

MILIEU-EFFECTEN MEEST MILIEUVRIENDELIJK ALTERNATIEF

De milieu-effecten van het MMA verschillen van het VKA alleen wat betreft de geluidshinder.

Het MMA geeft bij de woningen in de nabijheid van het plangebied lagere geluidsniveaus omdat de meest bepalende geluidsbronnen zoals de drijvende verwerkingsinstallatie en de grindverwerkingseenheid bij dit alternatief niet in het onderhavige plangebied ingezet worden. Juist deze installaties hebben, ook al voldoen ze aan het criterium "stand der techniek", een hoge geluidemissie ten opzichte van de overige geluidsbronnen die in het gebied ingezet zullen worden, zoals de zandzuiger en de grondverzetmachines.

Om de varianten akoetisch met elkaar te kunnen vergelijken zijn alleen de woningen op de eerste lijnsbebouwing beschouwd. Bij uitvoering van het MMA zullen in tien jaar tijd 41 woningen een geluidsbelasting van 40-45 dB(A) en 14 woningen een geluidsbelasting van 46-50 dB(A) ondervinden.

Ter vergelijking: bij het Voorkeursalternatief – in variant B zullen 49 woningen een geluidsbelasting van 40-46 dB(A) en 33 woningen een geluidsbelasting van 46-50 dB(A) ondervinden; bij het Voorkeursalternatief – variant C betreft dat 50 woningen met een geluidsbelasting van 40-46 dB(A) en 31 woningen met een geluidsbelasting van 46-50 dB(A).

Daarnaast is bij het MMA de kans op hinderlijk laagfrequent geluid tot een minimum beperkt omdat de potentiële bronnen zijnde de zeven op de verwerkingsinstallatie alsmede op de grindverwerkingseenheid niet in het plangebied aanwezig zullen zijn.

Een uitgebreider beschrijving wordt gegeven in het technische rapport (bijlage 8).

VERGELIJKING EFFECTEN

Het Voorkeursalternatief en het Meest Milieuvriendelijk Alternatief verschillen qua milieu-effecten alleen in geluidhinder; daarnaast lopen de uitvoeringskosten uiteen. Tabel 12.1 geeft een overzicht van de beschouwde alternatieven en varianten. Op basis van de rekenresultaten een overzicht wordt gegeven van de aantallen woningen met hun maximale geluidsbelasting over de periode van 10 jaar. Deze maximale belasting zal zeker niet gedurende de totale periode optreden (zie hiervoor bijlage 8).

Bij de vergelijking van de varianten zijn alleen de woningen op de eerste lijnsbebouwing beschouwd. Daarbij heeft 40 dB(A) als ondergrens gediend omdat de richtwaarde voor de woningen in de nabijheid van het plangebied 40 dB(A) bedraagt.

Tabel 12.1 Vergelijking varianten A, B en C

	Meest Milieuvriendelijk Alternatief (installatie elders)	Voorkeursalternatief: Variant B drijvende verwerkings- installatie + gekoppelde grindverwerkingseenheid	Voorkeursalternatief: Variant C drijvende verwerkings- installatie + grinddepots
Geluid	aantal woningen dat in 10 jaar tijd een geluidbelasting ondervindt van 40-45 dB(A) = 41 van 46-50 dB(A) = 14	aantal woningen dat in 10 jaar tijd een geluidbelasting ondervindt van 40-45 dB(A) = 49 van 46-50 dB(A) = 33	aantal woningen dat in 10 jaar tijd een geluidbelasting ondervindt van 40-45 dB(A) = 50 van 46-50 dB(A) = 31
Laagfrequent geluid	kans op laagfrequent geluid nihil vanwege het niet aanwezig zijn van een verwerkingsinstallatie in het plangebied	kans op laagfrequent geluid aanwezig vanwege de inzet van een verwerkingsinstallatie en een grindverwerkings-eenheid in het plangebied	kans op laagfrequent geluid aanwezig vanwege de inzet van een verwerkingsinstallatie Doordat de grindverwerkings-installatie niet gekoppeld is aan de verwerkingsinstallatie ligt deze verder van de wonkern "Lomm" af.
Trillingen	kans op trillingen t.g.v. de zuiger nihil	kans op trillingen t.g.v. de zuiger en de verwerkingsinstallatie + grindverwerkingseenheid nihil	kans op trillingen t.g.v. de zuiger en de verwerkingsinstallatie + grindverwerkingsinstallatie nihil
Indirecte hinder geluid trillingen	gelijk gelijk	gelijk gelijk	gelijk gelijk

Vanuit akoestisch oogpunt heeft het MMA de voorkeur. De geluidhinder van de installatie elders is hierbij echter niet meegewogen. Tussen variant B en C zit nagenoeg geen verschil. In beide varianten kan aan de geldende grenswaarden worden voldaan.

Uitvoering van het MMA zou echter wel aanzienlijke meerkosten met zich meebrengen; deze staan beschreven in par. 9.3.

LEEMTEN IN KENNIS

Bij het onderzoek ten behoeve van dit MER zijn enkele leemtes in kennis geconstateerd. Deze zijn algemeen van aard en niet van invloed op de afweging tussen de twee alternatieven.

Doorlatendheid berging

De doorlatendheid van de specie in de berging bepaalt in grote mate de grondwaterstroming door de berging en daarmee de emissie van opgeloste verontreiniging. De waarde voor de doorlatendheid is geschat op basis van literatuurwaarden. Deze variëren echter sterk qua grootte en er zijn slechts een beperkt aantal metingen beschikbaar onder vergelijkbare stortcondities. Pompproeven op bestaande locaties zouden de schatting nauwkeuriger kunnen maken.

Geochemische processen

De geochemie, met name de redoxcondities, bepalen in sterke mate het gedrag van zware metalen en arseen. In deze studie is dit gedrag verwaarloosd en rekening gehouden met een zwakke binding (lage adsorptiecoëfficiënt) van de metalen; dit is een "worst case" benadering. Met geochemische modellering in combinatie met (veld)metingen is dit gedrag beter te voorspellen. Dit is in het bijzonder van belang voor het korte termijn gedrag (eerste 10 jaar na storten) wanneer ijzeroxiden worden gereduceerd en er (nog) sprake is van een sulfidisch systeem. De aan ijzeroxide gebonden metalen komen dan gedeeltelijk vrij en worden nog niet door sulfides vastgelegd.

Bouwdieptes

De aanwezigheid en diepte van kelders en kruipruimtes van de bebouwing rond HWG Lomm zijn mede bepalend voor het eventueel ontstaan van (extra) grondwateroverlast door uitvoering van HWG Lomm. Gegevens over kelders en kruipruimtes zijn niet vlakdekkend bekend. In het MER zijn daarom aandachtsgebieden voor grondwateroverlast aangegeven. Aanbevolen wordt om in overleg met het bevoegd gezag (m.n. gemeente en Provincie) nadere afspraken te maken over het in kaart brengen van de gegevens over kelders en kruipruimtes, een eventuele detaillering van de aandachtsgebieden en over monitoring van de effecten.

14 MONITORING EN EVALUATIE

14.1 Inleiding

Bij monitoring kan onderscheid worden gemaakt in de volgende fases:

- Voorbereidingsfase;
- Uitvoeringsfase;
- Nazorgfase.

Bij het opstellen van de aanpak van de monitoring is gebruik gemaakt en uitgegaan van:

- het Beleidsstandpunt Verwijdering baggerspecie;
- de IPO-checklist 2002 voor nazorgplannen baggerspeciedepots;
- het monitoringsplan Grondwater Zandmaas/Maasroute (lit. IWACO, 2000).

Het bovenstaande kan worden vertaald naar de volgende concrete monitoringsactiviteiten:

- Ontwerp controlesysteem (peilbuizen, oppervlaktewatermeetpunten);
- Aanleg controlesysteem (boorwerkzaamheden, boorbegeleiding, inmeten meetpunten, vastleggen gegevens);
- Opname referentie- of nulsituatie;
- Periodiek onderzoek (monitoring) bestaande uit peilen (grond)waterstanden, monsternamen grondwater en oppervlaktewater, analyse watermonsters, verwerken en interpreteren meetresultaten en rapportage;
- Inspectie en onderhoud controlesysteem.

Specifiek voor het aspect grondwaterkwantiteit (grondwaterstanden) is reeds een uitgebreid monitoringsplan opgesteld; dit is opgenomen in bijlage 11.

14.2 Meetpunten waterkwaliteit

Op basis van de bovengenoemde documenten zou het monitoringssysteem minimaal 1 referentieput (stroomopwaarts) en 1 controleput (stroomafwaarts) moeten bevatten. Daarnaast zouden minimaal 2 oppervlaktewatermeetpunten aanwezig moeten zijn. De monitoring van grondwaterstanden is er op gericht in beeld te brengen in welke mate de voorspelde grondwaterstandsveranderingen optreden. Dit is van belang voor de volgende grondwatergerelateerde belangen:

- Grondwaterafhankelijke natuurgebieden;
- Landbouw;
- Bebouwing;
- Onttrekkingen.

In de omgeving van Lomm zijn reeds verschillende peilbuizen aanwezig (zie bijlage 2, figuur E). Hiervan kan gebruik worden gemaakt.

14.3 Opname referentie- of nulsituatie

Na aanleg van het monitoringssysteem en voorafgaande aan de bergingsactiviteiten zal de bestaande kwaliteit van het grond- en oppervlaktewater worden vastgelegd door middel van monsternamen en analyse. In verband met sterk wisselende waterstanden is het mogelijk dat de kwaliteit van het water wijzigt. Voorgesteld wordt om in het kader van het nulsituatie-onderzoek twee bemonsteringsronden te hanteren (1x in een droge

periode en 1x in een natte periode). Voorgesteld wordt om de watermonsters op het NEN 5740-pakket te onderzoeken. Tevens zullen de waterstanden/stijghoogten moeten worden gemeten.

14.4 Tijdens uitvoering

Nadat de activiteiten met betrekking tot de aanleg van de hoogwatergeul starten zal periodiek onderzoek plaatsvinden. Op basis van de vergelijkbare beleidsdocumenten wordt het volgende voorgesteld:

- 4 x per jaar onderzoek oppervlaktewaterkwaliteit;
- 1 x per jaar onderzoek grondwaterkwaliteit;
- in ieder geval 12 x per jaar peilen van de grondwaterstanden.

Vooralsnog wordt er van uitgegaan dat de watermonsters worden onderzocht op het NEN 5740-pakket. De voorschriften van de te verlenen vergunning moeten de mogelijkheid bieden af te wijken van de voorgestelde parameters en/of onderzoeks-frequentie als de resultaten daartoe aanleiding geven. Zo kan de monitoring nader worden afgestemd op de feitelijke situatie.

14.5 Eindsituatie

Nadat de exploitatie is beëindigd zullen de bodembeschermende maatregelen van de bering nog steeds in stand moeten worden gehouden, geïnspecteerd, onderhouden en indien nodig vervangen. Bij de hoogwatergeul Lomm betekent dit dat nazorgactiviteiten zullen moeten worden uitgevoerd met betrekking tot de afdeklaag en monitoring. Op basis van de beschikbare informatie kunnen de volgende nazorgactiviteiten worden onderscheiden:

1. monitoring en controle grondwater (peilbuizen);
2. monitoring en controle oppervlaktewater;
3. metingen en visuele inspecties: dikte afdeklaag;
4. metingen en visuele inspecties: (grond)waterstanden;
5. onderhoud/vervanging afdeklaag;
6. onderhoud/vervanging waarnemingsfilters;
7. onderhoud/vervanging algemene voorzieningen.

De nazorgactiviteiten die betrekking hebben op monitoring van grond- en oppervlakte-water zijn vergelijkbaar met de monitoringsactiviteiten zoals beschreven bij de monitoring tijdens uitvoering.

Metingen en visuele inspecties: dikte afdeklaag

De afdeklaag heeft als functie om te voorkomen dat contact kan optreden met verontreinigde baggerspecie. Indien de afdeklaag te dun wordt zal deze moeten worden aangevuld. Door regelmatig de dikte van de afdeklaag te bepalen kan tijdige aanvulling plaatsvinden. In de IPO-checklist wordt een meetfrequentie van 1x per jaar aangegeven.

Onderhoud/vervanging afdeklaag

Indien uit de diktemetingen blijkt dat de afdeklaag te dun is zal aanvulling van de afdeklaag moeten plaatsvinden. Op basis van de toe te passen constructie, de dikte en de waterhuishouding zal een inschatting moeten worden gedaan wat de jaarlijkse kosten voor onderhoud van de afdeklaag zijn.

Onderhoud/vervanging waarnemingsfilters

Preventief doorspuiten van waarnemingsfilters om verstopping te voorkomen wordt niet zinvol geacht omdat doorspuiten het functioneren van een filter negatief kan beïnvloeden. Wellicht kan regeneratie worden overwogen als verstopping optreedt. Indien regeneratie niet mogelijk is zal vervanging van de filters nodig zijn. Vooralsnog kan worden uitgegaan van een vervangingsperiode van 15 jaar. Tevens dient rekening te worden gehouden met vervanging van beschermkokers 1 maal per 5 jaar.

Rapportage en communicatie nazorg

De nazorgorganisatie dient een jaarrapportage op te stellen, waarin de afzonderlijke nazorgactiviteiten worden beschreven. De invulling van de nazorgrapportage dient in het nazorgplan te worden beschreven. In het nazorgplan dient tevens een communicatieplan te worden opgenomen waarin staat beschreven welke instanties (actoren) welke informatie krijgen m.b.t. de nazorg. Kosten voor rapportage en communicatie worden opgenomen in het nazorgplan onder de post apparaatskosten.

Organisatie en overdracht

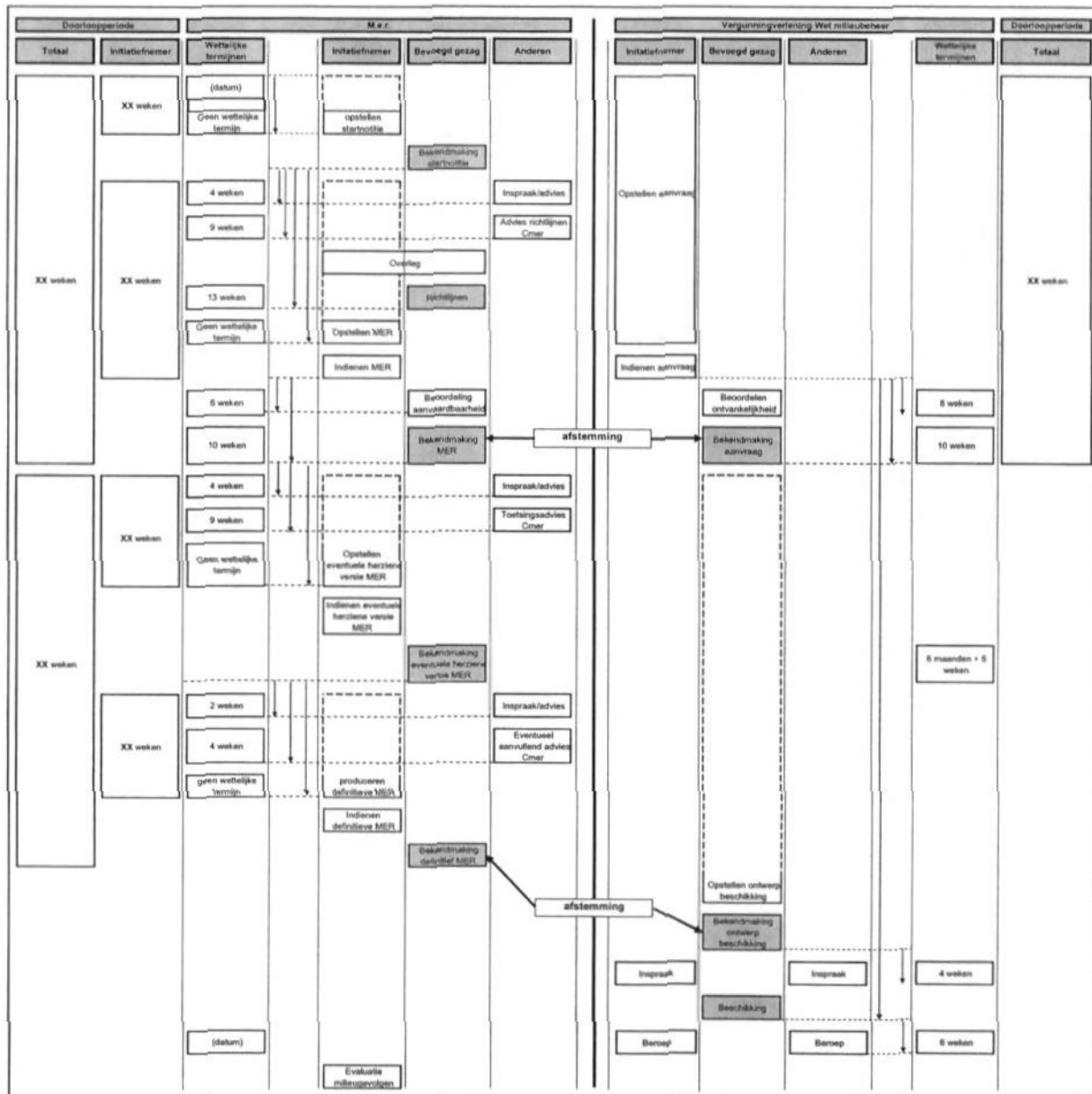
De exploitant van de baggerspeciebergings is zowel tijdens als na de exploitatie (nazorg) verantwoordelijk voor het instandhouden, het onderhoud, de vervanging, de controle en de inspectie van de bodembeschermende maatregelen. De nazorg kan worden overgedragen aan een nazorgorganisatie op basis een nazorgplan. In dit nazorgplan is beschreven welke maatregelen in stand moeten worden gehouden en wat de bijbehorende kosten hiervoor zijn. Bij overdracht vindt op basis van het nazorgplan ook een financiële afwikkeling plaats. De overdracht vindt plaats nadat een sluitingsverklaring is afgegeven.

LITERATUUR

- IWACO, 2000. Monitoringsplan Grondwater Zandmaas/Maasroute
- Maaswerken, 1999. Trajectnota/MER Zandmaas/Maasroute
- Royal Haskoning, 2003. Startnotitie MER Inrichting Hoogwatergeul Lomm
- Maaswerken, 2001. Aanvullende MER Berging van niet-vermarktbaar grond
- Ministerie van Verkeer en Waterstaat, 2002. Tracébesluit Zandmaas-Maasroute
- Provincie Limburg, 2002. Provinciaal Omgevingsplan Limburg (POL)
- Agtersloot, R.C., 2000. Hoogwatergeul Lomm, Mathematisch modelonderzoek met behulp van het 2D-modelstelsel Delft-FLS
- De Maaswerken, 2002. POL aanvulling Zandmaas, Peilopzetplan
- De Mars, H., C.R. van Gool, C.R., & C. van Tijen, 1998. Ecohydrologische atlas Limburg 1989-1996. Provincie Limburg, Maastricht
- De Mars, H., P. Kloet, & L. Wortel, 2004. Evaluatie Verdrogingsstoestand Limburg 1989-2003. Provincie Limburg, Maastricht
- L'Ortye, 2001. MER inrichting dekgrondberging Meers van het Grensmaasproject
- Ministerie van Verkeer en Waterstaat - AKWA, 2000. Emissie en verspreiding van verontreinigingen bij berging van niet-vermarktbaar grond Zandmaas (bijlage bij "Aanvullende MER Berging van niet-vermarktbaar grond")
- Royal Haskoning (2004). Begrenzing grondwaterlichamen voor menselijke consumptie. Projectnummer 9p4204
- Segeren, W.A. en Hengelveld, H (1984). Bouwrijp maken van terreinen, Deventer/Den Haag. Stichting Bouwresearch nr. 99
- SIGHT, 2004. Hoogwatergeul Lomm - akoestisch onderzoek in het kader van het MER en van de vergunningaanvraag krachtens de Wet milieubeheer
- Werkgroep HELP-tabel, 1987. De invloed van de waterhuishouding op de landbouwkundige productie

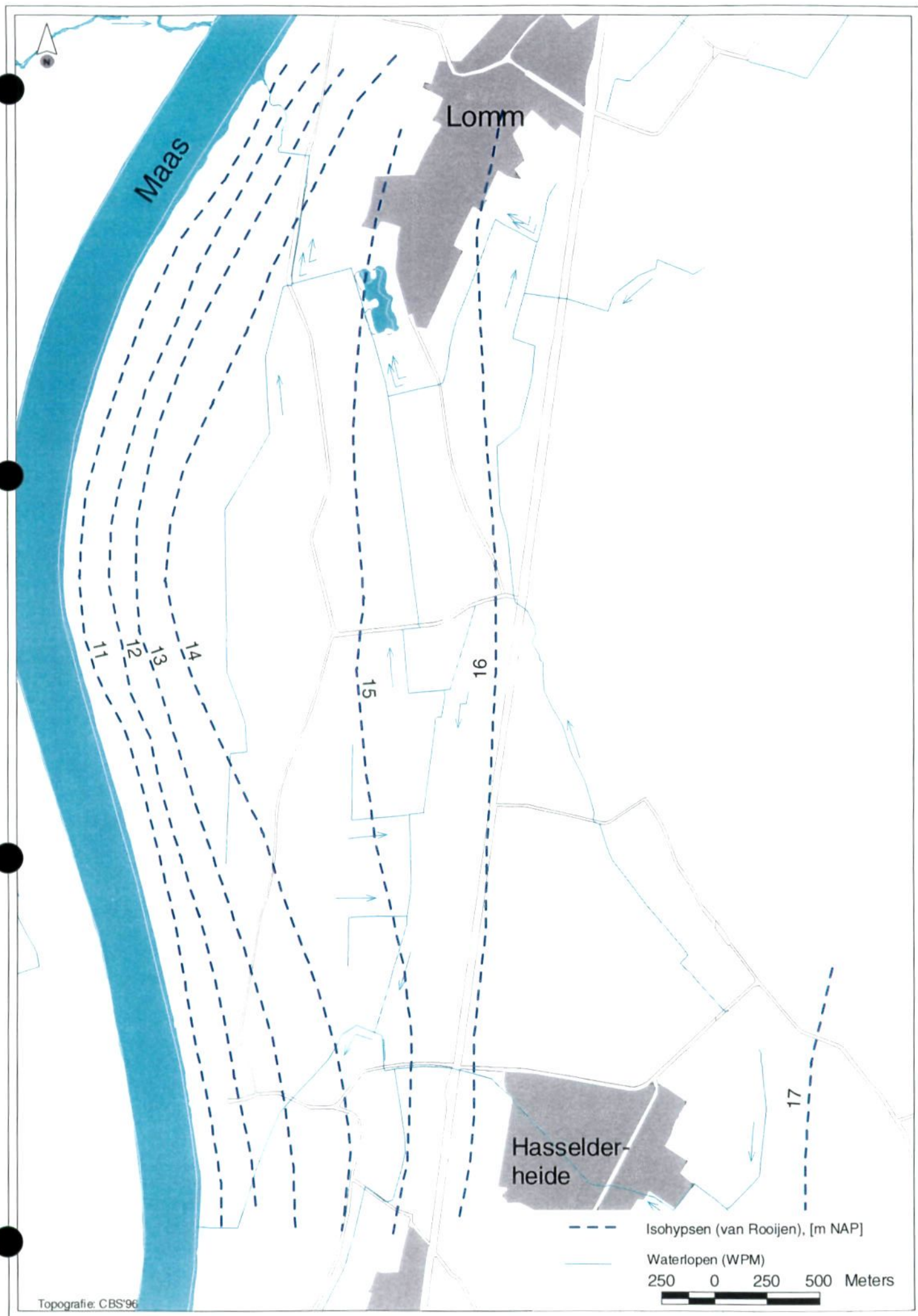
Bijlage 1
Schema procedure MER en vergunningaanvraag
Wet Milieubeheer

Procedure MER en vergunningverlening Wet Milieubeheer

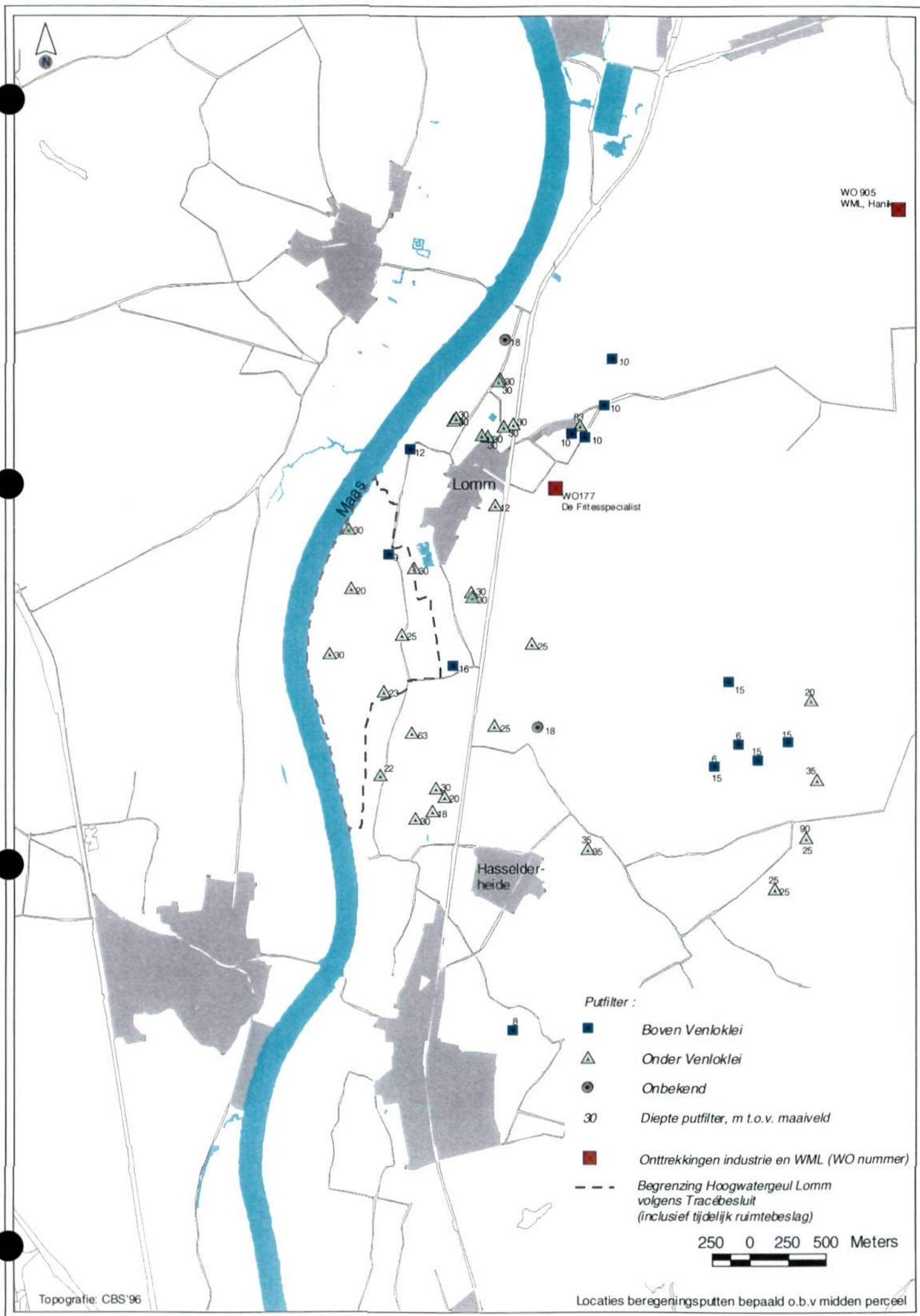


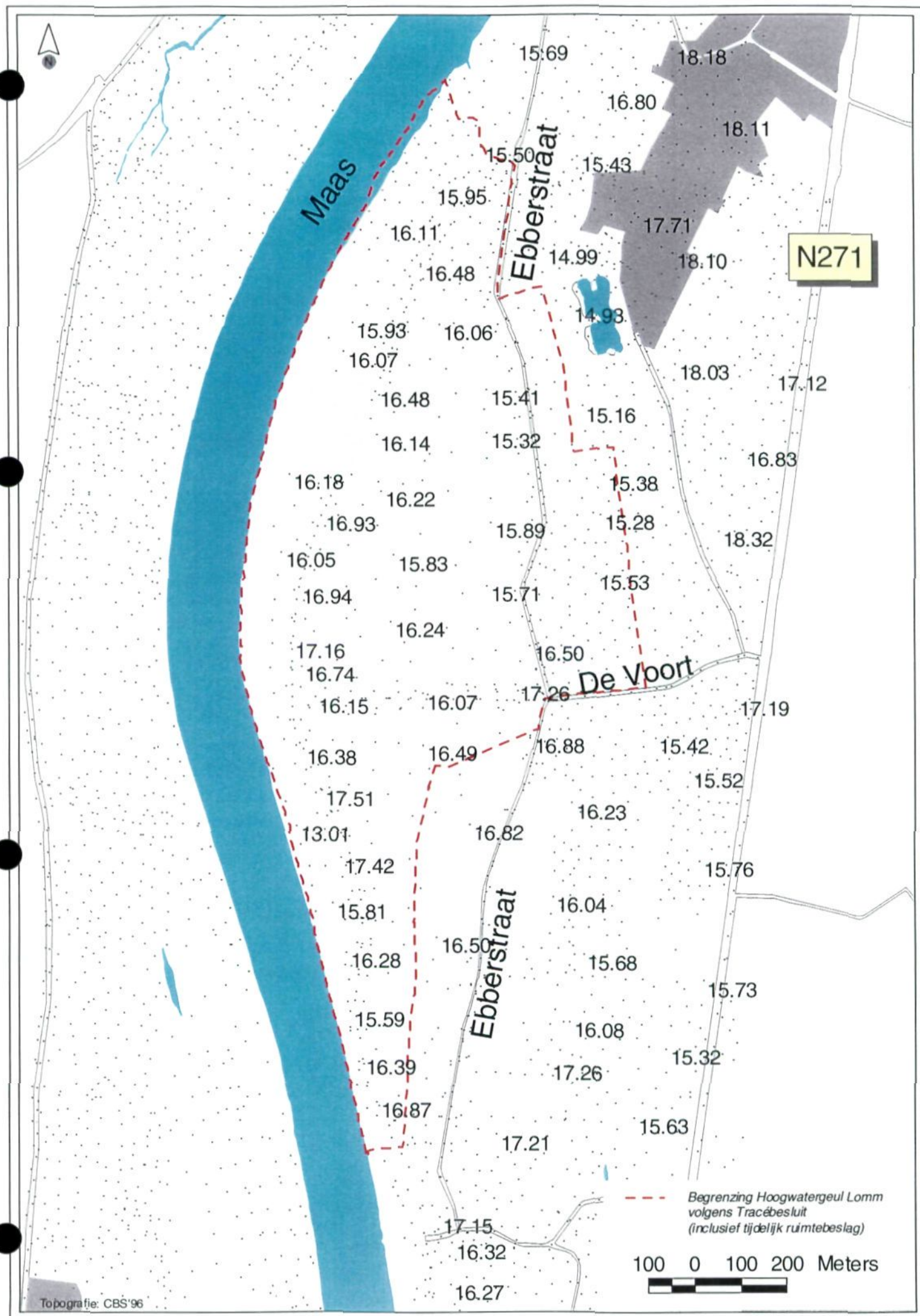
Bijlage 2

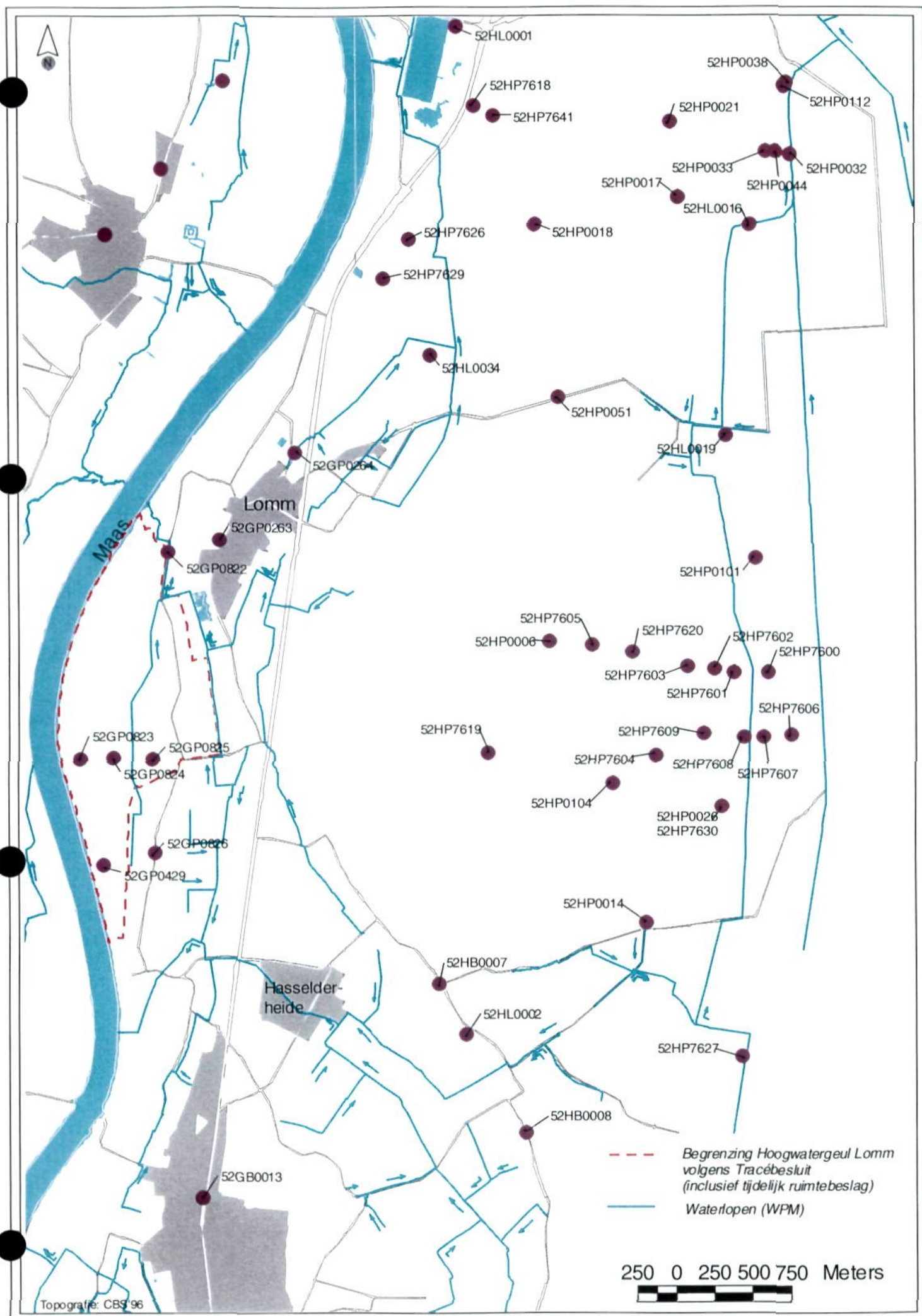
Huidige grondwatersituatie (figuren)



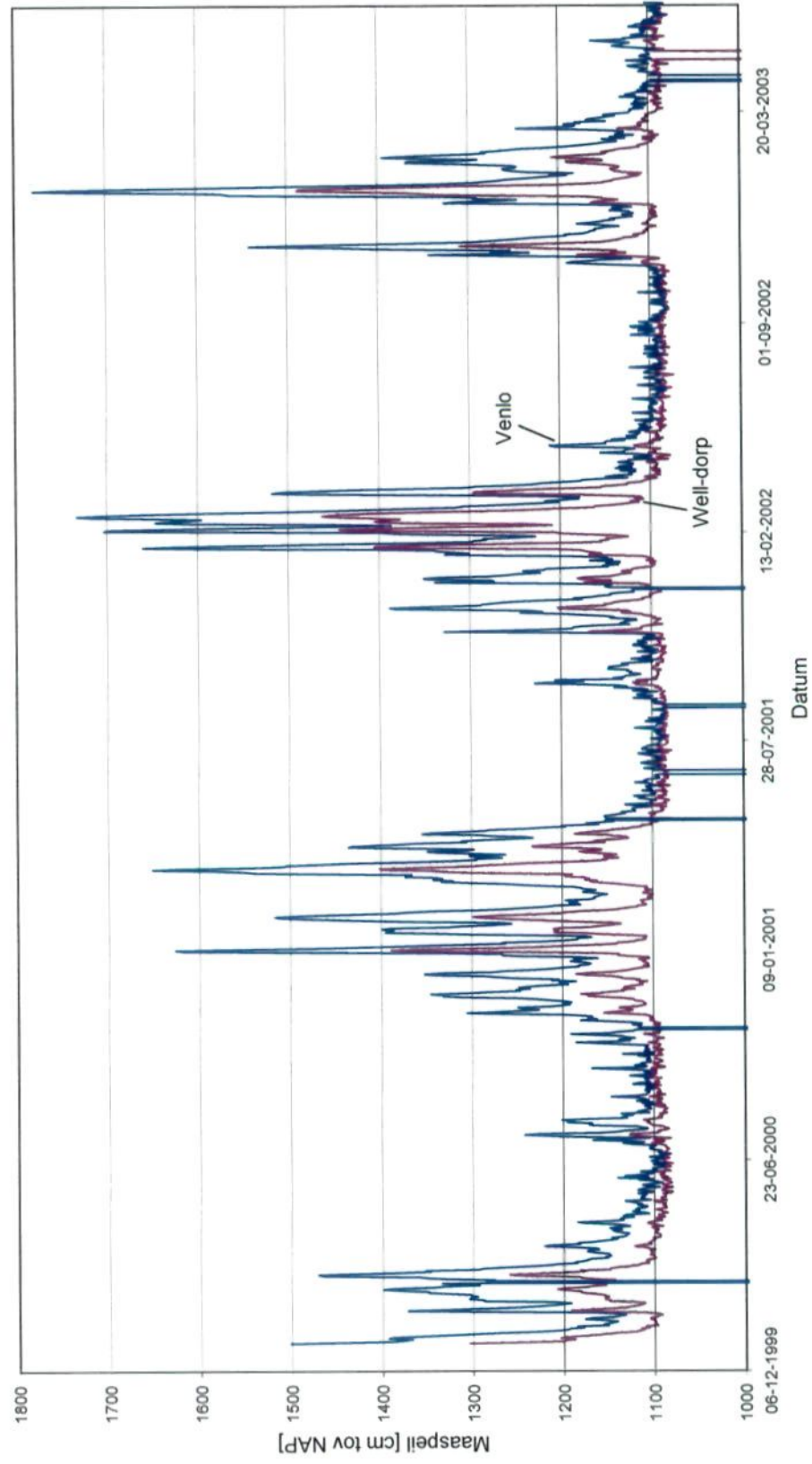




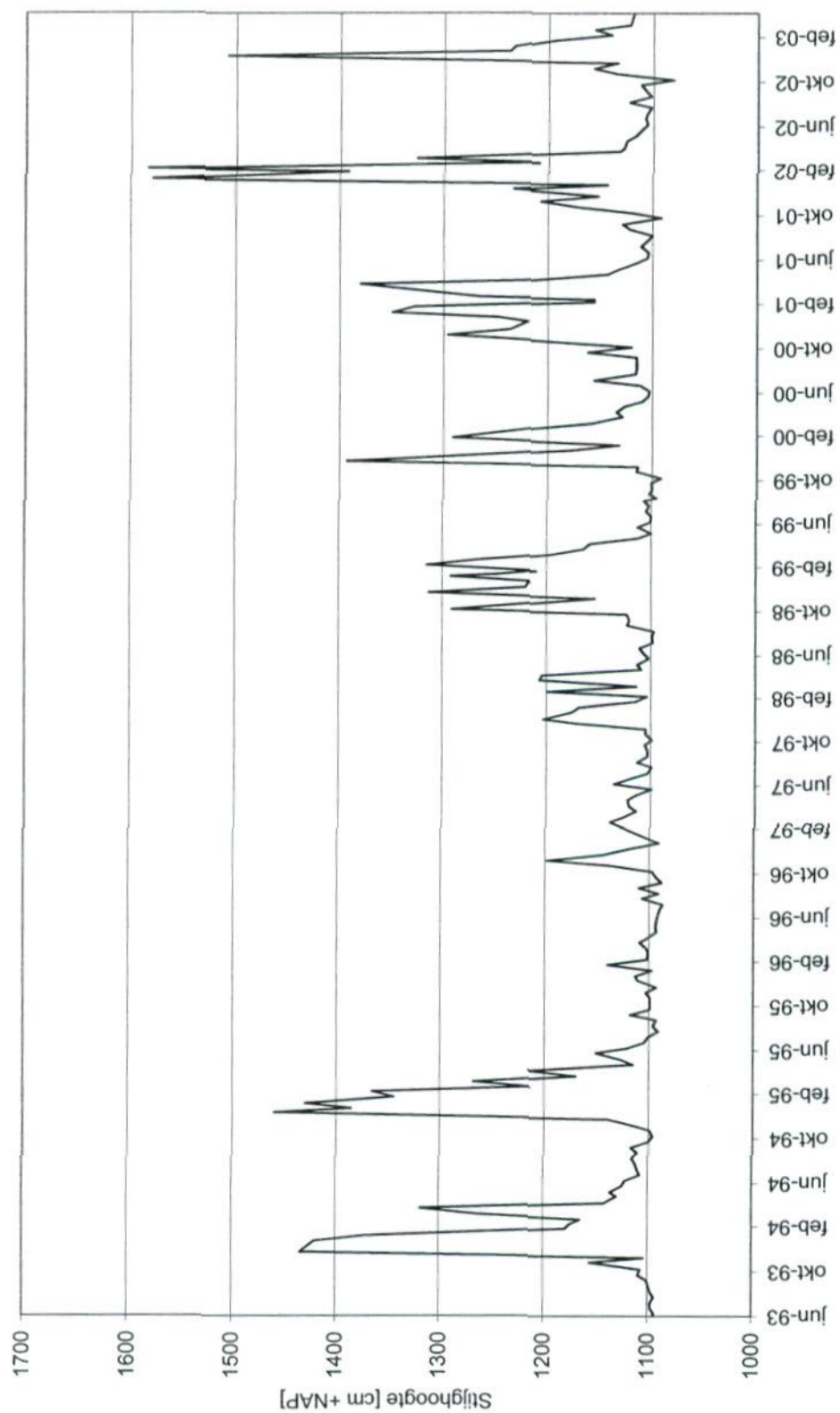




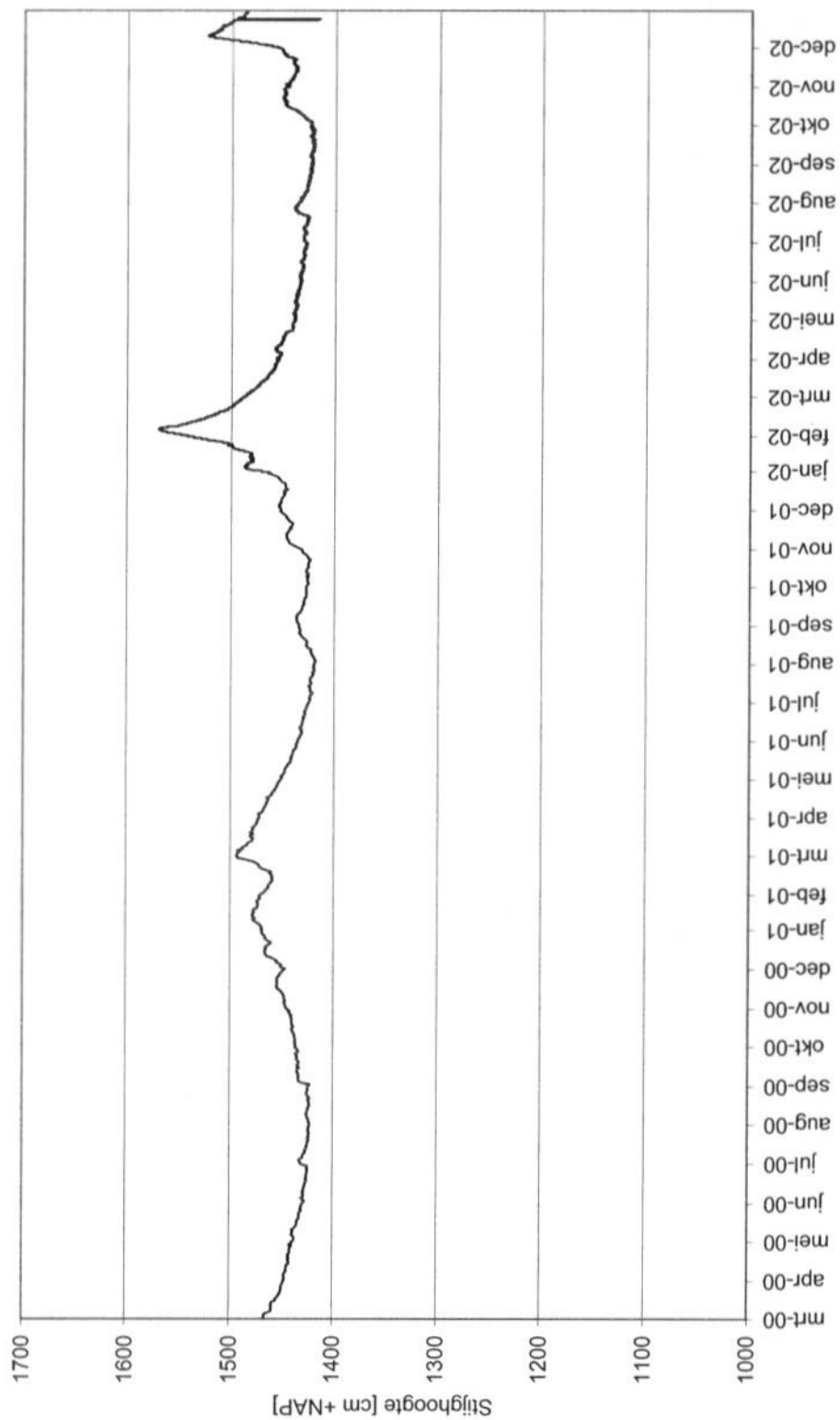
Figuur F. Verloop waterpeilen Maas bij Venlo en Well-dorp



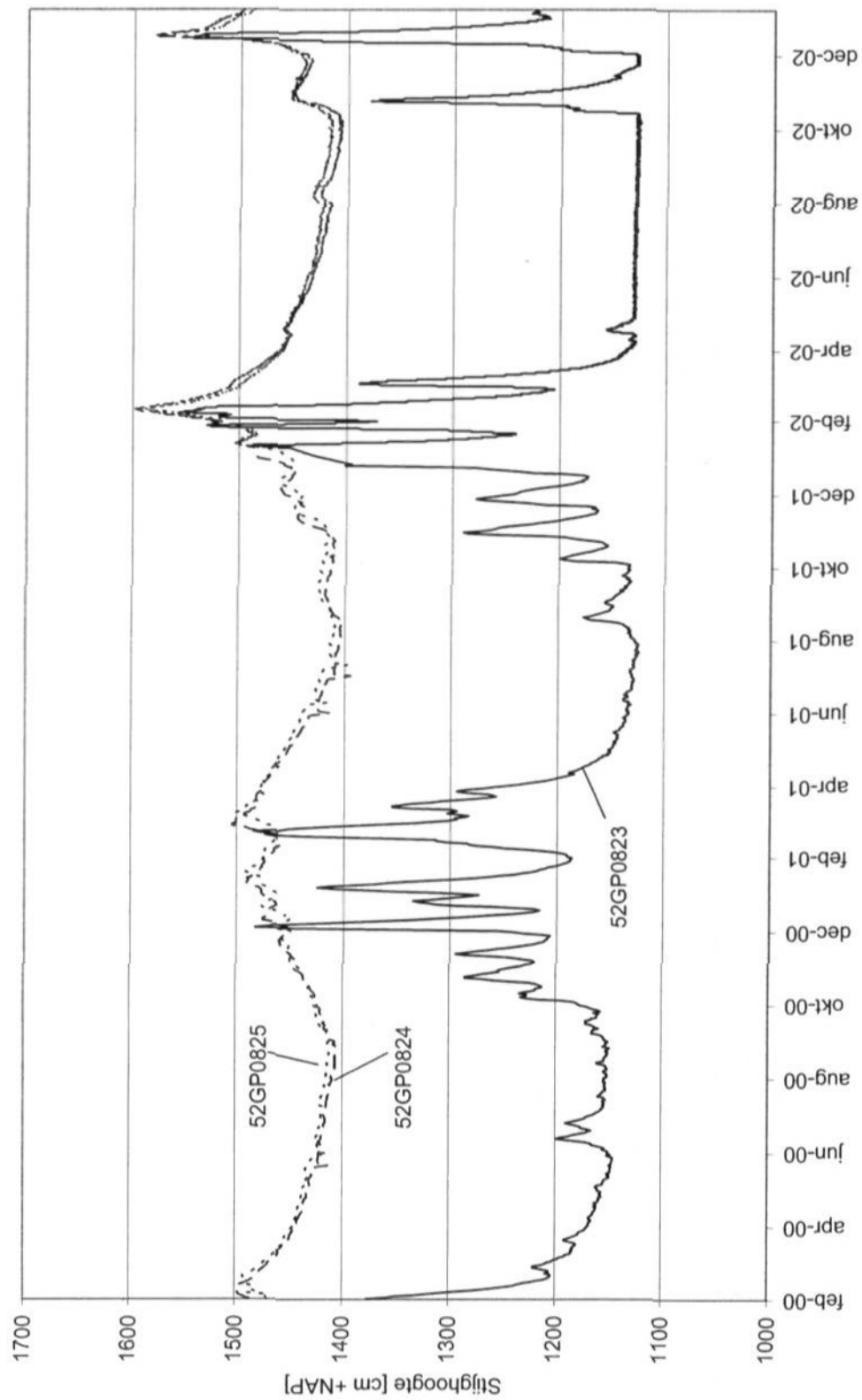
Figuur G. Verloop stijghoogten peilbuis 52GP0429



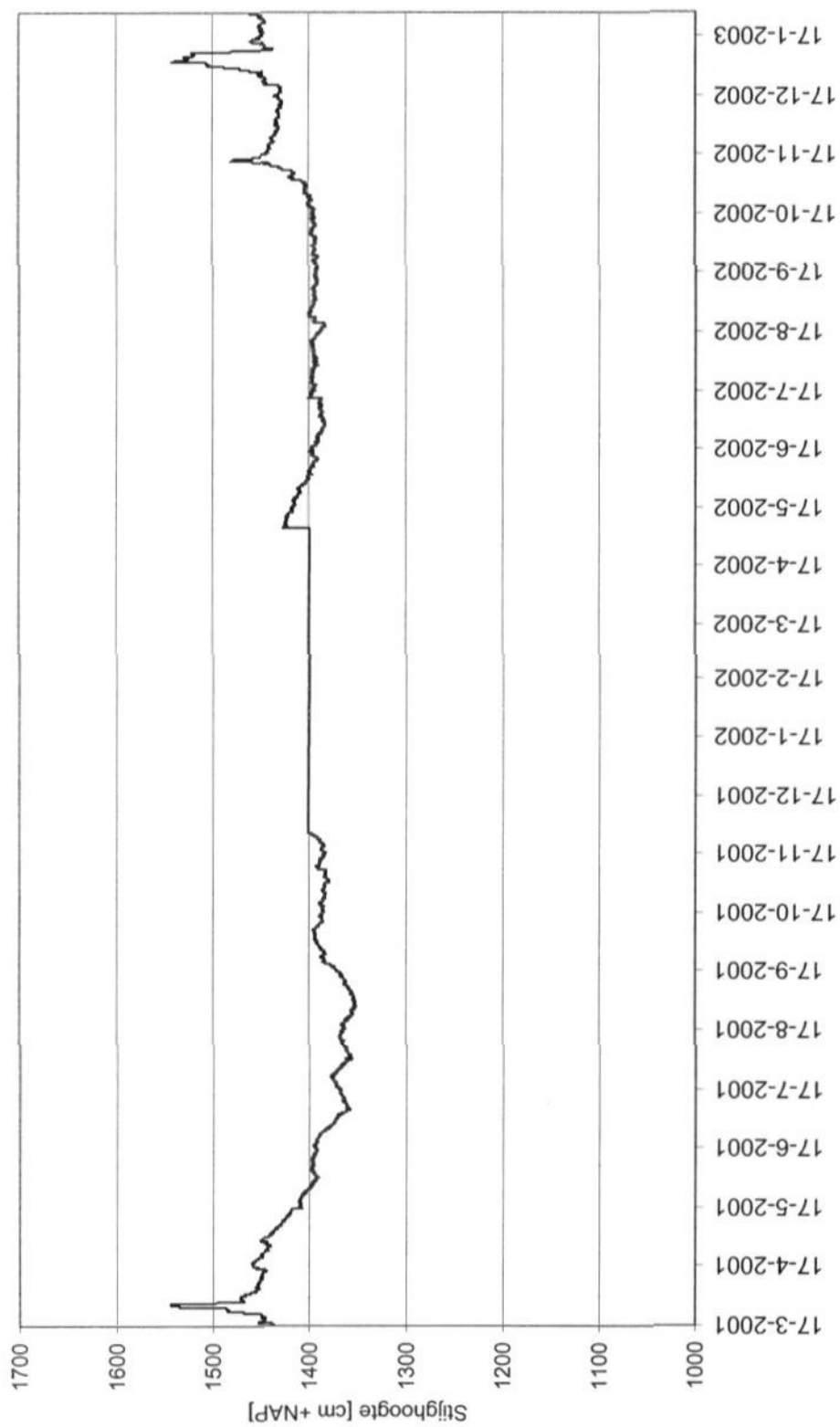
Figuur H. Verloop stijghoogten peilbuis 52GP0826



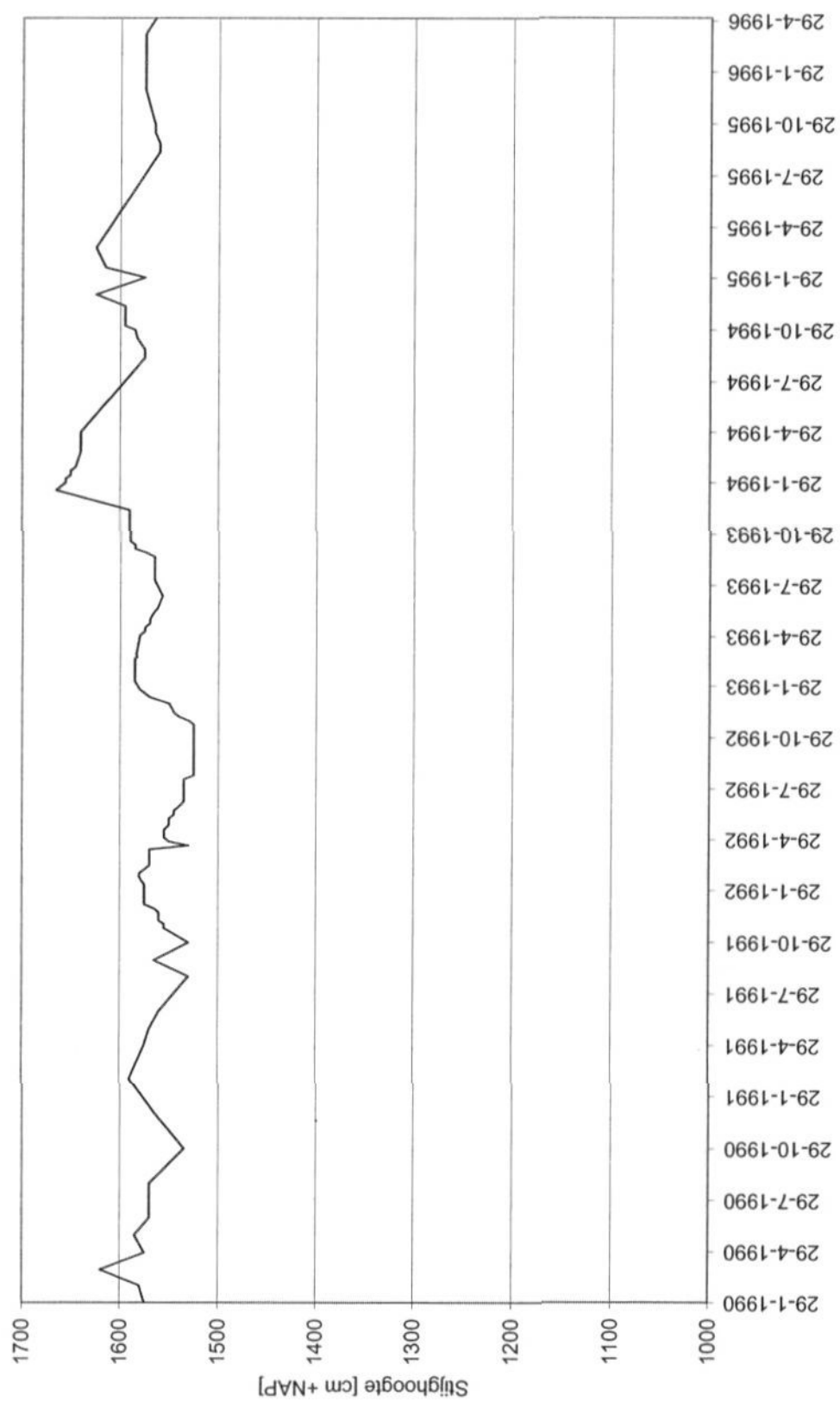
Figuur I. Verloop stijghoogten peilbuizen 52GP0823 - 825



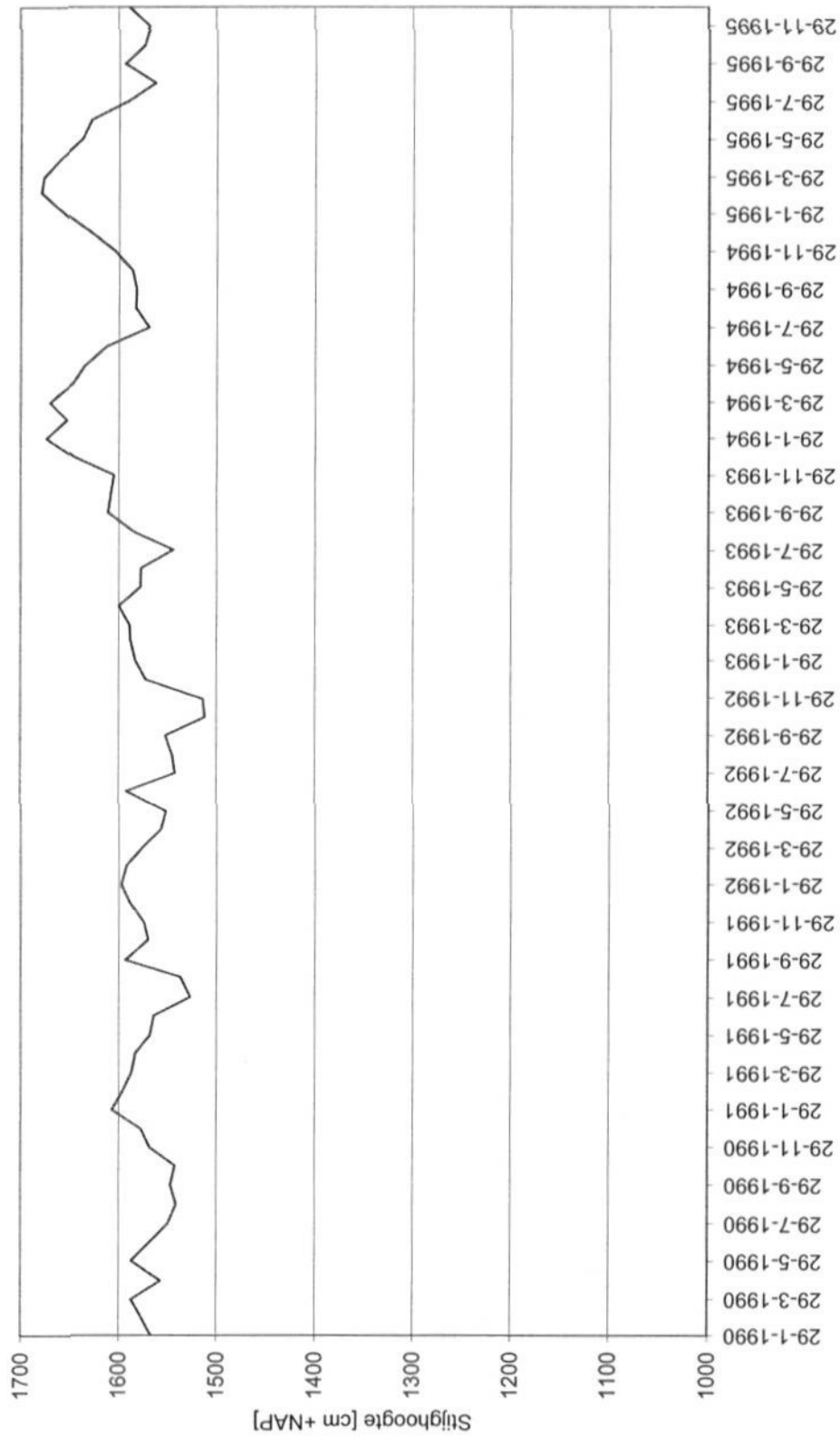
Figuur J. Verloop stijghoogten peilbuis 52GP0822



Figuur K. Verloop stijghoogten peilbuis 52GP0263



Figuur L. Verloop stijghoogten peilbuis 52GP0264



Bijlage 3

Methodiek berekening grondwaterstroming en -standen

Methodiek berekening grondwaterstroming en -standen

De effecten van HWG Lomm op de grondwaterstroming en -standen zijn berekend met behulp van een grondwatermodel. Het model dat voor deze MER is gebruikt, is grotendeels gelijk aan het model waarmee de berekeningen voor het Tracébesluit Zandmaas/Maasroute zijn gemaakt. Het model is voor deze studie enigszins aangepast. Op basis van recentere metingen is de zonering van slechtdoorlatende zones die in het grindpakket voorkomen herzien.

1. Geohydrologische schematisatie

De ondergrond bij Lomm en omgeving is geschematiseerd in watervoerende pakketten en scheidende lagen.

Tabel 1 Geohydrologische schematisatie in grondwatermodel

Gemiddeld e diepte (m – mv)	Samenstelling	Formatie	Geohydrologische indeling	Laag in model (*)
0 – 3	fijn zand, leem en klei	Nuenen	Deklaag	wvp1 / sl1
3 – 14	grof zand en grind	Veghel	watervoerend pakket 1	wvp2
14 – 17	klei	Tegelen klei (niet overal aanwezig)	scheidende laag	sl2
17 – 21	grof zand en grind	Tegelen grind	watervoerend pakket 1a	wvp2
21- 22,5	Klei	Venlo klei (Kiezeloet)	scheidende laag	sl3
22,5 – 66	Zand	Venlo zand (Kiezeloet)	watervoerend pakket 2	wvp4
66 - >	fijn zand en klei	Breda	Basis	basis

(*) wvp = watervoerend pakket in model, sl = scheidende laag in model

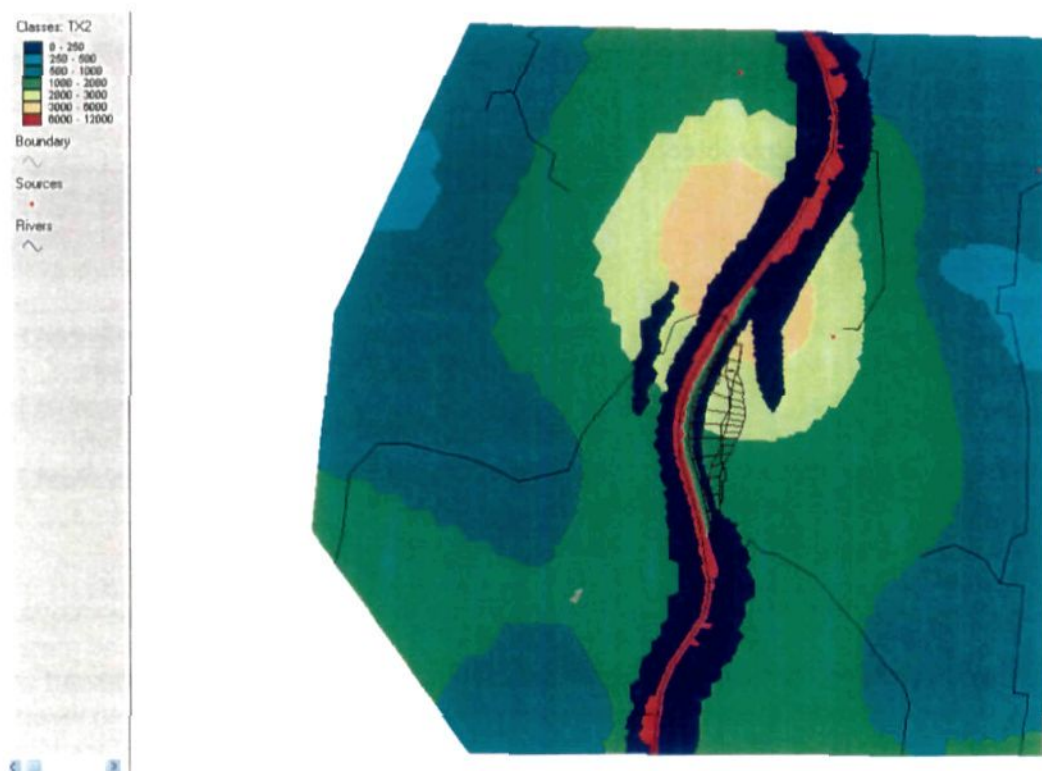
In de omgeving van Lomm is de deklaag over het algemeen uit zandig materiaal opgebouwd. Op een aantal plaatsen komt echter ook slechter doorlatend materiaal voor in de deklaag. Zo is er ter plaatse van Lommerbroek volgens de bodemkaart veen afgezet. Met deze veenlaag is in het model rekening gehouden door een weerstand van 200 dagen op te nemen in de eerste scheidende laag (zie tabel 1). Ook ter plaatse van de Ravenvennen komen veenafzettingen voor. Deze leiden tot schijnspiegelgrondwaterstanden, die los staan van het regionale grondwatersysteem. Om deze reden zijn de schijnspiegels niet opgenomen in het model.

2. Bodemparameters

De effecten van HWG Lomm op het grondwater spelen zich hoofdzakelijk af in het eerste watervoerend pakket (formatie van Veghel). Deze heeft in het model een doorlaatvermogen (doorlatendheid maal dikte; symbool kD) variërend van 400 tot 4000 m^2/d . De waarden zijn gebaseerd op pompproeven in de omgeving en zijn gebruikt om een kaart met het doorlaatvermogen samen te stellen. Uit metingen blijkt dat in het grind slechtdoorlatende zones moeten voorkomen. Deze zijn waarschijnlijk ontstaan in het verleden door afzetting van fijn materiaal op de oevers van de Maas. In het oorspronkelijke model zijn ter plaatse van de Maas zones met een verlaagd doorlaatvermogen aangenomen. Op basis van metingen in de omgeving van Lomm zijn deze zones ten behoeve van deze studie aangepast.

Metingen van de stijghoogte in het grindpakket laten een steil verhang zien nabij de Maas en een vlakker verhang verder landinwaarts op de oostelijke helft van de geplande berging (zie hoofdstuk MER, par. 5.3). In de slecht doorlatende zone van het eerste watervoerend pakket langs de Maas is een lager doorlaatvermogen van circa 25 m²/d aangehouden. Deze waarde is bepaald bij de kalibratie van het model, op basis van de stijghoogtemetingen. Ook aan de noordkant ten oosten van de voorgenomen ontgronding is een sprong in de stijghoogte te vinden en is een zone met een beperkt doorlaatvermogen aangehouden.

Figuur 1 Doorlaatvermogen grindpakket (waardes in m²/dag)



De onderliggende Venlo klei heeft bij Lomm en omgeving een weerstand van 5.000-16.000 dagen; in het inrichtingsgebied is dat 10.000-15.000 dagen. Door deze hoge weerstand werken grondwaterstandsveranderingen boven de Venlo klei nauwelijks door op het grondwater onder deze kleilaag.

3. Oppervlaktewater

De Maas is nauwkeurig in het model geschematiseerd; de grenzen, breedte, het verloop van de Maasbodem (aansluitend op het maaiveld in de omgeving) en het waterpeil zijn in het model opgenomen. Als drainageweerstand is een weerstand van 2 dagen aangehouden.

De beken in het gebied zijn individueel als lijnelementen in het model ingevoerd. Voor de intree weerstand (de weerstand die het grondwater ondervindt bij stroming door de beekbodem) is een waarde van 2 dagen aangehouden.

De sloten (voor zover aanwezig) zijn verdisconteerd in een zgn. topsysteem, dit beschrijft de werking van de sloten met een vlakdekkend drainageniveau en een vlakdekkende weerstand (drainageweerstand) voor de uitwisseling tussen grond- en oppervlaktewater. Afhankelijk van de hoeveelheid slootjes die rond de beken voorkomen varieert de drainageweerstand tussen circa 200 dagen en 500 dagen. Het drainageniveau varieert tussen ca. 1,5 m-mv in o.a. het inrichtinggebied tot ca. 0,5 m-mv o.a. in het gebied waar de oude Maasmeander heeft gelegen, tussen Hasselt, De Voort en de westkant van Lomm.

4. Onttrekkingen

De grondwateronttrekkingen in het model zijn overgenomen uit de bestanden van de Provincie Limburg. Relevante grote onttrekkingen zijn de Fritesspecialist (op bedrijventerrein Spikweijen) en pompstation Hanik (ten noordoosten van Lomm). Onttrekkingen voor beregening zijn niet in het model opgenomen vanwege hun relatief geringe effect op de grondwaterstroming. De meeste onttrekkingen halen hun water overigens uit het tweede watervoerende pakket (Venlo zanden) en hebben daarmee nauwelijks effect op het grondwater in het eerste watervoerende pakket ter plaatse.

5. kalibratie

In het kader van de MER/Trajectnota en het Tracébesluit Zandmaas/Maasroute is het model reeds niet-stationair gekalibreerd aan de stijghoogtemetingen van zeven meetpunten, ten behoeve van het geohydrologisch onderzoek OTB Zandmaas (1999).

Ten behoeve van voorliggend MER is het model op enige punten aangepast (zie hieronder).

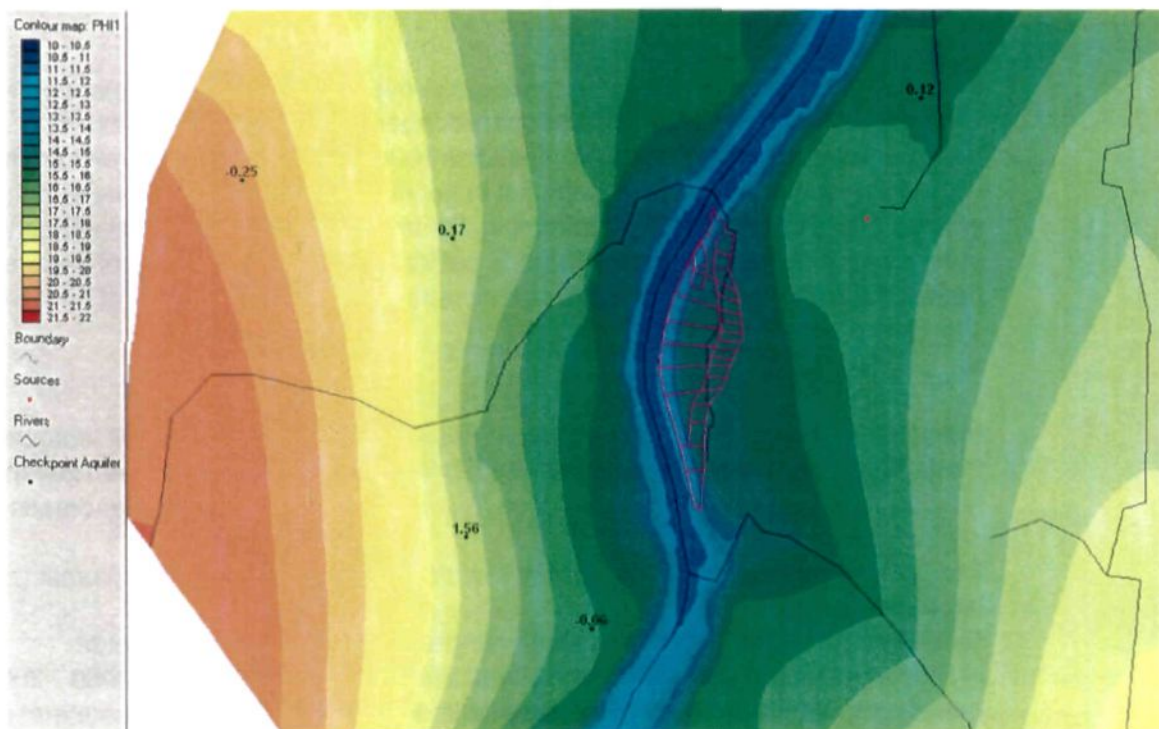
Daarop is het model aanvullend stationair gekalibreerd op de gemiddelde grondwaterstanden van 1994. Aanvullend zijn recente metingen van 2000 - 2003 gebruikt; de gemiddelde grondwaterstand in deze periode is vergelijkbaar met die van 1994. Hierbij zijn de bijpassende Maaspeilen en de ruimtelijke variatie van het neerslagoverschot ingevoerd. Bij de kalibratie zijn de gemeten stijghoogten van zeven extra grondwatermeetpunten (peilbuizen) gebruikt. Het model reproduceert de gemiddelde gemeten stijghoogten goed. Er zijn geen veranderingen in het model aangebracht die van invloed zijn op de mate en snelheid waarop de stijghoogte reageert op bijvoorbeeld van het Maaspeil en/of neerslag.

Op basis van recente metingen is de zonering van de slechter doorlatende zones in het eerste watervoerend pakket aangepast. Deze slechter doorlatende zones zijn in figuur 1 te vinden als donkerblauwe zones. In figuur 2 en 3 zijn de berekende grondwaterstand en de stijghoogte in het grindpakket in de kalibratiesituatie weergegeven. Tevens is het verschil tussen de gemeten en berekende grondwaterstand/stijghoogte in de figuren opgenomen. Tijdens de kalibratie is (opnieuw) gebleken dat het model voornamelijk gevoelig is voor het doorlaatvermogen van het grindpakket en het peil van de Maas. De Kalibratieresultaten zijn weergegeven in onderstaande figuren 2 en 3 en samengevat in tabel 2.

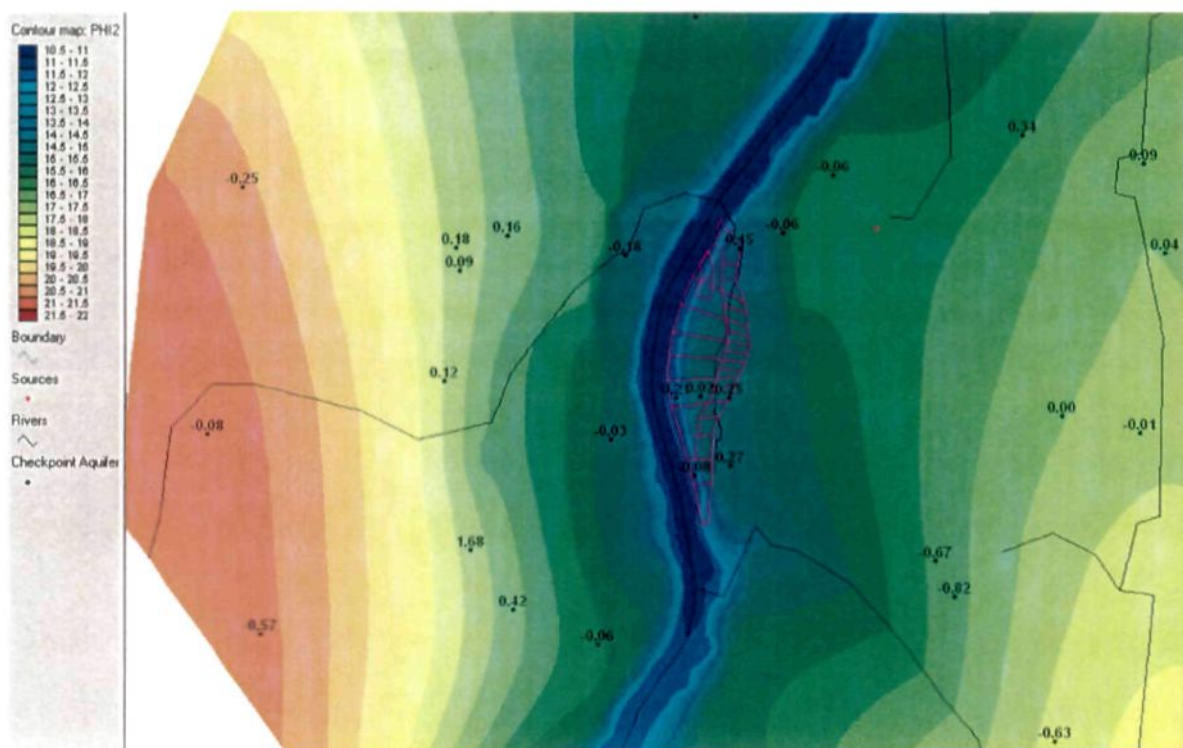
Tabel 2 Kalibratieresultaat

	Aantal waarnemingsfilters	Gemiddelde afwijking [m]	Gemiddelde absolute afwijking [m]
Grondwaterstand	11	0,17	0,28
Stijghoogte 1 ^e wvp.	61	-0,11	0,29

Figuur 2 Berekende grondwaterstand en de afwijkingen ten opzichte van de metingen (in meter)



Figuur 3 Berekende stijghoogte in het 1^e watervoerend pakket en de afwijkingen ten opzichte van de metingen (in meter)



6. Schematisering ontgroning

Het werkplan voor HWG Lomm voorziet in een afgraving van de deklaag en het goed doorlatende zandpakket van de formatie van Veghel, en vervolgens een opvulling met het slecht doorlatende materiaal van de eerder afgegraven – en tijdelijk opgeslagen – deklaagmateriaal uit het inrichtingsgebied en materiaal van elders.

De ontgroning wordt in het model als volgt geschematiseerd:

- Zones die worden ontgrond krijgen in het model een verhoogde doorlatendheid, zodat het (grond)water er nagenoeg geen weerstand tegen horizontale stroming ondervindt. Het berekende oppervlaktewaterpeil (=grondwaterstand) zal in de ontgrondingsplas een vlak verloop kennen.
- Als er een open verbinding is met de Maas wordt in de zone die wordt ontgrond tevens een vast peil opgegeven, waardoor via de plas ook water afgevoerd kan worden. Er wordt in het model een drainage/infiltratieweerstand van 0,1 dag ingevoerd.
- Na de ontgroning wordt materiaal teruggebracht met een lagere doorlatendheid. Deze lagere doorlatendheid wordt in het model ingevoerd. Het gebied wordt zodanig opgevuld dat een er een hoogwatergeul blijft bestaan. Er wordt van uit gegaan dat in het gebied in de eindsituatie sloten aanwezig zullen zijn om water af te voeren.

De hydrologische effecten zijn tijdsafhankelijk berekend. Bij de berekening van de effecten is het verloop van de de ontgroning met de verplaatsing van de infiltratiebassins en de aanvulling middels het kleischerm en vervolgens de vulling van de berging in stappen van maanden in het model ingevoerd. Verder is uitgegaan van gemiddelde waarden voor het Maaspeil en de grondwateraanvulling.

Bijlage 4

Technisch rapport verspreiding groundwater- verontreiniging

METHODIEK BEREKENING VERSPREIDING GRONDWATER- VERONTREINIGING

1 AANPASSINGEN GEOHYDROLOGISCH MODEL

Bij de berekening van de verspreiding van grondwaterverontreinigingen is gebruik gemaakt van de methodiek die is opgezet voor de Aanvullende MER Berging [WAU, 2000a]. Uitgangspunt voor de verspreidingsberekeningen is het TRIWACO grondwatermodel (bijlage 3) dat voor de berekening van de beïnvloeding van de grondwaterstroming door de berging is gebruikt. In het kader van de MER Inrichting Hoogwatergeul Lomm zijn voor de verspreidingsberekeningen enkele rekennetwerkverfijningen doorgevoerd. Daarna is het model vanuit TRIWACO naar GMS versie 5.0 (GMS, 2004) geëxporteerd waar enkele aanpassingen zijn aangebracht voor de beschrijving van de berging. De berekeningen zijn uitgevoerd met ModFlow 2000 [USGS 2000] en MT3DMS versie 4 [Zeng, 1999].

1.1 Verfijning rekennetwerk

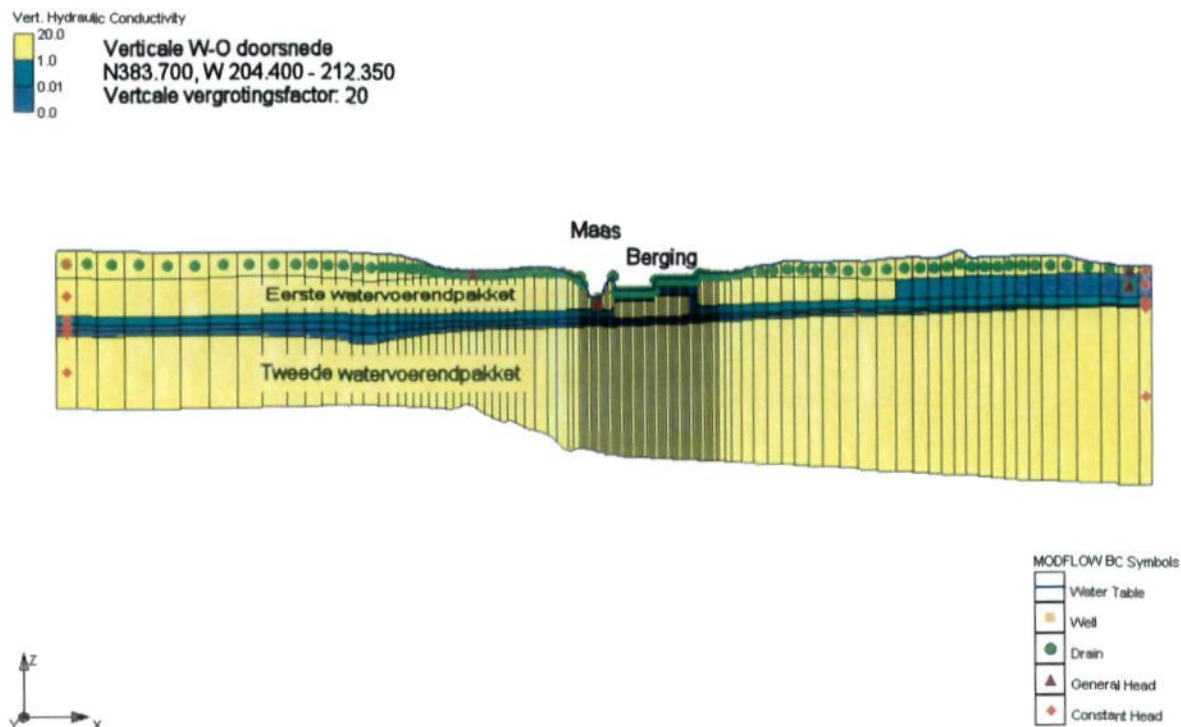
Om de stoftransportberekeningen met voldoende nauwkeurigheid te kunnen uitvoeren is het rekennetwerk verfijnd tot blokken van 21 x 21 m. op en in de omgeving van de berging. Ook in de verticale opbouw is een verfijning uitgevoerd; in plaats van de oorspronkelijke 4 lagen zijn nu 6 lagen onderscheiden (zie onderstaande tabel). Omwille van de rekennauwkeurigheid is ook de Venlo klei in twee delen gesplitst.

Tabel 1 Schematisatie ondergrond in model

Modellaag	Betekenis in berging	Betekenis buiten berging
1	afdeklaag	deklaag
2	berging	eerste watervoerende pakket
3	berging (deel tot op Venlo klei) of resterende laag toutvenant onder berging	eerste watervoerende pakket
4	scheidende laag (Venlo klei)	scheidende laag (Venlo klei)
5	scheidende laag (Venlo klei)	scheidende laag (Venlo klei)
6	tweede watervoerende pakket	tweede watervoerende pakket

De laagopbouw in het model en de ligging van de berging en de Maas zijn weergegeven in figuur 1.

Figuur 1 Verticale oost-west doorsnede van het model



1.2 Aanpassing doorlatendheden

De berging onderscheidt zich geohydrologisch door een andere materiaalsamenstelling dan de omgeving. De berging zal meer fijn materiaal bevatten en daarom een lagere doorlatendheid hebben. Over het effect op de doorlatendheid bestaan verschillende inzichten. Hier worden er drie gepresenteerd:

- Voor de verspreidingsberekeningen die voor de Aanvullende MER Berging (WAU, 2000a) zijn uitgevoerd, is met het consolidatieprogramma FSCONBAG de doorlatendheid van het gestorte materiaal berekend. In de verspreidingsberekeningen is zowel voor de horizontale als in de verticale richting een doorlatendheid gebruikt van 0,000.002 m/d ($2,3 \times 10^{-11}$ m/s). Dit is een zeer lage waarde, die overeenkomt met compacte zeeklei. De commissie MER adviseert deze waarde kritisch te bekijken (Commissie-m.e.r., 2003).
- Bij de verspreidingsberekeningen voor het proefproject Meers (WAU, 2001) zijn metingen in de deklaag gerapporteerd met een verticale doorlatendheid tussen 0,000.9 m/d – 0,000.009 m/d (10^{-8} – 10^{-10} m/s). In de berging is gerekend met een horizontale doorlatendheid van 0,1 m/d en een verticale doorlatendheid die voldoende is om het neerslagoverschot van 0,7 mm/d door te laten.
- Voor de verspreidingsberekeningen van Proefproject 2 [WAU, 2003] zijn korrelgrootte-verdelingen bepaald en doorlatendheden gemeten. De berekende doorlatendheden op basis van de korrelverdelingen bleken een orde hoger dan de resultaten van kolomtesten, namelijk 0,4 m/d (5×10^{-6} m/s) ten opzichte van 4 m/d (5×10^{-5} m/s). Geconcludeerd werd dat de monsternamen voor de kolommen een

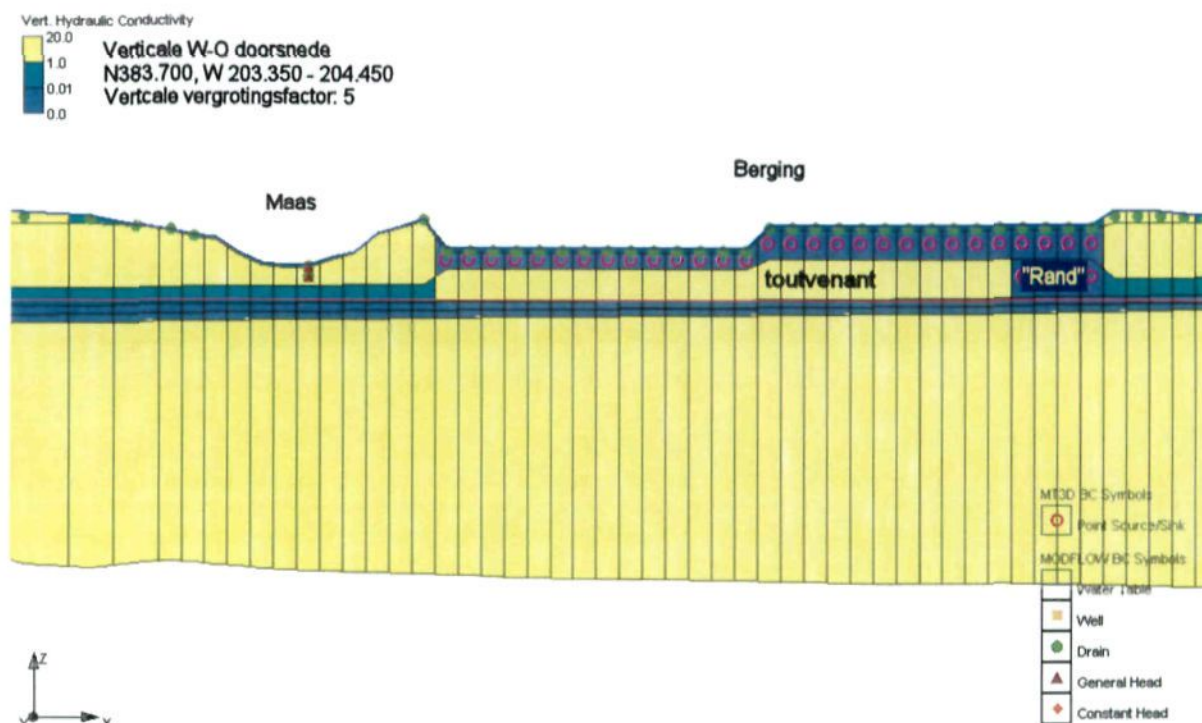
oorzaak kon zijn. Het gemiddelde lutumgehalte was 3%. De berekeningen zijn uitgevoerd met een horizontale doorlatendheid die varieerde tussen 0,1 – 5 m/d ($10^{-6} - 6 \times 10^{-5}$ m/s). De horizontale doorlatendheid was 2 maal groter dan de verticale doorlatendheid.

Voor de voorliggende MER is gekozen voor een horizontale doorlatendheid in de berging van 0,1 m/d ($1,2 \times 10^{-6}$ m/s) en een verticale doorlatendheid in de berging van 0,01 m/d ($1,2 \times 10^{-7}$ m/s) gehanteerd. Deze doorlatendheid komt overeen met lichte zavel uit de Staringreeks (Alterra, 2001).

1.3 Laag toutvenant onder de berging

Aan de oostrand van de berging wordt het toutvenant (eerste watervoerende pakket) afgegraven tot op de onderliggende weerstandsbiedende laag (Venlo klei); westelijk daarvan blijft de laag toutvenant (betreft fijn tot zeer fijn zand) liggen. De "rand" onderaan de berging aan de oostkant heeft vanzelfsprekend dezelfde doorlatendheid als de rest van de berging. Voor de laag toutvenant onder de berging is een doorlatendheid van 5 m/d aangenomen en een verticale doorlatendheid van 1 m/d. Het model is overigens ongevoelig voor deze waarden; de grootte van de grondwaterstroming onder de berging wordt bepaald door de lage doorlatendheid van de "rand", en niet door de doorlatendheid van de laag ten westen ervan. De "rand" werkt dus effectief als een beperking van de horizontale toestroming naar het toutvenant. Dit wordt geïllustreerd in figuur 2.

Figuur 2 Verticale ligging berging, toutvenant en "rand" in het model



1.4 Aanpassing drainageniveau

In de huidige situatie wordt het grondwater gedraineerd door de Maas en door waterlopen (m.n. Litsveldlossing, Ebberlossing, Schandelose beek). In de toekomstige situatie verandert dat; in de westelijke helft van het inrichtingsgebied draineert de nieuwe hoogwatergeul het grondwater (waterpeil hoogwatergeul is gelijk aan Maaswaterpeil bij de benedenstroomse monding), en in de oostelijke helft zullen oppervlakkige watergangen het neerslagwater afvoeren. Kenmerkende parameter voor het oppervlaktewater in het model is het drainageniveau op 13,00 m+NAP aangenomen.

1.5 Resumé laagopbouw berging

Tabel 2 Dimensionering van de berging

Omschrijving	Hoogte/volume
Maaiveld westelijk gedeelte van de berging	9,30 m+NAP
Maaiveld oostelijk gedeelte van de berging	13,50 m+NAP
Drainagebasis westelijk gedeelte van de berging	11,50 m+NAP ¹¹
Drainagebasis oostelijk gedeelte van de berging	13,00 m+NAP
Dikte afdeklaag	0,75 m
Onderzijde westelijk gedeelte van de berging	5,50 m+NAP
Onderzijde oostelijk gedeelte van de berging ("rand")	1,40 m+NAP
Volume van de berging	4.650.000 m ³

Tabel 2 geeft een overzicht van de hoogteligging van de verschillende onderdelen van de berging en het uiteindelijke volume.

¹¹ (gelijk aan Maas-peil). Dit is het peil waarbij rekening is gehouden met een te realiseren peilopzet in stuwpand Sambeek van 25 cm.

2 BEREKENING CONCENTRATIE IN PORIËNWATER

De concentraties van de verontreinigingen zijn meestal in de vaste fase gemeten. Om de toetsing aan de normconcentratie in het grondwater uit te voeren, moeten deze omgerekend worden. Hiervoor zijn de volgende formules gebruikt:

$$C_{\text{water}} = C_{\text{bodem}} / K_d,$$

waarbij:

C_{water} = concentratie in het grondwater ($\mu\text{g/l} = \text{mg/m}^3$)

C_{bodem} = concentratie in de vaste fase (mg/kg)

K_d = adsorptiecoëfficiënt (m^3/kg)

Voor de organische componenten geldt:

$$K_d = f_{\text{OC}} K_{\text{OC}},$$

waarbij:

f_{OC} = fractie organisch koolstof (= %organisch stof / 172,4 [RIZA, 1999])

K_{OC} = adsorptiecoëfficiënt aan organische koolstof (m^3/kg)

De volgende waarden voor K_d en K_{OC} zijn gebruikt::

Tabel 3 Gehanteerde waarden K_d en K_{OC}

Component	K_d [m^3/kg]	Bron
Metalen + Arseen		
Arseen	0,33	WAU 2003
Cadmium	9,00	WAU 2000a
Chroom	8,86	WAU 2003
Koper	6,00	WAU 2000a
Lood	29,00	WAU 2000a
Nikkel	1,23	WAU 2003
Zink	32,00	WAU 2000a
PAK's	K_{OC} [m^3/kg]	
Naftaleen	100,00	WAU 2000b
Anthraceen	50,12	WAU 2000b
Fenantreen	39,81	WAU 2000b
Fluorantheen	50,12	WAU 2000b
OCB's	K_{OC} [m^3/kg]	
Dieldrin	645,65	AKWA 2002
g-HCH	3,98	AKWA 2002
Pentachloorbenzeen	8,3	AKWA 2002

Per partij is de gemiddelde concentratie in de bodem vastgesteld. Op basis van deze concentratie is de concentratie in het poriënwater berekend. De partij met de hoogste concentraties in het poriënwater is gekozen als representatieve partij voor de gehele berging. Dit is een 'worst case' aanname omdat bij de realisatie een groot deel van de berging zal bestaan uit minder verontreinigd materiaal. De berekende concentraties in het poriënwater zijn getoetst aan de streefwaarden uit het Beleidsstandpunt Verwijdering Baggerspecie en de circulaire streefwaarden van VROM.

Tabel 4 Streefwaarden volgens BVB (Tweede Kamer 1993) en VROM(2000)

Component	Streefwaarde BVB (µg/l)	Streefwaarde (diep) VROM (µg/l)
Arseen	10	7,2
Cadmium	0,4	0,06
Chroom	1	2,5
Koper	15	1,3
Kwik	0,05	0,01
Lood	15	1,7
Nikkel	15	2,1
Zink	65	24
Naftaleen	0,1	0,01
Anthraceen	0,02	0,0007
Fenantreen	0,02	0,003
Fluorantheen	0,005	0,003
Dieldrin	0,00002	0,0001
g-HCH	0,0002	0,009
Pentachloorbenzeen	0,01	0,003

Behalve voor de organochloorbestrijdingsmiddelen (OCB's, zoals dieldrin, g-HCH, pentachloorbenzeen) zijn de streefwaarden van VROM lager dan de streefwaarden in het BVB.

Uit meetgegevens is de gemiddelde concentratie van verontreinigingen per partij grond, die bij Lomm geborgen wordt, bepaald. Vervolgens is de hoogste gemiddelde concentratie in de verdere berekeningen gebruikt. Per component is zo de meest verontreinigde partij als representatief beschouwd. De gevonden waarden en partijen zijn weergegeven in tabel 5.

Tabel 5 Overzicht gemiddelde concentraties in de meest verontreinigde partij

Component	C _{grond}		C _{water}	C/Norm BVB	C/Norm VROM	Locatie
Metalen + Arseen	mg/kg		µg/L	Factor	Factor	
Arseen	17,5		52,69	5,3	7,3	Julianakanaal 4
Cadmium	2,8		0,31	0,8	5,2	Lomm oever
Chroom	35,7		4,03	4,0	1,6	Well-Aijen
Koper	36,9		6,15	0,4	4,7	Julianakanaal 4
Kwik			0,035 ¹²	0,7	3,1	Heumen
Lood	112,4		3,87	0,3	2,3	Well-Aijen
Nikkel	28,5		23,25	1,6	11,1	Belfeld
Zink	356,6		11,14	0,2	0,5	Lomm oever
PAK's		% OS				
Naftaleen	0,20	5,3	0,064	0,6	6,4	Well-Aijen
Anthraceen	0,24	3,9	0,213	10,6	303,7	Heumen boven
Fenantreen	1,33	3,9	1,483	74,2	494,4	Heumen boven
Fluorantheen	2,78	3,9	2,463	492,5	820,8	Heumen boven
OCB's						
Dieldrin	0,00898	1,5	0,0016	77,9	15,6	Ben.str.aansl. PP2
g-HCH	0,00126	5,3	0,010	51,2	1,1	Well-Aijen
Pentachloorbenzeen	0,00108	4,5	0,0050	0,5	1,7	Steijl

De berekende poriënwaterconcentraties van diverse componenten overschrijden de streefwaarde van VROM. Deze overschrijdingen hebben tot gevolg dat de volgende stap in de toetsingssysteem van het BVB moet worden uitgevoerd: toetsing aan de maximale emissiefluxen.

¹² Voor kwik is geen Kd-waarde beschikbaar, waardoor de concentratie in de bodem niet kan worden omgerekend naar een poriënwaterconcentratie. De poriënwaterconcentratie is afkomstig uit peilbuizen te Heumen waar alle concentraties beneden de detectiegrens waren. De maximale concentratie in de partijen grond is 0,4 mg/kg te Well Aijen. Deze waarde wijkt weinig af van de streefwaarde voor bodem (0,3 mg/kg).

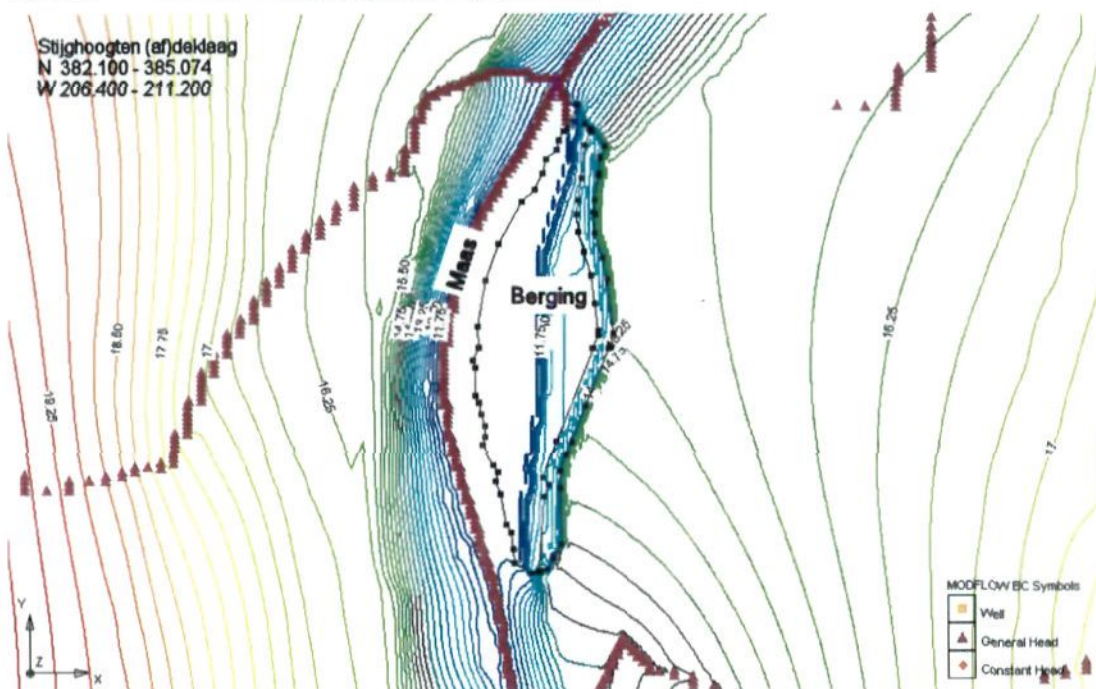
3 BEREKENING EMISSIE-FLUXEN

Voordat de resultaten van de fluxberekeningen worden gepresenteerd, beschrijven we de grondwaterstroming door de berging aan de hand van de berekende stijghoogten. Op basis van de grondwaterstroming en de concentraties in het poriënwater wordt de flux bepaald.

3.1 Berekende stijghoogten

Het grondwatermodel berekent de stijghoogten in het gebied. De stijghoogten geven inzicht in de stromingsrichting van het grondwater en het effect van de berging op de stroming.

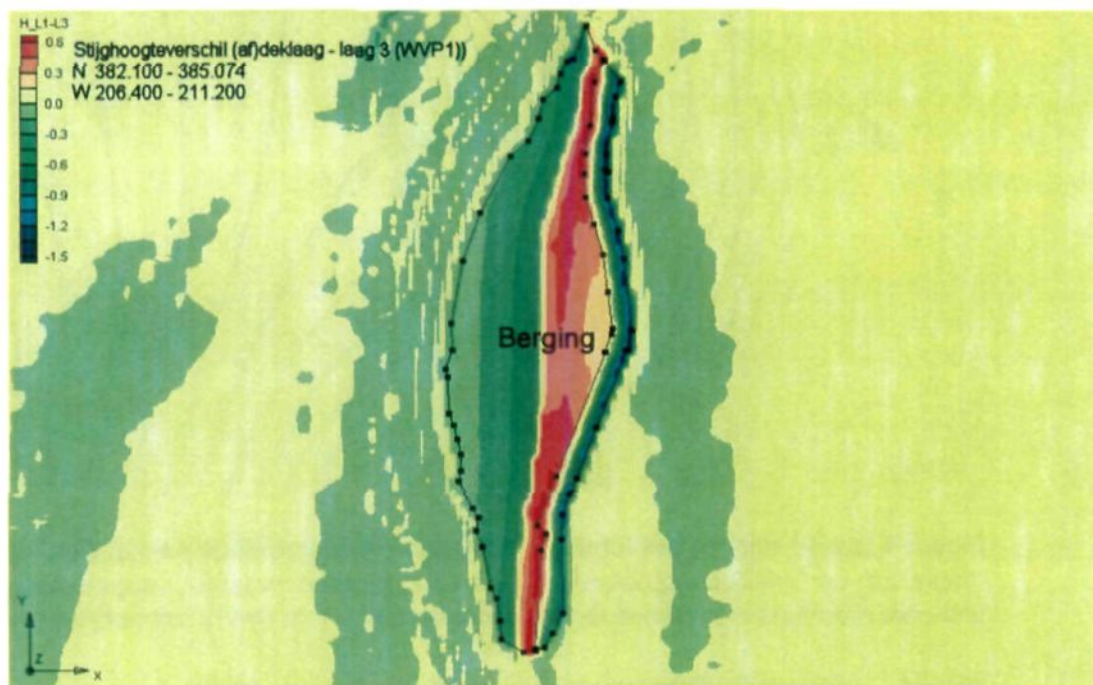
Figuur 3 Berekende stijghoogten in de (af)deklaag



Figuur 3 geeft de berekende stijghoogte waar in de (af)deklaag (modellaag 1). Het grondwater stroomt van hoge stijghoogten (rood) naar lage stijghoogten (blauw). Van beide zijden stroomt het grondwater naar de Maas. Door de drainage is de overgang rond de berging steiler dan ten noorden of zuiden van de berging en is de gradiënt in de berging gering. De stijghoogte in het oostelijke gedeelte van de berging is hoger dan het westelijke gedeelte.

De Maas heeft door de weerstand van de eerste slechtdoorlatende laag (Venlo klei) nauwelijks invloed op de stroming in het tweede watervoerende pakket (figuur 5). De stijghoogte is enige meters hoger dan in de berging, waardoor kwel optreedt. Hierdoor is het tweede watervoerende pakket beschermd tegen mogelijke beïnvloeding door de berging. De stroming is noordoost, waar de invloed van een onttrekking te zien is.

Figuur 6 Stijghoogte-verschil over de berging



De verticale stroming door de berging wordt bepaald door de weerstand van de berging en het stijghoogteverschil over de berging. Het berekende stijghoogteverschil is weergegeven in figuur 6. Positief (rood) is infiltratie, negatief (groen-blauw) is kwel. Zoals te verwachten was, vindt op het oostelijke gedeelte van de berging infiltratie plaats terwijl op het westelijke gedeelte (hoogwatergeul) kwel optreedt. Door opstuwning aan de oostzijde van de "rand" vindt daar kwel plaats.

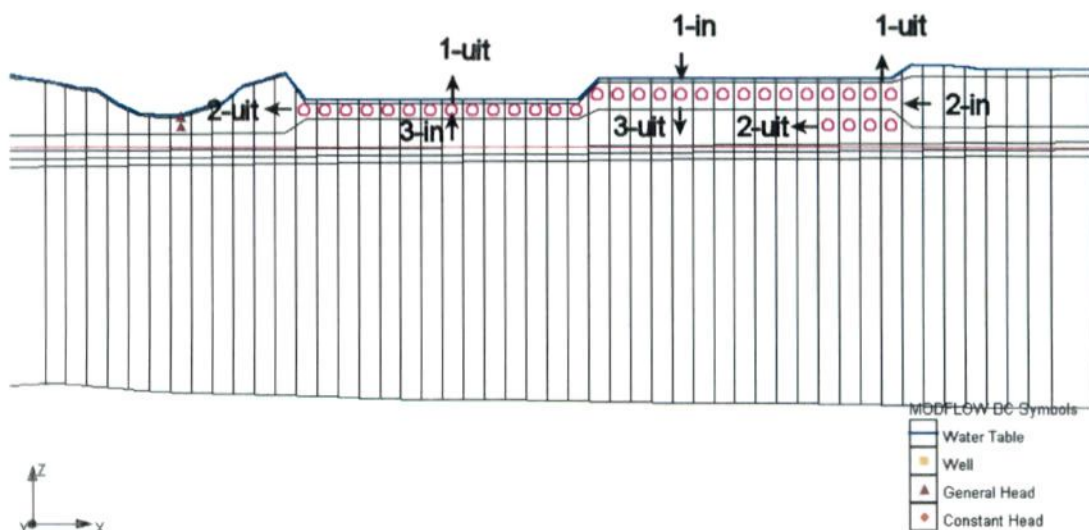
3.2 Waterbalans en emissie-fluxen

De emissie-fluxen zijn bepaald door de concentraties in het poriënwater te vermenigvuldigen met de hoeveelheid water die per m^2 oppervlakte door de berging stroomt (waterflux in $(m^3/j)/m^2$ of mm/j). De waterflux is bepaald met het grondwatermodel door de stroming op de randen van de berging.

Figuur 7 laat de verschillende componenten zien: infiltratie en kwel aan de bovenzijde en onderzijde van de berging, horizontale toestroming en uitstroming aan de randen van de berging.

Figuur 7 Componenten waterbalans berging

Schematische weergave componenten waterbalans berging



Tabel 6 Waterbalans berging

Stromingscomponent, zie fig. 7	Debiet in (m ³ /d)		Debiet uit (m ³ /d)		Flux in (mm/j)		Flux uit (mm/j)	
1. Bovenrand	1-in	179	1-uit	495	1-in	89	1-uit	246
2. Zijrand	2-in	201	2-uit	55	2-in	100	2-uit	27
3. Benedenrand	3-in	337	3-uit	167	3-in	167	3-uit	83
Totaal	717		717		356		356	

De grootste hoeveelheid water stroomt van onderen de berging in (337 m³/d, tabel 6) en kwelt aan de bovenzijde op (495 m³/d). Beide stromen worden gezien als emissie uit de berging: naar het eerste watervoerende pakket en naar de afdeklaag. Een gedeelte van het kwelwater is afkomstig van de infiltratie elders aan de bovenzijde en de horizontale instroming, vooral aan de "rand". Onder de bovenrand wordt de bovenkant van de berging bedoeld. De (af)deklaag ligt hierboven. De neerslag valt op de (af)deklaag en is dus niet in tabel 6 zichtbaar. Het gedeelte van de neerslag, dat door de (af)deklaag infiltreert, is opgenomen in stromingscomponent 1-in. Een aanzienlijk gedeelte van de neerslag stroomt oppervlakkig af of wordt gedraineerd.

Bij de berekeningen is geen rekening gehouden met consolidatie. Het doel van de berekening is te bepalen of de maximaal toelaatbare flux wordt overschreden. Indien dit zonder consolidatie het geval is ('best case') zal dat ook met consolidatie zo zijn. Het effect van de flux wordt dan bepaald door het beïnvloede volume vast te stellen. Daarbij zullen we ook ingaan op het effect van consolidatie (hoofdstuk 4 van deze bijlage).

De waterfluxen zijn berekend door de debieten te delen door de oppervlakte van de berging (736.600 m²). Dit is een goede schatting omdat daar waar instroming aan de bovenzijde plaatsvindt over het algemeen uitstroming is aan de onderzijde. Voor de kwel geldt hetzelfde. Voor de berekening van de flux van de verontreinigingen is de totale waterflux van belang: 356 mm/jaar.

Tabel 7A Maximale emissiefluxen BVB (Tweede Kamer 1993) en VROM(2000)

		Norm BVB (g/ha/j)	Norm 'VROM'*) (g/ha/j)
Zware metalen + arseen			
	Arseen	4	2,9
	Cadmium	0,1	0,015
	Chroom	15	38
	Koper	5	0,43
	Kwik	0,05	0,008
	Lood	10	1,1
	Nikkel	5	0,7
	Zink	20	7,4
PAK's			
	Naftaleen	0,20	0,02
	Anthraceen	0,04	0,0014
	Fenantreen	0,04	0,006
	Fluorantheen	0,01	0,006
OCB's			
	Dieldrin	0,00004	0,0002
	g-HCH	0,00040	0,018
	Pentachloorbenzeen	0,020	0,006

*) Berekend op basis van de maximale flux BVB en de verhouding van de streefwaarden VROM en BVB

Tabel 7B Berekende emissiefluxen, toetsing maximale fluxen BVB en VROM

		C _{water} (ug/L)	Flux (g/ha/j)	F/Norm BVB (-)	F/Norm VROM (-)	Locatie
Zware metalen						
	Arseen	52,69	187	46,8	65,0	Julianakanaal 4
	Cadmium	0,31	1,1	11,1	74,3	Lomm oever
	Chroom	4,03	14	1,0	0,4	Well-Aijen
	Koper	6,15	22	4,4	50,5	Julianakanaal 4
	Kwik	0,035	0,12	3,1	15,6	Heumen
	Lood	3,87	14	1,4	12,2	Well-Aijen
	Nikkel	23,25	83	16,5	118,1	Belfeld
	Zink	11,14	40	2,0	5,4	Lomm oever
PAK's						
	Naftaleen	0,06	0,23	1,1	11,4	Well-Aijen
	Anthraceen	0,21	0,76	18,9	539,8	Heumen
	Fenantreen	1,48	5,27	131,8	878,8	Heumen
	Fluorantheen	2,46	8,75	875,4	1459,0	Heumen
OCB's						
	Dieldrin	0,0016	0,006	138,4	27,7	Ben.str.aansl. PP2
	g-HCH	0,0102	0,036	91,0	2,0	Well-Aijen
	Pentachloorbenzeen	0,0050	0,018	0,9	3,0	Steijl

De emissie is berekend op basis van de in hoofdstuk 2 bepaalde concentraties in het poriënwater en de berekende waterflux. De maximaal toelaatbare fluxen volgens het BVB en VROM worden overschreden. Daarom is de toetsing van het beïnvloede volume bodem door de berging met behulp van een transportmodel bepaald (stap 3 BVB).

4 BEPALING VAN HET BEÏNVLOEDE VOLUME

Het doel van de stoftransportberekeningen is conform het BVB (Tweede Kamer 1993) het door de berging beïnvloede volume gedurende 10.000 jaar te voorspellen. Hierbij wordt verondersteld dat de situatie na de inrichting van de berging gehandhaafd blijft. Grondwaterstroming, dispersie en moleculaire diffusie veroorzaken de verspreiding. Vastlegging aan de bodem (adsorptie) kan de verspreiding vertragen. Afbraak vermindert de verspreiding. De berging wordt in de modellering gezien als verspreidingsbron, waarbij het omliggende grondwater bij de aanvang van de berekeningen geen verontreinigingen bevat. Het beïnvloede volume is het volume van de grond buiten de berging waar de berekende concentratie hoger is dan de streefwaarde volgens het beleidsstandpunt.

Gidsstoffen

Om het aantal berekeningen te beperken worden 'gidsstoffen' gekozen. Deze stoffen hebben 'worst case' eigenschappen (grote normoverschrijding, lage adsorptie, lage afbraak) zodat de overige stoffen minder verspreiding zullen vertonen. Is het berekende beïnvloede volume voor de gidsstoffen acceptabel, dan zal dat ook voor de gidsparameters gelden.

Arseen en nikkel hebben de grootste normoverschrijding van de groep zware metalen en arseen (tabel 7). Tevens is arseen de meest mobiele van de groep (tabel 3). Daarom is arseen gekozen als gidsparameter. Bij de bespreking van de arseenresultaten zal ook het beïnvloede volume door nikkel worden getoetst.

Fluorantheen heeft de hoogste normoverschrijding van de PAK's (tabel 7), terwijl de adsorptie-eigenschappen van naftaleen, anthraceen, fenantreen en fluorantheen niet sterk uiteenlopen. Op grond hiervan is fluorantheen als gidsstof gekozen.

De normoverschrijding van dieldrin (tabel 7) is vele malen lager dan de overschrijding van fluorantheen, terwijl dieldrin tien maal beter adsorbeert (tabel 3). Tevens wordt de berekening van fluorantheen slechts rekening gehouden met een zeer langzame afbraak. Daarom is te verwachten dat het beïnvloede gebied door dieldrin kleiner is dan het beïnvloede gebied door fluorantheen en zijn geen aparte berekeningen uitgevoerd voor dieldrin.

De overschrijding van g-HCH wordt grotendeels bepaald door de gehanteerde detectiegrens (bij de berekening van het gemiddelde is rekening gehouden met 70% van 0,001 is 0,0007 mg/kg, terwijl de hoogste gemiddelde waarde 0,00126 mg/kg is (tabel 5). De overschrijding van de fluxnorm volgens BVB is een orde geringer dan de overschrijding van fluorantheen (tabel 7). Vergeleken met de VROM-waarden is de overschrijding slechts een factor 2. Gamma-HCH is tien maal mobieler dan fluorantheen, maar breekt naar verwachting ook sneller af (SKB 2004). Op grond van deze overwegingen zijn geen verspreidingsberekeningen voor g-HCH uitgevoerd.

In deze rapportage worden eerst de stofonafhankelijke parameters gepresenteerd, daarna de stofafhankelijke parameters en tenslotte de resultaten.

4.1 Stofonafhankelijke invoerparameters

Voor de stofonafhankelijke invoerparameters zijn de waarden gehanteerd als in onderstaande tabel.

Tabel 8 Stofonafhankelijke invoerparameters

Parameter	Waarde	Eenheid	Bron
Porositeit	0,3	m ³ /m ³	Schatting
Bulkdichtheid	1,6	kg/l	Schatting
Longitudinale dispersielengte	1	m	WAU 2000a
Transversale dispersielengte	0,1	m	EPA 1997
Verticale dispersielengte	0,05	m	EPA 1997
Effectieve diffusiecoëfficiënt	0.000051	m ² /d	Montgomery 2000
Organisch stof – berging	5	%	Metingen partijen
Organisch stof – (af)deklaag	2,5	%	Schatting 50% berging
Organisch stof – watervoerend pakket	0,5	%	WAU Rapporten

De waarden voor de porositeit en de bulkdichtheid zijn gebruikelijk voor materiaal uit uiterwaarden mengsels.

De longitudinale dispersielengte wordt vaak gelijkgesteld aan 10% van de 'relevante problemlengte'. Het effect van dispersie is aan de onderkant van de berging het grootst omdat daar de grootste concentratiegradiënten aanwezig zijn. Bij een verticale verspreiding van 10 m is een dispersielengte van 1 m een redelijke waarde. Voor de transversale en verticale dispersielengte is in de Lomm studie [WAU 2000a] 0,01 m gehanteerd, in deze studie is het advies van de EPA [1997] gevolgd. De hogere gebruikte waarde is een meer 'worst-case' benadering. Het model is gevoelig voor deze parameters omdat de constante aanvoer van schoon water de concentratiegradiënt onder de berging in stand houdt.

Omdat de berging – vergeleken met baggerspecie van waterbodems (met hoge lutumgehaltes) – een aanzienlijke doorlatendheid heeft, is moleculaire diffusie minder belangrijk dan stroming en dispersie. Voor alle berekeningen is de moleculaire diffusiecoëfficiënt van fluorantheen gebruikt. Voor fluorantheen is dit een overschatting (de effectieve diffusiecoëfficiënt is in de bodem minstens een factor 2 lager dan de moleculaire diffusiecoëfficiënt [Appelo, 1993]). Overigens liggen de diffusiecoëfficiënten niet ver uiteen en is de invloed van diffusie ten opzicht van dispersie door de relatief sterke stroming (hogere doorlatendheden) verwaarloosbaar.

In de berging is een hoog organisch stof gehalte aangenomen, terwijl initieel de concentratie in het poriënwater is opgelegd. Dit is een 'worst case' aanname omdat de berging op deze wijze lang nalevert. Verondersteld is dat de benedenstroomse deklaag een organisch stofgehalte van 50% heeft van het materiaal dat in de berging gaat. De waarde van 2,5% komt overeen met het gemiddelde dat uit de partijen (die grotendeels uit deklaag bestaan) is bepaald.

In de studie Lomm [WAU, 2000a] is een organisch stofgehalte van 1% voor het watervoerende pakket gebruikt, in de berekeningen voor Meers [WAU 2001] 0,1%. In Proefproject 2 [WAU, 2003] in de bijlage "Anaerobe poriewatermetingen in

geconcentreerde berging van Maasweerdgrond" wordt 0,6% organische stof voor grof zand gebruikt. Op grond voor deze waarden in 0,5% organisch stof (0,3% organische koolstof) voor het watervoerende pakket gebruikt.

4.2 Stofafhankelijke invoerparameters

4.2.1 Fluorantheen

Initiële concentratie

De initiële concentratie fluorantheen in het model is in de berging 0,88 µg/l (zie ook hoofdstuk 2). In de rest van het model is de concentratie 0 µg/l.

Adsorptie

In het model zijn overal dezelfde Koc-waarden gebruikt. De Koc-waarde van fluorantheen is 50119 l/kg [WAU 2000b]. Dit levert, gecombineerd met de gegevens van tabel 8, de volgende retardatie op:

Tabel 9 Retardatiefactoren fluorantheen

Onderdeel	Organisch koolstof fractie (kg/kg)	Retardatie factor (-)
Berging	0,029	7750
Deklaag	0,0145	3880
Watervoerend pakket	0,0029	776

Het transport in de deklaag zal door deze hoge retardatiefactoren zeer langzaam gaan. Zelfs in het watervoerende pakket zal de verspreiding langzaam zijn.

Afbraak

Voor de verspreidingsberekeningen in Lomm is een literatuuronderzoek uitgevoerd naar de afbraak van PAK's onder anaërobe condities [WAU, 2000c]. Voorgesteld wordt om een halfwaardetijd van 180 jaar te hanteren. Deze is ook in PP2 gebruikt (WAU 2003). Voor de studie Meers [WAU, 2001] is een halfwaardetijd van 159 jaar afgeleid uit het rapport 'IngePAKT in bagger' [UvA, 1995]. Hierbij is een veiligheidsfactor 10 gehanteerd. Bij de verspreidingsberekeningen is eveneens een halfwaardetijd 159 jaar gebruikt.

4.2.2 Arseen

Voor de berekening van de verspreiding van arseen uit de berging zijn de volgende aannamen gedaan:

1. De concentratie van arseen in het grondwater van de berging is gedurende de berekeningen constant 52,7 µg/l. Dit komt overeen met de veronderstelling dat de hoeveelheid arseen de berging groter is dan de benedenstroomse adsorptiecapaciteit en maakt het model minder gevoelig voor aannamen over de adsorptiecoëfficiënt buiten de berging ("worst case").
2. De adsorptie van arseen buiten de berging is één derde van de adsorptie in de berging. Het betreft hier de afdeklaag en het niet winbare zand (vanwege het hoge lutumgehalte) uit het toutvenant. De retardatiefactor van arseen buiten de berging is 588. Vanwege de aanname dat de arseenconcentratie in de berging constant is,

vertraagt adsorptie alleen het transport. Onafhankelijk van de gekozen adsorptiecoëfficiënt zal het gebied benedenstrooms van de berging tot het oppervlaktewater worden beïnvloed.

- De berekeningen zijn uitgevoerd met een vaste adsorptiecoëfficiënt voor arseen. In werkelijkheid wordt de vastlegging van arseen beïnvloed door de geochemische omstandigheden. Analooq aan proefproject 2 [WAU, 2003] is daarom gekozen voor een lage adsorptiecoëfficiënt op basis van metingen in poriënwater in uiterwaarde materiaal. Deze adsorptiecoëfficiënt is representatief voor het gedrag op langere termijn in het ongunstige geval dat de grond niet sulfidisch wordt. Onder sulfidische redoxomstandigheden worden zware metalen en arseen sterker gebonden en zal de concentratie dalen.

4.3 Resultaten

Tabel 10 Door fluorantheen beïnvloede volume (S-waarde VROM)

Jaar	Beïnvloede volume grond	Toename volume / volume berging
	m ³	%
0	0	0
10	424.000	9
50	1.586.000	34
100	2.034.000	44
500	1.982.000	43
750	934.000	20
1000	516.000	11

Tabel 10 geeft het berekende, door fluorantheen beïnvloede gebied buiten de berging weer als functie van de tijd. Door stroming en dispersie neemt het volume in eerste instantie toe. Door afbraak daalt de concentratie echter, waardoor op lagere termijn het beïnvloede gebied afneemt. Na 1500 jaar is de beginconcentratie van 2,46 µg/L gedaald tot onder de streefwaarde van 0,003 µg/L en is het beïnvloede volume nihil. Het volume van de berging is 4.650.000 m³. Het beïnvloede volume is ruimschoots onder de maximale waarde van 100% in het BVB.

Tabel 11 Door arseen beïnvloede volume (S-waarde VROM)

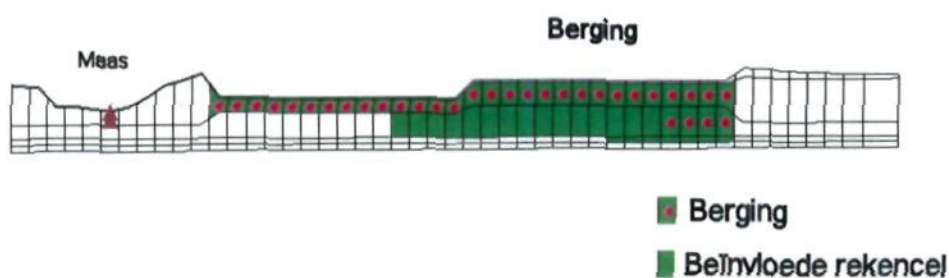
Jaar	Toename volume grond	Toename volume / volume berging
	m ³	%
0	0	0
1.000	1.998.000	43
2.500	2.503.000	54
5.000	3.015.000	65
7.500	3.463.000	74
10.000	3.805.000	82

Tabel 11 geeft het berekende, door arseen beïnvloede volume buiten de berging weer als functie van de tijd. Omdat arseen niet wordt afgebroken en aangenomen is dat de berging blijft naleveren, neemt het beïnvloede volume toe totdat door verdunning

(dispersie) en uitstroming naar het oppervlaktewater een stationaire (evenwichts)toestand ontstaat. Na 10.000 jaar is dat nog niet het geval. Het beïnvloede volume is dan 82%. Op basis van de verhouding in adsorptiecoëfficiënten (tabel 3) en normoverschrijdingen (tabel 5) van arseen en nikkel is het door nikkel beïnvloed gebied 81%. Beide waarden zijn is geringer dan het maximale volume van 100% volgens het BVB.

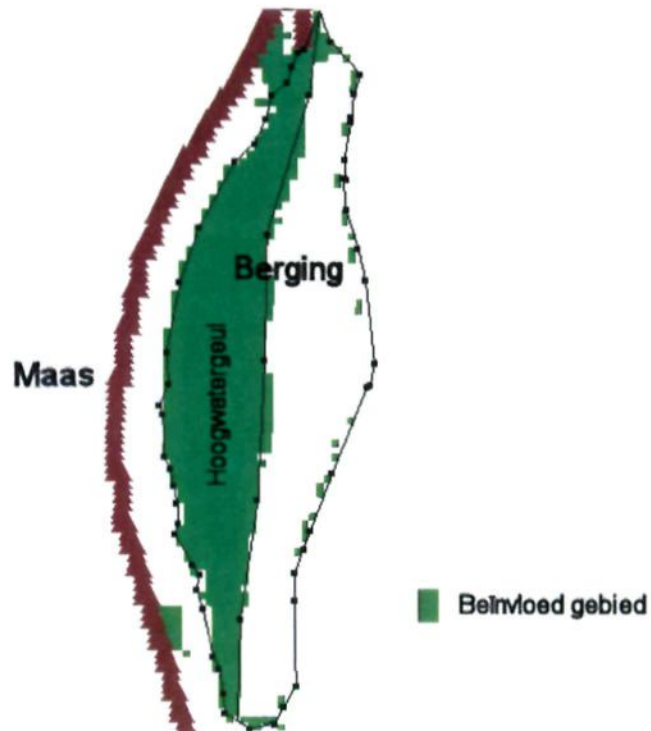
Figuur 8 De berging en het door arseen beïnvloede gebied na 10.000 jaar

Verticale W-O doorsnede
N383.700, W 208.200 - 209.200
Verticale vergrotingsfactor: 5



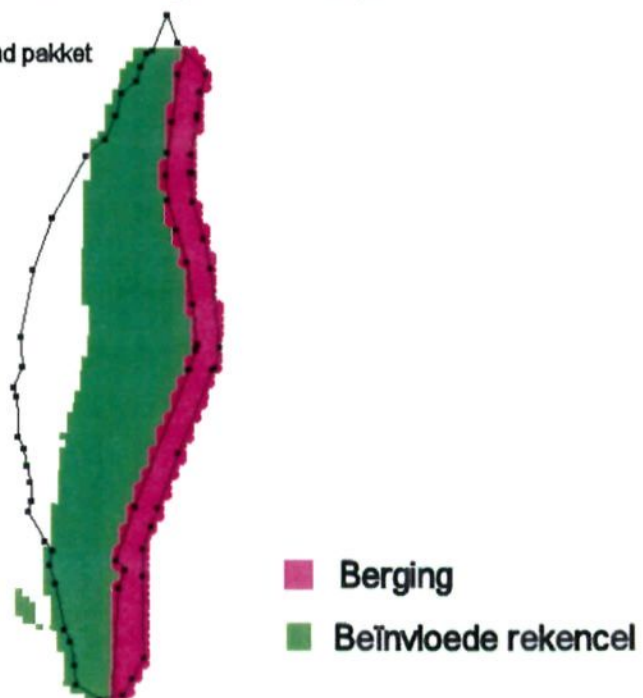
Figuur 9 Het door arseen beïnvloede gebied in de (af)deklaag na 10.000 jaar

Verspreiding in (af)deklaag
N 382.500 - 385.000
W 207.000 - 210.000



Figuur 10 De berging en het door arseen beïnvloede gebied na 10.000 jaar

Verspreiding in het eerste watervoerend pakket
N 382.500 - 385.000
W 207.000 - 210.000



Ter illustratie is in de figuren 8, 9 en 10 het door arseen beïnvloede gebied aan het einde van de berekeningen weergegeven. De verspreiding van arseen vindt voornamelijk plaats in het eerste watervoerende pakket, namelijk in het niet afgegraven deel van het "toutvenant". In het westelijk gedeelte van the toutvenant is kwel en stroomt het arseen de berging weer in. In de omgeving van de Maas (figuur 8 en 9) vindt menging met grondwater plaats dat van grotere diepte opkwelt, waardoor de streefwaarde wordt overschreden. Het tweede watervoerende pakket wordt niet beïnvloed (figuur 8). De beïnvloeding van het eerste watervoerende pakket is te zien in figuur 10. Aan de westzijde (hoogwatergeul) is de beïnvloeding beperkt door de kwel die optreedt.

5 EMISSIE NAAR HET OPPERVAKTEWATER

Omdat het verontreinigde grondwater uiteindelijk opkwelt naar het oppervlaktewater, is met het grondwatermodel ook de emissie naar het oppervlaktewater berekend.

Tabel 12 Emissie fluorantheen naar het oppervlaktewater

Jaar	Emissie
	g/jaar
10	6,2
50	21,2
100	33,1
500	42,6
750	34,4
1000	27,6

De eerste 500 jaar neemt de emissie toe door het transport door de afdeklaag. Daarna neemt de emissie af omdat de afbraak van fluorantheen de overhand krijgt. De maximale emissie naar het oppervlaktewater is 43 g/jaar. De afbraak zorgt er voor dat de emissie na 500 jaar afneemt.

Tabel 13 Emissie arseen naar het oppervlaktewater

Jaar	Emissie
	g/jaar
2.500	12200
5.000	12860
7.500	12906
10.000	12954
15.000	13016
20.000	13068
50.000	13105
75.000	13080
100.000	13080

Omdat arseen niet afbreekt en omdat aangenomen is dat de voorraad arseen in de berging groot is, neemt de emissie toe. Op de lange duur is de emissie 13 kg/jaar.

Het effect van de emissie vanuit het grondwater op het oppervlaktewater is uitgewerkt in de WVO-aanvraag.

6 VERGELIJKING MET EERDERE BEREKENINGEN

De hier uitgevoerde studie is gebaseerd op de Emissie en Verspreidingberekeningen Lomm (WAU, 2000a). Het grootste verschil bestaat uit de aanname voor de doorlatendheid van de berging, waarvoor hier een hogere waarde is gekozen. De emissie van bijvoorbeeld fluorantheen neemt daardoor toe van 0,047 g/ha/jaar (WAU, 2000a, tabel 5-9) naar 8,75 g/ha/jaar (tabel 7). Vanwege de hogere emissies in deze studie is meer aandacht besteed aan de berekening van het beïnvloede volume van PAK's op kortere termijn (minder dan 1000 jaar) en de verspreiding van zware metalen en arseen. De maximale norm van het beïnvloede gebied (van 100% van de bergingvolume) wordt echter niet overschreden.

De geringe verschillen (factor 2) tussen gescheiden en ongescheiden berging, die uit de eerdere berekeningen bleken (WAU, 2000a), zijn ook van toepassing op deze berekeningen. De emissie zal groter blijven dan de emissie-norm van het Beleidsstandpunt Verwijdering Baggerspecie en het beïnvloede volume zal slechts *beperkt afnemen*.

Door de hogere doorlatendheid is het effect van consolidatie (inklinking) op de emissie relatief gering. De Maaswerken schat dat dit materiaal gedurende de eerste 100 jaar ca. 10% inklinkt. De dikte van de berging is 6 m, zodat 0,6 m water vrij komt. De emissie uit de berging door grondwaterstroming is 0,356 m/jaar (tabel 6). De bijdrage van consolidatie komt overeen met minder dan 2 jaar doorstroming. Aangezien het tientallen jaren kost om het maximaal beïnvloede volume te bereiken is de invloed van consolidatie gering en in deze rapportage verwaarloosd. Overigens is tijdens metingen in proefproject 2 (WAU 2003) is geen consolidatie aangetoond.

De hier gepresenteerde berekeningen vormen een aanvulling op de eerdere emissie berekeningen (WAU, 2000a). Gevoeligheidsanalyses zijn daarom niet opnieuw uitgevoerd. In de rapportage voor Proefproject 2 van De Maaswerken (WAU 2003) is het effect van de doorlatendheid van de berging (horizontale doorlatendheid van 0,1 tot 5 m/d) onderzocht. De fluxen varieerden tussen 72 en 597 mm/jaar.

7 REFERENTIES

- [AKWA, 2002] Bepaling actueel risico van verspreiding via grondwater. Achtergronddocument in het kader van Richtlijn Nader Onderzoek Verontreinigde Waterbodern. AKWA rapport nr. 09.005, RIZA Rapport nr. 2002.025
- [Alterra, 2001] J.H.M. Wösten, G.J. Veerman, W.J.M. de Groot, J. Stolte, Waterretentie- en doorlatendheidskarakteristieken van boven- en ondergronden in Nederland: de Staringreeks. Alterra-rapport 153
- [Appelo, 1993] C.A.J. Appelo en D. Postma, Geochemistry, groundwater and pollution, Balkema Rotterdam.
- [Commissie-m.e.r. 2003], Richtlijnen MER-cie Hoogwatergeul Lomm, 26 juni 2003
- [CIW, 2000] Emissie-immissie prioritering van bronnen en de immissietoets, juni 2000
- [EPA, 1997] 'BIOSCREEN Intrinsic Remediation Decision Support System', on line manual version 1.4
- [GMS, 2004] Groundwater Modelling System, Bingham Young University, Environmental Modeling Systems, Inc., <http://www.ems-i.com/GMS>
- [Montgomery, 2000] Groundwater chemical desk reference- 3rd edition, CRC Press
- [RIZA, 1999] J.M. van Steenwijk, G. Cornelissen en Th.E.M. ten Hulscher, Omgaan met verdelingscoëfficiënten voor organische verbindingen, RIZA nota 99.023, AKWA Nota 99.004
- [SKB, 2004] A.A.M. Langenhoff, C.G.J.M. Pijls en J. Boode, SV-212 Bioremediatie van HCH locaties, Stichting Kennisontwikkeling Kennisoverdracht Bodern, Gouda
- [Tweede Kamer, 1993], Verwijdering baggerspecie, brief van de ministers van VROM en V&W aan de Tweede Kamer, 13 oktober 1993, vergaderstuk 23 450
- [UvA, 1995] H.B. Krop, H. Govers, IngePAKt in bagger!?, Universiteit van Amsterdam, Rapport MTC-juni-1995
- [USGS, 2000] MODFLOW-2000, the U.S. Geological Survey modular ground-water model - user guide to modularization concepts and the ground-water flow process, U.S. Geological Survey, Open-File Report 00-92
- [VROM, 1986], Betekenis van het sorptie-evenwicht voor de verdeling van organische (micro)-verontreinigingen in de bodern. Reeks Bodernbescherning nr. 54, SDU
- [VROM, 2000] Circulaire streefwaarden en interventiewaarden bodernsanering, www.vrom.nl
- [VROM, 2001] Regeling stortplaatsen voor baggerspecie op land, Staatscourant 13 juli 2001, nr. 133, pag. 12

[WAU, 2000a] Werkgroep Advies en Uitvoering, Emissie en verspreiding van verontreinigingen bij berging van niet vermarktbaar grond – Zandmaaslocatie Lomm en Well-Aijen, Document WAU.VLW-3-00151, 14 november 2000

[WAU, 2000b] Werkgroep Advies en Uitvoering – G. Cornelissen, Bepaling van veld- K_{oc} -waarden voor locaties Lomm en Well-Aijen, Document WAU.VLW-3-00087

[WAU, 2000c] Werkgroep Advies en Uitvoering, M.G. Lentjes, Beknopt literatuur-onderzoek afbraak PAK onder veldcondities, Document WAU.VLW-3-00074

[WAU, 2001] Werkgroep Advies en Uitvoering, Verspreidingsberekeningen proefproject Meers – emissies naar het grondwater, Document WAU.VPM-3-00031, 23 maart 2001

[WAU, 2003] Werkgroep Advies en Uitvoering, Proefproject 2 – verspreidingsberekeningen, Document WAU.PP2281102, 11 september 2003

[Zeng, 1999] Zheng C. and P. P. Wang, MT3DMS: A Modular Three-Dimensional Multispecies Transport Model for Simulation of Advection, Dispersion, and Chemical Reactions of Contaminants in Groundwater Systems; Documentation and User's Guide, Strategic Environmental Research and Development Program, Contract Report SERDP-99-1, US Army Corps of Engineers

Bijlage 5

Afwegingen berging specie bij Lomm

1 AFWEGINGEN BERGING SPECIE BIJ LOMM

1.1 Berging van grond in het project Zandmaas/Maasroute

De doelen van het project Zandmaas/Maasroute zijn in 1997 vastgesteld bij de oprichting van projectorganisatie Maaswerken, en betreffen:

- verhoging van het beschermingsniveau tegen overstromingen;
- verbeteren van de vaarroute;
- beperkte natuurontwikkeling langs de Maas.

Bij uitvoering van het project Zandmaas/Maasroute komt een groot volume aan niet-vermarktbaar, deels verontreinigde grond vrij. De berging die bij Lomm gecreëerd wordt voor de opslag van restspecie van de ontgroning is een locatie waar De Maaswerken voornemens is de niet-vermarktbaar grond van Zandmaas/Maasroute in op te slaan. De keuze voor een ontgroning op de locatie Lomm sluit goed aan bij het ontgronningen-beleid van de Provincie Limburg.

Het project HWG Lomm zorgt buiten de inrichting niet voor grondwaterstands-verlagingen, omdat de lokale verlaging die de hoogwatergeul zelf veroorzaakt, aan de oostzijde weer wordt gecompenseerd door de berging van niet-vermarktbaar en slecht waterdoorlatende specie van de grondwaterstand tot gevolg. De berging vormt dus ook een hydrologische barrière, waarmee verdrogingseffecten na realisatie van het project worden voorkómen.

Vanuit het oogpunt van milieu-effecten is het belangrijk na te gaan of er geen realistische alternatieven mogelijk zijn voor de berging van de grond. Hieronder wordt daar op ingegaan.

1.2 Beleidskader: Actief Bodembeheer Maas

De verruiming van de grote rivieren in Nederland, die nodig is om het risico van overstromingen te verkleinen, zal de komende jaren grootschalige vergravingen met zich meebrengen in het rivierbed van Maas en Rijntakken. De grond die daarbij vrij komt is verontreinigd door het verontreinigde slib dat met het water van de rivieren wordt meegevoerd, en tijdens hoogwater wordt afgezet op de weerden langs de rivier. Deze verontreiniging is "diffuus" verspreid over het hele rivierbed, waardoor wordt gesproken van "diffuse verontreinigingen". Saneren van de grond zou zeer kostbaar zijn, terwijl de grond bij hoogwater steeds weer opnieuw door de rivier zou worden verontreinigd. Om toch milieuhygiënisch verantwoord om te gaan met de vrijkomende grond is er nieuw beleid ontwikkeld. Op landelijk niveau heeft dat zijn weerslag gevonden in de beleidsnotitie "Actief Bodembeheer Rivierbed Grote Rivieren" (ABR), die in 1998 is vastgesteld door de ministeries van Verkeer en Waterstaat en Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer. Deze notitie geeft een uitwerking en specificatie van het algemene milieubeleid dat is vastgelegd in de Nationale Milieubeleidsplannen en de Vierde Nota Waterhuishouding.

Op regionale schaal is het nieuwe beleid verder uitgewerkt door de provincies Limburg, Gelderland en Noord-Brabant en door Rijkswaterstaat Directie Limburg. Dit heeft geresulteerd in een notitie "Actief Bodembeheer Maas", waarin het nieuwe beleid is beschreven.

Actief Bodembeheer Maas geeft een verandering weer in het omgaan met de diffuus verontreinigde grond langs de rivier, die neerkomt op:

- er wordt geaccepteerd dat het rivierbed van de Maas verontreinigd is;
- verder wordt erkend dat volledige sanering van deze verontreiniging onmogelijk en niet doelmatig is;
- de verontreinigde bodem wordt beoordeeld op het risico voor mens en milieu, en niet louter op de concentraties van de verontreinigingen;
- hergebruik of bergen van de verontreinigde grond in plassen, kleischermen of kleinschalige depots binnen het riviersysteem, heeft voorkeur boven het storten in grootschalige stortlocaties daarbuiten.

De uitgangspunten bij de toepassing van dit beleid zijn samengevat:

- Bij uitvoering moet worden gestreefd naar de verbetering van de milieusituatie, voor zover dit redelijkerwijs bereikbaar is. Een verslechtering van de situatie mag niet optreden;
- Per project wordt binnen de beleidsregels een oplossing gezocht voor de vrijkomende verontreinigde grond; deze oplossing moet worden onderbouwd;
- De uitgevoerde werken moeten passen binnen de huidige wet- en regelgeving.

Actief Bodembeheer Maas geeft verschillende mogelijkheden voor het hergebruik of het bergen van diffuus verontreinigde grond binnen het riviersysteem, naast de afvoer naar een stortplaats erbuiten. De mogelijkheden hebben ook een voorkeursvolgorde, als volgt:

1. hergebruik als bodem ("bodem blijft bodem");
2. hergebruik als bouwstof ("bodem wordt bouwstof");
3. hergebruik na bewerking;
4. bergen in depots (w.o. plassen);
5. afvoeren en bergen in baggerspeciéstortplaatsen.

Deze mogelijkheden zijn al eerder verkend. In de voorgaande Aanvullende MER Berging (Maaswerken, 2001) is de keuze voor het bergen van de vrijkomende grond bij Lomm uitgebreid toegelicht. Daarnaast is het beleid van Actief Bodembeheer Maas in praktijk uitgewerkt bij het proefproject Meers, onderdeel van het Grensmaas-project van De Maaswerken (L'Ortye Stein BV, 2001). De afweging voor Lomm is – eerder *beschreven in de Startnotitie van deze MER – wordt hieronder gegeven. Het resultaat van deze afweging is dat er voor gekozen is de niet-vermarktbare grond geconcentreerd te bergen op enkele locaties, waaronder Lomm.*

1.3 Afweging: hergebruik of bergen van de vrijkomende specie?

Er wordt uitgegaan van de hoeveelheden niet-vermarktbare grond die vrijkomen bij de uitvoering van Zandmaas/Maasroute en conform het Tracébesluit aan Lomm zijn toegewezen; uit het zomerbed (stuwpand Sambeek en Grave), uit andere Maaswerken-projecten (bijv. Heumen en Julianakanaal) en tenslotte het niet-vermarktbare deel van de grond die bij Lomm zelf wordt ontgraven (zie de uitgangspunten in hst. 5).

Als eerste is nagegaan in hoeverre hergebruik van de grond mogelijk is, als bodem, als bouwstof of na bewerking. De verontreinigingsgraad van de grond is daarbij belangrijk, en voor de vermarktbareheid van de grond tevens de aard van het materiaal (m.n. de korrelgrootteverdeling) en de kosten om van de bodem een "verkoopbaar product" te maken (onderzoek, bewerking, transport e.d.).

De mogelijkheden worden hieronder besproken.

Hergebruik als bodem

Hergebruik als bodem is in principe mogelijk door het verondiepen van bestaande plassen, terugzetten van de oorspronkelijke deklaag na het ontgraven van de onderliggende laag of het aanleggen van natuurvriendelijke oevers. De mogelijkheid van verondieping van bestaande plassen is in de Aanvullende MER Berging reeds onderzocht en verlaten; in het daarop volgende Tracébesluit is onder meer uitgegaan van berging bij Lomm.

De grond van de deklaag van Lomm zal grotendeels als bodem worden hergebruikt; hiermee wordt namelijk de berging afgedekt. Bij hoogwater zal deze grond overigens worden herverontreinigd door het water van de Maas.

Hergebruik als bouwstof

De hergebruiksmogelijkheden van de grond als bouwstof zijn onderzocht voor de Aanvullende MER Berging. Het blijkt dat er een groot aanbod is van schone en licht verontreinigde grond (klasse 0, 1 en 2) bij een geringe vraag, terwijl de transportkosten hoog zijn. De omstandigheden voor hergebruik zijn dus ongunstig. Desalniettemin voorziet DCM Exploitatie Lomm B.V. toch dat er 200.000 m³ klei uit Lomm hergebruikt kan worden voor de keramische industrie.

Hergebruik na bewerking

Ook de mogelijkheden voor hergebruik na bewerking zijn eerder onderzocht; voor de Aanvullende MER Berging en voor de MER Meers (incl. addendum d.d. 31/5/2001). Daaruit blijkt het volgende.

De enige bewerkingstechniek voor verontreinigde grond die momenteel haalbaar geacht wordt, is zandscheiding middels sedimentatiebekkens. Technieken als hydrocyclonage en koude immobilisatie worden momenteel nog te kostbaar geacht.

Bij zandscheiding wordt verondersteld dat de meeste verontreiniging gebonden is aan de zandfractie met de kleinste diameter (de "fijne fractie"). In het sedimentatiebekken worden de grove en fijne fractie van elkaar gescheiden. De grove fractie die in principe schoon is kan hergebruikt worden, terwijl voor de fijne fractie alsnog een oplossing gezocht moet worden (bijv. bergen).

Aangezien de te ontgraven grond heterogeen van aard is, wordt er van uitgegaan dat zandscheiding zou moeten worden toegepast op al deze grond. Na scheiding resteert een mengsel van water en fijn zand (een "slurry"), waarin de verontreiniging in principe is geconcentreerd. Deze slurry kan niet direct in een berging worden verwerkt, omdat het materiaal niet of nauwelijks consolideert. Bijmenging van zand is daarom nodig. Uitgaande van scheiding van grond uit de deklaag (daarin komen de meeste verontreinigingen voor) en een zandpercentage van 50% in deze grond, zal zandscheiding volgens een grove schatting het volume te bergen grond met ongeveer 25% reduceren.

Door zandscheiding verandert de samenstelling van de grond die moet worden geborgen; dit heeft een hoger gehalte aan klei en organische stof. Klei en organische stof kunnen verontreinigingen beter binden, wat de uitspoeling uit een berging naar het grondwater zou verminderen. Verder zorgt de beperking van het volume van de berging (na zandscheiding) voor een kleiner contactoppervlak met de omringende grond en is

de waterdoorlatendheid van het materiaal kleiner. Ook dit kan de uitspoeling verminderen. Daar tegenover staat de hogere concentratie van de verontreinigingen die ontstaat na zandscheiding. Deze hogere concentratie kan juist zorgen voor een sterkere verontreiniging van de omgeving door uitspoeling. Verder zal de te bergen grond in eerste instantie – voordat deze geconsolideerd is - beter waterdoorlatend zijn, en de verontreinigingsflux door consolidatie (sterk bepalend voor de verspreiding van de verontreiniging naar de omgeving) is in dit geval ook groter.

Concluderend kan gesteld worden dat het bergen van grond na zandscheiding niet alleen positieve maar ook negatieve milieu-effecten heeft (o.a. veel energie nodig voor zandscheiding). Daarnaast brengt zandscheiding relatief hoge kosten met zich mee, waardoor de nagestreefde budgetneutraliteit voor realisatie van HWG Lomm in gevaar komt. Daarom is besloten van zandscheiding af te zien.

Bergen in kleischermen en depots binnen het riviersysteem

Na de bovenstaande afweging van de alternatieve bestemmingen is binnen het project Zandmaas/Maasroute gekozen om de niet-vermarktbare grond geconcentreerd te bergen op enkele locaties, waaronder Lomm.

1.4 Gescheiden of niet gescheiden ontgraven en bergen

In de Aanvullende MER Berging zijn twee alternatieven bestudeerd voor de berging van de niet-vermarktbare grond bij Lomm: gescheiden en niet gescheiden ontgraven en bergen. Ook in de vergelijkbare MER Meers zijn deze twee alternatieven met elkaar vergeleken (L'Ortye Stein BV, 2001). De resultaten van beide studies dienen als onderbouwing van de keuzes bij Lomm.

Voor de vergelijking van de alternatieven gescheiden en niet gescheiden ontgraven en bergen zijn vooral twee aspecten van belang: enerzijds de effecten op de grondwaterkwaliteit door uitspoeling van verontreinigingen en anderzijds de kosten en complexiteit van de uitvoering. Deze komen elk hieronder aan de orde.

Uitspoeling verontreinigingen

De beleidsregels van Actief Bodembeheer Maas geven aan dat de milieueffecten van het bergen van grond in plassen, kleischermen en depots dienen te worden getoetst aan het Beleidsstandpunt Verwijdering Baggerspecie. Deze toetsing vindt plaats in drie stappen.

1. toetsing aan de concentraties van verontreiniging in het uittredende poriënwater
2. toetsing van de emissie uit de berging naar het grondwater (hoeveelheid per eenheid van tijd en oppervlak) aan toelaatbare emissies.
3. toetsing van het volume beïnvloed gebied rond de bergingslocatie; vergelijking met het volume van de berging zelf.

Voldoet de berging niet aan stap 1, dan wordt getoetst aan stap 2. Wordt ook daaraan niet voldaan, dat volgt stap 3. Voor de tweede en derde stap dient een afweging gemaakt te worden van de noodzaak en het rendement van isolerende maatregelen. De berekeningen en toetsing zijn uitgevoerd in het kader van de Aanvullende MER Berging, en geactualiseerd voor het huidige MER (zie hfst. 8). Hieruit kan het volgende worden geconcludeerd.

Bij toetsing volgens stap 1 en 2 (concentraties, resp. fluxen) blijken zowel de gescheiden als de ongescheiden variant van de berging niet te voldoen. Gescheiden bergen levert wel een reductie van de emissies van verontreinigingen op, maar daarmee voldoet deze variant niet aan de normen. De berging voldoet – zowel gescheiden als ongescheiden – wél aan de toetsing op beïnvloed volume (toetsstap 3).

Verder worden er geen effecten op de grondwateronttrekkingen voor drinkwater verwacht; deze liggen ofwel te ver noordelijk van Lomm ofwel aan de andere kant van de Maas, waar het verontreinigde grondwater niet zal komen.

Complexiteit uitvoering

De te bergen grond is heterogeen van aard, en de concentraties van verontreinigende stoffen daarin nog veel meer. Het is daarom in praktijk onmogelijk om in de bodem onderscheid te maken tussen delen met verschillende verontreinigingsklassen volgens de waterbodemsysteem (klasse 0 t/m 4); daarvoor zou de bodemkwaliteit minutieus in kaart moeten worden gebracht, en ook op deze manier moeten worden ontgraven. Dit levert een bijzonder kostbaar en complexe operatie op.

Een tweede mogelijkheid is om geen onderscheid te maken in verontreinigingsklassen, maar zonder onderzoek een grove scheiding te maken in partijen grond, door de bovenste halve of hele meter grond (die in het algemeen het meest verontreinigd is) apart af te graven, eventueel tijdelijk op te slaan, en te bergen in het midden van de bergingslocatie (omringd door – naar verwachting – minder verontreinigde grond uit dieper gelegen lagen). Dit maakt de realisatie van HWG Lomm wel bijzonder gecompliceerd, omdat de uitvoering op meerdere locaties (Lomm en de Maaswerken-projecten), met elk hun procedures en tijdschema's voor onderzoek, vergunningverlening, aanbesteding en uitvoering op elkaar moet worden afgestemd. Bovendien vraagt deze operatie waarschijnlijk om extra tijdelijke depots voor de bovenste laag van de grond. En tenslotte brengt de complexere uitvoering ook extra kosten met zich mee.

1.4.1 Conclusie

Het gescheiden ontgraven en bergen van grond is complex en kostbaar. Zowel gescheiden als ongescheiden ontgraven en bergen voldoen uiteindelijk aan de normen voor uitspoeling van grondwater. Het gescheiden ontgraven en bergen maakt de realisatie van HWG Lomm in samenhang met de andere Maaswerken-projecten van waar grond wordt aangevoerd bijzonder complex en kostbaar, waardoor de nagestreefde budgetneutraliteit van het project niet meer realiseerbaar is.

Daarom is er voor gekozen om uit te gaan van ongescheiden ontgraven en bergen.

Bijlage 6 Habitatrichtlijn

Aangemelde Habitattypen en soorten voor het Habitatrichtlijngebied Maasduinen (NL 1000028, gebied 43).

Belangrijkste gebied voor:

Habitatype nr.	Betreft
2310	Psammofiele heide met Struikheide en Stekelbrem
2330	Open grasland met Buntgras en struisgrassoorten op landduinen
3160	Dystrofe natuurlijke poelen en meren ("voedselarme zure vennen")
6120	Kalkminnende grasland op dorre zandbodem (<i>Prioritair habitatype</i>)
7150	Slenken in veengronden met vegetatie behorend tot het Snavelbies-verbond (hoogveen-verlanding)
91D0	Veenbossen: Berkenbos met veenmos (<i>Prioritair habitatype</i>)
Soort nr.	Betreft
1831	Drijvende waterweegbree

Verder aangemeld voor:

Habitatype nr.	Betreft
3130	Oligotrofe tot mesotrofe stilstaande wateren met vegetatie behorend tot de Overkruid-orde en of Dwergbiezen klasse ("zwak gebufferde vennen")
4010	Noord-Atlantische vochtige heide met Dophei
91E0	Alluviale bossen met Zwarte els en Es ("Elzenbroek en beekbegeleidend Vogelkers Essenbos") (<i>Prioritair habitatype</i>).

* = habitattypen die in de bijlagen van de Habitatrichtlijn als prioritair zijn aangemerkt.