervoerende pakket in drieën en het onderste deel van dit pakket in vieren. In Figuur 5.14 is dit weergegeven, evenals de verticale ligging van het depot in dit detailmodel.

Het oppervlaktewaterpeil is hier NAP +16,99 m. Dit betekent dat de top van het depot op ca NAP +12 m ligt en de bodem op NAP -3 m. Door het depot in de lagen 3 tot en met 6 te leggen ligt het depot slechts 1 m te laag, wat geen grote invloed zal hebben op de verspreiding van stoffen. In laag 6 heeft het depot een oppervlakte van 15 ha. In laag 3 is dit bij een talud van 1:4 gereduceerd tot 13,6 ha. De huidige plas heeft een diepte van 10 m. De bodem van de huidige plas ligt dus op NAP +7 m. Wanneer de bodem van het depot 20 m onder stuwpeil komt te liggen (dus op NAP -3 m), komt de top zoals gesteld op NAP +12 m. Dit is 5 m boven de plasbodem. Om te voorkomen dat het gestorte materiaal over een groot oppervlak wordt uitgespreid moet daarom een dammetje in de plas worden aangelegd. Deze dam ligt ten noorden en ten oosten van het depot. In de berekening is ervan uitgegaan dat de dam bestaat uit materiaal dat vrijkomt bij het uitbaggeren van de put. Hier zijn dan ook dezelfde waarden voor de geohydrologische parameters aan toegekend als aan het watervoerende pakket. De depotweerstand is 7.000 d/m. De horizontale doorlatendheid is $0,14 \times 10^{-3} \text{ m/d}$.

Situatie met uitgebaggerde plas

De plas Osen moet uitgebreid worden om de hoeveelheid baggerspecie te kunnen bergen. Bijlage C.14a toont de berekende isohypsen in het watervoerende pakket na verdieping. De verlaging in stijghoogten ten opzichte van de calibratiesituatie is weergegeven in Figuur 5.15. Deze blijkt minimaal te zijn. Dit is niet verwonderlijk als men bedenkt dat de stromingsrichting in het grondwater hier zeer direct wordt gestuurd door de oppervlaktewaterpeilen en niet zozeer door de verticale hydraulische weerstand in het watervoerende pakket. Het oppervlak met een verlaging van meer dan 0,05 m is dan ook zeer gering ($< 1 \text{ ha}$).

Situatie met gevuld depot

Om de opstuwing ten gevolge van het vullen van het depot te kunnen berekenen is een berekening gedaan waarbij een deel van het volume van de uitgediepte plas vervangen is door een weerstandsbiedende laag die het depot voorstelt. Bijlage C.14b stelt de isohypsenverdeling voor wanneer het depot gevuld is. De opstuwing (het verschil tussen beide situaties) is weergegeven in Figuur 5.16. Aan de zuidrand bedraagt deze ca 0,9 m. Omdat de potentialen in het eerste watervoerende pakket zo sterk worden aangedreven door de oppervlaktewaterpeilen blijft het effect van het vullen van het depot beperkt tot een klein gebied (45 ha met een opstuwing van meer dan 0,05 m).

Het depot ligt in een gebied met grote gradiënten in het watervoerende pakket. Dit wordt veroorzaakt door het relatief hoge peil in de Maas stroomopwaarts van de stuw Linne (NAP + 20,86 m) en het lagere peil van de Maasstroomafwaarts hiervan (NAP + 17,07 m). Zoals vermeld in paragraaf 5.2.3 is het peil van de Maas tussen de stuw Linne en de stuw Roermond zodanig in het model gebracht dat de gradiënt lineair is. Dit resulteert in een oppervlaktewaterpeil ten zuiden van het depot van NAP + 17,06 m en direct ten noorden van het depot in een Maaspeil van NAP + 16,95 m. Het ten westen van het depot gelegen Lateraalkanaal heeft een peil van NAP + 14,26 m. Door deze gradiënten vindt door het depot zowel opwaarts als neerwaarts transport plaats. Het neerwaartse transport (infiltratie vanuit de bovengestreepte plas door het depot naar het eerste watervoerende pakket) vindt plaats in het uiterste noorden van het depot, waar de potentiaal in het watervoerende pakket bepaald wordt door het Maaspeil ten noorden van het depot. Dit peil is 4 cm lager dan het peil in de plas boven het depot, zodat infiltratie optreedt. Deze berekende maximale infiltratie is 1,8 mm/jr. In de rest van het depot vindt, naast een geringe horizontale component, voornamelijk opwaarts transport plaats. Deze is maximaal aan de zuidrand van het depot, waar het verschil tussen de potentiaal in het watervoerende pakket en het peil van de boven het depot gelegen plas 1,11 m is. Behalve deze grote gradiënt is hierbij ook van belang dat het depot hier (aan de rand) een geringe dikte heeft. Deze maximale flux is hier 76 mm/jr. De stroomsnelheid onder het depot vertoont eveneens een grote spreiding, die wederom bepaald wordt door het verschil in oppervlaktewaterpeilen rond het depot. In het zuiden is de stroomsnelheid 285 m/jr, in het noorden "slechts" 45 m/jr.

5.3.4 N27 Molengreend

Uit het regionale model Osen I is voor de depotberekeningen ingezoomd op een gebied van $1.800 \times 1.700 \text{ m}^2$. In Figuur 5.4 is de horizontale discretisatie van dit modelgebied weergegeven. De verticale opdeling heeft geresulteerd in 11 lagen (zie Figuur 5.17): de deklaag (met een gemiddelde dikte van 6 m) is in tweeën opgedeeld, het bovenste deel van het watervoerende pakket (20 m) in zessen en het onderste deel (15 m) in drieën. Het Maaspeil is hier NAP + 20,9 m. De top van het depot ligt op ca NAP + 16 m (bovenkant modellaag 9). Door het depot in de modellagen 5 tot en met 9 in te brengen ligt de bodem op ca NAP + 2 m, waardoor de dikte ca 14 m is. Het depot heeft een oppervlak van 36 ha. De oppervlakte van de bodem is 25,8 ha. Evenals bij de overige lokaties is het talud van het depot 1:4, heeft de baggerspecie een hydraulische weerstand van 7.000 d/m en een horizontale doorlatendheid van $0,14 \times 10^{-3} \text{ m/d}$.

Situatie met uitgebaggerde plas

Het isohypsenpatroon rond de plas na verdiepen van de plas wordt getoond in Bijlage C.15a. Het effect van het verdiepen van de plas Molengreend met 10 m (het verschil tussen de potentialen in deze situatie en die van de calibratieberekening) is weergegeven in Figuur 5.18. Een stijghoogteverlaging van meer dan 0,05 m wordt slechts berekend over een gebied met een oppervlakte van minder dan 1 ha. Er zijn verschillende oorzaken aan te geven waarom het effect zo gering is:

- de verticale gradiënt in het watervoerende pakket is zeer gering zodat een verdieping van de plas, waarbij de potentiaal op een diepte van 10 m enkele cm stijgt, geen groot ruimtelijk effect heeft;
- de plas wordt niet in horizontale richting uitgebreid, waardoor het effect tot een klein oppervlak beperkt blijft.

Situatie met gevuld depot

Bijlage C.15b geeft het isohypsenpatroon van de situatie met een gevulde plas. De opwaartse flux door het depot varieert van 0,23 mm/jr in het centrum tot 12 mm/jr aan de zuidrand van het depot. De maximale opstuwing direct ten zuidoosten van het depot is 45 cm. Op een afstand van 500 m is dit afgenomen tot 5 cm (zie Figuur 5.19). In een gebied van ongeveer 100 ha is de opstuwing meer dan 0,05 m. De stroomsnelheid onder het depot, in noordelijke richting, is 40 m/jr.

5.3.5 D2 Groeve Vergoossen

Het depot Groeve Vergoossen heeft de volgende dimensies (zie basisrapport 3):

- oppervlakte: 25.5 ha (uitbreiding met 7.5 ha mogelijk);
- maaiveldhoogte: NAP + 50 m;
- bodem depot: NAP + 43 m;
- gemiddelde diepte: 7 m (t.o.v. maaiveld);
- storniveau: NAP +60 m (aan het eind van de planperiode en inclusief voorzieningen);
- grondwaterstand (GHG): NAP +42 m;
- talud groeve: 1:1.8;
- bruto capaciteit: 1.8 miljoen m³ (exclusief uitbreiding).

Indien alle drainerende en isolerende maatregelen correct zouden werken, zou er geen stroming door het depot Groeve Vergoossen naar de onderliggende pakketten plaatsvinden. De stroming zou dan dus gelijk zijn aan 0 mm/jaar. Bij de berekeningen is er echter van uit gegaan dat de drainerende en isolerende maatregelen slechts ten dele werken, en dat de maximaal toegestane stroming (5 mm/jr, Basisrapport 3) door het depot plaatsvindt. Een volledig werkende onderafdichting wordt met de huidige stand van de techniek nog niet reëel geacht.

Voor de MMI is aangenomen dat er behalve de 5 mm per jaar geen extra consolidatiewater naar de ondergrond uittreedt. Er wordt dus aangenomen dat het consolidatiewater geheel door de drainage wordt afgevangen omdat hier in tegenstelling tot bij de BI een extra HDPE-folie als onderisolatie wordt aangebracht waarvan wordt aangenomen dat deze gedurende de consolidatieperiode intact blijft. Bij de BI is aangenomen dat een gedeelte van de consolidatieflux door de onderafdichting naar de ondergrond wordt uitgedreven. Hierdoor is de infiltratie van 5 mm/jaar opgehoogd met 1 mm/jaar. Deze waarde is gekozen omdat wordt aangenomen dat een kwart van het totale consolidatiedebiet (5.1 meter water) in 1000 jaar naar de ondergrond uittreedt. Bij de BI wordt dus uitgegaan van een stroming van 6 mm per jaar door het depot.

In tegenstelling tot de natte lokaties kan het depot Groeve Vergoossen niet gemodelleerd worden door plaatselijk de weerstand te verhogen. Omdat MODFLOW een model is dat toepasbaar is voor berekeningen in de verzadigde zone en het depot in de onverzadigde zone ligt, is een kunstgreep toegepast. In plaats van een depotweerstand is een flux als bovenrandvoorwaarde aangegeven. Voor het gehele modelgebied is een neerslagoverschot van 0,7 mm/d ingevoerd. Voor de "depotcellen", waar naast de baggerspecie tevens een bovenafdichting aanwezig is, is voor de BI een flux van 6 mm/jr ($= 0.016$ mm/d) opgegeven, voor de MMI een flux van 5 mm/jr ($= 0.014$ mm/d).

De flux ter plaatse van het depot is teruggebracht van 250 mm/j tot 5 mm/j (MMI). Voor de BI is de infiltratie teruggebracht tot 6 mm/jr. Het effect voor beide ingrepen is gering: de verlaging van de potentiaal in het eerste watervoerende pakket valt in een klasseverdeling met een stapgrootte van 5 cm in de klasse van 0 - 5 cm. Het invloedsgebied voor beide inrichtingsvarianten is geringer dan 75 m. Gezien de celafmeting rond het depot (75 x 50 m) kan het invloedsgebied met het huidige model niet nauwkeuriger worden bepaald. Het depot heeft geen invloed op de ligging van kwelvlakken, aangezien deze zich niet in de directe omgeving van het depot bevinden.

5.4 Onzekerheden in de modellering

Voor alle drie gemodelleerde regionale gebieden rondom de natte depotlokaties geldt dat de berekeningsresultaten (potentialen en daarmee de stroomsnelheden) in meer of mindere mate afhangen van de intreeweerstand van de oppervlaktewaterlichamen (Maas, havens, plassen, sluizen, kanalen). Alhoewel hiervoor literatuurgegevens gebruikt zijn, blijft deze parameter een onzekere factor in de grondwatermodellering omdat deze niet eenvoudig gemeten kan worden. Voor de droge depotlokatie is het berekeningsresultaat voornamelijk afhankelijk van de aanname dat de verticale flux aan de onderkant van het depot bij de MMI maximaal 5 mm en bij de BI 6 mm/jr is.

Voor de omgeving van de depotlokaties Kessel, Laakerweerd en Molengreend zijn slechts weinig calibratiefilters beschikbaar, waardoor het niet mogelijk is deze modellen op de normale manier (d.w.z. te kijken naar de verschillen tussen de gemeten en de berekende potentialen) te calibreren.

Voor de omgeving van Laakerweerd is niet bekend of op een diepte van rond NAP een zand- dan wel een kleilaag aanwezig is.

5.5 Conclusies

Voor de vier natte lokaties zijn de depots met een dikte van circa 15 m ingebracht, op een zodanige diepte dat de top ca 5 m onder het peil van de erboven gelegen plas ligt. In werkelijkheid ligt het oppervlak van de depots niet overal op dezelfde hoogte. Op enkele lokaties worden de depots hoger opgevuld. In paragraaf 6.1 wordt hier nader op ingegaan. Voor Kessel houdt dit in dat het depot geheel in de relatief slecht doorlatende Formatie van Breda ligt en niet in het daarboven gelegen goed doorlatende eerste watervoerende pakket. Voor Laakerweerd ligt de bodem van het depot mogelijk op de scheidende laag (Brunssumkleien).

Omdat tot nu toe niet is aangetoond dat deze laag ter plaatse daadwerkelijk aanwezig is, is ook een berekening uitgevoerd waarbij is aangenomen dat het pakket onder de bodem van het depot uit goed doorlatende zanden bestaat. Voor de potentialen in het bovenste deel van het watervoerende pakket heeft dit niet zoveel consequenties (het isohypsenpatroon in de twee gevallen verschilt slechts licht), voor de minimale flux door het depot echter wel. Ook de stroomsnelheid onder het depot, een belangrijke parameter voor de verspreiding van de uit de bodem van het depot uitgeloopte stoffen, verschilt aanzienlijk: 2 mm/jr in het geval van klei om maximaal 90 m/jr wanneer de ondergrond uit zand bestaat.

Voor het depot Osen I blijkt de verdeling van oppervlaktewaterpeilen in de omgeving sterk bepalend te zijn voor de fluxen door het depot. Dit betekent dat ook de waarden van de gekozen intreeweerstand van groot belang is. Het depot ligt in een meanderbocht van de rivier. Het lagere Maaspeil ten noorden van het depot veroorzaakt een infiltratie door het noordelijke deel van het depot, terwijl in het zuiden sprake is van een aanzienlijke kwelstroom door het depot, veroorzaakt door het grote verschil tussen het Maaspeil stroomopwaarts van de stuw Linne en het plaspeil boven het depot.

Het depot Molengreend ligt in een gebied met een zeer geringe gradiënt, waar de stroomsnelheid onder het depot 40 m/jr bedraagt.

De oppervlakten waar het effect tijdens de verdieping van de plassen of de opstuwing tijdens/na de vulfase vertonen een grote variatie. Bij Groeve Vergoossen is de invloed op de omgeving verwaarloosbaar, terwijl bij de situatie Laakerweerd met Brunssum-klei het gebied met een verlaging van meer dan 0,05 m minimaal 450 ha is. Bij een gevuld depot wordt een opstuwing van meer dan 0,05 m berekend in een gebied van minimaal 600 ha.

Over de duur van de verlagingen tijdens de verdieping is kwantitatief niks te zeggen. In het algemeen zullen grotere uitdiepingen langere tijd in beslag nemen. De effecten op het achterland zullen derhalve ook langer voelbaar zijn.

In Tabel 5.14 staan de belangrijkste parameters van het hydrologische onderzoek voor de vijf lokaties vermeld.

Tabel 5.14. Belangrijkste parameters voor de uitloging en verspreiding van stoffen

	flux door depot (mm/jr)	stroomsnelheid onder depot (m/jr)	maximale opstuwing (m)	Opp (ha) met daling > 0,05 m bij verdieping plas	Oppervlak (ha) met opstuwing > 0,05 m na vulling depot
N12 Kessel	4-20	11	0,2 (wvp) 2,5 (Breda)	nvt	335
N32 Laakerweerd (klei)	0,03-29,2	0,002 25*	1,0	> 450	> 600
N32 Laakerweerd (zand)	0,4-28,6	50-90	< 0,5	250	550
N20 Osen I	-1,8-76**	44-286	0,9	< 1	45
N27 Molengreend	0,23-11,7	40	0,5	< 1	100
D2 Groeve Vergoossen (BI)	-5**	300	< 0,05	nvt	0
D2 Groeve Vergoossen (MMI)	-6**	300	< 0,05	nvt	0

* :Stroomsnelheid in pakket onder de Brunssum-klei.

** :Negatief getal geeft neerwaartse stroming aan.

6 Grondwaterkwaliteit

6.1 Uitgangspunten berekeningen

De verspreiding van organische microverontreinigingen uit de depots naar de ondergrond is berekend met het model STYXZ (Simulation of Transport in a 3-dimensional (XYZ) space). In Bijlage F is een beschrijving van dit model opgenomen. Het model berekent de verspreiding van organische microverontreinigingen in de ondergrond, waarbij rekening wordt gehouden met mogelijke afbraak, adsorptie/desorptie en diffusie en dispersie. De hiervoor benodigde parameters (afbraakcoëfficiënt, verdelingscoëfficiënten en diffusiecoëfficiënten) worden als invoer aan het model meegegeven, en kunnen per stof worden gevarieerd. Behalve deze coëfficiënten zijn het organische stofgehalte, de porositeit en de dichtheid van de vaste fase van de doorstroomde lagen voor de modelberekeningen nodig.

De verspreidingsberekeningen zijn uitgevoerd voor de natte lokaties Laakerweerd, Molen-greend, Osen en Kuypers Kessel, en voor de droge lokatie Groeve Vergoossen. Voor een situatieschets van de verschillende lokaties wordt verwezen naar Basisrapport 3 van deze MER studie (Heidemij Advies, 1994b).

Basis van de verspreidingsberekeningen is de grondwaterbeweging die met het hydrologische model is berekend. De hierbij gehanteerde schematisatie wordt in het algemeen ongewijzigd overgenomen. Wel worden steeds deelgebieden uit het hydrologisch modelgebied gelicht om zo tot een fijnere opdeling van de verticaal te kunnen komen. Dit heeft echter geen gevolgen voor het hydrologisch beeld van het beschouwde gebied.

Vervolgens worden aan de verschillende modellagen chemische en fysische eigenschappen toegekend en wordt de verontreiniging in het depot aangebracht. Met behulp van een uitvoerige naverwerking kunnen uit de berekeningsresultaten de concentraties in het systeem, de fluxen uit het depot en de verschillende modellagen, de verontreinigde volumina en de uitlogging van het depot bepaald worden.

Bij de verspreiding van verontreinigingen in het watervoerende pakket is het advectioneel transport in de regel overheersend. Bij de verspreiding van verontreinigingen vanuit een depot naar dit watervoerende pakket is de diffusie in het algemeen echter de belangrijkste drijvende kracht. Daarom is het belangrijk dat de concentratiegradiënt (dit is de drijvende kracht van de diffusie) tussen het depot en het watervoerende pakket correct wordt gemodelleerd. In het algemeen is hier een schematisatie voor nodig met laagdikten van geringe dikte (in de orde van 25-50 cm). Het model STYXZ biedt de mogelijkheid om deze laagdikte correct te modelleren, zodat de diffusieve flux uit het depot optimaal gemodelleerd wordt.

Alle natte lokaties zijn met een volledig driedimensionaal model doorgerekend. De droge lokatie is met behulp van een combinatie van een twee- en een driedimensionaal model beschouwd. Hierbij is de flux uit het depot met een tweedimensionaal model bepaald, waarna deze is opgelegd aan het driedimensionale regionale model.

In deze studie wordt alleen de verspreiding van fenantreen berekend omdat deze stof het meest mobiel is van alle beschouwde stoffen. Uit de verkregen berekeningsresultaten kan vervolgens de verspreiding voor vrijwel alle organische microverontreinigingen afgeleid worden, omdat de berekeningen gebaseerd zijn op lineaire adsorptie (bij lineaire adsorptie is de transportsnelheid lineair afhankelijk van de verdelingscoëfficiënt, zodat de resultaten van de beschouwde stof met behulp van een tijd-conversie naar elke andere lineair adsorberende stof kunnen worden omgezet). Ten aanzien van de verspreiding van de zware metalen en arseen wordt volstaan met een kwalitatieve beschouwing. Voor kwik, minerale olie en radioactieve stoffen wordt bij gebrek aan voldoende informatie geen uitspraak gedaan.

Voor alle depotlokaties wordt de verspreiding berekend op basis van de basisinrichting (BI) en de meest milieuvriendelijke inrichting (MMI). De invulling die aan de BI en de MMI is gegeven wordt in paragraaf 6.3 beschreven.

Bij de depots Laakerweerd, Molengreend en Osen I wordt voor ongeveer een derde deel van het depot de sliblaag tot 1 meter onder stuwpeil aangevuld in plaats van tot 5 meter onder stuwpeil. Door de Heidemij is in de lokatiekaartjes aangegeven (zie Basisrapport 3 van deze MER, Heidemij Advies, 1994b) welk deel van de depots dit betreft. Het gevolg van het hoger aanvullen van de depots is dat de kwel door de sliblaag bij de hoger aangevulde delen ongeveer 15/20 (75%) wordt van de kwel door de delen die tot 5 meter onder stuwpeil zijn aangevuld. Deze verlaging van de kwel heeft echter weinig gevolgen voor het stoftransport, omdat dit voornamelijk door het diffusieve, tegen de kwel in gerichte, transport wordt bepaald. Het hoger opvullen is zodoende niet in de transportberekeningen verwerkt. Uit twee proefberekeningen die aan het al dan niet meenemen van het hoger opvullen zijn uitgevoerd blijkt dat het transport hierdoor in een zeer kleine mate wordt onderschat. Ter illustratie hiervan is in Figuur 6.1 de neerwaartse flux bij een kwel van 7.5 en van 10 mm/jaar weergegeven.

De consolidatieperiode is niet als aparte fase in de berekeningen opgenomen. De reden hiervan is dat de invloed van de consolidatie vooral relevant is indien de effecten tot ongeveer 250 jaar na de vulfase worden beschouwd. Indien een termijn van meer dan 1000 jaar wordt beschouwd is het effect van de verwaarlozing van de consolidatieperiode al vrijwel niet meer zichtbaar. De reden hiervan is dat het voornaamste transport uit het depot veroorzaakt wordt door het diffusief transport. Het extra advectioneel transport gedurende de consolidatiefase, is in vergelijking tot dit diffusieve transport gering. Bovendien worden in de berekeningen een aantal parameters met een grote onzekerheid gebruikt (diffusiecoëfficiënt, verdelingscoëfficiënten), zodat de extra fout die door het weglaten van de consolidatie ontstaat relatief klein is.

Bij de beschouwing van de berekeningsresultaten moet erop gelet worden dat de hoeveelheid verontreiniging in de verschillende depots niet hetzelfde is. Dit heeft vooral gevolgen voor de totale flux uit het depot. Nadere informatie hieromtrent wordt gegeven in de navolgende paragrafen, waarin de verschillende lokaties afzonderlijk worden beschreven.

6.2 Chemische en fysische parameters

Bij de verspreidingsberekeningen zijn de volgende invoergegevens nodig:

- organische stofgehalte van de specie en de ondergrond;
- dichtheid vaste fase van de specie en de ondergrond;
- porositeit van de vaste fase en de ondergrond;
- verdelingscoëfficiënt van de verschillende microverontreinigingen;
- de concentratie van de verontreinigingen;
- de afbraaksnelheid van de verontreinigingen;
- diffusiecoëfficiënt en dispersielengten.

Het organisch stofgehalte van de specie is geschat op 10% (ofwel 4.75% organisch koolstof). Deze schatting is gebaseerd op ervaring met specie uit gebieden elders in het land. Er is geen reden om aan te nemen dat het organische stofgehalte van de Limburgse specie significant anders zal zijn. De porositeit van de specie na consolidatie wordt gelijk gesteld aan 0.54. Voor de dichtheid van de vaste fase van de specie wordt een waarde van 2300 kg/m³ verondersteld.

Ten aanzien van het organische stofgehalte van de ondergrond is weinig bekend. Omdat het gebied vooral bestaat uit fluviatiele klei- en zand/grind afzettingen is aangenomen dat het organische stofgehalte in de ondergrond laag is (0.5%, ofwel 0.24% organische koolstof). De dichtheid van de vaste fase wordt gesteld op 2600 kg/m³ en de porositeit op 0.35.

De verdelingscoëfficiënt geeft de verhouding tussen de concentratie van een microverontreiniging in de vaste fase (in mg/kg) en die in oplossing (in mg/m³). De concentratie in oplossing is hierbij de werkelijke opgeloste concentratie. In feite komt in de oplossing niet alleen de werkelijk opgeloste verontreiniging voor, maar ook de verontreiniging die is geadsorbeerd aan het opgeloste organische koolstof (DOC). De som van deze twee concentraties geeft de feitelijke concentratie waarmee de verontreiniging verplaatst wordt (de mobiele fase). De verdelingscoëfficiënten, zoals die in de literatuur gevonden worden, moeten dus gecorrigeerd worden voor de adsorptie van microverontreinigingen aan opgelost organisch koolstof. De in de berekeningen gebruikte verdelingscoëfficiënten zijn afkomstig uit de bij het model ORPHEUS behorende dataset (WL, 1989).

Bij de correctie van de verdelingscoëfficiënten is aangenomen dat het gehalte aan opgelost organisch koolstof gelijk is aan 20 mgC/l. De preferentie van de organische microverontreinigingen voor organisch koolstof is gesteld op 10% van die voor vast organisch materiaal. De voor adsorptie aan DOC gecorrigeerde verdelingscoëfficiënten staan vermeld in Tabel 6.1.

Tabel 6.1 Gecorrigeerde verdelingscoëfficiënten bij een DOC gehalte van het poriënwater van 20 mgC/l en een preferentie voor DOC van 10% ten opzichte van die voor POC

stof	verdelingscoëfficiënt (m ³ /kg OC)	log verdelingscoëfficiënt (l/kg OC)
PCB-153	420.1	5.62
Fluorantheen	42.8	4.63
benzo(a)pyreen	267.4	5.43
PCB-52	320.3	5.51
Benzo(ghi)peryleen	399.6	5.60
Antraceen	250.2	5.40
Fenantreen	7.14	3.85

De kwaliteit van de specie komt overeen met de volumegewogen gemiddelde speciekwaliteit in Limburg (middenklasse specie in hoofdstuk 3). Voor een discussie over de beschouwing van de meest verontreinigde specie wordt naar paragraaf 6.4 verwezen. De vaste stofconcentraties en de poriënwaterconcentraties van de middenklasse specie worden in Tabel 6.2 gegeven. De poriënwaterconcentraties zijn berekend met behulp van de verdelingscoëfficiënten uit Tabel 6.1

Tabel 6.2 Vaste stofconcentratie en de poriënwaterconcentratie van de middenklasse specie

Verontreiniging	vaste stof concentratie (mg/kg)	poriënwaterconcentratie (mg/m ³)
PCB-153	0.068	3.41.10-3
Fluorantheen	5.06	2.49
benzo(a)-pyreen	2.57	0.202
PCB-52	0.051	3.35.10-3
Benzo(ghi)peryleen	1.47	0.0774
Antraceen	0.981	0.0825
Fenantreen	3.066	9.04

De afbraakcoëfficiënt is voor alle stoffen op nul gezet, wat betekent dat er geen afbraak plaatsvindt. In werkelijkheid zal een aantal stoffen langzaam worden afgebroken. Een probleem hierbij is dat een deel van deze stoffen niet volledig wordt gemineraliseerd, maar naar andere vaak net zo schadelijke stoffen wordt omgezet. Soms is dit omzettingsproduct zelfs mobieler dan de uitgangsstof. Omdat slechts globale informatie over de afbraak en omzetting van verontreinigingen bekend is, is voorlopig aangenomen dat er geen afbraak of omzetting plaatsvindt.

Bij de berekeningen is een diffusiecoëfficiënt van $0.01 \text{ m}^2/\text{jaar}$ gebruikt. Deze waarde is gebaseerd op de diffusiecoëfficiënt van NaCl in zuiver water, gecorrigeerd voor de porositeit en de tortuositeit. De longitudinale dispersielengte is 1 meter, de transversale dispersielengte is 0.001 meter. Deze waarden zijn geaccepteerde gemiddelde waarden.

6.3 Invulling basisinrichting (BI) en meest milieuvriendelijke inrichting (MMI)

In de berekeningen is bij alle lokaties een basisinrichting (BI) en een meest milieuvriendelijke inrichting (MMI) beschouwd. Bij de BI zijn bij de natte lokaties geen isolerende maatregelen getroffen. Bij de MMI zijn wel isolerende maatregelen getroffen. Bij de droge lokatie zijn in aansluiting op de gebruikelijke inrichting van droge deponiën zowel bij de BI als bij de MMI isolerende maatregelen getroffen. Voor een motivatie van de invulling van de BI en de MMI wordt verwezen naar Basisrapport 3 van dit MER (Heidemij Advies, 1994b).

De BI is in de grondwater verspreidings-berekeningen als volgt ingevuld:

- natte depots Hier wordt aan de onderzijde van de sliblaag en op de taluds geen isolatie toegepast. Na afloop van de vulperiode wordt aan de bovenzijde een afdichtende kleilaag van 1 meter dikte aangebracht. Deze kleilaag heeft uitsluitend effect op de oppervlaktewaterkwaliteit, en niet op de grondwaterkwaliteit.
- droog depot Bij dit depot wordt aan de boven en onderzijde van de het speciepakket een isolerende kleilaag aangebracht, plus een drainerende voorziening aan de onderzijde. Bovendien is een onverzadigde zone van 1 meter dikte tussen de onderzijde van het depot en het grondwater aanwezig. In de grondwaterberekeningen is deze invulling van de BI verwerkt door een kleilaag met een dikte van 1 meter onder de specie te plaatsen, in combinatie met een jaarlijkse lekkageflux van 6 mm/j .

De MMI is als volgt ingevuld:

- natte depots Bij de natte depots is aan de onderzijde, onder de taluds en aan de bovenzijde van het speciepakket een isolerende kleilaag met een dikte van 1 meter aangebracht.
- droog depot Hierbij is aanvullend op de isolerende voorzieningen die bij de BI zijn getroffen een folie-isolatie toegepast. De aanwezigheid van deze folie is in de berekeningen vertaald door de infiltratie door het depot te verlagen naar 5 mm/jaar ; een waarde die bij droge deponiën maximaal toelaatbaar wordt geacht.

Er is aangenomen dat de klei die als isolatiemateriaal wordt toegepast bestaat uit lokaal gewonnen Brunsum klei, met een organisch stofgehalte van 1 % (organisch koolstof 0.47%) en een porositeit van 0.3. Deze klei is zeer ondoorlatend als deze in een voldoende hoge dichtheid ($> 1800 \text{ kg/m}^3$) wordt aangebracht.

6.4 Berging van de meest verontreinigde specie in de kern van het depot

Bij de invulling van de MMI is er sprake van een afscheiding van 150000 m³ van de meest verontreinigde specie van de rest van de specie (zie Tabel 6.6). Deze specie zal in de kern van het depot geborgen worden. De kwaliteit van de overige specie zou hierbij gecorrigeerd moeten worden voor deze afscheiding.

Tabel 6.6 Vaste stofconcentratie en de poriënwaterconcentratie van de meest verontreinigde specie

Verontreiniging	vaste stof concentratie (mg/kg)	poriënwaterconcentratie (mg/m ³)
PCB-153	0.114	5.71.10 ⁻³
Fluorantheen	14.1	6.94
benzo(a)-pyreen	4.3	0.339
PCB-52	0.091	5.98.10 ⁻³
Benzo(ghi)peryleen	2.2	0.116
Antraceen	3.5	0.295
Fenantreen	9.1	26.8

De kwaliteit van de overige specie verbetert echter slechts licht door de afscheiding van de meest verontreinigde specie. De reden hiervan was dat de afgescheiden 150000 m³ slechts een beperkte hoeveelheid is in vergelijking tot het totale volume van de depots (miljoenen m³).

Bij de berekeningen is bij de MMI de meest verontreinigde specie dus niet afgescheiden van de rest van de specie. De reden hiervan is dat de verhouding van de concentratie in de middenklasse en de meest verontreinigde specie voor de verschillende stoffen anders is. Hierdoor kunnen de resultaten die voor fenantreen zijn berekend niet meer eenvoudig vertaald worden door de tijd- en concentratieas aan te passen. Dit betekent dat er dus voor elke stof bij de MMI een aparte verspreidingsberekening uitgevoerd zou moeten worden.

Het effect van het al dan niet beschouwen van het in de kern bergen van de meest verontreinigde specie is zeer gering. De gevolgen van het weglaten van deze specie zijn onderzocht met twee eenvoudige kolomberekeningen, met aan- en afwezigheid van de meest verontreinigde specie. Uit deze berekeningen bleek dat de invloed van de meest verontreinigde specie niet binnen 10000 jaar aan de onderzijde van het depot merkbaar is.

De verontreinigingsflux en het concentratieverloop in een kolom wordt getoond in twee figuren. Beide figuren zijn afgeleid uit een kolomberekening met een kwel van 10 mm/jaar. De twee lijnen geven de situatie met en de situatie zonder de meest verontreinigde specie. In de eerste figuur (Figuur 6.2) is de flux uit de onderzijde van de kolom weergegeven. Er is slechts weinig verschil tussen beide fluxen zichtbaar. In de tweede figuur (6.3) wordt het concentratieverloop door het depot gegeven.

De lijnen met de knik in het midden gelden voor het depot met de meest verontreinigde specie in de kern, de rechte lijnen gelden voor een depot zonder de meest verontreinigde specie. In beide situaties is het concentratieverloop van fenantreen weergegeven na 2500 en na 10000 jaar. Het concentratieverloop aan de onderzijde van het depot blijkt in beide situaties vrijwel hetzelfde te zijn. Het weglaten van de meest verontreinigde specie in de driedimensionale berekeningen levert dus een verwaarloosbare afwijking van de fluxen en concentraties.

Bij het droge depot Groeve Vergoossen is bij de MMI wel met een aangepaste speciekwaliteit gerekend, omdat deze berekeningen uitgevoerd zijn voordat de hierboven weergegevene analyse was uitgevoerd. De aangepaste speciekwaliteit wijkt echter maximaal 5 % af van de gemiddelde speciekwaliteit die bij de natte depots is gebruikt.

6.5 Benodigde verfijning van de laagopdeling op het grensvlak specie-kleilaag-watervoerend pakket

Bij de in het kader van de MER beschouwde depots is er sprake van een opwaarts gerichte kwelstroom door het depot. Er zal in de depots dus een opwaarts advectioneel transport plaatsvinden. Dit betekent dat de verontreiniging uitsluitend door diffusief transport uit de specie naar het watervoerende pakket verplaatst kan worden.

Indien diffusief transport berekend moet worden is het belangrijk dat de concentratiegradiënt op de grensvlakken waarover de diffusie zich afspeelt door het model correct wordt weergegeven. Omdat deze gradiënt over korte afstand varieert, zullen op het grensvlak dunne modellen noodzakelijk zijn. Met behulp van een aantal eenvoudige kolomberekeningen is de laagopdeling bestudeerd die gebruikt moet worden om de concentratiegradiënt op het grensvlak specie-kleilaag-watervoerend pakket correct te beschrijven. Hierbij is een aantal verschillende laagopdelingen toegepast. De berekeningen zijn uitgevoerd met fenantreen, bij een organisch koolstofgehalte van 4.75 % van de specie, 0.475 % van de kleilaag en 0.24 % van het watervoerende pakket.

Omdat de kwel door - en de horizontale stroming onder - de depots nogal varieert, zijn berekeningen voor een aantal situaties uitgevoerd. Hierbij zijn voor de kwel waarden van 0.5, 2.5 en 10 mm/jaar gebruikt en voor de horizontale stroming onder het depot 10 en 25 cm/dag. De gradiënt op het grensvlak bleek echter niet erg sterk afhankelijk te zijn van de doorgerekende situatie. Daarom wordt hier volstaan met een weergave van de resultaten van de berekeningen met een kwel van 10 mm/jaar en een horizontale stroomsnelheid onder het depot van 25 cm/dag.

In Tabel 6.7 worden de doorgerekende laagopdelingen gegeven. Deze worden steeds verfijnder van LAGEN1 tot LAGEN4. Bij LAGEN5 is een onregelmatige laagopdeling gebruikt. De concentratieprofielen die bij de verschillende laagopdelingen in een periode tot 1000 jaar optreden worden in de Figuren 6.4 tm 6.8 gegeven. In de figuren wordt op de horizontale as de diepte weergegeven, waarbij de diepte van 4-5 meter de klei-isolatie voorstelt. De specie bevindt zich ondieper dan 4 meter, het watervoerende pakket dieper dan 5 meter.

Tabel 6.7 Laagopdelingen (in meters van boven naar beneden) bij de vijf doorgerekende varianten voor de onderzijde van de specielaag, de isolerende kleilaag en de bovenzijde van het watervoerende pakket

	onderzijde specielaag	kleilaag	bovenzijde watervoerende pakket
LAGEN1	0.50, 0.50	0.50, 0.50	0.50, 0.50
LAGEN2	0.75, 0.20	0.25, 0.50, 0.25	0.25, 0.75
LAGEN3	0.80, 0.15, 0.05	0.05, 0.15, 0.60, 0.15, 0.05	0.05, 0.15, 0.80
LAGEN4	0.65, 0.20, 0.10, 0.05	0.05, 0.10, 0.20, 0.30, 0.20, 0.10, 0.05	0.05, 0.10, 0.20, 0.65
LAGEN5	0.80, 0.15, 0.05	0.05, 0.15, 0.40, 0.40	1.0

Bij LAGEN1 is de opdeling te grof. Op de gradiënt rond de 4 meter vallen op geen van de tijdstippen punten, zodat de gradiënt dus niet correct wordt weergegeven. De gradiënt op de overgang kleilaag-watervoerend pakket is vrijwel nul, en wordt wel correct weergegeven. Ook bij LAGEN2 wordt de gradiënt tussen de specie en de kleilaag niet correct weergegeven.

Bij LAGEN3 is de weergave van de gradiënt correct. Bij alle tijdstippen wordt deze door een aantal punten weergegeven. Nog steeds is er geen gradiënt op de overgang klei-isolatie-watervoerend pakket. Hier is in feite een te sterke verfijning toegepast. Bij LAGEN4 wordt de gradiënt nog beter weergegeven dan bij LAGEN3, al zal dit weinig gevolgen hebben voor het transport. Met de verfijning die bij LAGEN3 is toegepast wordt de gradiënt dus voldoende nauwkeurig beschreven.

Uit de berekeningen blijkt dat de gradiënt op het grensvlak klei-isolatie-watervoerend pakket steeds zeer gering is. Dit mag verwacht worden omdat de stroomsnelheid in het watervoerende pakket betrekkelijk hoog is. De concentratie in het watervoerende pakket, direct onder de kleilaag, zal dus nooit erg hoog op kunnen lopen. Hierdoor zal de verontreiniging relatief snel uit de onderzijde van de klei-isolatie naar het watervoerende pakket diffunderen, zodat de belangrijkste concentratieovergang op het grensvlak specie-klei-isolatie zal plaatsvinden. Omdat er vrijwel geen gradiënt op de overgang naar het watervoerende pakket is, mag hier dus een grovere schematisatie gebruikt worden.

In LAGEN5 is op de overgang specie-klei-isolatie een fijne schematisatie toegepast, en op de overgang klei-isolatie-watervoerend pakket een grovere. In Figuur 6.8 is te zien dat bij deze schematisatie de concentratiegradiënten op alle beschouwde tijdstippen correct weergegeven worden.

In de driedimensionale depotberekeningen zal een vergelijkbare laagopdeling toegepast worden als bij LAGEN5. Dit betekent dat in deze berekeningen indien dit mogelijk is van de volgende opdeling uitgegaan zal worden:

onderzijde specielaag: in ieder geval een laag van ongeveer 15 cm en één van 5 cm;
 klei-isolatie: van boven naar beneden 5 cm, 15 cm, 40 cm en 40 cm;
 watervoerend pakket: niet erg belangrijk, bovenste laag orde 2-3 meter.

De gebruikte opdelingen staan bij de beschrijving van de schematisatie van de depots (paragraaf 6.6) gegeven.

6.6 Schematisatie depots

Laakerweerd

Het hydrologische model van de lokatie Laakerweerd is opgebouwd uit 8 modellagen. In Tabel 6.9 worden de verschillende lagen gegeven, samen met de dikte van deze laag ter plekke van het depot.

Tabel 6.9 Laagopbouw van het hydrologische model van de lokatie Laakerweerd, dikte van de modellagen en de verfijning van de laagopdeling bij de BI en de MMI (opdeling van boven naar beneden)

laag hydrologisch model		gemiddelde laag-dikte bij depot (m)	opdeling bij de BI (-)	opdeling bij de MMI (-)
laag 1	deklaag	5.0	1.0	1.0
laag 2	WVP 1a	4.1	1.0	1.0
laag 3	WVP 1a	4.1	1.0	1.0
laag 4	WVP 1a	4.1	3.6 0.3 0.15	2.6 0.3 0.15 0.15 0.15 0.15 0.7
laag 5	WVP 1b	5.0	0.15 0.3 4.0 0.3 0.15	3.5 0.4 0.15 0.15 0.85
laag 6	WVP 1b	5.0	0.1 0.2 0.3 4.0 0.3 0.15 0.05	3.5 0.3 0.15 0.05 0.05 0.15 0.7
laag 7	scheidende laag	5.0	0.05 0.15 0.3 4.5	0.5 4.5
laag 8	WVP 2	15.0	1.0	1.0

Het depot bevindt zich in de lagen 4 t/m 6. De eerste drie modellagen op de plek van het depot stellen het oppervlaktewater voor, en wordt niet tot het depot gerekend. Het bovenoppervlak van het depot is 47 ha, het stortvolume 5.6 mln m³.

Ook de opdeling van de verschillende lagen wordt in Tabel 6.9 gegeven. Deze is bij de overgang van de modellagen 4 en 5 en van 5 en 6 niet optimaal verfijnd. De reden hiervan is dat de rekentijden bij een optimale verfijning te hoog zouden oplopen. Dit betekent dat de flux uit de taluds gedurende het begin van de berekeningen wat te laag is. De overgang van de bodem van het depot naar het watervoerende pakket is wel optimaal verfijnd. Omdat de flux uit de bodem van het depot het belangrijkste is, wordt door de grovere schematisatie van de taluds geen grote fout gemaakt.

Ten behoeve van de verspreidingsberekeningen is uit het hydrologische model een deelmodel afgeleid. Dit model bevat de rijen 10 tm 55 en de kolommen 11 tm 76. Dit betekent dat het model bestaat uit 46 rijen en 66 kolommen.

De grondwaterstroming rond het depot is naar de rivier gericht. Omdat de depotlokatie zich in een rivierbocht bevindt, is de stroming onder het oostelijke deel westelijk gericht en onder het westelijk deel zuid-westelijk. Vermoedelijk zal het grootste deel van de verontreiniging die uit het depot treedt vrij snel na het verlaten van het depot in de rivier opkwellen. Er mag worden aangenomen dat de verontreiniging zich binnen 10000 jaar niet buiten de grenzen van het voorgestelde detailmodel zal verplaatsen.

Molengreend

Het hydrologische model van de depotlokatie Molengreend bestaat uit 11 lagen. In Tabel 6.10 worden de verschillende lagen gegeven, samen met de dikte van deze laag ter plekke van het depot.

Tabel 6.10 Laagopbouw van het hydrologische model van de lokatie Molengreend, dikte van de modellagen en opdeling van de modellagen bij de BI en de MMI (opdeling van boven naar beneden)

laag hydrologisch model		gemiddelde laagdikte bij depot (m)	opdeling bij de BI (-)	opdeling bij de MMI (-)
laag 1	deklaag	3.0	1.0	1.0
laag 2	deklaag	3.0	1.0	1.0
laag 3	WVP 1	3.1	2.6 0.3 0.15 0.05	1.6 0.3 0.15 0.05 0.05 0.15 0.3 0.5
laag 4	WVP 1	3.1	0.05 0.15 0.3 2.1 0.3 0.15 0.05	1.6 0.3 0.15 0.05 0.05 0.15 0.3 0.5
laag 5	WVP 1	3.1	0.05 0.15 0.3 2.1 0.3 0.15 0.05	1.6 0.3 0.15 0.05 0.05 0.15 0.3 0.5
laag 6	WVP 1	3.1	0.05 0.15 0.3 2.1 0.3 0.15 0.05	1.6 0.3 0.15 0.05 0.05 0.15 0.3 0.5
laag 7	WVP 1	3.1	0.05 0.15 0.3 2.1 0.3 0.15 0.05	1.6 0.3 0.15 0.05 0.05 0.15 0.3 0.5
laag 8	WVP 1	3.1	0.05 0.15 0.3 2.6	1.0 2.1
laag 9	WVP 2	5.0	1.0	1.0
laag 10	WVP 2	5.0	1.0	1.0
laag 11	WVP 2	5.0	1.0	1.0

Het depot bevindt zich in de lagen 3 t/m 7. Het bovenoppervlak van het depot is in het model 36 ha (Tabel 1.2 36 ha), het volume van het depot tot stuwpeil is 4.7 mln m³.

Ten behoeve van de verspreidingsberekeningen is uit het hydrologische model een deelmodel afgeleid. Dit model loopt van de rijen 12-59 en van de kolommen 8-45. Het transportmodel bestaat dus uit 38 kolommen en 48 rijen.

Het grondwater stroomt onder het depot in zuidelijke en zuidwestelijke richting. Dit water kwelt op in de waterlichamen ten zuiden (Maas) en ten zuidwesten van de depotlokatie. De verontreiniging zal zich dus vermoedelijk in zuidwestelijke richting verspreiden, en in het oppervlaktewater opkwellen.

Osen I

Voor de berekening van het stoftransport is bij de lokatie Osen het gebied van kolom 8 t/m 39 en rij 14 t/m 62 van het hydrologische model gebruikt. Er wordt verwacht dat de verspreiding zich tot dit gebied zal beperken.

De laagopbouw ter plekke van het depot wordt in Tabel 6.11 gegeven. Het depot bevindt zich in de lagen 4 t/m 7. De eerste, tweede en derde modellaag ter plekke van het depot stellen het oppervlaktewater voor, en worden niet tot het depot gerekend. Voor de BI en de MMI zijn verschillende laagopdelingen gebruikt teneinde de relevante concentratiegradiënten correct te beschrijven. Bij de BI worden 32 modellagen gebruikt, bij de MMI 36.

De dikte van het depot is in het model ongeveer 14.6 meter. Dit is vrijwel gelijk aan de uiteindelijke dikte die in de MER wordt gehanteerd (15 meter, inclusief eventuele klei-isolatie). Het oppervlak van het depot is 15 hectare.

Teneinde de rekentijd van het model aanvaardbaar te houden (< 2 dagen per 10000 jaar op een PENTIUM) is het volume van een aantal cellen met een korte verblijftijd bovenstrooms van het depot met een factor 10 verhoogd. Door deze ingreep neemt de verblijftijd in deze cellen met een factor 10 toe. Omdat er bovenstrooms van het depot geen stoftransport plaatsvindt, heeft deze ingreep geen gevolgen voor de verspreidingsberekeningen. Ook zijn er geen hydrologische consequenties, omdat de volumina zijn aangepast na afloop van de hydrologische berekeningen.

De laagopdeling is voor de modellagen 4 en 5 niet optimaal doorgevoerd. Ook dit wordt veroorzaakt door de zeer lange rekentijden die zouden ontstaan indien een verdere verfijning zou worden toegepast. Door de niet optimale verfijning is de flux in het depot in deze lagen gedurende de eerste jaren niet correct. Omdat deze flux zich vrijwel uitsluitend binnen het depot afspeelt (in deze modellagen grenst de specie vrijwel niet aan het watervoerende pakket) is de storing die hierdoor wordt veroorzaakt verwaarloosbaar.

Tabel 6.11 Laagopbouw van het hydrologische model van de lokatie Osen I en de opdeling van de lagen bij de BI en de MMI ten behoeve van de transportmodellering (opdeling van boven naar beneden)

hydrologische lagen	geohydrologische benaming	gemiddelde laagdikte bij depot (m)	opdeling bij de BI (-)	opdeling bij de MMI (-)
laag 1	deklaag	2.0	1.0	1.0
laag 2	deklaag	2.0	1.0	1.0
laag 3	WVP 1	2.9	1.0	1.0
laag 4	WVP 1	2.9	1.15 1.15 0.45 0.15	1.4 0.25 0.25 0.25 0.25 0.5
laag 5	WVP 1	2.9	0.15 0.35 1.9 0.3 0.15 0.05	1.4 0.3 0.15 0.05 0.05 0.15 0.3 0.5
laag 6	WVP 2	4.4	0.05 0.15 0.3 3.4 0.3 0.15 0.05	2.9 0.3 0.15 0.05 0.05 0.15 0.3 0.5
laag 7	WVP 2	4.4	0.05 0.15 0.3 3.4 0.3 0.15 0.05	2.9 0.3 0.15 0.05 0.05 0.15 0.3 0.5
laag 8	WVP 2	4.4	0.05 0.15 0.3 3.9	1.0 3.4
laag 9	WVP 2	4.4	1.0	1.0

Kuypers Kessel

Voor de verspreidingsberekeningen uit het depot Kuypers Kessel is een gedeelte van het hydrologische detailmodel gebruikt. Dit is toegestaan omdat de verspreiding van de verontreinigingen zich tot de directe omgeving van het depot zal beperken. Het transportmodel bestrijkt het gebied van kolom 6 t/m kolom 56 en van rij 6 t/m 23 van het hydrologische model.

De voornaamste stroming vindt loodrecht op de rivier plaats. Veel water dat vanuit het noordwesten in de richting van het depot stroomt zal ten noordwesten van het depot opkwellen, omdat het goed doorlatende watervoerende pakket hier aan de plas boven het depot grenst. De stroming onder het depot door richting Maas zal beperkt zijn omdat het depot zich grotendeels in de Formatie van Breda bevindt, die een lagere doorlatendheid heeft dan het watervoerende pakket. Door deze lagere doorlatendheid zal ook de stroming rond het depot (noordoosten en zuidwesten) niet erg sterk zijn. Er zal dus een klein transport uit het depot via de Formatie van Breda naar de Maas optreden.

Voor de transportberekeningen is voor de BI en de MMI een verschillende laagopdeling gebruikt. De laagopdeling bij de BI is erop gericht de gradiënt op het grensvlak sliblaag-ondergrond zo goed mogelijk weer te geven. De laagopdeling bij de MMI is erop gericht de gradiënt tussen de sliblaag en de klei-isolatie optimaal weer te geven en om de kleilaag van de sliblaag af te scheiden. Beide laagopdelingen worden in Tabel 6.12 gegeven. Het model voor de BI bestaat na de opdeling uit 25 modellagen, dat voor de MMI uit 26 lagen.

Tabel 6.12 Laagopbouw van het hydrologische model van de lokatie Kuypers Kessel en de opdeling van de lagen bij de BI en de MMI ten behoeve van de transportmodel-lering (opdeling van boven naar beneden)

	geohydrologische benaming en eigenschapnummer	gemiddelde laagdikte bij depot (m)	opdeling bij BI (-)	opdeling bij MMI (-)
laag 1	deklaag (1)	0.93	1.0	1.0
laag 2	WVP 1 (2)	2.8	1.0	1.0
laag 3	WVP 1 (3)	2.8	1.0	1.0
laag 4	WVP 1 (4)	2.8	1.0	1.0
laag 5	Breda (5)	7.9	5.0 2.4 0.3 0.15 0.05	5.4 1.0 0.3 0.15 0.05 0.05 0.15 0.3 0.5
laag 6	Breda (6)	7.9	0.05 0.15 0.3 3.45 3.45 0.3 0.15 0.05	5.4 1.0 0.3 0.15 0.05 0.05 0.15 0.3 0.5
laag 7	Breda (7)	7.9	0.05 0.15 0.3 1.0 2.5 3.7	1.0 6.9
laag 8	Breda (8)	7.9	1.0	1.0
laag 9	Breda (9)	7.9	1.0	1.0

Het depot bevindt zich in de modellagen 5 en 6. De dikte in het model is 15.8 meter. Het oppervlak van het depot bij stuwpeil is in het model 13 ha (Tabel 1.2 15 ha). Het volume van het depot bij stuwpeil is 1.3 mln m³.

Groeve Vergoossen

Voor de berekening van de verspreiding van verontreinigingen uit het depot Groeve Vergoossen is van twee modellen gebruik gemaakt: een tweedimensionaal detailmodel en een driedimensionaal model. Met het tweedimensionale model is de flux uit het depot berekend, die vervolgens is opgelegd aan het driedimensionale model om de ruimtelijke verspreiding te berekenen. Het tweedimensionale model bestaat uit het depot en 5 meter van het onderliggende watervoerende pakket, geschematiseerd in 54 lagen van 0.33 meter dik. De sliblaag is 13 meter dik, met aan de boven- en onderzijde de diffusieremmende kleilaag. De inzigging door het depot is 6 mm/j voor de basisinrichting, en 5 mm/j voor de meest milieuvriendelijke inrichting. De waarde van 5 mm/j is de maximale infiltratie die door het depot wordt toegestaan (Basisrapport 3, Heidemij Advies, 1994b). Deze waarde is bij de basisinrichting verhoogd tot de consolidatieflux, omdat er bij de basisinrichting geen folie aan de onderzijde van het depot aanwezig is, zodat de kans wat groter is dat consolidatiewater naar de ondergrond doordringt. De horizontale stroming onder het depot is ongeveer 150 meter per jaar.

In theorie staat de grondwaterspiegel 1 meter onder de bodem van het depot. Dit zou betekenen dat er tussen het depot en het watervoerende pakket een onverzadigde zone aanwezig is van 1 meter dikte. Indien deze zone geen water zou bevatten zou dit een ideale belemmering vormen voor het diffusief transport tussen depot en ondergrond.

In de praktijk zal deze laag echter zeker water bevatten, en vermoedelijk zelfs verzadigd zijn door capillaire opstijging, doordat water uit de onderzijde van het depot treedt en wellicht door zetting van de ondergrond. In de modelberekeningen is dan ook aangenomen dat door deze laag een normaal diffusief transport zal optreden.

Bij de Groeve Vergoossen wordt bij de meest milieuvriendelijke inrichting het depot middels een compartimenteringsdam in twee gelijke delen gesplitst. De meest verontreinigde specie wordt in de kern van één van de compartimenten geborgen. Bij de berekening van de verspreiding uit de meest milieuvriendelijke variant zijn deze twee depotdelen apart beschouwd.

Voor het driedimensionale model is de hydrologische schematisatie onveranderd overgenomen. Dit is een model van 8 lagen en 55 cellen in de x-richting, en 43 in de y-richting.

6.7 Streefwaarde voor grondwater en de fluxnorm voor baggerspeciedepots

De resultaten van de berekeningen worden vergeleken met de streefwaarde voor grondwater en met de fluxnormen voor baggerspeciedepots. De streefwaarden voor grondwater zijn afkomstig uit MilBoWa. Eigenlijk zou hiervoor de Evaluatienota Water gebruikt moeten worden. Hierin wordt echter geen streefwaarde voor de afzonderlijke PAK's gegeven maar een waarde voor de som van de 10 PAK's van VROM. Bovendien worden hier geen waarden voor het grondwater gegeven. De waarde die voor de PCB's is gebruikt is de somwaarde die wordt gegeven voor de som van 7 PCB's. De Tabel 6.13 geeft de gebruikte waarden.

Tabel 6.13 Streefwaarde (opgelost) voor grondwater in mg/m^3 , de waarden zijn afkomstig uit MilBoWa, omdat in de Evaluatienota Water geen waarden voor grondwater worden gegeven

streefwaarden in mg/m^3	
PCB-153	0.01 ($\Sigma 7$ PCB)
Fluorantheen	0.005
Benzo(a)pyreen	0.001
PCB52	0.01 ($\Sigma 7$ PCB)
Benzo(ghi)peryleen	0.0002
Antraceen	0.02
Fenantreen	0.02

De normfluxen voor een speciedepot zijn afkomstig uit het Beleidsstandpunt Berging Baggerspecie. Hier wordt geen waarde voor de PCB's gegeven. Omdat de toegestane flux uit een speciedepot gelijk is aan de flux die ontstaat bij infiltratie van 200 mm water per jaar met een kwaliteit gelijk aan de streefwaarde is de flux voor de PCB's dus uit de streefwaarde te berekenen. Een probleem hierbij is echter dat de streefwaarde voor de PCB's geldt voor de som van 7 PCB's, zodat de waarde in feite ongeveer door 7 gedeeld zou moeten worden. De waarde die in de tabel voor de PCB's is gegeven is dus te hoog voor een individuele PCB.

Tabel 6.14 Normflux in g/ha/jaar voor baggerspeciedepots uit het Beleidsstandpunt Berging Baggerspecie; de normflux voor de PCB's is gelijk aan de flux die zou ontstaan bij infiltratie van een hoeveelheid van 200 mm water per jaar met een concentratie gelijk aan de streefwaarde voor grondwater

normfluxen in gram/ha/jaar	
PCB-153	0.02 (Σ7 PCB)
Fluorantheen	0.01
Benzo(a)pyreen	0.002
PCB52	0.02 (Σ7 PCB)
Benzo(ghi)peryleen	0.0004
Antraceen	0.04
Fenantreen	0.04

Met behulp van de normfluxen uit Tabel 6.14 en de oppervlakken van de verschillende depots is de normflux per depot te bepalen. Deze wordt in Tabel 6.15 gegeven. Met behulp van deze normfluxen is direct te beoordelen of een berekende totale flux voor een bepaald depot aan deze norm voldoet. Om de vergelijking te vergemakkelijken is de flux in de tabel in mg/jaar gegeven. De fluxen uit de verschillende depots zullen ook in deze eenheid weergegeven worden.

Tabel 6.15 Normflux in mg/jaar voor de verschillende depots, berekend door het oppervlak van het depot te vermenigvuldigen met de normflux uit tabel 6.14

normfluxen in mg/jaar	Laakerweerd (47 ha)	Molengreend (36 ha)	Osen I (15 ha)	Kessel (13 ha)	Vergoossen (25.5 ha)
PCB-153	940	720	300	260	510
Fluorantheen	470	360	150	130	255
Benzo(a)-pyreen	94	72	30	26	51
PCB52	940	720	300	260	510
Benzo(ghi)peryleen	18.8	14.4	6	5.2	10.2
Antraceen	1880	1440	600	520	1020
Fenantreen	1880	1440	600	520	1020

6.8 Resultaten

6.8.1 Laakerweerd, zonder kleilaag

Verspreiding

De regionale grondwaterstroming bij de lokatie Laakerweerd wordt beïnvloed door de doorlatendheid van de 'scheidende laag'. Indien een hoge doorlatendheid is gekozen, zoals bij deze berekeningen, bestaat een uitwisseling tussen het eerste en het tweede watervoerende pakket. Indien de scheidende laag ondoorlatend is gekozen (paragraaf 6.8.2) zal er vrijwel geen uitwisseling tussen de twee watervoerende pakketten plaatsvinden.

Bij een doorlatende scheidende laag zal het grondwater vanuit noordoostelijke richting naar de depotlokatie toestromen. Een deel van dit water kwelt in de bovenstroomse oever van de lokatie op. De rest zal deels onder het depot doorstromen (er is geen scheidende laag) en deels om het depot heenstromen. Het water kwelt uiteindelijk op in de Maas. De gemiddelde kwel door het depot is 4.5 mm/j en de horizontale stroming direct onder het depot varieert van 50-90 m/j.

De verontreinigingen zullen met het grondwater naar de Maas getransporteerd worden. Een deel van de verontreiniging kwelt mogelijk in de smalle strook land tussen het depot en de Maas op, de rest kwelt in de Maas op. De concentraties in het eerste en tweede watervoerende pakket blijven laag.

De omvang van de verspreiding bij de BI na 10000 jaar wordt getoond in de Figuren 6.10 en 6.11. In deze figuren zijn de isoconcentratielijnen geven voor fenantreen die de streefwaarde, een waarde van 0.1* de streefwaarde en 10* de streefwaarde weergeven. De isolijnen worden voor het eerste watervoerende pakket (ca 25 meter onder maaiveld) en voor het tweede watervoerende pakket (ca 40 meter onder maaiveld) gegeven. Uit de figuren blijkt dat slechts een beperkt deel van de ondergrond verontreinigd raakt. De verspreiding is bij de MMI nog beperkter.

Fluxen

De totale fluxen uit de lokatie Laakerweerd zonder kleilaag worden in Tabel 6.16 en 6.17 gegeven. Deze fluxen kunnen in een flux per oppervlakte-eenheid of een flux per kg specie omgerekend worden door de waarden te delen door het oppervlak van het depot of de massa aan specie in het depot. Het oppervlak van het depot is 47 ha. Het volume is 5.6 mln m³, dat bij een porositeit van 0.54 en een dichtheid van de vaste fase van 2300 kg/m³ een hoeveelheid van 5.92 miljoen ton vaste fase (droge stof) betekent.

Bij de flux uit de BI wordt de flux uit de specie naar de ondergrond gegeven. Deze is bepaald uit het verschil van de massaverandering van het depot en de flux uit het depot in opwaartse richting. De flux uit de MMI is de flux uit de combinatie van de specie en de klei-isolatie naar de ondergrond. De klei-isolatie wordt dus als een deel van het depot beschouwd.

Tabel 6.16 Totale flux voor 7 stoffen uit een speciedepot op de locatie Laakerweerd, zonder de aanwezigheid van een kleilaag direct onder het depot, bij de basisinrichting (BI). De flux is weergegeven in mg per jaar, met tussen haakjes de verhouding tussen de flux uit het depot en de normflux uit het Beleidsstandpunt Berging Baggerspecie; een waarde van meer dan 1.0 betekent dus een normoverschrijding

totaalflux (mg/depot/j) en norm- overschrijding	250	500	1000	2500	5000	10000
PCB153	184.1 (0.2)	147.6 (0.2)	117.1 (0.1)	79.8 (0.1)	59.3 (0.1)	48.0 (0.1)
Flua	57100 (121.5)	42500 (90.4)	34300 (73.0)	26200 (55.7)	21300 (45.3)	18100 (38.5)
BaP	9200 (97.9)	7340 (78.1)	5630 (59.9)	3780 (40.2)	2990 (31.8)	2410 (25.6)
PCB52	169.1 (0.2)	153.3 (0.2)	105.4 (0.1)	70.9 (0.1)	54.3 (0.1)	43.8 (0.0)
BghiP	4060 (215.9)	3250 (172.9)	2570 (136.7)	1750 (93.1)	1300 (69.1)	1050 (55.9)
Ant	3780 (2.0)	3010 (1.6)	2300 (1.2)	1540 (0.8)	1230 (0.6)	994 (0.5)
Fen	112100 (59.6)	87800 (46.7)	75900 (40.4)	59400 (31.6)	43300 (23.0)	27300 (14.5)

Tabel 6.17 Totale flux voor 7 stoffen uit een speciedepot op de locatie Laakerweerd, zonder de aanwezigheid van een kleilaag direct onder het depot, bij de meest milieuvriendelijke inrichting (MMI). De flux is weergegeven in mg per jaar, met tussen haakjes de verhouding tussen de flux uit het depot en de normflux uit het Beleidsstandpunt Berging Baggerspecie; een waarde van meer dan 1.0 betekent dus een nonnoverschrijding

totaalflux (mg/depot/j) en norm- overschrijding	250	500	1000	2500	5000	10000
PCB153	0.27 (0.0)	0.56 (0.0)	0.79 (0.0)	1.17 (0.0)	1.72 (0.0)	2.28 (0.0)
Flua	819 (1.7)	1210 (2.6)	1610 (3.4)	3020 (6.4)	4440 (9.4)	5830 (12.4)
BaP	25.7 (0.3)	39.5 (0.4)	56.6 (0.6)	85.3 (0.9)	121.3 (1.3)	180.1 (1.9)
PCB52	0.36 (0.0)	0.61 (0.0)	0.81 (0.0)	1.36 (0.0)	1.96 (0.0)	2.66 (0.0)
BghiP	6.28 (0.3)	13.0 (0.7)	18.3 (1.0)	27.1 (1.4)	38.8 (2.1)	52.1 (2.8)
Ant	11.5 (0.0)	17.4 (0.0)	23.4 (0.0)	36.4 (0.0)	51.7 (0.0)	78.9 (0.0)
Fen	7680 (4.1)	12500 (6.6)	17900 (9.5)	23600 (12.6)	23500 (12.5)	19800 (10.5)

De fluxen uit het depot zijn bij de BI (Tabel 6.16) voor alle PAK's in eerste instantie hoger dan de normflux. Alleen de flux van antraceen zakt na 2500 jaar tot onder de normflux. Voor de afzonderlijke PCB's wordt de normflux van de som van de 7 PCB's nooit overschreden. Bij de MMI wordt de fluxnorm voor fenantreen en voor fluorantheen altijd overschreden, voor benzo(a)pyreen na 5000 jaar en voor benzo(ghi)peryleen na 2500 jaar.

Om het verloop van de fluxen in de tijd te illustreren zijn deze voor fenantreen voor de BI en de MMI in Figuur 6.12 gegeven. In deze figuur is ook de normflux en 10* de normflux weergegeven. De flux uit de BI is pas vanaf 200 jaar gegeven, omdat deze in de periode tot 200 jaar zeer hoog is wat een goede weergave van de rest van de flux in de figuur bemoeilijkt.

De flux aan fenantreen is behoorlijk hoog. Binnen 10000 jaar daalt deze niet beneden een waarde van 10* de normflux. Wel treedt in deze periode een sterke daling van de flux uit de BI op. De flux uit de MMI komt langzaam op gang, dankzij de buffering van de klei-isolatie. Na ongeveer 2000 jaar bereikt deze een maximale waarde van ongeveer 12 maal de normflux. Na deze maximale waarde daalt de flux uit de MMI zeer langzaam. De flux uit het depot op de lokatie Laakerweerd is bij afwezigheid van de kleilaag als scheidende laag zo hoog omdat de horizontale stroming onder het depot behoorlijk hoog is (50-90 m/j).

Verontreinigd volume

Een overzicht van de tot boven de norm voor grondwater verontreinigde volumina is te vinden in de Tabellen G1, G2, G11 en G12 van de Bijlage G. Hier wordt het volume waarin de streefwaarde en een waarde van 10 maal de streefwaarde wordt overschreden gegeven. De volumina zijn in miljoenen m³, en worden voor het bovenste deel (1a) en onderste deel (1b) van het eerste watervoerende pakket, voor de scheidende laag plus het tweede watervoerende pakket en voor de totale ondergrond gegeven. Deling van deze waarden door het volume van het depot (hier 5.6 mln m³) levert de normoverschrijding in verhouding tot het depotvolume.

In Figuur 6.13 wordt de ontwikkeling van het tot boven de streefwaarde verontreinigde volume in de tijd gegeven voor fenantreen bij de BI en de MMI. Bij de BI stijgt het tot boven de norm verontreinigde volume in eerste instantie snel. Na ongeveer 2500 jaar wordt een maximaal volume bereikt van ongeveer 1.8* het depotvolume. Hierna daalt het verontreinigde volume. Na 10000 jaar is het verontreinigde volume ongeveer gelijk aan het depotvolume.

De bufferende werking van de kleilaag is vooral de eerste 100-200 jaar zichtbaar. Het totale verontreinigde volume is bij de MMI echter niet erg groot. De maximale waarde ligt onder het depotvolume. Het verontreinigde volume bij de MMI benadert in de tijd het volume dat bij de BI verontreinigd wordt.

6.8.2 Laakerweerd, met kleilaag

Verspreiding

Indien bij de lokatie Laakerweerd een kleilaag als scheidende laag direct onder het depot aanwezig is, zal de stroming onder het depot vrijwel nul zijn. Het water dat in het eerste watervoerende pakket vanuit het noordoosten naar het depot toestroomt, zal dus in de oevers van de lokatie opkwellen, en zal gedeeltelijk om het depot heenstromen. De horizontale stroming direct onder het depot is door de aanwezigheid van de kleilaag vrijwel nul. De kwel door het depot is gemiddeld 8.7 mm/j.

Er treedt bij aanwezigheid van een scheidende laag minder verspreiding op dan bij afwezigheid van deze laag. Wel wordt ten noordwesten van het depot een wat groter deel van het eerste watervoerende pakket verontreinigd (de concentraties zijn echter laag).

De omvang van de verspreiding bij de BI na 10000 jaar wordt getoond in de Figuren 6.14 en 6.15. In deze figuren zijn de isoconcentratielijnen geven voor fenantreen die de streefwaarde, een waarde van 0.1* de streefwaarde en 10* de streefwaarde weergeven. De isolijnen worden voor het eerste watervoerende pakket (ca 25 meter onder maaiveld) en voor het tweede watervoerende pakket (ca 40 meter onder maaiveld) gegeven. Uit de figuren blijkt dat slechts een beperkt deel van de ondergrond verontreinigd raakt.

Fluxen

De totale fluxen uit de lokatie Laakerweerd met een kleilaag worden in Tabel 6.18 en 6.19 gegeven. Deze fluxen kunnen in een flux per oppervlakte-eenheid of een flux per kg specie omgerekend worden door de waarden te delen door het oppervlak van het depot of de massa aan specie in het depot. Het oppervlak van het depot is 47 ha. Het volume is 5.6 mln m³, dat bij een porositeit van 0.54 en een dichtheid van de vaste fase van 2300 kg/m³ een hoeveelheid van 5.92 miljoen ton vaste fase (droge stof) betekent.

Bij de flux uit de BI wordt de flux uit de specie naar de ondergrond gegeven. Deze is bepaald uit het verschil van de massaverandering van het depot en de flux uit het depot in opwaartse richting. De flux uit de MMI is de flux uit de combinatie van de specie en de klei-isolatie naar de ondergrond. De klei-isolatie wordt dus als een deel van het depot beschouwd.

Tabel 6.18 Totale flux voor 7 stoffen uit een speciedepot op de lokatie Laakerweerd, bij aanwezigheid van een kleilaag direct onder het depot, bij de basisinrichting (BI). De flux is weergegeven in mg per jaar, met tussen haakjes de verhouding tussen de flux uit het depot en de normflux uit het Beleidsstandpunt Berging Baggerspecie; een waarde van meer dan 1.0 betekent dus een normoverschrijding

totaalflux mg/depot/jaar	250	500	1000	2500	5000	10000
PCB153	171.1 (0.2)	120.3 (0.1)	84.2 (0.1)	55.9 (0.1)	38.3 (0.0)	30.4 (0.0)
Flua	40000 (85.1)	27500 (58.5)	21700 (46.2)	11600 (24.7)	6260 (13.3)	3870 (8.2)
BaP	7900 (84.0)	5430 (57.8)	3980 (42.3)	2520 (26.8)	1890 (20.1)	1350 (14.4)
PCB52	151 (0.2)	104 (0.1)	74.8 (0.1)	48.4 (0.1)	34.2 (0.0)	26.8 (0.0)
BghiP	3750 (199.5)	2620 (139.4)	1840 (97.9)	1220 (64.9)	832 (44.3)	667 (35.5)
Ant	3210 (1.7)	2210 (1.2)	1630 (0.9)	1020 (0.5)	778 (0.4)	537 (0.3)
Fen	65300 (34.7)	36700 (19.5)	19900 (10.6)	12100 (6.4)	9540 (5.1)	7180 (3.8)

Tabel 6.19 Totale flux voor 7 stoffen uit een speciedepot op de lokatie Laakerweerd, bij aanwezigheid van een kleilaag direct onder het depot, bij de meest milieuvriendelijke inrichting (MMI). De flux is weergegeven in mg per jaar, met tussen haakjes de verhouding tussen de flux uit het depot en de normflux uit het Beleidsstandpunt Berging Baggerspecie; een waarde van meer dan 1.0 betekent dus een normoverschrijding

totaalflux mg/depot/jaar	250	500	1000	2500	5000	10000
PCB153	0.22 (0.0)	0.45 (0.0)	0.59 (0.0)	0.63 (0.0)	0.71 (0.0)	0.80 (0.0)
Flua	444 (0.9)	516 (1.1)	570 (1.2)	885 (1.9)	1200 (2.6)	1250 (2.7)
BaP	23.2 (0.2)	29.0 (0.3)	32.9 (0.4)	40.1 (0.4)	44.8 (0.5)	56.3 (0.6)
PCB52	0.34 (0.0)	0.49 (0.0)	0.53 (0.0)	0.62 (0.0)	0.75 (0.0)	0.88 (0.0)
BghiP	5.42 (0.3)	10.3 (0.5)	13.7 (0.7)	13.6 (0.7)	15.4 (0.8)	18.2 (1.0)
Ant	10.0 (0.0)	12.4 (0.0)	14.1 (0.0)	16.6 (0.0)	18.9 (0.0)	24.3 (0.0)
Fen	2450 (1.3)	3620 (1.9)	4620 (2.4)	4210 (2.2)	3310 (1.8)	2790 (1.5)

De fluxen uit het depot zijn bij de BI voor alle PAK's in eerste instantie hoger dan de normflux. Alleen de flux van antraceen zakt na 1000 jaar tot onder de normflux. Voor de afzonderlijke PCB's wordt de normflux van de som van de 7 PCB's nooit overschreden. Bij de MMI wordt de fluxnorm voor fenantreen altijd, en die van fluorantheen na 500 jaar overschreden.

Om het verloop van de fluxen in de tijd te illustreren zijn deze voor fenantreen voor de BI en de MMI in Figuur 6.16 gegeven. In deze figuur is ook de normflux en 10* de normflux weergegeven. De flux uit de BI is pas vanaf 200 jaar gegeven, omdat deze in de periode tot 200 jaar zeer hoog is wat een goede weergave van de rest van de flux in de figuur bemoeilijkt.

De flux aan fenantreen begint op een behoorlijk hoog niveau, maar zakt vrij snel in. Na ongeveer 1200 jaar daalt deze tot onder 10* de normflux. De flux uit de MMI stijgt langzaam tot wat boven de normflux, en blijft vervolgens constant. In vergelijking met de situatie zonder kleilaag zijn de fluxen nu behoorlijk laag. De reden hiervan is dat de flux uit de bodem van het depot na verloop van tijd vrijwel nul wordt door de buffering van de scheidende laag onder het depot. De voornaamste flux zal nu nog uit de taluds van het depot afkomstig zijn.

Verontreinigd volume

Een overzicht van de tot boven de norm voor grondwater verontreinigde volumina is te vinden in de Tabellen G3, G4, G13 en G14 van de Bijlage G. Hier wordt het volume waarin de streefwaarde en een waarde van 10 maal de streefwaarde wordt overschreden gegeven. De volumina zijn in miljoenen m³, en worden voor het bovenste deel (1a) en onderste deel (1b) van het eerste watervoerende pakket, voor de scheidende laag plus het tweede watervoerende pakket en voor de totale ondergrond gegeven. Deling van deze waarden door het volume van het depot (hier 5.6 mln m³) levert de normoverschrijding in verhouding tot het depotvolume.

In Figuur 6.17 wordt de ontwikkeling van het tot boven de streefwaarde verontreinigde volume in de tijd gegeven voor fenantreen bij de BI en de MMI. Bij de BI stijgt het tot boven de norm verontreinigde volume gedurende de eerste 2000 jaar tot een waarde van ongeveer 0.5 maal het depotvolume. Vervolgens blijft het verontreinigde volume betrekkelijk constant. Het verontreinigde volume is lager dan het volume dat bij afwezigheid van de scheidende laag verontreinigd wordt.

Bij de MMI ontstaat langzaam een verontreinigd volume, dat meer dan een factor 2 lager is dan het volume dat bij de BI wordt verontreinigd. Ook bij de MMI is het verontreinigde volume na verloop van tijd min of meer constant.

6.8.3 Molengreend

Verspreiding

Bij het depot Molengreend stroomt het water vanuit het zuidoosten onder het depot door en langs het depot. Het water kwelt uiteindelijk ten noordwesten van het depot op in de Maas en ten noorden van het depot in het haventje bij de Clauscentrale. Verontreinigingen zullen dus van het depot naar het oppervlaktewater getransporteerd worden.

De verspreiding na 10000 jaar wordt in de Figuren 6.18 en 6.19 getoond. In deze figuren worden de isoconcentratielijnen voor 0.1* de streefwaarde, de streefwaarde en 10* de streefwaarde voor fenantreen gegeven voor het eerste en het tweede watervoerende pakket (ongeveer 15 en 35 meter onder maaiveld).

De verspreiding beperkt zich tot het gebied tussen de depotlokatie en de rivier. Ook is een kleine stroming in de richting van het haventje ten noorden van de lokatie zichtbaar. De concentraties in het eerste watervoerende pakket lopen duidelijk hoger op dan in het tweede watervoerende pakket.

Fluxen

De totale fluxen uit de lokatie Molengreend worden in Tabel 6.21 en 6.22 gegeven. Deze fluxen kunnen in een flux per oppervlakte-eenheid of een flux per kg specie omgerekend worden door de waarden te delen door het oppervlak van het depot of de massa aan specie in het depot. Het oppervlak van het depot is 36 ha. Het volume is 4.7 mln m³, dat bij een porositeit van 0.54 en een dichtheid van de vaste fase van 2300 kg/m³ een hoeveelheid van 4.97 miljoen ton vaste fase (droge stof) betekent.

Bij de flux uit de BI wordt de flux uit de specie naar de ondergrond gegeven. Deze is bepaald uit het verschil van de massaverandering van het depot en de flux uit het depot in opwaartse richting. De flux uit de MMI is de flux uit de combinatie van de specie en de klei-isolatie naar de ondergrond. De klei-isolatie wordt dus als een deel van het depot beschouwd.

Tabel 6.21 Totale flux voor 7 stoffen uit een speciedepot op de lokatie Molengreend, bij de basisinrichting (BI). De flux is weergegeven in mg per jaar, met tussen haakjes de verhouding tussen de flux uit het depot en de normflux uit het Beleidsstandpunt Berging Baggerspecie; een waarde van meer dan 1.0 betekent dus een normoverschrijding

totaalflux mg/depot/jaar	250	500	1000	2500	5000	10000
PCB153	170 (0.2)	120 (0.2)	90 (0.1)	58 (0.1)	40 (0.1)	32 (0.0)
Flua	41200 (87.7)	28500 (60.6)	23200 (49.4)	14700 (31.3)	11800 (25.1)	10200 (21.7)
BaP	7900 (109.7)	5800 (80.6)	4200 (58.3)	2600 (36.1)	2000 (27.8)	1500 (20.8)
PCB52	150 (0.2)	110 (0.1)	80 (0.1)	50 (0.1)	36 (0.0)	29 (0.0)
BghiP	3710 (257.6)	2690 (186.8)	1990 (138.2)	1260 (87.5)	870 (60.4)	710 (49.3)
Ant	3230 (2.2)	2370 (1.6)	1730 (1.2)	1050 (0.7)	830 (0.6)	610 (0.4)
Fen	72100 (50.1)	50900 (35.3)	41900 (29.1)	34600 (24.0)	29500 (20.5)	21900 (15.2)

Tabel 6.22 Totale flux voor 7 stoffen uit een speciedepot op de lokatie Molengreend, bij de meest milieuvriendelijke inrichting (MMI). De flux is weergegeven in mg per jaar, met tussen haakjes de verhouding tussen de flux uit het depot en de normflux uit het Beleidsstandpunt Berging Baggerspecie; een waarde van meer dan 1.0 betekent dus een normoverschrijding

totaalflux mg/depot/jaar	250	500	1000	2500	5000	10000
PCB153	< 0.1 (0.0)	0.1 (0.0)	< 0.1 (0.0)	< 0.1 (0.0)	< 0.1 (0.0)	0.11 (0.0)
Flua	19.5 (0.0)	28.1 (0.1)	74.3 (0.2)	432 (0.9)	1200 (2.6)	2180 (4.6)
BaP	0.63 (0.0)	1.20 (0.0)	1.29 (0.0)	4.28 (0.1)	4.70 (0.1)	15.3 (0.2)
PCB52	< 0.1 (0.0)	< 0.1 (0.0)	< 0.1 (0.0)	< 0.1 (0.0)	0.06 (0.0)	0.17 (0.0)
BghiP	< 1.0 (0.0)	< 1.0 (0.0)	< 1.0 (0.0)	< 1.0 (0.0)	1.34 (0.1)	2.54 (0.1)
Ant	< 1.0 (0.0)	< 1.0 (0.0)	< 1.0 (0.0)	1.77 (0.0)	2.10 (0.0)	7.12 (0.0)
Fen	590 (0.4)	2190 (1.5)	5410 (3.7)	9920 (6.9)	11700 (8.1)	11100 (7.7)

De fluxen uit het depot zijn bij de BI voor alle PAK's in eerste instantie hoger dan de normflux. Alleen de flux van antraceen zakt na 2500 jaar tot onder de normflux. Voor de afzonderlijke PCB's wordt de normflux van de som van de 7 PCB's nooit overschreden. Bij de MMI wordt de fluxnorm na 5000 jaar voor fluorantheen en na 500 jaar voor fenantreen overschreden.

Om het verloop van de fluxen in de tijd te illustreren zijn deze voor fenantreen voor de BI en de MMI in Figuur 6.20 gegeven. In deze figuur is ook de normflux en 10* de normflux weergegeven. De flux uit de BI is pas vanaf 200 jaar gegeven, omdat deze in de periode tot 200 jaar zeer hoog is wat een goede weergave van de rest van de flux in de figuur bemoeilijkt.

De flux aan fenantreen begint op een behoorlijk hoog niveau, maar zakt vrij snel in. De flux blijft echter de eerste 10000 jaar boven een niveau van 10* de normflux. Bij de MMI zal de flux pas wat later op gang komen door de bufferende werking van de klei-isolatie. Na ongeveer 3000 jaar stelt zich een stationaire flux in van ongeveer 9* de normflux.

Verontreinigd volume

Een overzicht van de tot boven de norm voor grondwater verontreinigde volumina is te vinden in de Tabellen G5, G6, G15 en G16 van de Bijlage G. Hier wordt het volume waarin de streefwaarde en een waarde van 10 maal de streefwaarde wordt overschreden gegeven. De volumina zijn in miljoenen m³, en worden voor het eerste en het tweede watervoerende pakket en de totale ondergrond gegeven. Deling van deze waarden door het volume van het depot (hier 4.7 mln m³) levert de normoverschrijding in verhouding tot het depotvolume.

In Figuur 6.21 wordt de ontwikkeling van het tot boven de streefwaarde verontreinigde volume in de tijd gegeven voor fenantreen bij de BI en de MMI. Het grote volume van het depot is een voordeel bij de beoordeling van het maximaal toegestane tot boven de streefwaarde verontreinigde volume.

Bij de BI stijgt het verontreinigde volume gedurende een lange periode. Na ongeveer 6000 jaar wordt een maximale waarde van ongeveer 2* het depotvolume bereikt. Initieel wordt vooral het eerste watervoerende pakket verontreinigd, later ook het tweede. Bij de MMI wordt pas na enige tijd een verontreinigd volume gevormd. De maximale waarde ligt hier op ongeveer 1.25 maal de het depotvolume. Het tweede watervoerende pakket wordt pas na ongeveer 2000 jaar tot boven de streefwaarde verontreinigd.

6.8.4 Osen I

Verspreiding

Rond de lokatie Osen heerst een ingewikkelde geohydrologische situatie. Deze wordt beïnvloed door het forse peilverschil van de Maas ten zuiden en ten noorden van de lokatie, het peil van het sluizencomplex ten westen van de lokatie en het peil van het Lateraalkanaal ten westen van de lokatie. Hierdoor vindt door het noordelijke deel van het depot infiltratie plaats en door het zuidelijke deel kwel. Een deel van het water dat vanuit het zuiden onder het depot door stroomt zal ten noordoosten van het depot in de Maas opkwellen.

Een ander deel zal ter hoogte van de depotlokatie in de richting van het Lateraal kanaal stromen, en hier opkwellen.

In de Figuren 6.22 en 6.23 worden de isolijnen voor fenantreen gegeven voor waarden van 0.1* de streefwaarde, de streefwaarde en 10* de streefwaarde na 10000 jaar. Bij het eerste watervoerende pakket worden de concentraties op ongeveer 10 meter onder maaiveld getoond, bij het tweede watervoerende pakket op ongeveer 25 meter onder maaiveld.

Er treedt een verspreiding naar de Maas ten noordoosten van het depot op en een langgerekte verspreiding naar het noordwesten (Lateraal kanaal). De concentraties in het eerste watervoerende pakket lopen betrekkelijk hoog op.

Fluxen

De totale fluxen uit de lokatie Osen met een kleilaag worden in Tabel 6.23 en 6.24 gegeven. Deze fluxen kunnen in een flux per oppervlakte-eenheid of een flux per kg specie omgerekend worden door de waarden te delen door het oppervlak van het depot of de massa aan specie in het depot. Het oppervlak van het depot is 15 ha. Het volume is 1.5 mln m³, dat bij een porositeit van 0.54 en een dichtheid van de vaste fase van 2300 kg/m³ een hoeveelheid van 1.59 miljoen ton vaste fase (droge stof) betekent.

In Tabel 6.23 is de flux uit de BI gegeven. Dit betreft de flux uit de specie naar de ondergrond. Deze is bepaald uit het verschil van de massaverandering van het depot en de flux uit het depot in opwaartse richting. De flux uit de MMI is de flux uit de combinatie van de specie en de klei-isolatie naar de ondergrond. De klei-isolatie wordt dus als een deel van het depot beschouwd.

Tabel 6.23 Totale flux voor 7 stoffen uit een speciedepot op de lokatie Osen, bij aanwezigheid van een kleilaag direct onder het depot, bij de basisinrichting (BI). De flux is weergegeven in mg per jaar, met tussen haakjes de verhouding tussen de flux uit het depot en de normflux uit het Beleidsstandpunt Berging Baggerspecie; een waarde van meer dan 1.0 betekent dus een normoverschrijding

totaalflux mg/depot/jaar	250	500	1000	2500	5000	10000
PCB153	18.9 (0.1)	18.5 (0.1)	17.7 (0.1)	16.1 (0.1)	14.4 (0.0)	13.6 (0.0)
Flua	11500 (76.7)	10300 (68.7)	9700 (64.7)	8400 (56.0)	7200 (48.0)	5800 (38.7)
BaP	1080 (36.0)	1040 (34.7)	980 (32.7)	870 (29.0)	800 (26.7)	740 (24.7)
PCB52	18.8 (0.1)	18.2 (0.1)	17.3 (0.1)	15.5 (0.1)	13.9 (0.0)	13.3 (0.0)
BghiP	420 (70.0)	410 (68.7)	390 (65.0)	360 (60.0)	320 (53.3)	300 (50.0)
Ant	450 (0.7)	430 (0.7)	410 (0.7)	360 (0.6)	330 (0.6)	300 (0.5)
Fen	33500 (55.8)	30000 (50.0)	25400 (42.3)	18600 (31.0)	14000 (23.3)	10400 (17.3)

Tabel 6.24 Totale flux voor 7 stoffen uit een speciedepot op de lokatie Osen, bij aanwezigheid van een kleilaag direct onder het depot, bij de meest milieuvriendelijke inrichting (MMI). De flux is weergegeven in mg per jaar, met tussen haakjes de verhouding tussen de flux uit het depot en de normflux uit het Beleidsstandpunt Berging Baggerspecie; een waarde van meer dan 1.0 betekent dus een normoverschrijding

totaalflux mg/depot/jaar	250	500	1000	2500	5000	10000
PCB153	<0.03 (0.0)	<0.03 (0.0)	<0.03 (0.0)	<0.03 (0.0)	<0.03 (0.0)	<0.03 (0.0)
Flua	<0.15 (0.0)	<0.15 (0.0)	<0.15 (0.0)	67.6 (0.4)	195 (1.3)	439 (2.9)
BaP	<1.0 (0.0)	<1.0 (0.0)	<1.0 (0.0)	1.15 (0.0)	1.56 (0.0)	2.82 (0.1)
PCB52	<0.03 (0.0)	<0.03 (0.0)	<0.03 (0.0)	<0.03 (0.0)	<0.03 (0.0)	<0.03 (0.0)
BghiP	<0.5 (0.0)	<0.5 (0.0)	<0.5 (0.0)	<0.5 (0.0)	<0.5 (0.0)	0.70 (0.1)
Ant	<0.5 (0.0)	<0.5 (0.0)	<0.5 (0.0)	<0.5 (0.0)	<0.5 (0.0)	1.26 (0.0)
Fen	116 (0.2)	332 (0.6)	922 (1.5)	2230 (3.7)	2960 (4.9)	3040 (5.1)

De fluxen uit het depot zijn bij de BI voor alle PAK's behalve antraceen hoger dan de normflux. Voor de afzonderlijke PCB's wordt de normflux van de som van de 7 PCB's nooit overschreden. Bij de MMI wordt de fluxnorm na 5000 jaar voor fluorantheen en na 2500 jaar voor fenantreen overschreden.

Om het verloop van de fluxen in de tijd te illustreren zijn deze voor fenantreen voor de BI en de MMI in Figuur 6.24 gegeven. In deze figuur is ook de normflux en 10* de normflux weergegeven. De flux uit de BI is pas vanaf 200 jaar gegeven, omdat deze in de periode tot 200 jaar zeer hoog is wat een goede weergave van de rest van de flux in de figuur bemoeilijkt.

De flux aan fenantreen begint op een behoorlijk hoog niveau en daalt gedurende lange tijd behoorlijk. De flux blijft de eerste 10000 jaar boven een niveau van 10* de normflux. Bij de MMI zal de flux pas wat later op gang komen door de bufferende werking van de klei-isolatie. De stationaire flux die zich hier instelt ligt ongeveer 4 maal hoger dan de normflux.

Verontreinigd volume

Een overzicht van de tot boven de norm voor grondwater verontreinigde volumina is te vinden in de Tabellen G7, G8, G17 en G18 van de Bijlage G. Hier wordt het volume waarin de streefwaarde en een waarde van 10 maal de streefwaarde wordt overschreden gegeven. De volumina zijn in miljoenen m³, en worden voor het eerste en het tweede watervoerende pakket en de totale ondergrond gegeven. Deling van deze waarden door het volume van het depot (hier 1.5 mln m³) levert de normoverschrijding in verhouding tot het depotvolume.

In Figuur 2.25 wordt de ontwikkeling van het tot boven de streefwaarde verontreinigde volume in de tijd gegeven voor fenantreen bij de BI en de MMI. Bij de BI stijgt het verontreinigde volume behoorlijk snel. Na ongeveer 2000 jaar wordt een maximale waarde van ongeveer 4 maal het depotvolume bereikt. Vervolgens daalt het verontreinigde volume langzaam. Bij de MMI neemt het verontreinigde volume veel langzamer toe. Na ongeveer 6000 jaar wordt een stationaire waarde van ongeveer 2* het depotvolume bereikt.

6.8.5 Kuypers Kessel

Verspreiding

De regionale grondwaterstroming bij het depot Kuypers Kessel is naar de Maas toe gericht. Ter plekke van het depot zal een groot deel van het grondwater dat naar de Maas toestroomt aan de bovenstroomse zijde van het depot opkwellen, omdat hier het watervoerende pakket aan het water boven het depot grenst. Slechts een beperkt deel van dit water zal onder het depot doorstromen, omdat de onderzijde van het depot in de wat slechter doorlatende Formatie van Breda ligt. Ook zal een gedeelte van het water in het watervoerende pakket rond het depot naar de Maas stromen.

De verspreiding uit het depot is slechts klein omdat de verontreiniging uit het depot, via het watervoerende pakket en de Formatie van Breda direct naar de Maas wordt getransporteerd. Omdat het depot tegen de Maas ligt, kan er dus slechts een klein deel van de ondergrond verontreinigd raken.

De omvang van de verspreiding bij de BI na 10000 jaar wordt getoond in de Figuren 6.26 en 6.27. In deze figuren zijn de isoconcentratielijnen geven voor fenantreen die de streefwaarde, een waarde van 0.1* de streefwaarde en 10* de streefwaarde weergeven. De isolijnen worden voor het eerste watervoerende pakket (ca 10 meter onder maaiveld) en in de formatie van Breda, net onder de depotbodem (ca 25 meter onder maaiveld) gegeven. Uit de figuren blijkt dat inderdaad slechts een gering deel van de ondergrond verontreinigd raakt. Bij de MMI treedt een nog beperktere verspreiding op.

Fluxen

De totale fluxen uit de lokatie Kuypers Kessel worden in Tabel 6.25 (BI) en 6.26 (MMI) gegeven. Deze fluxen kunnen in een flux per oppervlakte-eenheid of een flux per kg specie omgerekend worden door de waarden te delen door respectievelijk het oppervlak van het depot of de massa aan specie in het depot. Het oppervlak van het depot is 13 ha. Het volume is 1.3 mln m³, wat bij een porositeit van 0.54 en een dichtheid van de vaste fase van 2300 kg/m³ een hoeveelheid van 1.37 miljoen ton vaste fase (droge stof) betekent.

Bij de flux uit de BI wordt de flux uit de specie naar de ondergrond gegeven. Deze is bepaald uit het verschil van de massaverandering van het depot en de flux uit het depot in opwaartse richting. De flux uit de MMI is de flux uit de combinatie van de specie en de klei-isolatie naar de ondergrond. De klei-isolatie wordt dus als een deel van het depot beschouwd.

Tabel 6.25 Totale flux voor 7 stoffen uit een speciedepot op de lokatie Kuypers Kessel, bij de basisinrichting (BI). De flux is weergegeven in mg per jaar, met tussen haakjes de verhouding tussen de flux uit het depot en de normflux uit het Beleidsstandpunt Berging Baggerspecie; een waarde van meer dan 1.0 betekent dus een normoverschrijding

totaalflux mg/depot/jaar	250	500	1000	2500	5000	10000
PCB153	58 (0.2)	40 (0.2)	26 (0.1)	15.5 (0.1)	10.5 (0.0)	8 (0.0)
Flua	11300 (86.9)	7400 (56.9)	6000 (46.1)	3500 (26.9)	2680 (20.6)	2130 (16.4)
BaP	2500 (96.2)	1620 (62.3)	1100 (42.3)	630 (24.2)	500 (19.2)	370 (14.2)
PCB52	48 (0.2)	32 (0.1)	23 (0.1)	12 (0.0)	9.5 (0.0)	7.5 (0.0)
BghiP	1300 (250.0)	850 (163.5)	570 (109.6)	320 (61.5)	210 (40.4)	180 (34.6)
Ant	1050 (2.0)	650 (1.2)	520 (1.0)	280 (0.5)	190 (0.4)	150 (0.3)
Fen	18200 (35.0)	12000 (23.1)	9510 (18.3)	7030 (13.5)	5660 (10.9)	4050 (7.8)

Tabel 6.26 Totale flux voor 7 stoffen uit een speciedepot op de lokatie Kuypers Kessel, bij de meest milieu-vriendelijke inrichting (MMI). De flux is weergegeven in mg per jaar, met tussen haakjes de verhouding tussen de flux uit het depot en de normflux uit het Beleidsstandpunt Berging Baggerspecie; een waarde van meer dan 1.0 betekent dus een normoverschrijding

totaalflux mg/depot/jaar	250	500	1000	2500	5000	10000
PCB153	<0.01 (0.0)	<0.01 (0.0)	<0.01 (0.0)	<0.01 (0.0)	<0.01 (0.0)	0.015 (0.0)
Flua	<6.7 (0.1)	<6.7 (0.1)	11.0 (0.1)	45 (0.3)	145 (1.1)	295 (2.3)
BaP	<0.59 (0.0)	<0.59 (0.0)	<0.59 (0.0)	<0.59 (0.0)	0.70 (0.0)	1.80 (0.1)
PCB52	<0.01 (0.0)	<0.01 (0.0)	<0.01 (0.0)	<0.01 (0.0)	0.011 (0.0)	0.021 (0.0)
BghiP	<0.23 (0.0)	<0.23 (0.0)	<0.23 (0.0)	<0.23 (0.0)	<0.23 (0.0)	0.40 (0.1)
Ant	<0.25 (0.0)	<0.25 (0.0)	<0.25 (0.0)	<0.25 (0.0)	0.32 (0.0)	0.81 (0.0)
Fen	73 (0.1)	240 (0.5)	680 (1.3)	1300 (2.5)	1460 (2.8)	1480 (2.8)

De fluxen uit het depot zijn bij de BI voor alle PAK's in eerste instantie hoger dan de normflux. Alleen de flux van antraceen zakt na 2500 jaar tot onder de normflux. Voor de afzonderlijke PCB's wordt de normflux van de som van de 7 PCB's nooit overschreden. Bij de MMI wordt de fluxnorm alleen voor fenantreen (na 1000 jaar) en voor fluorantheen (na 5000 jaar) overschreden.

Om het verloop van de fluxen in de tijd te illustreren is dit voor fenantreen voor de BI en de MMI in Figuur 6.28 gegeven. In deze figuur is ook de normflux en 10* de normflux weergegeven. De flux uit de BI is pas vanaf 200 jaar gegeven, omdat deze in de periode tot 200 jaar zeer hoog is, en een goede weergave van de rest van de flux in de figuur bemoeilijkt.

Bij de BI daalt de flux behoorlijk in de tijd. Dit wordt veroorzaakt door uitloging van de onderzijde van de sliblaag. Omdat in het depot een opwaarts gericht advectief transport aanwezig is, zal de aanvulling van de onderzijde van de sliblaag met verontreiniging van boven steeds moeilijker verlopen. De flux blijft dalen in de tijd. Bij de MMI is de flux in eerste instantie vrijwel nul. Dit wordt veroorzaakt door de bufferende werking van de klei-isolatie. Pas na enige tijd zal de verontreiniging door deze laag dringen, en zal het watervoerende pakket verontreinigd raken.

Verontreinigd volume

Een overzicht van de tot boven de norm voor grondwater verontreinigde volumina is te vinden in de Tabellen G9, G10, G19 en G20 van de Bijlage G. Hier wordt het volume waarin de streefwaarde en een waarde van 10 maal de streefwaarde wordt overschreden gegeven. De volumina zijn in miljoenen m³, en worden voor het watervoerende pakket, de Formatie van Breda en de totale ondergrond gegeven. Deling van deze waarden door het volume van het depot (hier 1.3 mln m³) levert de normoverschrijding in verhouding tot het depotvolume.

In Figuur 6.29 wordt de ontwikkeling van het tot boven de streefwaarde verontreinigde volume in de tijd gegeven voor fenantreen bij de BI en de MMI. Ook het depotvolume is in de figuur weergegeven.

Bij de BI stijgt het tot boven de norm verontreinigde volume in eerste instantie snel. Na ongeveer 1000 jaar wordt een maximaal volume bereikt, waarna het volume weer afneemt. Deze afname wordt veroorzaakt door een afname van de flux uit het depot. Het maximale verontreinigde volume ligt bij de BI op ongeveer 2* het depotvolume.

Bij de MMI komt de verontreiniging van de ondergrond dankzij de bufferende werking van de klei-isolatie pas na enige tijd op gang. Het volume blijft licht toenemen in de tijd. Bij de MMI zal het met fenantreen tot boven de streefwaarde verontreinigde volume het depotvolume binnen 10000 jaar niet overschrijden.

6.8.6 Groeve Vergoossen

De verontreiniging zal zich vanuit het depot Groeve Vergoossen in noord-westelijke richting verspreiden. In eerste instantie zal dit plaatsvinden door transport door de eerste en de tweede modellaag. Na verloop van tijd zal ook de derde modellaag verontreinigd raken. De vierde modellaag wordt binnen de doorgerekende periode niet verontreinigd. De verontreiniging vormt een vrij brede pluim in noord-westelijke richting van het depot. Na 1000 jaar is de verontreiniging vooral in de eerste modellaag zichtbaar. In de tweede modellaag is na die tijd nog weinig verontreiniging aanwezig. Na 5000 jaar is in de eerste modellaag een gebied van ongeveer 1.5 bij 4 km ten noordwesten van het depot met een concentratie van meer dan 0.005 mg/m³ verontreinigd. Ook in de tweede modellaag is na die tijd een verontreinigingspluim zichtbaar.

Hoewel de onttrekking ten noordwesten van het depot binnen de rekentijd niet bereikt wordt door de verontreiniging, duidt het verspreidingsbeeld erop dat deze onttrekking na lange tijd door de verontreiniging uit het depot beïnvloed zal worden.

Met behulp van de vaste stofconcentraties (Tabel 6.2) en de verdelingscoëfficiënten (Tabel 6.1) kan voor de twee inrichtingsvarianten de poriënwaterconcentratie worden berekend. De waarden staan vermeld in Tabel 6.27. Behalve de poriënwaterconcentraties zijn in de tabel ook de totale hoeveelheden gegeven.

Tabel 6.27 Poriënwaterconcentraties (in mg/m³) en totale hoeveelheden (in kg) in de specielaag bij de basisinrichting en de meest milieuvriendelijk inrichting voor het depot Groeve Vergoossen

	basisinrichting	MMI, meest verontreinigde specie	MMI, overige specie	totale hoeveelheid
PCB-153	0.0034	0.0057	0.0033	213
Fluorantheen	2.49	6.93	2.34	15800
benzo(a)pyreen	0.20	0.34	0.20	8040
PCB-52	0.0034	0.0060	0.0033	160
Benzo(ghi)peryleen	0.077	0.116	0.076	4600
Antraceen	0.083	0.294	0.075	3070
Fenantreen	9.04	26.8	8.43	9590

Het aandeel van de meest verontreinigde specie is bij het depot Groeve Vergoossen relatief gering omdat het totale volume van het depot groot is. De concentraties van de overige specie zijn bij de meest milieuvriendelijke inrichting dan ook niet erg veel lager dan bij de basisinrichting (minder dan 10%).

In de Tabellen 6.28 en 6.29 worden de gemiddelde poriënwaterconcentraties in de diffusieremmende laag en in de bovenste meter van het watervoerende pakket direct onder het depot vermeld. De concentratie in de diffusieremmende laag loopt behoorlijk hoog op, tot 55 % van de poriënwaterconcentratie na 5000 jaar. In vergelijking tot de beide natte depots is dit erg hoog. De reden hiervan is dat door de Groeve Vergoossen een omlaag gerichte stroming plaatsvindt, zodat het massatransport door advectie en door diffusie plaatsvindt. De concentraties in het watervoerende pakket lopen tot ongeveer 6 % van de poriënwaterconcentratie op.

Deze waarde is lager dan bij het depot Molengreend Maasbracht, en hoger dan bij Kuypers Kessel.

Tabel 6.28 Concentratieverloop in de diffusieremmende laag in mg/m^3 bij de basisinrichting (- betekent minder dan 0.0001 mg/m^3)

	250 jaar	500 jaar	1000 jaar	2500 jaar	5000 jaar
PCB-153	0.009	0.020	0.037	0.093	0.18
Fluorantheen	0.061	0.14	0.24	0.51	0.82
benzo(a)pyreen	0.008	0.0019	0.0035	0.0085	0.016
PCB-52	0.011	0.026	0.048	0.12	0.23
Benzo(ghi)peryleen	0.002	0.005	0.0087	0.0022	0.0043
Antraceen	0.0004	0.0008	0.0015	0.0037	0.0071
Fenantreen	1.15	2.21	3.26	4.65	4.96

Tabel 6.29 Concentratieverloop in de bovenste meter van het watervoerende pakket direct onder het depot in mg/m^3 bij de basisinrichting (- betekent minder dan 0.0001 mg/m^3).

	250 jaar	500 jaar	1000 jaar	2500 jaar	5000 jaar
PCB-153	-	-	-	-	-
Fluorantheen	-	-	-	0.009	0.044
benzo(a)pyreen	-	-	-	-	-
PCB-52	-	-	-	-	0.0002
Benzo(ghi)peryleen	-	-	-	-	-
Antraceen	-	-	-	-	-
Fenantreen	0.0032	0.057	0.21	0.49	0.56

Voor fenantreen is het concentratieverloop berekend bij de basisinrichting en bij de meest milieuvriendelijke inrichting (Tabel 6.30). Omdat het depot bij de meest milieuvriendelijke inrichting in twee compartimenten is verdeeld, zijn voor deze inrichting twee concentraties berekend. In de tabel wordt de gemiddelde concentratie gegeven.

De concentraties in de diffusieremmende laag worden door het afscheiden van de meest verontreinigde specie met 8-12 % verlaagd. In het watervoerende pakket vindt een verlaging van de concentraties met eenzelfde percentage plaats.

Tabel 6.30 Fenantreen-concentraties in de diffusieremmende laag (DRL) en in de bovenste meter van het watervoerende pakket bij de basisinrichting (BI) en bij de meest milieuvriendelijke inrichting (MMI) in mg/m^3 .

	250 jaar	500 jaar	1000 jaar	2500 jaar	5000 jaar
DRL, BI	1.15	2.21	3.26	4.65	4.96
DRL, MMI, gemiddeld over deel A en B	1.04	1.97	3.05	4.33	4.63
WVP, BI	0.0032	0.057	0.20	0.49	0.55
WVP, MMI, gemiddeld over A en B	0.0022	0.048	0.19	0.46	0.52

De bij de basisinrichting berekende concentratie in het watervoerende pakket is in Figuur 6.30 uitgezet tegen de afstand van de scheiding depot-watervoerend pakket. De grens van 0.005 mg/m^3 is de normwaarde voor fenantreen. In de figuur is te zien dat de concentratie in het watervoerende pakket zeer snel afneemt met de afstand tot het depot. Na 1000 jaar wordt de normwaarde tot 1.2 meter onder het depot overschreden. Na 5000 jaar tot ongeveer 1.3 meter.

De flux uit het depot is weergegeven in Tabel 6.31. Voor veel stoffen is de flux zeer gering, met een waarde in de orde van enkele milligrammen per jaar. Voor een aantal stoffen is de flux na 5000 jaar nog steeds gelijk aan nul. De flux aan fenantreen is het hoogst met een waarde van ongeveer 21 gram per jaar.

Tabel 6.31 Fluxen verontreinigingen uit het depot. De flux is weergegeven in mg per jaar, met tussen haakjes de verhouding tussen de flux uit het depot en de normflux uit het Beleidsstandpunt Berging Baggerspecie; een waarde van meer dan 1.0 betekent dus een normoverschrijding

	250 jaar	500 jaar	1000 jaar	2500 jaar	5000 jaar
PCB-153	-	-	-	-	-
Fluorantheen	-	13 (0.05)	57 (0.22)	600 (2.35)	2000 (7.84)
benzo(a)pyreen	-	-	-	1 (0.02)	5 (0.10)
PCB-52	-	-	-	17 (0.03)	50 (0.10)
Benzo(ghi)peryleen	-	-	-	-	1 (0.10)
Antraceen	-	-	-	-	1.7 (0.00)
Fenantreen	290 (0.28)	2800 (2.74)	8400 (8.24)	18000 (17.65)	21000 (20.59)

Bij de meest milieuvriendelijke inrichting treedt een daling van de flux aan fenantreen op van 5-10 % ten opzichte van de BI (Tabel 6.32).

Tabel 6.32 Fenantreen-flux uit het depot bij de basisinrichting en bij de meest milieuvriendelijke inrichting in mg per jaar

	basisinrichting	meest milieu-vriendelijke inrichting	verschil in %
250 jaar	290	260	-10 %
500 jaar	2800	2600	-7 %
1000 jaar	8400	8200	-3 %
2500 jaar	18000	17000	-6 %
5000 jaar	21000	19500	-7 %

De uitlogging wordt in Tabel 6.33 gegeven. Na 5000 jaar is er uit de basisinrichting ongeveer 85 kg fenantreen verdwenen. De uitlogging verloopt voor het depot Groeve Vergoossen trager dan uit de natte depots. De reden hiervan is dat de hoeveelheid verontreiniging in Groeve Vergoossen veel groter is dan bij de andere depots. Zodoende zal bij vergelijkbare fluxen de procentuele uitlogging minder zijn.

Tabel 6.33 Uitlogging in % van de origineel aanwezige hoeveelheid voor de basisinrichting (BI).

	250 jaar	500 jaar	1000 jaar	2500 jaar	5000 jaar
PCB-153	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Fluorantheen	0.00	0.01	0.00	0.02	0.04
benzo(a)pyreen	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
PCB-52	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Benzo(ghi)peryleen	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Antraceen	0.00	0.00	0.00	0.00	0.004
Fenantreen, BI	0.00	0.002	0.04	0.25	0.89
Fenantreen, MMI	0.00	0.00	0.03	0.23	0.72

6.9 Discussie resultaten verspreidingsberekeningen

Als resultaat van de verspreidingsberekeningen is de omvang van de flux in de tijd en het verontreinigde volume (alleen bij de natte depots) van de ondergrond gepresenteerd. De omvang van de flux wordt vooral gestuurd door de hydrologische condities in- en rond het depot, de omvang van het tot boven de norm verontreinigde volume wordt ook door het regionale stromingsbeeld en de ligging van het depot beïnvloed.

De belangrijkste sturende parameters bij de totstandkoming van de flux zijn de infiltratie/kwel door het depot en de stroomsnelheid van het grondwater onder het depot. Een hogere kwelstroom door het depot zal een lagere flux uit de onderzijde van het depot veroorzaken. Een hogere stroomsnelheid onder het depot zorgt ervoor dat de concentraties onder het depot lager liggen, zodat de diffusieflux uit het depot sterker is (hogere concentratiegradiënt op het grensvlak depot/watervoerend pakket).

De omvang van het tot boven de norm verontreinigde volume is afhankelijk van de flux uit het depot, van de afstand tussen het depot en het gebied waar de verontreiniging opkwelt en van de dikte van de verontreinigde pakketten. Bij een grotere flux uit een depot zal het verontreinigde volume stijgen (bij een flux van nul is er geen verontreinigd volume). Ook als de afstand tussen het depot en het kwelgebied groter is zal het verontreinigde volume stijgen. Bij een dikker watervoerend pakket kan het verontreinigde volume mogelijk toenemen, omdat er in de diepte meer verontreinigbaar materiaal aanwezig is.

Om de vergelijking van de resultaten voor de verschillende depots te vergemakkelijken zijn deze in de Tabellen 6.34 en 6.35 op een rij gezet. Ook is een aantal basisparameters, zoals de stroomsnelheid in het watervoerende pakket en de kwel door het depot, vermeld (Tabel 6.34).

Tabel 6.34 Basisparameters van de beschouwde depots

	oppervlak (ha)	bruto volume (mln m ³)	gemiddelde kwel (mm/j)	stroomsnelheid onder depot (m/j)
Laakerweerd, zand	47	5.6	4.5	50-90
Laakerweerd, klei	47	5.6	8.7	0
Molengreend	36	4.7	3.6	40
Osen	15	1.5	3.3	44-286
Kessel	13	1.3	6.9	11
Vergoossen	25.5	4.3	-5/-6	150

Tabel 6.35 Fenantreenflux (gram/jaar) na 250 en na 10000 jaar (5000 jaar bij Vergoossen) bij de verschillende depots als absolute waarde en als flux per hectare

flux fenantreen (gram/j)	BI, 250 j	BI, 10000 j	MMI, 250 j	MMI, 10000 j
Laakerweerd, zand	112.1	27.3	7.68	19.8
Laakerweerd, klei	65.3	7.18	2.45	2.79
Molengreend	72.1	21.9	0.59	11.1
Osen	33.5	10.4	0.12	3.04
Kessel	18.2	4.05	0.07	1.48
Vergoossen	0.29	21.0 (5000j)	0.26	19.5 (5000j)
flux in gram/ha/jaar				
Laakerweerd, zand	2.38	0.58	0.16	0.42
Laakerweerd, klei	1.39	0.15	0.05	0.06
Molengreend	2.00	0.61	0.02	0.31
Osen	2.23	0.69	0.01	0.20
Kessel	1.40	0.31	0.01	0.11
Vergoossen	0.01	0.85 (5000j)	0.01	0.76 (5000j)

Tabel 6.36 Tot boven de streefwaarde voor grondwater met fenantreen verontreinigd volume in mln m³ bij de verschillende depots (niet bepaald voor Vergoossen)

volume > streefwaarde (mln m ³)	BI, 250 j	BI, 10000 j	MMI, 250 j	MMI, 10000 j
Laakerweerd, zand	5.02	3.57	2.9	3.55
Laakerweerd, klei	2.28	3.74	0.35	1.62
Molengreend	2.96	10.26	0.40	7.38
Osen	2.87	5.1	0.06	3.55
Kessel	2.63	2.81	0.06	1.05
volume > streefwaarde / depotvolume				
Laakerweerd, zand	1.52	1.08	0.88	1.08
Laakerweerd, klei	0.69	1.13	0.11	0.49
Molengreend	0.63	2.18	0.09	1.57
Osen	1.91	3.40	0.04	2.37
Kessel	2.02	2.16	0.05	0.81

Bij de flux uit het depot moet de flux per ha beschouwd worden om een goede vergelijking tussen de verschillende depots te kunnen maken. In eerste instantie (250 jaar) is de flux per ha uit de lokatie Laakerweerd, zonder kleilaag het hoogst, gevolgd door die uit Osen en Molengreend. Het verschil in fluxen is echter beperkt (variërend van 2.38 tot 2.00 gram/ha/jaar). De initiële flux uit het depot Kessel, en het depot Laakerweerd met kleilaag, is duidelijk lager. De flux uit de lokatie Vergoossen is erg laag, wat echter vooral door de afwijkende inrichting van dit depot (met kleilaag bij de BI) wordt veroorzaakt.

De volgorde van de fluxen is vooral te verklaren met de stroomsnelheid in de laag direct onder het depot. De stroomsnelheid is gemiddeld bij de lokaties Osen en Laakerweerd zonder kleilaag ongeveer hetzelfde. De fluxen per ha uit deze lokaties zijn dan ook ongeveer gelijk. De stroomsnelheid onder Molengreend is wat lager, zodat ook de flux per ha wat lager is. De stroomsnelheid onder Laakerweerd met kleilaag en onder Kessel is laag, hetgeen ook leidt tot een lagere flux.

De flux per ha na 10000 jaar is bij het depot Osen het hoogst. De flux uit de depots Laakerweerd zonder kleilaag en Molengreend is wat lager. De flux uit de lokatie Kessel behoorlijk lager, en die uit het depot Laakerweerd met kleilaag is het laagst. Ook hier is vooral de stroomsnelheid onder het depot de belangrijkste bepalende factor.

Bij de MMI is er na 250 jaar eigenlijk alleen bij het depot Laakerweerd zonder kleilaag een redelijke flux aanwezig. Bij alle andere depots is de kleilaag na deze periode nog vrijwel niet doorgeslagen. Na 10000 jaar is de flux bij de MMI bij alle depots, behalve bij Laakerweerd met een kleilaag behoorlijk toegenomen. De flux ligt dan op 30-50% van de flux die zonder kleilaag wordt bereikt. De MMI is dus vooral de eerste honderden jaren effectief bij de beperking van de flux.

De verontreinigde volumina zijn in Tabel 6.36 op een rij gezet. Eerst is het absolute tot boven de streefwaarde verontreinigde volume gegeven, en vervolgens het relatieve tot boven de streefwaarde verontreinigde volume (dit is het quotiënt van het verontreinigde volume en het volume van het depot).

Bij vrijwel alle depots is het tot boven de streefwaarde verontreinigde volume niet erg groot. Relatief gezien wordt bij de lokatie Osen na 10000 jaar een maximale waarde bereikt van 3.4 maal het depotvolume. Bij de lokatie Laakerweerd is het verontreinigde volume na 10000 jaar kleiner dan het depotvolume, onafhankelijk van de aan- of afwezigheid van een kleilaag. De verontreinigde volumina zijn zo klein omdat de depots direct aan de Maas grenzen, waarbij de Maas vrijwel altijd drainerend is. Hierdoor wordt een groot deel van de verontreinigen die de depots verlaten onder het depot door naar de Maas getransporteerd. Er is dus altijd maar een beperkt traject tussen het depot en het kwelgebied.

Het verontreinigde volume is in absolute waarde het grootst bij het depot Molengreend. Dit hangt vooral samen met het grote oppervlak van het depot. Ook vindt vanuit het depot een verspreiding naar de noordelijk gelegen haven plaats, waardoor het watervoerende pakket tussen de lokatie en deze haven verontreinigd raakt. Op grond van de verspreiding zou verwacht mogen worden dat het verontreinigde volume het grootst zou zijn bij de lokatie Osen. Hier vindt immers een verspreiding tot onder de sluizen ten noordwesten van het depot plaats. Toch blijft bij dit depot het verontreinigde volume een factor 2 achter bij het depot Molengreend.

Bij de MMI is het verontreinigde volume na 250 jaar voor alle depots, behalve voor Laakerweerd met zand veel kleiner dan bij de BI. Na 10000 jaar is dit verschil echter flink afgenomen, en is het tot boven de streefwaarde verontreinigde volume grofweg de helft tot 3/4 van het volume dat bij de BI wordt verontreinigd.

6.10 Beoordeling depotlokaties met betrekking tot het gedrag van de zware metalen

6.10.1 Processen aan de onderzijde van een depot

Algemeen

De redoxpotentiaal is een van de belangrijkste parameters die het gedrag van zware metalen en arseen bepaalt. In een speciedepot heeft de redoxpotentiaal een relatief constante waarde. Eerdere studies (Gemeentewerken Rotterdam, 1984; WL, 1992) hebben aangetoond dat, zonder invloed van buitenaf, grote veranderingen in het depot zelf uit te sluiten zijn. Echter tussen het depot enerzijds en de atmosfeer en het grondwater onder het depot anderzijds kunnen er grote verschillen in de redoxpotentiaal zijn. Het depot zelf is gereduceerd, terwijl de atmosfeer en mogelijk ook het grondwater geoxideerd zijn. Via de atmosfeer en via het grondwater kunnen oxiderende stoffen naar het depot worden aangevoerd, waardoor de redoxpotentiaal met name aan de randen van het depot kan veranderen.

Een verandering in de redoxpotentiaal kan het gedrag van zware metalen, met uitzondering van chroom en arseen, drastisch beïnvloeden. In een gereduceerd milieu wordt de concentratie in oplossing van de zware metalen, met uitzondering van chroom, bepaald door evenwicht met sulfide precipitaten. Deze metalen hebben, onafhankelijk van de concentratie in de vaste stof, een constante, lage concentratie in het poriënwater. In een geoxideerd milieu worden de concentraties van alle zware metalen bepaald door adsorptie. De concentratie in het poriënwater is dan lineair afhankelijk van de concentratie in de vaste stof.

Voor poriënwater van verontreinigde sedimenten geldt over het algemeen dat de concentraties zware metalen in het gereduceerde milieu lager zijn dan in het geoxideerde milieu. Voor arseen geldt het omgekeerde: in een geoxideerd milieu is ijzerhydroxyde aanwezig waaraan arseen kan adsorberen, terwijl dit in een gereduceerd milieu afwezig is. De concentratie arseen in het poriënwater van gereduceerde sedimenten is dan ook hoger dan de concentratie arseen in het poriënwater van geoxideerde sedimenten bij gelijke concentraties arseen in de vaste stof.

Het gedrag van de organische micro-verontreinigingen daarentegen is ongevoelig voor veranderingen van de redoxpotentiaal (mogelijk met uitzondering van afbraak, zie Zwolsman, 1992).

Veranderingen van de redoxpotentiaal kunnen met name optreden aan de boven- en onderzijde van het depot. In het navolgende wordt in het kort beschreven waar aan de onderzijde deze veranderingen optreden en wat de effecten op het gedrag van de anorganische micro-verontreinigingen zijn.

Veranderingen aan de onderzijde van een nat depot

De onderzijde van een nat depot staat altijd in contact met materiaal waarvan de poriën gevuld zijn met water. Oxidatoren (zoals O_2 , NO_3^- en SO_4^{2-}) kunnen in het geval van een nat depot alleen via het water worden aangevoerd, hetzij door advectioneel transport, hetzij door diffusief transport. In het kader van het project 'Verspreiding verontreinigingen uit baggerspeciedepots naar het grondwater' (WL, 1991) is een verkennende berekening uitgevoerd naar de effecten van hoge concentraties O_2 en SO_4^{2-} in het grondwater dat onder een depot door stroomt. Bij de berekening is aangenomen dat er in het depot geen methaan meer gevormd wordt. Dit is een 'worst case' situatie, in de eerste jaren na aanleg van het depot zal zeker methaanproductie in het depot optreden, pas na verloop van tijd is de methaanproductie als nihil te beschouwen. In het depot en in het watervoerende pakket kunnen de onderstaande reacties optreden:



maar ook:



Naarmate de methaanconcentratie lager wordt, zal reactie 6.4.2 dominant worden. Als gevolg van de dispersieve uitwisseling met zuurstofhoudend grondwater, kunnen op den duur sulfide precipitaten in het depot geoxideerd worden. De eerste sulfide precipitaten die hiervoor in aanmerking komen zijn de ijzersulfiden, maar op den lange duur kunnen ook sulfiden van zware metalen aangetast worden. Hierbij worden de zware metalen gemobiliseerd en kunnen de normen voor deze metalen in water overschreden worden.

In de berekening (WL, 1991) is aangenomen dat alle ijzersulfiden inmiddels omgezet zijn, waardoor direct de sulfiden van de zware metalen omgezet kunnen worden ('worst case').

In deze berekening is alleen rekening gehouden met cadmium, andere zware metalen zijn niet in beschouwing genomen. De reden hiervan dat deze zich hetzelfde als cadmium gedragen. Uit de berekening blijkt dat door diffusieve uitwisseling van zuurstofhoudend grondwater met een methaanhoudend, gereduceerd speciedepot op den duur in het depot 3 zones zichtbaar worden:

- een zone waar zuurstof aanwezig is. In deze zone worden tevens hoge cadmiumconcentraties in het poriënwater aangetroffen, doordat oxydatie van cadmiumsulfide is opgetreden. In deze zone kunnen in het poriënwater ook hoge concentraties van de andere sulfide vormende zware metalen worden aangetroffen;
- een zone waar sulfaat aanwezig is. Ook hier kunnen in het poriënwater verhoogde concentraties zware metalen worden aangetroffen. De verhoogde concentraties in deze zone zijn niet het gevolg van de oxydatie van sulfiden, maar van de vorming van hoge concentraties HS^- door oxydatie van methaan door sulfaat. In aanwezigheid van hoge concentraties HS^- kunnen zware metalen door complexvorming met HS^- eveneens gemobiliseerd worden;
- een zone waar methaan aanwezig is. In deze zone worden in het poriënwater geen verhoogde concentraties zware metalen aangetroffen.

Door dispersief transport vanaf de bodem van het depot naar boven, schuiven de zones met zuurstof en sulfaat steeds verder naar boven, ten koste van de zone met methaan.

In het watervoerende pakket kunnen door twee oorzaken veranderingen in de concentraties zware metalen optreden:

- Door de daling van de pH en de stijging van de Ca-concentratie worden zware metalen van het adsorptiecomplex verdreven. Dit verschijnsel is met name zichtbaar onder het depot en is slechts van korte duur.
- Aan de onderkant van het depot worden sulfide precipitaten met zware metalen geoxideerd. Zware metalen die hierbij vrijkomen, worden grotendeels geadsorbeerd aan het adsorptiecomplex van de bodem. De concentraties in oplossing aan de onderkant van het depot stijgen echter wel aanzienlijk. Door diffusieve uitwisseling van het water in het watervoerende pakket met het depot wordt zware metalen vanuit het depot naar het watervoerende pakket getransporteerd. Na 1000 jaar zijn de concentraties in het watervoerende pakket onder en stroomafwaarts van het depot reeds aanzienlijk gestegen. In tegenstelling tot het eerstgenoemde proces, kan dit proces nog vele tienduizenden jaren doorgaan. Pas nadat de onderste laag van het depot uitgeloozd is, zullen de concentraties in het watervoerende pakket weer lager worden.

Uit de resultaten van het project 'Verspreiding verontreinigingen uit baggerspeciedepots naar het grondwater' (WL, 1991) kan dus geconcludeerd worden dat alleen bij extreme omstandigheden (hoge stroomsnelheden in het watervoerende pakket, en of hoge gehalten oxidatoren in het aangevoerde water) op lange termijn kunnen leiden tot oxydatie van metaalsulfiden aan de onderzijde van het depot. Bij de berekening die in het kader van bovengenoemd project zijn uitgevoerd is gewerkt met een relatief hoog advectief debiet (35 m/j) én een hoge concentratie O_2 en SO_4^{2-} . Door het depot te situeren op een plaats met lage stroomsnelheden in het watervoerende pakket, en lage concentraties oxidatoren in het aangevoerde water, kan het gevaar van mobilisatie vermeden worden.

Veranderingen aan de onderzijde van een droog depot

De onderzijde van een depot op land staat, althans voor een deel, in contact met de onverzadigde zone van de bodem. Via deze onverzadigde zone kan O_2 via gasdiffusie worden aangevoerd naar het depot. Of er ook midden onder het depot nog steeds sprake zal zijn van een onverzadigde zone is onzeker. Zeker tijdens de fase waarin het slib consolideert zal er, door infiltratie van het consolidatiewater in de bodem, geen sprake meer zijn van een onverzadigde zone in de bodem. Of er na de consolidatie fase onder het depot weer een onverzadigde zone zal ontstaan is onzeker. Voorlopig wordt hier echter wel vanuit gegaan.

Oxiderende stoffen kunnen naar de onderzijde van het depot worden aangevoerd door:

- capillaire opstijging van water vanuit de verzadigde zone van de bodem. Aanvoer van oxiderende stoffen vanuit het grondwater door middel van capillaire opstijging/diffusie zal kleiner zijn dan de aanvoer van reducerende stoffen vanuit het depot, waardoor oxydatie van het middelste deel van het depot mag worden uitgesloten.
- gasdiffusie door de onverzadigde zone van de bodem onder het depot. Aan de randen van het depot zal er zeker sprake zijn van een onverzadigde zone in de bodem. Via de onverzadigde zone kan O_2 naar de onderzijde van het depot worden aangevoerd.

Uit het bovenstaande kan worden geconcludeerd dat met name door gasdiffusie oxiderende stoffen (zuurstof) naar de onderzijde van het depot worden aangevoerd. Onder het depot wordt zuurstof geconsumeerd. De dikte van de zone met zuurstof is afhankelijk van:

- de zuurstofvraag vanuit het depot;
- de zuurstofvraag van het in de bodem infiltrerende poriënwater uit het depot;
- de zuurstofvraag van de bodem zelf;
- de dikte van de onverzadigde zone.

Onder invloed van het aangevoerde zuurstof kunnen veranderingen optreden in:

- de zone aan de onderzijde van het depot. Door oxydatie van metaalsulfiden in het depot kunnen verontreinigingen gemobiliseerd worden. Voor de veranderingen in het depot geldt hetzelfde als hetgeen hierboven voor een nat depot is beschreven.

- het in de onverzadigde zone infiltrerende water dat afkomstig is uit het depot. Veranderingen zijn ondermeer:
 - 1) oxydatie van methaan:

$$\text{CH}_4 + 2\text{O}_2 \rightarrow \text{CO}_2 + 2\text{H}_2\text{O}$$
 - 2) oxydatie van opgeloste organische verbindingen, ook dit leidt tot de vorming van CO_2 ;
 - 3) oxydatie van Fe^{2+} . Omdat Fe^{3+} veel minder goed oplosbaar is dan Fe^{2+} leidt dit tot de vorming van $\text{Fe}(\text{OH})_3$:

$$\text{Fe}^{2+} + 0.25\text{O}_2 + 2.5\text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{Fe}(\text{OH})_3 + 2\text{H}^+$$

Aan $\text{Fe}(\text{OH})_3$ kunnen uit het depot gemobiliseerde zware metalen en arseen adsorberen. Echter bij de omzetting van Fe^{2+} naar Fe^{3+} komt H^+ vrij, hetgeen bij een slecht gebufferde bodem aanleiding kan zijn tot verzuring van de bodem. Onder zure condities is de adsorptiecapaciteit van $\text{Fe}(\text{OH})_3$ gering.
 - 4) oxydatie van in het poriënwater aanwezige sulfiden. Dit betreft echter slechts zeer geringe hoeveelheden.

Door aanvoer van O_2 is het mogelijk dat de gehalten zware metalen onder het depot gaan stijgen. Of mobilisatie van zware metalen daadwerkelijk gaat optreden, op welke termijn mobilisatie van belang is en wat de gehalten zware metalen in het grondwater worden, zijn vragen die niet op eenvoudige wijze kunnen worden beantwoord. Om op deze vragen antwoord te kunnen geven is het allereerst noodzakelijk om voldoende gegevens te krijgen ten aanzien van de samenstelling van het grondwater. Hierna kunnen chemische evenwichtsrekeningen worden uitgevoerd om meer inzicht te krijgen in de processen die optreden aan de onderzijde van het depot en in de onverzadigde zone, en dus in de concentraties zware metalen en arseen aan de onderzijde van een droog depot.

6.10.2 Beoordeling redoxpotentiaal grondwater bij de verschillende lokaties op grond van gegevens provinciaal en landelijk grondwatermeetnet

Laakerweerd

Het meetpunt dat het dichtst bij de lokatie Laakerweerd ligt is het punt 261 van het landelijke grondwatermeetnet. Dit punt bevindt zich in een vergelijkbare situatie, ongeveer 2 km ten zuiden van de lokatie.

In 1993 is in twee filters een meting uitgevoerd: filter 1 op 9.8-11.8 meter onder maaiveld en filter 3 op 22.45-24.45 meter onder maaiveld. In het bovenste filter is sulfaat en nitraat aanwezig en zijn ijzer en mangaan afwezig. Dit duidt op geoxideerd grondwater. In het onderste filter is geen sulfaat en nitraat aanwezig, en wel mangaan en ijzer. Dit duidt op gereduceerd grondwater. Het ondiepe grondwater is dus geoxideerd, het diepere grondwater is gereduceerd.

De bovenzijde van het depot bevindt zich op een diepte van ongeveer 10 meter onder maaiveld (5 meter onder stuwpeil). De onderzijde van het depot bevindt zich op ongeveer 25 meter onder het maaiveld, op de diepte van filter 3. Aan de onderzijde van het depot is het grondwater dus zeker gereduceerd. Aan de bovenrand van het talud is het grondwater mogelijk geoxideerd. Dit betekent dat hier na lange tijd (orde honderden jaren) enige mobiliteit van de zware metalen op kan treden.

Voor alle natte depots geldt dat het risico op oxidatie bij de BI wat groter is dan bij de MMI omdat de kleiisolatie het doordringen van zuurstof tot de specie enigszins zal vertragen.

Molengreend

Het meetpunt dat zich het dichtst bij de lokatie Molengreend bevindt is het punt 22.27 van het provinciale grondwatermeetnet. Dit punt bevindt zich bovenstrooms van de lokatie.

In het punt zijn in 1994 metingen uitgevoerd in het bovenste filter (6.2-8.2 meter onder maaiveld) en het onderste filter (23.0-25.0 meter onder maaiveld). In het bovenste filter wordt nitraat en sulfaat aangetroffen, en is ammonium, ijzer en mangaan afwezig. Het water is hier dus mogelijk geoxideerd. In het diepe filter is nitraat afwezig, en wordt sulfaat, ijzer en mangaan gemeten. Ondanks de aanwezigheid van sulfaat is dit water dus gereduceerd, omdat het ijzer reeds is opgelost.

Het depot Molengreend bevindt zich geheel in het eerste watervoerende pakket. De bovenzijde hiervan is geoxideerd (filter 1). Aan de bovenzijde van het talud zouden dus mogelijk op de lange termijn (honderden jaren) problemen met de zware metalen te verwachten kunnen zijn. Aan de onderzijde zijn op grond van de oxidatiegraad van het onderste filter geen problemen te verwachten.

Osen

Het meetpunt dat zich het dichtst bij de lokatie Osen bevindt is het punt 257 van het landelijke grondwatermeetnet. De lokatie Osen is echter een bijzondere lokatie omdat deze omringd wordt door oppervlaktewater. Dit maakt de vergelijking met punt 257 erg lastig. Bovendien bevindt het punt 257 zich op een aanzienlijke afstand (orde 5 km) van de lokatie.

Over de oxidatiegraad van het grondwater bij de lokatie Osen kan geen goed gefundeerde uitspraak gedaan worden. Gezien de oxidatietoestand van het overige grondwater kan de bovenzijde geoxideerd, en de onderzijde gereduceerd zijn. Gezien de goede doorlatendheid van het watervoerende pakket (grind) kan echter ook het hele watervoerende pakket geoxideerd zijn.

Kuypers Kessel/Rijkelse Bemden

Het meetpunt dat zich het dichtst bij de lokatie Kuypers Kessel bevindt is het punt 22.18 van het provinciale grondwatermeetnet. Dit punt bevindt zich op een vergelijkbare situatie, aan de andere kant van het dorp Kesseleik.

Voor deze lokatie zijn alleen de meetgegevens van het ondiepe filter beschikbaar. Dit zal zich vermoedelijk in het eerste watervoerende pakket bevinden. Het grondwater in dit filter is geoxideerd, gezien de aanwezigheid van een aanzienlijke hoeveelheid nitraat en de afwezigheid van ijzer en mangaan. Vermoedelijk zal het grondwater in de Formatie van Berda gereduceerd zijn door de slechtere doorlatendheid van deze Formatie (lange verblijftijd grondwater).

Het depot Kessel bevindt zich vrijwel geheel in de Formatie van Breda. Dit betekent dat alleen het grondwater langs de bovenrand van het depot geoxideerd is. Hier kan dus mogelijk op termijn (honderden jaren) een probleem met zware metalen optreden. Aan de onderzijde zijn geen problemen met de sulfidevormende zware metalen te verwachten.

Groeve Vergoossen

Het meetpunt dat zich het dichtst bij de Groeve Vergoossen bevindt is het punt 22.28 van het provinciale grondwatermeetnet. Voor dit punt zijn waarnemingen van een ondiep (nr 1) en een diep filter (nr 3) beschikbaar voor het jaar 1994. Het ondiepe filter bevindt zich vermoedelijk in de bovenzijde van het eerste watervoerende pakket, het diepe filter bevindt zich mogelijk in het tweede watervoerende pakket.

Het water in het bovenste en het onderste filter is duidelijk van andere oorsprong. Het ondiepe water bevat veel meer chloride dan het diepere water. Het ondiepe grondwater is vermoedelijk nog geoxideerd; het bevat een aanzienlijke concentratie nitraat en sulfaat, terwijl ijzer en ammonium afwezig zijn. Het diepe water is gereduceerd, wat blijkt uit de aanwezigheid van ijzer en arseen.

Bij een droog depot, zoals het depot groeve Vergoossen, is het gevaar van oxidatie veel duidelijker aanwezig dan bij een nat depot. Hoever de oxidatie kan doordringen is afhankelijk van de uiteindelijke inrichting. Indien een deklaag wordt aangebracht, en de onderzijde niet wordt gedraineerd zal het depot vermoedelijk lange tijd (honderden jaren) vrijwel geheel gereduceerd blijven. Indien de onderzijde gedraineerd wordt, en een bovenafdichting ontbreekt, bestaat het gevaar van oxidatie. Deze zal echter door de slechte doorlatendheid van de specie slechts langzaam in het depot doordringen.

Spaubeek

Het meetpunt dat zich het dichtst bij de lokatie Spaubeek bevindt is het punt 395 van het landelijke grondwatermeetnet. Voor dit punt zijn waarnemingen van een ondiep (nr 1, 6.5-7.5 meter onder maaiveld) en een diep filter (nr 3, 21.5-26.5 meter onder maaiveld) beschikbaar voor het jaar 1992.

Ook hier geldt dat het water in het bovenste filter van een andere oorsprong is dan het diepere water, omdat het chloride gehalte van het ondiepe water hoger is. Het water in het ondiepe filter is geoxideerd (bevat nitraat, sulfaat en geen ijzer), en het water in het diepe filter is gereduceerd (bevat geen nitraat, wel sulfaat en ijzer).

De lokatie Spaubeek bevindt zich op een goed doorlatend, onverzadigd grindpakket. Vermoedelijk kan er dus veel zuurstof aan de specie toegevoerd worden, zodat een aanzienlijk gevaar van oxidatie bestaat. Dit gevaar is groter dan bij de groeve Vergoossen.

DSM-groeve

Het meetpunt dat zich het dichtst bij de lokatie DSM-groeve bevindt is het punt 268 van het landelijke grondwatermeetnet. Voor dit punt zijn waarnemingen van een ondiep (nr 1, 15-17 meter onder maaiveld) en een diep filter (nr 2, 49-51 meter onder maaiveld) beschikbaar voor het jaar 1992.

Het water in het ondiepe filter is vermoedelijk geoxideerd (bevat nitraat, sulfaat en geen ijzer), en het water in het diepe filter is gereduceerd (bevat geen nitraat, wel sulfaat en ijzer).

De lokatie DSM-groeve bevindt zich op een zeer ondoorlatend kleipakket. Aanvoer van zuurstof door de onderzijde van de stort is dus niet te verwachten, tenzij een zeer goede drainage van de onderzijde van de stort wordt toegepast. Aan de bovenzijde kan mogelijk zuurstof toetreden, afhankelijk van de toegepaste afwerking. Van de droge depots zal het gevaar van oxidatie bij de DSM-groeve het kleinst zijn.

6.10.3 Conclusie

Bij alle natte lokaties ligt de bovenrand van het talud in (zeer licht) geoxideerd grondwater. De onderzijde bevindt zich altijd in gereduceerd grondwater. Bij de lokatie Osen is de oxidatiegraad van het grondwater niet duidelijk, en bestaat er een kleine kans dat het grondwater onder het depot eveneens geoxideerd is. Omdat de bovenzijde van de specie aan geoxideerd grondwater grenst, kan hier op termijn van honderden jaren een probleem met zware metalen optreden. Aan de onderzijde van de depots worden, behalve mogelijk bij de lokatie Osen, geen problemen met zware metalen verwacht. Omdat het verloop van de redoxpotentiaal bij de lokaties vergelijkbaar is, is dit niet onderscheidend voor de verschillende depotlokaties.

Ook bij de droge depots is het ondiepe grondwater vermoedelijk (licht) geoxideerd, en is het diepe grondwater gereduceerd. Het gevaar van oxidatie is bij deze depots echter sterk afhankelijk van de uiteindelijke inrichting van de depots. Bij een goede drainage van de onderzijde, en het ontbreken van een bovenafdichting vergroten het risico van oxidatie. Vermoedelijk zal een eventuele oxidatie echter slechts langzaam in de specie doordringen. Het oxidatierisico is het kleinst bij de DSM-groeve, en het grootst bij de lokatie Spaubeek.

6.11 Conclusies met betrekking tot de grondwaterkwaliteit

Grondwaterkwaliteit, organische microverontreinigingen

- De verspreiding van verontreinigingen uit de natte depots, blijft vrijwel altijd beperkt tot de directe omgeving van het depot. Alleen vanuit het droge depot Groeve Vergoossen zal zich een verontreinigde pluim in noord-westelijke richting vormen.
- De totale flux en de flux per ha naar de onderliggende lagen is na 250 jaar bij de BI en bij de MMI het hoogst bij de lokatie Laakerweerd, zonder kleilaag. De totale flux is na die tijd het laagst bij de lokatie Groeve Vergoossen, hetgeen voornamelijk door de afwijkende inrichting wordt veroorzaakt.
- Bij de MMI is de flux uit het depot op de korte termijn veel lager dan die uit de BI. Dit verschil neemt sterk af in de tijd door het doorslaan van de klei-isolatie.
- Bij de lokatie Laakerweerd wordt na 10000 jaar minder dan één maal het depotvolume aan grondwater tot boven de streefwaarde met fenantreen verontreinigd. Bij de andere natte depots is dit na die periode 2-3 maal het depotvolume. Het volume dat na 10000 jaar is verontreinigd is bij de MMI een factor 1.5-2.0 lager.

- Door het scheiden van de meest verontreinigde specie van de overige specie bij de MMI zal de concentratie van de overige specie licht dalen ten opzichte van de BI.
- De belangrijkste berekeningsresultaten staan in Tabel 6.37 vermeld. De getalswaarden zijn toegespitst op fenatreen omdat de verschillen tussen de verschillende depots en inrichtingsvarianten voor deze stof het duidelijkst zijn (fenatreen is van de beschouwde stoffen de meest mobiele).

Tabel 6.37 Belangrijkste berekeningsresultaten, gekwantificeerd voor fenatreen, fluxen na 250 jaar, verontreinigde volumina na 10000 jaar (Bi is basisinrichting, MMI is meest milieuvriendelijke inrichting), de fluxnorm is 0.04 g/ha/j, een richtwaarde voor het verontreinigde volume is 1*depotvolume

	Laaker- weerd, zand	Laaker- weerd, klei	Molen- greend	Osen	Kuypers	Vergoos- sen
bruto volume (mln m ³)	5.6	5.6	4.7	1.5	1.3	4.3
oppervlak (ha)	47	47	36	15	13	25.5
flux bij BI na 250 j (g/ha/j)	2.38	1.39	2.00	2.23	1.40	0.01
flux bij MMI na 250 j (g/ha/j)	0.16	0.05	0.02	0.01	0.01	0.01
volume > streefwaarde bij BI na 10000 j (frac- tie depotvolume)	0.91	0.44	2.18	3.40	2.16	-
volume > streefwaarde bij MMI na 10000 j (fractie depotvolume)	0.72	0.32	1.57	2.37	0.81	-

Grondwaterkwaliteit, zware metalen

- De redoxpotentiaal is een van de belangrijkste parameters die het gedrag van zware metalen en arseen bepaalt. Door aanvoer van oxiderende stoffen via de atmosfeer en het grondwater kan de redoxpotentiaal met name aan de randen van het depot veranderen. Hierdoor kunnen zware metalen gemobiliseerd worden, waardoor normen voor grondwater overschreden worden.
- Bij een nat depot kunnen oxiderende stoffen alleen via het grondwater worden aangevoerd. Uit eerder uitgevoerd onderzoek is gebleken dat veranderingen als gevolg van de aanvoer van oxiderende stoffen door het grondwater alleen optreden onder extreme condities, zijnde hoge stroomsnelheden in het watervoerende pakket en/of hoge gehalten oxiderende stoffen in het grondwater. Uit het hydrologische onderzoek dat voor dit MER is uitgevoerd is gebleken dat de stroomsnelheden rondom de beschouwde lokaties niet extreem hoog zijn. Vermoedelijk is het grondwater bij de bodem van de lokaties gereduceerd. Aan de bovenzijde van het talud is het grondwater mogelijk licht geoxideerd.

- Bij een droog depot kunnen oxiderende stoffen worden aangevoerd via 1) capillaire opstijging van grondwater waarin oxiderende stoffen zijn opgelost en 2) via gasdiffusie in de onverzadigde zone. Aanvoer via capillaire opstijging van grondwater kan alleen plaatsvinden op die plaatsen waar zich onder het depot nog geen onverzadigde zone heeft gevormd. De hoeveelheid oxiderende stoffen die op deze wijze kan worden aangevoerd is kleiner dan de hoeveelheid reducerende stoffen die vanuit het depot worden aangevoerd. Veranderingen in dit deel kunnen worden uitgesloten. Gasdiffusie via de onverzadigde zone kan worden beschouwd als de belangrijkste aanvoerroute voor oxiderende stoffen. Onder het depot wordt zuurstof geconsumeerd waardoor gaande van de rand naar het midden van het depot de zuurstofconcentratie steeds lager wordt. De aanvoer van zuurstof leidt tot veranderingen:
 - aan de onderzijde van het depot. De aanvoer van zuurstof kan hier leiden tot oxidatie van sulfide precipitaten met zware metalen en dus tot mobilisatie van zware metalen. Hierdoor kunnen de normen voor de grondwaterkwaliteit overschreden worden.
 - in de onverzadigde en verzadigde zone van de bodem.
- Bij een nat depot is het, als gevolg van onvoldoende gegevens omtrent de samenstelling van het grondwater, onzeker of er mobilisatie van zware metalen en arseen vanuit het depot en/of vanuit de bodem onder het depot zal optreden. Bij een droog depot kan met name aan de randen mobilisatie van zware metalen optreden. Om uitspraken te kunnen doen omtrent mogelijke overschrijdingen van de normen voor grondwater zijn meer gegevens over de samenstelling van het grondwater nodig.
- Uit meetgegevens van het provinciale en het landelijke grondwatermeetnet blijkt dat het ondiepe grondwater bij alle lokaties mogelijk geoxideerd is. Het diepere grondwater (20-30 meter -mv) is bij alle lokaties, behalve mogelijk de lokatie Osen, duidelijk gereduceerd. Dit betekent dat alleen aan de bovenzijden van de taluds op termijn enige mobilisatie van zware metalen op kan treden.

7 Aanvullende beschouwingen en leemten in kennis

7.1 Vertaling berekeningsdata naar de overige lokaties

De resultaten voor de beschouwde lokaties zullen ook voor de beoordeling van de niet doorgerekende lokaties moeten worden gebruikt. Bij de natte lokaties betreft het hier de lokatie Rijkelse Bemden, en bij de droge de lokaties Spaubeek en DSM-groeve.

Rijkelse Bemden

De lokatie Rijkelse Bemden bij Beesel lijkt sterk op de lokatie Kuypers Kessel. Beide depots bevinden zich vlak naast de rivier, aan de voet van een behoorlijk hoger gelegen achterland. Het depot Rijkelse Bemden bevindt zich vermoedelijk in een gebied met een wat minder sterke grondwaterstroming, omdat dit depot zich in een flauwer talud bevindt dan het depot Kuypers Kessel. Beide lokaties liggen aan de onderzijde voor een deel in de formatie van Breda. Het oppervlak van de lokatie Rijkelse Bemden is ongeveer 2 maal zo groot als dat van Kuypers Kessel. De diepte zal 20 meter beneden stuwpeil bedragen.

Qua huidige diepte verschillen de beide lokaties echter aanzienlijk. De bodem van de lokatie Kuypers Kessel ligt op 20 m onder het stuwpeil, terwijl dit bij de Rijkelse Bemden 7 m is. Deze lokatie zal dan ook verdiept moeten worden alvorens in gebruik te kunnen worden genomen als speciedepot. Hierbij wordt verdiept tot de top van de Formatie van Breda (20 m onder stuwpeil). Het verdiepen van de plas heeft een verlaging van de grondwaterstand tot gevolg. Om een inschatting te maken van de grootte van de effecten leent de lokatie Kuypers Kessel zich niet, omdat deze reeds op de juiste diepte ligt. Voor Laakerweerd echter, waar de plas ook verdiept wordt tot op de scheidende laag (situatie met Brunssum-klei), zijn berekeningen uitgevoerd waarbij deze effecten zijn bepaald. Voor de Rijkelse Bemden zullen deze effecten echter minder zijn om de volgende redenen:

- de lokatie Rijkelse Bemden ligt aan de binnenkant van een meanderbocht, waardoor de grondwaterstromingspatroon in de omgeving van de lokatie vermoedelijk divergent radiaalvormig is. Bij de lokatie Laakerweerd, met zijn ligging aan de buitenzijde van een meanderbocht, is het patroon juist convergent radiaalvormig in de richting van de plas. Het verdiepen van de plas heeft in deze laatste situatie een groter ruimtelijk effect
- Onder het depot Laakerweerd komen de Brunssumkleien voor. Deze hebben een zeer lage doorlatendheid en kunnen bij het bepalen van het stromingspatroon buiten beschouwing worden gelaten. Bij de Rijkelse Bemden ligt onder het watervoerende pakket de Formatie van Breda. Deze bestaat uit zeer fijn zand en is dus niet ondoorlatend. Door deze zanden kan, ook na verdieping van de plas, grondwater blijven stromen in de richting van de Maas.

De oppervlakte met een verlaging van de grondwaterstand van meer dan 0,05 m tijdens de uitdieping van de plas is dus minder dan 450 ha (oppervlak invloedsgebied Laakerweerd met Brunssumklei).

Wanneer de lokatie Rijkelse Bemden als depot wordt ingericht vindt opstuwing plaats in het eerste watervoerende pakket. Hoewel de breedte van de depots Kuypers Kessel en de Rijkelse Bemden ongeveer gelijk is, zal de opstuwing bij de Rijkelse Bemden ruimtelijk iets kleiner zijn wegens de ligging van het depot in een meanderbocht. Het oppervlak waarbinnen de opstuwing groter dan 0,05 m is, is dus kleiner dan 335 ha.

Wat betreft het tijdelijke effect op de grondwaterstand van de uitdieping van de plas en het vervolgens vullen geldt hetzelfde als voor de overige lokaties: kwantitatief kan hier op basis van de uitgevoerde berekeningen geen uitspraak over worden gedaan. Het is echter aannemelijk dat de uitdieping van de Rijkelse Bemden met 13 m een relatief lange grondwaterstandsverlaging tot gevolg heeft.

Door de vergelijkbare dikte en kwel zullen de concentraties in de diffusieremmende laag en in het watervoerende pakket voor de depots Kuypers Kessel en de Rijkelse Bemden ongeveer hetzelfde zijn. De flux per ha uit de lokatie Rijkelse Bemden zal mogelijk wat lager zijn dan uit de Lokatie Kuypers Kessel, omdat de grondwaterstroming onder en rond de lokatie Rijkelse Bemden door de wat lagere gradiënt in de stijghoogte van het grondwater wat kleiner zal zijn. De totale flux zal minder dan 2 maal zo hoog zijn als die uit de lokatie Kuypers Kessel. Het volume verontreinigd grondwater is bij de lokatie Rijkelse Bemden mogelijk wat hoger, omdat het gebied tussen de lokatie en de Maas hier wat groter is.

Spaubeek

Het depot Spaubeek Beek ligt op een goed doorlatend, onverzadigd grindpakket. Tussen depot en watervoerende lagen is dus een dikke laag van onverzadigd en mogelijk droog materiaal aanwezig. Het water in de watervoerende lagen stroomt minder hard dan onder Groeve Vergoossen. Vermoedelijk zal de uitloging van dit depot veel trager verlopen dan de Groeve Vergoossen omdat diffusief transport uit het depot nu zeer beperkt of afwezig zal zijn. Wel is het gevaar van oxidatie veel groter dan bij de groeve Vergoossen.

DSM-groeve

Het depot DSM-Groeve ligt in zeer slecht doorlatende kleilagen, die vermoedelijk door de vroegere mijnsteenbergen sterk samengedrukt zijn. Stroming onder het depot zal dus minimaal zijn. Er zal uit dit depot diffusief transport optreden, maar dit zal bij afwezigheid van een afvoer van de opgebouwde concentratie na verloop van tijd vrijwel tot stilstand komen. Verspreiding naar onderliggende watervoerende pakketten zal bijna niet optreden. Door de zeer slechte doorlatendheid van het omliggende materiaal zal bovendien het risico dat het depot geoxideerd raakt zeer klein zijn.

Samenvattend kan voor de niet doorgerekende lokaties een volgende conversie gegeven worden (Tabel 7.1).

Tabel 7.1 Conversie van de berekeningsresultaten naar de niet doorgekende depots

	Rijkelse Bemden	Spaubeek Beek	DSM-Groeve
vergelijkbaar met	Kuypers Kessel	Groeve Vergoossen	Groeve Vergoossen
concentratie in diffusieremmende laag	vergelijkbaar	vergelijkbaar	vergelijkbaar
concentratie in wattervoerend pakket	vergelijkbaar	lager	veel lager
flux uit depot per ha	iets lager	lager	lager
verontreinigd volume	groter, ook als uitgedrukt in depotvolume	vermoedelijk groter	veel kleiner (nihil?)
procentuele uitloging	lager	lager	lager
verspreiding	sterk vergelijkbaar	langzamer horizontaal	vrijwel niet
poriënwaterconcentratie	identiek	identiek	identiek
belangrijkste verschil	geen	groter oxidatiegevaar	vrijwel geen ruimtelijke verspreiding

7.2 Nulalternatief

Het nulalternatief vertegenwoordigt de situatie die optreedt indien alleen de onderhoudsspecie verwijderd wordt, terwijl de saneringsspecie en de specie die vrijkomt bij ontgrondingswerkzaamheden en bij herinrichtingsactiviteiten blijft liggen. De onderhoudsspecie zal in een depot gestort worden. Bij deze variant blijft er ongeveer 4 miljoen m³ specie in het systeem achter.

In het kader van het MER moet het verschil in verspreiding van verontreinigingen vergeleken worden dat optreedt bij het nulalternatief en bij het saneringsalternatief. Het verschil zal voor de verschillende gedeelten van het systeem (oppervlaktewater en grondwater) worden toegelicht. Hierbij moet nadrukkelijk worden gesteld dat de analyse slechts oriënterend van aard is en dat aan de getalswaarden slechts een indicatieve waarde moet worden toegekend. Voor een betere kwantificering van het nulalternatief zijn uitvoerige modelberekeningen noodzakelijk, hetgeen buiten het bereik van dit MER ligt.

Op basis van de depotberekeningen kunnen geen betrouwbare uitspraken gedaan worden over de sliblaag op de rivierbodem omdat deze sliblaag zich in een stromend systeem bevindt, omdat niet bekend is welke slibdikte op welke locaties voorkomt en omdat de kwel/wegzijging door de rivierbodem sterk zal variëren.

Oppervlaktewater

Bij sanering van het gebied zal de specie geborgen worden in een depot. Dit depot zal bij de natte depots de oppervlaktewaterkwaliteit beïnvloeden. De mate waarin dit gebeurt wordt beschreven in hoofdstuk 4. Bij het droge depot zal geen beïnvloeding van het oppervlaktewater plaatsvinden.

Bij de nulvariant zal ongeveer 4 miljoen m³ specie op de bodem van de rivieren en havens in het gebied achter blijven. De onderhoudsspecie zal in een depot geborgen worden. De invloed van dit depot op de oppervlaktewaterkwaliteit zal sterk vergelijkbaar zijn met de beïnvloeding die optreedt bij volledige sanering, omdat deze voornamelijk gestuurd wordt door het oppervlak van het depot, en in veel mindere mate door de diepte hiervan (bij het storten van een grotere hoeveelheid specie zal de dikte van de sliblaag toenemen, terwijl het oppervlak niet verandert). Het netto verschil in beïnvloeding van de oppervlaktewaterkwaliteit bij het nulalternatief en het saneringsalternatief wordt dus veroorzaakt door de 4 miljoen m³ -specie die in het gebied achterblijft.

De 4 miljoen m³ specie zal in een dunne laag in een groot deel van het gebied voorkomen. Het oppervlak van deze laag varieert bij een variatie van de gemiddelde laagdikte van 25-100 cm tussen de 4 en 16 km². Het oppervlak van de beschouwde depots is 0.13 km² voor Kuypers Kessel, en 0.36 km² voor Molengreend Maasbracht. Door het oppervlak van de depots te vergelijken met dat van de sliblaag kan een indruk worden gekregen van de orde van grootte van het verschil in emissie naar het oppervlaktewater. Deze vergelijking levert een verschil van een factor 10-120. Bij de vergelijking moet echter een aantal kanttekeningen worden geplaatst:

- Een deel van de saneringsspecie zal zich op de bodem van de Maas bevinden. Deze rivier stroomt, zodat er geen concentratieopbouw in het water plaatsvindt. Hierdoor is de concentratiegradiënt tussen het poriënwater in het slib en het rivierwater altijd maximaal, zodat het diffusief transport van verontreinigingen uit de sliblaag maximaal zal zijn. Hierdoor wordt het verschil tussen sanering en nulalternatief groter.
- De mogelijkheid van resuspensie van het slib is bij het nulalternatief veel groter dan bij de saneringsvariant. Bij resuspensie treedt een sterke beïnvloeding van de oppervlaktewaterkwaliteit op. Ook dit punt maakt het verschil tussen saneringsvariant en nulalternatief groter.
- Bij zowel de saneringsvariant als bij het nulalternatief zal de verontreinigde specie bij verbetering van de waterkwaliteit in de loop der jaren afgedekt worden door een schonere laag. Deze afdekking zal bij de saneringsvariant sneller verlopen dan bij het nulalternatief, omdat de sedimentatiesnelheid in de depots veel hoger zal zijn dan in het riviersysteem. Bovendien wordt de saneringsvariant na beëindiging van de consolidatie afgedekt met een schone laag. Het verschil tussen nulalternatief en sanering wordt hierdoor vergroot.

De conclusie die uit deze opmerkingen getrokken kan worden is dat het op oppervlakten gebaseerde verschil in emissie van een factor 10-120 een minimaal verschil is. Het werkelijke verschil tussen het nulalternatief en de sanering zal vermoedelijk (veel) groter zijn.

Grondwater

Bij de beschouwing van het verschil in emissie tussen het nulalternatief en de saneringsvariant moet behalve het verschil in oppervlakte van beide alternatieven ook het verschil in infiltratie en lokatie beschouwd worden.

Indien uitsluitend het verschil in oppervlakten beschouwd wordt, dan zou de emissie naar het grondwater bij de nulsituatie een factor 10-120 hoger zijn dan bij de saneringsvariant. Dit geldt echter alleen als de kwel/wegzijging door de sliblaag hetzelfde is als bij de saneringsvarianten. De kwel/wegzijging door de sliblaag bij de nulsituatie is een lastig punt, omdat deze varieert voor de verschillende delen van de Maas in het beschouwde gebied. Vermoedelijk zal de Maas in een groot deel van het gebied draineren (dus een opwaarts gerichte kwelstroom door de specielaag), maar er zullen ook situaties zijn waarbij een lichte infiltratie naar de ondergrond voorkomt. Dit wordt veroorzaakt door een verschil in ligging, en door een verschil in consolidatiegraad:

- In een deel van het gebied zal water door de rivier- en havenbodems infiltreren, en in een deel van het gebied zal water door de rivier- of havenbodem opkwellen (drainerende werking). Verder zal de infiltratie/kwel bij de oevers meestal sterker zijn dan in het centrum.
- De weerstand van de specie bij de nulsituatie zal lager zijn dan die van de specie in het depot, omdat het slib op de rivierbodem slechts weinig zal consolideren. Bij eenzelfde potentiaalverschil zal de stroomsnelheid door het slib in de nulsituatie dus veel hoger zijn als bij het depot.

Gemiddeld zal er bij de nulsituatie een behoorlijke kwel door de sliblaag plaatsvinden. Dit betekent dat er in het algemeen een beperkt transport uit de sliblaag naar het grondwater zal zijn. Op plekken waar water door de sliblaag infiltreert zal echter een sterker transport uit de sliblaag naar de ondergrond optreden.

Behalve de snelheid van verspreiding moet ook het beïnvloede gebied beschouwd worden. Dit gebied is bij de meeste saneringsvarianten slechts klein. Bij het nulalternatief is de verontreiniging echter over een groot oppervlak verspreid, zodat een groot gebied potentieel verontreinigd kan worden.

Samenvattend kan dus gesteld worden dat er bij het nulalternatief op basis van het verschil in oppervlak een ongeveer 10-120 maal zo grote emissie van verontreinigingen naar het grondwater zal optreden als bij de saneringsvarianten. Hierbij kunnen de verontreinigingen zich potentieel ruimtelijk veel verder verspreiden. De emissie zal vermoedelijk echter lager zijn dan de genoemde factor omdat de Maas in een groot deel van het gebied een drainerende werking heeft, waardoor slechts een beperkte beïnvloeding van het grondwater door de sliblaag mogelijk is. Voor een gedegen uitspraak over de beïnvloeding van het grondwater in de nulsituatie zijn echter uitvoerige modelberekeningen benodigd.

7.3 Interacties mijnsteen-baggerspecie t.b.v. de lokatie DSM-Groeve Brunssum

7.3.1 Mijnsteen en mijnsteenbergen

Mijnsteen is een afvalprodukt dat is vrijgekomen bij de winning van steenkool. De samenstelling van het materiaal (Schoor, 1993) verschilt per mijn. In Limburg bestaat het materiaal voor ongeveer 70 % uit schalies en leisteen en bevat verder zandsteen en steenkoolresten (10%). Het materiaal bevat weinig kalk (hooguit enkele procenten, maar meestal veel minder). Het pyrietgehalte (FeS_2) varieert van tienden van procenten tot ongeveer 1 %.

Precieze gehalten aan zware metalen in de Limburgse mijnsteen zijn niet bekend. In de sulfiden (pyriet en aanverwante sulfiden) komen zink, arseen, seleen, cadmium en antimoon voor. In de schalie en de leisteen komen cobalt, nikkel, koper, zink en mangaan voor. De concentraties van deze zware metalen zijn echter laag. In de mijnsteen zijn op sommige lokaties PAK's aangetoond. Deze zijn echter vermoedelijk niet uit de mijnsteen zelf afkomstig, maar uit de pekloosden die vroeger op de lokatie van de mijnsteenbergen stonden.

Op een aantal plaatsen in oostelijk zuid-Limburg liggen bergen onafgewerkte mijnsteen boven het grondwater. Doordat de buitenlaag in contact is met zuurstof, treedt pyrietoxidatie op waardoor onder andere zwavelzuur ontstaat. Door deze zuurproductie worden zware metalen gemobiliseerd, maar wordt ook de schalie en de leisteen aangetast. Hierdoor ontstaan uit de schalie en leisteen een klei-achtig produkt (schalie en leisteen bestaan uit gemetamorfoseerde kleimineralen), dat als afdekking gaat fungeren. De gemobiliseerde metalen zullen door deze klei geadsorbeerd worden, of met het percolatiewater worden meegevoerd naar onderliggende lagen.

In de praktijk blijkt dat de pyrietoxidatie 25-75 cm en hooguit een meter diep de berg indringt. De deklaag die bij de verwerking ontstaat is verdicht en zeer ondoorlatend, zodat het onderliggende materiaal (en de rest van de berg) afgesloten is voor zuurstof, en dus niet wordt aangetast. Het verweringsproces komt dan ook na verloop van tijd tot stilstand.

Het percolaat dat onder uit de berg treedt bevat hoge concentraties sulfaat (enkele honderden mg per liter in Limburg, tot duizenden mg per liter op sommige plaatsen in Duitsland) en chloride. De voornaamste kationen in het percolaat zijn calcium, magnesium en natrium. Zware metalen komen in het percolaat vrijwel niet voor, in Duitsland is zelfs een lokatie waar de kwaliteit van het percolaat beter is dan die van het grondwater.

7.3.2 Chemische interacties mijnsteen-baggerspecie

Er wordt op het ogenblik gewerkt aan de uitvoering van een plan om de mijnsteenberg die bij de DSM-groeve aanwezig is af te graven en een deel van het onderliggende kleipakket te winnen. De vrijkomende mijnsteen zal gedeeltelijk gewassen worden, waarna een deel van de gewassen alsmede de ongewassen mijnsteen naar de lokatie worden teruggevoerd. Hierbij zal samen met de mijnsteen, al-dan-niet gecompartmenteerd, baggerspecie in het ontstane gat gestort worden. Onder de stort zal een kleilaag overblijven met een dikte van 10-30 meter. Bij gemengd storten zal er sprake zijn van fysiek contact tussen mijnsteen en baggerspecie, terwijl er bij compartimentering alleen beïnvloeding via percolerend water mogelijk is. Er speelt een aantal aspecten:

Sulfiden

Een groot deel van de zware metalen in zowel de mijnsteen als de baggerspecie is als sulfide aanwezig. Deze zijn stabiel in gereduceerd milieu. De baggerspecie zal gereduceerd zijn, en zal zodanig gestort worden dat deze ook gereduceerd blijft (oxidatie zou een grote hoeveelheid zware metalen vrijmaken). Het grootste deel van de mijnsteen (behalve de toplaag) zal ook gereduceerd zijn. Menging van beide materialen zal de redoxpotentiaal dus niet veranderen, zodat de sulfiden stabiel blijven. De geoxideerde toplaag van de mijnsteen zal snel gereduceerd raken, omdat de baggerspecie een grote hoeveelheid reducerend materiaal (organische stof) bevat. Bij menging van de afvalstoffen bestaat dus geen gevaar voor mobilisatie van de sulfidische zware metalen.

Organische microverontreinigingen

Mijnsteen bevat geen materiaal dat invloed heeft op organische microverontreinigingen. Mijnsteen zal de mobiliteit van microverontreinigingen in baggerspecie dus niet beïnvloeden.

Sulfaat

Het water in de mijnsteen (en het percolaat) bevat sulfaatconcentraties in de orde van honderden mg/l. Dit sulfaat zal in het gereduceerde milieu van de baggerspecie worden omgezet in sulfide. Dit sulfide zal met zware metalen of met ijzer precipiteren. Bij zeer hoge sulfidegehalten bestaat de mogelijkheid dat zware metalen als sulfidecomplex weer oplossen.

Als de sulfidegehalten van het water uit de mijnsteen vergeleken worden met die van zeewater, dan blijken deze nog relatief laag te zijn (zeewater 2.7 gram/l). Uit studies die voor het speciedepot de Slufter zijn uitgevoerd, blijkt dat zelfs de sulfaatgehalten van zeewater (de slufter is een depot voor zoute specie) geen gevaar opleveren voor sulfidische mobilisatie van zware metalen.

Chloride

Hoge chloridegehalten zullen geen gevolgen hebben voor de mobiliteit van zware metalen of organische verontreinigingen in de specie omdat er geen interactie tussen chloride en genoemde verontreinigingen bestaat.

Zuur

Het percolaat uit de mijnsteen bevat in principe door de pyrietoxidatie een hoeveelheid zuur. Een gedeelte van dit zuur wordt geneutraliseerd door de in de mijnsteen aanwezige carbonaten. In de baggerspecie is veel meer carbonaat (in de vorm van kalk) aanwezig dan in de mijnsteen (meer dan 5 %). Deze hoeveelheid is genoeg om de hoeveelheid zuur te neutraliseren die bij oxidatie van alle in de mijnsteen aanwezige pyriet zou ontstaan. In werkelijkheid oxideert slechts een fractie van de totale hoeveelheid pyriet, zodat de pH van de baggerspecie niet zal dalen indien deze in contact zou komen met een zuur percolaat uit de mijnsteen.

Het is waarschijnlijk dat er geen chemische veranderingen optreden indien mijnsteen en baggerspecie met elkaar in contact worden gebracht. De processen die in de Aanvullende Richtlijnen van het MER genoemd worden (complexering door organisch materiaal, 'facilitated transport' door colloïdale deeltjes) zullen door menging van beide afvalstoffen niet beïnvloed worden.

7.3.3 Fysische interacties mijnsteen-baggerspecie

Bij fysische interactie tussen mijnsteen en baggerspecie moet gedacht worden aan de hydrologische consequenties van het aanleggen van een gemengd, of gecompartmenteerd depot.

Het is erg moeilijk een uitspraak te doen over de hydraulische weerstand van het pakket dat ontstaat indien mijnsteen en baggerspecie gemengd worden gestort. In eerste instantie zal de matrix uit mijnsteenbrokken bestaan, terwijl de ruimte daartussen uit baggerspecie bestaat. Het is echter niet duidelijk wat er gebeurt indien de baggerspecie consolideert (het volume van de specie neemt dan af). Wellicht zal hierdoor aan de bovenzijde een geoxideerde laag ontstaan, die langzaam in een afdichtende laag wordt omgezet op dezelfde wijze als op de mijnsteenbergen gebeurt. Het belangrijkste is de uiteindelijke hydraulische weerstand van het geconsolideerde pakket. Indien deze hoger is als die van een ongemengd speciedepot, dan zal de uitloging van vooral microverontreinigingen lager zijn door het gemengde storten. Als de hydraulische weerstand door het gemengde storten wordt verlaagd, dan zal de uitloging toenemen.

Indien de stoffen ongemengd in twee compartimenten worden gestort, dan is het van belang welke infiltratie er door de mijnsteen zal plaatsvinden, wat het hydrologische potentiaalverschil wordt tussen de twee compartimenten en hoe de scheidingsdam tussen de mijnsteen en de baggerspecie wordt vormgegeven. Deze scheidingsdam vormt een mogelijke transportroute voor organische verontreinigingen uit het speciedepot naar de mijnsteen en de ondergrond. De hydrologische potentiaal zal één van de drijvende krachten van dit eventuele transport zijn. Omdat er erg weinig duidelijkheid bestaat over de opbouw en vormgeving van de stort, en de hydrologische eigenschappen van een mijnsteendepot, is het vooralsnog erg moeilijk een uitspraak te doen over de gevolgen van het gecompartmenteerd storten van mijnsteen en baggerspecie.

7.3.4 Conclusie mbt de interacties tussen baggerspecie en mijnsteen

Het is niet te verwachten dat mijnsteen en baggerspecie elkaar in chemische zin beïnvloeden. Het chemische milieu in beide stoffen is vergelijkbaar (gereduceerd, zware metalen als sulfide). Het sulfaatgehalte van het percolaat van de mijnsteenberg is niet hoog genoeg om sulfidische complexatie van zware metalen te veroorzaken. De mobiliteit van de organische microverontreinigingen in de baggerspecie zal door de mijnsteen in chemische zin niet beïnvloed worden.

De fysische gevolgen van het gemengd of gecompartmenteerd storten van beide afvalstoffen zijn veel minder duidelijk. Als de hydraulische weerstand van het gestorte materiaal bij gemengd storten wordt verlaagd, dan zal er sprake zijn van een versnelde uitloging van het depot. Ook zal de uitloging toenemen als door het gecompartmenteerd storten van de stoffen een nieuwe transportroute of transportkracht wordt geïntroduceerd.

7.4 Leemten in kennis

Met behulp van de berekeningsresultaten kan een verantwoorde lokatiekeuze worden gemaakt. Indien ook radioactieve stoffen, arseen, chroom, kwik, minerale olie en pesticiden op een kwantitatieve wijze bij de lokatiekeuze moeten worden meegenomen, dan zijn onder andere de volgende leemten in kennis aanwezig:

- concentraties van de verschillende radioactieve stoffen in het slib;
- redox potentiaal van het grondwater in het watervoerende pakket onder de depots;
- pH grondwater onder de depots;
- ijzergehalte watervoerend pakket onder de depots;
- concentraties pesticiden in het slibpakket;
- samenstelling van de minerale olie in het slib;
- speciatie van de in het slib aanwezige kwikverbindingen.

Het is echter niet te verwachten dat een kwantificering voor de bovengenoemde parameters zal leiden tot een andere voorkeursvolgorde van de lokaties. Indien een lokatie slecht scoort op verspreiding voor de wel gekwantificeerde verontreinigingen, dan is te verwachten dat deze lokatie voor de niet gekwantificeerde verontreinigingen ook slecht zal scoren.

Voor de volgende stap van de MER-procedure (een nadere uitwerking van de meest geschikte variant) is het wellicht wel noodzakelijk over genoemde parameters meer kennis te verzamelen om eventuele normoverschrijdingen te kunnen berekenen.

7.5 Gevoeligheden van de grondwaterkwaliteitsberekeningen

In de gevoeligheidsanalyse is met betrekking tot de grondwaterkwaliteitsberekeningen op twee aspecten ingegaan:

- Wat is het gevolg voor de verspreiding van stoffen uit het depot indien de meest verontreinigde specie onderin het depot terecht komt, in plaats van in het midden? In dit geval is er 300000 m³ van deze specie aanwezig in plaats van 150000 m³.
- Wat zijn de consequenties van centraal bergen en van decentraal bergen?

Berging van de meest verontreinigde specie onderin

Indien de meest verontreinigde specie onderin het depot terecht komt zullen de fluxen uit het depot in eerste instantie toenemen met de verhouding van de vaste stof concentratie in de meest verontreinigde specie en in de middenklasse specie. De reden hiervan is dat de verontreinigingen lineair geadsorbeerd worden, en dat de fluxen dus lineair afhankelijk zijn van de concentratie. Na verloop van tijd zal de flux afnemen, omdat de laag meest verontreinigde specie uitlooft. Na vele duizenden jaren zal de flux uiteindelijk vergelijkbaar worden met de flux uit een normaal depot.

Voor de vergelijking van de fluxen die optreden indien de meest verontreinigde specie onderin een depot wordt geborgen zijn geen aparte berekeningen nodig. Tabel 7.2 geeft de conversiefactoren voor de verschillende organische verontreinigingen. Deze zijn voor alle depots geldig.

Tabel 7.2 Verhoging van de flux (factor) indien de meest verontreinigde specie onderin een depot wordt geborgen, berekend uit het quotiënt van de concentraties in de meest verontreinigde specie en in de gemiddelde specie

Verontreiniging	verhoging flux (-)
PCB-153	1.7
Fluorantheen	2.8
benzo(a)-pyreen	1.7
PCB-52	1.8
Benzo(ghi)-peryleen	1.5
Antraceen	3.6
Fenantreen	3.0

Centrale of decentrale berging

Bij een centrale berging zal één groot depot gecreëerd worden, waarin alle beschikbare specie wordt geborgen. Bij decentrale berging wordt de te bergen specie verspreid over een aantal lokale depots. Om het effect van centraal bergen tegenover decentraal bergen te onderzoeken zijn geen berekeningen uitgevoerd omdat het goed mogelijk is hierover door redenering een beeld te vormen. Eerst moet duidelijk zijn welke factoren de flux uit een depot bepalen. De volgende factoren zijn hiervoor aan te geven:

- De concentraties in het depot. Deze worden niet beïnvloed door de bergingslokatie.
- De infiltratie door een depot. Deze wordt gestuurd door de potentiaal over het depot, en door de weerstand van de sliblaag. De weerstand van de sliblaag is min of meer evenredig met de dikte van de sliblaag.
- De horizontale snelheid van het water dat direct onder het depot doorstroomt. Indien de horizontale snelheid van het water onder het depot groot is, zal het water onder het depot snel verversd worden. De concentraties in de laag onder het depot zullen dus laag zijn, zodat het concentratieverschil tussen depot en watervoerend pakket hoog is. Bij een hoog concentratieverschil zal het diffusief transport uit het depot maximaal zijn. Een hogere horizontale stroming onder het depot leidt dus tot een hogere uitlogging.
- Het oppervlak van het depot. Een ideaal depot zal een minimaal oppervlak hebben bij een maximale inhoud. Hoe groter het oppervlak, hoe groter het diffusief en het advectief transport. Bij een diep depot, met een klein bodemoppervlak zal dus een veel kleiner transport optreden dan bij een ondiep depot met een relatief groot oppervlak.

Bij de afweging van centrale berging tegen decentrale berging zijn vooral de infiltratie door het depot en het oppervlak van het depot van belang. Bij de infiltratie moet het effect van de dikte van de sliblaag op de infiltratie beschouwd worden. De hydrologische potentiaal, die ook van invloed is op de infiltratie, zal locatie-afhankelijk zijn, en vrijwel onafhankelijk van de omvang van een depot.

Om de invloed van de omvang van het depot op het oppervlak van het scheidingsvlak depot-onderliggende lagen zichtbaar te maken zijn een drietal voorbeelden uitgewerkt. In de voorbeelden is gerekend met een rond depot, met een talud van 1:4. Het berekende oppervlak is de som taludoppervlak en het bodemoppervlak van het depot. Er is gerekend met een depot van 10 meter diep, en een inhoud van 5 miljoen m³, twee depots van 10 meter diep en een gezamenlijke inhoud van 5 miljoen m³ en met twee depots van 5 meter diep en een gezamenlijke inhoud van 5 miljoen m³.

Tabel 7.3 Totale bodemoppervlak (rond depot, talud is 1:4) van een aantal mogelijkheden om 5 miljoen m³ specie te bergen

	straal grondoppervlak	oppervlak
5 miljoen m ³ , 10 meter diep	379 meter	476000 m ²
2*2.5 miljoen m ³ , 10 meter diep	263 meter	2*235000 m ² = 470000 m ²
2*2.5 miljoen m ³ , 5 meter diep	389 meter	2*488000 m ² = 976000 m ²

Uit de berekening blijkt dat het met betrekking tot het totale grondoppervlak van het depot slechts weinig uitmaakt of er één depot van 5 mln m³ of twee van 2.5 mln m³ worden gebouwd, mits de diepte altijd 10 meter is. Verrassend is dat de verhouding tussen oppervlak en volume bij twee kleine depots zelfs iets kleiner is dan bij één groot depot. De reden hiervan is dat deze verhouding bij daling van de straal van het depot daalt, tot een minimum wordt bereikt (het depot benadert dan een bolvorm), waarna de verhouding weer stijgt. Indien de depots veel kleiner gekozen worden, dan zal het taludoppervlak relatief groter worden. Bij veel kleine depots van 10 meter diepte zal het totale oppervlak dus stijgen.

Als twee depots van 5 meter diepte worden aangelegd, dan neemt het totale grondoppervlak sterk toe. Twee depots van 5 meter diepte hebben bij een totaal volume van 5 miljoen m³ een oppervlak dat ongeveer twee maal zo groot is als dat van één groot depot van 5 miljoen m³.

In het algemeen zal het gunstiger zijn om één groot depot aan te leggen omdat:

- De sliblaag dikker zal zijn, zodat de infiltratie geringer is;
- Het bodemoppervlak minimaal zal zijn ten opzichte van het depotvolume;
- De verontreiniging beperkt blijft tot één lokatie.

Indien besloten wordt tot aanleg van meerdere depots dan zal dit bij een gelijkblijvende diepte niet leiden tot een grotere verspreiding. Wel worden in dat geval meerdere lokaties verontreinigd. Indien meerdere depots worden aangelegd met een kleinere diepte, dan zal een grotere verspreiding optreden.

7.6 Maximale calamiteit

In deze paragraaf worden kort de gevolgen van een maximale calamiteit beschouwd op basis van de uitgevoerde berekeningen. Onder een maximale calamiteit wordt hier het falen van alle afdichtende voorzieningen en drainagesystemen verstaan. De gevolgen worden voor het oppervlaktewater en het grondwater behandeld.

Oppervlaktewater

Een maximale calamiteit betekent voor het oppervlaktewater dat de bovenafdichting niet aanwezig is. In feite is dit dus de situatie die gedurende de vulfase bestaat, al zal de consolidatieflux in de tijd lager worden. De concentraties die bij deze situatie horen zullen sterk lijken op de concentraties die gedurende de vulfase bereikt worden.

In de tijd zullen de concentraties dalen door een afname van de consolidatieflux, en doordat er door sedimentatie uiteindelijk toch wel een afdeklaag gevormd wordt.

Grondwater, nat depot

Bij de natte depots vormt de Basisinrichting de slechtst mogelijke inrichting. Hier is de specie in direct contact met het watervoerende pakket. Er is geen calamiteit denkbaar die een eventueel nadeliger effect heeft op de grondwaterkwaliteit.

Grondwater, droog depot

In tegenstelling tot bij de natte depots zijn bij de droge depots wel calamiteiten denkbaar. Een maximale calamiteit betekent hier dat de boven- en onderisolatie en de drainage falen. Hierdoor zal de infiltratie door het depot mogelijk sterk toenemen en zal de bovenzijde van het depot in contact komen met de buitenlucht.

Een toename van de infiltratie door het depot levert een hogere flux van verontreinigingen naar de ondergrond. Door het contact met de buitenlucht bestaat een groter risico van oxidatie. Hierdoor kunnen de opgeloste concentraties van de sulfidische zware metalen sterk stijgen.

7.7 Algemene conclusies

Voor het vergelijken van verschillende depotlokaties zijn in de provincie Limburg met betrekking tot de verspreiding van verontreinigingen naar de omgeving de volgende zaken relevant:

Oppervlaktewaterkwaliteit:

De invloed van de sliblaag in het depot op het oppervlaktewater moet minimaal zijn. Dit wordt bereikt indien:

- De verblijftijd van het oppervlaktewater in de stortlokatie laag is door een groot uitwisselingsdebiet met de rivier. Hoe korter de verblijftijd, hoe kleiner de invloed van de sliblaag op de oppervlaktewaterkwaliteit.

- De diepte van de put maximaal is. Hoe dieper de put, hoe groter het volume dat de invloed van de sliblaag kan 'dempen'.
- Een bovenafdekking van klei wordt aangebracht. Deze zal het diffusief transport van sliblaag naar oppervlaktewater in eerste instantie sterk beperken.
- De berging van specie in een depot betekent een behoorlijke verlaging van de beïnvloeding van de oppervlaktewaterkwaliteit ten opzichte van de nulvariant.

Grondwaterkwaliteit:

- Een zo groot mogelijk volume bij een zo klein mogelijk contactoppervlak met de omgeving. De ideale vorm is een bol met in het centrum de meest verontreinigde specie. In de praktijk is dit te vertalen naar een zo groot mogelijk depot met een zo groot mogelijke diepte en met zo steil mogelijke taluds (de verspreiding uit taluds met een flauwe helling kan aanzienlijk zijn) en met horizontale, maar zonder verticale compartimentering;
- Een zo gering mogelijke grondwaterstroming rond het depot, waardoor het advectione, diffusieve en dispersieve transport verminderen. Een lichte kwelsituatie is hiervoor het gunstigst;
- Voor droge depots een zo dik mogelijke onverzadigde zone bestaande uit zand, zodat er een zo goed mogelijke diffusieremmende werking ontstaat. Dit verschijnsel is niet lineair afhankelijk van de dikte, maar is evenredig met het vochtgehalte. Zo zal de bij groeve Vergoossen met een onverzadigde zone van 1 meter nauwelijks sprake zijn van remming daar het gemiddelde vochtgehalte nog vrijwel gelijk is aan het verzadigingsgehalte. Het nadeel van een zuurstofhoudende diffusieremmende laag is dat mobilisatie van zware metalen op kan treden;
- Een zo dik mogelijke isolatie met behulp van een materiaal als klei is zinvol omdat daardoor een adsorptiecapaciteit ontstaat en bovendien de concentratiegradiënt afneemt, zodat de verspreiding wordt vertraagd;
- Aanvullende isolatie met behulp van voorzieningen met een beperkte levensduur hebben vanuit het oogpunt van verspreiding in het grondwater niet veel zin omdat de verspreiding zich afspeelt op een tijdschaal van millennia. Voor het opvangen van consolidatiewater kan dit soort constructies zinvol zijn;
- Het bergen van de meest verontreinigde specie in de kern van het depot heeft een zeer lichte daling van de concentraties onder het depot en van de flux uit het depot tot gevolg. Dit wordt voornamelijk veroorzaakt doordat de kwaliteit van de overige specie door afscheiding van de meest verontreinigde specie licht verbetert.
- Het gevaar van de verspreiding van zware metalen is bij een droog depot veel groter dan bij een nat depot, omdat er bij een droog depot een veel grotere kans is dat een deel van de specie geoxideerd raakt.
- De flux uit een depot is bij de BI veel hoger als bij de MMI. Voor de kwantificering van dit effect wordt naar de conclusies van hoofdstuk 6 verwezen.
- Ten opzichte van de nulsituatie zal het effect van de specie op de grondwaterkwaliteit bij een depot vermoedelijk geringer zijn. Het is echter moeilijk dit verschil goed te kwantificeren. Wel is het potentieel beïnvloede gebied bij de nulsituatie duidelijk groter dan bij een depot.

8 Literatuur

- Bakker T., de Vrieze A.G.M., 1990
 LAWABO-PC versie 1.2
 Dienst Binnenwateren/Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling, Lelystad
 DGV-TNO, 1974
 Grondwaterkaart van Nederland; voorlopige resultaten geohydrologische verkenning Roerdalslenk. Kaartbladen 57 Oost, 58 West en 58 Oost.
 DGV-TNO, Delft
- DHV, 1992
 MER Ontgroning en (her)inrichting in het gebied Linne-Osen, deelrapport Geohydrologie, dossier E-1973.2-1.001
 DHV, Amersfoort
- Douben N.S.M., Silva W., 1992
 Toekomstige kwaliteit en hoeveelheid onderhoudsspecie Limburg; Onderzoek naar de toekomstige waterbodempkwaliteit in het beheersgebied van de directie en provincie Limburg (Notanr. 92.046).
 RIZA, Arnhem/Lelystad
- Geologisch Bureau Heerlen, 1985 en DGV-TNO, 1986
 Grondwaterplan Limburg
- Gerrits, H.J., W. van Ellen, M.P.J.M. Kroot en N.M. de Rooij, 1992
 Verspreidingsberekeningen speciedepot Hollandsch Diep (T842)
 Waterloopkundig Laboratorium, Delft
- Gerrits, H.J., W. van Ellen en N.M. de Rooij, 1993
 Verspreiding van verontreinigingen naar het grondwater voor slibdepots in het Ketelmeergebied, aanvullende berekeningen (concept)
 Waterloopkundig Laboratorium, Delft
- Gerrits, H.J. en N.M. de Rooij, 1994
 Handleiding STYXZ 5.00
 Waterloopkundig Laboratorium, Delft
- Heidemij Advies, 1994a
 MER Baggerspeciedeponie Limburg, Basisrapport 1, aanbodsvarianten (concept) (nr. 639/AA92/A508/05943C)
 Heidemij Advies, Arnhem
- Heidemij Advies, 1994b
 MER Baggerspeciedeponie Limburg, Basisrapport 3, inrichtingsvarianten (concept) (nr. 639/AA92/A669/05943C)
 Heidemij Advies, Arnhem
- IWACO, 1992
 Hydrologische Systemanalyse Noord- en Midden-Limburg, Opzet en Calibratie grondwatermodel, rapportnr. 332.1200
 IWACO, 's-Hertogenbosch
- Mann, M.A.M., 1988
 Consolidatie van baggerspecie in het Lateraalkanaal Linne-Buggenum (Werkdocument nr. 88.047X)
 RIZA, Lelystad
- Meijers G.G.A., 1992
 Emissies van microverontreinigingen naar het grondwater: een vergelijking tussen baggerspeciedepots en gesaneerde waterbodems (notanr. 92.043)
 RIZA, Lelystad
- Meijers, G.G.A., 1992
 Gevoeligheidsanalyse van het specielaagmodel van OPRHEUS (in voorbereiding)
 RIZA, Lelystad
- Meijers, G.G.A., 1993
 Consolidatieberekeningen ten behoeve van het MER Baggerspeciedeponie Limburg (in voorbereiding)
 RIZA, Arnhem
- Ministerie van Verkeer en Waterstaat, 1991
 Projectgroep speciedepots; werkgroep referentie-ontwerp speciedepot; 1° concept tussenrapport
 Bouwdienst RWS, Utrecht
- Ministerie van Verkeer en Waterstaat, 1993
 Projectgroep speciedepots; werkgroep referentie-ontwerp speciedepot; samenvatting 2° fase
 Bouwdienst RWS, Utrecht

- Oranjewoud, 1990
Hydrologische effectenstudie regionale winningen in de Provincie Limburg, proj.nr. 87-45429
- PBNA, 1987
Poly-technisch zakboekje. 42^e editie
PBNA, Arnhem
- Provincie Limburg, Zuiveringschap Limburg, Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, 1992
Richtlijnen Milieu-Effekt-Rapportage Baggerspeciedepot Limburg
- Provincie Limburg, 1991
Startnotitie MER baggerspeciedepot
- Provincie Limburg, 1992
Richtlijnen MER baggerspeciebergings Limburg
- Provincie Limburg, 1992
Actualisatie lokatiestudie baggerspeciedepot
- Rijks Geologische Dienst, 1994
Geologische inventarisatie rond enkele speciedepots in de Provincie Limburg
- RIZA en IGG TNO, 1991
NAGROM, deelrapport 6: Supra-regio 'Groot-Limburg', concept
- Rooij, N.M. de, R.Passchier, W. van Ellen, J. Streng en H.J. Gerrits, 1991a
Verspreiding van verontreinigingen naar het grondwater voor slibdepots in het Ketelmeergebied
Waterloopkundig Laboratorium, Delft
- Rooij, N.M. de en M.P.J.M. Kroot, 1991b
CHARON, user manual
Waterloopkundig Laboratorium, Delft
- Rooij, N.M. de, 1993
Beperking diffusie baggerspeciedepots, Verslag modelonderzoek (T843)
Waterloopkundig Laboratorium, Delft
- Rooijen, P. van, 1985
Grondwaterplan Limburg, Toelichting geohydrologische inventarisatie, Deel I: geohydrologische schematisering
Rijks Geologische Dienst, Heerlen
- Schuur, 1993
mondelinge mededeling (bureau PBI)
- Technische Commissie Grondwaterbeheer, 1992
Rapport ex artikel 17 van de grondwaterwet inzake een aanvraag om vergunning voor grondwateronttrekking door de N.V. Waterleiding Maatschappij Limburg (WML) in de gemeente Helden (GW2429/W-HV)
- Bloemendaal, S., C.M.L. Cornelissen en E.H. Lekahena, 1986
Grondwaterplan Limburg, Toelichting op de geohydrologische inventarisatie, deel 2
TNO, Delft
- Tweede Kamer, 1994
Beleidsstandpunt berging baggerspecie
Tweede Kamer, vergaderjaar 1993-1994 23 450 nr 1
- VROM, 1989
Derde Nota Waterhuishouding; Water voor nu en later
Ministerie van Verkeer en Waterstaat; ministerie van VROM en het ministerie van Landbouw en Visserij. Tweede Kamer, vergaderjaar 1988-1989, 21 250, nrs. 1 en 2
- WL, 1989
ORPHEUS, modelinstrumentarium voor onderzoek naar de effecten van de berging van specie in diepe zandwinputten, handleiding
Waterloopkundig Laboratorium, Delft
- WL, 1990
Modellering van Ca^{2+} in grondwater fase 4 (T108)
Waterloopkundig Laboratorium, Delft
- WL, 1991a
Verspreiding verontreiniging uit baggerspeciedepots naar het grondwater, concept
Waterloopkundig Laboratorium, Delft
- WL, 1991b
ORPHEUS-rivierengebied, Verslag onderzoek fase II: effect berekeningen
Waterloopkundig Laboratorium, Delft

WL, 1992

Verspreidingsberekeningen speciedepot Averijhaven (T1057)

Waterloopkundig Laboratorium, Delft

WL/RIZA, 1993

MER Baggerspeciedeponie Limburg, Basisrapport 4 (concept): geohydrologie en emissie-berekeningen (T979)

Waterloopkundig Laboratorium, Delft

WL, RIZA, Grondmechanica Delft en TNO-gg, 1994

Onderzoek Watersnood Maas, deelrapport 7 Geohydrologische aspecten

Wolters-Noordhoff Atlasproducties, 1987

Grote Topografische Atlas van Nederland 1:50.000, deel 4: Zuid Nederland

9 Begrippenlijst

adsorbens	:	Een vaste stof die in staat is verbindingen uit een oplossing aan zijn oppervlak te binden.
adsorberen	:	Het verschijnsel dat vaste stoffen opgeloste verbindingen aan hun oppervlakte kunnen binden.
adsorptie	:	Het proces van adsorberen.
adsorptiecapaciteit	:	Het adsorberend vermogen van een vaste stof, uitgedrukt in massa geadsorbeerd per massa adsorbens (zie ook CEC).
advectief transport	:	Transport van stoffen doordat het water waarin ze zijn opgelost of gesuspendeerd, getransporteerd wordt ten gevolge van een potentiaalverschil (zie ook convectief transport).
aëratie	:	Beluchten, het transport van gassen uit de atmosfeer naar water.
aëroob	:	Zuurstofhoudend.
alg	:	Een in het water zwevende plant (zie ook fytoplankton).
alkaliteit	:	De overmaat OH^- ionen t.o.v. H^+ ionen in oplossing. In de meeste watersystemen is alkaliteit in de vorm van HCO_3^- aanwezig t.g.v. reactie met CO_2 . Alkaliteit wordt beïnvloed door oplossings- en precipitatiereacties ($\text{CaCO}_3 + \text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{Ca}^{++} + 2\text{HCO}_3^-$) en door sommige redoxreacties ($\text{SO}_4^{2-} + 2\text{CH}_2\text{O} \rightarrow \text{H}_2\text{S} + 2\text{HCO}_3^-$).
amive	:	Anorganische microverontreinigingen.
anaëroob	:	Zuurstofloos.
anoxisch	:	Een milieu zonder oxydatoren; normaal wordt hier een zuurstof- en nitraatloos milieu onder verstaan. SO_4^{2-} , Fe^{3+} of CO_2 (methanogenese) zijn de oxydatoren.
aquatisch	:	Betrekking hebbend op water.
aromatische verbinding	:	Organische verbindingen die tenminste één benzeenring bevatten.
authigene mineralen	:	Mineralen die in het sediment zelf gevormd worden.
bacteriën	:	Eencellige organismen, die vooral belangrijk zijn bij de omzetting, van organische stoffen in hun componenten (zie mineralisatie).
bicarbonaat	:	De verbinding HCO_3^- (zie ook alkaliteit).
bioturbatie	:	Menging in de bodem door biologische activiteit (b.v. wormen).
BOD	:	Biological Oxygen Demand (identiek aan BZV).
BZV	:	Biologisch Zuurstof Verbruik (identiek aan BOD).
calciet	:	De vaste stof CaCO_3 , kalk.
calibratie	:	Het vaststellen van modelparameters door middel van ijking aan meetgegevens.
calibreren	:	Het proces van calibratie.
CEC	:	Cation exchange capacity: het adsorberend vermogen van een vaste stof (zie ook adsorptiecapaciteit).
chelaten	:	Organische verbindingen die complexen kunnen vormen met anorganische ionen.

vervolg begrippenlijst

chlorofyl	:	Een organische stof die voorkomt in fytoplankton, en aan de hand waarvan meestal fytoplanktonconcentraties bepaald worden.
COD	:	Chemical Oxygen Demand (identiek aan CZV).
coëfficiënt	:	Een getal dat in vergelijkingen wordt gebruikt en de intensiteit van een proces aangeeft, b.v. afbraakcoëfficiënt en sedimentatiecoëfficiënt.
colloid	:	Een gesuspendeerde vaste stof met zeer geringe afmetingen (< 0.45 micron).
complex	:	Een verbinding tussen enkelvoudige ionen ($\text{Cd}^{2+} + \text{HS}^- \rightarrow \text{CdHS}^+$)
complexatie	:	Het aangaan van complexe verbindingen.
complexerend	:	Het vermogen om complexe verbindingen te vormen.
component	:	Eenvoudige bestanddelen waaruit verbindingen kunnen worden gevormd. Ieder chemisch systeem kan opgebouwd gedacht worden uit een beperkt aantal componenten die een veelheid van verbindingen kunnen vormen (b.v. alle elementen van het periodiek systeem (103) kunnen een bijna oneindig aantal chemische verbindingen vormen).
concentratie	:	Een maat voor de hoeveelheid stof per volume. In de chemie worden meestal de eenheden gram/m^3 , mol/m^3 of molfractie gebruikt. Molfractie is het aantal molen van een stof op het totaal aantal molen in een fase.
conservatief	:	Een stof is conservatief, als alleen het transport bepalend is voor de optredende concentraties. Er treden geen chemische processen zoals precipitatie of adsorptie op, en de stof wordt niet afgebroken.
consolidatie	:	De zetting van een gestorte sliblaag, als gevolg van het eigen gewicht.
contaminant	:	Verontreiniging.
convectief transport	:	Zie advectief transport, in het oppervlaktewater wordt de term advectief transport gebruikt, in het grondwater convectief transport. Er is geen verschil.
CZV	:	Chemisch Zuurstof Verbruik (identiek aan COD).
denitrificatie	:	Het omzetten van nitraat in stikstofgas en gedeeltelijk in NH_4^+ . Dit proces verloopt alleen onder anaërobe omstandigheden. Ook in oppervlaktewater is het proces belangrijk, omdat nitraat naar de anaërobe bodem diffundeert, waar het gedenitrificeerd wordt.
desorptie	:	Het loslaten van geadsorbeerde verbindingen, het omgekeerde proces van adsorptie.

vervolg begrippenlijst

diagenese	:	De verandering van afgezette sedimenten onder invloed van (bio)chemische en fysische processen. Voor de chemische processen is de afbraak van organische stof de drijvende kracht. De processen die een rol spelen zijn vooral redoxreacties en oplos- en precipitatiereacties. Indien advectioneel transport plaatsvindt, kan ook afvoer van opgeloste verbindingen een belangrijk proces zijn.
diffusie	:	Het verschijnsel dat door moleculaire en/of turbulente bewegingen concentratiegradiënten ook in stilstaand water worden opgeheven. De opgeloste stof verdeelt zich in alle richtingen.
diffusiecoëfficiënt	:	De coëfficiënt die gebruikt wordt in de diffusievergelijking om het diffusieve transport van stoffen ten gevolge van een gradiënt te berekenen.
dionen	:	Afbraakprodukten van PAK's bestaande uit een alkaanketen van variabele lengte, met eraan gebonden 2 zuurstofstromen.
dispersie	:	Het transport van stoffen als resultaat van advectioneel en moleculaire en turbulente diffusie, voor zover niet door de gehanteerde vergelijkingen beschreven. De grootte van de dispersie hangt dus af van de wijze waarop het systeem beschreven wordt. (B.v. bij een meer dat in drie segmenten wordt verdeeld, is de advectioneel het transport door de netto stroming tussen de segmenten. Het transport van stoffen ten gevolge van de stroming door windinvloeden, die geen netto watertransport teweegbrengt, wordt dispersie genoemd).
dissociatiereactie	:	De reactie waarbij een complex zich splitst in zijn samenstellende bestanddelen (b.v. $\text{HCO}_3^- \rightarrow \text{H}^+ + \text{CO}_3^{2-}$).
dissolutie	:	Oplossen van precipitaten.
DOC	:	Dissolved Organic Carbon.
ecosysteem	:	De verzameling van alle levende organismen, voorkomend in een bepaald systeem, met hun onderlinge relaties en de relaties met de dode omgeving.
ecotoxicologie	:	De wetenschap die zich bezig houdt met vergiftigingsverschijnselen in een ecosysteem.
Eh	:	Maat voor redoxpotentiaal.
electronacceptor	:	Een stof die elektronen kan opnemen, een oxydator b.v. O_2 ($\text{O}_2 + 4\text{e}^- + 2\text{H}^+ \rightarrow 2\text{OH}^-$).
electrondonor	:	Een stof die elektronen kan afgeven, een reductor.
electronen	:	Negatief geladen deeltjes die een onderdeel vormen van atomen. In reactievergelijkingen komen naast atomen, moleculen en ionen ook elektronen voor ($2\text{H}^+ + 2\text{e}^- \rightarrow \text{H}_2$). Zoals H^+ -ionen of protonen een essentieel onderdeel vormen in hydrolyse- en redoxreacties, zo vormen elektronen een essentieel onderdeel bij redoxreacties.
eutroof	:	Goed van voedingsstoffen voorzien, de term wordt gebruikt voor meren die zo belast worden met nutriënten, zoals stikstof en fosfor, dat excessieve algengroei optreedt.

vervolg begrippenlijst

evenwicht	:	De situatie waarin geen verandering van toestandsgrootheden in de tijd optreedt.
exotherm	:	Energie leverend, bij een exotherme reactie komt warmte vrij.
fulvine	:	Groep van organische verbindingen die vooral gevormd wordt bij afbraak van organisch materiaal dat door fotosynthese is ontstaan.
Gibbs-energie	:	Een intrinsieke eigenschap van een stof. De verschillen in Gibbs-energie tussen stoffen reflecteren de verschillen in stabiliteit. Hoe lager de Gibbs-energie van een verbinding, des te stabiel is de verbinding. De Gibbs-energie (G) kan worden afgeleid uit twee andere intrinsieke grootheden: de enthalpie (H), de entropie (S) en de temperatuur (T) volgens: $G = H - T.S$. Gibbs-energiën zijn niet absoluut meetbaar, alleen verschillen tussen de Gibbs-energie van producten en reactanten bij een reactie zijn meetbaar.
gradiënt	:	De verandering van de waarde van een variabele in afstand of in tijd.
HCH	:	Hexa Chloor hexeen.
humus	:	Organische verbindingen die geproduceerd worden bij de afbraak van plantenmateriaal. Het zijn veelal macromoleculen die slecht afbreekbaar zijn.
hydrofoob	:	Watervrezend, verschijnsel dat organische stoffen slecht in water oplossen en zich bij voorkeur aan andere stoffen hechten.
hydrostatische druk	:	De druk door het gewicht van een kolom water.
hydroxyde	:	Een verbinding met OH^- (bijvoorbeeld: $\text{Fe}^{3+} + 3\text{OH}^- \rightarrow \text{Fe}(\text{OH})_3$)
initieel	:	Betrekking hebbend op de begintoestand.
interstitieel	:	Het er zich tussen bevindende, gebruikt voor water tussen de bodemdeeltjes.
kinetiek	:	De beschrijving van de snelheid van processen.
Koc	:	Organisch-koolstof partiticoëfficiënt
kooldioxide	:	De verbinding CO_2 .
ligands	:	Verbinding die complexen kan vormen, meestal met kationen.
log K	:	De logaritme van de evenwichtsconstante van een reactie.
log ksp	:	De logaritme van het oplosbaarheidsproduct van een stof (bijv. van calcië).
lutum	:	Deeltjes $< 2 \mu\text{m}$.
mackinawiet	:	Verschijningsvorm van enigszins kristallijn FeS .
macrochemie	:	Die chemische processen die andere chemische reacties kunnen beïnvloeden.
macrocomponenten	:	De componenten die door hun hoge concentratie in staat zijn de chemische processen wezenlijk te beïnvloeden.
marien	:	Op de zee betrekking hebbend.
MER	:	De procedure voor de milieu effect rapportage

vervolg begrippenlijst

MER	:	Het Milieu Effect Rapport
meq	:	Afkorting van milligram equivalent, bij alkaliteit de hoeveelheid alkaliteit gelijk aan een milligrammol OH^- .
methaan	:	De verbinding CH_4 .
methanogenese	:	De vorming van methaan uit organische stof. Dit proces treedt op nadat oxydatoren als O_2 , NO_3^{2-} , SO_4^{2-} , Fe^{3+} zijn uitgeput. De reactie verloopt volgens: $2 \text{CH}_2\text{O} \rightarrow \text{CO}_2 + \text{CH}_4$.
microbieel	:	Teweggebracht door bacteriën.
microchemie	:	Die chemische processen die door de geringe kwantiteit van de deelnemende verbindingen niet in staat zijn andere chemische processen te beïnvloeden.
microverontreinigingen	:	Verontreinigingen die in lage concentraties voorkomen
mobiliteit	:	Beweegbaarheid of transporteerbaarheid, dit is afhankelijk van oplosbaarheid en advectieve of dispersieve stroming.
modelleren	:	Het met behulp van een model beschrijven van processen en/of relaties.
nitrificeren	:	Het omzetten van ammonium, NH_4^+ in nitraat, NO_3^- . Deze reactie verloopt alleen in zuurstofhoudend milieu.
omive	:	Organische microverontreinigingen.
oxydatie	:	Een reactie waarbij electronen worden opgenomen. Deze reactie gaat altijd samen met een reductie.
oxydator	:	Verbinding die in een oxydatie-reductiereactie electronen opneemt (zie electronacceptor).
particulair	:	Materiaal dat zich in vaste deeltjes bevindt (gesuspendeerd).
partitiecoëfficiënt	:	Verhouding tussen vaste-stofconcentratie en opgeloste stofconcentratie. De partitiecoëfficiënt wordt gebruikt om bij lineaire adsorptie de vaste en opgeloste concentratie bij gegeven totaalconcentratie te berekenen (zie ook verdelingscoëfficiënt).
PCB	:	Poly Chloor Biphenyl.
PCP	:	Penta Chloor Phenol.
pH	:	Negatieve logaritme (grondtal 10) van de H^+ -ionenactiviteit. Maat voor de zuurgraad.
POC	:	Particulate Organic Carbon
poriënwater	:	Het water wat zich tussen bodem- of slibdeeltjes bevindt.
porositeit	:	Het gedeelte van het grond- of bodemvolume dat niet door vaste stof wordt ingenomen.
ppb	:	Afkorting voor parts per billion (deeltjes per miljard of 10 ⁻⁷ procent, b.v. microgram per kilogram).
ppm	:	Afkorting voor parts per million (deeltjes per miljoen of 10 ⁻⁴ procent, b.v. milligram per kilogram).
precipitaten	:	Vaste fasen die vanuit een oplossing zijn gevormd.
precipiteren	:	Het vormen van precipitaten.
quinonen	:	Afbraakprodukten van PAK's, bestaande uit een of meerdere benzeenringen, met eraan gebonden 2 zuurstofatomen.

vervolg begrippenlijst

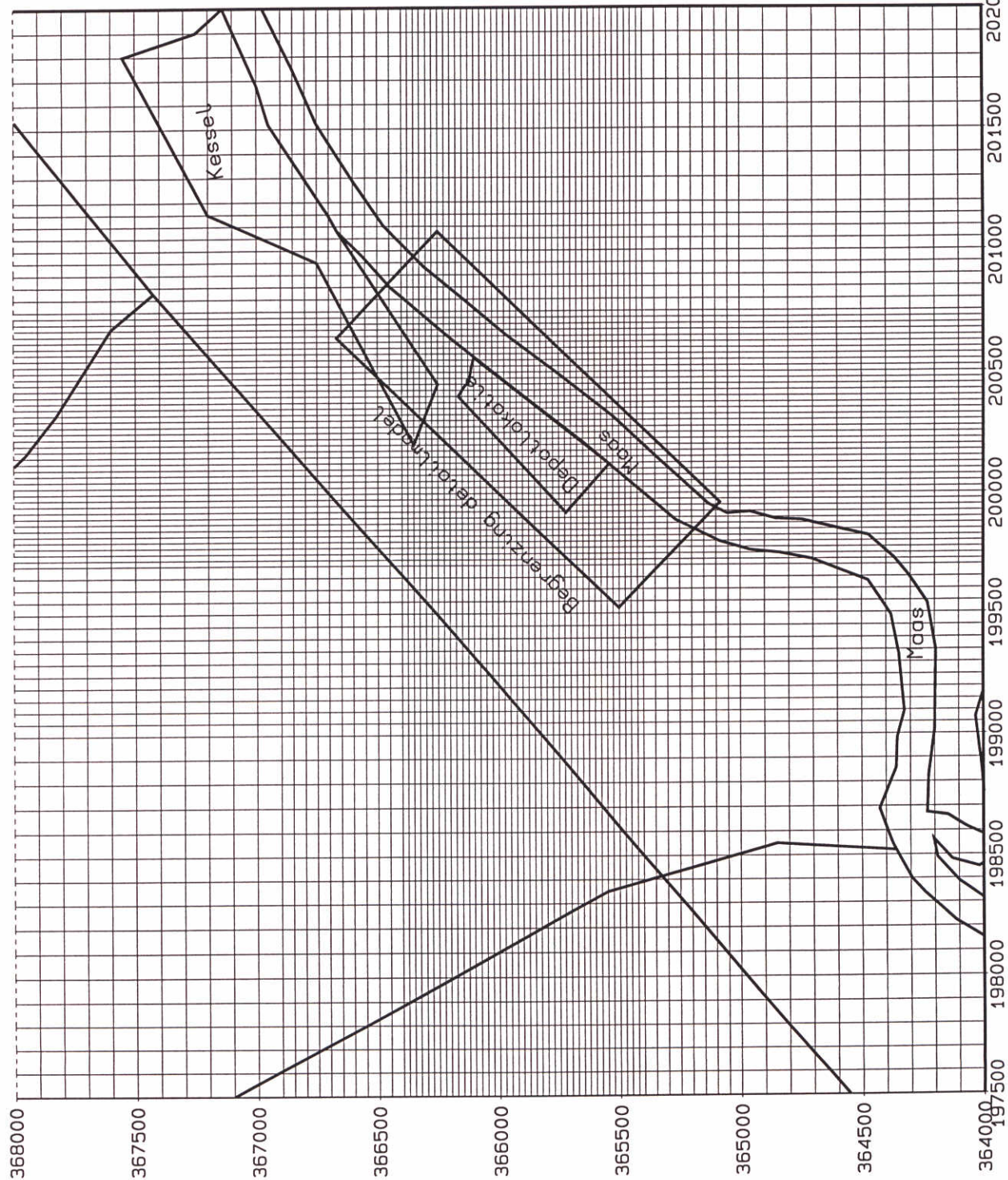
reaëratie	:	Aëratie in natuurlijke systemen, de term aëratie wordt vooral voor kunstmatige beluchting toegepast.
redoxpotentiaal	:	Maat voor de oxydatietoestand, hoge redoxpotentiaal is oxyderend, lage redoxpotentiaal is reducerend. Het nulniveau is gedefinieerd als de toestand waarbij gelijke concentraties H^+ en H_2O aanwezig zijn.
redoxreacties	:	Reacties waarbij oxydatie en reductie een rol spelen.
reductie	:	De reactie waarbij elektronen worden afgegeven. Deze reactie gaat altijd gepaard met een oxydatiereactie.
respiratie	:	Ademhaling, het omzetten van organische verbindingen met zuurstof in kooldioxide, ten einde energie te verkrijgen.
resuspensie	:	Het vanuit de bodem opnieuw in suspensie gaan van vast materiaal.
saliniteit	:	Zoutgehalte, ook wel gebruikt om fractie zeewater aan te duiden.
sediment	:	De zich onder de waterkolom bevindende vaste bodem.
sedimenteren	:	Het bezinken van gesuspendeerd materiaal.
solid solution	:	In het kristalrooster van een bepaalde stof kunnen andere, stofvreemde ionen worden opgenomen. Hierdoor wijkt de chemische samenstelling van het kristal af van de samenstelling van de zuivere stof (bijv. Cd^{2+} wordt opgenomen in het kristalrooster van ZnS).
speciatie	:	Het voorkomen van componenten in verschillende verbindingen.
steady state	:	Schijnbare evenwichtssituatie. Toestand waarin de aanvoerende processen juist door de afvoerende processen gecompenseerd worden.
stratificatie	:	Het verschijnsel dat de waterkolom is opgebouwd uit twee of meer lagen met een verschil in dichtheid. Oorzaken zijn verschillen in zoutgehaltes, of in temperatuur. Over de verschillende lagen vindt sterk verminderde menging plaats.
sulfiden	:	Verbindingen met het negatiefgeladen zwavel-ion (S^{2-})
turbulentie	:	Wervels in het water die transport veroorzaken.
verdelingscoëfficiënt	:	Coëfficiënt die aangeeft hoe een opgeloste verbinding zich over vloeistof en vaste stof, waaraan de verbinding kan adsorberen, verdeelt (eenheid: mg/kilogram ads. mg/liter opl. > liter/kilogram) (zie ook partiticoëfficiënt).
worst case	:	Een benadering bij modelleren, waarbij niet getracht wordt de echte toestand te berekenen, maar de slechtst mogelijke toestand. Voor O_2 betekent dit veelal de laagst mogelijke concentratie, terwijl voor toxische stoffen dit de hoogst mogelijke is. Deze benadering wordt toegepast als er grote onzekerheid over de invoergegevens bestaat, waarbij dan de slechtst mogelijke combinatie wordt gekozen. Als de resultaten van deze modelberekeningen geen problemen opleveren, kunnen ondanks de onzekerheden toch veilige conclusies worden getrokken.

FIGUREN

Lijst van Figuren

- Figuur 5.1 Horizontale discretisatie modelgebied Kessel
- Figuur 5.2 Horizontale discretisatie modelgebied Laakerweerd
- Figuur 5.3 Horizontale discretisatie modelgebied Osen I
- Figuur 5.4 Horizontale discretisatie modelgebied Molengreend
- Figuur 5.5 Horizontale discretisatie modelgebied Groeve Vergoossen
- Figuur 5.6a Opstuwing in eerste watervoerende pakket na vullen depot, Kessel
- Figuur 5.6b Opstuwing in Formatie van Breda na vullen depot, Kessel
- Figuur 5.7 Verticale opdeling detailmodel Kessel
- Figuur 5.8 Horizontale discretisatie submodel Kessel
- Figuur 5.9a Opstuwing in bovenste deel van het eerste watervoerende pakket na verdieping plas Laakerweerd (klei)
- Figuur 5.9b Opstuwing in bovenste deel van het eerste watervoerende pakket na verdieping plas Laakerweerd (zand)
- Figuur 5.10a Opstuwing in bovenste deel van het eerste watervoerende pakket na vullen depot Laakerweerd (klei)
- Figuur 5.10b Opstuwing in bovenste deel van het eerste watervoerende pakket na vullen depot Laakerweerd (zand)
- Figuur 5.11 Verticale opdeling detailmodel Laakerweerd
- Figuur 5.12 Horizontale discretisatie submodel Laakerweerd
- Figuur 5.13 Verticale opdeling detailmodel Osen I
- Figuur 5.14 Horizontale discretisatie submodel Osen I
- Figuur 5.15 Opstuwing in bovenste deel van het watervoerende pakket na uitbaggeren plas Osen I
- Figuur 5.16 Opstuwing in bovenste deel van het watervoerende pakket na vullen depot Osen I
- Figuur 5.17 Verticale opdeling detailmodel Molengreend
- Figuur 5.18 Opstuwing in bovenste deel van het watervoerende pakket na uitdiepen plas Molengreend
- Figuur 5.19 Opstuwing in bovenste deel van het watervoerende pakket na vullen depot Molengreend

- Figuur 6.1 Flux uit de onderzijde van het depot bij een kwel van 10 of 7.5 mm/j en een horizontale str. van 10 m/j
- Figuur 6.2 Flux uit de MMI bij een kwelflux van 10 mm/jaar bij aan- en afwezigheid van de meest verontreinigde specie
- Figuur 6.3 Concentratieprofiel (fen) bij de MMI bij aan- of afwezigheid van de meest verontreinigde specie (kwel 10 mm/j)
- Figuur 6.4 Concentratieverloop bij LAGEN1
- Figuur 6.5 Concentratieverloop bij LAGEN2
- Figuur 6.6 Concentratieverloop bij LAGEN3
- Figuur 6.7 Concentratieverloop bij LAGEN4
- Figuur 6.8 Concentratieverloop bij LAGEN5
- Figuur 6.9 Ontbreekt
- Figuur 6.10 Verspreiding bij de lokatie Laakerweerd (zand)
- Figuur 6.11 Verspreiding bij de lokatie Laakerweerd (zand)
- Figuur 6.12 Fenantreenflux uit lokatie Laakerweerd (met zandlaag) in g/ha/j bij de BI en de MMI
- Figuur 6.13 Tot boven de norm verontreinigd volume bij lokatie Laakerweert (zand)
- Figuur 6.14 Verspreiding bij de lokatie Laakerweerd (klei)
- Figuur 6.15 Verspreiding bij de lokatie Laakerweerd (klei)
- Figuur 6.16 Fenantreenflux uit lokatie Laakerweerd (met kleilaag) in g/ha/j bij de BI en de MMI
- Figuur 6.17 Tot boven de norm verontreinigd volume bij lokatie Laakerweert
- Figuur 6.18 Verspreiding bij de lokatie Molengreend, BI, WVP1
- Figuur 6.19 Verspreiding bij de lokatie Molengreend, BI, WVP2
- Figuur 6.20 Fenantreenflux uit lokatie Molengreend in g/ha/j bij de BI en de MMI
- Figuur 6.21 Tot boven de norm verontreinigd volume bij lokatie Molengreend
- Figuur 6.22 Verspreiding bij de lokatie Ossen, WVP1, BI
- Figuur 6.23 Verspreiding bij de lokatie Ossen, WVP2, BI
- Figuur 6.24 Fenantreenflux uit lokatie Osen I in g/ha/j bij de BI en de MMI
- Figuur 6.25 Tot boven de norm verontreinigd volume bij lokatie Osen
- Figuur 6.26 Verspreiding bij de lokatie Kessel, WVP, BI
- Figuur 6.27 Verspreiding bij de lokatie Kessel, BI, Breda
- Figuur 6.28 Fenantreenflux uit lokatie Kessel in g/ha/j bij de BI en de MMI
- Figuur 6.29 Tot boven de norm verontreinigd volume bij lokatie Kessel



FIGUUR 5.1

Horizontale discretisatie modelgebied Kessel

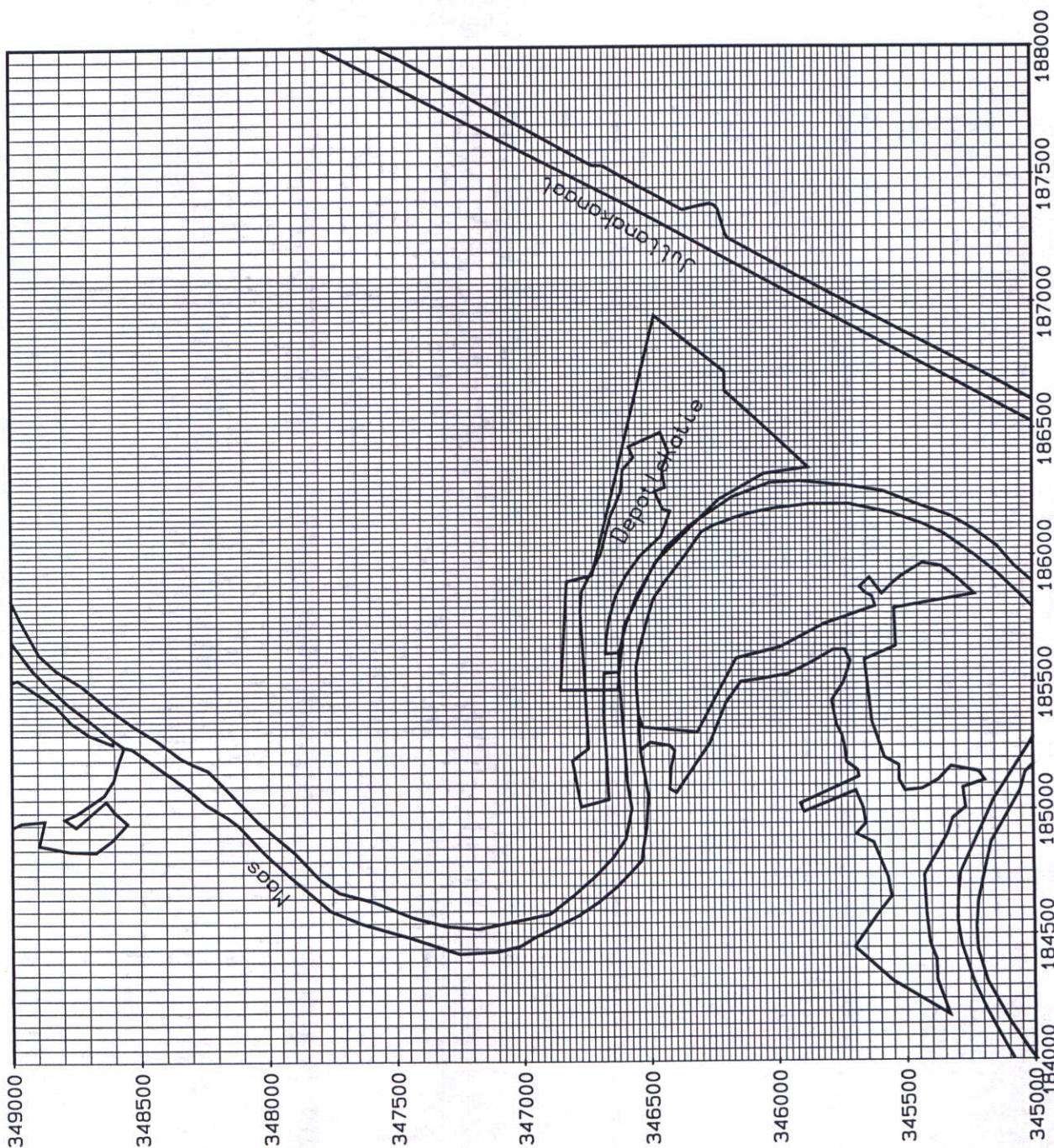
MODGRID

T1389

schaal 1 : 25.000

DELFT HYDRAULICS

KESSEL



FIGUUR 5.2
Horizontale discretisatie modelgebied Laakerweerd

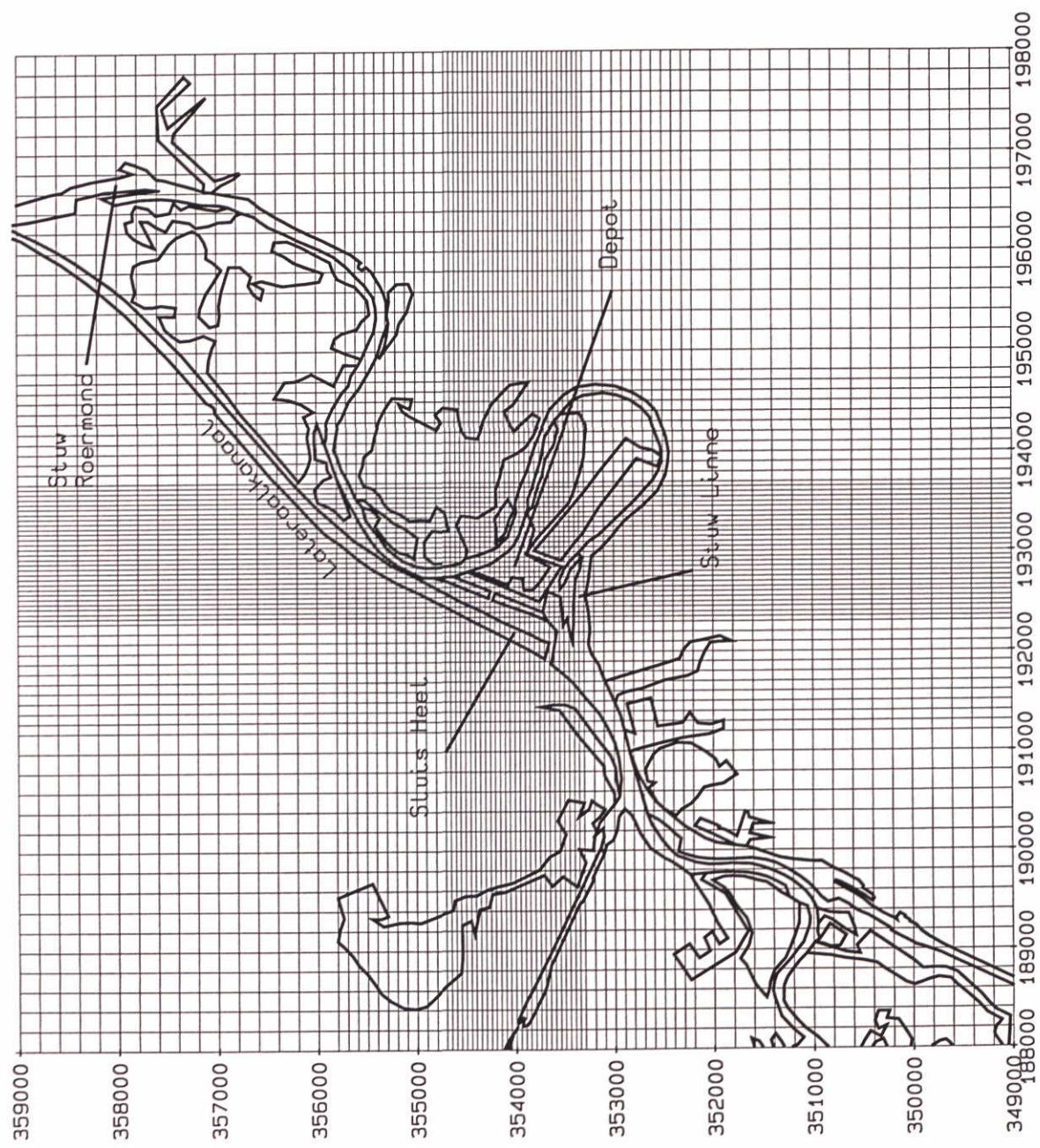
MODGRID

T1389

school 1:25.000

DELFT HYDRAULICS

LAAKERWEERD



FIGUUR 5.3
Horizontale discretisatie modelgebied Osen I

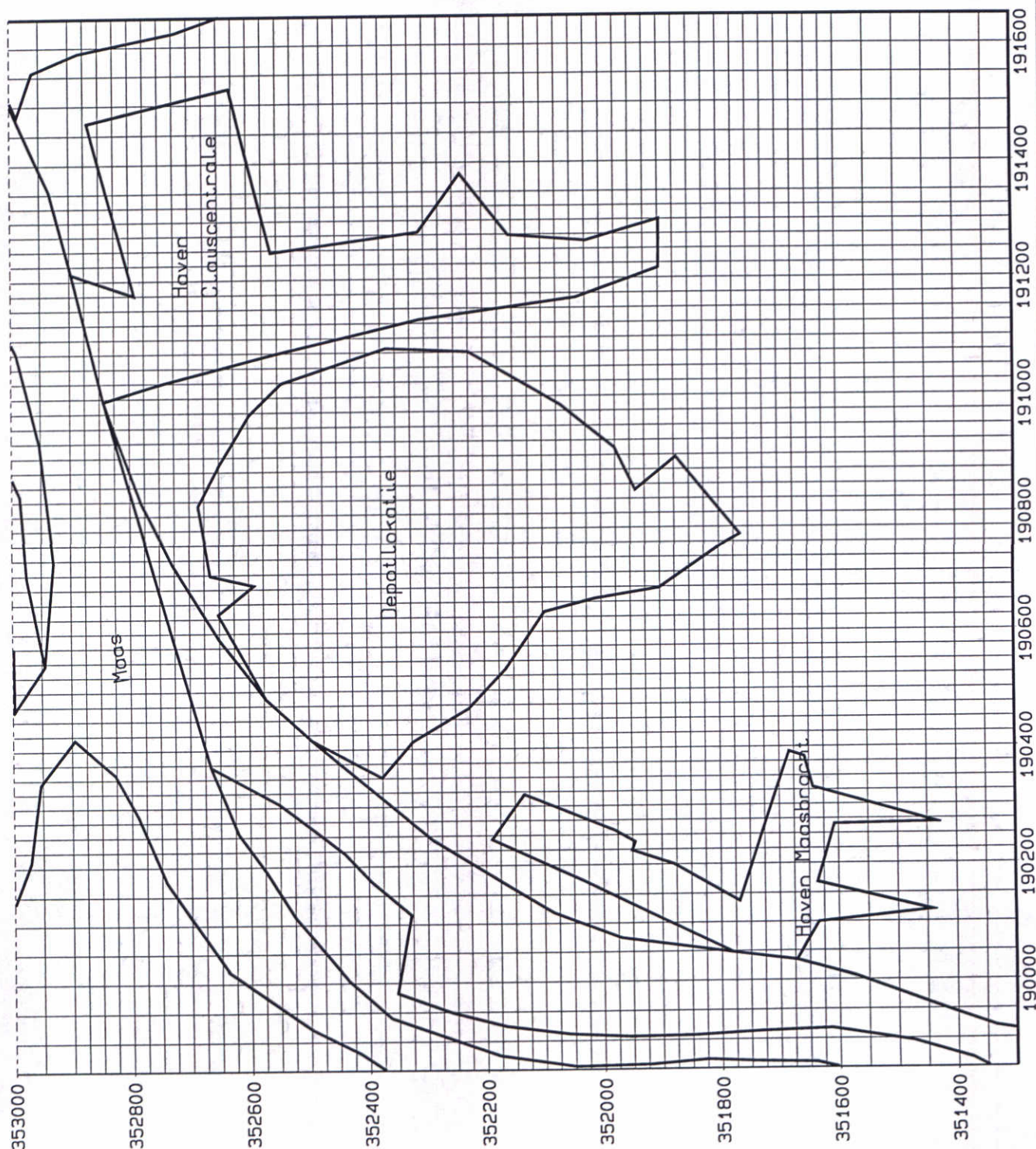
MODGRID

T1389

1:66.667

DELFT HYDRAULICS

OSEN



MOLENGREEND

FIGUUR 5.4

Horizontale discretisatie modelgebied Molengreend

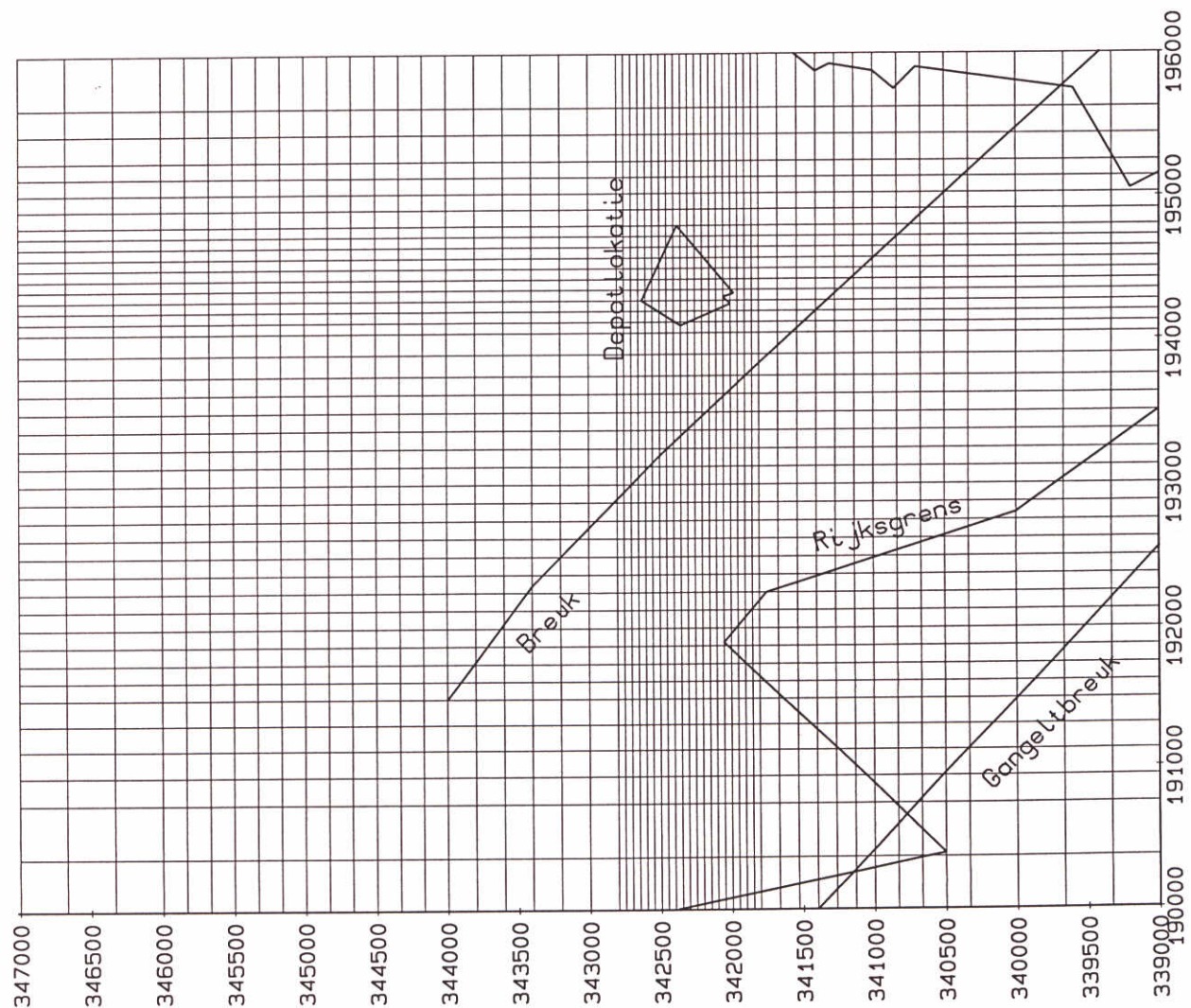
MODGRID

T1389

schaal 1 : 10.000

DELFT HYDRAULICS

MOLENGREEND



FIGUUR 5.5

Horizontale discretisatie modelgebied Groeve
Vergoossen

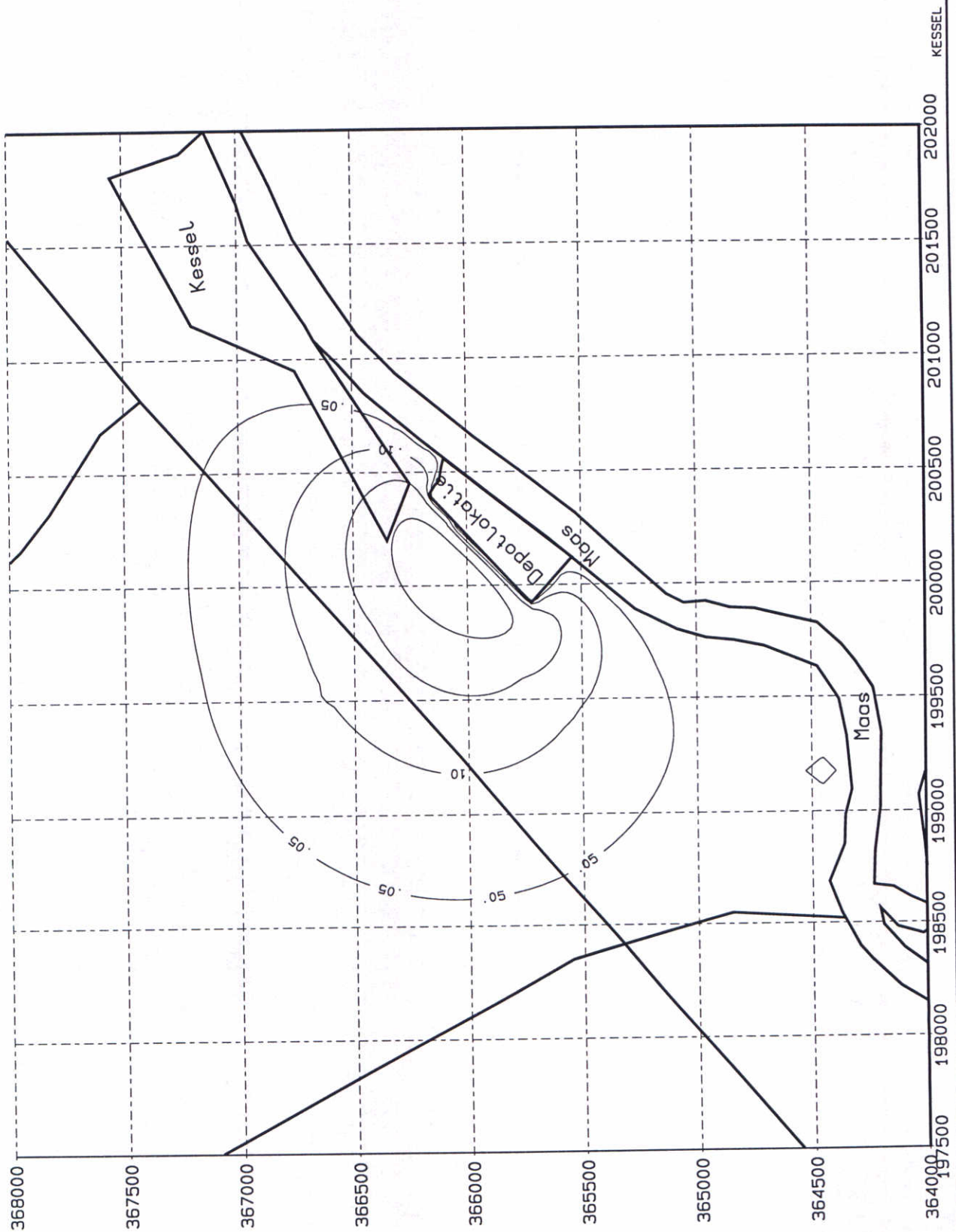
MODGRID

T1389

schaal 1 : 50.000

DELFT HYDRAULICS

VERGOOSSEN



FIGUUR 5.6a

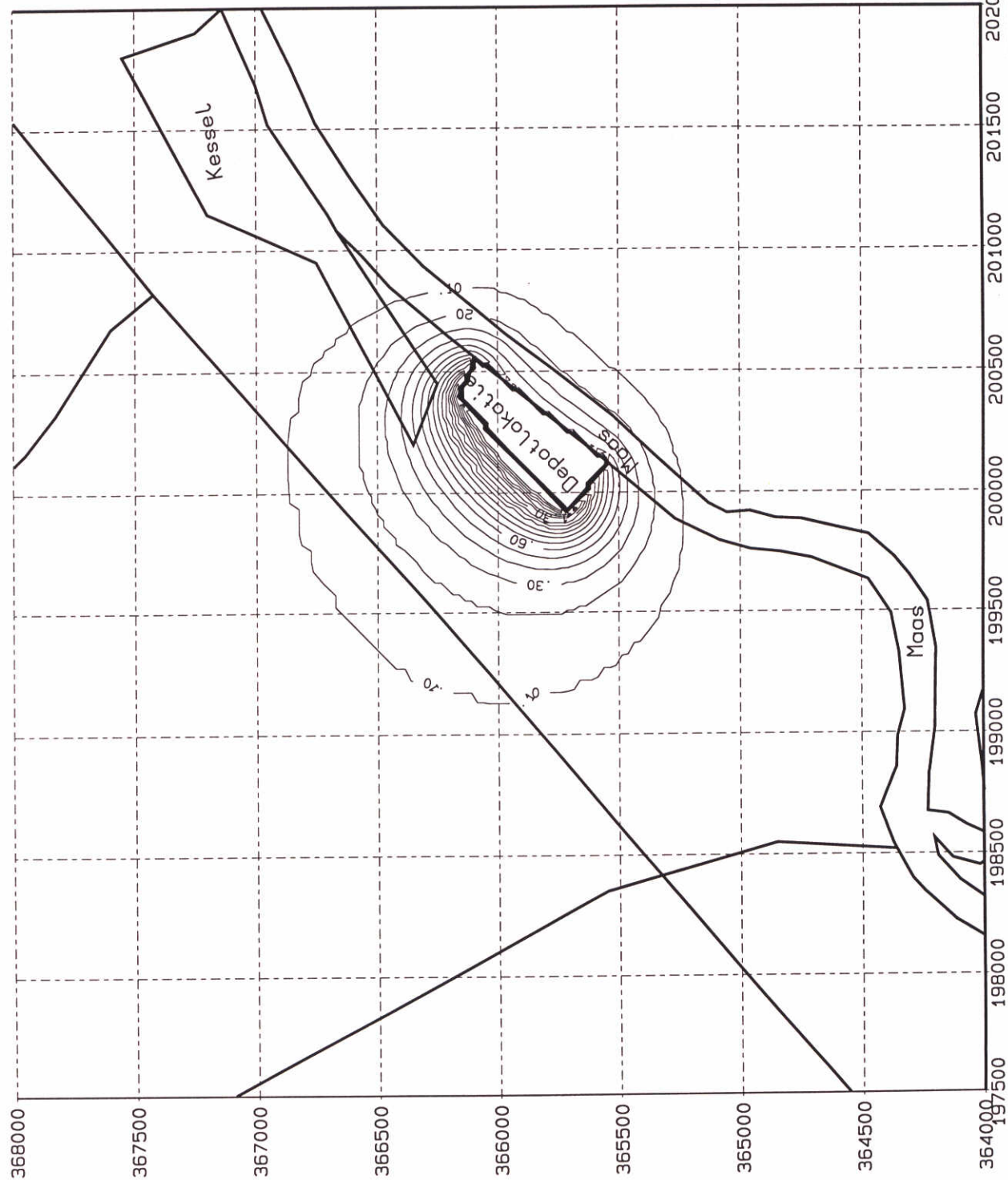
Opstuwung in eerste watervoerende pakket
na vullen depot

MODGRID

T1389

schaal 1 : 25.000

DELFT HYDRAULICS



FIGUUR 5.6b

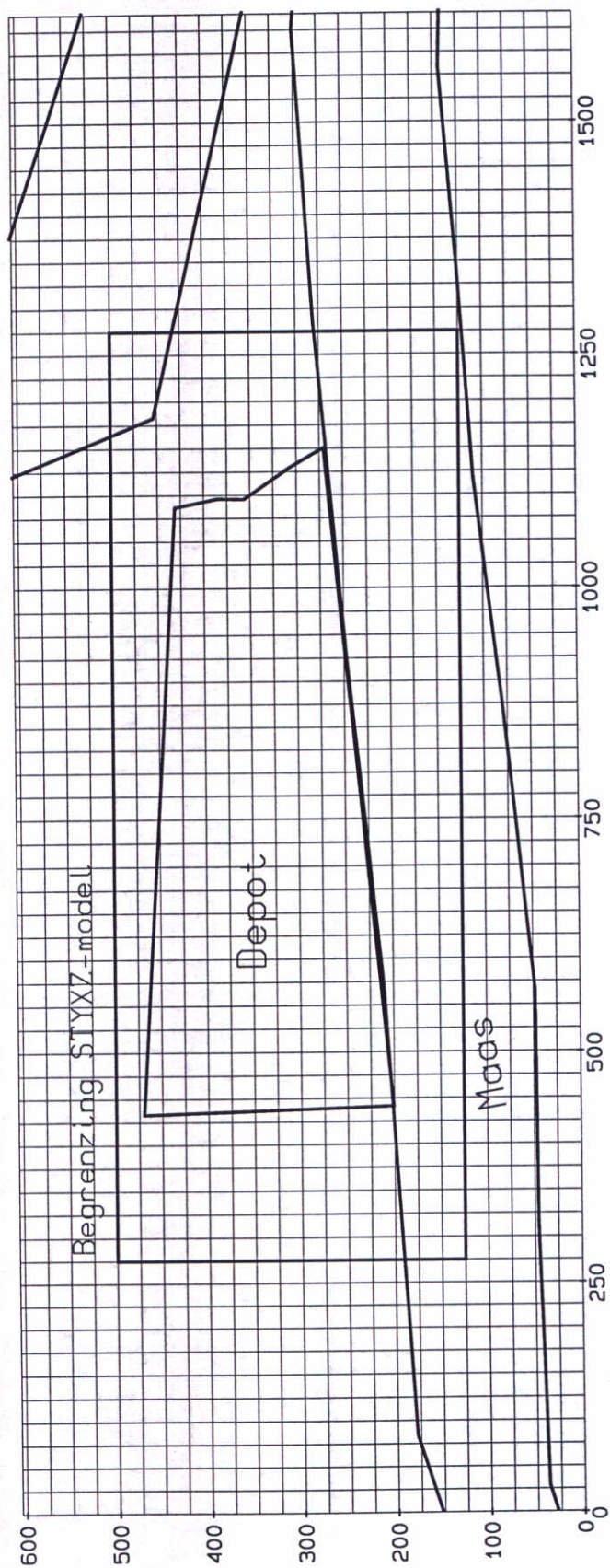
Opstuwing in formatie van Breda na vullen depot

MODGRID

T1389

schaal 1 : 25.000

DELFT HYDRAULICS

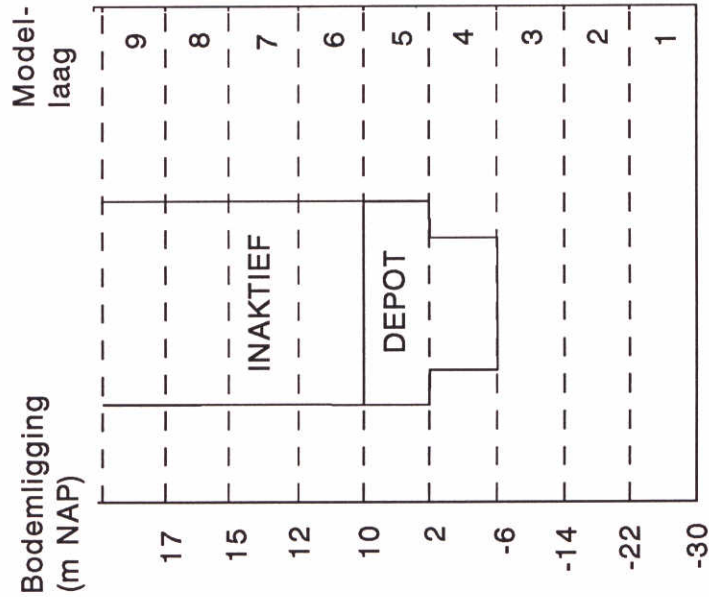


FIGUUR 5.7
Horizontale discretisatie submodel Kessel

MODGRID T1389

school 1:7.500

SCHEMATISATIE LOKALE MODEL



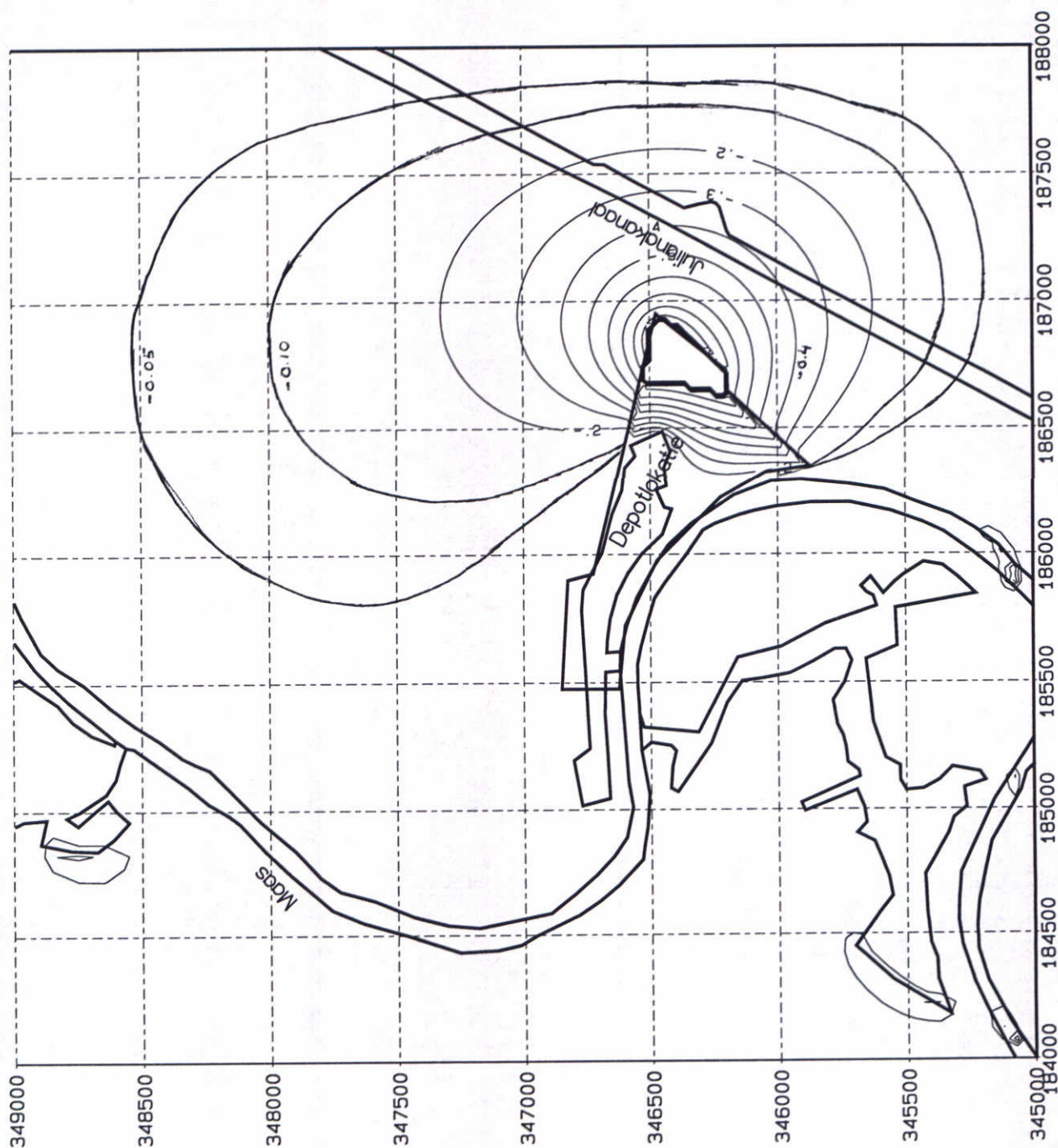
SCHEMATISATIE REGIONALE MODEL

DEKLAAG (LAAG 9)

WATERVOERENDE PAKKET
(LAAG 6 T/M 8)

BREDA
(LAAG 1 T/M 5)

Figuur 5.8 Verticale opdeling detailgebied Kessel



FIGUUR 5.9a

Opstuwung in bovenste deel van het eerste water-
voerende pakket na uitbreiding plas (KLEI)

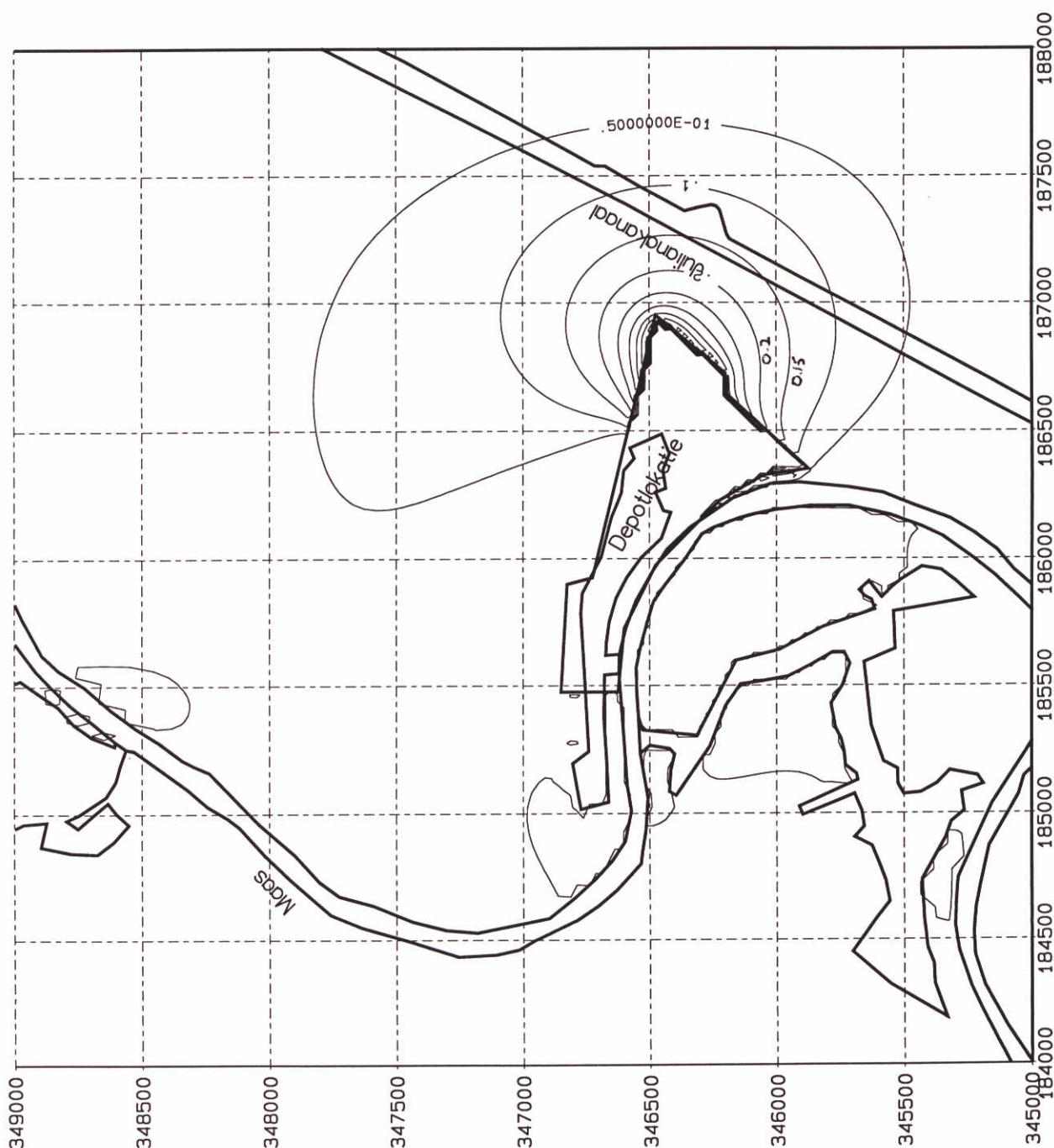
MODGRID

T1389

schaal 1 : 25.000

DELFT HYDRAULICS

LAAKERWEERD



FIGUUR 5.9b

Opstuwing in bovenste deel van het eerste water-
voerende pakket na uitbreiding plas (ZAND)

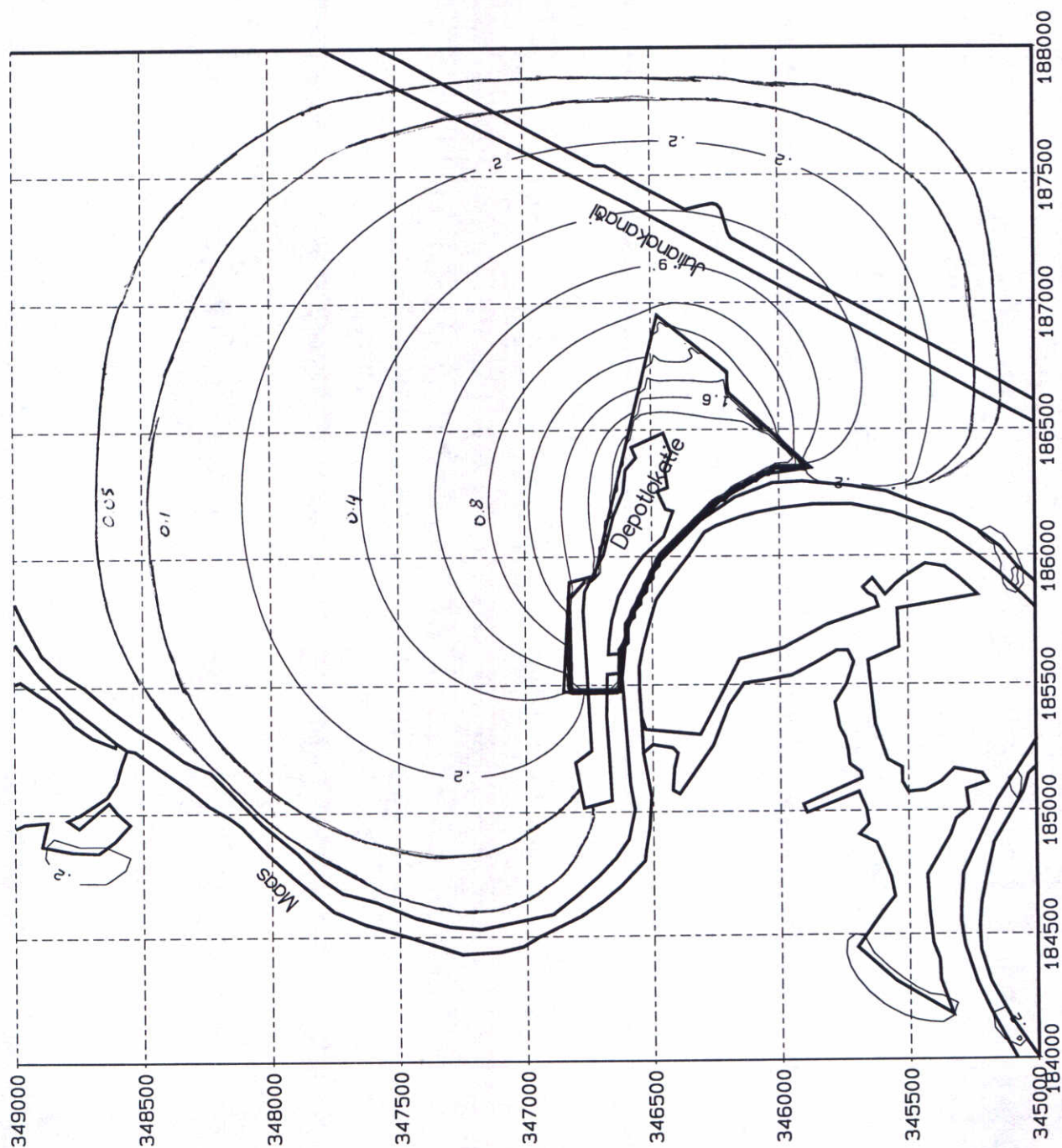
MODGRID

T1389

schaal 1 : 25.000

DELFT HYDRAULICS

LAAKERWEERD



FIGUUR 5.10a

Opstuwing in bovenste deel van het eerste water-
voerende pakket na vullen depot (KLEI)

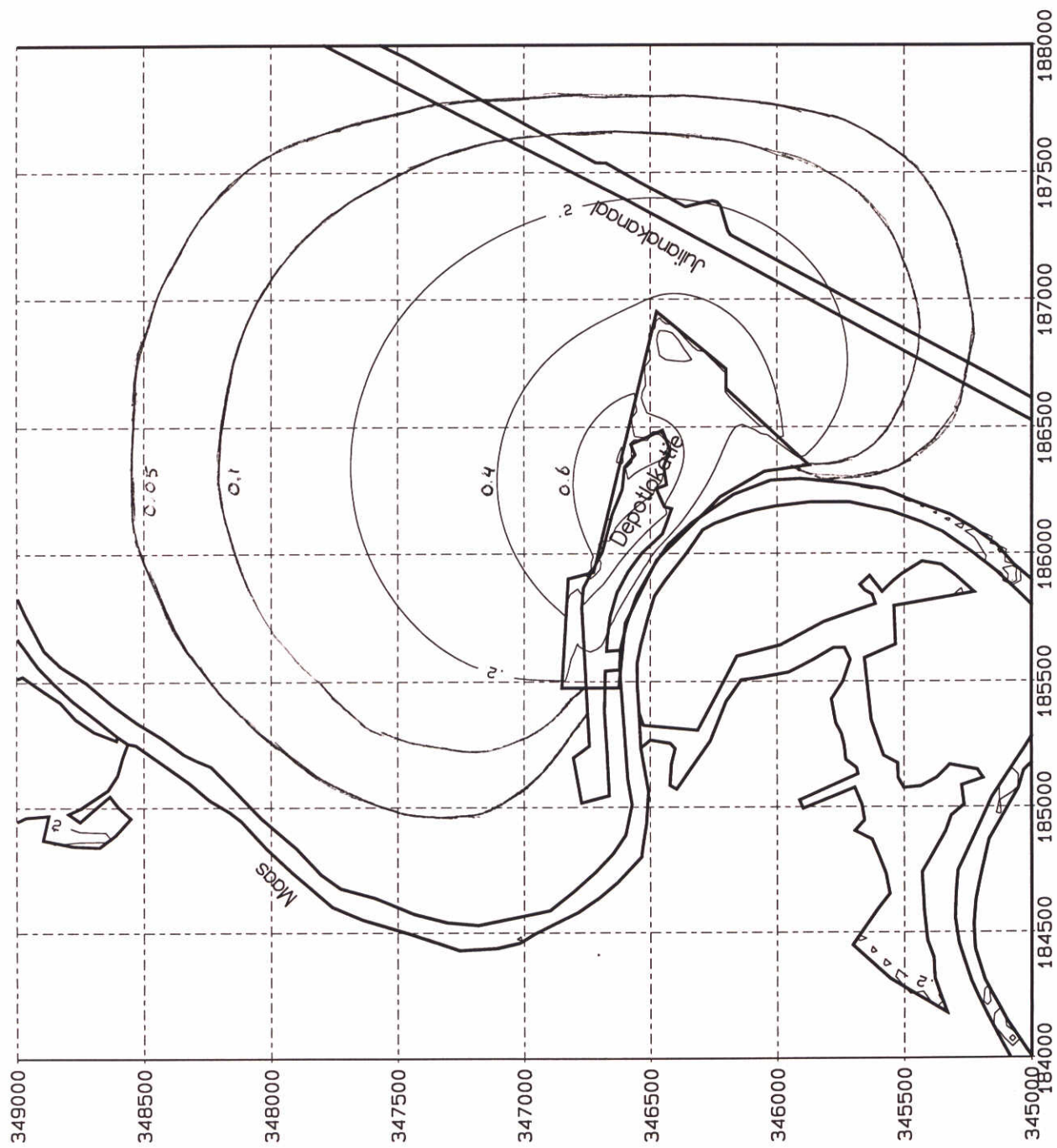
MODGRID

T1389

schaal 1 : 25.000

DELFT HYDRAULICS

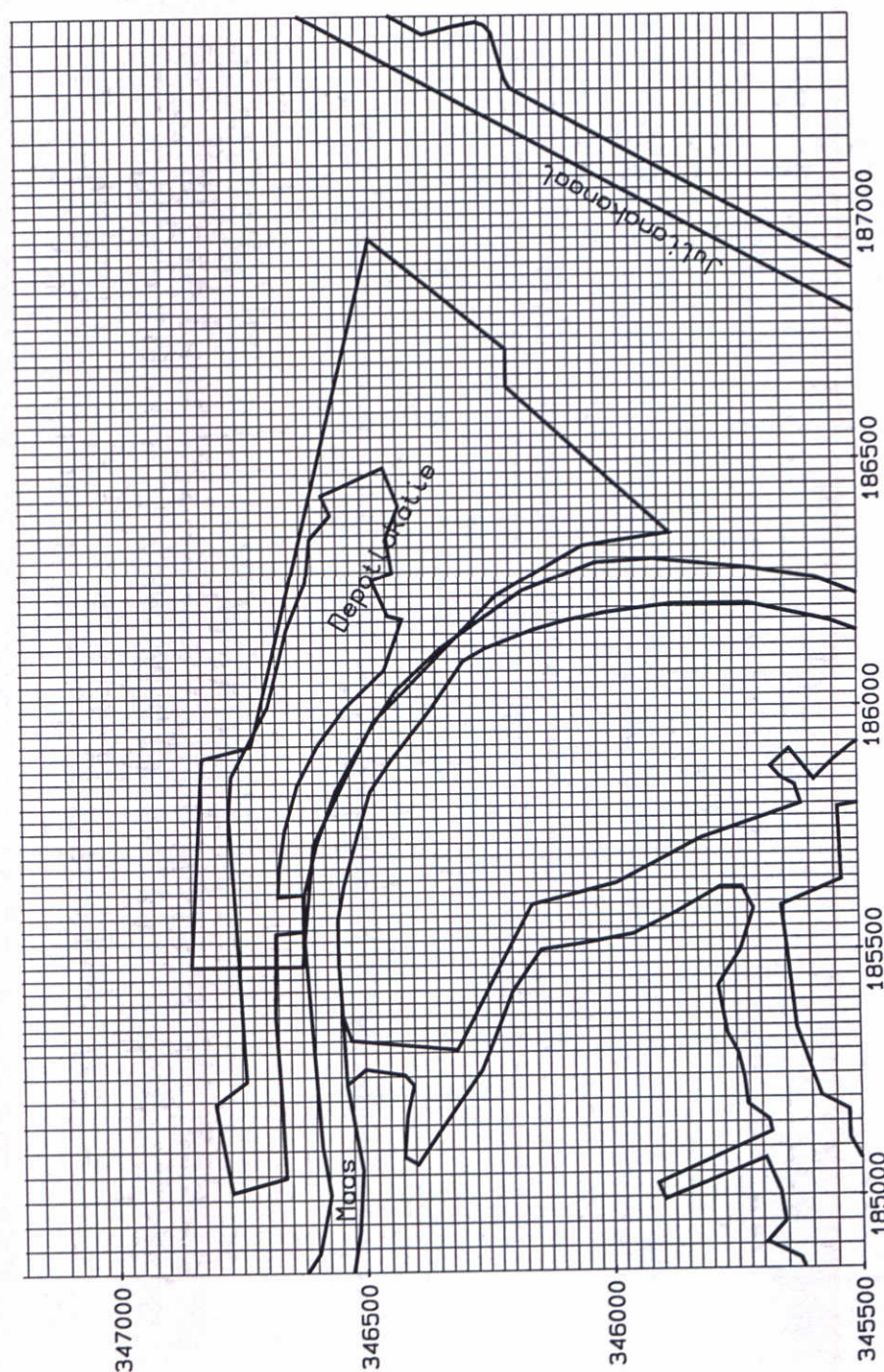
LAAKERWEERD



FIGUUR 5.10b
Opstuwing in bovenste deel van het eerste water-
voerende pakket na vullen depot (ZAND)

MODGRID	T1389
---------	-------

schaal 1 : 25.000



FIGUUR 5.11

Horizontale discretisatie submodel Laakerweerd

MODGRID

T1389

school 1:15.000

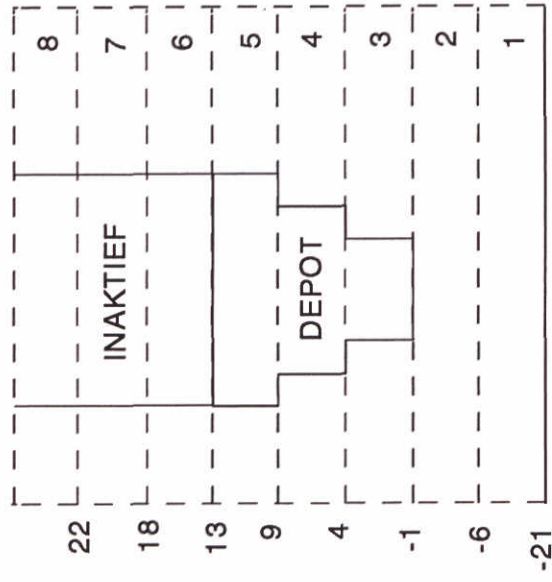
DELFT HYDRAULICS

LAAKERWEERD

SCHEMATISATIE LOKALE MODEL

Bodemligging
(m NAP)

Model-
laag



SCHEMATISATIE REGIONALE MODEL

DEKLAAG (LAAG 8)

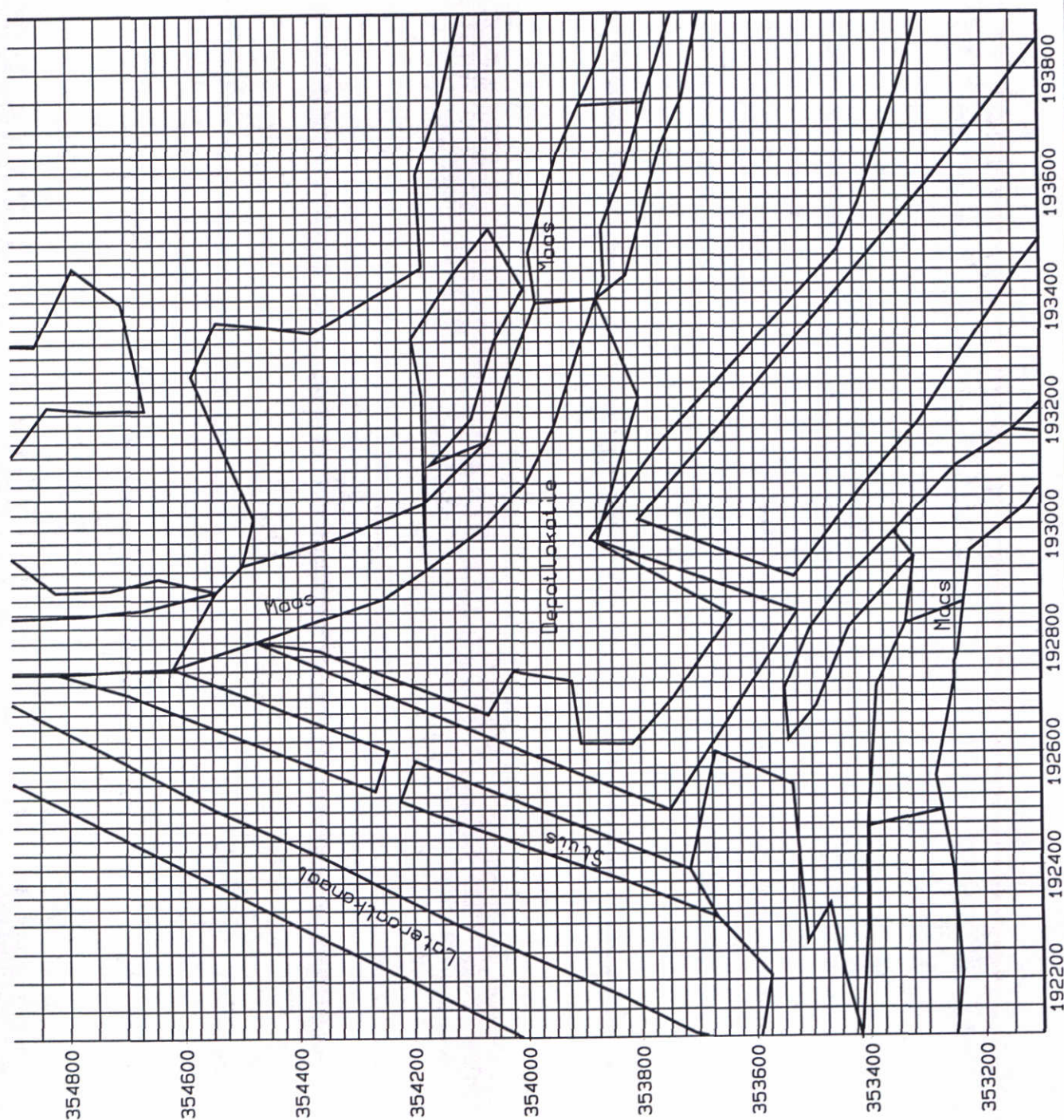
BOVENSTE DEEL WVP 1
(LAAG 5 T/M 7)

ONDERSTE DEEL WVP 1
(LAAG 3 EN 4)

SCHEIDENDE LAAG (LAAG 2)

WVP2 (LAAG 1)

Figuur 5.12 Verticale opdeling detailmodel Laakerweerd



FIGUUR 5.13

Horizontale discretisatie submodel Osen I

MODGRID

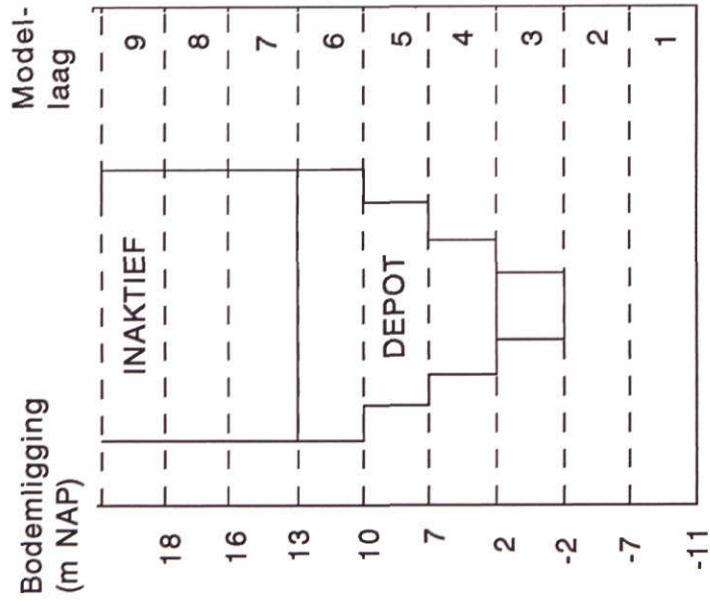
T1389

school 1 : 10.000

DELFT HYDRAULICS

OSEN

SCHEMATISATIE LOKALE MODEL



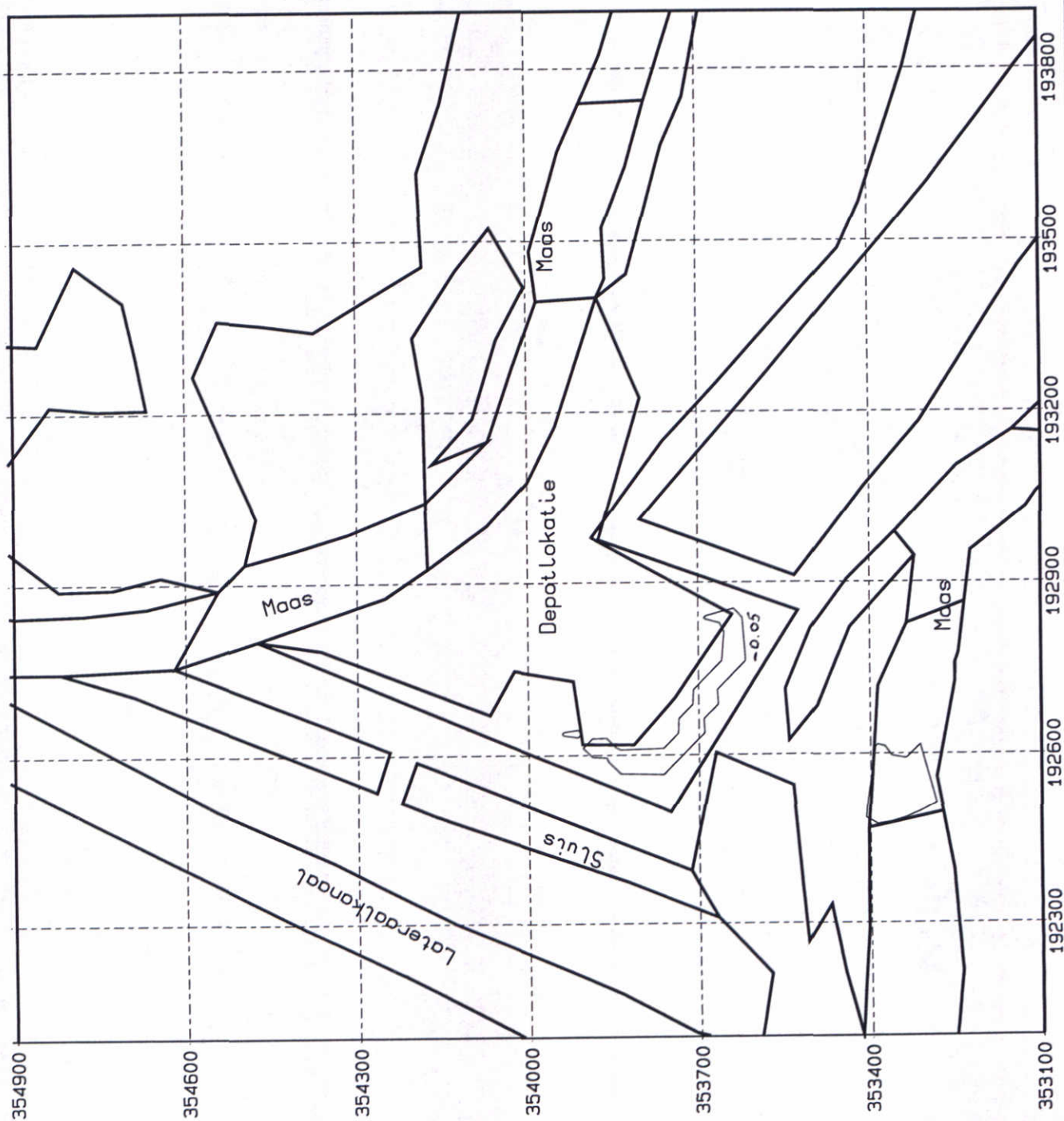
SCHEMATISATIE REGIONALE MODEL

DEKLAAG (LAAG 8 EN 9)

BOVENSTE DEEL WVP
(LAAG 5 T/M 7)

ONDERSTE DEEL WVP
(LAAG 1 T/M 4)

Figuur 5.14 Verticale opdeling detailmodel Osen I



05EN

FIGUUR 5.15

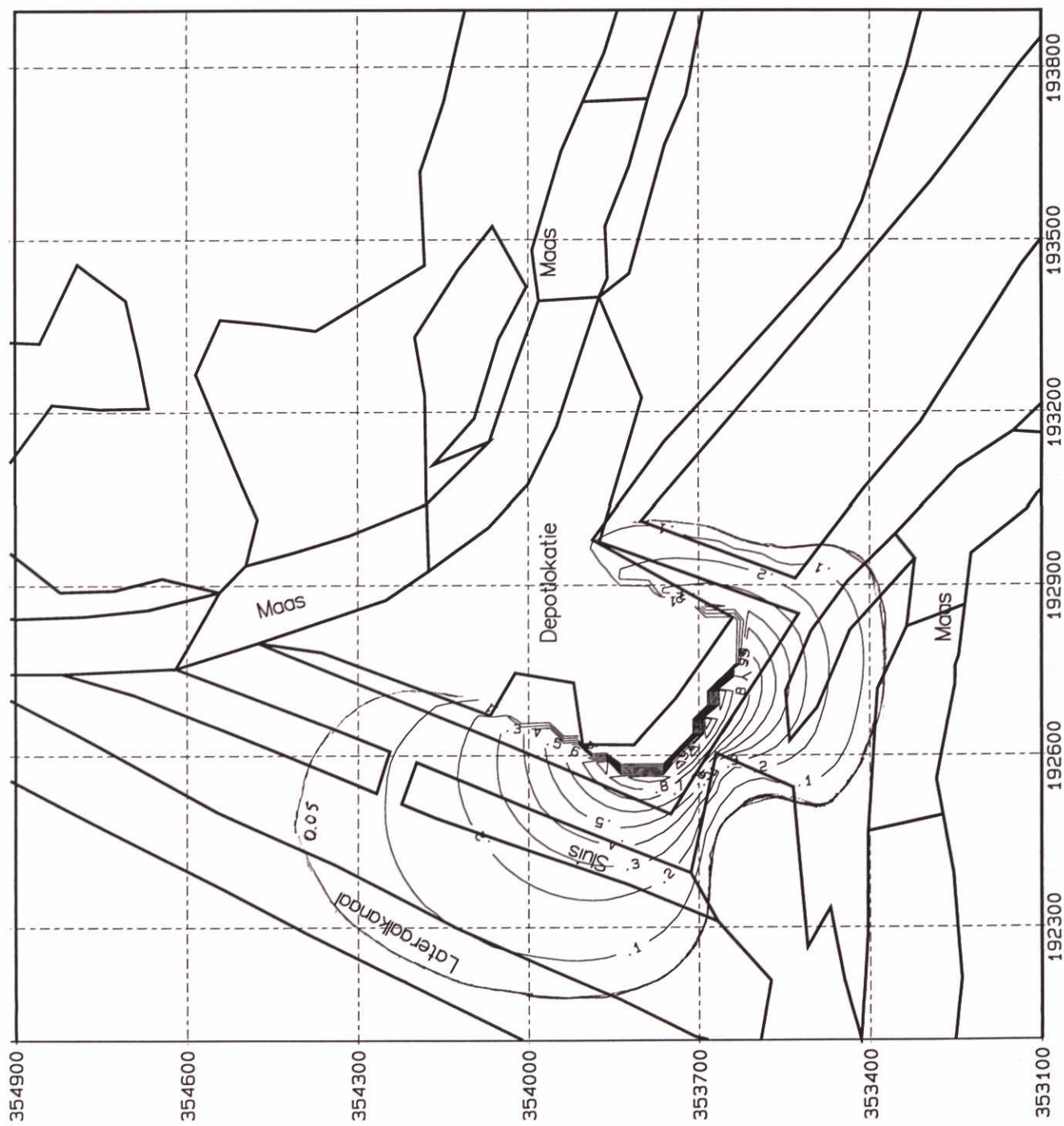
Opstuwing in bovenste deel van het wvp
na uitdiepen plas

MODGRID

T1389

schaal 1 : 10.000

DELFT HYDRAULICS



FIGUUR 5.16
Opstuwing in bovenste deel van het watervoerende
pakket na vullen depot

MODGRID

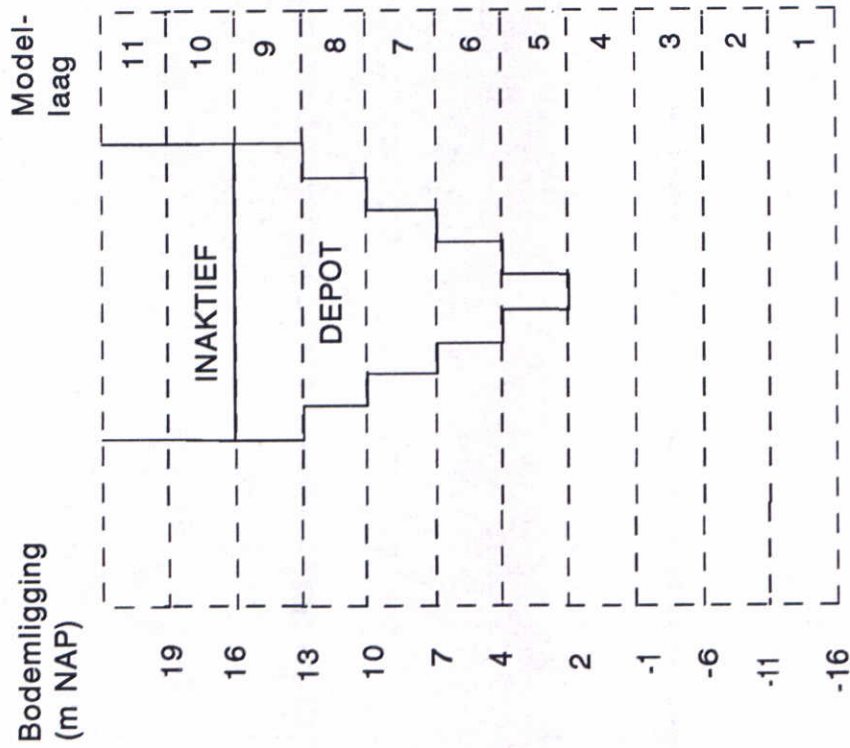
T1389

schaal 1 : 10.000

DELFT HYDRAULICS

OSEN

SCHEMATISATIE LOKALE MODEL



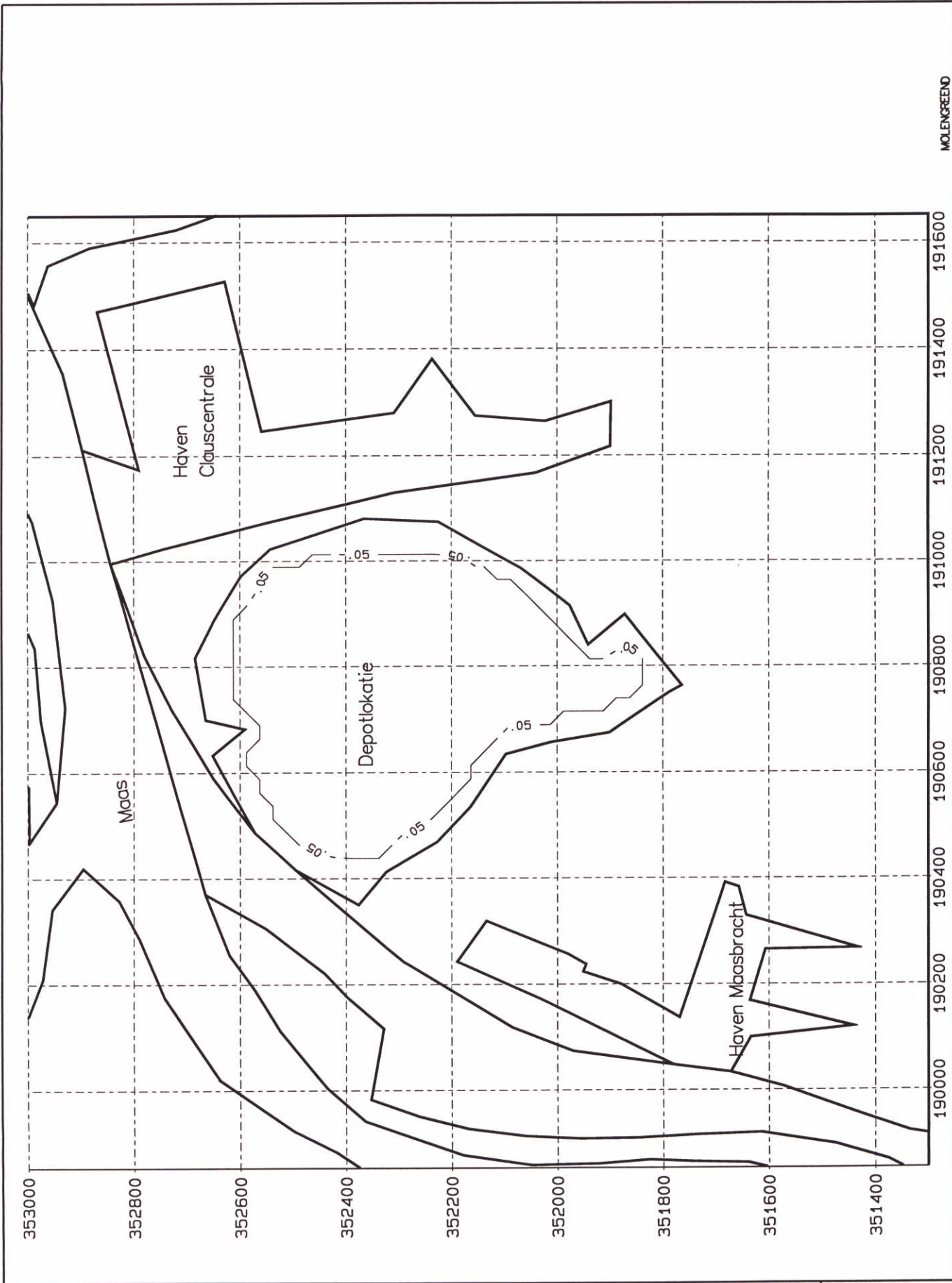
SCHEMATISATIE REGIONALE MODEL

DEKLAAG (LAAG 10 EN 11)

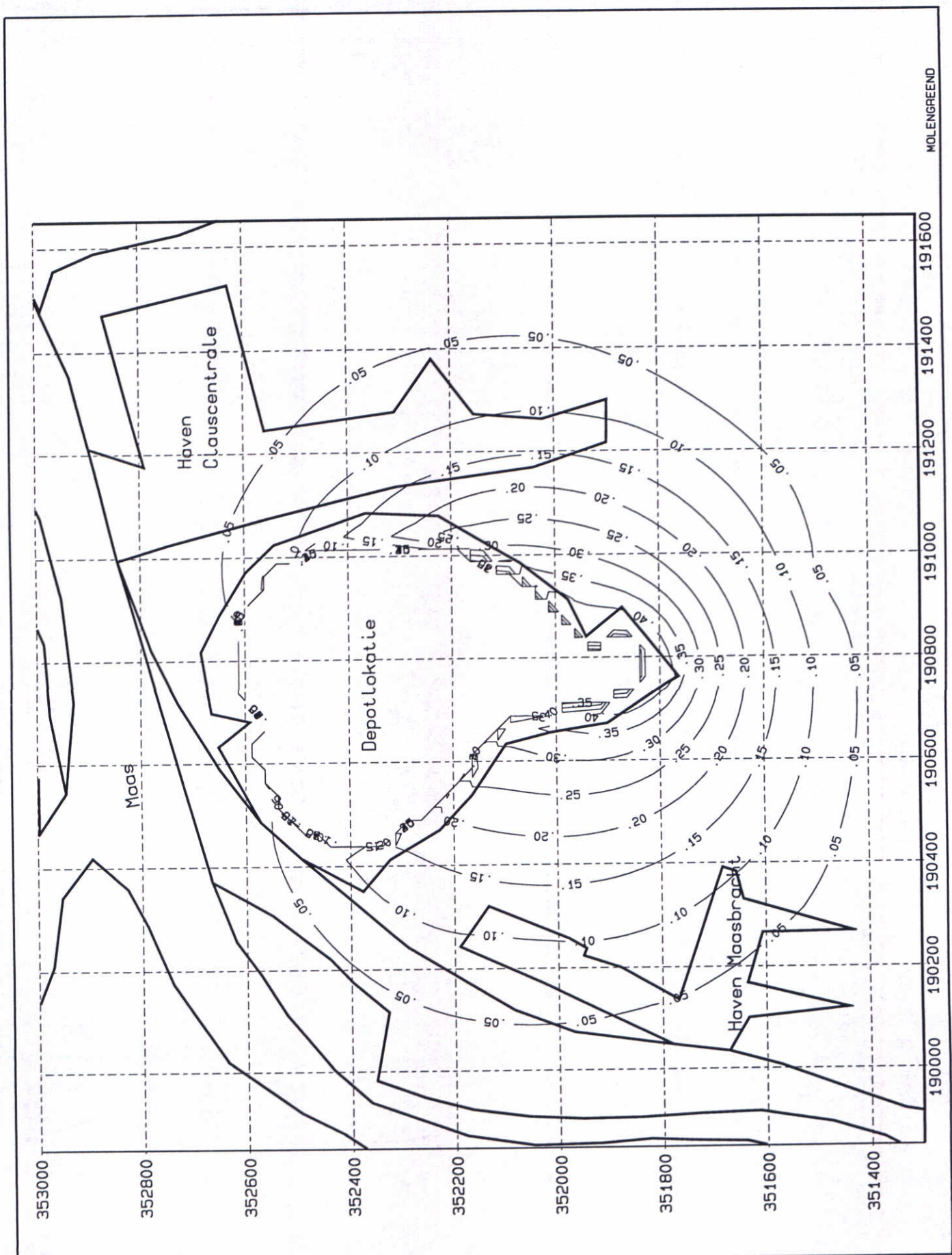
BOVENSTE DEEL WVP 1
(LAAG 4 T/M 9)

ONDERSTE DEEL WVP 1
(LAAG 1 T/M 3)

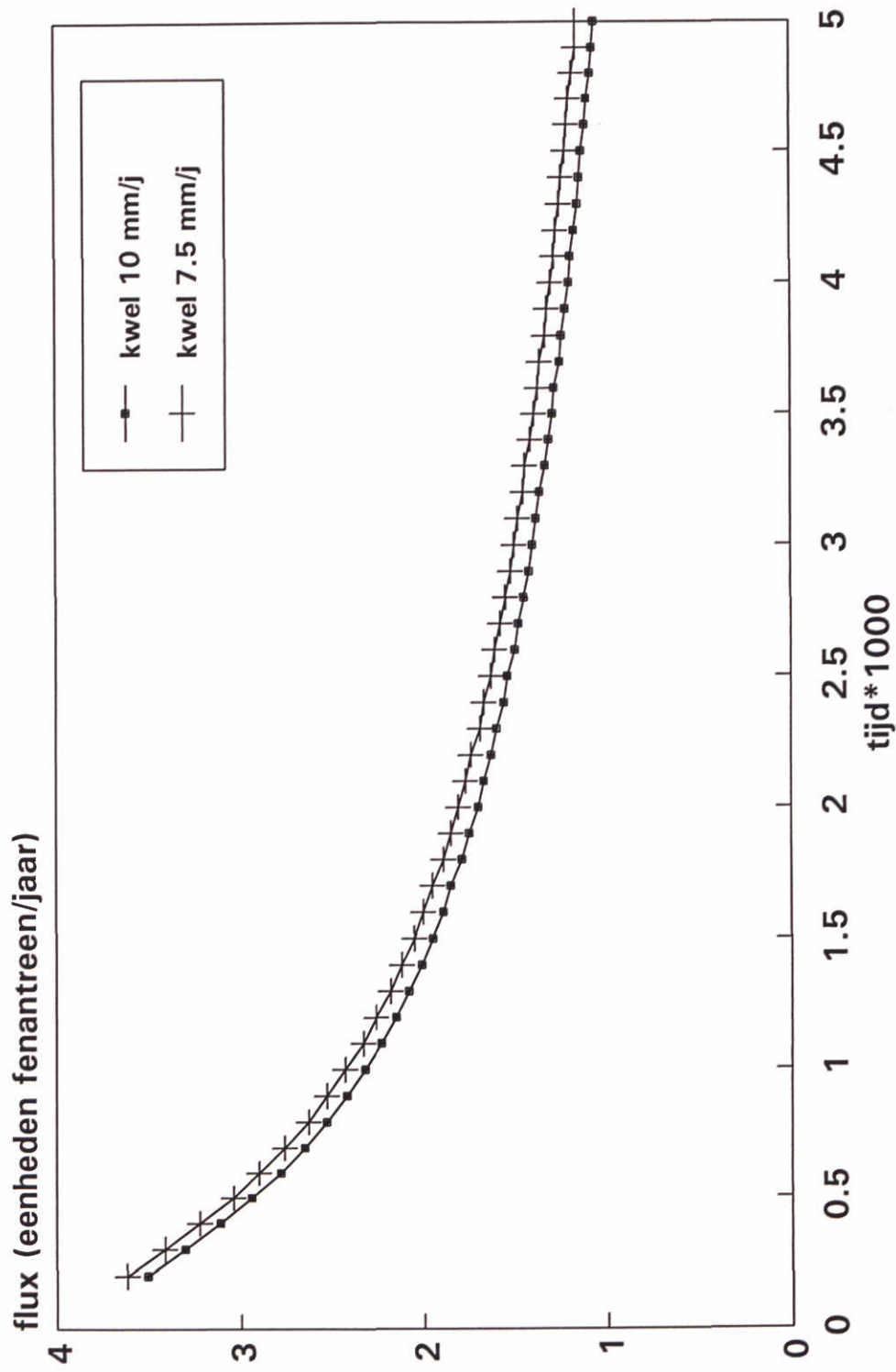
Figuur 5.17 Verticale opdeling detailgebied Molengreend



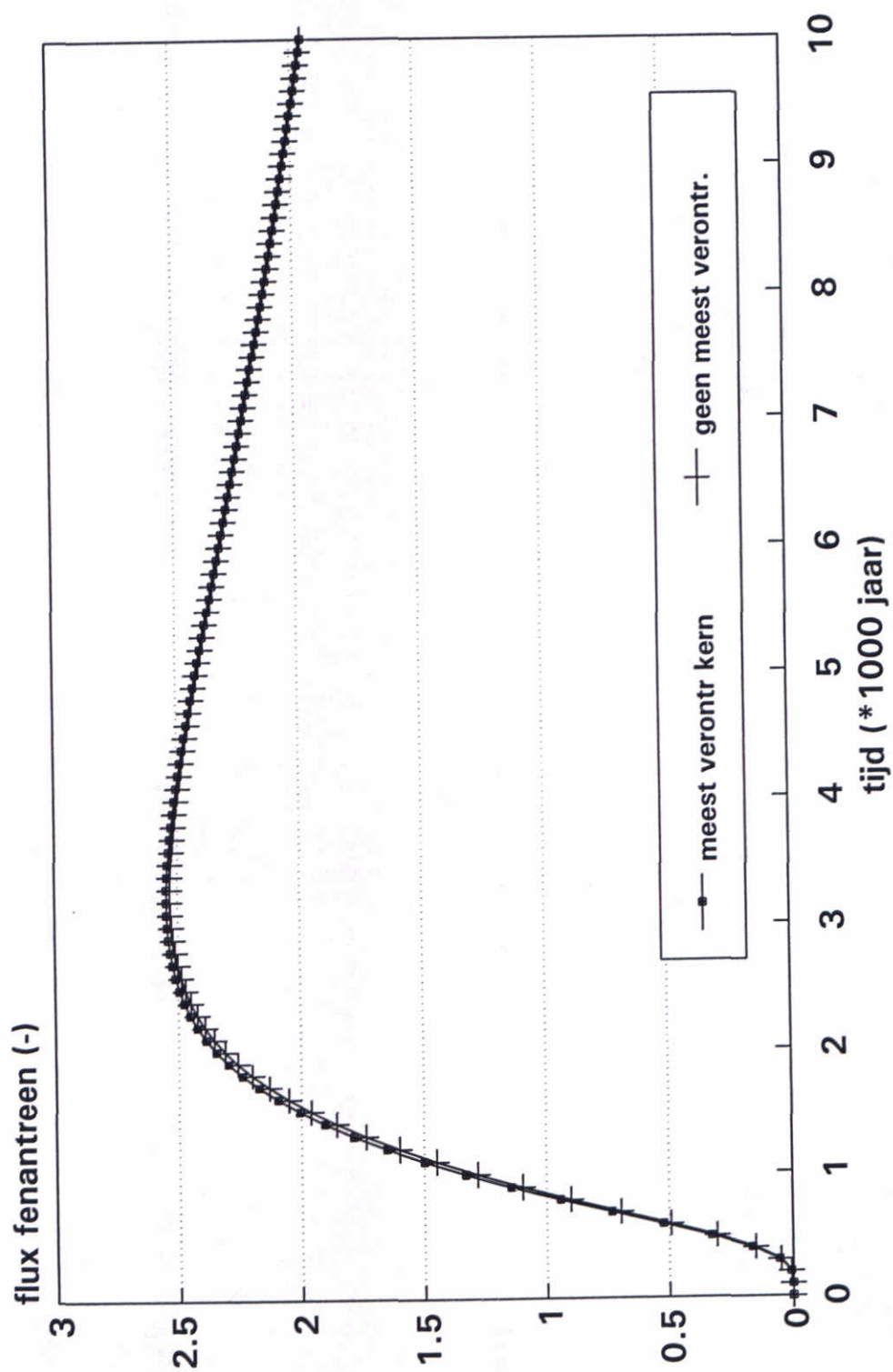
FIGUUR 5.18 Opstuwing in bovenste deel van het watervoerende pakket na uitdiepen plas	MODGRID	T1389
	schaal 1 : 10.000	
DELFT HYDRAULICS	MOLENGREEND	



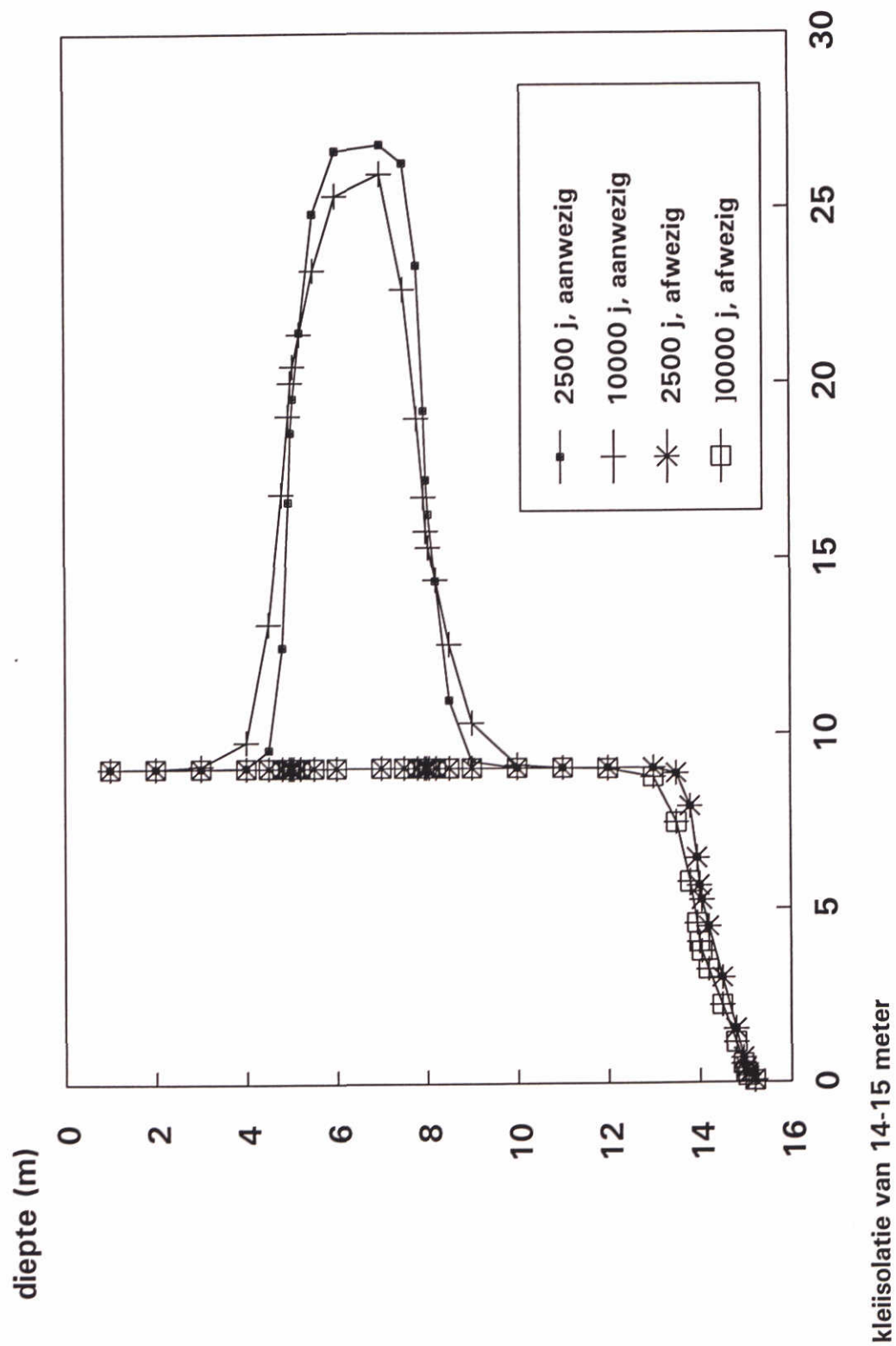
Figuur 6.1 Flux uit de onderzijde van
het depot bij een kwel van 10 of 7.5
mm/j en een horizontale str. van 10 m/j



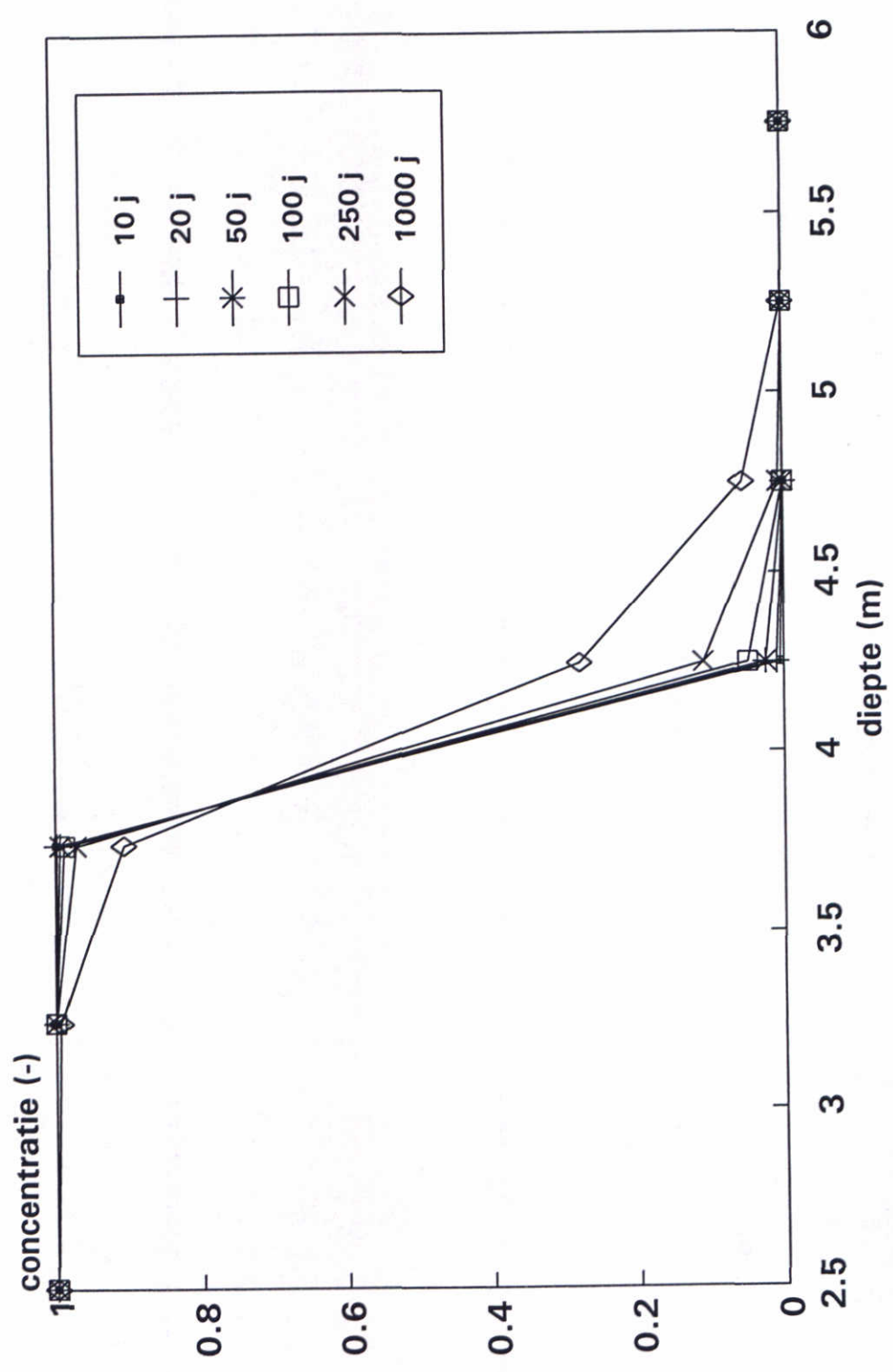
Figuur 6.2 Flux uit de MMI bij een kwel-
flux van 10 mm/jaar bij aan- en afwezig-
heid van de meest verontreinigde specie



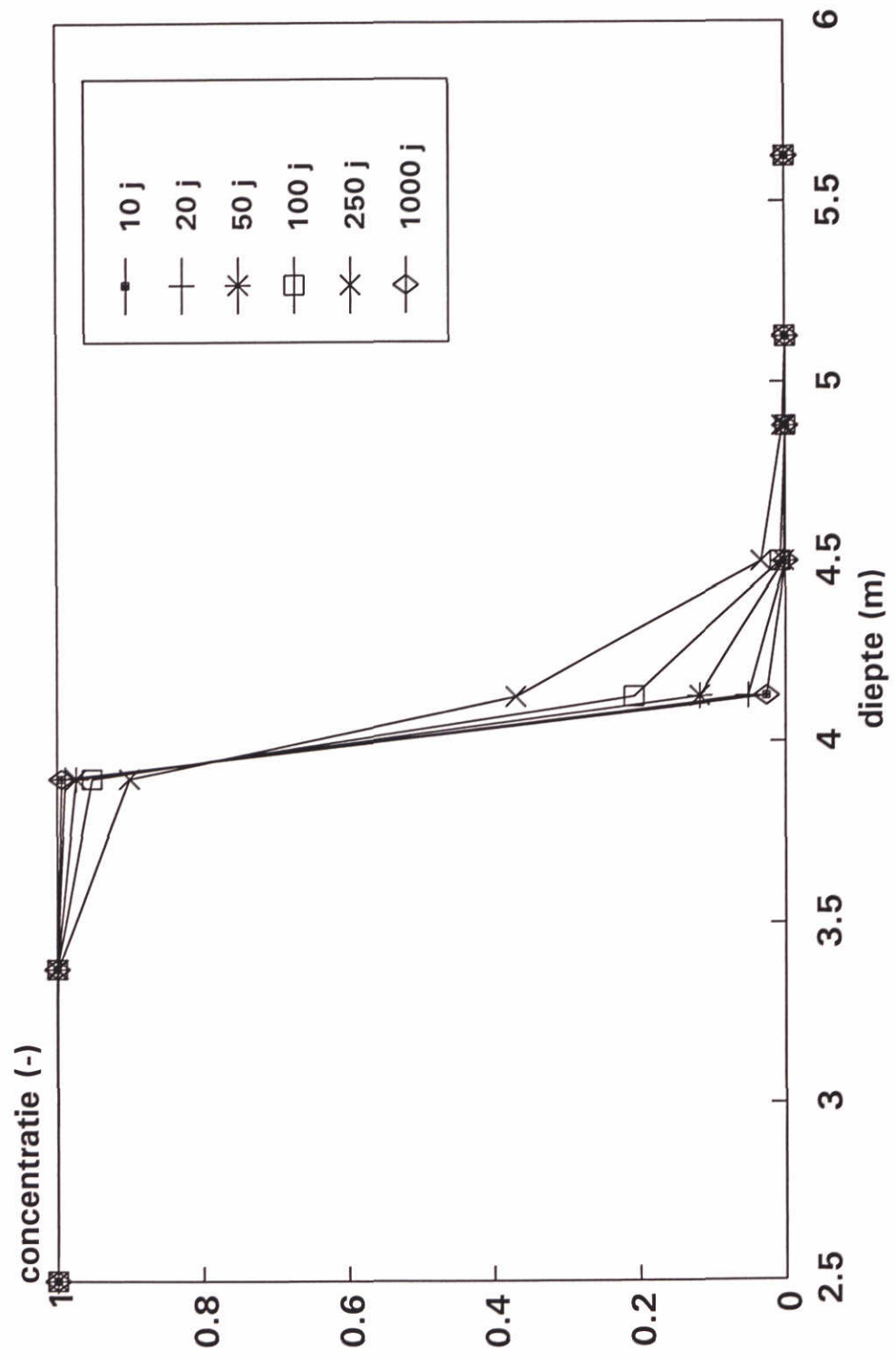
Figuur 6.3 Concentratieprofiel (fen) bij de MMI bij aan- of afwezigheid van de meest verontr. specie (kwel 10 mm/j)



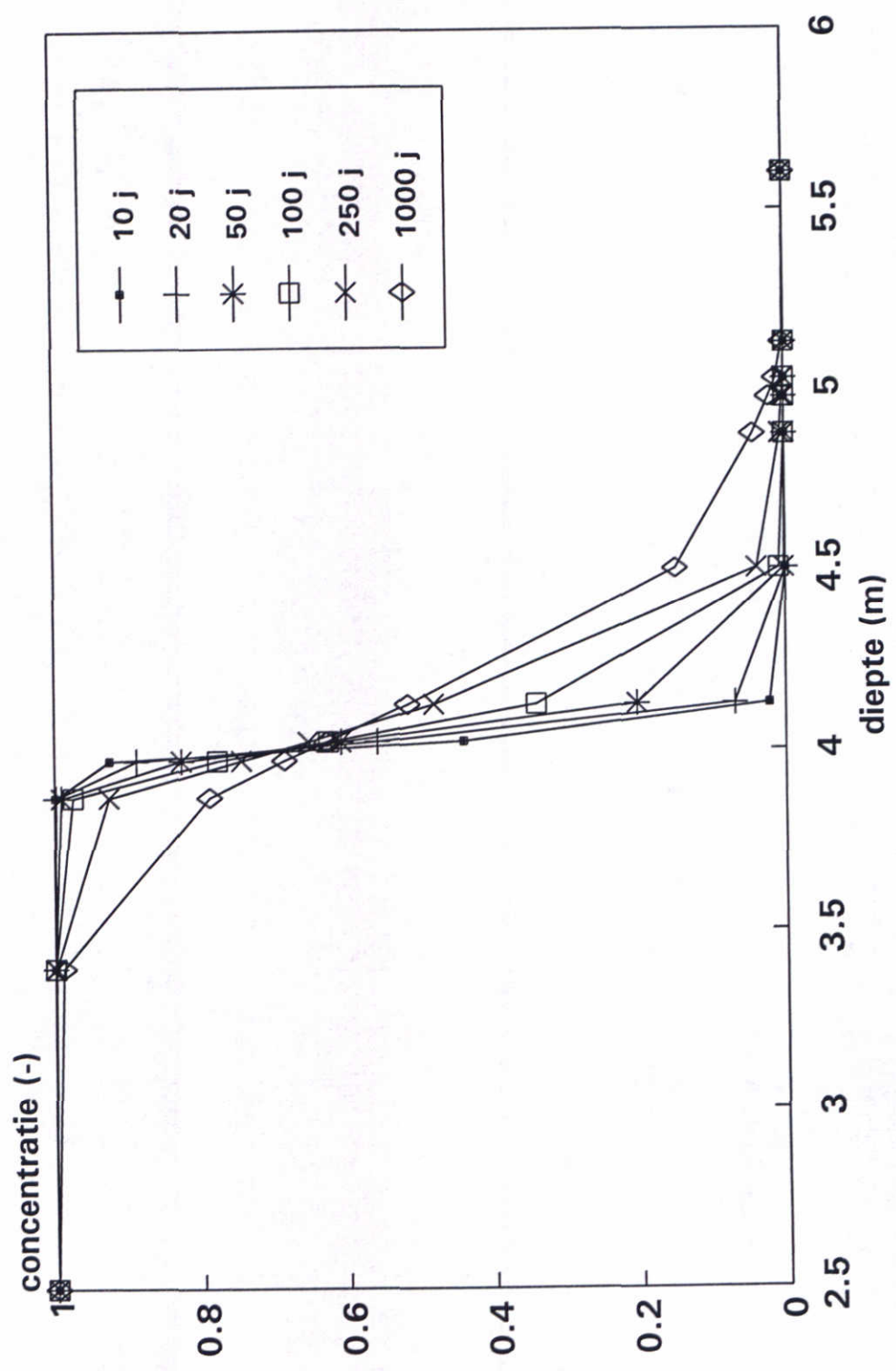
Figuur 6.4 Conc. verloop bij LAGEN1
 kwel 10 mm/j, horizontaal 0.25 m/d
 verd: 0.5/0.5 | 0.5/0.5 | 0.5/0.5



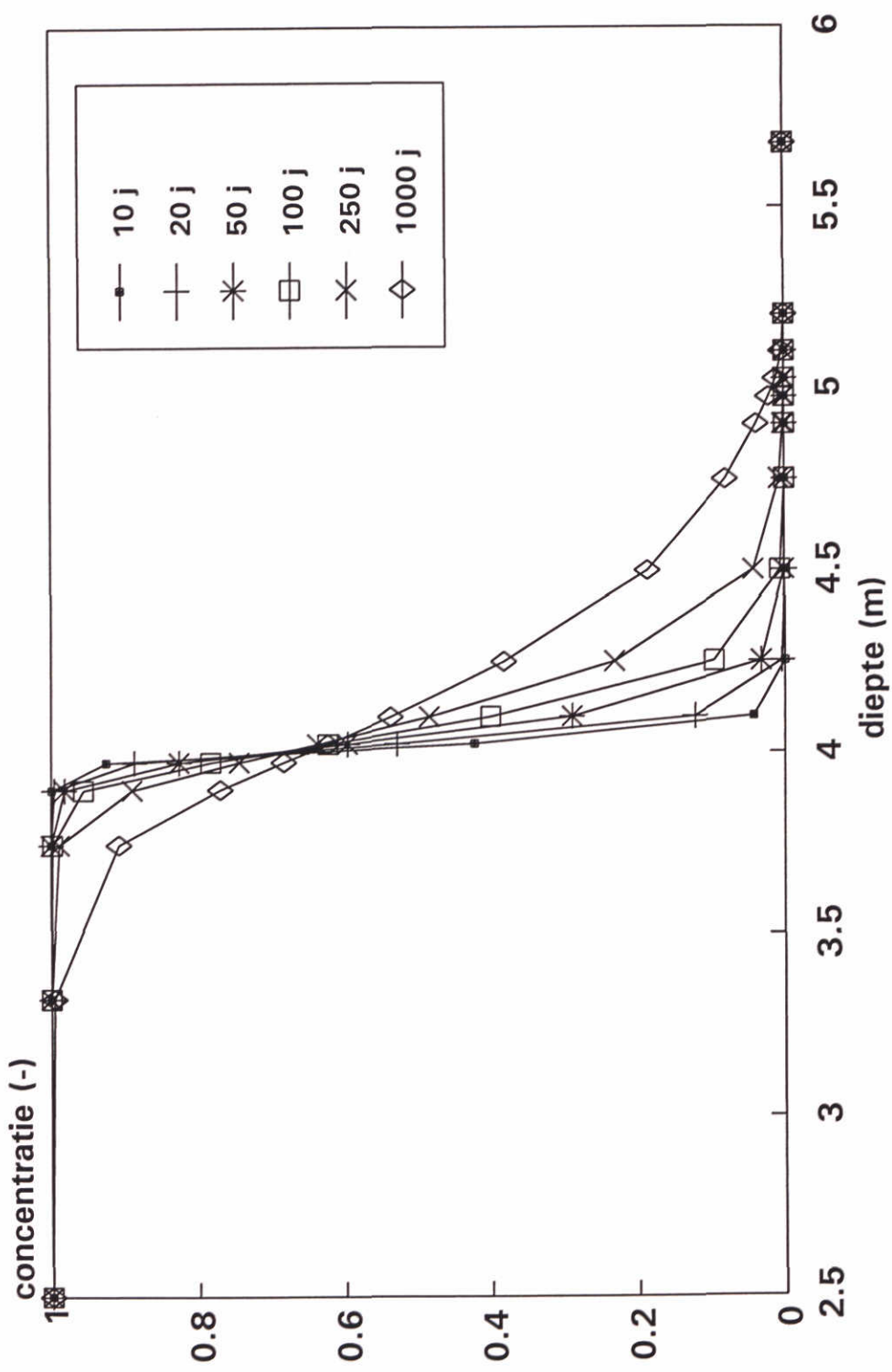
Figuur 6.5 Conc. verloop bij LAGEN2,
kwel 10 mm/j, hor 0.25 m/d
verd: 0.75/0.20 | 0.25/0.50/0.25 | 0.25/0.75



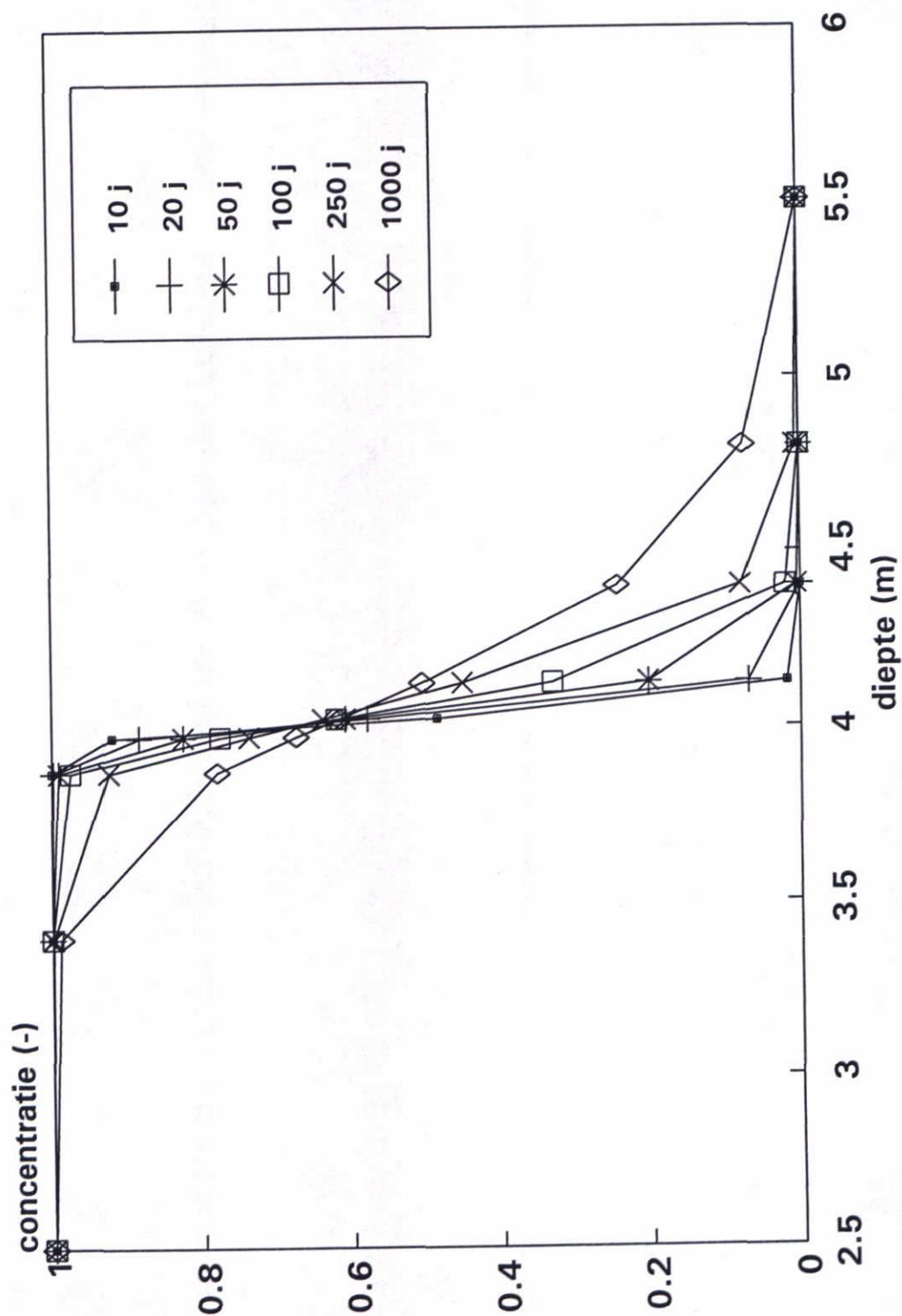
Figuur 6.6 Conc. verloop bij LAGEN3
 verd: 0.80/0.15/0.05 | 0.05/0.15/0.60/0.15
 /0.05 | 0.05/0.15/0.80

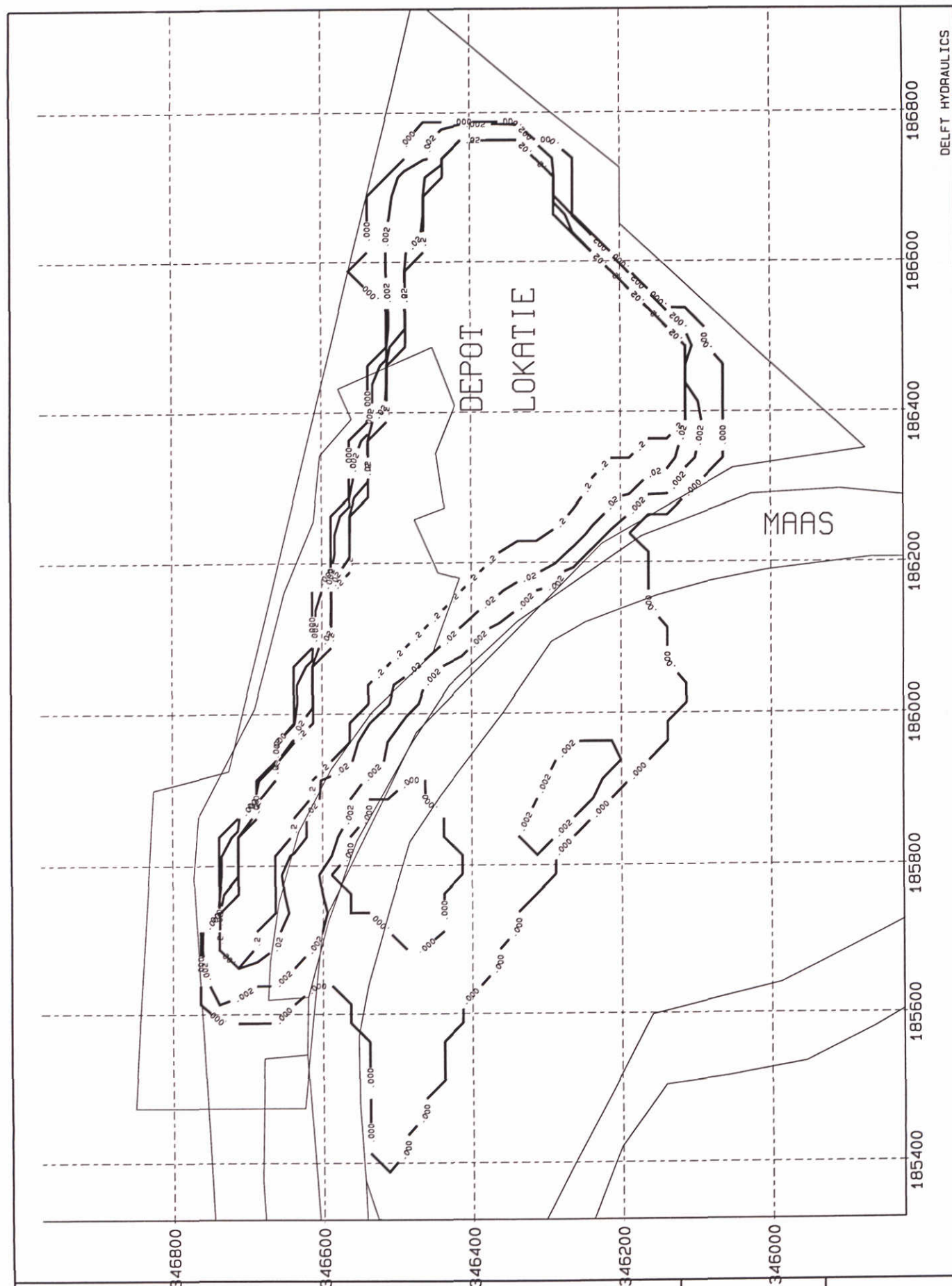


Figuur 6.7 Conc. verloop bij LAGEN4
 0.65/0.20/0.10/0.05 | 0.05/0.10/0.20/
 0.30/0.20/0.10/0.05 | 0.05/0.10/0.20/0.65



Figuur 6.8 Conc. verloop bij LAGEN5
0.80/0.15/0.05 | 0.05/0.15/0.40/0.40 | 1.0



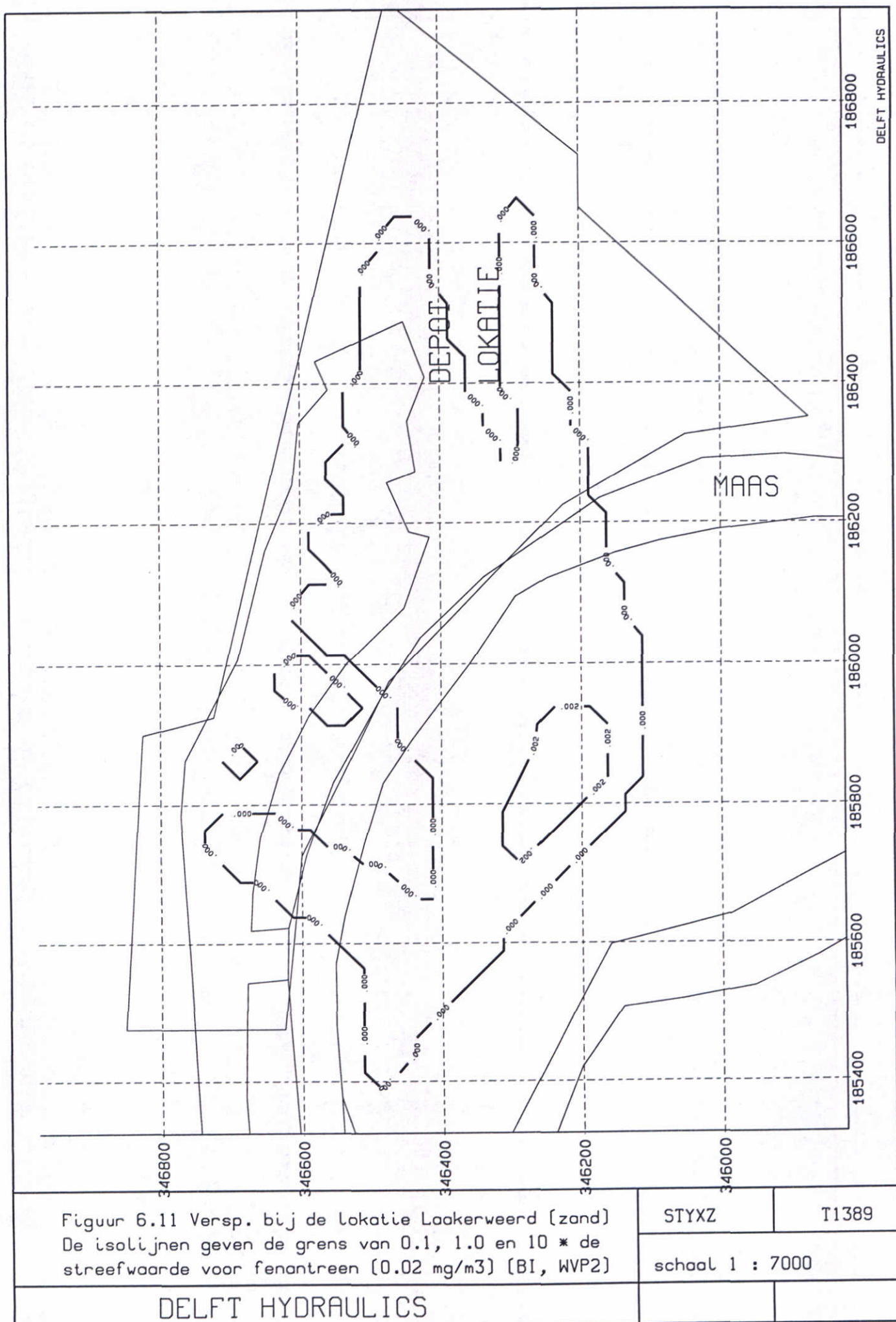


Figuur 6.10 Versp. bij de lokatie Laakerweerd (zand)
De isolijnen geven de grens van 0.1, 1.0 en 10 * de
streefwaarde voor fenantreen (0.02 mg/m3) (BI, WVP1)

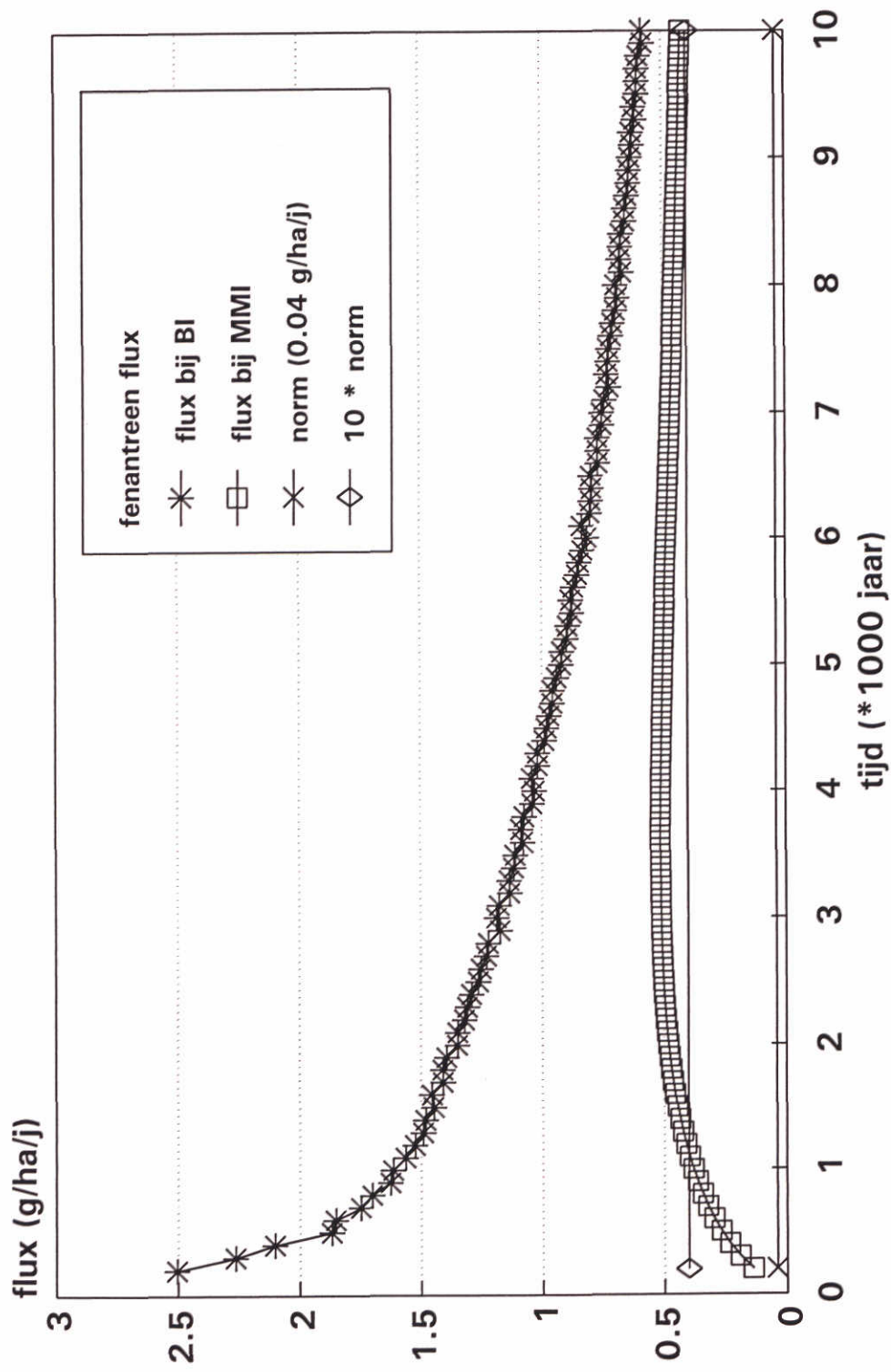
STYXZ

T1389

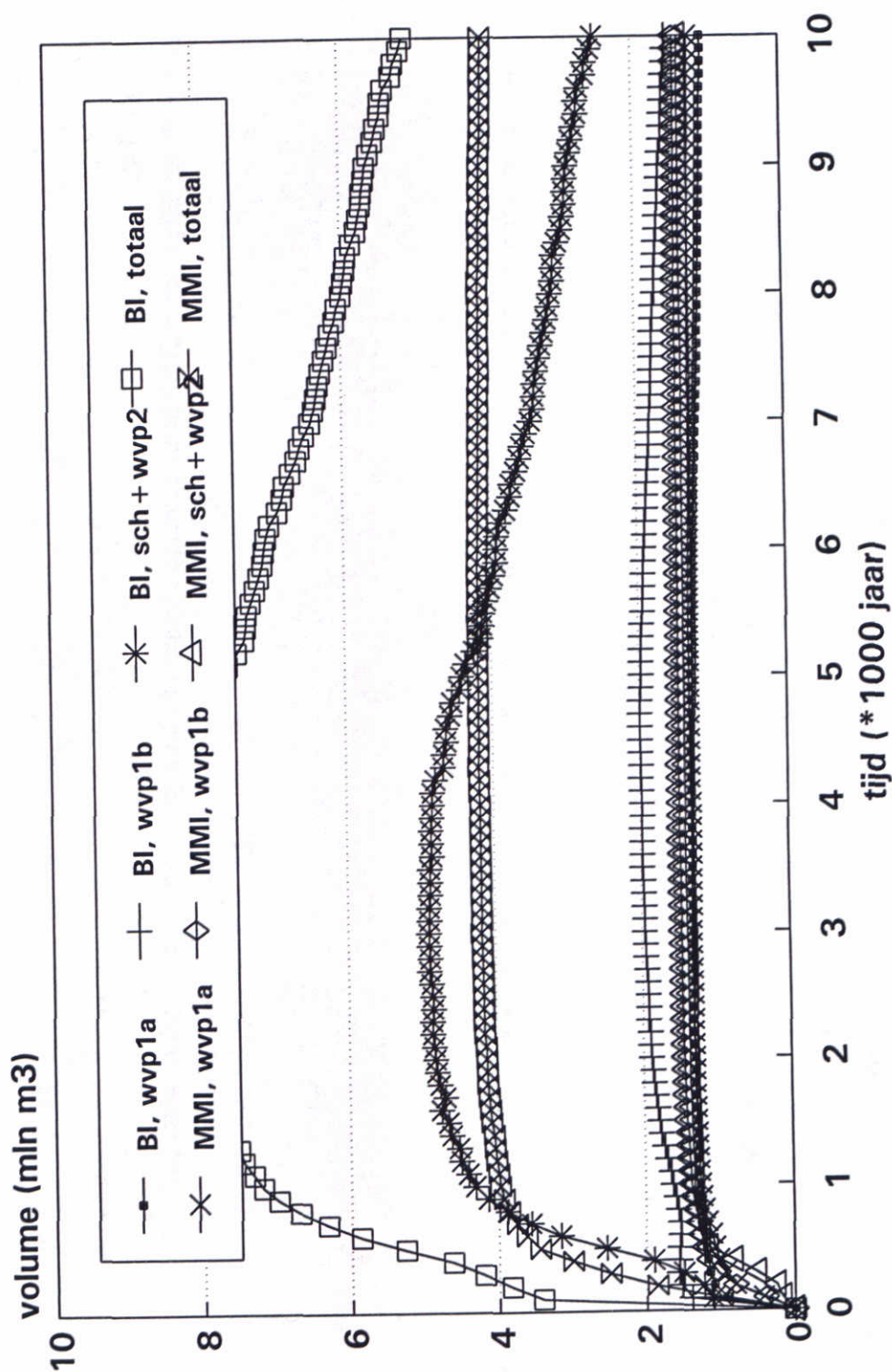
schaal 1 : 7000

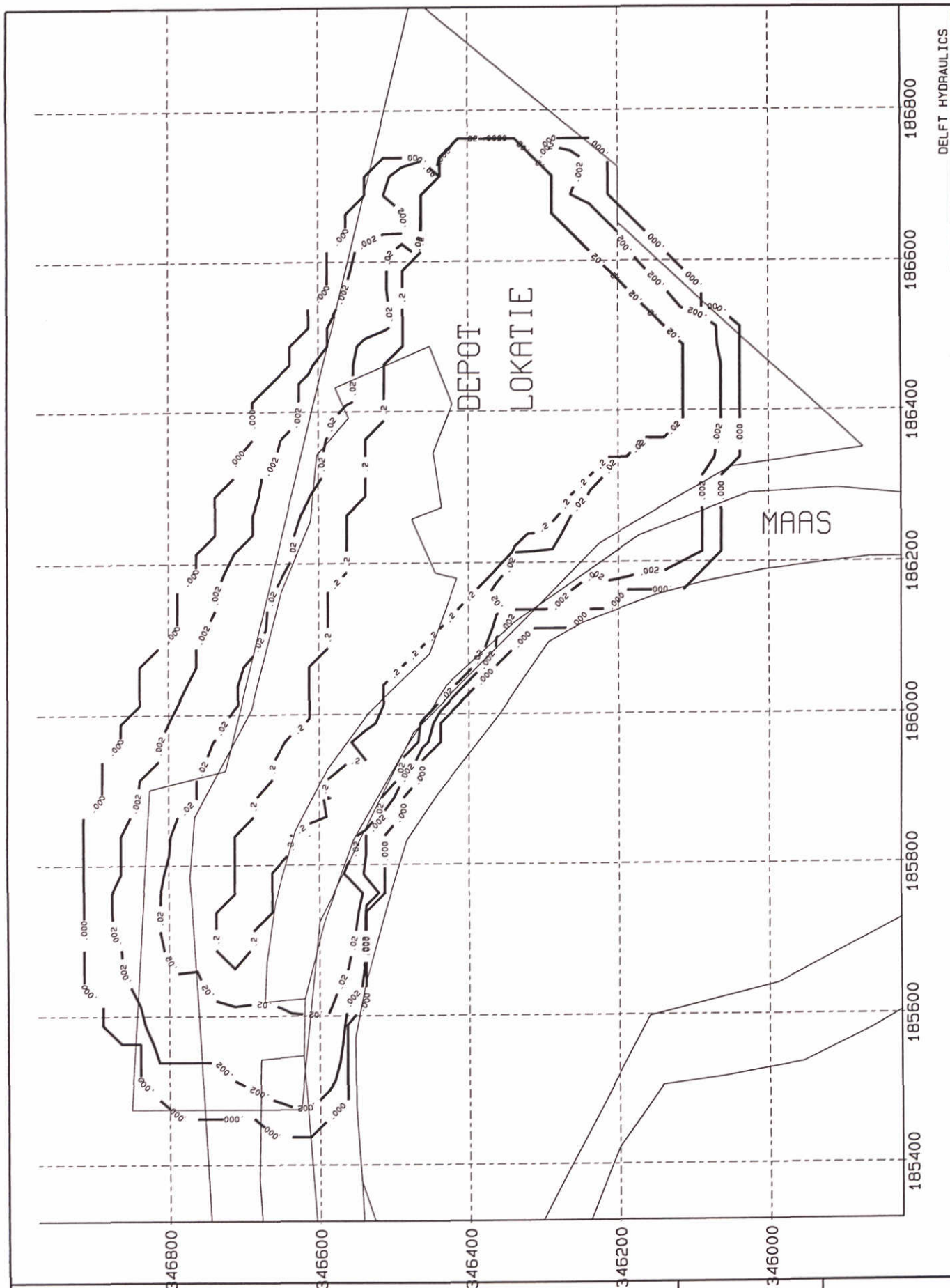


Figuur 6.12 Fenantreen flux uit lokatie
Laakerweerd (met zandlaag) in g/ha/j bij
de BI en de MMI



Figuur 6.13 Tot boven de norm verontreinigd volume bij lokatie Laakerweert + zandfen, >0.02mg/m³, depotvolume 5.6 mln m³)



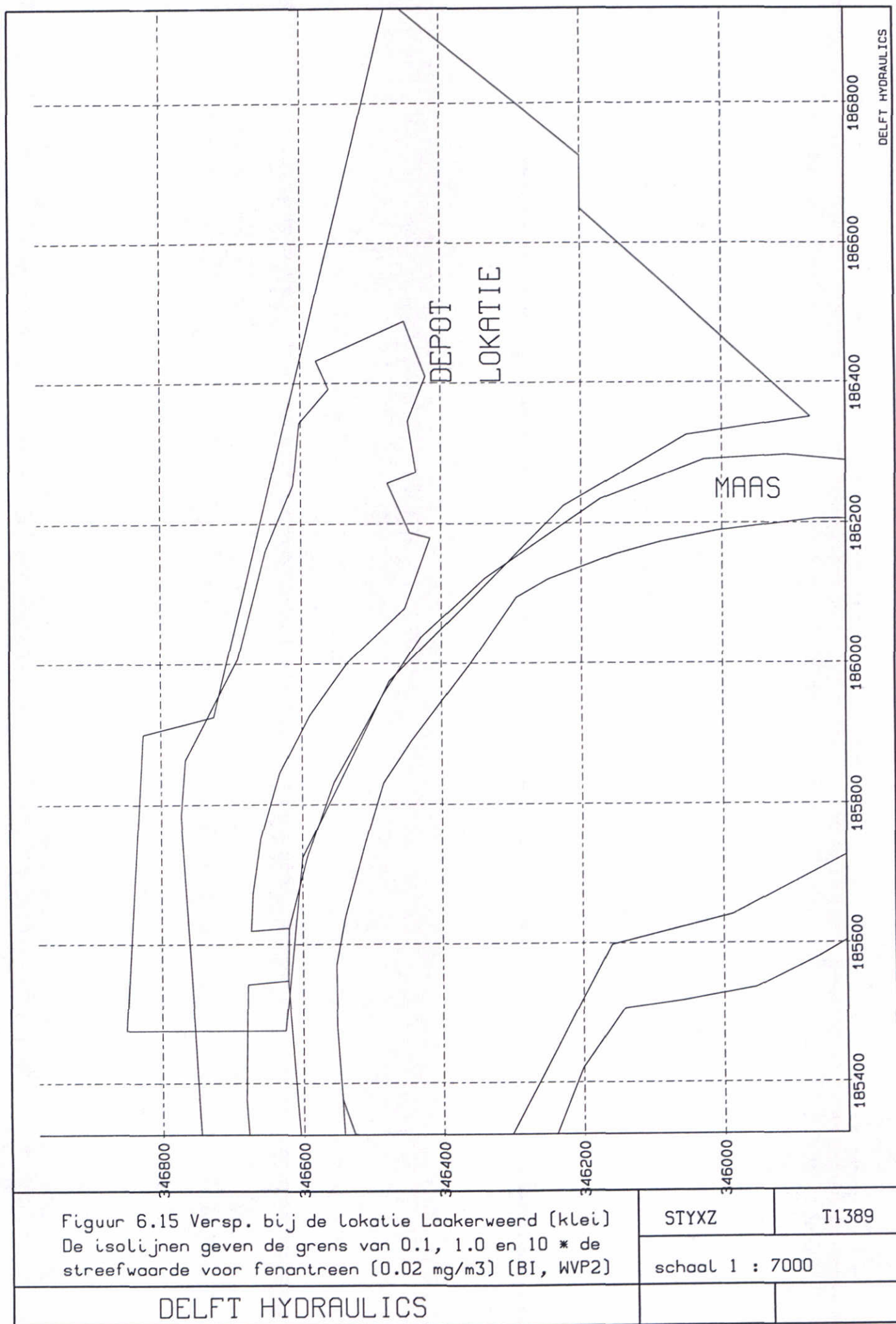


Figuur 6.14 Versp. bij de lokatie Laakerweerd (klei)
De isolijnen geven de grens van 0.1, 1.0 en 10 * de
streefwaarde voor fenantreen (0.02 mg/m³) (BI, WVP1)

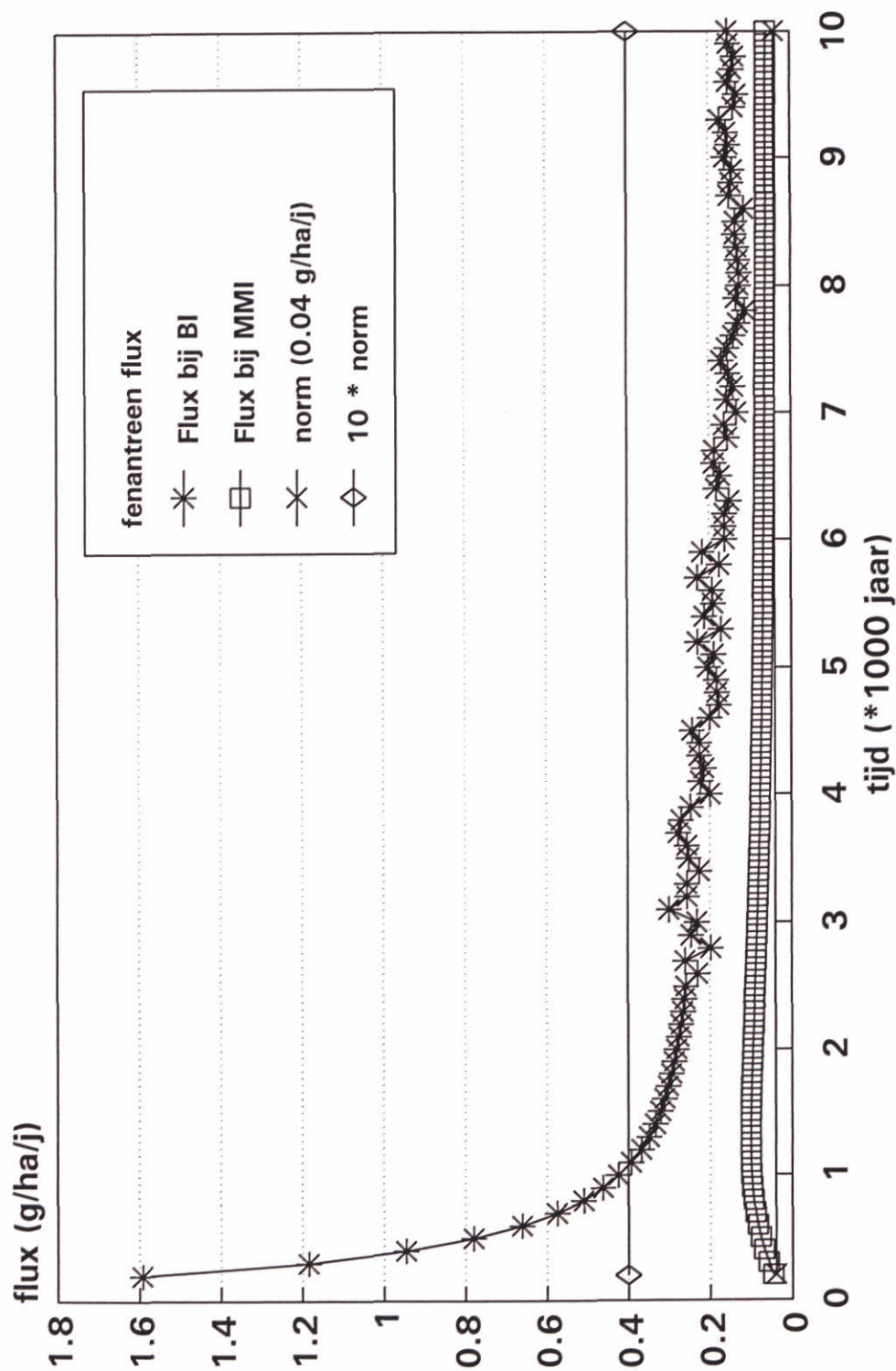
STYXZ

T1389

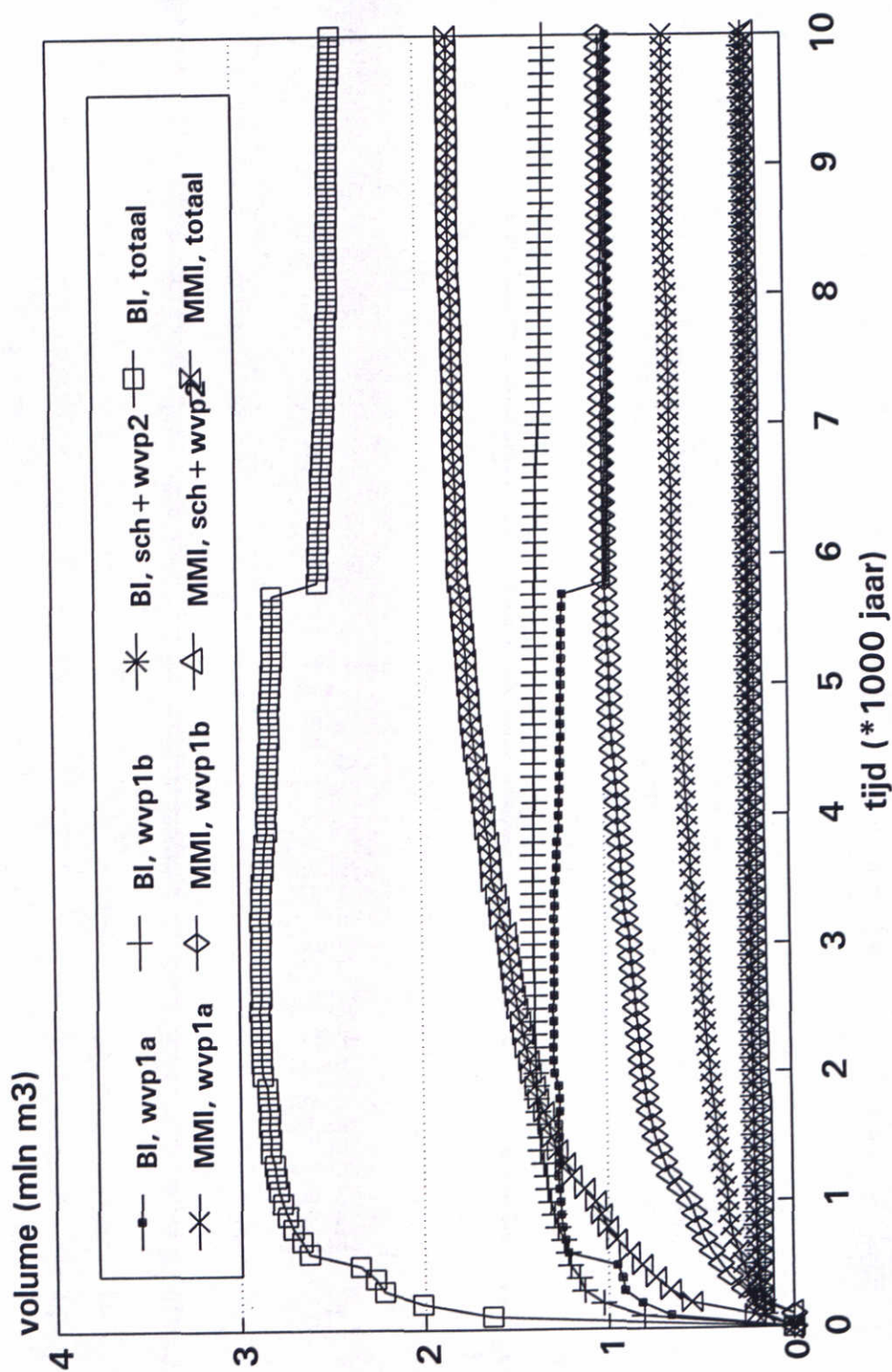
schaal 1 : 7000

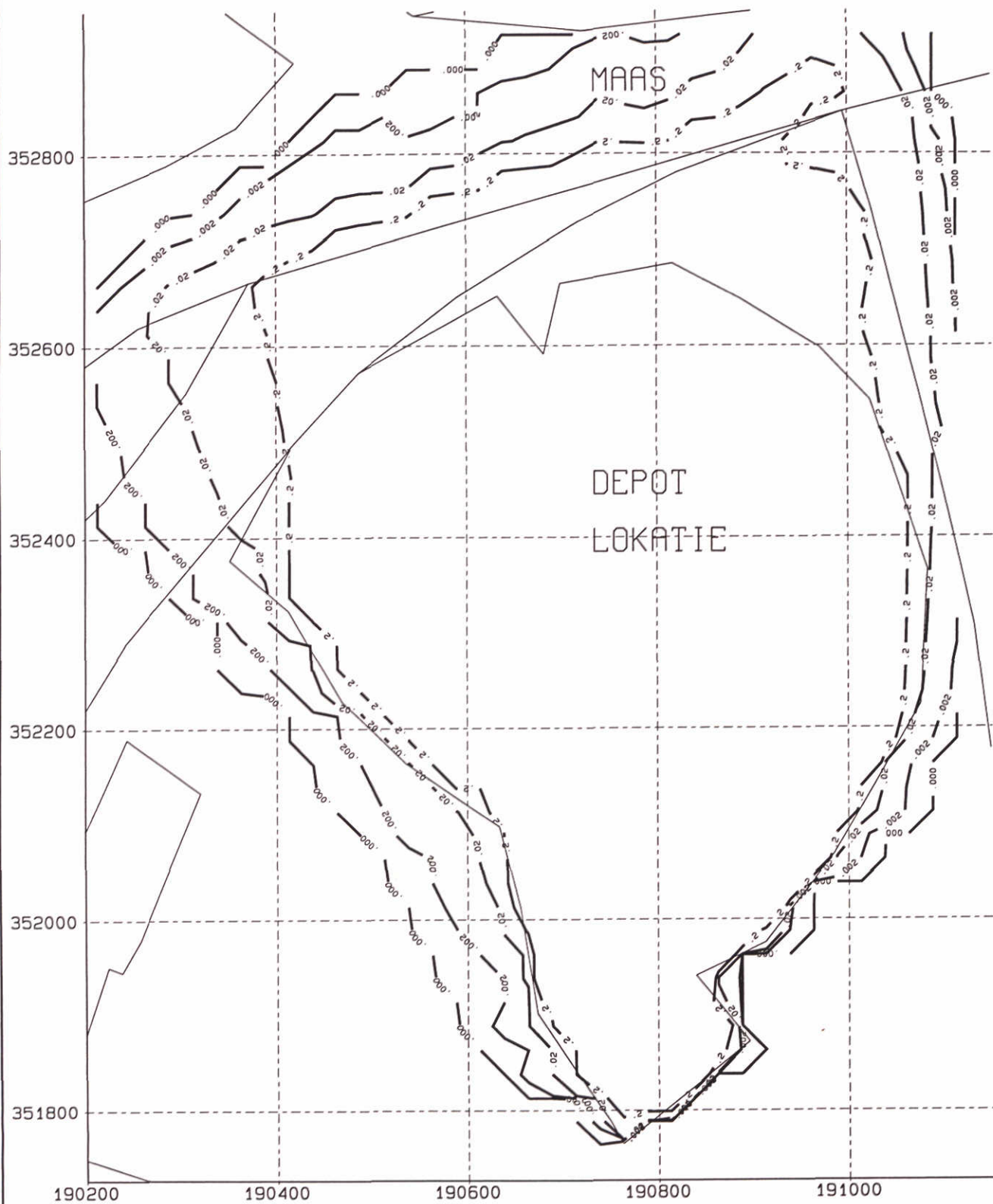


Figuur 6.16 Fenantreen flux uit lokatie
Laakerweerd (met kleilaag) in g/ha/j bij
de BI en de MMI



Figuur 6.17 Tot boven de norm verontreinigd volume bij lokatie Laakerweert + klei fen, >0.02mg/m³, depotvolume 5.6 mln m³)



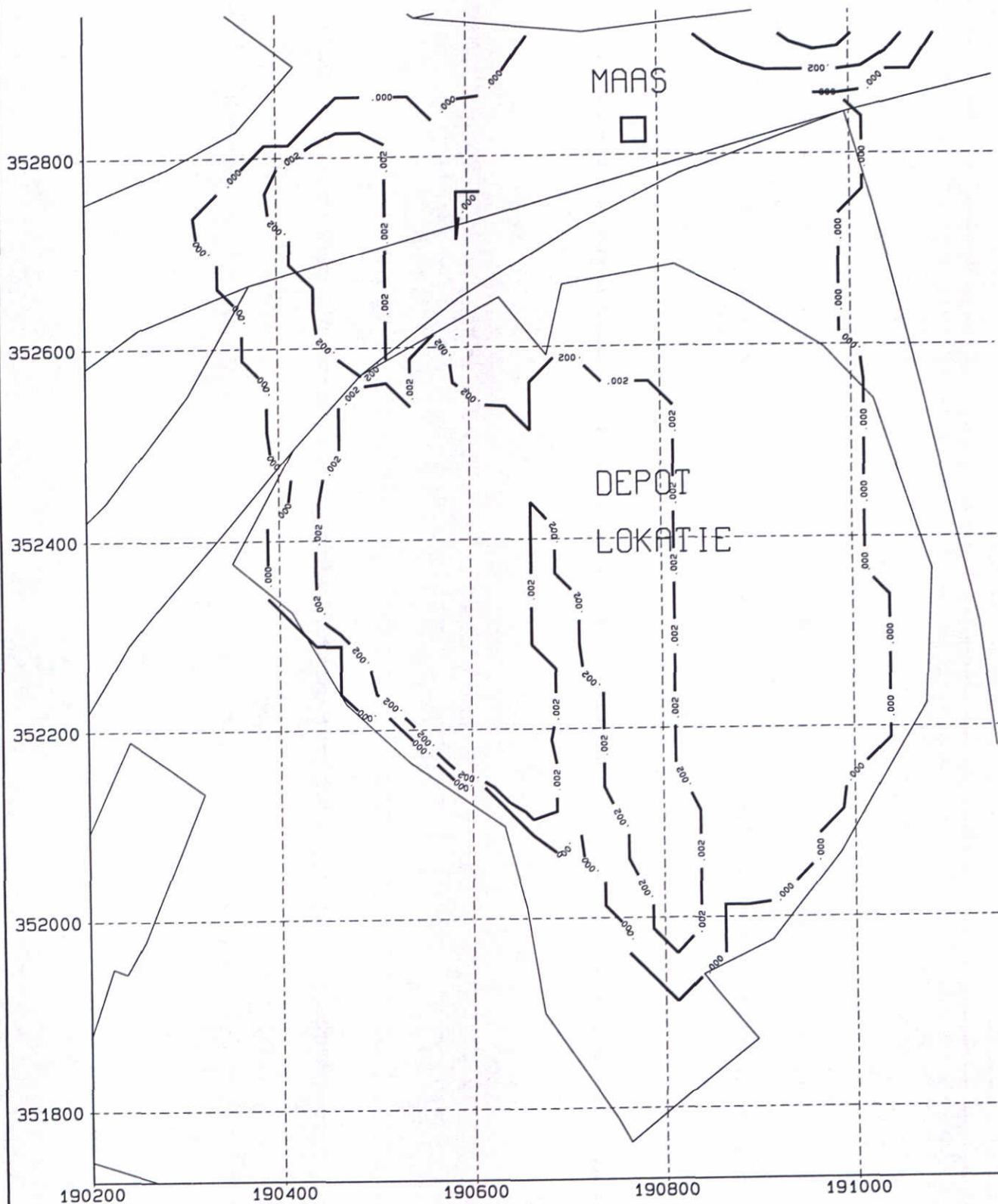


Figuur 6.18 Versp. bij de lokatie Molengreend, BI, WVP
De isolijnen geven de grens van 0.1, 1.0 en 10 * de
streefwaarde voor fenantreen (0.02 mg/m³)

STYXZ

T1389

schaal 1 : 6000



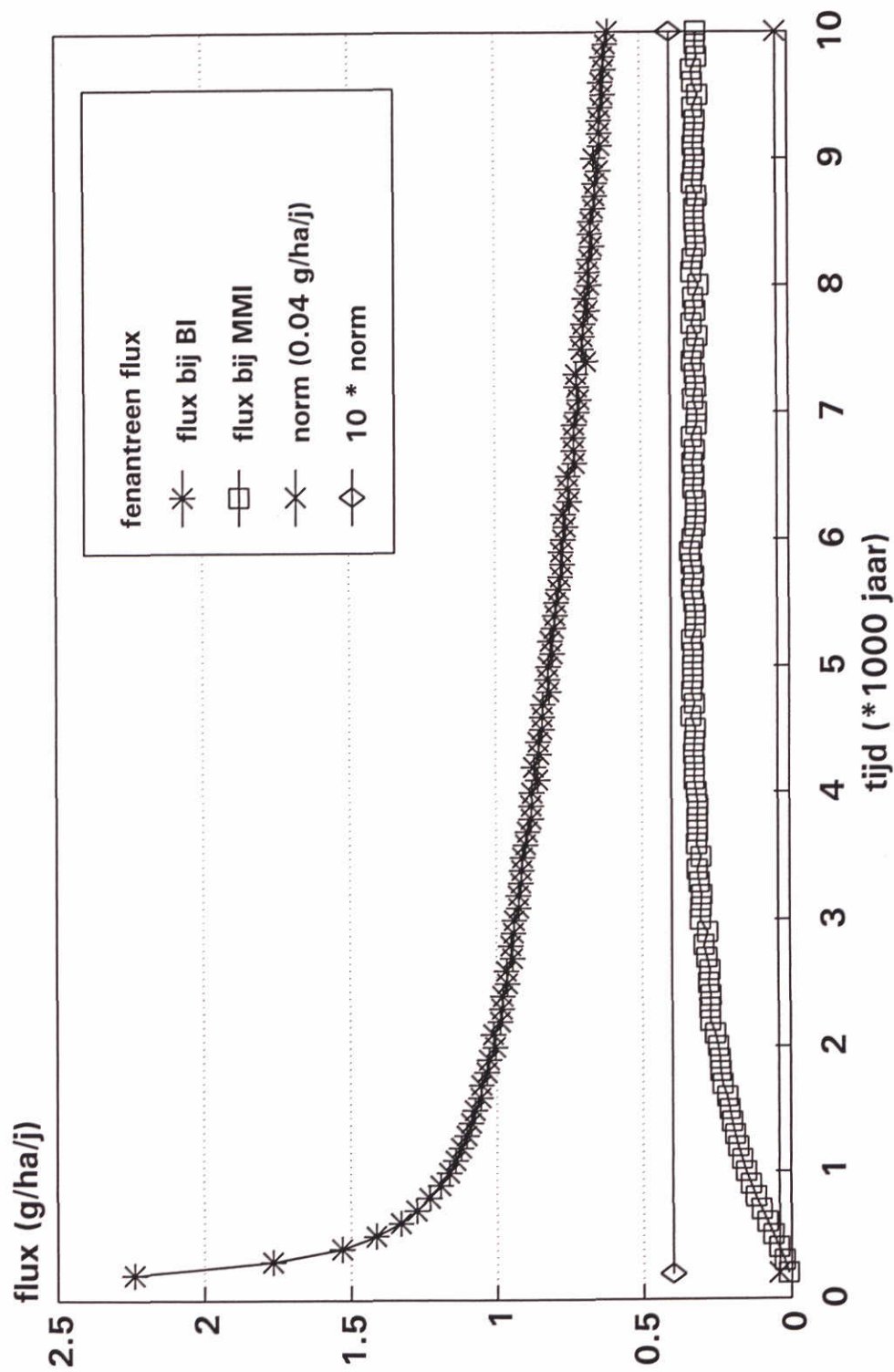
Figuur 6.19 Versp. bij de lokatie Molengreend, BI, WVP2
 De isolijnen geven de grens van 0.1, 1.0 en 10 * de
 streefwaarde voor fenantreen (0.02 mg/m³)

STYXZ

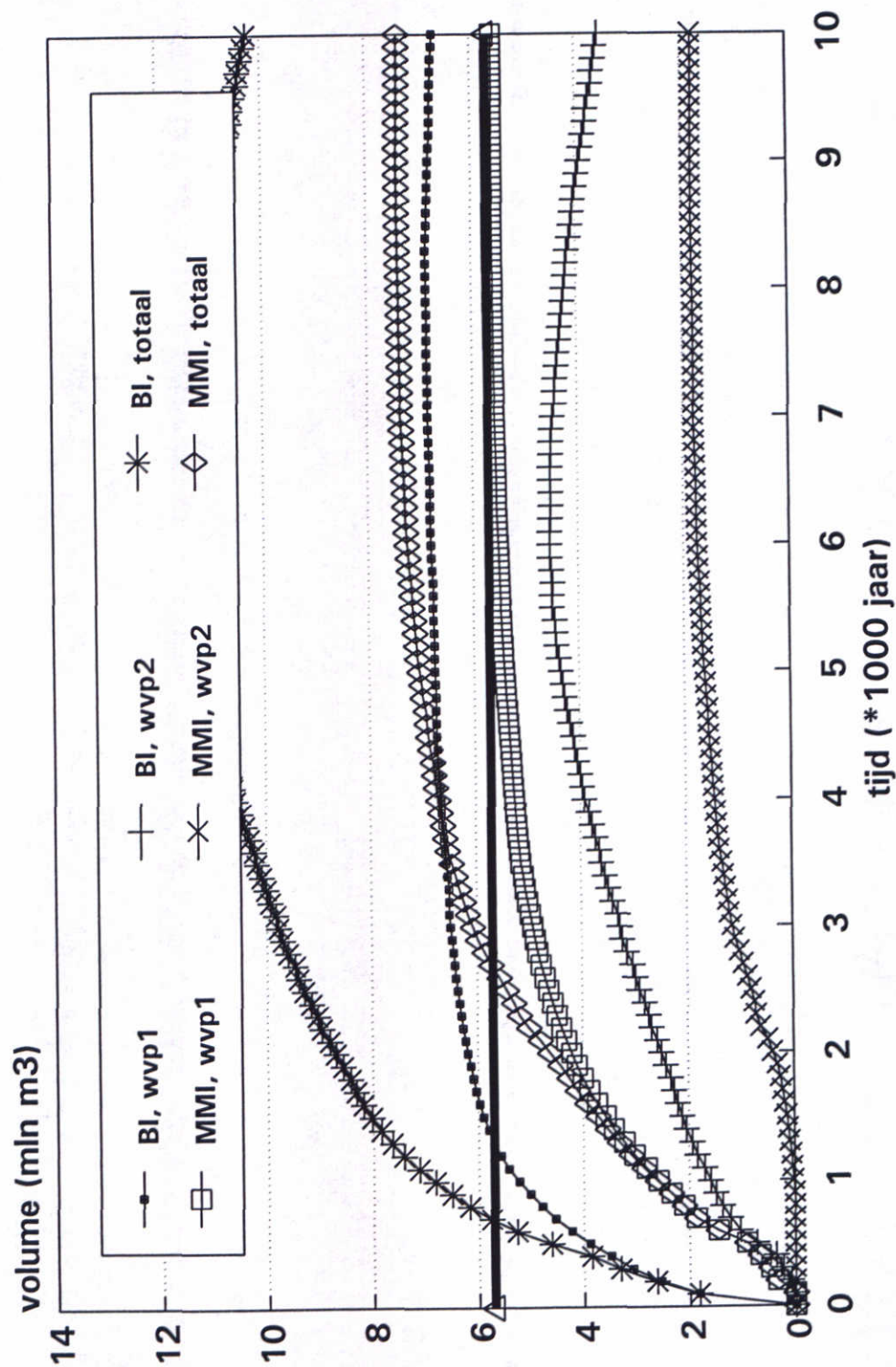
T1389

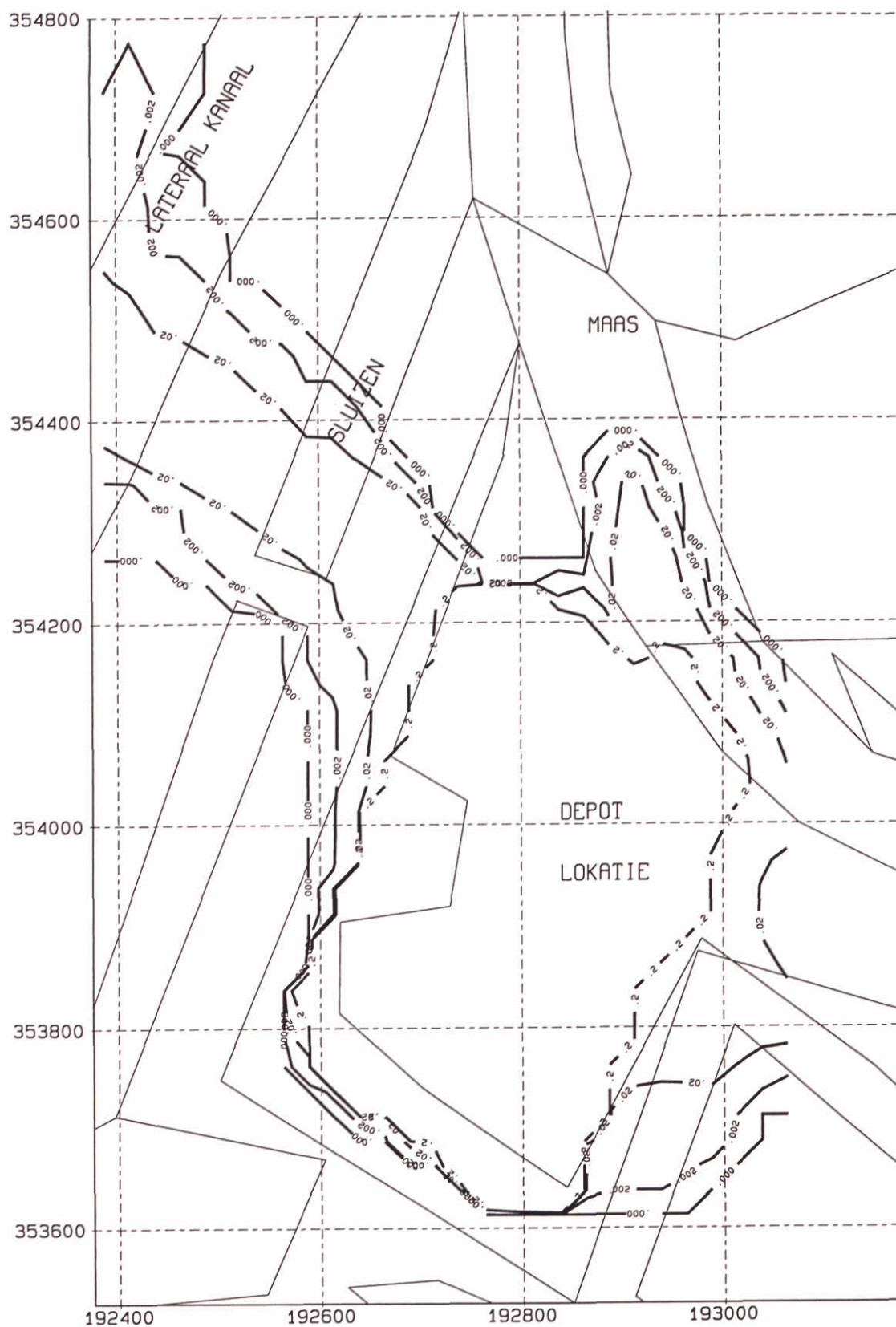
schaal 1 : 6000

Figuur 6.20 Fenantreen flux uit lokatie
Molengreend in g/ha/j bij de Bi en de
MMI



Figuur 6.21 Tot boven de norm verontreinigd volume bij lokatie Molengreend (fen, >0.02mg/m³, depotvolume 4.7 mln3)



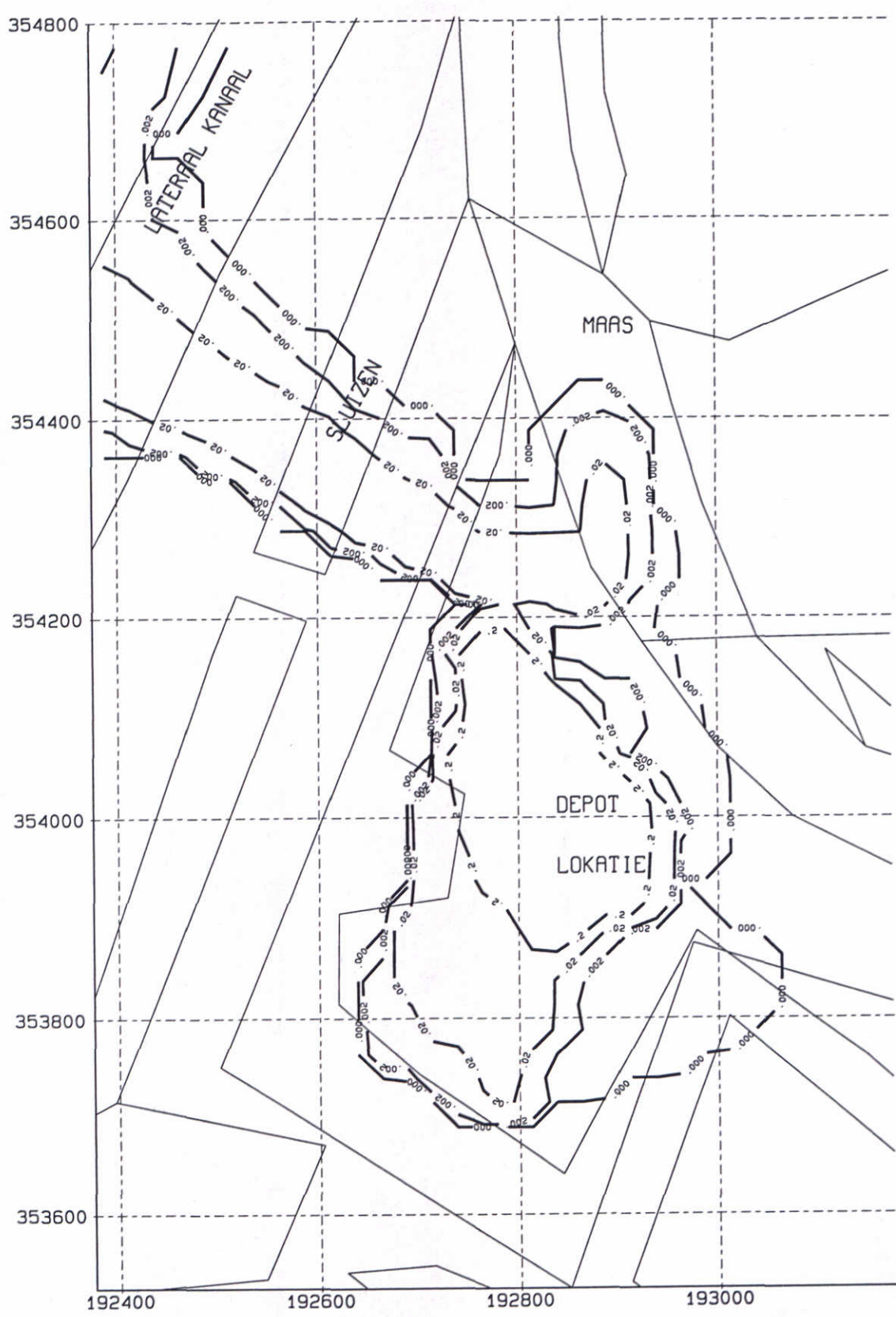


Figuur 6.22 Verspreiding bij de lokatie Osen, WVP1, BI
De isolijnen geven de grens van 0.1, 1.0 en 10 * de
streefwaarde voor fenantreen (0.02 mg/m³)

STYXZ

T1389

schaal 1 : 6000



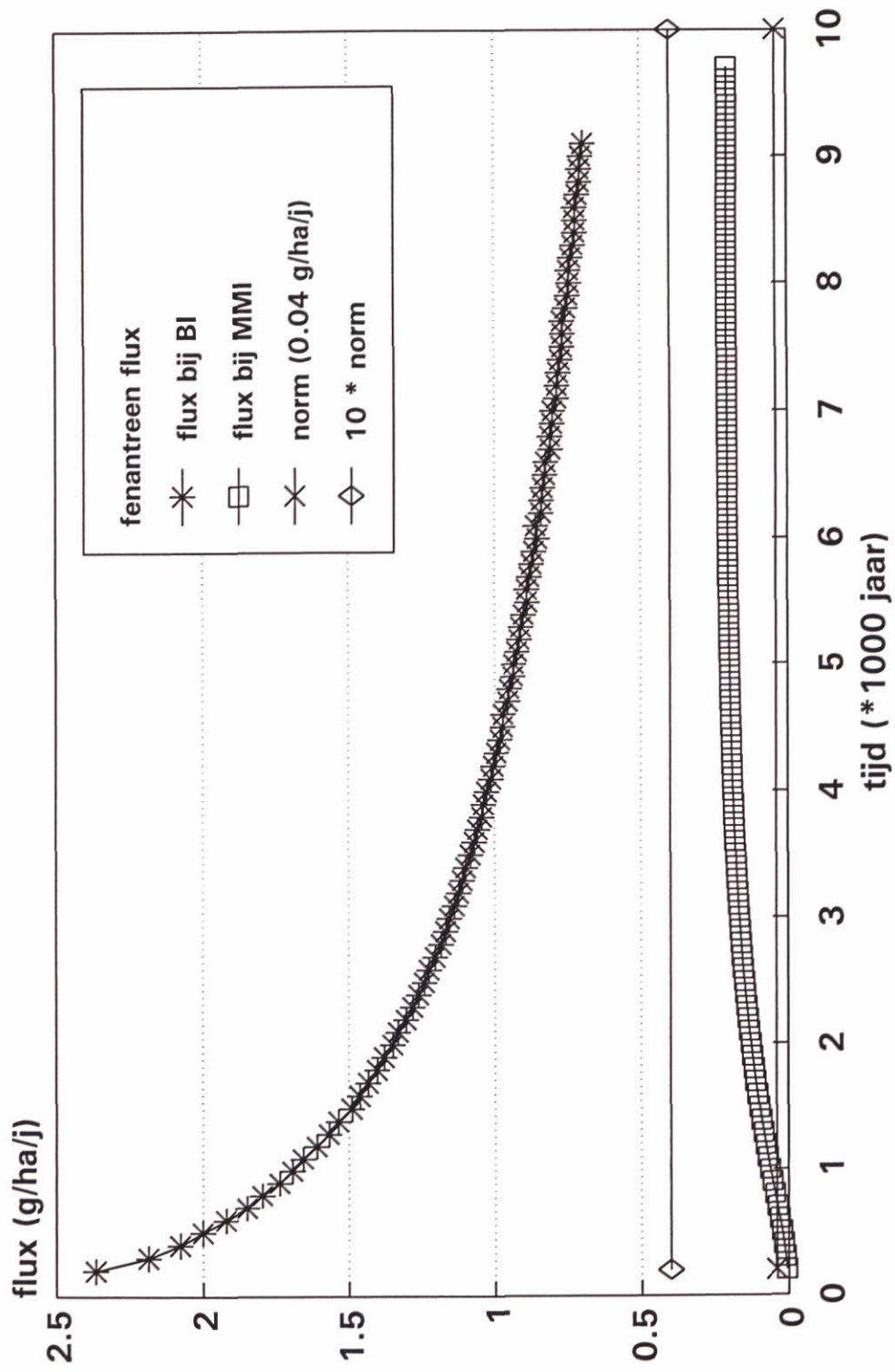
Figuur 6.23 Verspreiding bij de lokatie Osen, WVP2, BI
De isolijnen geven de grens van 0.1, 1.0 en 10 * de
streefwaarde voor fenantreen (0.02 mg/m3)

STYXZ

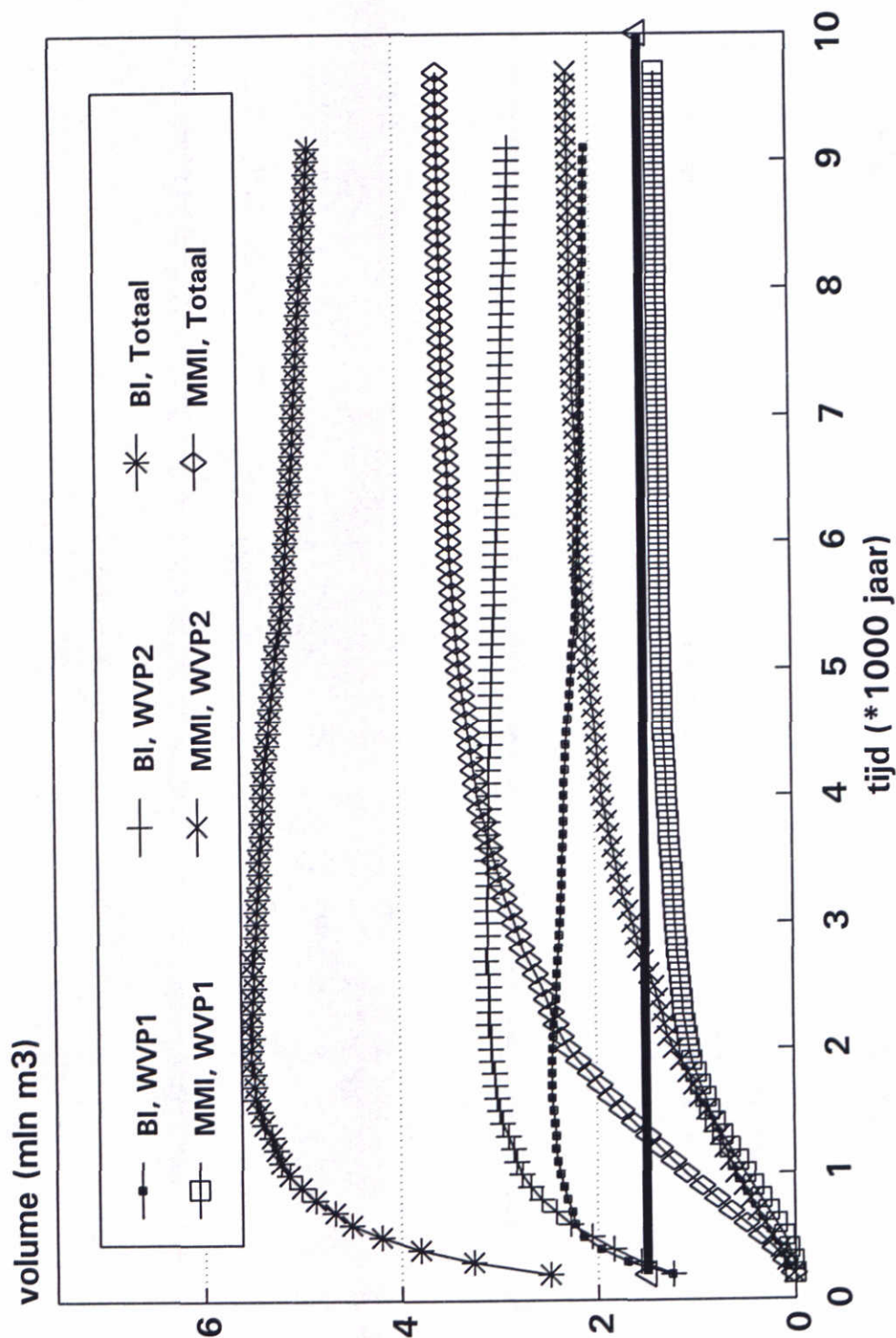
T1389

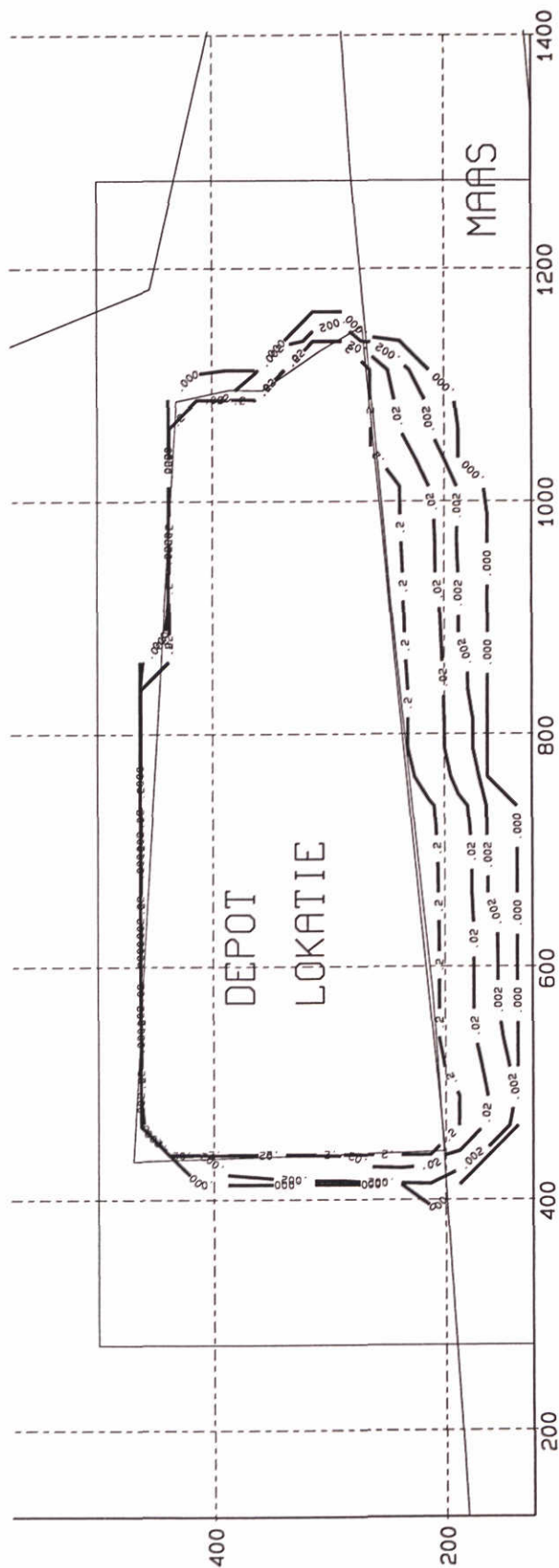
schaal 1 : 6000

Figuur 6.24 Fenantreen flux uit lokatie
Osen I in g/ha/j bij de Bi en de
MMI



Figuur 6.25 Tot boven de norm verontreinigd volume bij lokatie Osen (fenantreen, $>0.02\text{mg/m}^3$, depotvolume 1.5 mlnm^3)



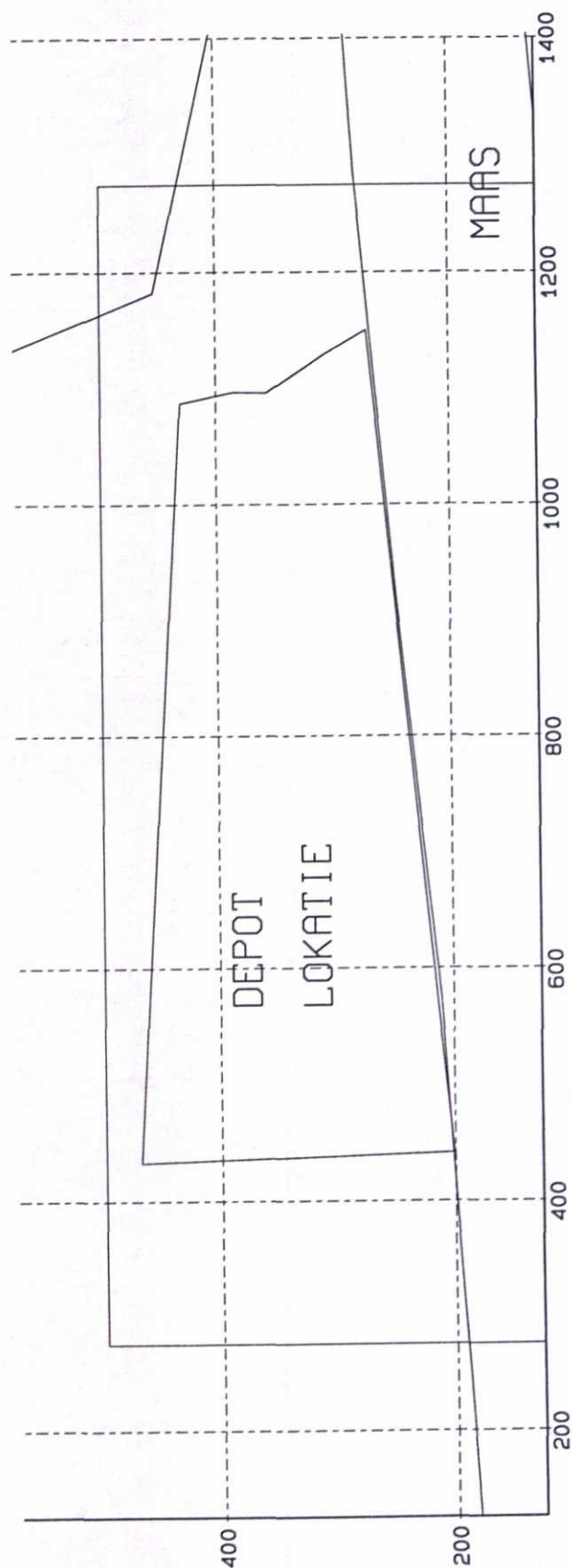


Figuur 6.26 Versp. bij de lokatie Kessel, BI, WVP
De isolijnen geven de grens van 0.1, 1.0 en 10 * de
streefwaarde voor fenantreen (0.02 mg/m3)

STYXZ

T1389

schaal 1 : 6000



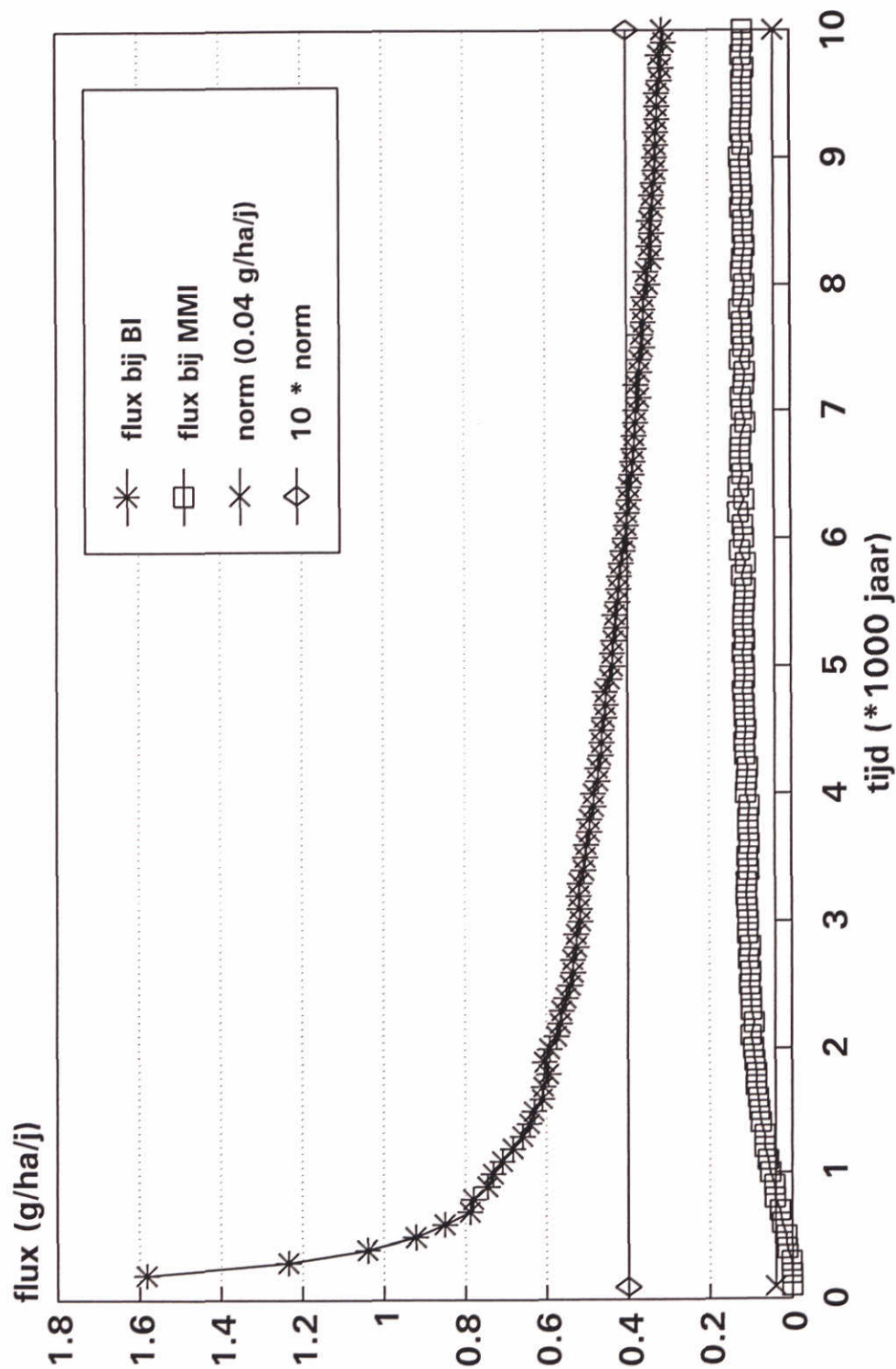
Figuur 6.27 Versp. bij de lokatie Kessel, BI, Breda
De isolijnen geven de grens van 0.1, 1.0 en 10 * de
streefwaarde voor fenantreen (0.02 mg/m³)

STYXZ

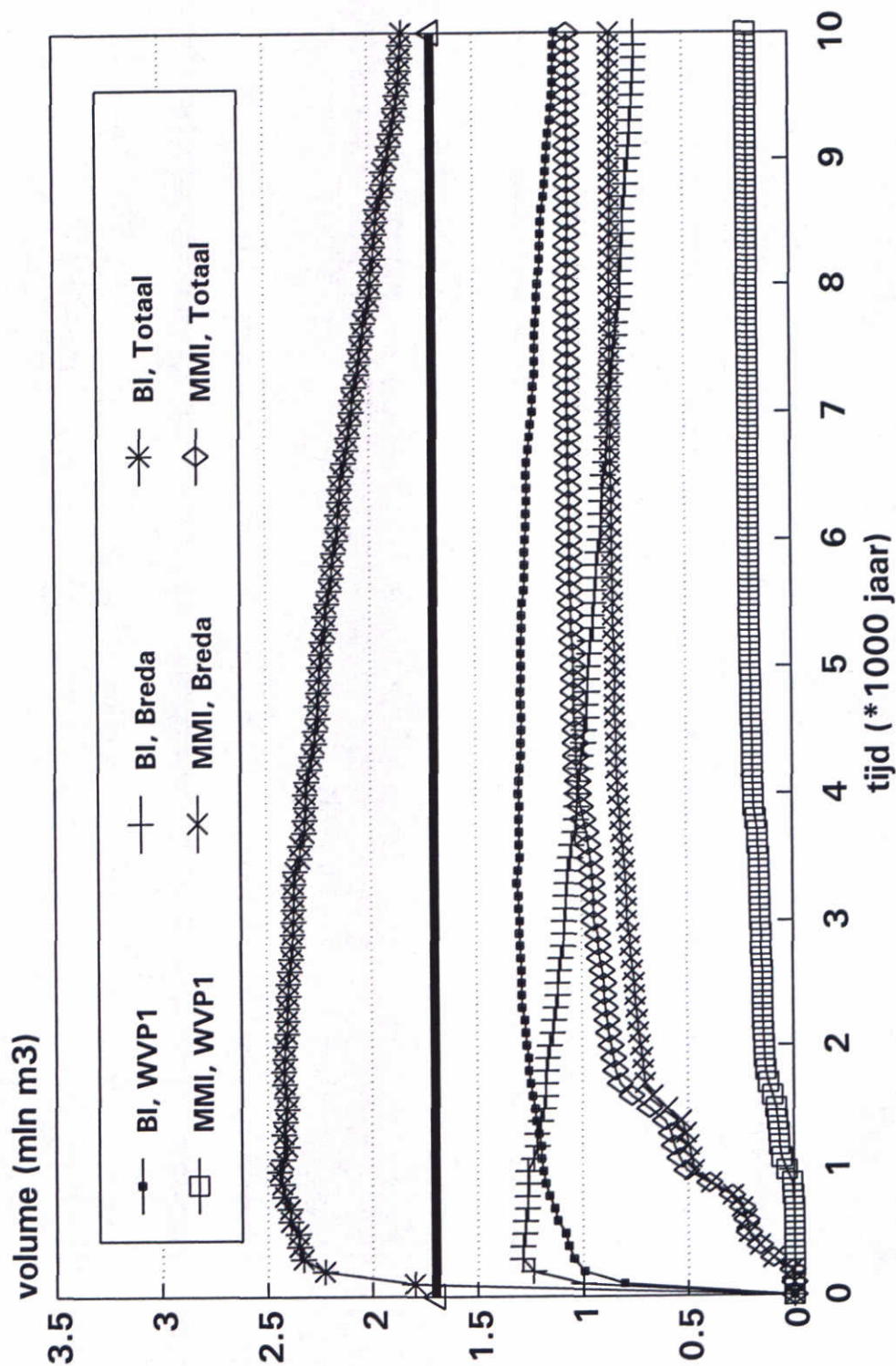
T1389

schaal 1 : 6000

Figuur 6.28 Fenantreen flux uit de
lokatie Kessel in g/ha/j bij de BI en de
MMI



Figuur 6.29 Tot boven de norm verontreinigd volume bij lokatie Kessel (fenantreen, > 0.02mg/m³, depotvolume 1.7 mln m³)



BIJLAGEN

Lijst van Bijlagen

Bijlage A	Beschrijving regionale geohydrologie
Bijlage B	Modelbeschrijving MODFLOW
Bijlage C.1a	Dikteverdeling deklaag Kessel
Bijlage C.1b	Dikteverdeling eerste watervoerende pakket Kessel
Bijlage C.1c	Dikteverdeling Formatie van Breda Kessel
Bijlage C.2a	Berekende potentialen in eerste watervoerende pakket Kessel
Bijlage C.2b	Berekende potentialen in Formatie van Breda Kessel
Bijlage C.3a	Dikteverdeling deklaag Laakerweerd
Bijlage C.3b	Dikteverdeling bovenste deel eerste watervoerende pakket Laakerweerd
Bijlage C.4a	Berekende potentialen in bovenste deel van het eerste watervoerende pakket Laakerweerd (klei)
Bijlage C.4b	Berekende potentialen in bovenste deel van het eerste watervoerende pakket Laakerweerd (zand)
Bijlage C.5a	Dikteverdeling deklaag Osen I
Bijlage C.5b	Dikteverdeling bovenste deel eerste watervoerende pakket Osen I
Bijlage C.5c	Dikteverdeling onderste deel eerste watervoerende pakket Osen I
Bijlage C.6	Berekende potentialen in bovenste deel van het eerste watervoerende pakket Osen I
Bijlage C.7a	Dikteverdeling deklaag Molengreend
Bijlage C.7b	Dikteverdeling bovenste deel eerste watervoerende pakket Molengreend
Bijlage C.8	Ligging depotlokatie D2 Grove Vergoossen
Bijlage C.9	Geohydrologisch profiel langs Groeve Vergoossen
Bijlage C.10	Gemodelleerde geohydrologische situatie Groeve Vergoossen
Bijlage C.11	Berekende potentialen in het watervoerende pakket Molengreend
Bijlage C.12a	Berekende potentialen in bovenste deel van eerste watervoerende pakket na vullen depot Kessel
Bijlage C.12b	Berekende potentialen in Formatie van Breda na vullen depot Kessel
Bijlage C.13a	Berekende potentialen in bovenste deel van het eerste watervoerende pakket na vullen depot Laakerweerd (klei)
Bijlage C.13b	Berekende potentialen in bovenste deel van het eerste watervoerende pakket na vullen depot Laakerweerd (zand)
Bijlage C.14a	Berekende potentialen in bovenste deel van het watervoerende pakket na verdiepen plas Osen I
Bijlage C.14b	Berekende potentialen in bovenste deel van het watervoerende pakket na vullen depot Osen I
Bijlage C.15a	Berekende potentialen in bovenste deel van het watervoerende pakket na verdiepen plas Molengreend
Bijlage C.15b	Berekende potentialen in bovenste deel van het watervoerende pakket na vullen depot Molengreend
Bijlage D	Modelbeschrijving ORPHEUS
Bijlage E	Consolidatieberekeningen
Bijlage F	Modelbeschrijving STYXZ
Bijlage G	Tabellen verspreiding

Bijlage A Beschrijving regionale geohydrologie

De geologie van het gebied wordt in de eerste plaats bepaald door twee primaire breuken die in ZZO-NNW richting lopen. Deze lopen in verticale richting door tot in de harde gesteenten van overwegend Carbonische ouderdom: de Feldbiss langs de noordelijke grens van Zuid-Limburg en de Peelrandbreuk ten noorden van Roermond. Deze breuken maken deel uit van het tektonisch systeem van de Rheingraben (Rijndal), een gebied dat al sinds een lange geologische periode systematisch zakt. Door deze zakking hellen de oude gesteenten in dezelfde ZZO-NNW richting weg, zoals ook veel van de jongere afzettingen, die verder naar het noorden de (ondoorlatende) basis van het geohydrologisch systeem vormen. De genoemde breuken verdelen het studiegebied in drie hoofdeenheden:

- De Peelschol ten noorden van de Peelrandbreuk, met een relatief ondiep pakket Kwartaire afzettingen.
- De Roerdalslenk tussen de Feldbiss en de Peelrandbreuk met een zeer diepe ligging van de slecht-doorlatende geohydrologische basis, die in dit geval gevormd wordt door de Formatie van Breda en is afgedekt door een dik pakket Kwartaire afzettingen.
- Zuid-Limburg, het gebied ten zuiden van de Feldbiss, waar de basis van het geohydrologisch systeem wordt gevormd door Vaalser en Akense groenzanden (relatief ondoorlatend) liggend op Carbonische en soms Triadische leisteen, zandsteen en steenkool, afgedekt door een in NNW richting dikker wordend pakket afzettingen uit het Krijt (kalksteen en mergel) en slechts een relatief dun pakket jongere (Kwartaire) afzettingen.

Door ruimtelijk wisselende afzettingen (rivieren, terrassen, etc.) tijdens met name het Pleistoceen en door de aanwezigheid van secundaire (ondiepe) breuken is binnen deze hoofdeenheden een groot aantal deelgebieden te onderscheiden met elk een eigen profielopbouw.

In geohydrologisch opzicht kunnen de volgende profielen worden onderscheiden voor het verkrijgen van een globale indruk van de regionale geohydrologie:

1. De Peelschol. Hier is slechts één watervoerend pakket aanwezig, dat zo dun is dat de transmissiviteit lager is dan $1.000 \text{ m}^2/\text{dag}$. De basis van het geohydrologische systeem ligt dan ook op een diepte van slechts ca. 20 m. Ook de deklaag is hier over het algemeen dunner dan in de Roerdalslenk.
2. Roerdalslenk. In het grootste gedeelte van dit gebied zijn drie watervoerende pakketten aanwezig, die bestaan uit dikke pakketten zand en grind die tijdens en na het Pleistoceen door de Maas zijn afgezet (Maasterrassen). De pakketten zijn gescheiden door relatief dunne, niet- of slechtdoorlatende kleilagen. De basis van het geohydrologisch systeem ligt als gevolg van het afhellen van de lagen in NNW richting op een diepte van ca. 100 m langs de Duitse grens tot meer dan 300 m langs de Brabants-Limburgse provinciegrens. De watervoerende pakketten nemen in die richting in dikte toe. De Holocene afdeklaag bestaat uit hetzij rivierklei (Maasdal), dan wel kleiïge terrestrische afzettingen, met een variabele dikte tot maximaal 20 à 25 m (NNW deel). Het eerste watervoerend pakket heeft in dit deel een $kD > 2.000 \text{ m}^2/\text{dag}$, het tweede en derde elk een $kD > 4.000 \text{ m}^2/\text{dag}$. Lokaal kunnen deze waarden fors naar boven of naar beneden afwijken.

3. Zuid-Limburg tot aan de Feldebiss. Een sterk variabel profiel met een in noordwestelijke richting in dikte sterk toenemend tweede watervoerend pakket (kalksteen en mergel; kD -waarde variërend tussen 50 en 5.000 m^2/dag). Alleen in het Maasdal is het eerste watervoerend pakket aanwezig (Kwartaire grindafzettingen; $kD > 2.000 m^2/dag$). Door een lokale breuk - de Heerlerheide breuk - wordt een smalle strook net ten zuiden van de Feldebiss afgescheiden met een afwijkende opbouw. In deze zone komt de formatie van Breda relatief ondiep voor in de vorm van een matig doorlatende afzetting, waardoor lokaal alleen een eerste watervoerende pakket voorkomt. De basis van het geohydrologische systeem ligt in het uiterste zuiden aan het maaiveld, duikt tot aan de Heerlerheide breuk weg tot een diepte van 200-250 m (t.o.v. het maaiveld), en reikt in het gedeelte tussen de Heerlerheide breuk en de Feldebiss slechts tot ca. 20 m diepte.

Samenvattend kan gesteld worden dat het gedeelte ten zuiden van de Feldebiss een sterk wisselend geohydrologisch systeem heeft met vooral aan de noordkant goed doorlatende watervoerende pakketten, dat de Roerdalslenk een zeer diep systeem kent met goed doorlatende pakketten en een duidelijke deklaag en dat de Peelschol tenslotte een zeer ondiep systeem heeft met een minder doorlatend watervoerend pakket en een minder duidelijke deklaag.

Het gebied wordt ontwaterd door de Maas en een groot beken en zijriviertjes, waarvan de Jeker, de Geul, de Geleenbeek en de Roer in het betrokken gebied de belangrijkste zijn. Over het algemeen steekt de hoofdgeul van de Maas door de afdeklaag heen, zodat er een direct contact bestaat tussen de rivier en het eerste watervoerende pakket. Dit weerspiegelt zich in het verloop in de tijd van de grondwaterstanden rond de Maas. Hierin zijn duidelijk de hoogwater- en laagwaterpieken van de Maas te herkennen. Ook het afvoerregime van enkele kleinere beken is in lichtere mate in het isohypsenbeeld van het eerste watervoerende pakket terug te vinden.

Hoewel de Maas, vooral in de bovenloop, onder gemiddelde omstandigheden geohydrologisch een drainerende functie heeft, hangt dit af van de hydrologische omstandigheden. In een zeer droge najaarssituatie zal de drainage vanwege de lage stijghoogten in het eerste watervoerende pakket afnemen; voorts hangt de sterkte van de drainage af van de waterstanden in de rivier.

Wat voor de rivier geldt inzake het doorsnijden van de deklaag, geldt in het algemeen ook voor de vele plassen in het gebied rond Roermond die in contact staan met de Maas. Vooral de diepere (> 10 m) plassen maken contact met het eerste watervoerende pakket. Omdat de maaiveldshoogten - en hieraan gepaard de stijghoogten in het eerste watervoerende pakket - ter plaatse een stuk boven het rivierpeil en het peil in de plassen liggen, kan in alle plassen gedurende het grootste deel van het jaar op een kwelsituatie worden gerekend. De sterkte van de kwelflux kan echter per plas verschillen, al naar gelang de lokale peilen. De drainerende werking van de plassen versterkt die van de rivier zelf. Tijdens droge periodes kan de geschetste grondwaterstroming zich omdraaien: er infiltreert dan water uit de Maas of uit de plassen naar het eerste watervoerende pakket. De plassen bovenstrooms van Roermond infiltreren waarschijnlijk naar het Lateraalkanaal.

Bijlage B Modelbeschrijving MODFLOW

B.1 Inleiding

MODFLOW (a MODular three-dimensional finite-difference ground-water FLOW model) is een model dat door de United States Geological Survey (USGS) is ontwikkeld. Het model is opgebouwd uit een hoofdprogramma en een aantal modules. Elke module heeft betrekking op een specifiek onderdeel van het hydrologische systeem, zoals bv. neerslag of putonttrekkingen.

B.2 Fysische schematisatie

Zoals elk grondwaterstromingsmodel is MODFLOW gebaseerd op twee wetten: de wet van Darcy:

$$q = -K * i; \quad (1)$$

waarbij:

q = stroomsnelheid (m/d);
 K = doorlatendheid (m/d);
 $i = dh/ds$ = gradiënt, dimensieloos;
 h = potentiaal;
 s = richting (m);

en de continuïteitsvergelijking:

$$(d(q_x)/dx) + (d(q_y)/dy) + (d(q_z)/dz) = 0, \quad (2)$$

waarbij:

x, y, z = richting waarin stroming plaatsvindt.

Uit deze twee wetten kan de volgende vergelijking worden afgeleid:

$$d/d_x (K_{xx}(dh/dx)) + d/d_y (K_{yy}(dh/dy)) + d/d_z (K_{zz}(dh/dz)) - W = S_s(dh/dt), \quad (3)$$

waarbij:

K_{xx}, K_{yy}, K_{zz}	=	de doorlatendheid langs de x, y en z-coördinaatassen, die geacht worden parallel te liggen aan de "hoofdassen" van de doorlatendheid(m/d);
W	=	volumetrische flux per eenheidsvolume; deze representeert bronnen of putten (1/d);
S_s	=	specifieke berging van het poreuze materiaal (1/m);
t	=	tijd (d)

Deze vergelijking geeft de drie-dimensionale stroming weer van grondwater met een constante

dichtheid door een heterogeen en anisotroop medium met een bepaalde porositeit, ervan uitgaande dat de hoofdasen van de doorlatendheid parallel zijn aan de coördinaatrichtingen. Wanneer vergelijking (3) wordt gecombineerd met randvoorwaarden voor fluxen en/of potentialen wordt een wiskundige vergelijking van een grondwaterstromingssysteem verkregen.

Eén van de manieren waarop deze wiskundige vergelijking kan worden opgelost is via de eindige-differentie methode, waarbij het continue systeem dat beschreven wordt door vergelijking (3) vervangen wordt door een eindige set discrete punten in tijd en ruimte, en de partiële afgeleiden worden vervangen door termen die berekend worden door de verschillen in potentialen in deze punten. Dit proces leidt tot een systeem van een aantal lineaire differentievergelijkingen. De oplossing van deze vergelijkingen levert een potentiaal op in specifieke punten in de ruimte en in de tijd.

B.3 Discretisatie

Een modelgebied dient te worden opgedeeld in rijen, kolommen en lagen met een niet per se uniforme afmeting om te kunnen worden gebruikt in een eindige differentie model. Een aanname die hierbij door MODFLOW gedaan wordt is dat de modellagen in het algemeen overeenkomen met horizontale geohydrologische eenheden. Door deze indeling wordt het modelgebied opgedeeld in cellen. Binnen elke cel bestaat een punt, een knoop, waarvoor de potentiaal berekend wordt. MODFLOW gaat uit van de "block-centered"-benadering d.w.z. de potentiaal die wordt berekend, geldt voor het middelpunt van de cel.

B.4 Randvoorwaarden, celactiviteiten en iteraties

Het is in MODFLOW mogelijk om de randvoorwaarden van het model vast te leggen door middel van ofwel vaste potentialen ofwel vaste fluxen. Tevens is het mogelijk bepaalde cellen als inactief te definiëren, d.w.z. deze cellen doen niet mee aan het hydrologische systeem en voor deze cellen hoeft/kan derhalve geen potentiaal worden berekend. Voor de actieve cellen die geen vaste potentiaal opgelegd zijn, wordt een potentiaal berekend volgens:

$$h_{i,j} = \frac{h_{i-1,j} + h_{i+1,j} + h_{i,j-1} + h_{i,j+1}}{4} \quad (4)$$

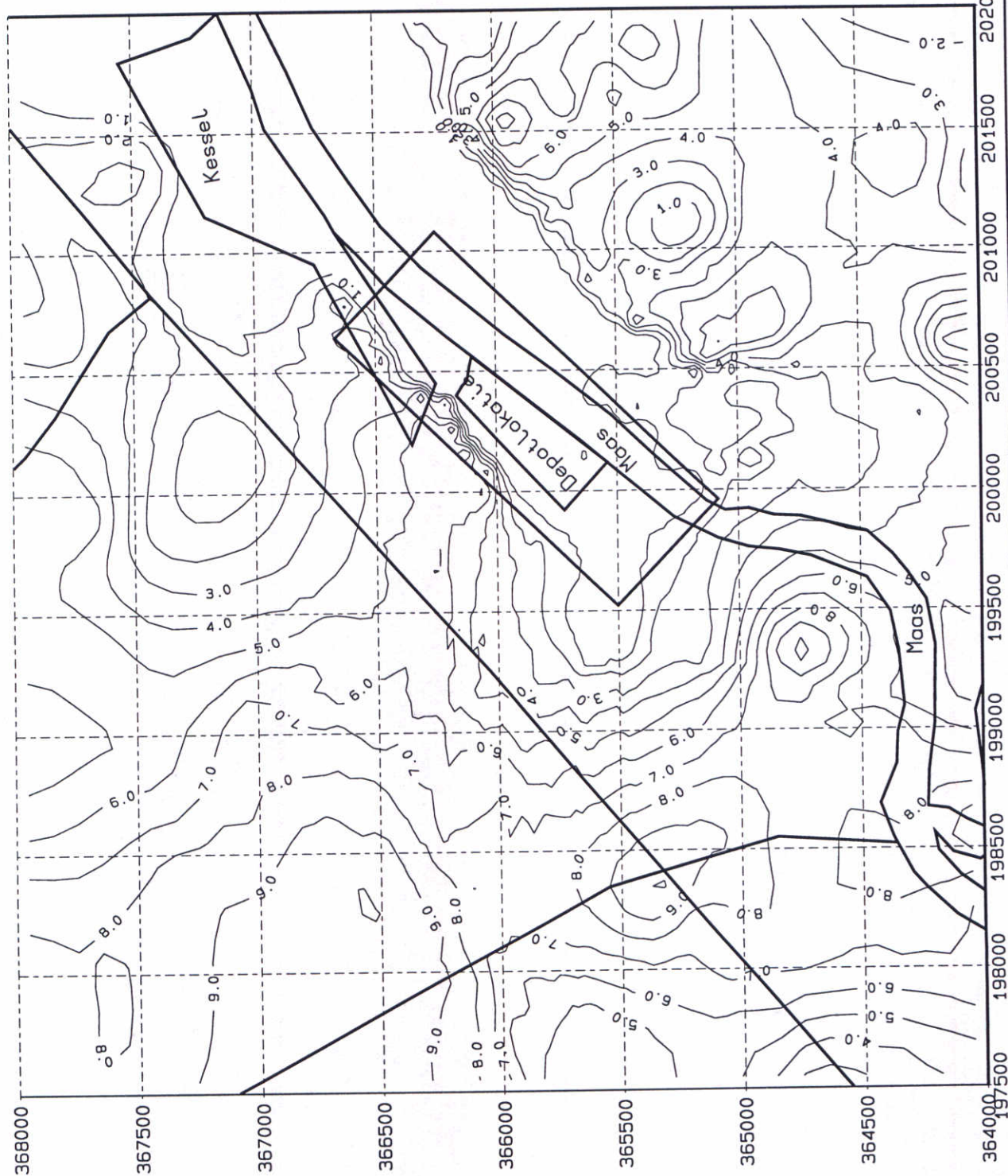
waarbij

i,j = indices langs de x- en de y-assen.

Deze vergelijking wordt iteratief opgelost voor alle actieve cellen tot de grootste potentiaalverandering in het systeem per iteratie kleiner is dan een vooraf opgegeven criterium. Op dat moment is de oplossing voldoende geconvergeerd en worden o.a. de berekende potentialen en fluxen tussen cellen (of eigenlijk tussen celmiddelpunten) naar uitvoerfiles weggeschreven. Wanneer de uitkomst van de MODFLOW-berekening dient als invoer voor een chemisch model zoals bv STYXZ, dan dient de oplossing ook te voldoen aan een streng waterbalanscriterium. Ook dit criterium wordt vooraf opgegeven. Het is mogelijk om tijdsafhankelijke berekeningen uit te voeren. In dat geval worden na een bepaald tijdsinterval uitvoerfiles aangemaakt tot het moment dat de som van de tijdsintervallen groter wordt dan de totale simulatietijd.

Bijlage C

Dikteverdeling van relevante geologische pakketten (Figuren)



BIJLAGE C.1a
Dikteverdeling deklaag

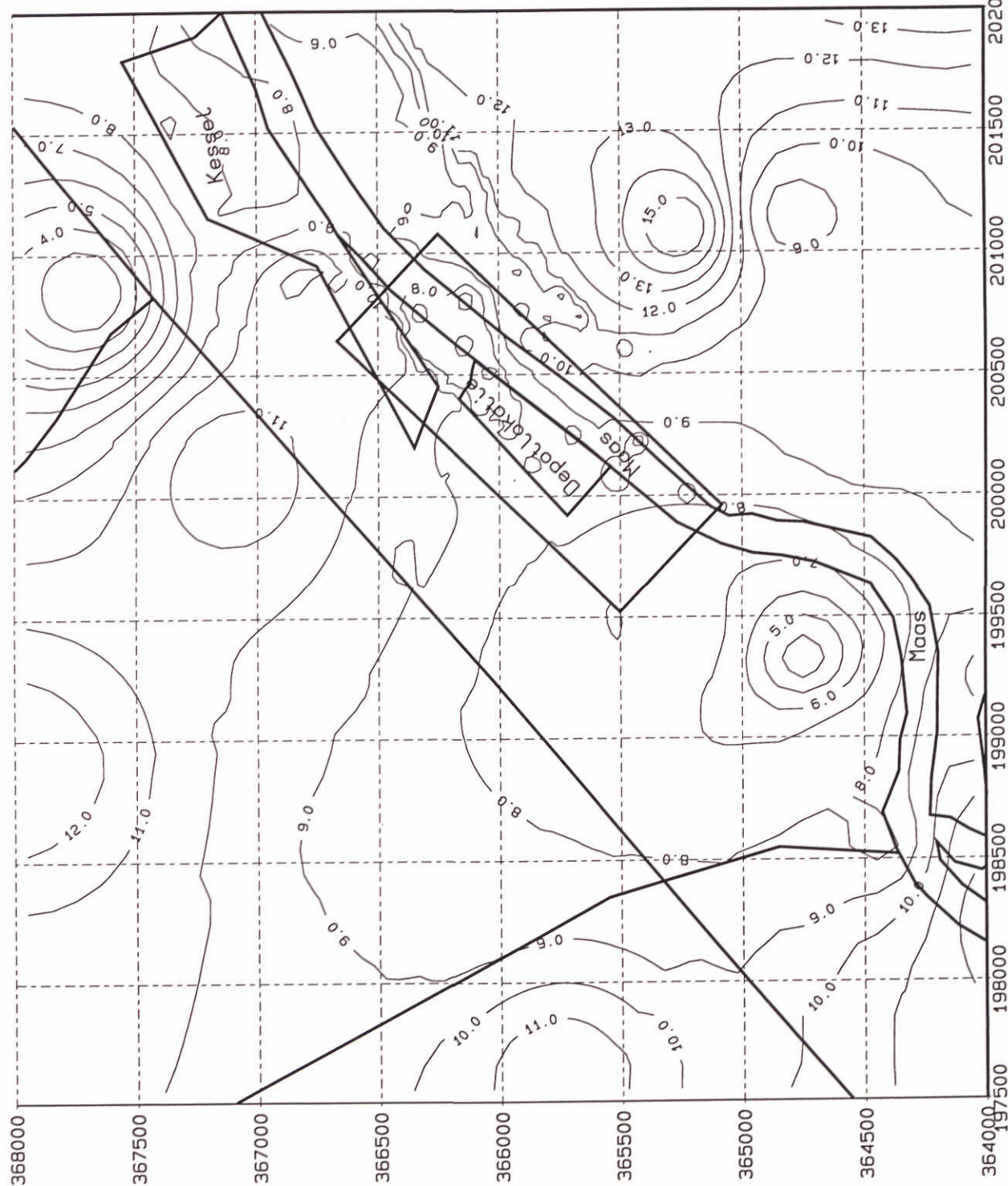
MODGRID

T1389

schaal 1 : 25.000

DELFT HYDRAULICS

KESSEL



KESSEL

202000
201500
201000
200500
200000
199500
199000
198500
198000
197500

368000
367500
367000
366500
366000
365500
365000
364500
364000

BIJLAGE C.1b
Dikteverdeling watervoerend pakket

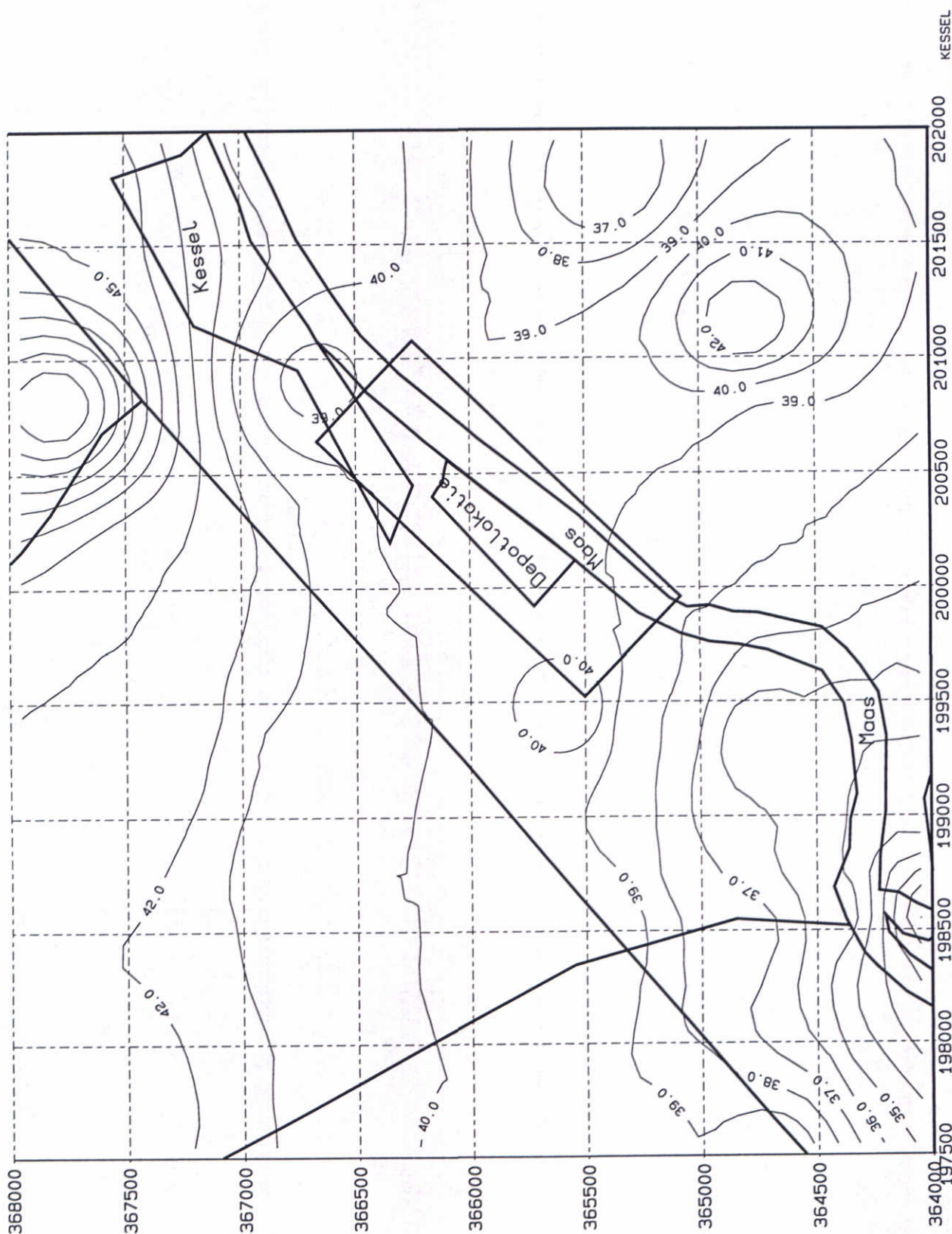
MODGRID

T1389

schaal 1 : 25.000

DELFT HYDRAULICS

KESSEL



BIJLAGE C.1c
Dikteverdeling Formatie van Breda

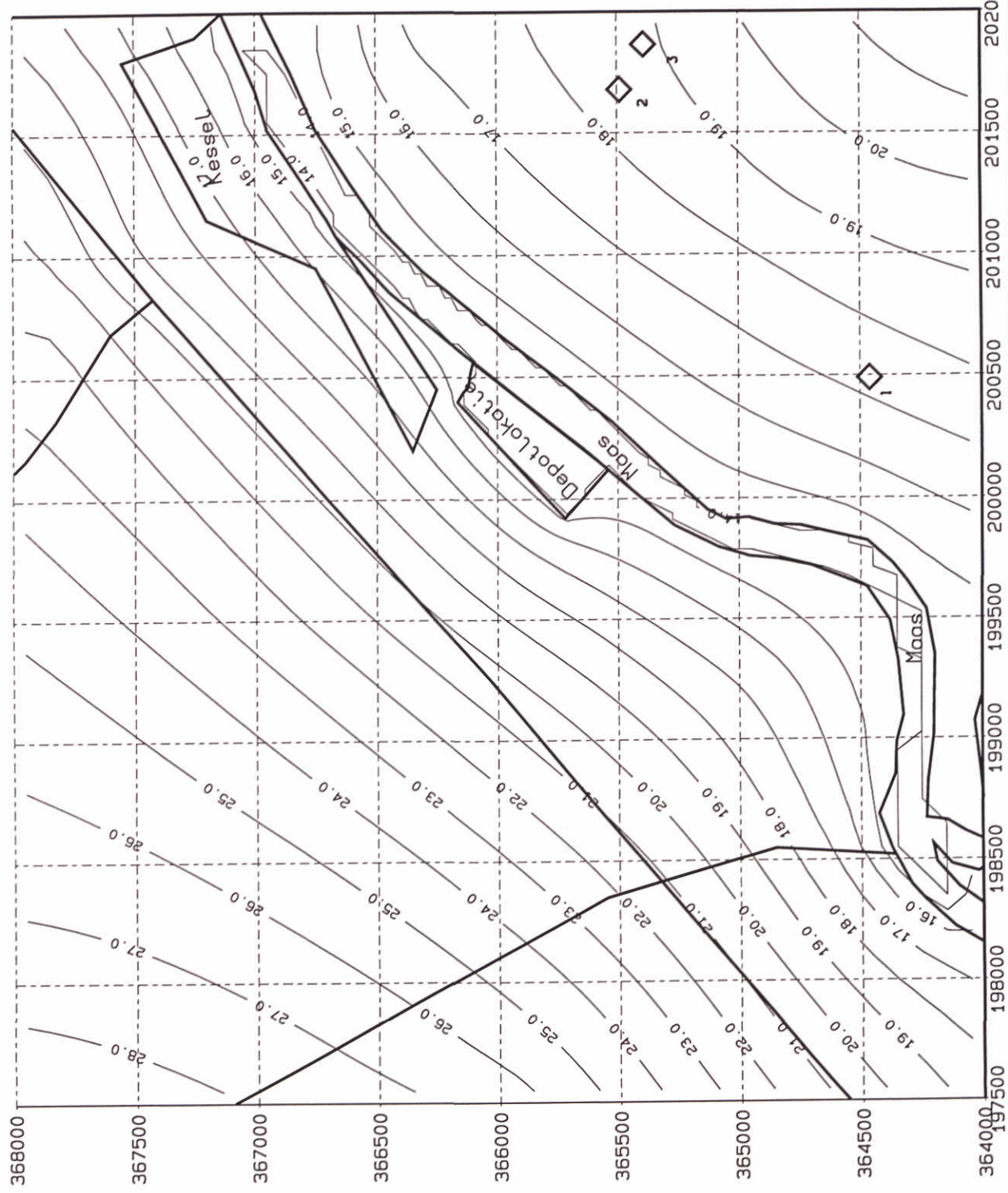
MODGRID

T1389

schaal 1 : 25.000

DELFT HYDRAULICS

KESSEL



KESSEL

197500 198000 198500 199000 199500 200000 200500 201000 201500 202000

BIJLAGE C.2a
Berekende potentialen in het eerste
watervoerende pakket

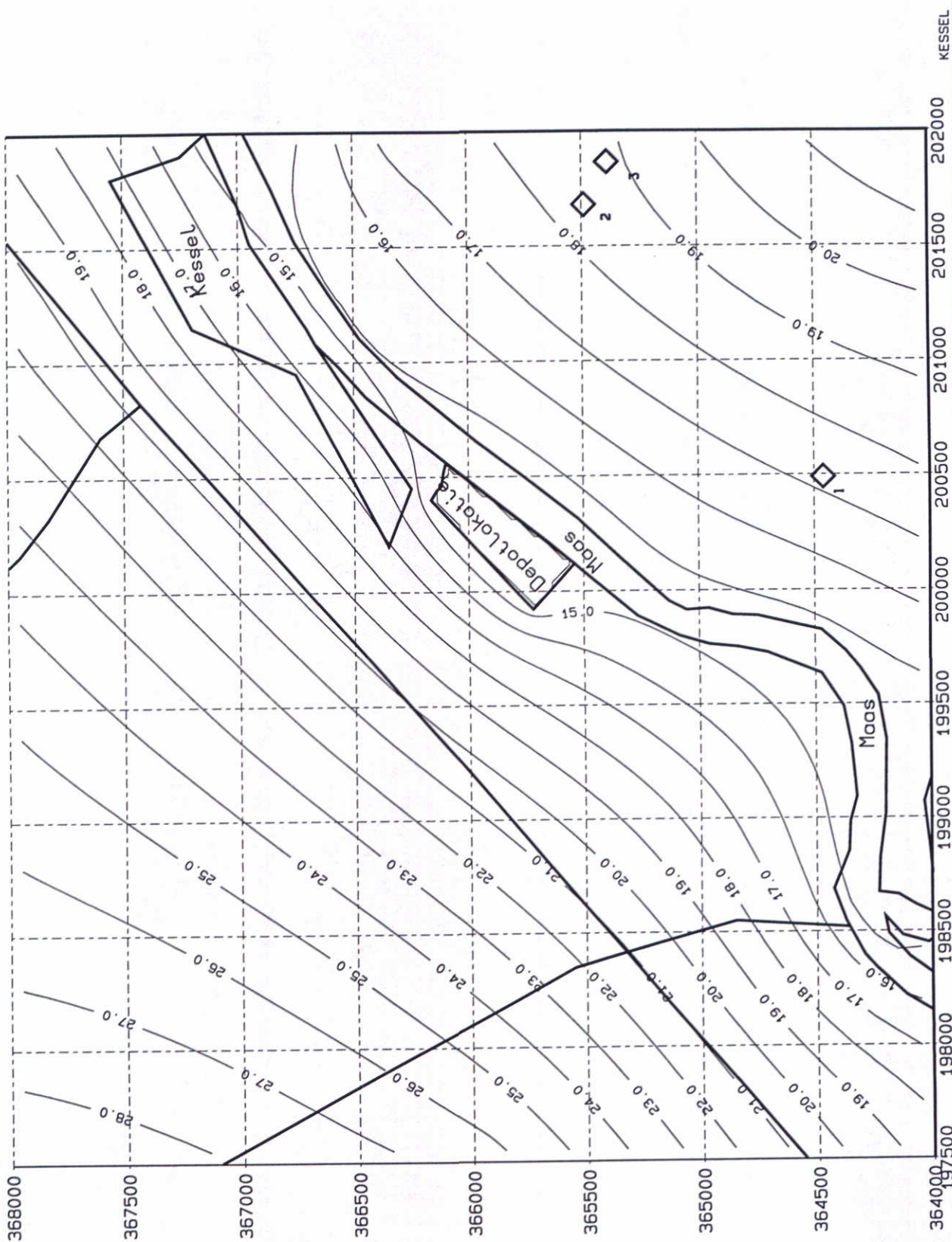
MODGRID

T1389

schaal 1 : 25.000

DELFT HYDRAULICS

KESSEL



BIJLAGE C.2b
Berekende potentialen in Formatie van Breda

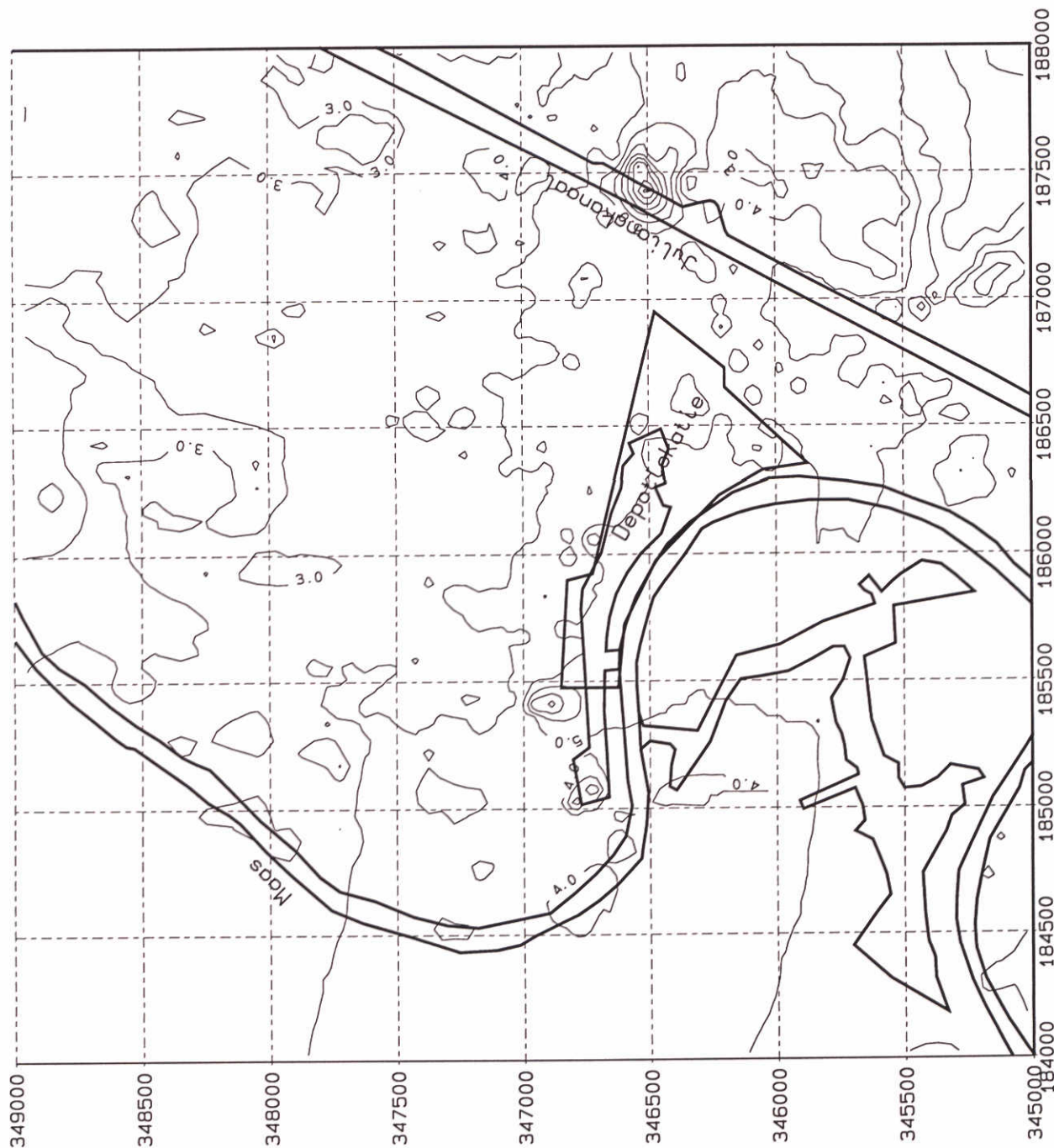
MODGRID

T1389

schaal 1 : 25.000

DELFT HYDRAULICS

KESSEL



BIJLAGE C.3a
Dikteverdeling deklaag

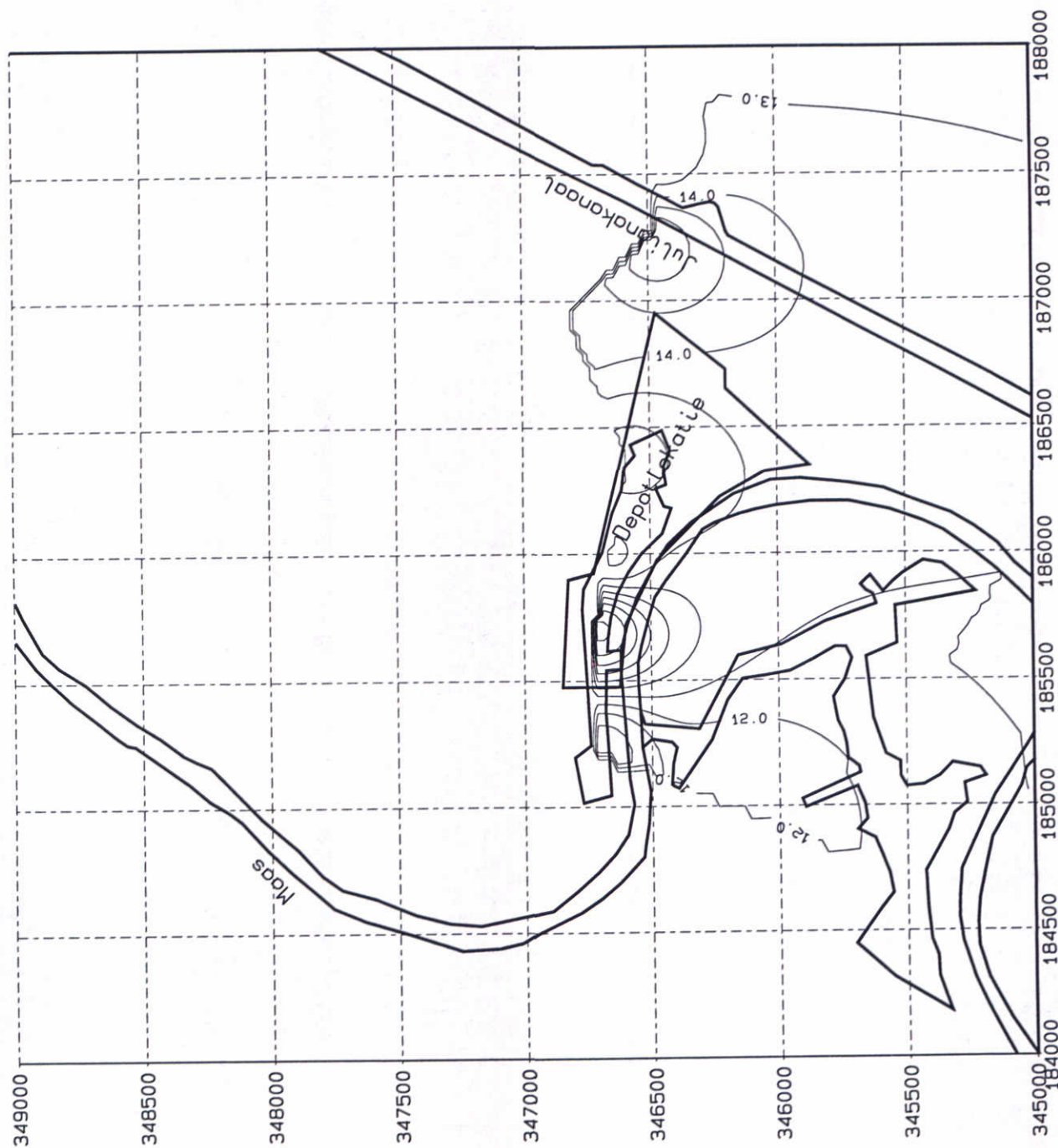
MODGRID

T1389

schaal 1 : 25.000

DELFT HYDRAULICS

LAAKERWEERD



BIJLAGE C.3b
Dikteverdeling bovenste deel eerste
watervoerende pakket

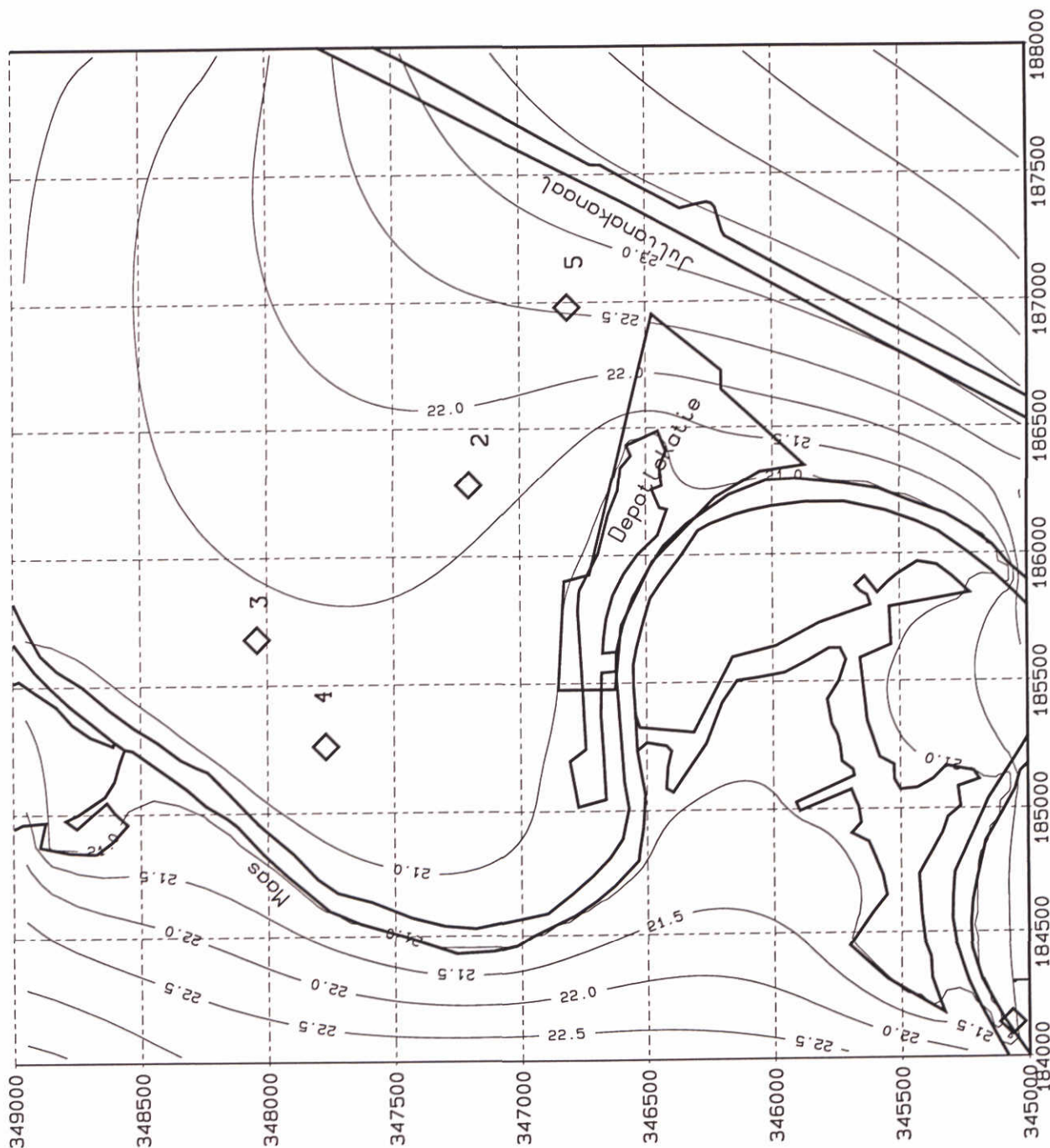
MODGRID

T1389

schaal 1 : 25.000

DELFT HYDRAULICS

LAAKERWEERD



BIJLAGE C.4a

Berekende potentialen in bovenste deel van
het eerste watervoerende pakket (KLEI)

MODGRID

T1389

schaal 1 : 25.000

DELFT HYDRAULICS

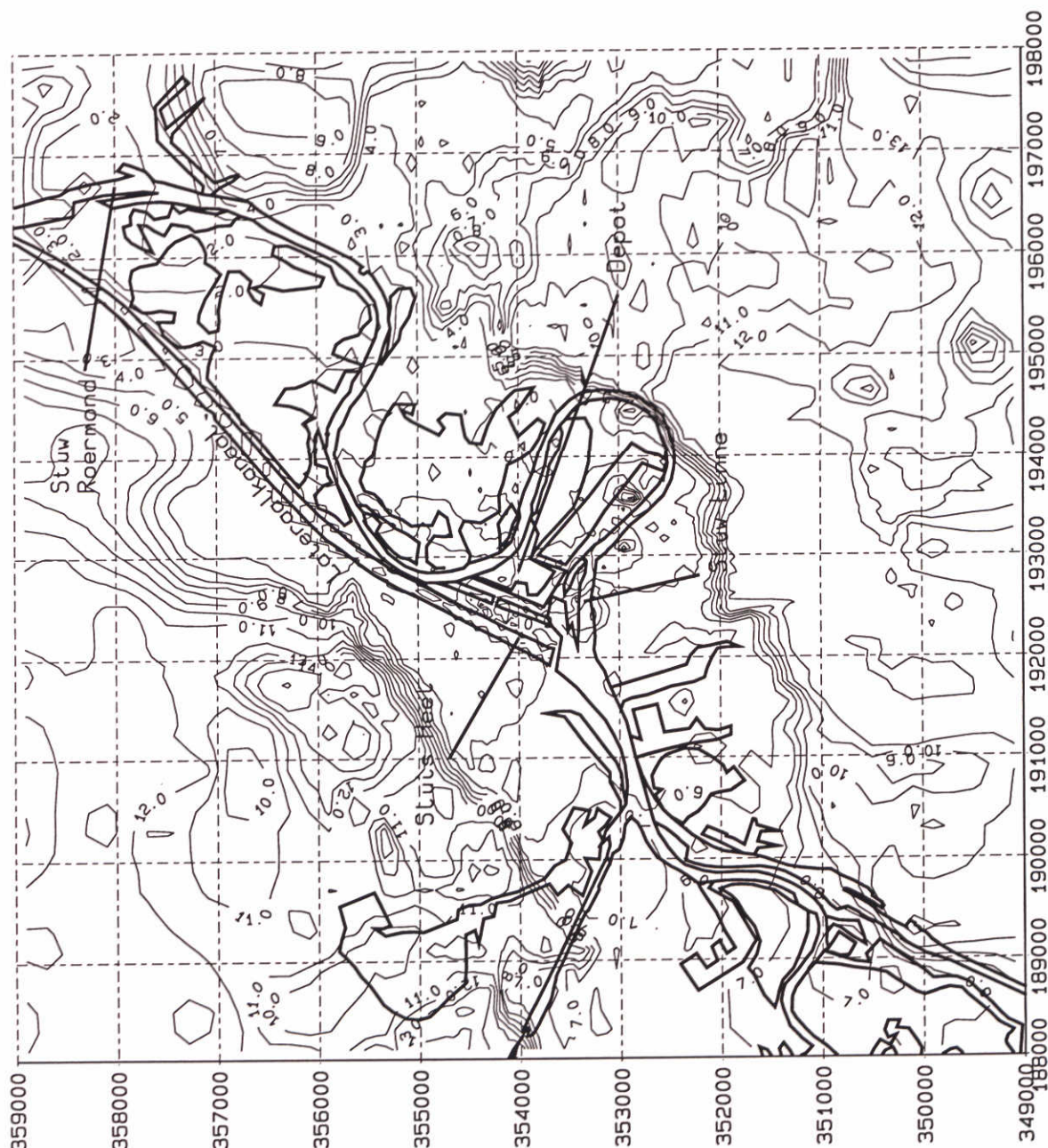
LAAKERWEERD

Berekende potentialen in bovenste deel van
het eerste watervoerende pakket (ZAND)

T1389

school 1 : 25.000

LAAKERWEERD



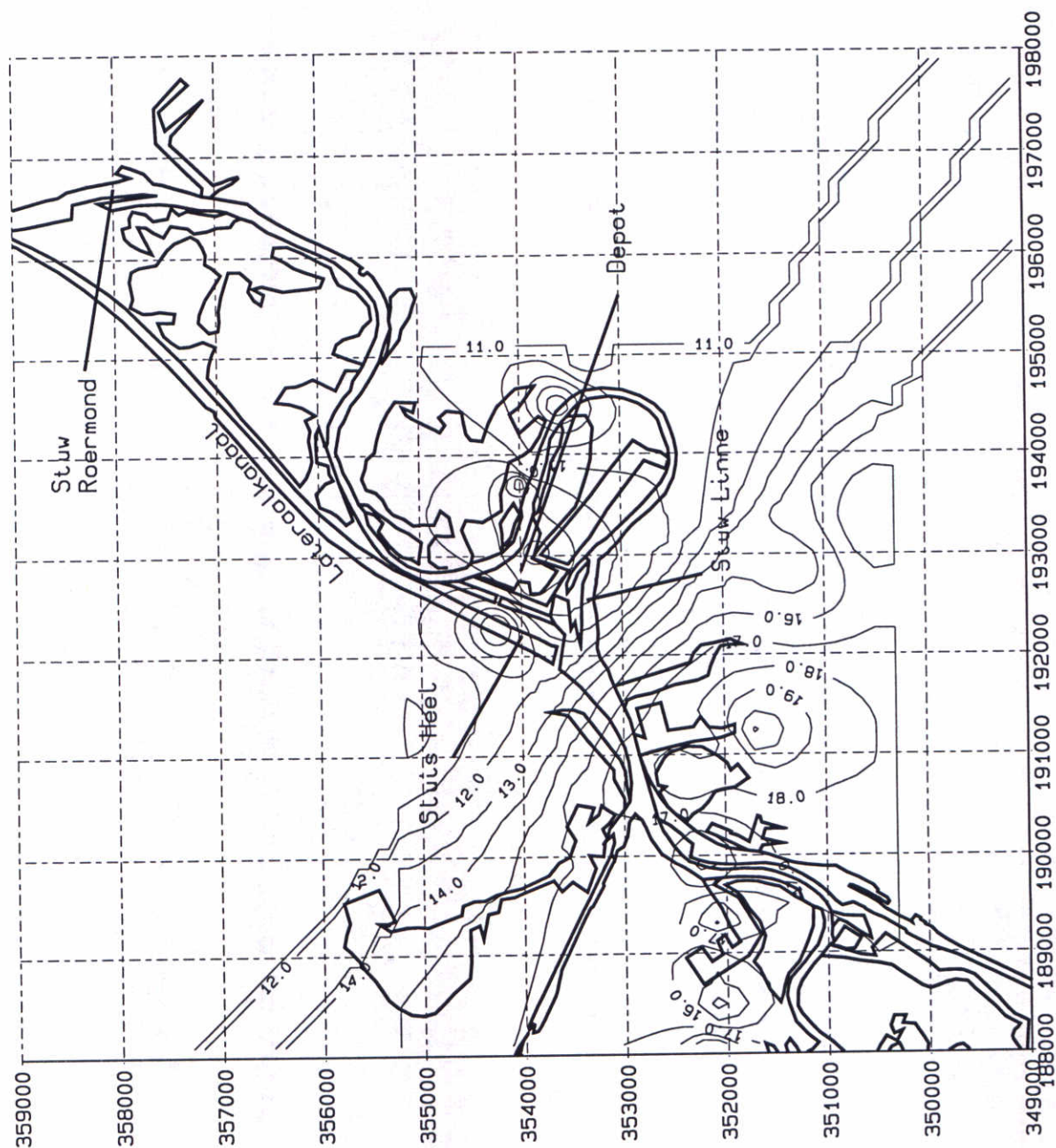
BIJLAGE C.5a
Dikteverdeling deklaag

MODGRID T1389

schaal 1 : 66.667

DELFT HYDRAULICS

05EN



BIJLAGE C.5b

Dikteverdeling bovenste deel eerste watervoerende pakket

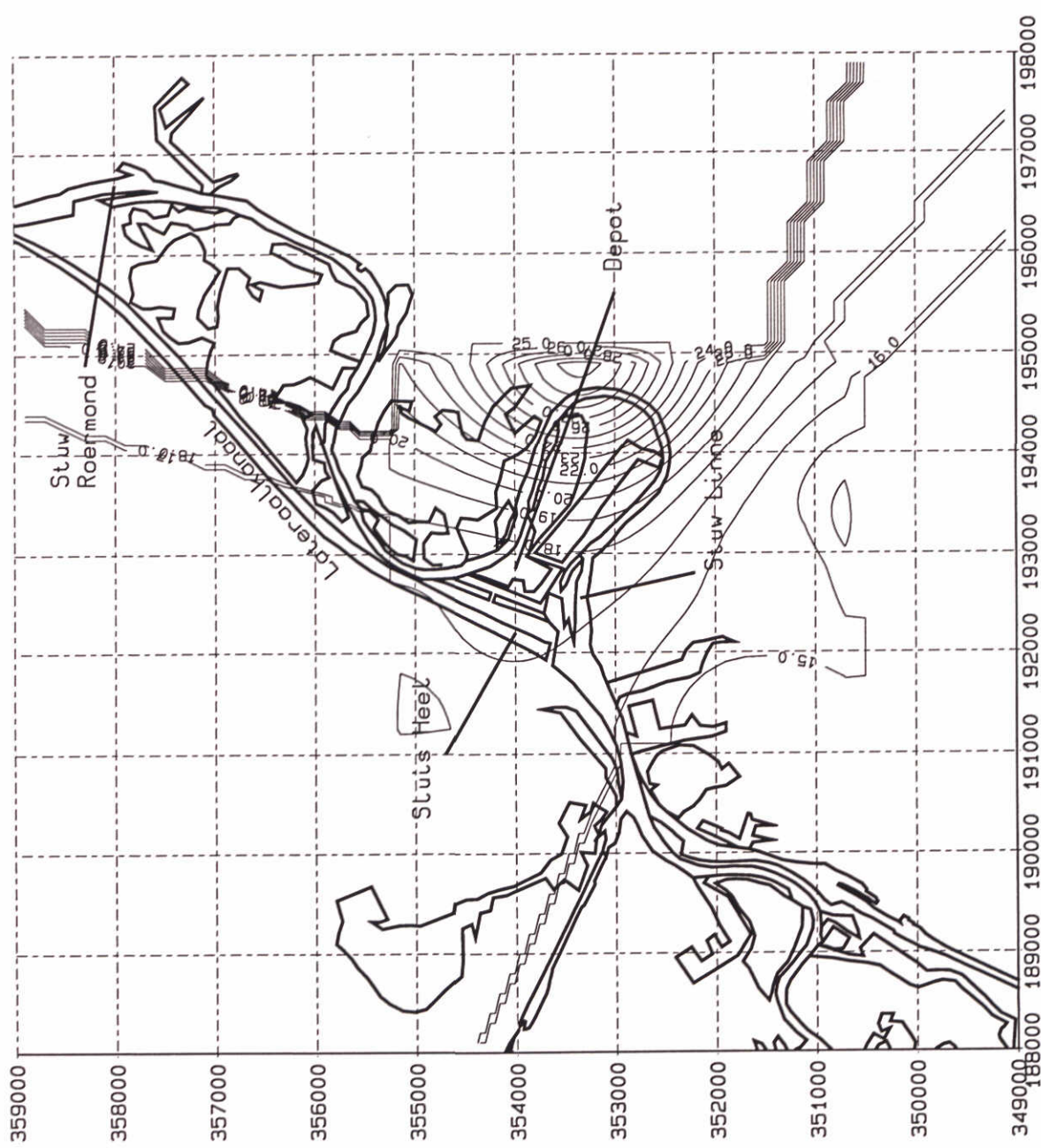
MODGRID

T1389

schaal 1 : 66.667

DELFT HYDRAULICS

05EN



BIJLAGE C.5c

Dikteverdeling onderste deel eerste watervoerende pakket

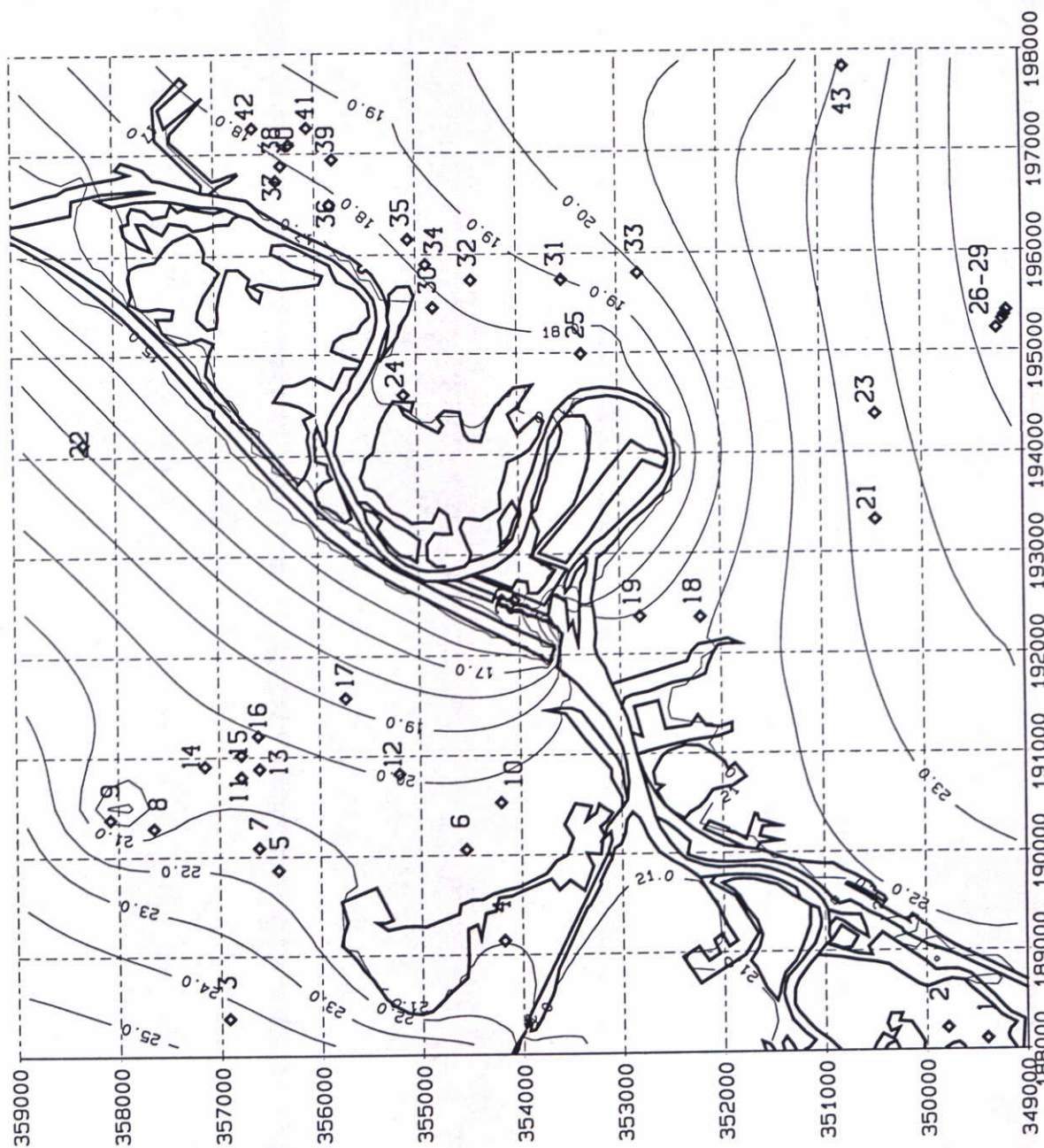
MODGRID

T1389

schaal 1 : 66.667

DELFT HYDRAULICS

05EN



BIJLAGE C.6

Berekende potentialen in bovenste deel van het eerste wervoerende pakket

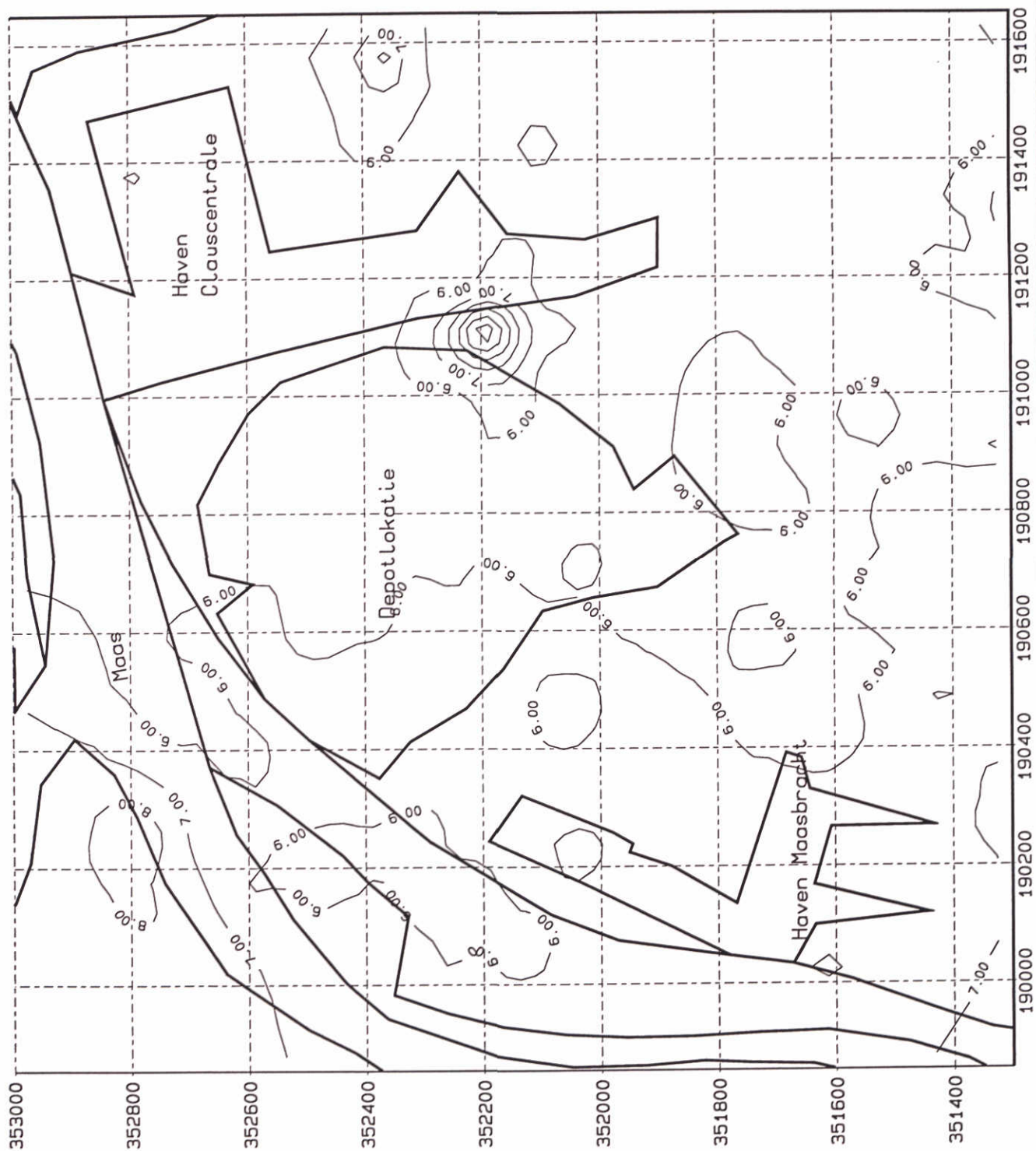
MODGRID

T1389

schaal 1 : 66.667

DELFT HYDRAULICS

05EN



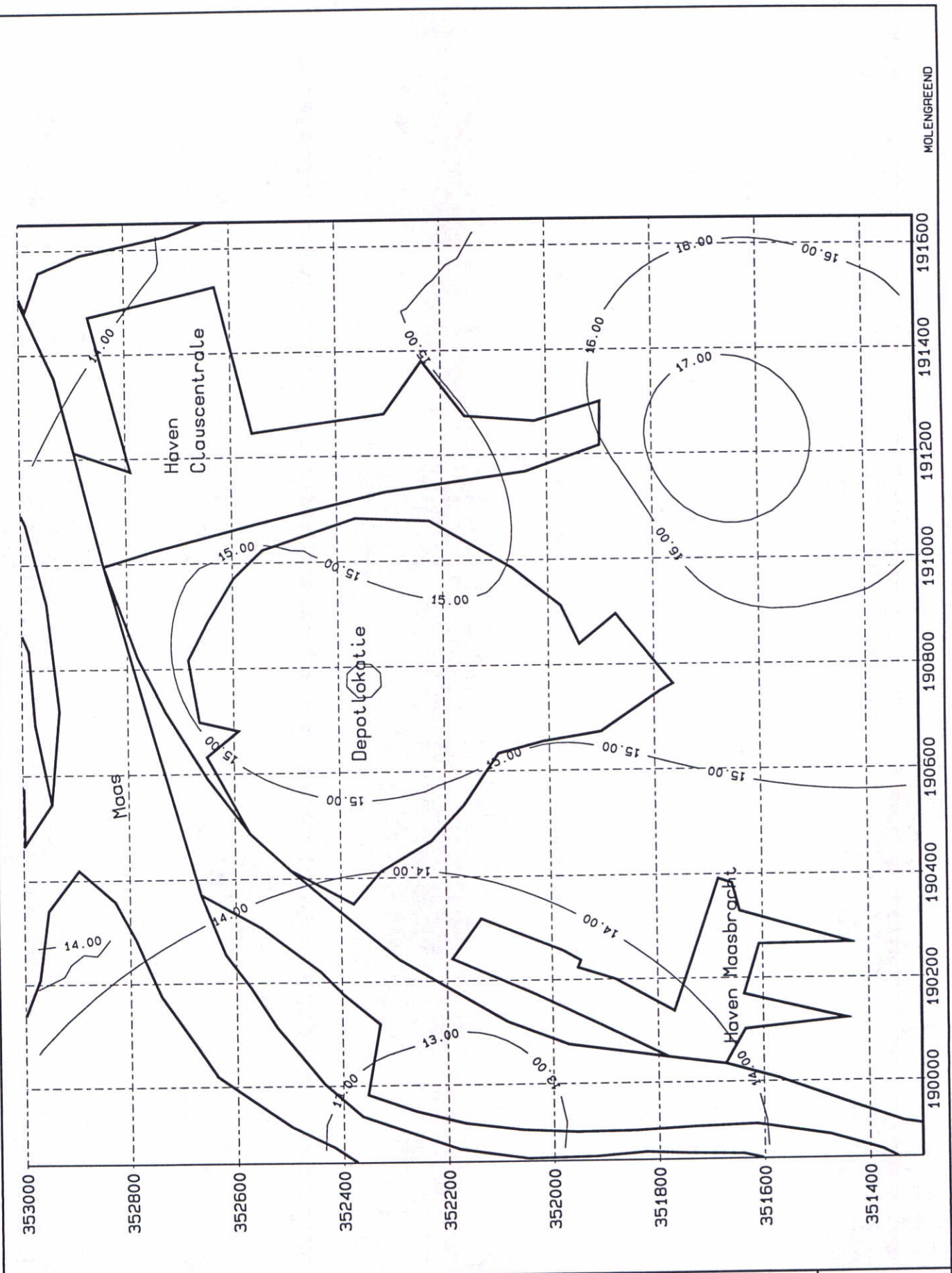
BIJLAGE C.7a
Dikteverdeling deklaag

MODGRID T1389

schaal 1 : 10.000

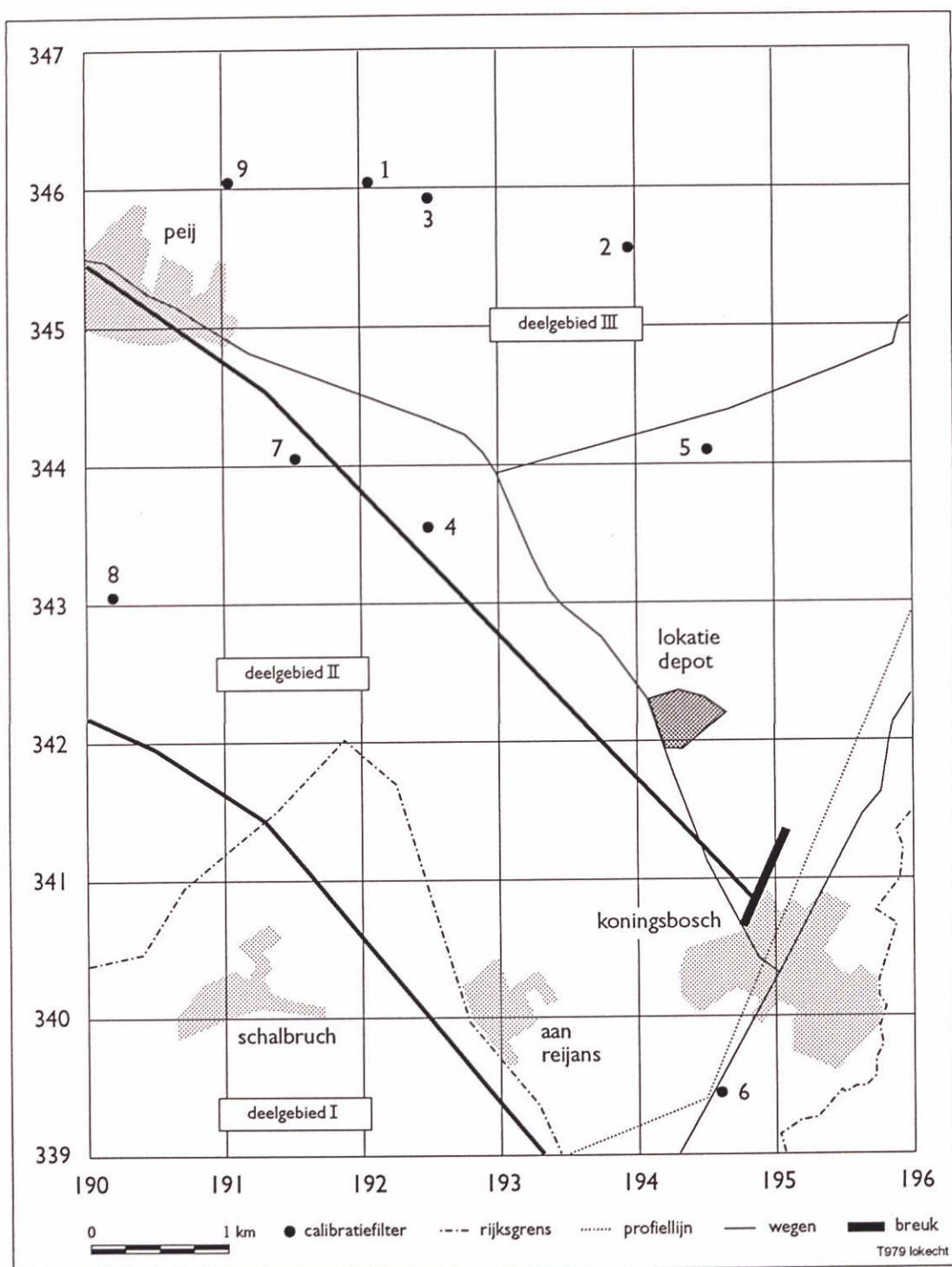
DELFT HYDRAULICS

MOLENGREEND

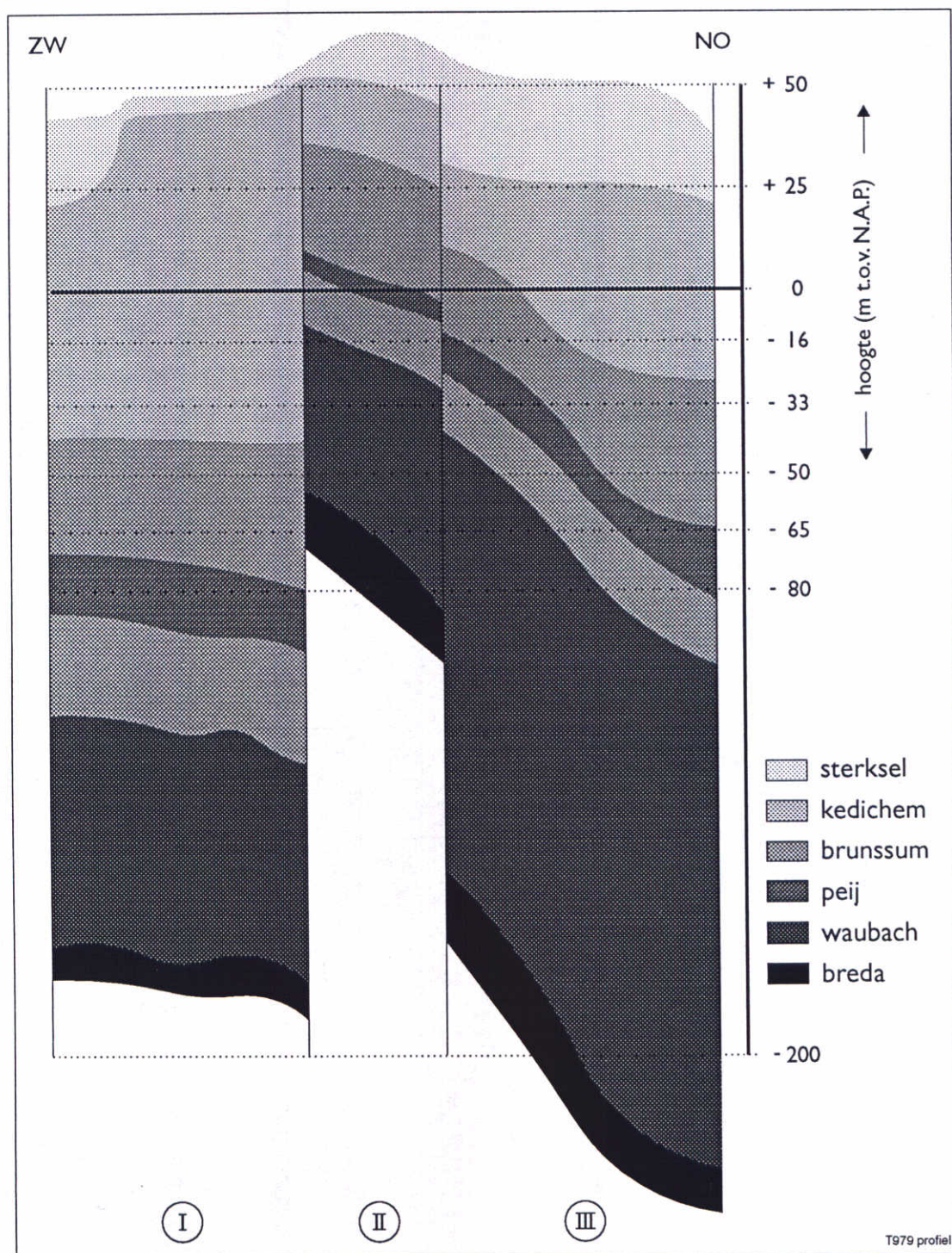


MOLENGREEND

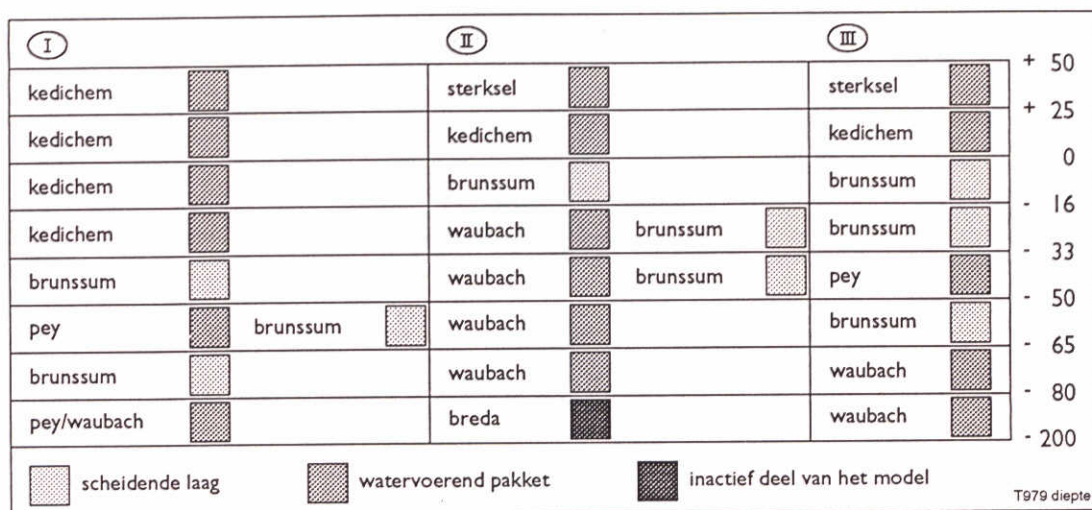
BIJLAGE C.7b Dikteverdeling bovenste deel watervoerende pakket	MODGRID	T1389
	school 1 : 10.000	
DELFT HYDRAULICS	MOLENGREEND	



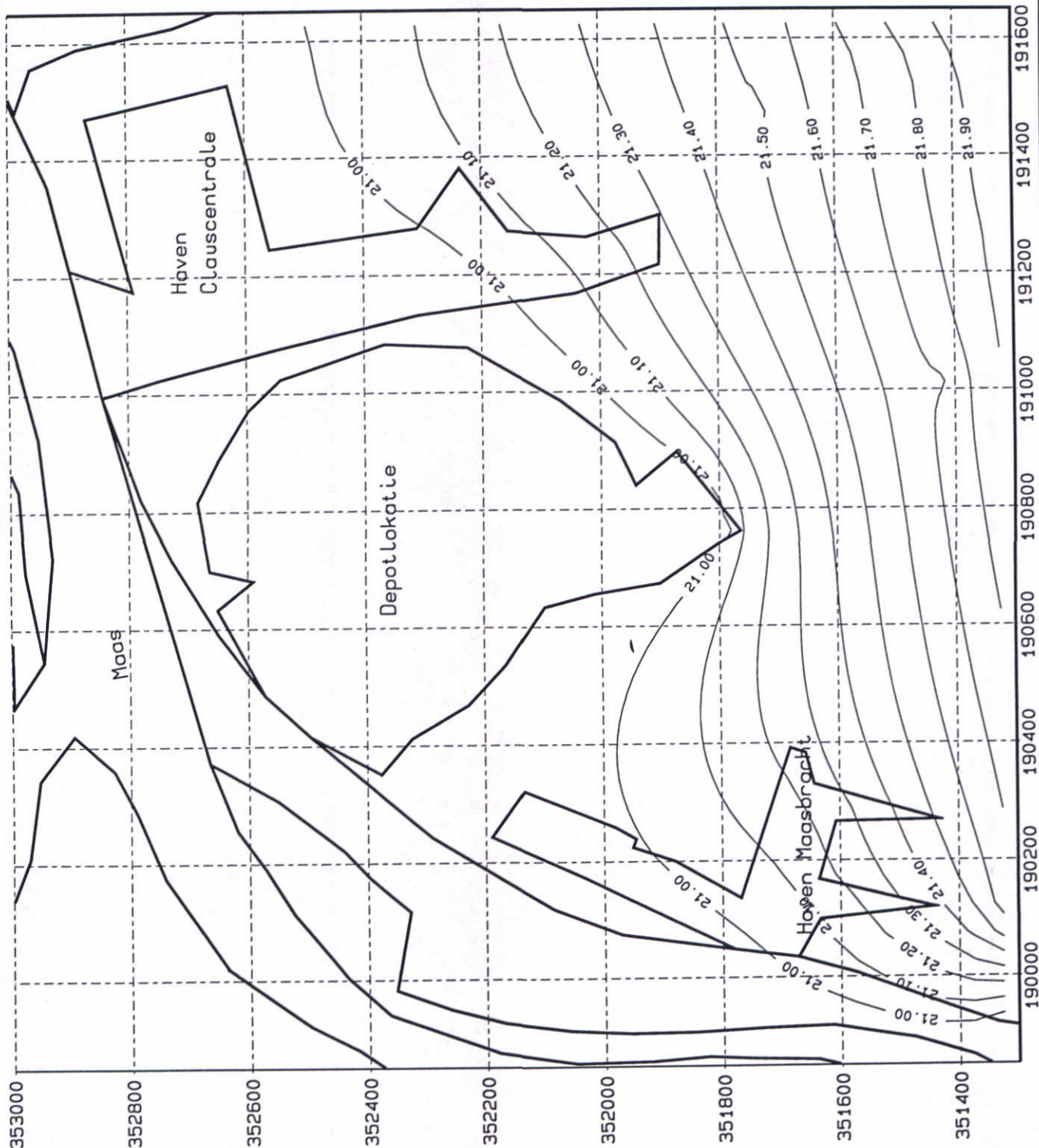
Bijlage C.8 Ligging depotlokatie D2 Grove Vergoossen



Bijlage C.9 Geohydrologisch profiel langs Groeve Vergoossen



Bijlage C.10 Gemodelleerde geohydrologische situatie Groeve Vergoossen



MOLENGREEND

BIJLAGE C.11

Berekende potentialen in het watervoerende pakket

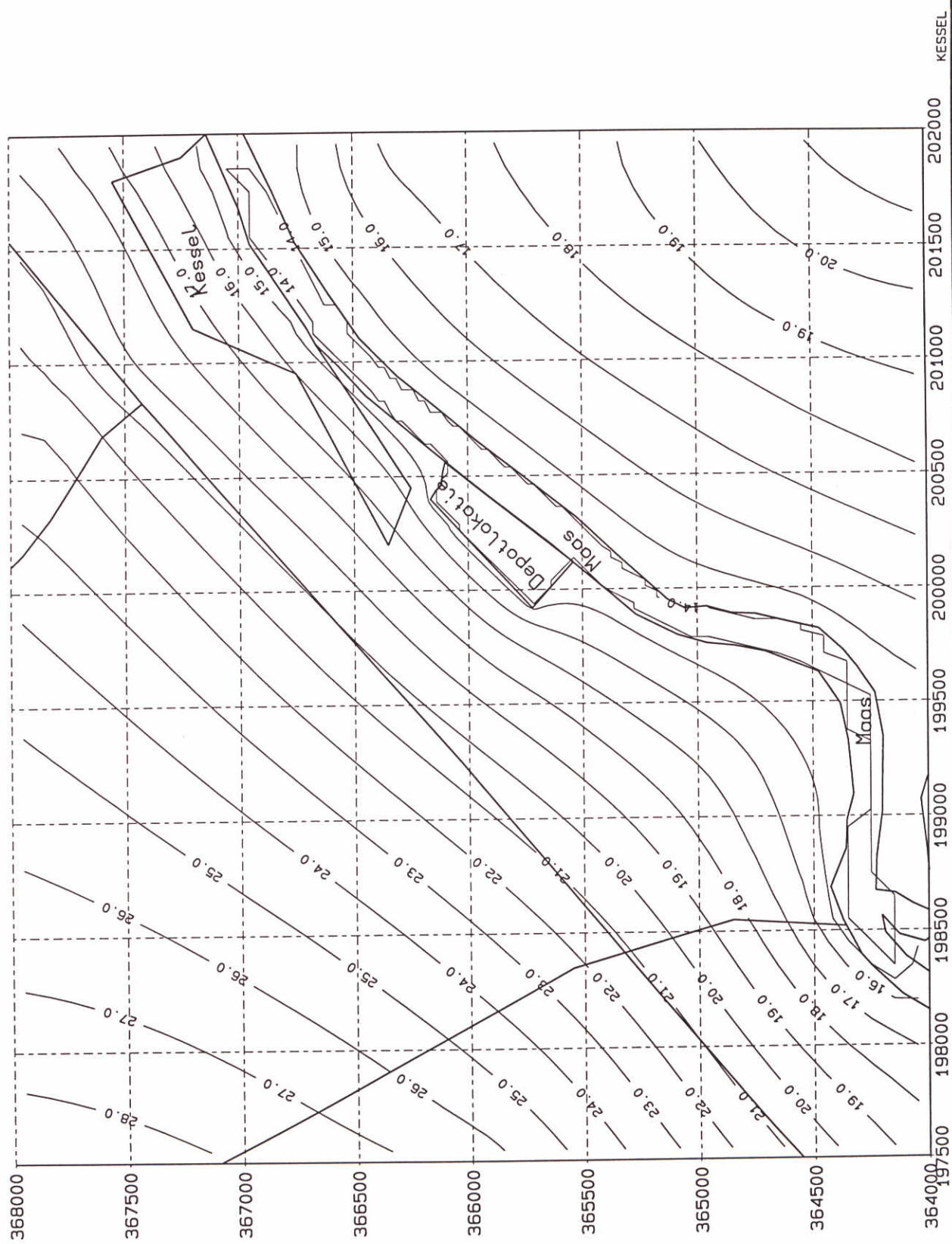
MODGRID

T1389

schaal 1 : 10.000

DELFT HYDRAULICS

MOLENGREEND



BIJLAGE C.12a

Berekende potentialen in het eerste watervoerende pakket na vullen depot

MODGRID

T1389

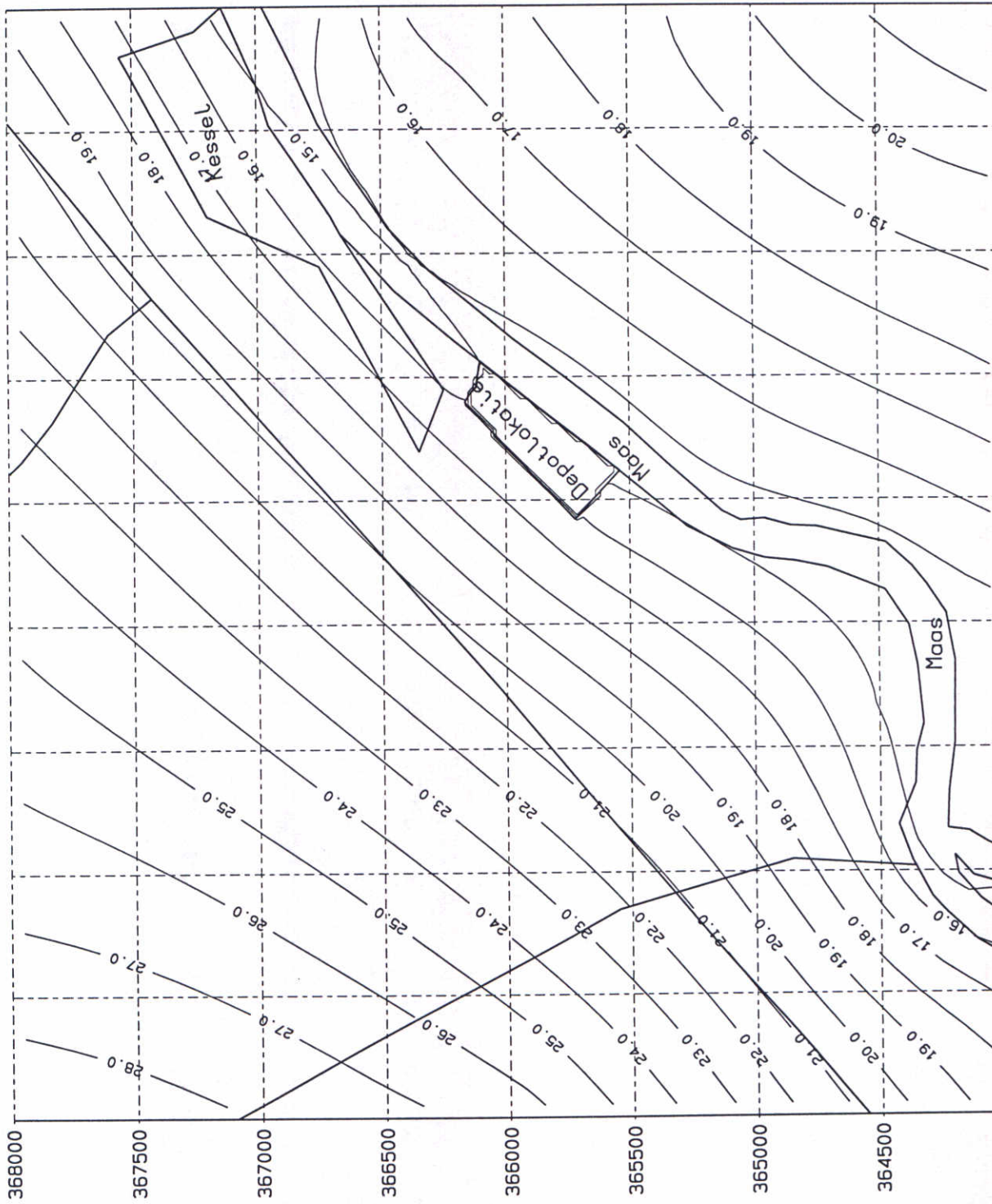
schaal 1 : 25.000

DELFT HYDRAULICS

KESSEL

KESSEL

20200 20150 20100 20050 20000 19950 19900 19850 19800 19750



BIJLAGE C.12b
Berekende potentialen in formatie van Breda
na vullen depot

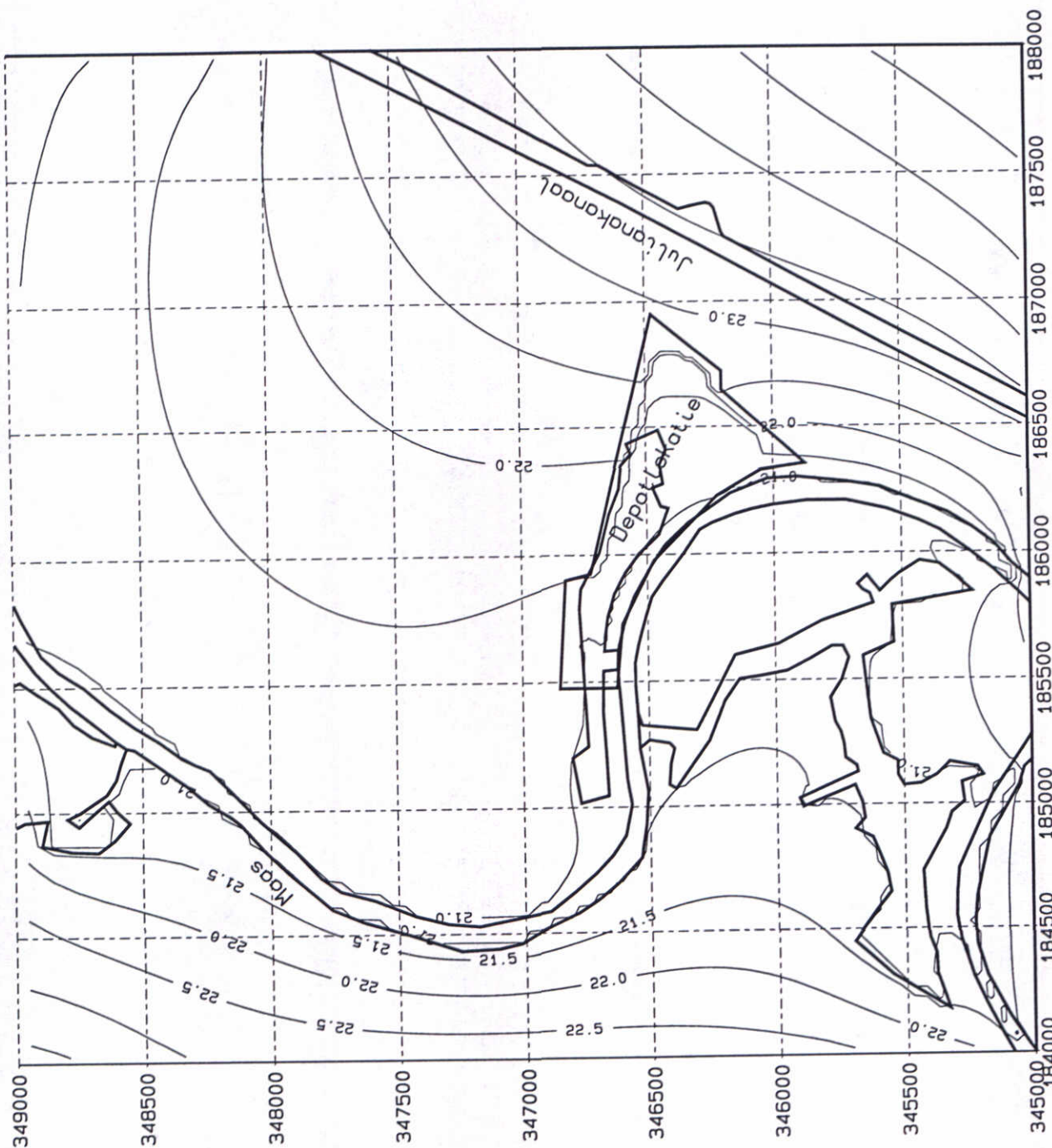
MODGRID T1389

schaal 1 : 25.000

DELFT HYDRAULICS

KESSEL

BIJLAGE C.13a Berekenende potentialen in bovenste deel van het eerste watervoerende pakket na vullen depot, KLEI	MODGRID	T1389
	schaal 1 : 25.000	
DELFT HYDRAULICS	LAAKERWEERD	



BIJLAGE C.13b

Berekende potentialen in bovenste deel van het eerste wervoerende pakket na vullen depot, ZAND

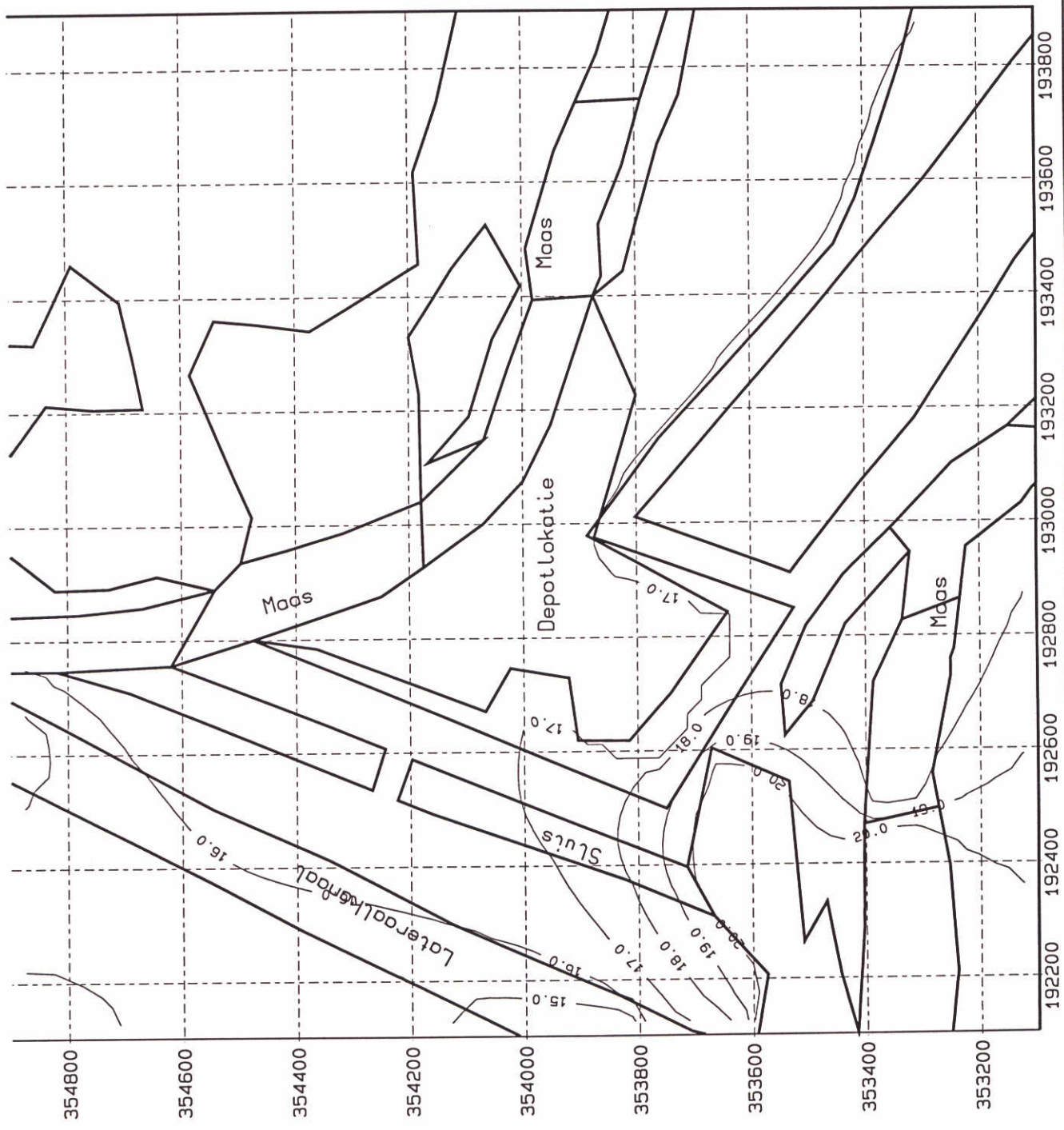
MODGRID

T1389

schaal 1 : 25.000

DELFT HYDRAULICS

LAAKERWEERD



BIJLAGE C.14a

Berekende potentialen in bovenste deel van het water-
voerende pakket na verdiepen plas

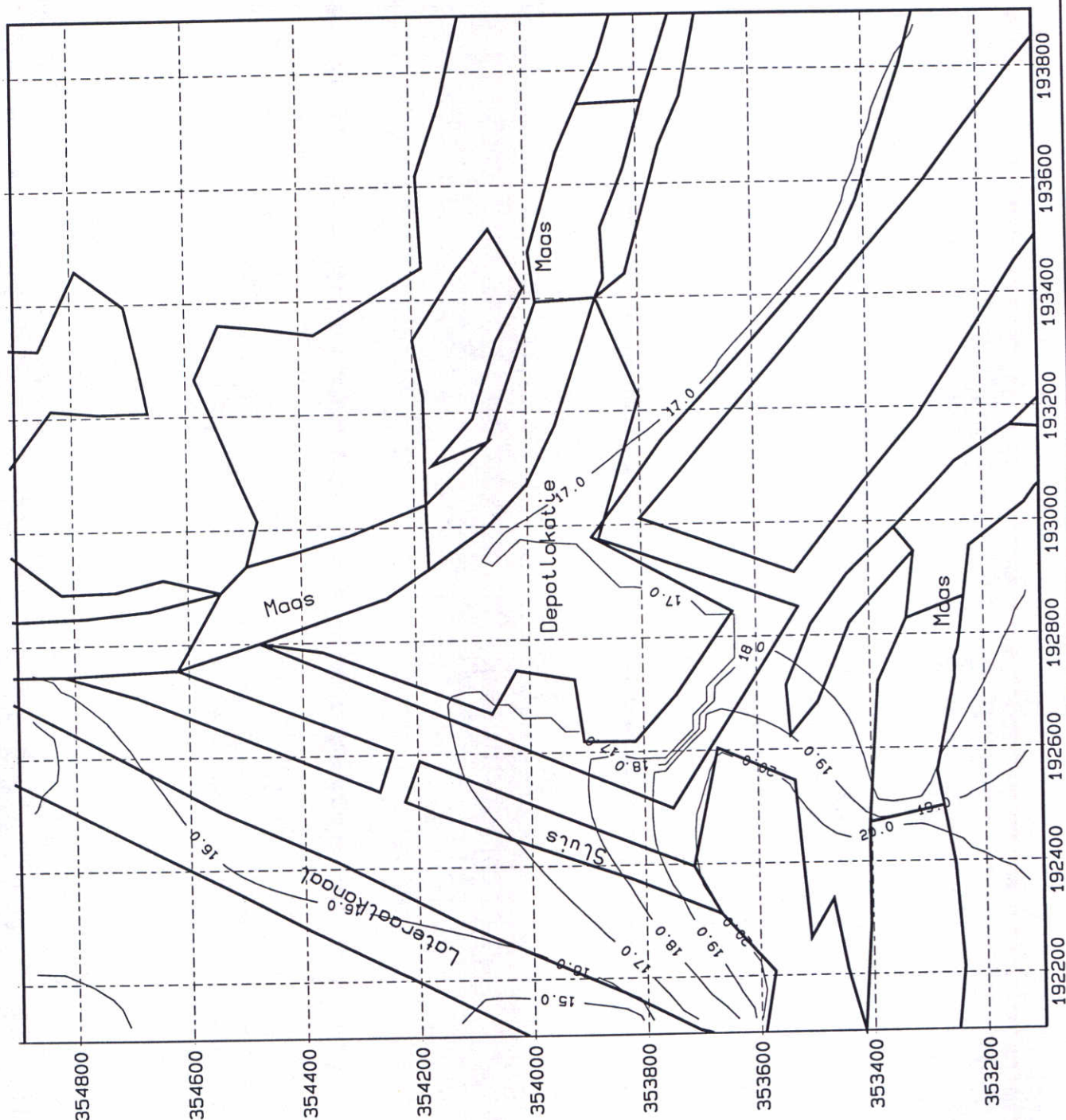
MODGRID

T1389

schaal 1 : 10.000

DELFT HYDRAULICS

OSEN



05EN

BIJLAGE C.14b

Berekende potentialen in bovenste deel van het water-
voerende pakket na vullen depot

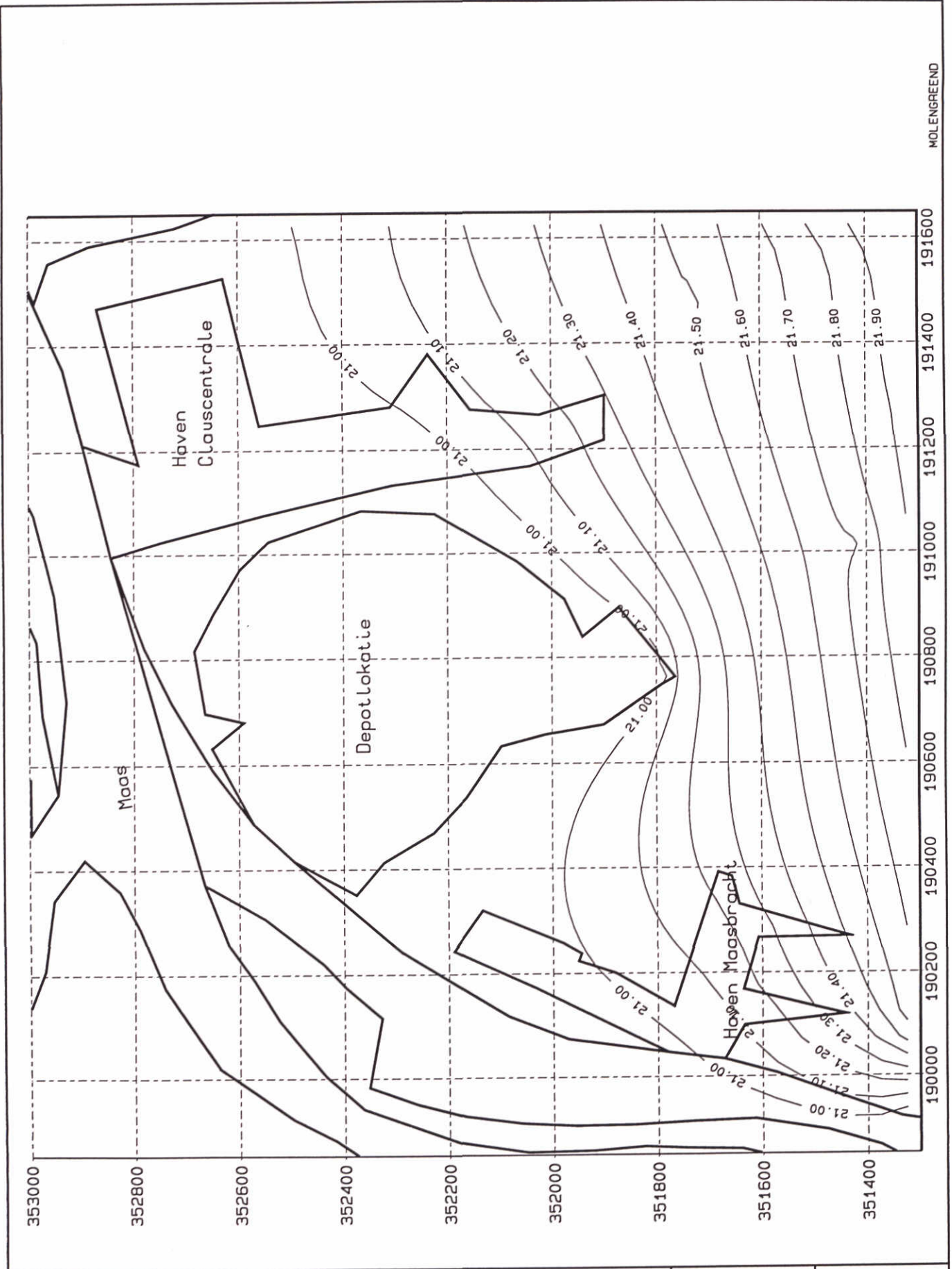
MODGRID

T1389

schaal 1 : 10.000

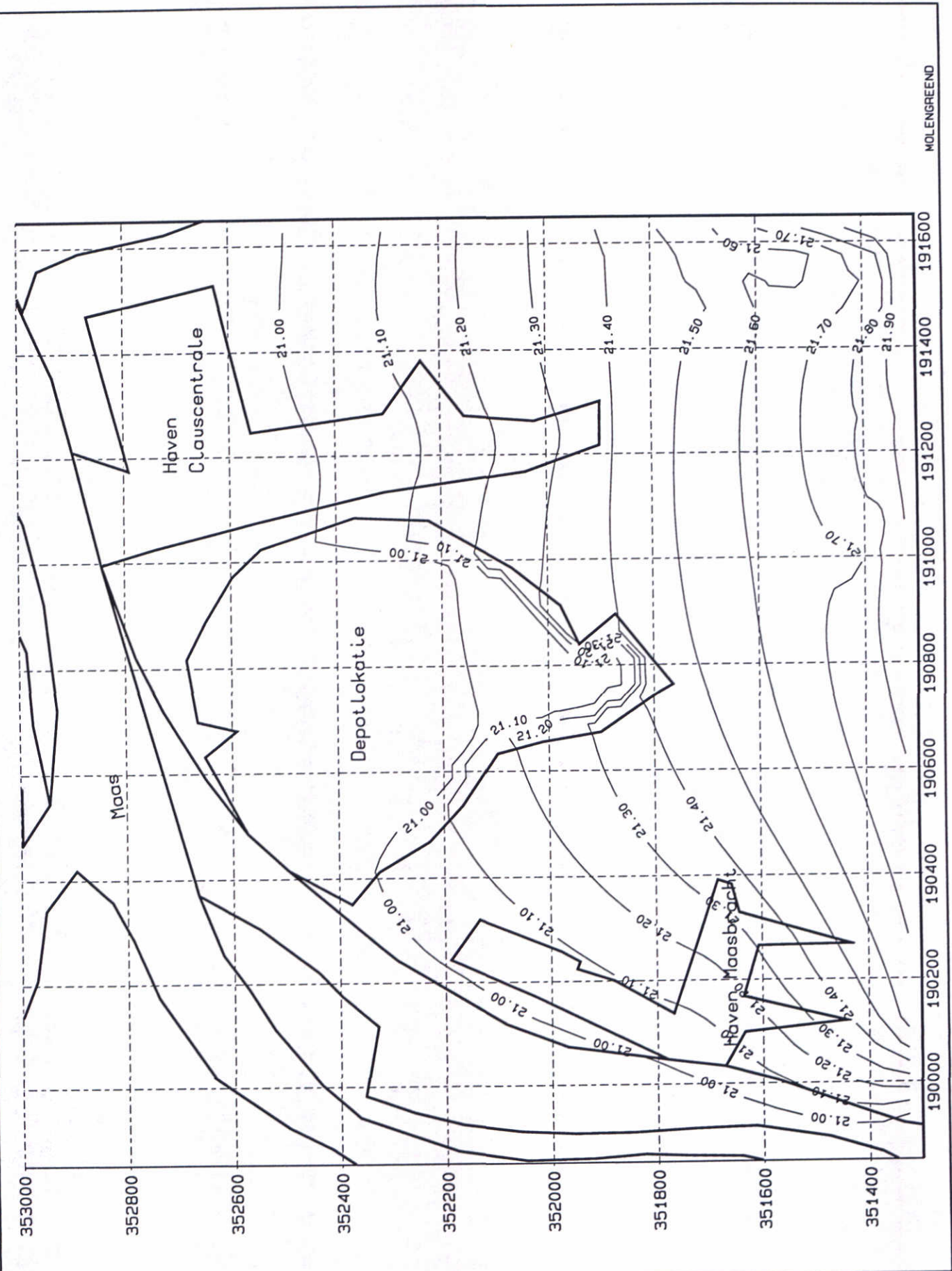
DELFT HYDRAULICS

05EN



MOLENGREEND

BIJLAGE C.15a Berekende potentialen in bovenste deel van het water- voerende pakket na uitbreiden plas	MODGRID	T1389
	schaal 1 : 10.000	
DELFT HYDRAULICS	MOLENGREEND	



MOLENGREEND

BIJLAGE C.15b Berekende potentialen in bovenste deel van het water- voerende pakket na vullen depot	MODGRID	T1389
	schaal 1 : 10.000	
DELFT HYDRAULICS	MOLENGREEND	

Bijlage D Modelbeschrijving ORPHEUS

Het storten van baggerspecie in zandwinputten kan gevolgen hebben voor de waterkwaliteit door de aanwezigheid van zware metalen, organische microverontreinigingen, nutriënten en zuurstofverbruikende verbindingen in de specie. De effecten kunnen direct optreden (oppervlaktewater), of pas na een langere termijn (grondwater).

Er is een instrumentarium (ORPHEUS) ontwikkeld dat plaats- en tijdsafhankelijke concentraties van verontreinigingen als gevolg van het storten van baggerspecie in een diepe zandwinput berekent. De berekeningen dienen om verschillende zandwinputten met elkaar te vergelijken op de geschiktheid voor de berging van baggerspecie. Onder verontreinigingen worden niet alleen zware metalen en organische microverontreinigingen verstaan, maar ook nutriënten en zuurstofverbruikende verbindingen.

De modelformuleringen, die in het ontwikkelde instrumentarium gebruikt zijn berusten op fysische, chemische en biologische proceskennis. Bij de bouw van het instrumentarium is zoveel mogelijk gebruik gemaakt van fundamentele proceskennis. Waar deze niet toereikend is, worden empirische formuleringen gebruikt. Daarnaast is er naar gestreefd om zoveel mogelijk vereenvoudigingen aan te brengen.

Om deze redenen is het instrumentarium alleen toe te passen voor die situaties waarvoor het ontwikkeld is. De onzekerheden als gevolg van onvoldoende proceskennis of gegevens moeten door uitvoering van een gevoeligheidsanalyse worden gekwantificeerd.

Om het gebruik van het instrumentarium te vereenvoudigen, is het opgesplitst in een aantal modules met elk eigen in- en uitvoerbestanden. Er is een onderverdeling gemaakt in:

- berekening van de consolidatie van de baggerspecie;
- berekening van de grondwaterkwantiteit;
- berekening van stroombanen;
- berekening van de kwaliteit van het poriënwater in de baggerspecie;
- berekening van de kwaliteitsveranderingen in het grondwater;
- berekening van de kwaliteitsveranderingen in het oppervlaktewater;
- toetsing aan ecotoxicologische normen.

In een overkoepelende structuur wordt de communicatie tussen de verschillende modules automatisch geregeld.

Een centrale positie in het instrumentarium wordt ingenomen door de berekening van de ontwikkeling van de kwaliteit van het poriënwater in de baggerspecielaag. De kwaliteit van de specielaag en het poriënwater in de specielaag is een randvoorwaarde bij de kwaliteitsontwikkeling van het oppervlaktewater en het grondwater.

De uiteindelijke flux van verontreinigingen vanuit de specielaag naar de omgeving wordt behalve door de mobiliteit van de verontreinigingen ook bepaald door transportprocessen tussen de specielaag en de omgeving. De flux vanuit de specielaag naar het oppervlaktewater wordt bepaald door:

- kwel ten gevolge van consolidatie; Een aparte module berekent hiervoor een waarde.
- diffusief c.q. dispersief transport door concentratieverschillen tussen het oppervlaktewater en het poriënwater in de specielaag;
- resuspensie en sedimentatie van slib.

Het transport naar de ondergrond wordt bepaald door:

- wegzijging van oppervlaktewater in de specielaag;
- diffusief c.q. dispersief transport door verschillen in de concentraties van opgeloste stoffen tussen de ondergrond en de specielaag.

De consolidatieflux naar de ondergrond wordt verwaarloosd, vanwege de relatief korte tijd waarin deze flux aanwezig is ten opzichte van de tijdschaal van processen in het grondwater.

De verspreiding van verontreinigende stoffen in het milieu wordt behalve door de flux vanuit de specielaag, bepaald door de waterbeweging en door chemische processen in respectievelijk het oppervlaktewater en het grondwater. Bij de berekening van de oppervlaktewaterkwaliteit wordt de waterbeweging opgegeven door de gebruiker. Er zijn 3 modules die bijdragen aan de berekening van de verspreiding van stoffen in het grondwater.

- De grondwaterkwantiteitsmodule berekent onder bepaalde randvoorwaarden de stijghoogtes in de watervoerende pakketten. Daarbij wordt uitgegaan van de Wet van Behoud van Massa. Het model wordt gecalibreerd op gemeten stijghoogten.
- Met behulp van de aangeleverde gegevens worden in een andere module stroombanen voor het grondwater berekend. Een stroombaan dient als fysische schematisatie bij de berekening van de waterkwaliteit.
- In de grondwaterkwaliteitsmodule wordt, bij de waterbeweging die door de stroombanenmodule wordt aangeleverd, de uiteindelijke verspreiding van stoffen uit het depot in het grondwater berekend.

De kwaliteitsveranderingen kunnen uiteindelijk worden getoetst aan normen en aan mogelijke effecten op organismen na blootstelling aan de berekende concentraties van de microverontreinigingen.

De invoergegevens van het instrumentarium bestaan uit:

- procesparameters, zoals bijvoorbeeld afbraaksnelheden, en adsorptieconstanten;
- randvoorwaarden, zoals bijvoorbeeld de huidige belasting van het oppervlaktewater en de concentraties in het grondwater.

Indien de randvoorwaarden of de procesparameters niet bekend zijn, moet de gebruiker een reële schatting opgeven.

De resultaten van de berekeningen kunnen grafisch op het scherm weergegeven worden, maar worden ook in uitvoerbestanden weggeschreven. De uitvoerbestanden kunnen door de gebruiker voor verdere verwerking gebruikt worden.

Het modelinstrumentarium is niet bedoeld om de deskundige te vervangen, het is slechts een middel om de deskundigheid van de gebruiker toe te passen. Om de juiste invoer te genereren en de resultaten te interpreteren is vakinhoudelijke kennis nodig. Het gebruik van het instrumentarium vereist een multidisciplinair team, waarin de disciplines geohydrologie, chemie en biologie nauw samenwerken.

In de procesformuleringen zijn vereenvoudigingen aangebracht. Hierdoor is het instrumentarium beter hanteerbaar geworden, anderzijds heeft het zijn beperkingen door het ontbreken van kennis bij bepaalde processen.

De bewust aangebrachte vereenvoudigingen maken het model specifiek voor baggerspecie van een samenstelling zoals die in Nederland wordt gevonden, en sluiten andere afvalstoffen uit. Het model is toegespitst op zandwinputten grenzend aan een watervoerend pakket. De kwantitatieve aspecten van het grondwater - stromingen, verdunning van poriënwater, dispersies - zijn sterk vereenvoudigd.

De ontbrekende kennis, voornamelijk van de interactie in de grenslaag tussen slib en oppervlaktewater, heeft tot gevolg dat dispersiecoëfficiënten en de dikte van de geoxideerde bovenlaag aan het grensvlak geschat moeten worden, en dat sterk empirische resuspensieformules moeten worden gebruikt.

Het ontwikkelde instrumentarium is binnen de thans beschikbare kennis en binnen het gedefinieerde toepassingsgebied een geschikt hulpmiddel voor het kwantificeren van de effecten van baggerstoringen in zandwinputten.

Bijlage E Consolidatieberekeningen

E.1 Algemeen

In het kader van de ontwikkeling van het MER Baggerspeciedeponie Limburg zijn consolidatieberekeningen uitgevoerd met de consolidatiemodule van het modelinstrumentarium ORPHEUS. Met de resultaten hiervan wordt meer inzicht verkregen in de verspreiding van microverontreinigingen vanuit het depot gedurende de stort- en consolidatieperiode naar zowel het grond- als oppervlaktewater.

In deze bijlage, die correspondeert met hoofdstuk 2, wordt een aantal aspecten van bovenvermelde berekeningen nader toegelicht. Tevens zijn in aanvulling op hoofdstuk 2 de resultaten van zowel de basis- als "extra" berekeningen opgenomen.

E.2 Berekeningen

Er zijn in totaal drie verschillende berekeningen uitgevoerd, namelijk:

1. *basisberekeningen.*
2. *"extra" berekeningen.* De resultaten van deze berekeningen kunnen gebruikt worden voor de vertaling naar lokaties waarvoor geen consolidatieberekeningen zijn uitgevoerd.

Er kan voor wat betreft de consolidatie onderscheid worden gemaakt naar twee verschillende termijnen:

1. *de consolidatieflux die vrijkomt gedurende de stortperiode (= planperiode).* Extra stortruimte als gevolg van zetting gedurende de stortperiode wordt verdisconteerd. De flux is gebaseerd op de berekende zetting vermenigvuldigd met het depotoppervlak. Deze termijn wordt in het vervolg aangegeven met de hoofdletter A.
2. *de consolidatieflux die vrijkomt gedurende de stortperiode (= planperiode) en de daaropvolgende (consolidatie)periode totdat een consolidatiegraad is bereikt van 99 %.* Na de planperiode wordt niets meer gestort en wordt het depot aan zichzelf overgelaten. Uiteraard zal in deze periode nog zetting optreden. In deze situatie wordt het depotoppervlak vermenigvuldigd met de zetting (berekende zetting na 99 % consolidatie), om het totale consolidatiedebiet te berekenen. Deze termijn wordt in het vervolg aangegeven met de hoofdletter B.

In onderstaande tabel (E.1) is een overzicht van alle verschillende berekeningen weergegeven.

Tabel E.1 Overzicht van de verschillende berekeningen met bijbehorende resultaten.

SOORT BEREKENINGEN	TERMIJNEN	RESULTATEN
Basisberekeningen	Planperiode (= stortperiode) (A)	Potentiële consolidatieflux gedurende de stortperiode (10 jaar)
	Totale consolidatieperiode (B)	Potentiële consolidatieflux gedurende de consolidatieperiode (99 % consolidatie)
"Extra" berekeningen	Planperiode (= stortperiode) (A)	Potentiële consolidatieflux gedurende de stortperiode (10 jaar)
	Totale consolidatieperiode (B)	Potentiële consolidatieflux gedurende de consolidatieperiode (99 % consolidatie)

E.3 Aannamen

De aannamen voor de verschillende berekeningen zijn:

1. *specievariabiliteit*. Zowel de kwantiteit als de kwaliteit, waaronder dichtheid, van de te storten specie zijn afhankelijk van de saneringsscenario's en de wijze van ontgraven, vervoer en in depot brengen van de specie. De samenstelling van de specielaag (vooral ten aanzien van de dichtheid) die uiteindelijk gestort wordt, zal hierdoor niet overal gelijk zijn. Deze variabiliteit heeft zijn invloed op het consolidatieproces. Waarschijnlijk zal deze invloed vanwege uitmiddeling door menging niet groot zijn. Er is uiteindelijk met een gemiddelde dichtheid van de specie gerekend.
2. *uitwisselingsfactor*. Het hanteren van een getal met een hoge nauwkeurigheid voor de verdeling van de consolidatieflux naar zowel grond- als oppervlaktewater (uitwisselingsfactor) heeft in dit stadium van het MER weinig zin. De waarden die gebruikt worden, voor een depot zonder inrichtingseisen, zijn de waarden die gebruikt zijn voor het referentie-ontwerp deponie (Ketelmeer) en voor het MER speciedeponie Hollandsch Diep: 3/4 omhoog (oppervlaktewater) en 1/4 naar beneden (grondwater) [WL/RIZA, 1992]. Dit is de basis inrichtingsvariant (BI).

3. *inrichtings varianten natte lokaties.* De basis inrichtingsvariant gaat uit van een ongeïsoleerd depot. Bij MMI wordt onderin het depot een kleilaag aangebracht. Een gedeelte van de (bij de basisberekeningen) naar beneden stromende consolidatieflux, wordt nu naar boven uitgeperst. Aangenomen wordt dat circa 90 % van het consolidatievolume naar boven uittreedt en de overige 10 % naar beneden. Het consolidatieproces wordt hierdoor vertraagd, waardoor het consolidatiedebiet tijdens de planperiode afneemt. Een kwantitatieve inschatting van het uittredend volume wordt afgeleid aan de hand van het feit dat bij éézijdige afstroming de consolidatieduur 4 maal langer is. Een lineaire interpolatie van het bovenstaande resulteert in een consolidatieduurverlenging van een factor 2. Met behulp van een schatting van het logaritmisch verloop van de zetting kan bepaald worden dat het in de planperiode uittredend volume circa 75 % bedraagt van het uittredend volume zonder isolerende maatregelen. Het totale consolidatiedebiet over de gehele consolidatieperiode blijft natuurlijk gelijk.
- De bovenafdichting (klei) die aangebracht wordt moet, om wegzakken van deze laag in de specie te voorkomen, een dichtheid hebben welke niet groter is dan de dichtheid van de gestorte specie. Aangenomen kan worden dat deze afdekkende laag geen significant effect heeft op het consolidatiegedrag.
- Indien de onderafdichting volledig afsluitend uitgevoerd zou worden, zal het consolidatiedebiet voor 100 % naar boven uittreden. Hierdoor neemt de totale consolidatieperiode met een factor vier toe. Met een logaritmisch verloop van de zetting bepaald worden dat het in de planperiode uittredend volume circa 50 % bedraagt van het uittredend volume zonder isolerende maatregelen. Ook hier geldt dat het consolidatiedebiet voor de totale consolidatieperiode gelijk blijft.
4. *De droge lokatie.* De onderafdichting bij deze variant bestaat uit een klei of zand/bentoniet laag. Drainage vindt op de onderafdichting plaats (basisrapport 3). Het consolidatiedebiet dat bij deze variant vrijkomt blijft dus gelijk aan de verhouding zoals is bepaald bij de basisberekeningen (zie aanname 3). Hierbij wordt impliciet aangenomen dat de drainage in staat is het naar beneden uittredend consolidatiedebiet te verwerken.

E.4 Invoergegevens

Onderstaand wordt een toelichting gegeven op de parameters die gebruikt worden voor de consolidatiemodule van het modelinstrumentarium ORPHEUS. Met behulp van een beperkte gevoeligheidsanalyse van de consolidatiemodule en enkele literatuurgegevens zijn keuzes gemaakt van de juiste (orde)grootte van de te gebruiken parameters. In tabel E.2 zijn de voor de basisberekeningen gebruikte invoerparameters, met onderscheid naar stortlokatie, weergegeven.

Tabel E.2 Invoergegevens voor de basisberekeningen met de consolidatiemodule van het modelinstrumentarium ORPHEUS.

INVOER VOOR DE BEREKENINGEN	MOLEN- GREEND	KUYPERS KESSEL	GROEVE VER- GOOSSEN
storthoogte stortput [m]	16	16	15
oppervlak stortput (* 10 ³) [m ²]	360	130	255
inhoud stortput (* 10 ⁶) [m ³]	5,7	2,1	3,8
slibstorting per maand (* 10 ³) [m ³]	58	21,5	38
initiële natte dichtheid [kg/m- 3]	1.265	1.265	1.425
humusgehalte slib [%]	10	10	10
natte einddichtheid [kg/m ³]	1.700	1.700	1.700
consolidatiecoëfficiënt [m ² /s]	5 * 10 ⁻⁸	5 * 10 ⁻⁸	5 * 10 ⁻⁸

Onderstaand worden de diverse invoerparameters nader toegelicht:

1. *storthoogte en oppervlak stortput (inhoud stortput).*
De inhoud van de deponie, wordt simpelweg bepaald door het produkt van de storthoogte en het oppervlak van de deponie. De stortcapaciteit zal door de consolidatie groter zijn. Met het talud is geen rekening gehouden waardoor het volume en het consolidatiedebiet een overschatting is. Dit is een beperking van het model.
2. *slibstorting per maand.* Door het ontbreken van voldoende kennis over de aanvoer en de wijze van storten is gekozen voor een vulmethode zodanig dat ieder depot aan het eind van de planperiode precies gevuld is. De slibstorting per maand is zodanig gekozen dat gedurende de planperiode (1995 - 2005; 10 jaar.) iedere put gelijkmatig wordt volgestort. De maandelijkse stort verschilt dus per depot.
3. *initiële natte dichtheid ("gehalte droge stof").* Bepaald is om gehalten droge stof van te storten specie te gebruiken van 35 %. Deze waarde is gekozen op grond van het feit dat het gemiddelde in situ gehalte droge stof van bodemonsters in Limburg volgens LAW-ABO - bestanden circa 50 % bedraagt. Dit is aan de vrij hoge kant. Zowel baggeractiviteiten als stortactiviteiten resulteren in lagere gehalten vanwege bijmenging met water. Daar de specie waarschijnlijk met een onderlosser gestort zal worden, is aangenomen dat het gehalte droge stof 35 % zal zijn. Dit komt overeen met een dichtheid van 1265 kg/m³. Voor de consolidatieberekeningen wordt deze dichtheid als initiële dichtheid gebruikt. De specie die in de droge deponie Groeve Vergoossen gestort zal worden, zal vanwege ontwatering een gehalte droge stof hebben van circa 50 %, overeenkomend met een dichtheid van 1425 kg/m³.

4. *organische stof gehalte*. Het organische stof gehalte van de specie blijkt weinig invloed te hebben op berekende parameters als zetting en consolidatiegraad. Een verhoging van het humusgehalte resulteert in een lager soortelijk gewicht van de specie waardoor minder zetting optreedt. Aan de andere kant wordt de samendrukbaarheid vergroot resulterend in een (op langere termijn) grotere zetting, waardoor voorgaand proces (gedeeltelijk) wordt opgeheven. Alleen de speciedichtheden worden in lichte mate beïnvloed door het humusgehalte. Voor de berekeningen wordt een waarde gebruikt van 10 %.
5. *natte einddichtheid ("speciedichtheid ná consolidatie")*. Aangezien geconsolideerde specie uitgedrukt kan worden in termen die van toepassing zijn op klei, wordt voor wat betreft de dichtheid de dichtheid van natte klei gebruikt. Volgens [PBNA, 1987] varieert het volumegewicht van klei tussen 1700 en 2000 kg/m³, afhankelijk van het vochtgehalte. Voor de berekeningen met ORPHEUS wordt een einddichtheid van 1700 kg/m³ gebruikt. Deze waarde moet gezien worden als een gemiddelde waarde over de gehele stort. Vanwege de complexiteit van consolidatie en vanwege het karakter van deze MER eerste fase is geen rekening gehouden met naar beneden in het depot gradueel toenemende dichtheden.
6. *consolidatiecoëfficiënt (c_v)*. Zowel resultaten van berekeningen met de consolidatiemodule van het modelinstrumentarium ORPHEUS als getabelleerde gegevens van specie en klei [PBNA, 1987] hebben ertoe geleid een c_v -waarde van $5 \cdot 10^{-8}$ m²/s te gebruiken.

Tabel E.3 Door het consolidatieprogramma van ORPHEUS berekende grootheden.

UITVOER BEREKENDE GROOTHEDEN	MOLEN- GREEND	KUYPERS KESSEL	GROEVE VER- GOOSSEN
porositeit voor consolidatie	0,83	0,83	0,72
porositeit na consolidatie	0,54	0,54	0,54
droge volumieke massa [kg/- m ³]	439	439	705
eindvolumieke massa droog [%]	1.160	1.160	1.160

Voor de extra berekeningen zijn de beschikbare gegevens van de lokaties Molengreend, Kuypers Kessel en Groeve Vergoossen gebruikt. Van de set parameters van iedere lokatie, zoals weergegeven in tabel E.2, is de storthoogte, en daarmee de stortcapaciteit, gevarieerd. Zoals hiervoor onder punt 2 (slibstorting per maand) is vermeld, is bij variatie van de stortcapaciteit de maandelijks stort zodanig aangepast dat aan het eind van de planperiode de deponie "precies" gevuld is. De invoergegevens ten behoeve van de "extra" berekeningen zijn in tabel E.4 opgenomen.

Tabel E.4 Invoergegevens ten behoeve van de "extra" berekeningen.

INVOERGEGEVENS	KUYPERS KESSEL				MOLENGREEND				GROEVE VERGOOSSEN			
storthoogte [m]	5	10	15	20	5	10	15	20	15	20	25	30
depotvolume (* 10 ⁶) [m ³]	0.65	1.3	1.95	2.6	1.8	3.6	5.4	7.2	3.83	5.1	6.3 8	7.6 5
stortregime (* 10 ³) [m ³ /mnd]	8.3	14.2	20	26	23	40	55	71	38	50	61	72

Resultaten

In tabel E.5 zijn de resultaten van de basisberekeningen weergegeven. Deze cijfers betreffen de totale consolidatiefluxen; een opsplitsing naar boven en naar beneden is hier niet gemaakt, omdat hiermee het overzicht van de resultaten verloren gaat. Zoals al eerder is beschreven (zie "aannamen") kan de verdeling 3/4 naar boven en 1/4 naar beneden worden gehanteerd.

Tabel E.5 De consolidatiedebieten (m³) als resultaat van de basisberekeningen.

	KUYPERS KESSEL (storthoogte 16 m)		MOLENGREEND (storthoogte 16 m)		GROEVE VERGOOSSEN (storthoogte 15 m)	
	* 10 ³ [m ³]	tijd [jr]	* 10 ³ [m ³]	tijd [jr]	* 10 ³ [m ³]	tijd [jr]
A	456	10	1270	10	691	10
B	1180	80	2960	80	1316	72
DEPOT-VOLUME	2080		5760		3800	

Toelichting op tabel E.5:

- In de tabel is per situatie de tijd van de stort- danwel de consolidatieperiode weergegeven, afgerond op hele jaren. Deze tijden moeten gezien worden als orde-grootte grootheden.
- A: Consolidatie gedurende de stortperiode (----> werkelijke hoogte).
- B: Volledige consolidatie (99 %) (----> eindhoogte).

Analoog aan tabel E.5 geeft tabel E.6 een overzicht van de consolidatiedebieten als resultaat van de "extra" berekeningen. Er dient expliciet te worden opgemerkt dat voor de "extra" berekeningen verschillende depotvolumina zijn gebruikt.

Tabel E.6 De consolidatiedebieten (m^3) als resultaat van de "extra" berekeningen.

		DEPOTVOLUME * 10^3 [m^3]	STORTHOOGTE [m]	CONSOLIDATIE- DEBIET * 10^3 [m^3]	TIJD [jaar]
KUYPERS KESSEL	A	650	5	334	10
		1.300	10	417	10
		1.950	15	447	10
		2.600	20	481	10
	B	650	5	450	16
		1.300	10	751	37
		1.950	15	1.013	73
		2.600	20	1.265	125
MOLEN- GREEND	A	1.800	5	923	10
		3.600	10	1.145	10
		5.400	15	1.245	10
		7.200	20	1.343	10
	B	1.800	5	1.246	16
		3.600	10	2.070	37
		5.400	15	2.819	73
		7.200	20	3.532	125
GROEVE VERGOOSSEN	A	3.800	15	691	10
		14.200	20	788	10
		20.000	25	910	10
		26.000	30	1.007	10
	B	3.800	15	1.308	72
		14.200	20	1.647	123
		20.000	25	1.992	189
		26.000	30	2.315	270

Toelichting op tabel E.6:

- In de tabel is per situatie de tijd van de stort- danwel de consolidatieperiode weergegeven, afgerond op hele jaren. Deze tijden moeten gezien worden als orde-grootte grootheden.
- A: Consolidatie gedurende de stortperiode (----> werkelijke hoogte).
- B: Volledige consolidatie (99 %) (----> eindhoogte).

Bijlage F Modelbeschrijving STYXZ

F.1 Modelschematisatie

Voordat de theorie van STYXZ behandeld wordt zal allereerst een toelichting gegeven worden bij de manier van schematisatie die in het algemeen wordt toegepast. Veel termen die in de rest van deze handleiding worden gebruikt worden in deze paragraaf toegelicht.

Bij de bestudering van de verspreiding van een stof in het grondwater met behulp van STYXZ wordt de ondergrond driedimensionaal (of eventueel tweedimensionaal) geschematiseerd. Dit betekent dat een abstractie van de werkelijkheid wordt gemaakt, die als invoer voor het model gebruikt kan worden.

Allereerst moet een gebied gekozen worden waarvoor de berekening wordt uitgevoerd. Dit gebied wordt in de horizontaal begrensd door een X- en een Y-coördinaat, en in de verticaal door een diepte (Z). Deze begrenzingen worden in eerste instantie bepaald door de hydrologie van het gebied. De horizontale begrenzing wordt hierbij zo gekozen dat er duidelijke hydrologische randvoorwaarden gekozen kunnen worden. In de diepte wordt vaak de diepst gelegen watervoerende laag die voor de hydrologie van het gebied van belang is als begrenzing gekozen, tenzij de modellering van het stoftransport vereist dat ook de scheidende laag in het model wordt opgenomen. Dit is relevant indien onderin het watervoerende pakket hoge concentraties verwacht worden, zodat er door diffusie een aanzienlijk stoftransport naar de scheidende laag kan optreden.

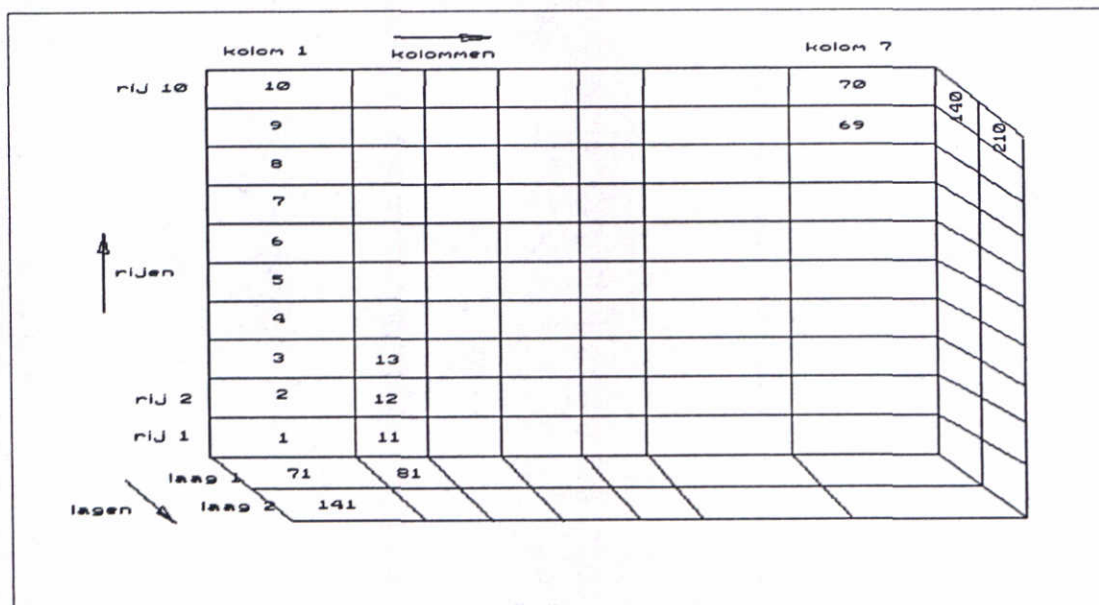
Vaak wordt ten behoeve van de transportmodellering uit dit hydrologische model een deelmodel gekozen. De horizontale begrenzing van dit deelmodel wordt bepaald door de mobiliteit van de te modelleren verontreiniging en door de vraagstelling die aan de studie ten grondslag ligt. Indien de mobiliteit van de stof bepalend is, worden de horizontale grenzen zo gekozen dat de stof zich binnen de te beschouwen periode niet over de randen van het model verplaatst. Soms leidt de vraagstelling ertoe dat het niet van belang is dat een deel van de verontreiniging het model via de randen verlaat, en kan een kleiner model gebruikt worden.

Het gekozen gebied wordt in de horizontaal door een rechthoek begrensd. In de verticaal (diepte) is de begrenzing variabel. Deze variatie kan veroorzaakt worden door een variabele diepteligging van watervoerende lagen. Vervolgens wordt over het gebied een verdeling van rekenvakken gelegd: het rekengrid. Dit grid moet rechthoekig zijn, maar mag variabel opgebouwd zijn. Het grid is het fijnst op de plekken die voor de studie het belangrijkst zijn. In de verticaal wordt in het algemeen de diepteligging van watervoerende en scheidende lagen als begrenzing gekozen. Vaak worden deze lagen in meerdere sub-lagen opgesplitst. De opdeling die op deze wijze ontstaat wordt in Figuur 2.1 weergegeven.

Het geschematiseerde gebied is nu het model, vaak ook aangeduid als het systeem. De kleinste elementen waaruit dit model is opgebouwd worden aangeduid als gridcellen, of als segmenten. De afmeting van deze segmenten bepaalt het oplossend vermogen van het model. Het model wordt begrensd door zes modelranden: de boven- en onderrand en de noord-, oost-, zuid- en westrand. Indien het noodzakelijk is kunnen in het model inactieve segmenten worden opgenomen, indien er bijvoorbeeld een reliëf of een depot gemodelleerd moet worden.

De nummering van het rekengrid is voor STYXZ niet relevant, maar wel voor de presentatie van de resultaten. Omdat vaak in combinatie met MODFLOW wordt gewerkt, wordt de hierbij gebruikte nummering beschreven (Figuur F.1). Deze bestaat uit rijen (X constant, Y en Z variabel), kolommen (Y constant, X en Z variabel) en lagen (Z constant, X en Y variabel). De rijen zijn van zuid naar noord genummerd (onderkant scherm naar bovenkant), de kolommen van links naar rechts en de lagen van boven naar beneden (bij MODFLOW van beneden naar boven!).

Het model in de figuur bestaat dus uit 10 rijen, 7 kolommen en 2 lagen. Bij de nummering van de segmenten wordt de volgende volgorde aangehouden: rijen, kolommen, lagen, zodat segment 1 links 'onder' in het bovenste vlak ligt en segment 140 rechts 'boven' in het onderste vlak. Indien een tweedimensionaal model gebruikt wordt verandert er in feite niets aan de indeling, maar is het aantal rijen, kolommen of lagen gelijk aan 1.



Figuur F.1 Algemeen gebruikte segmentnummering als STYXZ in combinatie met MODFLOW wordt toegepast (bij SFYNXZ wordt een andere nummering gehanteerd)

F.2 Transportformuleringen STYXZ

Een stof wordt in het grondwater op een aantal manieren getransporteerd:

- advectief;
- diffusief;
- dispersief.

Het advectieve transport vindt plaats door massastroming, het diffusieve transport door diffusie en het dispersieve transport door dispersie. Omdat het diffusieve en het dispersieve transport met eenzelfde formulering beschreven worden hanteert STYXZ voor beide transportvormen slechts één formulering, waarin een diffusie/dispersiecoëfficiënt is opgenomen die bestaat uit de sommatie van de diffusie en de dispersiecoëfficiënt.

Bij de beschrijving van de formuleringen van de verschillende soorten transport zijn de volgende symbolen gebruikt. De eenheden mogen hierbij vrij gekozen worden, al wordt in STYXZ bij voorkeur in meters, vierkante meters, kubieke meters, kg of mg en jaren gerekend.

L:	Lengte
O:	Oppervlakte
V:	Volume
M:	Massa
t:	tijd

Afzonderlijk kunnen de verschillende manieren van stoftransport als volgt geformuleerd worden:

Advectief

Dit betekent dat de stof onder invloed van stroming van het medium waarin de stof zich bevindt wordt verplaatst. Dit is het transport van de in het porienwater opgeloste stof door de stroming van dit water. Als alleen advectief transport in de ondergrond van belang zou zijn zou de stof met een steil concentratiefront getransporteerd worden.

De grondwaterstroming die als basis voor het model gebruikt wordt bestaat per modelsegment uit een waterflux in de drie modelrichtingen: X, Y en Z. Deze ontbinding van de stroming is inherent aan de manier van werken, waarbij een kubus het kleinste modelement is. De fluxen worden voor alle vlakken gegeven, zodat het advectieve transport in elk segment in het totaal met zes fluxen beschreven wordt. De som van deze fluxen moet gelijk zijn aan nul (instroming = uitstroming).

Het advectieve stoftransport over de verschillende vlakken van elk segment wordt met behulp van de volgende formule berekend:

$$\text{flux}_{i,j} = Q_{i,j} * C_i$$

waarbij:

- $\text{flux}_{i,j}$ het massatransport vanuit segment i naar segment j door stroming van segment i naar j (M/t)
 $Q_{i,j}$ het debiet van segment i naar segment j (V/t)
 C_i concentratie van stof in segment i (M/V)

Diffusief

Diffusieve verspreiding is de verplaatsing van stof onder invloed van een concentratiegradient. Door de Brownse beweging van de molekulen zal de stof zich netto van een hoge naar een lage concentratie bewegen. De diffusieve verspreiding speelt vooral een rol bij sterke concentratieovergangen, zoals aan het verontreinigingsfront en op het grensvlak tussen een depot en een watervoerend pakket.

Het diffusieve transport wordt op dezelfde wijze berekend als het dispersieve waarbij de volgende formulering wordt toegepast:

$$\text{flux}_{i,j} = D_{i,j} \cdot \text{Opp}_{i,j} \cdot (C_i - C_j) / \text{lengte}_{i,j}$$

waarbij:

- $\text{flux}_{i,j}$ massatransport tussen segment i naar segment j door diffusie tussen segment i en j (M/t)
 $D_{i,j}$ diffusie-coëfficiënt tussen segment i en segment j (O/t)
 C_i concentratie van stof in segment i (M/V)
 C_j concentratie van stof in segment j (M/V)
 $\text{Opp}_{i,j}$ uitwisselings oppervlakte tussen segment i en j (O)
 $\text{Lengte}_{i,j}$ afstand tussen de centra van segment i en j (L)

In STYXZ wordt de diffusie-coëfficiënt opgeteld bij de dispersie-coëfficiënt, en wordt vervolgens uitsluitend van de hierboven gegeven formulering gebruik gemaakt bij de bepaling van het diffusieve/dispersieve transport.

Dispersief

Dit is de verspreiding van de stof die als neveneffect van het advectieve transport optreedt. Er wordt longitudinale dispersie (dispersie evenwijdig aan de stroomrichting) en transversale dispersie (dispersie loodrecht op de stroomrichting) onderscheiden.

De longitudinale dispersie wordt veroorzaakt doordat stof via preferente stroombanen sneller dan gemiddeld verplaatst wordt, en door transport door slecht doorlatende gedeelten minder snel dan gemiddeld. Door deze dispersie treedt een vervlakking van het verspreidingsfront op.

De transversale dispersie wordt veroorzaakt doordat de stroming in de ondergrond rond korrels en ondoorlatende elementen moet plaatsvinden, en dus nooit direct van A naar B plaatsvindt. Deze verspreiding is goed te vergelijken met de spreiding die bij het bord van Gauss optreedt (spijkerbord met knikkers levert een Gauss-kromme). Door de transversale dispersie treedt een uitwaaiering van de stof loodrecht op de stroomrichting op.

Het dispersieve transport wordt berekend uit de stroomsnelheid van het grondwater, uit de concentratiegradient en de dispersielengten. Voor de berekening van de longitudinale dispersie wordt dezelfde formule gebruikt als voor de transversale dispersie, waarbij echter de dispersiecoëfficiënten verschillen. De gebruikte formulering is hetzelfde als de formulering die voor de beschrijving van de diffusieflux wordt gebruikt:

$$\text{flux}_{i,j} = D_{i,j} * \text{Opp}_{i,j} * (C_i - C_j) / \text{lengte}_{i,j}$$

waarbij:

$\text{flux}_{i,j}$	massatransport tussen segment i naar segment j door dispersie tussen segment i en j, (positief van i naar j, negatief van j naar i, M/t)
$D_{i,j}$	dispersie-coëfficiënt tussen segment i en segment j (O/t)
C_i	concentratie van stof in segment i (M/V)
C_j	concentratie van stof in segment j (M/V)
$\text{Opp}_{i,j}$	uitwisselings oppervlakte tussen segment i en j (O)
$\text{Lengte}_{i,j}$	afstand tussen de centra van segment i en j (L)

De dispersiecoëfficiënt wordt berekend uit de stroomsnelheid en de dispersielengte. De stroomsnelheid die hierbij gebruikt wordt is de gemiddelde stroomsnelheid in het betreffende segment die berekend wordt uit de wortel van de som van de kwadraten van de snelheden in de drie modelrichtingen (X, Y en Z). De dispersiecoëfficiënt volgt dan uit:

$$D_{i,j} = L_d * V$$

waarbij:

$D_{i,j}$	dispersie-coëfficiënt tussen segment i en segment j (O/t)
L_d	dispersielengte (longitudinaal of transversaal) (L)
V	gemiddelde stroomsnelheid grondwater (poriënsnelheid) (L/t)

F.3 Chemische formuleringen STYXZ

STYXZ biedt de mogelijkheid om het transport van stoffen te modelleren rekening houdend met adsorptie/desorptie en afbraak/vorming. Bovendien kan een zuurstof-methaan-sulfaat-sulfide-ijzer redox-systeem gemodelleerd worden. Voor uitvoerige chemische berekeningen wordt het instrument CHARON aangeraden, waarin transport gemodelleerd kan worden in een volledig chemisch evenwichtssysteem. CHARON beschouwt de chemie echter dermate uitgebreid dat er slechts een beperkt aantal segmenten gemodelleerd kan worden (eind 1994 orde 5000).

Lineaire adsorptie/desorptie

In STYXZ wordt de adsorptie/desorptie met behulp van de partitietheorie beschreven. Dit betekent dat er wordt aangenomen dat de verhouding tussen de concentratie van een stof in oplossing en aan de vaste fase constant is. De beschouwde adsorptie is dus lineaire adsorptie. Er wordt uitgegaan van een instantaan evenwicht tussen de opgeloste en de geadsorbeerde fase, hetgeen gerechtvaardigd wordt door de veelal trage stroming van het grondwater.

De lineaire adsorptie wordt beschreven met behulp van de verdelings-coëfficiënt:

$$k = \frac{\text{geadsorbeerde concentratie (M/M)}}{\text{opgeloste concentratie (M/V)}}$$

De verdelings-coëfficiënt k heeft meestal de eenheid m^3/kg (soms l/kg). De geadsorbeerde concentratie is het gehalte verontreiniging in M per kg grond (hier mg/kg), de opgeloste concentratie is het gehalte verontreiniging in M per V water (hier mg/m^3).

In de praktijk wordt deze adsorptieformulering meestal gebruikt bij de modellering van het transport van organische verontreinigingen. Deze adsorberen voornamelijk aan de organische fractie van de vaste fase, het POC (Particulair Organic Carbon). De verdelingscoëfficiënt die gebruikt moet worden volgt uit de fractie organisch koolstof van de vaste fase en de verdelingscoëfficiënt tussen organisch koolstof en water:

$$k = \text{OC} * K_{\text{OC}}$$

waarin:

OC	gehalte organisch koolstof in de vaste fase (kg/kg)
K_{OC}	verdelingscoëfficiënt tussen organisch koolstof en water (m^3/kgOC)

De K_{OC} is inmiddels voor veel stoffen gemeten. Omdat deze meting echter in de praktijk erg lastig is uit te voeren zijn er uit de literatuur vele waarden beschikbaar, waarbij niet duidelijk is welke waarde de beste is. De waarden zijn echter goed te gebruiken om een indruk van de verspreidingssnelheid van een stof te krijgen. Indien de waarde van de K_{OC} niet bekend is kan deze met behulp van een omrekeningsformule uit de K_{OW} (verdelingscoëfficiënt tussen octanol en water) berekend worden. Deze waarde is voor de meeste organische stoffen bekend.

Een complicerende factor bij de beschouwing van de adsorptie vormt de adsorptie van stof aan DOC (Dissolved Organic Carbon). Indien de adsorptie aan DOC een rol speelt, wordt de totale hoeveelheid stof in oplossing dus gelijk aan de echt opgeloste hoeveelheid plus de aan DOC geadsorbeerde hoeveelheid. Door adsorptie aan DOC kan de mobiliteit van goed adsorberende verontreinigingen aanzienlijk verhoogd worden.

De adsorptie aan DOC wordt op dezelfde wijze beschouwd als de adsorptie aan POC:

$$K_{\text{DOC}} = \frac{\text{aan DOC geadsorbeerde concentratie (mg/kg}_{\text{DOC}})}{\text{opgeloste concentratie (mg/m}^3)}$$

De waarde van de K_{DOC} is gerelateerd aan de K_{POC} via de adsorptiepreferentie aan DOC boven POC:

$$K_{DOC} = X_{DOC} * K_{POC}$$

De waarde van X_{DOC} wordt in het algemeen in de orde van 0.1 gekozen. De reden hiervan is dat wordt aangenomen dat de adsorptie aan DOC minder sterk is dan die aan POC. Dit wordt veroorzaakt doordat DOC meer polaire groepen bevat dan POC omdat het min-of meer oplosbaar is in water. De meeste organische verontreinigingen hebben echter een sterkere affiniteit met apolaire groepen (sterk hydrofoob), zodat deze bij voorkeur aan POC zullen adsorberen.

Indien in de modellering de adsorptie aan DOC beschouwd wordt, kan nog steeds met één verdelingscoëfficiënt gerekend worden. Deze is in dat geval gelijk aan de verhouding tussen de geadsorbeerde concentratie en de *totale* concentratie in oplossing (echt opgelost plus geadsorbeerd aan DOC). Deze verdelingscoëfficiënt wordt aangeduid als de 'over-all' verdelingscoëfficiënt.

In een speciedepot vindt produktie van DOC plaats, zodat de concentratie hier veel hoger is dan in het watervoerende pakket. Het DOC zal zich uit het depot in het watervoerende pakket verplaatsen, zodat de DOC-concentratie in het systeem een tijd- en plaatsafhankelijke variabele is. Teneinde het transport van een stof in dit variabele DOC-veld correct te kunnen modelleren bestaat in STYXZ de optie om eerst de verspreiding van DOC te berekenen, en deze als invoer voor de verspreidingsberekening van een stof te gebruiken. De over-all verdelingscoëfficiënt wordt in dat geval bij elk tijdstip van DOC-uitvoer opnieuw berekend, en is dus variabel in de tijd en in de ruimte.

Teneinde de rekensnelheid op te voeren (zie paragraaf 2.4) wordt in het instrument in de praktijk niet met de verdelingscoëfficiënt gewerkt maar met de fractie opgelost. Dit is de verhouding tussen de hoeveelheid stof in oplossing en de totale hoeveelheid van een stof. De fractie opgelost is afhankelijk van de verdelingscoëfficiënt, de porositeit en de dichtheid van de vaste fase volgens de volgende formulering:

$$f_o = \frac{1}{1 + k * (1-p) * s / p}$$

waarin:

- f_o fractie opgelost (-)
- k verdelingscoëfficiënt (m^3/kg)
- p porositeit (-)
- s dichtheid vaste fase (M/V)

De fractie opgelost is een constante ongeacht de mate van verontreiniging en wordt alleen bepaald door eigenschappen van grond, bodem, bagger en de eigenschappen van de stof zelf. In een depot/waterbodembodem systeem zal de adsorptie-coëfficiënt voor waterbodembodem/depot anders zijn dan voor het watervoerend pakket. Dit betekent dat de fractie opgelost een ruimtelijk afhankelijke variabele wordt. In de modellering wordt deze variabele voor elk segment apart berekend.

Indien adsorptie aan DOC optreedt is de fractie opgelost afhankelijk van de DOC-concentratie. Omdat deze varieert in ruimte en tijd wordt de fractie opgelost in dat geval ook variabel in ruimte en tijd bepaald.

Vorming/afbraak

Bij afbraak daalt de hoeveelheid stof terwijl deze getransporteerd wordt. Afbraak is relevant voor veel organische verontreinigingen, maar ook voor DOC. Bij vorming ontstaat in het systeem een stof. Dit kan op twee manieren gebeuren:

- een stof wordt gevormd als metaboliet bij de afbraak van een andere stof, zodat de stof dus gevormd wordt terwijl de uitgangsstof getransporteerd wordt;
- een stof wordt gevormd uit vast materiaal, waarbij de uitgangsstof dus niet mobiel is.

De eerste manier van vorming vindt plaats bij de omzetting van organische stoffen in metabolieten, en de tweede manier bij de vorming van DOC of methaan bij de afbraak van organisch materiaal. Beide soorten vorming kunnen met STYXZ gemodelleerd worden.

Afbraak (vorming is negatieve afbraak) is in STYXZ als volgt geformuleerd:

$$M_a = M * C_{afbr} * dt$$

waarbij:

M_a	massa stof na afbraak (M)
M	massa stof voor afbraak (M)
C_{afbr}	afbraak coëfficiënt (1/t)
dt	tijdstapgrootte (t)

De afbraakcoëfficiënt wordt als halfwaardetijd ingevoerd, die als volgt uit de afbraakcoëfficiënt is af te leiden:

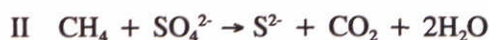
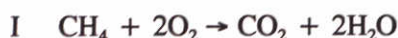
$$T_{half} = \ln 2 / C_{afbr}$$

Voor de vorming wordt een vormingscoëfficiënt ingevoerd en een initieel aanwezige massa uitgangsmateriaal. De afbraak/vorming wordt bij elke tijdstap berekend nadat het transport is berekend.

Redox

Met STYXZ kan het redox-systeem zuurstof-methaan-sulfaat-sulfide-ijzer gemodelleerd worden. Hierbij wordt het transport van- en de reactie tussen deze stoffen simultaan beschouwd. Deze optie kan gebruikt worden om te evalueren of het milieu in het watervoerende pakket onder een speciedepot eventueel sterk sulfidisch wordt, waardoor een mobilisatie van zware metalen kan optreden. Een dergelijk milieu kan ontstaan indien het grondwater bestaat uit zeewater, en het gehalte aan reactief ijzer in de ondergrond gering is. Een andere gebruiksmogelijkheid van de redox-optie is de analyse van de mogelijkheid dat het milieu in het depot/watervoerende pakket oxisch wordt waardoor zware metalen gemobiliseerd kunnen worden.

De volgende reacties worden beschouwd:



Hierbij worden de volgende regels gehanteerd:

- alle reacties verlopen in de gegeven richting en niet omgekeerd;
- indien methaan en zuurstof samen aanwezig zijn reageren deze totdat één van beiden op is, daarna reageert één van beiden door met een andere stof;
- sulfide reageert pas met ijzer indien alle zuurstof op is;
- het ijzer bestaat uit het reactieve deel van het ijzer dat in de ondergrond aanwezig is (ijzercarbonaat (FeCO_3), Sideriet) of ijzerhydroxide ($\text{Fe}(\text{OH})_3$, Goethiet).

F.4 Rekenmethodiek STYXZ

In principe kan met behulp van de formuleringen die in de paragrafen 2.2 en 2.3 zijn gegeven een computerprogramma worden opgesteld, waarmee het transport van stoffen in het grondwater gemodelleerd kan worden. In de praktijk blijkt echter dat de rekentijden van een dergelijk programma zeer lang zijn. Dit wordt veroorzaakt doordat met de concentratie in oplossing wordt gewerkt. Deze concentratie mag per rekentijdstap niet al te veel veranderen, teneinde onstabiele toestanden in het model te voorkomen. Dit betekent dat in het algemeen maar met een zeer kleine rekentijdstap gewerkt mag worden zodat de rekentijd dus lang wordt.

Teneinde de rekentijd te verlagen (de tijdstapgrootte te verhogen) wordt in STYXZ niet met de opgeloste concentratie, maar met de totale massa gewerkt. In dat geval bepaalt de totale hoeveelheid van de stof de rekentijdstap, in plaats van de opgeloste hoeveelheid. Omdat bij veel stoffen die gemodelleerd worden de meeste massa in de vaste fase aanwezig is, zal door deze truc de rekentijd sterk dalen.

Dat het toegestaan is het transport ook via de totale massa verontreiniging te berekenen blijkt uit de volgende beschouwing. Hier wordt de concentratie van één segment beschouwd. Van dit segment wordt een totaalvolume van $V \text{ m}^3$ beschouwd. De hoeveelheid water in dit segment is dus gelijk aan $(V * \text{porositeit})$, en de hoeveelheid vaste fase is gelijk aan $(V * (1 - \text{porositeit}))$. De verontreiniging is in oplossing aanwezig, maar ook geadsorbeerd aan de vaste fase.

De basisformulering voor het advectieve transport is:

$$\text{flux} = Q * C$$

Hierin is C de concentratie in oplossing, en Q het waterdebiet. Hiervoor geldt:

$$C = M_o / V_w$$

waarin:

M_o massa in oplossing
 V_w volume water waarin de massa zich bevindt

Nu is de massa in oplossing via een factor (fractie opgelost) uit te drukken in de totale massa die in een segment aanwezig is:

$$M_o = M_t * f_o$$

waarin:

M_t totale massa
 f_o fractie opgelost

Als alles in de flux-formulering wordt ingevuld ontstaat de volgende formulering:

$$\text{flux} = Q * M_t * f_o / V_w$$

Hierin is de fractie opgelost een constante die gedurende de berekening niet varieert. Ook het volume aan water varieert niet, zodat beide factoren tot een nieuwe segmentsafhankelijke constante kunnen worden omgezet, het 'adsorberende volume'. Dit is gelijk aan:

$$V_{ads} = V_w / f_o$$

waarin:

V_{ads} adsorberende volume

Het adsorberende volume wordt voordat de berekening wordt uitgevoerd voor elk segment berekend. Vervolgens kan de flux uit het debiet en de totale massa worden berekend, zodat de gewenste vergroting van de tijdstap is verkregen.

De diffusieve en de dispersieve flux wordt als één flux berekend, waarbij de gebruikte diffusie/dispersiecoëfficiënt bestaat uit de sommatie van de diffusie en de dispersiecoëfficiënt. Ook hier kan met de totale massa in plaats van met de opgeloste concentratie gerekend worden:

$$\text{flux} = D * \text{opp} * (M_{t,i}/V_{ads,i} - M_{t,j}/V_{ads,j}) / L$$

V_{ads} heeft hierbij dezelfde waarde als bij het advectioneel transport.

Het volgende voorbeeld geeft een indruk van de winst die behaald wordt indien met de totale massa in plaats van met de opgeloste massa wordt gerekend. Neem hiervoor een segment met een totaalvolume van 1 m^3 en een porositeit van 0.3. De dichtheid van de vaste fase is 2500. De concentratie in oplossing is 1 mg/m^3 , de verdelingscoëfficiënt tussen de opgeloste en geadsorbeerde fase is $0.1 \text{ m}^3/\text{kg}$ (dit is in de praktijk al een behoorlijk lage waarde).

In dit segment is een hoeveelheid van 0.3 mg stof in oplossing. Indien de concentratie in oplossing per tijdstap maximaal 5% mag veranderen, mag er per tijdstap dus maximaal $0.05 * 0.3 = 0.015$ mg verplaats worden.

De hoeveelheid vast materiaal in dit segment is $0.7 * 2500 = 1750$ kg. Hieraan is een hoeveelheid van $1750 * 0.1 = 175$ mg stof geadsorbeerd. De totale massa van de stof in het segment is dus $175 + 0.3 = 175.3$ mg. Indien de totale hoeveelheid per tijdstap 5% mag variëren, betekent dit dat er per tijdstap maximaal 8.765 mg verplaats mag worden. Dit is dus bijna 600 maal zo veel als bij de situatie waar alleen de concentratie in oplossing wordt beschouwd. Bij deze verdelingscoëfficiënt mag de tijdstap dus 600 maal zo groot gekozen worden, waarbij de rekentijd dus evenredig zal afnemen!

F.5 Numerieke dispersie en FCT

Bij de numerieke rekenmethode die in STYXZ wordt gehanteerd zal het berekeningsresultaat beïnvloed worden door de rekenmethode. Indien een continue rekenmethode gehanteerd zou worden (zoals het modelleren van het transport van afzonderlijke deeltjes) zou deze beïnvloeding achterwege blijven. De beïnvloeding van de berekeningsresultaten door de berekeningswijze wordt numerieke dispersie genoemd. Er zijn twee belangrijke bronnen van numerieke dispersie aan te geven: transportdispersie en griddispersie.

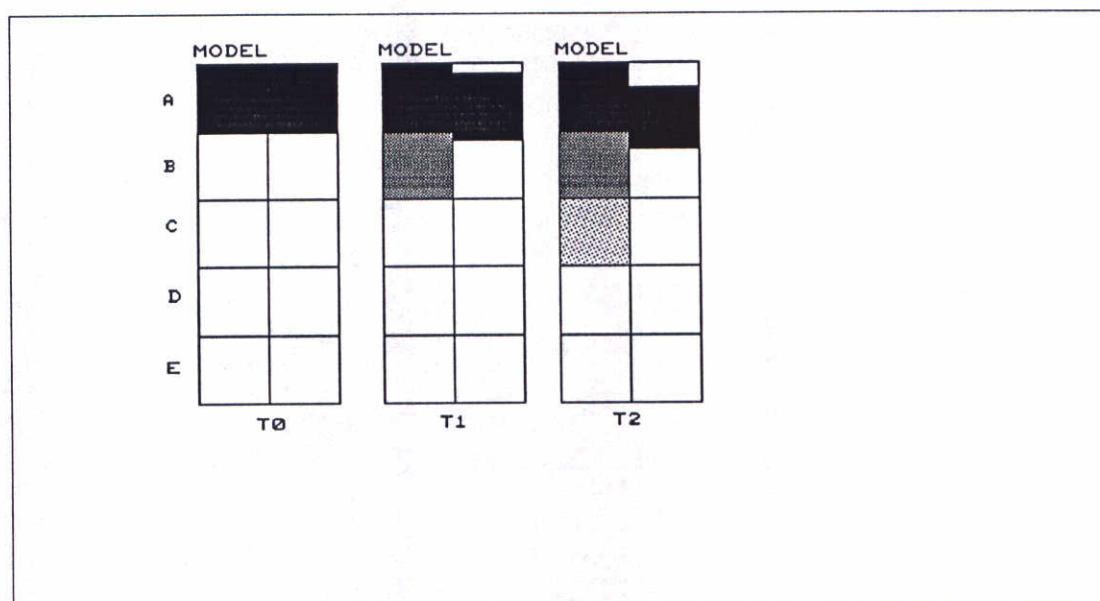
transportdispersie

Transportdispersie wordt veroorzaakt doordat het model is opgebouwd uit discrete rekenvakken. Dit betekent dat de kleinst mogelijke verplaatsingsafstand binnen het model gelijk is aan de afmeting van één rekenvak. Het proces is het best te verklaren aan de hand van een plaatje. Initieel (tijdstip 0) is hierbij alle stof in vak A aanwezig. Door stroming is op tijdstip 1 een klein gedeelte van de stof naar vak 2 verplaatst. Het werkelijke plaatje laat zien hoe de situatie er dan uit zou zien (de stof verplaatst zich in een blokfront). In het model wordt echter alle stof uitgesmeerd over vak A en B. Bij de volgende tijdstap zal de stof in werkelijkheid iets verder vak B indringen. In het model komt de stof dan al in vak C enz.

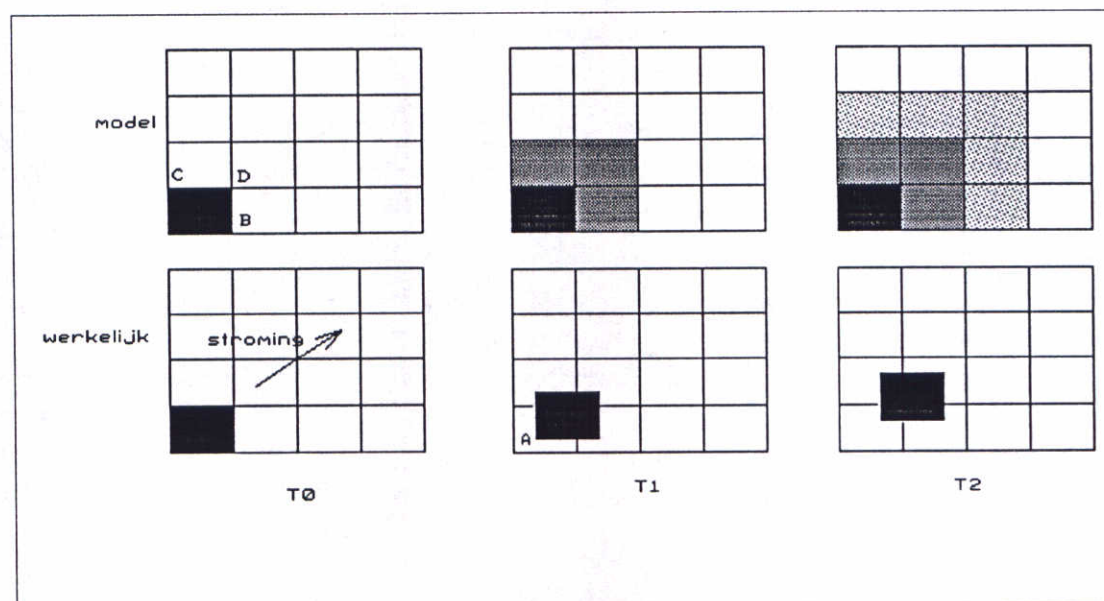
De transportdispersie leidt ertoe dat de stof meer over het systeem wordt uitgesmeerd dan in werkelijkheid het geval zou zijn. Teneinde deze dispersie te beperken moeten voldoende kleine rekenvakken gebruikt worden.

griddispersie

Ook de griddispersie wordt veroorzaakt door de discrete opdeling van het model. Deze vormt de twee- of driedimensionale uitwerking van de transportdispersie. Ook hier werkt een tekening verhelderend. Stof die van van A naar vak D stroomt zal in het model via de vakken B en C getransporteerd worden. Omdat deze vakken een uitwisseling hebben met hun buurvakken, zal de stof uiteindelijk in vakken terecht komen waar deze in werkelijkheid nooit kan komen. Ook deze vorm van dispersie zorgt voor een sterkere verspreiding van de verontreiniging over het systeem. De griddispersie werkt het sterkst als het transport onder een hoek van 45 graden op de gridlijnen plaatsvindt.



Figuur F.2 Transportdispersie: links het berekende transport, rechts het werkelijke transport voor drie tijdstippen



Figuur F.3 Griddispersie: boven de berekende verspreiding, onder de werkelijke verspreiding op drie tijdstippen

Er bestaan mogelijkheden om de numerieke dispersie in een model aanzienlijk te beperken. In STYXZ wordt hiervoor de FCT-methode gebruikt. FCT staat hier voor Flux Corrected Transport. Deze methode wordt uitgewerkt in een artikel van Boris en Book (Boris, 1973) en staat ook wel bekend als de 'Boris en Book methode'. Deze methode wordt ook in de instrumenten CHARON en DELWAQ toegepast. Op de theorie achter deze methode zal in deze beschrijving niet verder worden ingegaan.

Bij gebruik van de FCT-methode is de numerieke dispersie vrijwel afwezig, zodat de berekeningsresultaten vrijwel uitsluitend door de invoerparameters bepaald worden. Voor de diffusie en de dispersiecoëfficiënten moeten in dat geval de correcte waarden worden ingevuld.

Indien de FCT-methode niet wordt gebruikt wordt vaak aangenomen dat de numerieke dispersie van een vergelijkbare omvang is als de werkelijke dispersie en diffusie, zodat de werkelijke diffusie/dispersie in de berekeningen niet wordt beschouwd. Vaak ook is de potentiële numerieke dispersie groot maar niet relevant. Dit treedt op indien de concentratiegradienten door het transport al sterk zijn afgevlakt. In dat geval is het concentratieverschil tussen de segmenten dermate laag dat zowel de numerieke dispersie als de werkelijke dispersie gering zijn. Een dergelijk geval treedt vaak op onder een depot waar lange tijd eenzelfde toevoer van verontreiniging naar het watervoerende pakket plaatsvindt.

Bijlage G Verontreinigde volumina

Tabel G1 Tot boven de streefwaarde en tot boven 10* de streefwaarde verontreinigd volume (mln m³) bij een depot op de lokatie Laakerweerd, zonder kleilaag, BI

wvp1A	Fluorantheen		Benzo(a)pyreen		Benzo(ghi)peryleen		Antr	Fenantreen	
	str	10*str	str	10*str	str	10*str	str	str	10*str
250	0.70	0.11	0.01	0.00	0.01	0.00	0.00	1.11	0.59
500	0.90	0.32	0.06	0.00	0.26	0.00	0.00	1.19	0.67
1000	1.04	0.52	0.25	0.00	0.67	0.10	0.00	1.26	0.68
2500	1.18	0.68	0.62	0.09	0.85	0.31	0.00	1.30	0.67
5000	1.27	0.69	0.76	0.27	0.79	0.30	0.06	1.28	0.63
10000	1.31	0.68	0.90	0.43	1.01	0.50	0.20	1.06	0.59
wvp1b									
250	1.04	0.46	0.12	0.04	0.10	0.04	0.02	1.54	1.16
500	1.36	0.92	0.28	0.06	0.45	0.16	0.03	1.54	1.22
1000	1.49	1.10	0.54	0.18	1.04	0.44	0.05	1.63	1.15
2500	1.56	1.23	1.12	0.49	1.35	0.89	0.17	1.93	1.10
5000	1.58	1.19	1.31	0.81	1.23	0.83	0.37	1.97	1.00
10000	1.85	1.14	1.43	1.00	1.47	1.06	0.56	1.53	0.82
sch. wvp2									
250	0.25	0.16	0.16	0.07	0.16	0.07	0.06	1.36	0.82
500	1.07	0.17	0.16	0.16	0.16	0.16	0.07	2.53	1.25
1000	1.19	0.55	0.16	0.16	0.23	0.16	0.16	4.31	1.31
2500	2.09	1.18	0.32	0.16	1.05	0.17	0.16	4.86	1.16
5000	4.05	1.34	1.03	0.17	0.97	0.15	0.16	4.41	0.95
10000	4.84	1.28	1.26	0.41	1.18	0.52	0.16	2.52	0.56
totaal									
250	1.99	0.73	0.29	0.11	0.27	0.11	0.08	4.01	2.57
500	3.33	1.41	0.50	0.22	0.88	0.33	0.10	5.26	3.14
1000	3.72	2.17	0.95	0.34	1.94	0.70	0.21	7.19	3.14
2500	4.84	3.09	2.06	0.74	3.26	1.36	0.33	8.08	2.92
5000	6.90	3.22	3.10	1.25	2.99	1.28	0.58	7.66	2.59
10000	8.00	3.10	3.59	1.84	3.66	2.09	0.92	5.11	1.97

Tabel G2 Tot boven de streefwaarde en tot boven 10* de streefwaarde verontreinigd volume (mln m³) bij een depot op de lokatie Laakerwaard, zonder kleilaag, MMI

wvp1a	Fluorantheen		Benzo(a)pyreen		Benzo(ghi)peryleen		Ant	Fenantreen	
	str	10*str	str	10*str	str	10*str	str	str	10*str
250	0.25	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.87	0.12
500	0.37	0.00	0.00	0.00	0.17	0.00	0.00	1.07	0.22
1000	0.72	0.09	0.07	0.00	0.23	0.00	0.00	1.25	0.40
2500	1.06	0.18	0.15	0.00	0.31	0.00	0.00	1.31	0.50
5000	1.25	0.39	0.23	0.00	0.31	0.00	0.00	1.32	0.52
10000	1.34	0.47	0.48	0.03	0.63	0.09	0.00	1.24	0.52
wvp1b									
250	0.08	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.92	0.08
500	0.34	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00	1.21	0.38
1000	0.69	0.01	0.00	0.00	0.06	0.00	0.00	1.38	0.56
2500	1.19	0.31	0.04	0.00	0.31	0.00	0.00	1.46	0.77
5000	1.37	0.56	0.26	0.00	0.31	0.00	0.00	1.47	0.79
10000	1.46	0.75	0.64	0.00	0.68	0.01	0.00	1.43	0.73
sch, wvp2									
250	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.38	0.15
500	0.17	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.15	0.17
1000	0.25	0.10	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.34	0.17
2500	0.91	0.17	0.00	0.00	0.17	0.00	0.00	1.38	0.35
5000	1.34	0.17	0.17	0.00	0.15	0.00	0.00	1.39	0.37
10000	1.38	0.32	0.19	0.10	0.21	0.11	0.00	1.37	0.31
totaal									
250	0.34	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	2.16	0.35
500	0.87	0.00	0.00	0.00	0.18	0.00	0.00	3.43	0.77
1000	1.66	0.20	0.07	0.00	0.29	0.00	0.00	3.97	1.13
2500	3.16	0.66	0.19	0.00	0.79	0.00	0.00	4.16	1.62
5000	3.96	1.12	0.66	0.00	0.77	0.00	0.00	4.18	1.68
10000	4.17	1.54	1.31	0.13	1.53	0.20	0.00	4.04	1.56

Tabel G3 Tot boven de streefwaarde en tot boven 10* de streefwaarde verontreinigd volume (mln m³) bij een depot op de lokatie Laakerweerd, met kleilaag, BI

wvp1a	Fluorantheen		Benzo(a)pyreen		Benzo(ghi)peryleen		Ant	Fenantreen	
	str	10*str	str	10*str	str	10*str	str	str	10*str
250	0.50	0.02	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.87	0.33
500	0.64	0.09	0.02	0.00	0.16	0.00	0.00	0.95	0.41
1000	0.79	0.25	0.13	0.00	0.44	0.02	0.00	1.26	0.49
2500	0.99	0.42	0.39	0.02	0.61	0.07	0.00	1.29	0.50
5000	1.27	0.49	0.51	0.07	0.57	0.08	0.01	1.23	0.49
10000	1.29	0.51	0.64	0.16	0.75	0.23	0.01	0.95	0.49
wvp1b									
250	0.48	0.13	0.07	0.04	0.07	0.03	0.02	1.08	0.50
500	0.76	0.21	0.11	0.05	0.20	0.08	0.03	1.21	0.68
1000	0.97	0.39	0.15	0.08	0.44	0.12	0.04	1.31	0.73
2500	1.19	0.67	0.46	0.12	0.74	0.20	0.08	1.39	0.77
5000	1.30	0.75	0.70	0.19	0.68	0.19	0.10	1.37	0.69
10000	1.39	0.76	0.92	0.33	0.95	0.36	0.12	1.29	0.61
sch, wvp2									
250	0.16	0.16	0.10	0.06	0.08	0.06	0.06	0.17	0.16
500	0.16	0.16	0.16	0.06	0.16	0.16	0.06	0.19	0.16
1000	0.16	0.16	0.16	0.16	0.16	0.16	0.06	0.20	0.16
2500	0.19	0.16	0.16	0.16	0.16	0.16	0.16	0.21	0.17
5000	0.20	0.16	0.16	0.16	0.14	0.14	0.16	0.22	0.17
10000	0.21	0.17	0.16	0.16	0.16	0.16	0.16	0.21	0.17
totaal									
250	1.14	0.30	0.17	0.10	0.15	0.10	0.08	2.12	0.99
500	1.56	0.46	0.28	0.12	0.51	0.24	0.10	2.35	1.25
1000	1.93	0.80	0.44	0.24	1.04	0.29	0.10	2.77	1.38
2500	2.36	1.25	1.01	0.30	1.50	0.43	0.24	2.89	1.43
5000	2.77	1.40	1.36	0.41	1.39	0.40	0.26	2.81	1.35
10000	2.88	1.44	1.72	0.64	1.86	0.74	0.28	2.45	1.27

Tabel G4 Tot boven de streefwaarde en tot boven 10* de streefwaarde verontreinigd volume (mln m³) bij een depot op de lokatie Laakerweerd, met kleilaag, MMI

wvp1a	Fluorantheen		Benzo(a)pyreen		Benzo(ghi)perylene		Ant	Fenantreen	
	str	10*str	str	10*str	str	10*str	str	str	10*str
250	0.22	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.23	0.12
500	0.22	0.00	0.00	0.00	0.14	0.00	0.00	0.27	0.12
1000	0.25	0.10	0.08	0.00	0.17	0.00	0.00	0.35	0.12
2500	0.28	0.12	0.14	0.00	0.18	0.00	0.00	0.47	0.17
5000	0.36	0.12	0.14	0.00	0.16	0.00	0.00	0.59	0.26
10000	0.44	0.14	0.14	0.05	0.18	0.10	0.00	0.64	0.31
wvp1b									
250	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.23	0.00
500	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.39	0.00
1000	0.13	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.56	0.15
2500	0.37	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.84	0.31
5000	0.54	0.13	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.96	0.52
10000	0.78	0.24	0.08	0.00	0.12	0.00	0.00	0.99	0.57
sch, wvp2									
250	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.16	0.08
500	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.16	0.16
1000	0.14	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.16	0.16
2500	0.16	0.16	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.17	0.16
5000	0.16	0.16	0.05	0.00	0.00	0.00	0.00	0.18	0.16
10000	0.16	0.16	0.16	0.00	0.12	0.00	0.00	0.19	0.16
totaal									
250	0.22	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.61	0.20
500	0.22	0.00	0.00	0.00	0.14	0.00	0.00	0.82	0.28
1000	0.51	0.10	0.08	0.00	0.17	0.00	0.00	1.07	0.43
2500	0.80	0.28	0.14	0.00	0.18	0.00	0.00	1.48	0.63
5000	1.05	0.41	0.20	0.00	0.16	0.00	0.00	1.74	0.94
10000	1.37	0.53	0.37	0.05	0.42	0.10	0.00	1.82	1.04

Tabel G5 Tot boven de streefwaarde en tot boven 10* de streefwaarde verontreinigd volume (mln m³) bij een depot op de lokatie Molengreend, BI

wvp1	Fluorantheen		Benzo(a)pyreen		Benzo(ghi)-peryleen		Antra- ceen	Fenentreen	
	str	10*str	str	10*str	str	10*str	str	str	10*str
250	0.9	0.36	0.2	0.07	0.19	0.07	0.07	2.8	1.96
500	1.68	0.61	0.24	0.18	0.32	0.22	0.07	3.88	2.76
1000	2.32	1.48	0.37	0.22	0.88	0.34	0.17	5.22	3.78
2500	3.58	2.56	1.34	0.38	1.69	0.59	0.21	6.37	4.71
5000	4.91	3.55	1.86	0.85	1.59	0.59	0.32	6.75	4.79
10000	6.06	4.48	2.62	1.7	2.34	1.49	0.56	6.71	4.36
wvp2									
250	0	0	0	0	0	0	0	0.16	0.01
500	0	0	0	0	0	0	0	0.73	0.09
1000	0.06	0	0	0	0	0	0	1.6	0.4
2500	0.45	0.07	0	0	0	0	0	2.92	1.38
5000	1.44	0.31	0.01	0	0	0	0	4.35	1.36
10000	2.28	1.05	0.1	0	0.06	0	0	3.56	0.71
totaal									
250	0.9	0.36	0.2	0.07	0.19	0.07	0.07	2.96	1.97
500	1.68	0.61	0.24	0.18	0.32	0.22	0.07	4.61	2.85
1000	2.38	1.48	0.37	0.22	0.88	0.34	0.17	6.82	4.18
2500	4.04	2.63	1.34	0.38	1.69	0.59	0.21	9.29	6.09
5000	6.35	3.86	1.87	0.85	1.59	0.59	0.32	11.09	6.15
10000	8.34	5.54	2.72	1.7	2.4	1.49	0.56	10.26	5.07

Tabel G6 Tot boven de streefwaarde en tot boven 10* de streefwaarde verontreinigd volume (mln m³) bij een depot op de lokatie Molengreend, MMI

wvp1	Fluorantheen		Benzo(a)pyreen		Benzo(ghi)-peryleen		Antra- ceen	Fenantreen	
	str	10*str	str	10*str	str	10*str	str	str	10*str
250	0	0	0	0	0	0	0	0.4	0
500	0	0	0	0	0	0	0	0.91	0.29
1000	0.23	0	0	0	0	0	0	2.58	0.81
2500	0.74	0.25	0	0	0	0	0	4.64	2.89
5000	2.23	0.63	0	0	0	0	0	5.42	3.63
10000	3.88	2.17	0.25	0	0.24	0	0	5.58	3.68
wvp2									
250	0	0	0	0	0	0	0	0	0
500	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1000	0	0	0	0	0	0	0	0.02	0
2500	0	0	0	0	0	0	0	0.8	0.03
5000	0	0	0	0	0	0	0	1.63	0.21
10000	0.22	0	0	0	0	0	0	1.8	0.23
totaal									
250	0	0	0	0	0	0	0	0.4	0
500	0	0	0	0	0	0	0	0.91	0.29
1000	0.23	0	0	0	0	0	0	2.6	0.81
2500	0.74	0.25	0	0	0	0	0	5.44	2.92
5000	2.23	0.63	0	0	0	0	0	7.04	3.84
10000	4.1	2.17	0.25	0	0.24	0	0	7.38	3.91

Tabel G7 Tot boven de streefwaarde en tot boven 10* de streefwaarde verontreinigd volume (mln m³) bij een depot op de lokatie Osen I, BI

wvp1	Fluorantheen		Benzo(a)pyreen		Benzo(ghi)-peryleen		Antra- ceen	Fenantreen	
	str	10*str	str	10*str	str	10*str	str	str	10*str
250	0.35	0.14	0.03	0.01	0.02	0.01	0.01	1.47	0.88
500	0.66	0.33	0.07	0.01	0.12	0.03	0.01	2.14	1.43
1000	1.09	0.63	0.16	0.03	0.36	0.12	0.01	2.37	1.55
2500	2.02	1.34	0.43	0.13	0.66	0.31	0.01	2.4	1.44
5000	2.33	1.57	0.77	0.33	0.66	0.31	0.04	2.22	1.31
10000	2.48	1.56	1.36	0.67	1.11	0.61	0.14	0	0
wvp2									
250	0.43	0.2	0.08	0.03	0.07	0.03	0.03	1.4	0.69
500	0.69	0.37	0.13	0.04	0.19	0.1	0.03	2.06	0.95
1000	1.09	0.57	0.22	0.1	0.43	0.19	0.03	2.76	1.3
2500	1.93	0.9	0.49	0.19	0.68	0.35	0.06	3.08	1.69
5000	2.69	1.23	0.75	0.35	0.65	0.35	0.12	3.03	1.66
10000	3.17	1.52	1.15	0.55	1.08	0.55	0.23	0	0
totaal									
250	0.79	0.33	0.11	0.04	0.1	0.04	0.03	2.87	1.56
500	1.34	0.7	0.19	0.04	0.31	0.13	0.03	4.2	2.37
1000	2.19	1.2	0.38	0.12	0.79	0.31	0.03	5.13	2.84
2500	3.94	2.24	0.92	0.32	1.34	0.66	0.07	5.48	3.13
5000	5.02	2.8	1.52	0.68	1.31	0.66	0.16	5.25	2.97
10000	5.66	3.08	2.51	1.22	2.18	1.16	0.37	0	0

Tabel G8 Tot boven de streefwaarde en tot boven 10* de streefwaarde verontreinigd volume (mln m³) bij een depot op de lokatie Osen I, MMI

wvp1	Fluorantheen		Benzo(a)pyreen		Benzo(ghi)-peryleen		Antra- ceen	Fenantreen	
	str	10*str	str	10*str	str	10*str	str	str	10*str
250	0	0	0	0	0	0	0	0.01	0.00
500	0	0	0	0	0	0	0	0.11	0.00
1000	0	0	0	0	0	0	0	0.50	0.04
2500	0.08	0	0	0	0	0	0	1.14	0.28
5000	0.39	0.02	0	0	0	0	0	1.31	0.40
10000	0.97	0.18	0	0	0	0	0	1.33	0.44
wvp2									
250	0	0	0	0	0	0	0	0.05	0.00
500	0	0	0	0	0	0	0	0.24	0.00
1000	0.01	0	0	0	0	0	0	0.60	0.10
2500	0.18	0	0	0	0	0	0	1.41	0.41
5000	0.48	0.07	0	0	0	0	0	2.06	0.62
10000	1.03	0.27	0.01	0	0.01	0	0	2.22	0.69
totaal									
250	0	0	0	0	0	0	0	0.06	0.00
500	0	0	0	0	0	0	0	0.34	0.00
1000	0.02	0	0	0	0	0	0	1.09	0.13
2500	0.26	0	0	0	0	0	0	2.55	0.69
5000	0.88	0.08	0	0	0	0	0	3.37	1.02
10000	2.00	0.45	0.01	0	0.01	0	0	3.55	1.13

Tabel G9 Tot boven de streefwaarde en tot boven 10* de streefwaarde verontreinigd volume (mln m³) bij een depot op de lokatie Kuypers Kessel, BI

eerste WVP	Fluorantheen		Benzo(a)pyreen		Benzo(ghi)-peryleen		Antra- ceen	Fenantreen	
	str	10*str	str	10*str	str	10*str	str	str	10*str
250	0	0	0	0	0	0	0	1.02	0.84
500	0	0	0	0	0	0	0	1.08	0.92
1000	0.93	0.73	0	0	0	0	0	1.18	0.95
2500	1.07	0.92	0	0	0	0	0	1.28	0.94
5000	1.17	0.95	0.8	0.49	0.71	0.44	0.16	1.28	0.91
10000	1.25	0.96	0.95	0.77	0.94	0.74	0.41	1.11	0.84
Breda									
250	0.28	0.09	0.05	0.03	0.04	0.03	0.03	1.61	1.26
500	0.54	0.2	0.09	0.03	0.1	0.07	0.03	1.91	1.27
1000	1.59	1.18	0.1	0.07	0.28	0.09	0.03	2.3	1.26
2500	1.81	1.29	0.31	0.08	0.53	0.19	0.07	2.46	1.11
5000	2.28	1.28	1.45	0.87	1.38	0.86	0.33	2.26	0.96
10000	2.48	1.2	1.52	1.03	1.56	1.15	0.37	1.7	0.73
Totaal									
250	0.28	0.09	0.05	0.03	0.04	0.03	0.03	2.63	2.1
500	0.54	0.2	0.09	0.03	0.1	0.07	0.03	2.99	2.2
1000	2.52	1.92	0.1	0.07	0.28	0.09	0.03	3.49	2.21
2500	2.88	2.21	0.31	0.08	0.53	0.19	0.07	3.75	2.06
5000	3.44	2.23	2.25	1.36	2.1	1.3	0.49	3.54	1.87
10000	3.73	2.16	2.48	1.8	2.5	1.89	0.78	2.81	1.57

Tabel G10 Tot boven de streefwaarde en tot boven 10* de streefwaarde verontreinigd volume (mln m³) bij een depot op de lokatie Kuypers Kessel, MMI

eerste WVP	Fluorantheen		Benzo(a)pyreen		Benzo(ghi)-peryleen		Ant.	Fenantreen	
	str	10*str	str	10*str	str	10*str	str	str	10*str
250	0	0	0	0	0	0	0	0	0
500	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1000	0	0	0	0	0	0	0	0.03	0
2500	0	0	0	0	0	0	0	0.15	0.07
5000	0.01	0	0	0	0	0	0	0.2	0.11
10000	0.12	0	0	0	0	0	0	0.2	0.12
Breda									
250	0	0	0	0	0	0	0	0.06	0
500	0	0	0	0	0	0	0	0.21	0
1000	0.01	0	0	0	0	0	0	0.47	0.09
2500	0.18	0	0	0	0	0	0	0.75	0.44
5000	0.36	0.09	0	0	0	0	0	0.84	0.52
10000	0.7	0.29	0	0	0	0	0	0.85	0.54
Totaal									
250	0	0	0	0	0	0	0	0.06	0
500	0	0	0	0	0	0	0	0.21	0
1000	0.01	0	0	0	0	0	0	0.51	0.09
2500	0.18	0	0	0	0	0	0	0.9	0.5
5000	0.36	0.09	0	0	0	0	0	1.03	0.63
10000	0.82	0.3	0	0	0	0	0	1.05	0.65

Tabel G11 Tot boven de streefwaarde en tot boven 10* de streefwaarde verontreinigd volume als fractie van het depotvolume bij een depot op de lokatie Laakerweerd, zonder kleilaag, BI

wvp1a	Fluorantheen		Benzo(a)pyreen		Benzo(ghi)peryleen		Ant	Fenantreen	
	str	10*str	str	10*str	str	10*str	str	str	10*str
250	0.12	0.02	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.20	0.11
500	0.16	0.06	0.01	0.00	0.05	0.00	0.00	0.21	0.12
1000	0.19	0.09	0.04	0.00	0.12	0.02	0.00	0.22	0.12
2500	0.21	0.12	0.11	0.02	0.15	0.05	0.00	0.23	0.12
5000	0.23	0.12	0.14	0.05	0.14	0.05	0.01	0.23	0.11
10000	0.23	0.12	0.16	0.08	0.18	0.09	0.04	0.19	0.11
wvp1b									
250	0.19	0.08	0.02	0.01	0.02	0.01	0.00	0.27	0.21
500	0.24	0.16	0.05	0.01	0.08	0.03	0.01	0.28	0.22
1000	0.27	0.20	0.10	0.03	0.19	0.08	0.01	0.29	0.21
2500	0.28	0.22	0.20	0.09	0.24	0.16	0.03	0.34	0.20
5000	0.28	0.21	0.23	0.15	0.22	0.15	0.07	0.35	0.18
10000	0.33	0.20	0.25	0.18	0.26	0.19	0.10	0.27	0.15
sch, wvp2									
250	0.05	0.03	0.03	0.01	0.03	0.01	0.01	0.24	0.15
500	0.19	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	0.01	0.45	0.22
1000	0.21	0.10	0.03	0.03	0.04	0.03	0.03	0.77	0.23
2500	0.37	0.21	0.06	0.03	0.19	0.03	0.03	0.87	0.21
5000	0.72	0.24	0.18	0.03	0.17	0.03	0.03	0.79	0.17
10000	0.86	0.23	0.22	0.07	0.21	0.09	0.03	0.45	0.10
totaal									
250	0.36	0.13	0.05	0.02	0.05	0.02	0.01	0.72	0.46
500	0.60	0.25	0.09	0.04	0.16	0.06	0.02	0.94	0.56
1000	0.66	0.39	0.17	0.06	0.35	0.12	0.04	1.28	0.56
2500	0.86	0.55	0.37	0.13	0.58	0.24	0.06	1.44	0.52
5000	1.23	0.57	0.55	0.22	0.53	0.23	0.10	1.37	0.46
10000	1.43	0.55	0.64	0.33	0.65	0.37	0.16	0.91	0.35

Tabel G12 Tot boven de streefwaarde en tot boven 10* de streefwaarde verontreinigd volume als fractie van het depotvolume bij een depot op de lokatie Laakerweerd, zonder kleilaag, MMI

wvp1a	Fluorantheen		Benzo(a)pyreen		Benzo(ghi)peryleen		Ant	Fenantreen	
	str	10*str	str	10*str	str	10*str	str	str	10*str
250	0.05	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.15	0.02
500	0.07	0.00	0.00	0.00	0.03	0.00	0.00	0.19	0.04
1000	0.13	0.02	0.01	0.00	0.04	0.00	0.00	0.22	0.07
2500	0.19	0.03	0.03	0.00	0.06	0.00	0.00	0.23	0.09
5000	0.22	0.07	0.04	0.00	0.05	0.00	0.00	0.24	0.09
10000	0.24	0.08	0.09	0.01	0.11	0.02	0.00	0.22	0.09
wvp1b									
250	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.16	0.01
500	0.06	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.22	0.07
1000	0.12	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00	0.25	0.10
2500	0.21	0.05	0.01	0.00	0.05	0.00	0.00	0.26	0.14
5000	0.24	0.10	0.05	0.00	0.06	0.00	0.00	0.26	0.14
10000	0.26	0.13	0.11	0.00	0.12	0.00	0.00	0.26	0.13
sch, wvp2									
250	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.07	0.03
500	0.03	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.21	0.03
1000	0.04	0.02	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.24	0.03
2500	0.16	0.03	0.00	0.00	0.03	0.00	0.00	0.25	0.06
5000	0.24	0.03	0.03	0.00	0.03	0.00	0.00	0.25	0.07
10000	0.25	0.06	0.03	0.02	0.04	0.02	0.00	0.24	0.06
totaal									
250	0.06	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.39	0.06
500	0.16	0.00	0.00	0.00	0.03	0.00	0.00	0.61	0.14
1000	0.30	0.04	0.01	0.00	0.05	0.00	0.00	0.71	0.20
2500	0.56	0.12	0.03	0.00	0.14	0.00	0.00	0.74	0.29
5000	0.71	0.20	0.12	0.00	0.14	0.00	0.00	0.75	0.30
10000	0.74	0.28	0.23	0.02	0.27	0.04	0.00	0.72	0.28

Tabel G13 Tot boven de streefwaarde en tot boven 10* de streefwaarde verontreinigd volume als fractie van het depotvolume bij een depot op de lokatie Laakerweerd, met kleilaag, BI

wvp1a	Fluorantheen		Benzo(a)pyreen		Benzo(ghi)peryleen		Ant	Fenantreen	
	str	10*str	str	10*str	str	10*str	str	str	10*str
250	0.09	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.15	0.06
500	0.11	0.02	0.00	0.00	0.03	0.00	0.00	0.17	0.07
1000	0.14	0.04	0.02	0.00	0.08	0.00	0.00	0.22	0.09
2500	0.18	0.07	0.07	0.00	0.11	0.01	0.00	0.23	0.09
5000	0.23	0.09	0.09	0.01	0.10	0.01	0.00	0.22	0.09
10000	0.23	0.09	0.11	0.03	0.13	0.04	0.00	0.17	0.09
wvp1b									
250	0.09	0.02	0.01	0.01	0.01	0.01	0.00	0.19	0.09
500	0.14	0.04	0.02	0.01	0.04	0.01	0.01	0.22	0.12
1000	0.17	0.07	0.03	0.01	0.08	0.02	0.01	0.23	0.13
2500	0.21	0.12	0.08	0.02	0.13	0.04	0.01	0.25	0.14
5000	0.23	0.13	0.12	0.03	0.12	0.03	0.02	0.24	0.12
10000	0.25	0.14	0.16	0.06	0.17	0.06	0.02	0.23	0.11
sch, wvp2									
250	0.03	0.03	0.02	0.01	0.01	0.01	0.01	0.03	0.03
500	0.03	0.03	0.03	0.01	0.03	0.03	0.01	0.03	0.03
1000	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	0.01	0.04	0.03
2500	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	0.04	0.03
5000	0.04	0.03	0.03	0.03	0.02	0.02	0.03	0.04	0.03
10000	0.04	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	0.04	0.03
totaal									
250	0.20	0.05	0.03	0.02	0.03	0.02	0.01	0.38	0.18
500	0.28	0.08	0.05	0.02	0.09	0.04	0.02	0.42	0.22
1000	0.34	0.14	0.08	0.04	0.19	0.05	0.02	0.49	0.25
2500	0.42	0.22	0.18	0.05	0.27	0.08	0.04	0.52	0.26
5000	0.50	0.25	0.24	0.07	0.25	0.07	0.05	0.50	0.24
10000	0.52	0.26	0.31	0.11	0.33	0.13	0.05	0.44	0.23

Tabel G14 Tot boven de streefwaarde en tot boven 10* de streefwaarde verontreinigd volume als fractie van het depotvolume bij een depot op de lokatie Laakerweerd, met kleilaag, MMI

wvp1a	Fluorantheen		Benzo(a)pyreen		Benzo(ghi)pery-leen		Ant	Fenantreen	
	str	10*str	str	10*str	str	10*str	str	str	10*str
250	0.04	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.04	0.02
500	0.04	0.00	0.00	0.00	0.02	0.00	0.00	0.05	0.02
1000	0.04	0.02	0.01	0.00	0.03	0.00	0.00	0.06	0.02
2500	0.05	0.02	0.03	0.00	0.03	0.00	0.00	0.08	0.03
5000	0.06	0.02	0.03	0.00	0.03	0.00	0.00	0.11	0.05
10000	0.08	0.02	0.03	0.01	0.03	0.02	0.00	0.11	0.06
wvp1b									
250	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.04	0.00
500	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.07	0.00
1000	0.02	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.10	0.03
2500	0.07	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.15	0.06
5000	0.10	0.02	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.17	0.09
10000	0.14	0.04	0.01	0.00	0.02	0.00	0.00	0.18	0.10
sch, wvp2									
250	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.03	0.01
500	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.03	0.03
1000	0.03	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.03	0.03
2500	0.03	0.03	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.03	0.03
5000	0.03	0.03	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.03	0.03
10000	0.03	0.03	0.03	0.00	0.02	0.00	0.00	0.03	0.03
totaal									
250	0.04	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.11	0.04
500	0.04	0.00	0.00	0.00	0.02	0.00	0.00	0.15	0.05
1000	0.09	0.02	0.01	0.00	0.03	0.00	0.00	0.19	0.08
2500	0.14	0.05	0.03	0.00	0.03	0.00	0.00	0.26	0.11
5000	0.19	0.07	0.04	0.00	0.03	0.00	0.00	0.31	0.17
10000	0.25	0.09	0.07	0.01	0.07	0.02	0.00	0.32	0.19

Tabel G15 Tot boven de streefwaarde en tot boven 10* de streefwaarde verontreinigd volume als fractie van het depotvolume bij een depot op de lokatie Molengreend, BI

wvp1	Fluorantheen		Benzo(a)pyreen		Benzo(ghi)peryleen		Ant	Fenantreen	
	str	10*str	str	10*str	str	10*str	str	str	10*str
250	0.19	0.08	0.04	0.01	0.04	0.01	0.01	0.60	0.42
500	0.36	0.13	0.05	0.04	0.07	0.05	0.01	0.83	0.59
1000	0.49	0.31	0.08	0.05	0.19	0.07	0.04	1.11	0.80
2500	0.76	0.54	0.29	0.08	0.36	0.13	0.04	1.36	1.00
5000	1.04	0.76	0.40	0.18	0.34	0.13	0.07	1.44	1.02
10000	1.29	0.95	0.56	0.36	0.50	0.32	0.12	1.43	0.93
wvp2									
250	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.03	0.00
500	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.16	0.02
1000	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.34	0.09
2500	0.10	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.62	0.29
5000	0.31	0.07	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.93	0.29
10000	0.49	0.22	0.02	0.00	0.01	0.00	0.00	0.76	0.15
totaal									
250	0.19	0.08	0.04	0.01	0.04	0.01	0.01	0.63	0.42
500	0.36	0.13	0.05	0.04	0.07	0.05	0.01	0.98	0.61
1000	0.51	0.31	0.08	0.05	0.19	0.07	0.04	1.45	0.89
2500	0.86	0.56	0.29	0.08	0.36	0.13	0.04	1.98	1.30
5000	1.35	0.82	0.40	0.18	0.34	0.13	0.07	2.36	1.31
10000	1.77	1.18	0.58	0.36	0.51	0.32	0.12	2.18	1.08

Tabel G16 Tot boven de streefwaarde en tot boven 10* de streefwaarde verontreinigd volume als fractie van het depotvolume bij een depot op de lokatie Molengreend, MMI

wvp1	Fluorantheen		Benzo(a)pyreen		Benzo(ghi)peryleen		Ant	Fenantreen	
	str	10*str	str	10*str	str	10*str	str	str	10*str
250	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.09	0.00
500	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.19	0.06
1000	0.05	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.55	0.17
2500	0.16	0.05	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.99	0.61
5000	0.47	0.13	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.15	0.77
10000	0.83	0.46	0.05	0.00	0.05	0.00	0.00	1.19	0.78
wvp2									
250	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
500	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
1000	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
2500	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.17	0.01
5000	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.35	0.04
10000	0.05	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.38	0.05
totaal									
250	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.09	0.00
500	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.19	0.06
1000	0.05	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.55	0.17
2500	0.16	0.05	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.16	0.62
5000	0.47	0.13	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.50	0.82
10000	0.87	0.46	0.05	0.00	0.05	0.00	0.00	1.57	0.83

Tabel G17 Tot boven de streefwaarde en tot boven 10* de streefwaarde verontreinigd volume als fractie van het depotvolume bij een depot op de lokatie Osen I, BI

wvp1	Fluorantheen		Benzo(a)pyreen		Benzo(ghi)peryleen		Ant	Fenantreen	
	str	10*str	str	10*str	str	10*str	str	str	10*str
250	0.23	0.09	0.02	0.01	0.01	0.01	0.01	0.98	0.59
500	0.44	0.22	0.05	0.01	0.08	0.02	0.01	1.43	0.95
1000	0.73	0.42	0.11	0.02	0.24	0.08	0.01	1.58	1.03
2500	1.35	0.89	0.29	0.09	0.44	0.21	0.01	1.60	0.96
5000	1.55	1.05	0.51	0.22	0.44	0.21	0.03	1.48	0.87
10000	1.65	1.04	0.91	0.45	0.74	0.41	0.09	0.00	0.00
wvp2									
250	0.29	0.13	0.05	0.02	0.05	0.02	0.02	0.93	0.46
500	0.46	0.25	0.09	0.03	0.13	0.07	0.02	1.37	0.63
1000	0.73	0.38	0.15	0.07	0.29	0.13	0.02	1.84	0.87
2500	1.29	0.60	0.33	0.13	0.45	0.23	0.04	2.05	1.13
5000	1.79	0.82	0.50	0.23	0.43	0.23	0.08	2.02	1.11
10000	2.11	1.01	0.77	0.37	0.72	0.37	0.15	0.00	0.00
totaal									
250	0.53	0.22	0.07	0.03	0.07	0.03	0.02	1.91	1.04
500	0.89	0.47	0.13	0.03	0.21	0.09	0.02	2.80	1.58
1000	1.46	0.80	0.25	0.08	0.53	0.21	0.02	3.42	1.89
2500	2.63	1.49	0.61	0.21	0.89	0.44	0.05	3.65	2.09
5000	3.35	1.87	1.01	0.45	0.87	0.44	0.11	3.50	1.98
10000	3.77	2.05	1.67	0.81	1.45	0.77	0.25	0.00	0.00

Tabel G18 Tot boven de streefwaarde en tot boven 10* de streefwaarde verontreinigd volume als fractie van het depotvolume bij een depot op de lokatie Osen I, MMI

wvp1	Fluorantheen		Benzo(a)pyreen		Benzo(ghi)peryleen		Ant	Fenantreen	
	str	10*str	str	10*str	str	10*str	str	str	10*str
250	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
500	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.07	0.00
1000	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33	0.03
2500	0.05	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.76	0.19
5000	0.26	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.87	0.27
10000	0.65	0.12	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.89	0.29
wvp2									
250	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.03	0.00
500	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.16	0.00
1000	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.40	0.07
2500	0.12	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.94	0.27
5000	0.32	0.05	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.37	0.41
10000	0.69	0.18	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.48	0.46
totaal									
250	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.04	0.00
500	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.23	0.00
1000	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.73	0.09
2500	0.17	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.70	0.46
5000	0.59	0.05	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	2.25	0.68
10000	1.33	0.30	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	2.37	0.75

Tabel G19 Tot boven de streefwaarde en tot boven 10* de streefwaarde verontreinigd volume als fractie van het depotvolume bij een depot op de lokatie Kuypers Kessel, BI

wvp1	Fluorantheen		Benzo(a)pyreen		Benzo(ghi)peryleen		Ant	Fenantreen	
	str	10*str	str	10*str	str	10*str	str	str	10*str
250	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.78	0.65
500	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.83	0.71
1000	0.72	0.56	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.91	0.73
2500	0.82	0.71	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.98	0.72
5000	0.90	0.73	0.62	0.38	0.55	0.34	0.12	0.98	0.70
10000	0.96	0.74	0.73	0.59	0.72	0.57	0.32	0.85	0.65
Breda									
250	0.22	0.07	0.04	0.02	0.03	0.02	0.02	1.24	0.97
500	0.42	0.15	0.07	0.02	0.08	0.05	0.02	1.47	0.98
1000	1.22	0.91	0.08	0.05	0.22	0.07	0.02	1.77	0.97
2500	1.39	0.99	0.24	0.06	0.41	0.15	0.05	1.89	0.85
5000	1.75	0.98	1.12	0.67	1.06	0.66	0.25	1.74	0.74
10000	1.91	0.92	1.17	0.79	1.20	0.88	0.28	1.31	0.56
totaal									
250	0.22	0.07	0.04	0.02	0.03	0.02	0.02	2.02	1.62
500	0.42	0.15	0.07	0.02	0.08	0.05	0.02	2.30	1.69
1000	1.94	1.48	0.08	0.05	0.22	0.07	0.02	2.68	1.70
2500	2.22	1.70	0.24	0.06	0.41	0.15	0.05	2.88	1.58
5000	2.65	1.72	1.73	1.05	1.62	1.00	0.38	2.72	1.44
10000	2.87	1.66	1.91	1.38	1.92	1.45	0.60	2.16	1.21

Tabel G20 Tot boven de streefwaarde en tot boven 10* de streefwaarde verontreinigd volume als fractie van het depotvolume bij een depot op de lokatie Kuypers Kessel, MMI

wvp1	Fluorantheen		Benzo(a)pyreen		Benzo(ghi)peryleen		Ant	Fenantreen	
	str	10*str	str	10*str	str	10*str	str	str	10*str
250	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
500	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
1000	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.02	0.00
2500	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.12	0.05
5000	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.15	0.08
10000	0.09	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.15	0.09
Breda									
250	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.05	0.00
500	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.16	0.00
1000	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.36	0.07
2500	0.14	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.58	0.34
5000	0.28	0.07	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.65	0.40
10000	0.54	0.22	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.65	0.42
totaal									
250	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.05	0.00
500	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.16	0.00
1000	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.39	0.07
2500	0.14	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.69	0.38
5000	0.28	0.07	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.79	0.48
10000	0.63	0.23	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.81	0.50



hoofdkantoor
Rotterdamseweg 185
postbus 177
2600 MH Delft
telefoon (015) 56 93 53
telefax (015) 61 96 74
telex 38176 hydel-nl

locatie 'De Voorst'
Voorsterweg 28, Marknesse
postbus 152
8300 AD Emmeloord
telefoon (05274) 29 22
telefax (05274) 35 73



