



Colofon

Project:	Karakterisatie van DNAPL sites (DNAPLKAR)
Onderdeel:	Deelresultaat 2: Austerlitz Afperking bronzone met concentratiemetingen in de pluim
NOBIS-projectnummer:	95-2-10
Datum:	16 november 1999
Consortium:	NITG-TNO Ingenieursbureau 'Oranjewoud' B.V. Provincie Utrecht Provincie Noord-Brabant/Gemeente Tilburg Koninklijke Landmacht/DGW&T
Auteurs:	ir. A.H. van de Velde (The Three Engineers) ir. K.R. Weytingh (The Three Engineers) Drs. Th. M. Prins ('Oranjewoud')
Penvoerder:	NITG-TNO



Inhoudsopgave

1	Inleiding	1
1.1	Achtergrond en onderzoekskader	1
1.2	Onderzoeksopzet	1
1.3	Leeswijzer	2
2	Karakterisatiemethodiek	3
2.1	Inleiding	3
2.2	Opstellen conceptueel model	4
2.3	Concentratieingen in de pluim	6
3	Locatie Oude Postweg te Austerlitz	8
3.1	Beschrijving van de locatie	8
3.2	Bodemopbouw en geohydrologie	9
3.3	Verontreinigingssituatie (periode 1990-1997)	10
3.4	Het eerste conceptueel model	11
3.5	Geofysisch onderzoek	12
3.6	Aanpassing conceptueel model	13
4	Concentratieingen in de pluimzone	14
4.1	Inleiding	14
4.2	Uitvoering niet permanente methode	14
4.2.1	Locaties meetpunten	14
4.2.2	Resultaat sonderingen	14
4.2.3	Resultaten grondwaterbemonstering	15
4.2.4	Interpretatie resultaten	16
4.3	Herbemonstering bestaande filters	18
4.4	Uitvoering permanente meetmethode	19
4.4.1	Locatie meetpunten	19
4.4.2	Resultaten boring	19
4.4.3	Resultaten permanente meetmethode	21
4.5	Onttrekkingsproefjes	22
4.6	Definitieve conceptueel model	23
5	Evaluatie van de meettechnieken	24
5.1	Betrouwbaarheid	24
5.1.1	Niet permanente metingen	24
5.1.2	Permanente metingen	25
5.2	Uitvoeringsaspecten	26
5.2.1	Niet permanente metingen	26
5.2.2	Permanente metingen	27
6	Conclusies en aanbevelingen	30
6.1	Conclusies	30
6.2	Aanbevelingen	30
	Literatuur	32

Bijlage 1: Slagfilters Van Bijlandtstraat te Tilburg

Bijlage 2: Sondeergrafieken

Bijlage 3: Boorbeschrijvingen



Bijlage 4: Analyseresultaten

Bijlage 4.1: Analyseresultaten conesipper

Bijlage 4.2: Analyseresultaten herbemonstering

Bijlage 4.3: Analyseresultaten puls boring

Bijlage 4.4: Analyseresultaten onttrekkingsproefjes

Bijlage 5: Interpretatie analyseresultaten conesipper

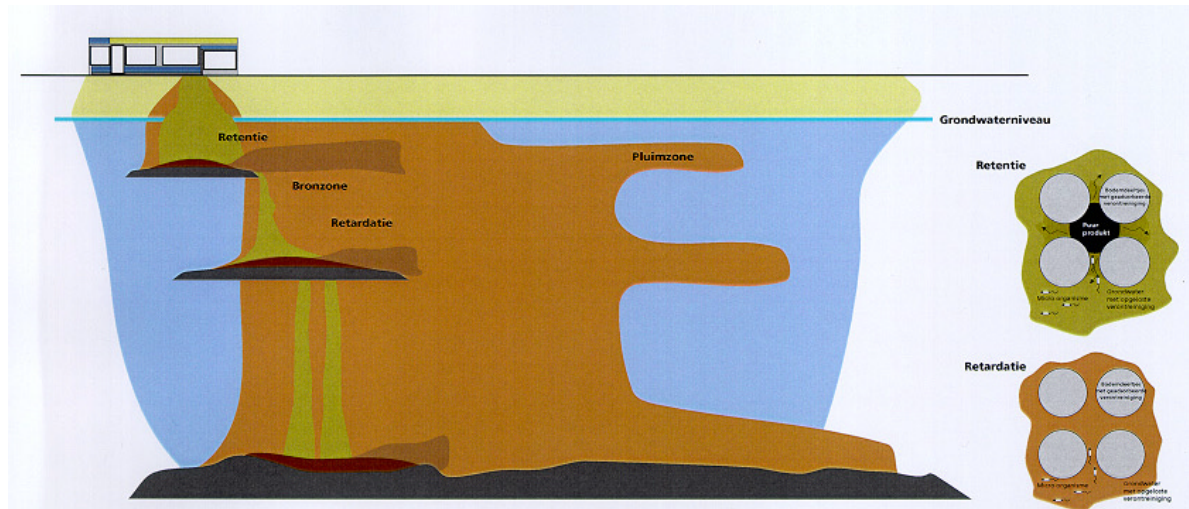
Bijlage 6: Resultaten 'divers'



1 Inleiding

1.1 Achtergrond en onderzoekskader

Op een groot aantal locaties in Nederland zijn in het verleden gechlloreerde oplosmiddelen en andere *Dense Non Aqueous Phase Liquids (DNAPLs)* in de bodem terecht gekomen. Vanwege de slechte mengbaarheid met water en de hoge dichtheid kunnen deze stoffen als een aparte vloeistoffase diep in de bodem doordringen. Hierbij blijft langs het verspreidingspad product achter in de vorm van zinklagen en als restverzadiging (zie figuur 1).



Figuur 1: DNAPL-bronzone met pluim

Het belangrijkste knelpunt voor een succesvolle sanering van een met gechlloreerde koolwaterstoffen verontreinigde bodem is de aanwezigheid van product in de ondergrond en het vaststellen van de positie van het product (de bronzone) dat grillig en op grote diepte in de bodem aanwezig kan zijn. Met de tot op heden gebruikte meet- en evaluatiemethoden kan de positie van de DNAPLs in de ondergrond niet in voldoende mate worden aangetoond. Oplossingen voor dit knelpunt worden gezocht in het kader van het door NOBIS gesubsidieerde onderzoeksproject 'Karakterisatie van DNAPL sites (DNAPLKAR)'.

Het doel van het voorliggende onderzoek is het opstellen van een karakterisatiemethodiek voor met DNAPLs verontreinigde locaties, met als uitgangspunt dat onderscheid gemaakt dient te worden tussen de bronzone (zone met puur product) en de pluim.

Het onderzoek is uitgevoerd op de locatie Oude Postweg te Austerlitz. Op deze locatie is in het verleden een metaal- en moffelbedrijf gevestigd geweest. In het grondwater is een sterke verontreiniging met tetrachlooretheen (per) aangetoond. Op 51 meter diepte is 1.900 µg/l aan per in het grondwater aangetroffen, een indicatie voor de potentiële aanwezigheid van puur product op deze diepte. Inzake de verspreiding van de verontreiniging is het van belang om te weten dat de ondergrond mogelijk bestaat uit gestuwde pleistocene formaties met scheefstelling. Mogelijk is puur product tot circa 100 m -mv. weggezakt.

1.2 Onderzoeksopzet

Op de locatie Austerlitz wordt onderzoek uitgevoerd voor het testen van methodieken ter uitkartering van de bronzone zowel vanaf het maaiveld als uit de pluim. De algemene onderzoeksopzet, zoals vastgelegd in het basisprojectplan [lit. 1], is als volgt:

I Voorbereiding



-
- a. Nadere inventarisatie van locatiegegevens.

II Identificatie geologische traps

- a. Het vastleggen van een Hoge Resolutie Seismiek (HRS)- en Georadartracé.
b. Uitvoeren van HRS en Georadar.
c. Evaluatie van de methodiek en aanzet tot protocollering.

III Afperking bronzone met sonderingen

- a. Op basis van de gegevens uit I en II worden 5 diepsonderingen gelokaliseerd ter verticale en laterale afperking van de bronzone tot circa 60 m -mv.
b. Uitvoeren van de sonderingen.
c. Evaluatie van de methodiek en aanzet tot protocollering.

IV Afperking bronzone met pulsboringen

- a. Op basis van de resultaten wordt de locatie van 2 diepe pulsboringen bepaald. Tevens wordt de filterstelling van de filters bepaald (lange of korte filters en diepte van de filters).
b. Uitvoeren van de diepe pulsboringen.
c. Evaluatie van de methodiek en aanzet tot protocollering.

In fase II zijn met behulp van geofysische technieken de sedimentologische structuren in kaart gebracht waarop puur produkt aanwezig kan zijn. Deze fase is afzonderlijk gerapporteerd [lit. 2]. In het voorliggende rapport worden de derde en vierde fase van het onderzoek gerapporteerd.

1.3 Leeswijzer

De opbouw van het rapport is als volgt.

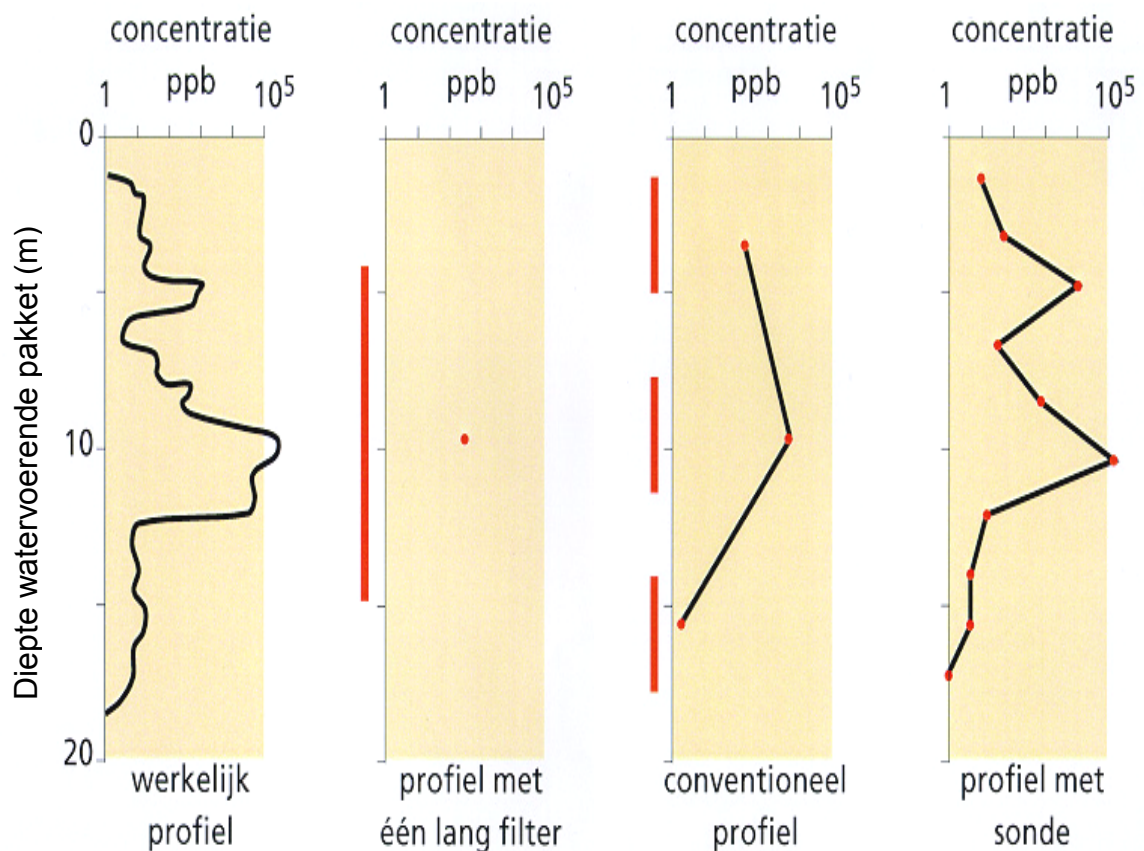
In hoofdstuk 2 wordt de karakterisatiemethodiek beschreven. Gevolgd in hoofdstuk 3 door een beschrijving van de locatie Oude Postweg te Austerlitz. Hierbij wordt aandacht besteed aan de bodemopbouw, (geo)hydrologie en de verontreinigingssituatie. In hoofdstuk 4 wordt ingegaan op de uitgevoerde concentratiemetingen in de pluimzone. De evaluatie van de meettechnieken wordt beschreven in hoofdstuk 5. Het rapport wordt tenslotte afgesloten met conclusies en aanbevelingen.



2 Karakterisatiemethodiek

2.1 Inleiding

Het in oplossing gaan van DNAPLs vanuit het puur product leidt, als gevolg van de grillige verspreiding van het puur product in de ondergrond, tot een even zo grillig concentratieverloop van de opgeloste DNAPLs in het grondwater. De aanwezigheid van puur-product-poelen in de ondergrond kan gecorreleerd worden aan de concentraties opgeloste stof in het grondwater dat met het puur product in contact is geweest. Uitgaande van een horizontale grondwaterstroming is het dan mogelijk om de aanwezigheid van puur product in de ondergrond (op geologische traps) aan te tonen door het meten van de concentraties van opgeloste DNAPLs in het grondwater stroomafwaarts van het puur product. Hoge concentraties zijn een indicatie voor het stroomopwaarts aanwezig zijn van puur product (zinklaag). Voor het opsporen van de hoge concentraties is het noodzakelijk met hoge verticale resolutie te meten (zie figuur 2).



Figuur 2: Verticale concentratieprofielen verkregen met behulp van verschillende meettechnieken [naar lit. 3]

Voor het meten met hoge verticale resolutie kunnen conventionele permanente meetmethoden als 'multi level' filters of meerdere minifilters worden gebruikt of moderne niet permanente meettechnieken als slagfilters en grondwatermonstersonderingen.

Karakteristiek voor de conventionele meetmethoden zijn het beperkt aantal monsterpunten in de verticaal per boorgang, het beschikbaar zijn van het meetpunt voor herbemonstering en de relatief lange monsternametrajecten (filterlengte).

Karakteristiek voor de niet permanente technieken zijn het veelvuldig verticaal kunnen bemonsteren per werkgang, kleine monsternametrajecten en het niet beschikbaar zijn van de meetpunten voor herbemonstering.



Vanuit het perspectief van bovenstaande karakteristieken is de niet permanente meetmethodiek beter geschikt voor het indirect lokaliseren van DNAPL bronzones door metingen in de pluimzone. Het ligt echter in de verwachting dat beide methodieken gecombineerd worden toegepast.

Doelstelling

Het indirect lokaliseren van DNAPL-bronzones vanuit de pluimzone door multiple grondwaterbemonstering in de vertikaal met niet permanente meettechnieken gecombineerd met het innovatief toepassen van conventionele boortechnieken.

Karakterisatiemethodiek

De methodiek bestaat uit de volgende werkstappen:

- 1 Opstellen conceptueel model van bodem en verontreiniging en daarin afspelende processen.
 - a Inventariseren informatie over:
 - bodemopbouw
 - geohydrologie
 - verontreiniging
 - b Combineren van bekende informatie met kennis over verspreidingsprocessen leidt tot inzicht in de potentiële verspreiding van DNAPL in de bodem. Toegespitst op:
 - inschatting infiltratiediepte
 - laterale verbreiding DNAPL
 - vorm van resulterende pluimzone
 - c Eventueel verkrijgen van minimale basisinformatie over geohydrologie en bodem. Bijvoorbeeld ondoorlatende lagen, scheefstellingen, laagdiktes etc.
- 2 Toetsen van het conceptueel model door metingen in de pluimzone
 - a Toepassen van niet permanente metingen
 - locatiekeuze meetpunten
 - uitvoering
 - interpretatie resultaten en toetsing aan conceptueel model
 - eventueel aanpassen conceptueel model en het vaststellen van ontbrekende kritische input
 - b Permanente metingen
 - locatiekeuze meetpunten
 - uitvoering
 - interpretatie resultaten en toetsing aan conceptueel model
 - c Vaststellen definitief conceptueel model

De verschillende werkstappen worden in de navolgende paragrafen nader toegelicht.

2.2 Opstellen conceptueel model

Door middel van historisch onderzoek, literatuuronderzoek, kennis over processen in de bodem en eventuele voorgaande bodemonderzoeken wordt een conceptueel model van de bodem en de daarin aanwezige verontreiniging gevormd. Voor de verspreiding van DNAPLs is met name informatie over de volgende aspecten van belang:

- bodemopbouw
- geohydrologie
- verontreiniging

Bodemopbouw

Het verspreidingspad van DNAPLs wordt beïnvloed door de bodemopbouw. De verspreiding vindt plaats door preferente banen in het bodemprofiel, bijvoorbeeld over minder doorlatende bodemlagen. Van belang voor het verspreidingsgedrag zijn derhalve de diepteligging en scheefstelling van overgangen in het bodemprofiel van goed naar minder doorlatende bodemlagen of van minder naar sterker gecompacteerd bodemlagen.

Informatie kan verkregen worden uit:

- Grondwaterkaart van Nederland
- boorbeschrijvingen (bijvoorbeeld bodemonderzoek op betreffende locaties of in omgeving)
- analyse beschikbare sondeergegevens (bijvoorbeeld in verband met bouwwerkzaamheden)



Geohydrologie

Regionale indeling watervoerende pakketten en scheidende lagen. Inschatten stromingsrichting grondwater waarbij met name aandacht dient te worden besteed aan de mogelijk optredende variatie van de stromingsrichting. Hierbij dient aandacht te worden besteed aan de volgende aspecten:

- natuurlijke variatie grondwaterstanden, raadpleeg eventueel On Line Grondwater Archief (OLGA), NITG-TNO;
- anisotropie;
- grondwateronttrekkingen;
- aanwezigheid oppervlaktewater.

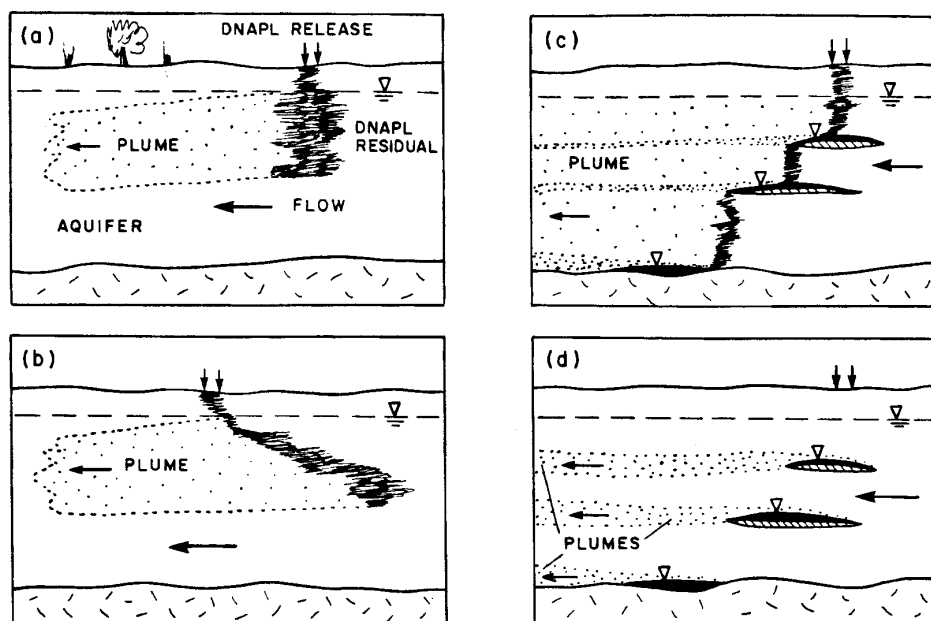
Bij de karakterisatiemethodiek van een DNAPL-verontreiniging aan de hand van gemeten concentraties in permanente meetpunten vormt het vaststellen van de stromingsrichting een belangrijk onderdeel bij de interpretatie van de te meten concentraties. Enerzijds om een voorspelling te kunnen doen omtrent de herkomst van het verontreinigde water (de bron). Anderzijds omdat bij het plaatsen van een meetpunt moet worden voorkomen dat door de bronzone heen wordt geboord. Hiervoor zal de meetlocatie op zekere afstand van de vermoedelijke bronzone moeten worden gekozen. In principe geldt dat hoe groter de afstand, hoe meer zekerheid noodzakelijk is ten aanzien van de stromingsrichting. Bij een te grote onzekerheid zijn meerdere meetlocaties noodzakelijk. Inzicht in de variatie van de doorlatendheid is van belang voor het vaststellen van de afstand tussen de benedenstrooms van de bronzone te plaatsen bemonstering en de bronlocatie zelf.

Verontreiniging

- achterhalen van gegevens met betrekking tot samenstelling product;
- inschatten van de gebruikte hoeveelheid product;
- vaststellen van de locaties waar de desbetreffende stoffen zijn gebruikt;
- onderzoek naar riool- en afvoerleidingtracés, bezinkputten of afvoerputjes.

Conceptueel model

Op basis van de verkregen informatie kan een schatting worden gemaakt van de infiltratiediepte en de horizontale verspreiding van de DNAPL. In het algemeen is alle opgedane kennis over de te onderzoeken locatie theoretisch. Uit alle theoretische kennis vormt zich een beeld tussen de oren van de adviseur: het conceptueel model van de locatie. Waar kan de bron zich bevinden en waar kan de pluim zich bevinden. De uitdaging is nu dit concept kostenbewust en doeltreffend te toetsen. In figuur 3 zijn een aantal voorbeelden van ruwe conceptuele modellen weergegeven.

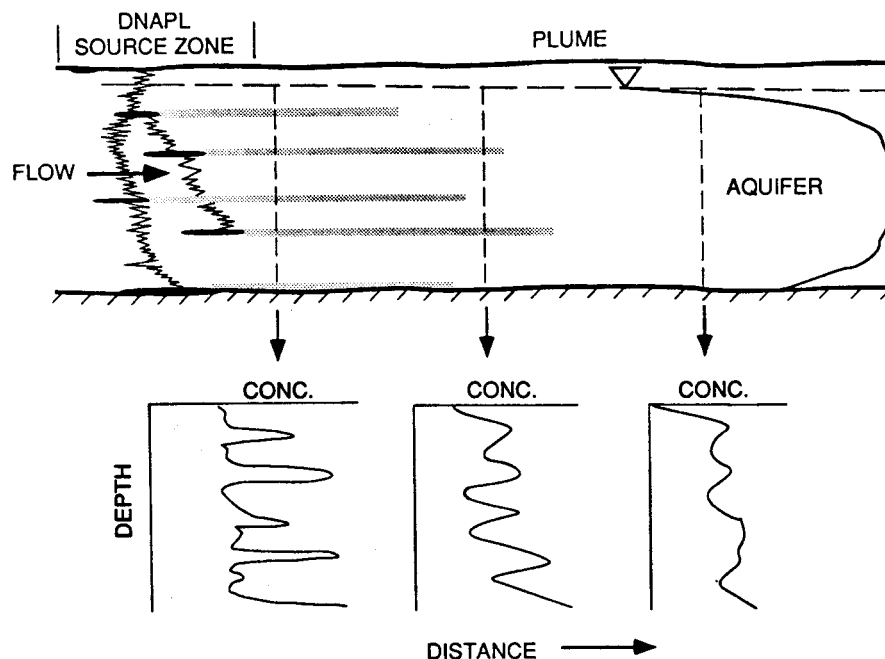


Figuur 3: Voorbeelden conceptuele modellen [lit. 4]

2.3 Concentratiemetingen in de pluim

In het algemeen kan worden gesteld dat concentraties in het grondwater boven de 10% van de verzadigingsconcentratie (voor tetrachlooretheen is de verzadigingsconcentratie 150 mg/l) een directe aanwijzing geeft op het voorkomen van DNAPL-zinklagen in de directe omgeving van het filter [lit. 4]. Het meten van concentraties boven de 10% van de verzadigingsconcentratie geeft geen duidelijkheid over de afstand van de zinklaag ten opzichte van de filters. Niet valt uit te sluiten dat bij een dergelijke concentratie reeds sprake is van een filter geplaatst in een DNAPL-zinklaag. Daarentegen kan de afstand ook tientallen meters bedragen indien verspreiding optreedt in eenduidig voorkomende goed doorlatende lagen met geringe dikte zoals bijvoorbeeld grindlagen. Dus ook de 10% waarde biedt geen zekerheid. Onzekerheid troef!

Bijkomend probleem is de filterlengte. Het verticaal concentratieprofiel stroomafwaarts van de bronzone kan naar verwachting pieken vertonen over trajecten van enkele decimeters. Dit zijn de bewuste pieken waar we naar zoeken. Lange filters kunnen tot vervaging leiden van deze pieken. Om de zaak gecompliceerder te maken komen de begrippen dispersie en diffusie hier ook nog om de hoek. Dispersie is de geohydrologische vertaling van het verticaal en lateraal uitwaaiëren van de verontreiniging. Het moet echter gezien worden als een geohydrologische knop waarbij de kwalitatieve data omtrent stoftransport ingebouwd kan worden in een kwantitatieve geohydrologisch grondwatermodel. Waarbij deze data afkomstig waren uit lange filters en daarmee dus gemiddelden waren.



Figuur 4: invloed van dispersie op de verticale concentratieverdeling in de pluim [lit. 4]

Zo is het bemonsteren van grondwater in de pluimzone met kleine verticale bemonsterings-trajectjes vanuit verschillende perspectieven interessant. Permanente meetpunten zijn met name interessant voor het signaleren van de aanwezigheid van verontreiniging en de verandering hierin in de tijd. De waarde van de meting is daarmee relatief.

Niet-permanente meetpunten

Bij concentratiemetingen door middel van niet-permanente meetpunten kan gebruik gemaakt worden van een aantal technieken:

- slagfilter (NITG-TNO), zie bijlage 1
- multi-level grondwatersampler (GeoDelft)
- Conesipper (Joustra-Geomet)



Permanente meetpunten

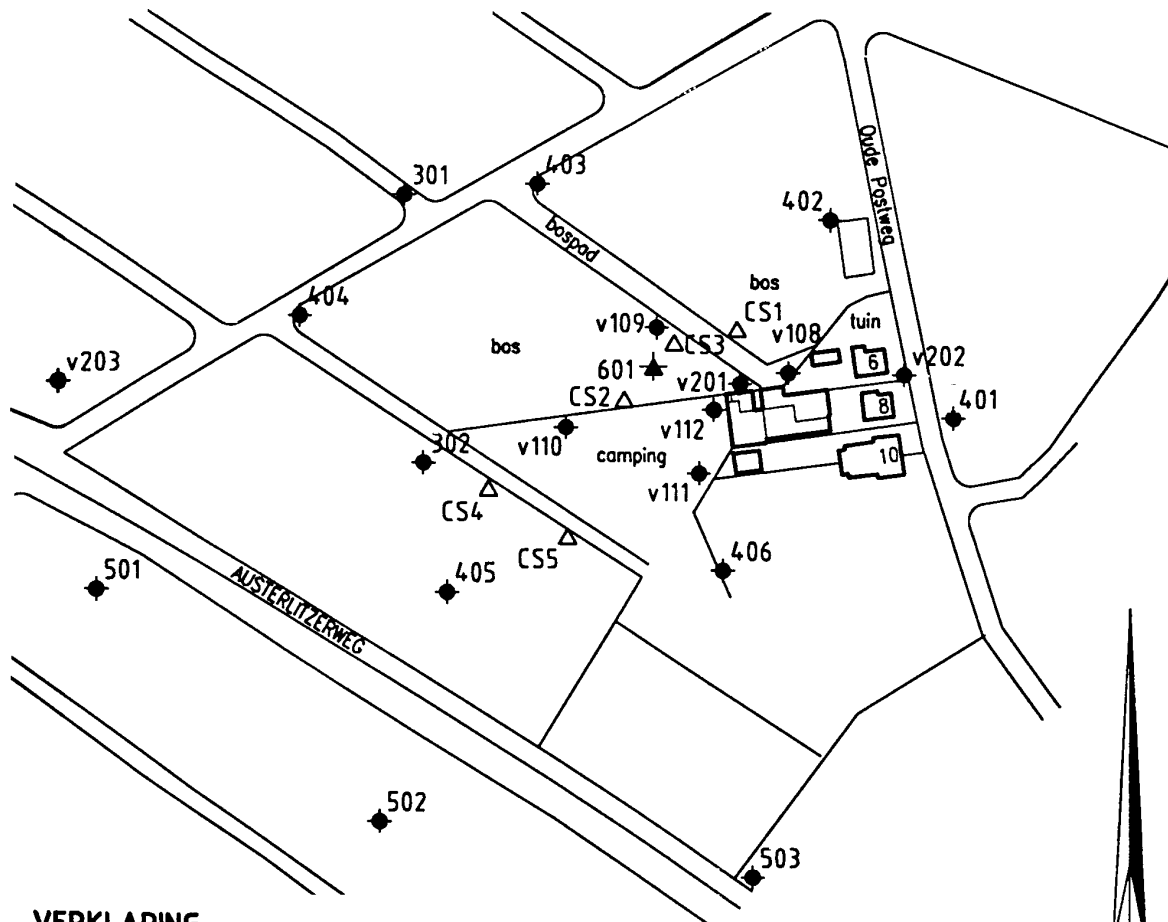
Voor concentratiemetingen met permanente meetpunten kan gebruik gemaakt worden van:

- wegdrukbare minifilters
- peilbuizen die op uiteenlopende wijze geplaatst kunnen worden

3 Locatie Oude Postweg te Austerlitz

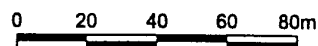
3.1 Beschrijving van de locatie

De locatie is gelegen aan de Oude Postweg te Austerlitz. De terreinindeling is weergegeven in figuur 5. Het maaiveld ter plaatse van de onderzoekslocatie ligt op circa 12,5 m +NAP.



VERKLARING:

- ★ Boring met peilbuis (Oranjewoud)
601: tot ca. 60m -mv.
- ◆ Boring met peilbuis (Iwaco)
301: tot ca. 40m -mv.
302: tot ca. 100m -mv.
401 t/m 406: tot ca. 11m -mv.
501 t/m 503: tot ca. 11m -mv.
- ◆^v Boring met peilbuis voorgaand onderzoek (Intron Bodemtech)
1: uit 1991
108 t/m 112: uit 1994
201 t/m 203: uit 1994
- ▲^{CS} Conesipperlocaties



Figuur 5: Bovernaanzicht locatie



Het onderzoeksterrein is grotendeels in beheer bij het Staatsbosbeheer. Het betreft een bosrijke omgeving, doorkruist door enkele wegen met grindverharding. Het totale oppervlak van het onderzoeksterrein omvat ca. 2 ha.

Op de locatie is in het verleden, van 1968 tot 1980, een metaal- en moffelbedrijf gevestigd geweest. De bedrijfsactiviteiten bestonden uit het moffelen, spuiten en eposteren van metalen. Uit eerder historisch onderzoek is gebleken dat voor het ontvetten van de metalen een tri-bad aanwezig is geweest. Het tri-bad is vermoedelijk periodiek geleeft in een bezinkput. De bezinkput bevindt zich binnen het bebouwde gedeelte van de onderzoekslocatie, direct naast peilbuis 201. De bezinkput, 2,7 m diep, is volgestort met afval, en aan de onderzijde open.

Vanaf 1980 tot heden zijn op de locatie bouwbedrijven en meubelmakerijen gevestigd geweest. Gegevens met betrekking tot bedrijfsactiviteiten voor 1968 ontbreken.

3.2 Bodemopbouw en geohydrologie

De regionale bodemopbouw en geohydrologie is afgeleid uit beschikbare regionale gegevens [lit.5, lit.6 en lit 7.]. Het resultaat hiervan is in onderstaande tabel schematisch weergegeven.

Tabel 1: Bodemopbouw en geohydrologie

Formatie	Geohydrologie	Veronderstelde diepte (m -mv.)		Typering
		West	Oost	
Drente	1-ste watervoerend pakket	0 – 22	0 - 24	Grove grindhoudende zanden
Urk	Uitwiggende scheidende laag, plaatselijk niet aanwezig	-	24 - 33	Grove zanden, soms met grind, op een bepaald niveau ook dikke veen- en kleilagen
Sterksel	Uitwiggende scheidende laag, plaatselijk niet aanwezig	22 – 30	33 - 48	Grove zanden en grinden met zeer plaatselijk kleilagen
Kedichem	2-de watervoerend pakket	30 – 42	-	Fijne zanden en kleien
Harderwijk	3-de watervoerend pakket	42 – 93	48 - 100	Grove zanden met zeer fijn grind
Tegelen	Scheidende laag	93 – 105	100 - 127	Kleien, zanden en grinden
Maassluis	4-de watervoerend pakket	105 – 156	127 - 178	Zanden (schelphoudend) met ingeschakelde kleilichamen

De regionale gegevens geven aan dat er grote laterale variaties in de formaties verwacht mogen worden. Op het geologisch profiel is een breuk aangegeven nabij de onderzoekslocatie. Deze breuk heeft een richting NW-ZO en is een verlengde van het peelrandbreuksysteem [lit. 5] en heeft een invloedssfeer tot ongeveer 25 m -mv. Ten westen en ten oosten van de breuk gelden verschillende formaties en diepten.

Inzake de verspreiding van de verontreiniging is het van belang om te weten dat de ondergrond mogelijk zou kunnen bestaan uit gestuwde pleistocene formaties met scheefstelling.

Regionale grondwaterstroming

De onderzoekslocatie is gelegen in een infiltratiegebied. De grondwaterstroming binnen dit gebied wordt vooral bepaald door de oostelijk gelegen Utrechtse Heuvelrug. De grondwaterstroming is zodoende westelijk gericht [lit. 7].

Naast de Utrechtse Heuvelrug zijn met name de drinkwaterwinningen van de WMN mede bepalend voor het regionale stromingsbeeld. Ten zuiden van de locatie, op een afstand van circa 3 km, bevindt zich het waterwingebied Driebergen. Ten westen van de locatie bevindt zich, op een afstand van circa 4 km, het waterwingebied Zeist.

Het onderzoeksterrein is niet gelegen binnen een grondwaterbeschermingsgebied [lit. 8].



Lokale grondwaterstroming

Uit stijghoogtemetingen uitgevoerd tijdens de verrichte bodemonderzoeken blijkt dat de grondwaterstand ter plaatse aanzienlijk kan variëren. Zo bedroeg de gemiddelde grondwaterstand op 21 juli 1995 circa N.A.P. 5,15 m terwijl deze op 12 december 1996 N.A.P. 3,55 m bedroeg. De grondwaterspiegel kan sterk variëren ten gevolge van langjarige fluctuaties in het neerslagoverschot. Hieronder wordt verstaan de afwisseling van reeksen van relatief natte en droge jaren, ten gevolge van jaarlijkse seizoensinvloeden en ten gevolge van korte, onregelmatig optredende regenachtige en droge perioden.

Daarnaast blijkt dat in de diverse bodemonderzoeken sprake is van een niet eenduidige stromingsrichting van het grondwater. In het algemeen geldt een westelijke stromingsrichting waarbij echter een variatie tussen een noordwestelijke tot zuid-zuidwestelijke richting optreedt. Mogelijk wordt de onduidelijkheid in stromingsrichting veroorzaakt door de sterke fluctuaties van de grondwaterstanden.

Op basis van de gemeten stijghoogteverschillen in de diverse pakketten lijkt op de locatie, met betrekking tot de verticale grondwaterstroming, sprake te zijn van een nagenoeg stationaire situatie. Regionaal en lokaal is er sprake van een infiltratiesituatie.

3.3 Verontreinigingssituatie (periode 1990-1997)

In opdracht van de Provincie Utrecht zijn in de periode 1990 tot 1995 een aantal bodemonderzoeken uitgevoerd. Een overzicht van deze onderzoeken is gegeven in tabel 2.

Tabel 2: Overzicht uitgevoerde bodemonderzoeken

Titel onderzoek	Onderzoeksbureau	Datum
Oriënterend onderzoek [lit. 9]	D.H.V.	September 1990
Nader bodemonderzoek, eerste fase [lit. 10]	Intron-Bodemtech	April 1994
Nader bodemonderzoek, tweede fase [lit. 11]	IWACO	Januari 1995
Nader bodemonderzoek, derde fase [lit. 12]	IWACO	Mei 1997

Tijdens het *oriënterend onderzoek* zijn in een slibmonster, genomen uit de bezinkput, sterk verhoogde gehalten aan koper, lood, arseen en tetrachlooretheen (per) aangetoond. In de directe nabijheid van de bezinkput zijn in het grondwater van peilbuis 1, met een filterstelling van 9,0 - 11,0 m -mv., sterk verhoogde gehalten aan benzeen (500 µg/l), trichlooretheen (900 µg/l) en tetrachlooretheen (20.000 resp. 300.000 µg/l) aangetoond.

Tijdens de eerste, tweede en derde fase van de uitgevoerde *nadere onderzoeken* is met name meer inzicht verkregen in de mate en omvang van de per-verontreiniging.

Uit de *eerste fase* van het onderzoek blijkt dat, ter plaatse van de bezinkput, het grondwater in peilbuis 201, filterstelling 51,0 - 52,0 m -mv., een nog sterk verhoogd gehalte (1.900 µg/l) aan per en een licht verhoogd gehalte aan tri (3,1 µg/l) bevat. Het gehalte aan benzeen is reeds op een diepte van 24 - 25 m -mv. niet meer in verhoogde gehalten aantoonbaar. Vervolgens zijn in de *tweede fase* een viertal hypothesen uitgewerkt waarlangs de grondwaterverontreiniging zich verder verspreid kan hebben. In de *derde fase* van het nader onderzoek is aanvullend onderzoek verricht naar de grondwaterverontreiniging op basis van een aangenomen hypothese. Hierbij wordt gesteld dat de verontreiniging in opgeloste en in pure vorm in de bodem is gekomen en zich daarbij verspreid kan hebben tot een maximale diepte van 40 tot circa 87 m -NAP. In horizontale richting wordt hierbij een maximale verspreiding van 350 m verwacht.

Uit de resultaten van de derde fase blijkt dat de verspreiding van de grondwaterverontreiniging, in horizontale richting, voor het ondiepe grondwater (10 -11 m -mv.) is vastgesteld. In verticale richting zijn in het grondwater geen verhoogde gehalten aan per aangetoond (pb 302; filterstellingen resp. 47-48, 57-58, 78-79 en 114-115 m -mv.).



Uit de stijghoogtemetingen blijkt dat de lokale stromingsrichting van het eerste watervoerende pakket noordwestelijk gericht is. De regionale stromingsrichting zou hier meer westelijk gericht zijn.

Biologische afbraak

De grondwatermonsters die geanalyseerd zijn op vluchtige gechloreerde koolwaterstoffen vertonen hoofdzakelijk licht tot sterk verhoogde gehalten aan tetrachlooretheen en licht verhoogde gehalten aan trichlooretheen. Onder anaërobe omstandigheden is het zeer goed mogelijk dat tetrachlooretheen wordt afgebroken tot b.v. etheen. Indien deze afbraak zou optreden zou dit kunnen blijken uit verhoogde gehalten van andere componenten uit de reeks van geanalyseerde vluchtige chloorkoolwaterstoffen, zoals b.v. dichlooretheen (cis, trans). De analysesresultaten duiden niet op enig optreden van biologische afbraak van tetrachlooretheen.

Verspreidingsnelheid verontreiniging

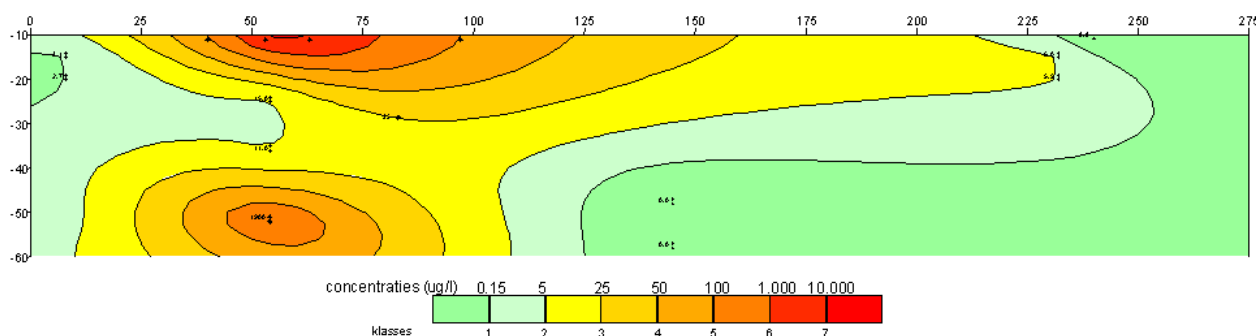
In voorgaande rapportage is bij de bepaling van de verspreidingsrisico's uitgegaan van een retardatiefactor die was gebaseerd op een geschat organisch koolstofgehalte in de bodem van 1,5%. Deze schatting is analytisch (organisch stof of organisch koolstof) niet onderbouwd. Mede gezien de diepte waarop de verontreiniging zich bevindt en het feit dat de watervoerende laag (grof) zandig en grindhoudend is waarbij geen aanwijzingen op het voorkomen van klei- en veenlagen aanwezig zijn, lijkt het aannemelijk dat het organische stofgehalte lager is. Het is daarom niet waarschijnlijk dat sorptie-effecten optreden van de verontreiniging aan de bodem.

In dit geval is de verspreidingsnelheid van de verontreiniging dus gelijk aan de grondwaterstromingsnelheid oftewel circa 20 à 25 m/jaar. Uitgaande van een verontreinigingsperiode van circa 20 tot 30 jaar kan de verontreiniging dan verwacht worden op 400 tot 600 meter stroomafwaarts. Belangrijk aspect hierbij is de duur van indringing door de onverzadigde zone.

3.4 Het eerste conceptueel model

Gezien de periode waarover op de locatie het metaal- en moffelbedrijf gevestigd is geweest, van 1968 tot 1980, wordt de ouderdom van de verontreiniging geschat op maximaal 30 jaar. Uit de historische informatie blijkt dat het tri-bad voor het ontvetten van metalen periodiek zou zijn gelegd in de bezinkput. Meer specifieke gegevens over het verbruik van tri of per zijn onbekend. De in de bodem geloosde hoeveelheid tri of per is derhalve niet meer te achterhalen.

Op basis van de verzamelde analysesresultaten is een interpolatie gemaakt van de grondwaterverontreiniging met behulp van het softwarepakket 'Surfer'. Zowel de horizontale als verticale verspreiding is op deze wijze in beeld gebracht. In figuur 6 is een dwarsprofiel opgenomen.



Figuur 6: Dwarsprofiel verontreinigingssituatie



De afperking van de bronzone, in horizontale en verticale richting, is door onvoldoende informatie over de grondwaterstromingsrichting en de beperkte dichtheid van het aantal, horizontale en verticale, waarnemingspunten nog niet mogelijk.

In de eerste fase van het nader onderzoek is in het vermoedelijke brongebied, ter plaatse van peilbuis 201, op een diepte van 51 - 52 m -mv. een gehalte van 1.900 µg/l aan tetrachlooretheen in het grondwater aangetoond. Het feit dat verhoogde gehalten aan per gemeten zijn op een diepte van circa 50 m -mv., gecombineerd met de sterk verhoogde gehalten in het ondiepe grondwater, duidt erop dat puur product in de bodem terecht moet zijn gekomen, dat zich naar diepere bodemlagen heeft verplaatst.

Door lozing van per, in pure vorm, ontstaat een retentiezone bestaande uit een residuair spoor met zinklagen die voorkomen op slecht doorlatende bodemlagen of op overgangen als gevolg van sterk wisselende pakingsdichtheden. Op de locatie Austerlitz kan het puur product zich naar verwachting tot maximaal circa 100 m -mv. (scheidende laag) verspreid hebben

Dat verspreiding tot 100 m -mv. niet ondenkbeeldig is wordt geïllustreerd m.b.v. het volgende rekenvoorbeeld:

Stel dat het puur product verticaal, tot op een diepte van 100 m, is weggezakt binnen een oppervlakte van 5 x 5 m onder de bezinkput. Dan is er in een bodemvolume van 2.500 m³, een restverzadiging aan puur product achtergebleven (een z.g. retentiezone) in een gedeelte van de bodemporiën. Stel dat deze restverzadiging 1% bedraagt van het porievolume. Bij een porositeit van 0,3 komt dit neer op 2.500 x 0,3 x 0,01 = 7.500 liter per! Uitgaande van de 12 jaren waarover het metaal- moffelbedrijf in bedrijf is geweest zou dit neerkomen op een lozing van 625 l/jaar in de bezinkput.

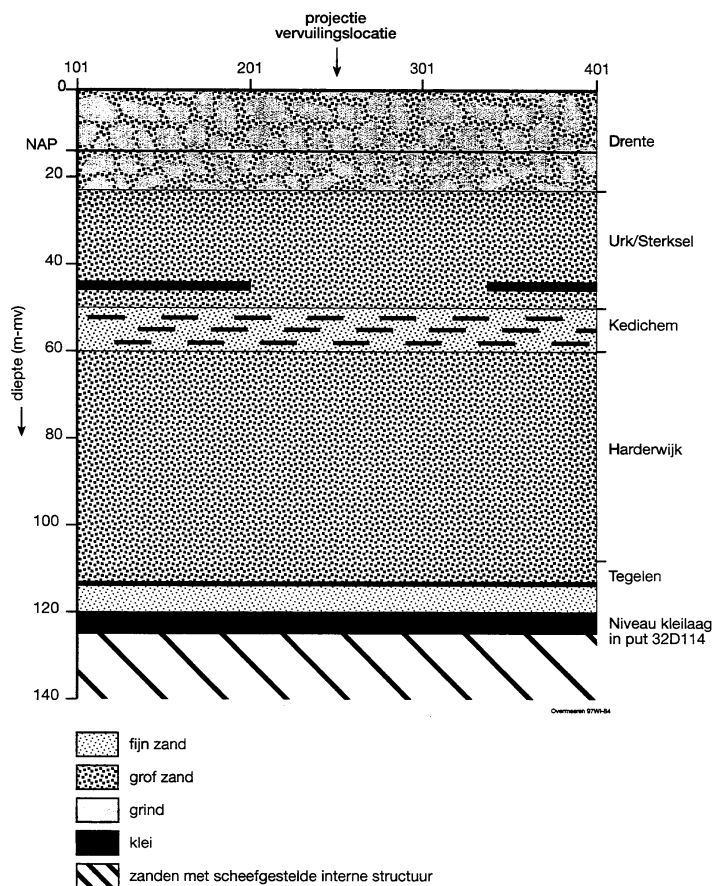
Als gevolg van mogelijke scheefstelling in de ondergrond kan het puur product zich lateraal verspreid hebben. De richting van de scheefstelling is echter onbekend. Aangezien dit een grote onzekerheid is in het conceptueel model is ter detaillering van de bodemopbouw een geofysisch onderzoek uitgevoerd.

3.5 Geofysisch onderzoek

Op en rond de verontreinigde locatie te Austerlitz zijn hoge resolutie geofysische metingen uitgevoerd om de opbouw van de ondergrond gedetailleerd in kaart te brengen. De toegepaste geofysische methoden zijn georadar (Ground Penetrating Radar of GPR) en hoge resolutie seismiek (HRS). Deze methoden zijn complementair. Georadar kijkt (onder gunstige omstandigheden) maximaal 40 m diep, terwijl HRS informatie geeft vanaf een diepte van 20 à 30 m. Beide methoden leveren afbeeldingen van de ondergrond in continue secties met lateraal een grote resolutie. Voor een uitgebreide beschrijving van het geofysisch onderzoek wordt verwezen naar de rapportage 'Geofysisch onderzoek te Austerlitz' [lit. 2]. In het onderstaande zijn in het kort de belangrijkste resultaten weergegeven. De opbouw van de ondergrond is schematisch weergegeven in figuur 7.

In tegenstelling tot de verwachte gestuwde opbouw van de bodem in het onderzochte gebied bij Austerlitz, bleek uit het, als eerste uitgevoerde, georadaronderzoek dat de gelaagdheid subhorizontaal is. Het reflectiepatroon is kenmerkend voor spoelzandwaaierafzettingen (sand). De uit de radarmetingen afgeleide diepte tot de grondwaterspiegel bedraagt 8-12 m -mv. en lag daarmee gemiddeld ook dieper dan verwacht. De georadarsecties laten zien dat er over het gehele waargenomen dieptebereik (tot 10 à 15 m -mv.) geen slecht doorlatende klei- of leemlagen met enige continuïteit aanwezig zijn.

De horizontale opbouw van de ondergrond blijkt ook uit de diepere, seismische verkenning. Uit de HRS-sectie, die informatie geeft vanaf een diepte van ongeveer 20 m, komen duidelijke horizontale reflectoren naar voren op dieptes van ongeveer 45 m en 120 m. De ondiepere reflectie vertegenwoordigt mogelijk een leem- of kleilaag in de Urk/Sterksel Formatie. In de directe omgeving van de verontreinigingsbron lijkt een erosiegeul te zijn gevormd en ontbreekt deze reflector.



Figuur 7: Schematische opbouw van de ondergrond

3.6 Aanpassing conceptueel model

De ondergrond op en rond de verontreinigingslocatie te Austerlitz wordt gekarakteriseerd door een horizontale laagopbouw, die grotendeels uit zand en grind bestaat en waarin slecht doorlatende afzettingen met enige laterale verbreiding ontbreken. Het bovenste deel van dit pakket, tot circa 22 m –mv., bestaat uit een afwisseling van fijn en grof zand. Hieronder bevindt zich een grofzandige laag. Op het traject 45-60 m –mv. bevindt zich een niet continue kleilaag met daaronder 10 m fijn zand met kleilaagjes. Tot 120 m –mv. is vervolgens grof zand aanwezig met op 120 m –mv. de eerste continue ondoorlatende laag.

Bij een dergelijke bodemopbouw kan een in de bodem lekkende DNAPL infiltreren en grotendeels verticaal migreren tot circa 120 m diepte. Op kleinere schaal is het mogelijk dat de DNAPL zal uitsmeren in de eerste laag (overgangen van grof naar fijn zand) en over de meer weerstand biedende leem- of kleilagen in het traject tussen 45 en 60 m -mv. Deze laagjes hebben echter een zeer beperkte laterale afmeting (ca. 10 à 15 m), zodat de DNAPL aan de rand verder naar beneden kan migreren. De verticale verspreiding van de in de bodem gelekte DNAPL zal zich daarom, afhankelijk van de vrijgekomen hoeveelheid, hebben kunnen voortzetten tot de scheidende laag op grotere diepte.

Indien echter puur product tot op deze diepte is weggezakt, zal in ieder geval puur product achter gebleven zijn in de eerste laag tot circa 22 m –mv. en op de kleilagen tussen 45 en 60 m -mv. Hetgeen dan ook terug te zien moet zijn in de concentratiemetingen op deze dieptes.



4 Concentratiemetingen in de pluimzone

4.1 Inleiding

Op basis van het conceptueel model dat gevormd is zijn er drie bodemlagen waar eventueel zinklagen aanwezig kunnen zijn. Bovenin de zandige laag kan op overgangen tussen grof en fijn zand puur product achter blijven. In de laag van 45 tot 60 m -mv. kunnen kleine zinklaagjes aanwezig zijn op kleilagen. Bij een grote hoeveelheid vrijgekomen puur product kan een zinklaag ontstaan zijn op de continue scheidende laag op 120 m -mv.

Uitgaande van een toepassingsgebied van de grondwatermonstersonde tot 60 meter wordt allereerst nagegaan of in de eerste bodemlaag en in de bodemlaag van 45 tot 60 m -mv. puur product aanwezig is. De activiteiten bestaan in dit onderzoek allereerst uit het plaatsen van 5 sonderingen op basis waarvan inzicht wordt verkregen in de lokale bodemopbouw. Vervolgens worden met een grondwatermonstersonde op meerdere plaatsen langs de verticaal grondwatermonsters genomen. Hierbij is het conceptueel model aangevuld met de sondeergevens bepalend voor de bemonsteringstrajecten.

Vervolgens worden op basis van de resultaten van de niet permanente metingen de permanente meetpunten geplaatst. Indien in het traject van 45 tot 60 meter puur product aanwezig is worden de permanente meetpunten aangebracht in het traject van 60 tot 120 meter.

4.2 Uitvoering niet permanente methode

4.2.1 Locaties meetpunten

De sonderingen zijn uitgevoerd aan de hand van een boorplan waarbij 5 locaties waren geprojecteerd in een halve cirkel om de bronzone. Hierbij is afgeweken van de oorspronkelijke opzet waarbij uitgegaan was van een raai met meetpunten loodrecht op de verwachte stromingsrichting van het grondwater. In voorgaande rapportages is aangegeven dat de stromingsrichting van het grondwater varieert met de diepte. De stroming in het eerste en tweede watervoerend pakket is overwegend westelijk tot noordwestelijk gericht waarbij de stroming in het derde en vierde watervoerend pakket meer zuidwestelijk is gericht. In verband met de verwachte maximale bemonsteringsdiepte met de conesipper (60 m -mv.), is de raai geprojecteerd in een halve cirkel om de bronzone. De locaties van de sonderingen/meervoudige grondwaterbemonsteringen (CS-1 t/m -5) en peilbuizen uit eerdere onderzoeken zijn weergegeven in figuur 5.

Tijdens het uitzetten van de locaties is voor de plaatsing van de sonderingen en de meervoudige grondwaterbemonsteringen op twee plaatsen afgeweken van het oorspronkelijke half-cirkelvormig boorplan. De beheerder van de minicamping verleende namelijk geen toestemming voor het betreden van dit terrein. Locaties CS4 en CS5 zijn derhalve in zuid-zuidwestelijke richting verplaatst naar de, aan de minicamping grenzende, onverharde weg.

4.2.2 Resultaat sonderingen

Ten behoeve van de bodemkarakterisatie heeft de firma Joustra Geomet B.V. vijf sonderingen geplaatst. De resultaten van deze sonderingen zijn weergegeven in bijlage 2. Vanwege het bereiken van het maximale tonnage waarmee de sonde belast kon worden zijn de sonderingen afgebroken op een diepte variërend van 41 tot 48 m -mv. Om beïnvloeding van de verspreiding van de verontreiniging, als gevolg van de sonderingen, te voorkomen zijn deze beëindigd met een cement-bentonietspoeling.

Uit de sonderingen blijkt dat de bodem overwegend is opgebouwd uit een matig fijn tot grof zandpakket. In de bovengrond is de bodem duidelijk afwijkend van samenstelling; humeus en siltig. Over het dieptetraject zijn plaatselijk toenemende siltige tot lemige fracties waarneembaar (sliblensjes).

In alle sonderingen worden vanaf een diepte van circa 19 m -mv. sterk gecompacteerd zandlagen (conusweerstand hoger dan 30 Mpa) aangetroffen met een beperkte dikte.



In 2 sonderingen (1 en 3) zijn in het dieptetraject van 29 tot 39 m -mv. sterk gecompacteerd zandlagen aanwezig met een dikte van 6 à 8 m.

Toetsing conceptueel model

Uit de rapportage van het geofysisch onderzoek blijkt dat een scheidende laag op circa 45 m -mv. plaatselijk afwezig is. Van de sonderingen 1, 2 en 3, in de directe omgeving van het brongebied, is alleen sondering 1 doorgezet tot een diepte van 48 m -mv. Hieruit blijkt dat in het brongebied, op een diepte van 45 tot 48 m -mv., niet direct sprake is van het voorkomen van een afsluitende laag. Bij sondering 04, wat verder buiten het brongebied, is wel duidelijk sprake van een slecht doorlatende laag (kleilens) op 45,5 tot 46 m -mv. Deze bevindingen komen overeen met de boorbeschrijving van de nabijgelegen locatie 302 en het geofysische beeld.

In het bovenste pakket worden sterk gecompacteerd zandlagen en sliables geconstateerd.

De resultaten van de sonderingen komen goed overeen met het gevormde conceptuele model. Vanwege het afbreken van de sonderingen op circa 45 m diepte, heeft er geen verificatie van de aanwezigheid van kleilagen in het traject tussen 45 en 60 m -mv. plaatsgevonden.

Bemonsteringsstrategie

Op basis van de sondeergrafieken is een bemonsteringsstrategie bepaald voor het inzetten van de 'conesipper'. Uit de sondeercurves konden, in de directe omgeving van het vermoedelijke brongebied, *geen* slecht doorlatende lagen worden afgeleid waarbij sprake zou kunnen zijn van het voorkomen van zinklagen met puur produkt. *Wel* is er sprake van een sterk wisselende pakkingsdichtheid binnen eenzelfde bodemlaag die mogelijk bepalend is geweest voor de verspreiding van puur produkt. Aangezien de maximale sondeerdiepte ontoereikend bleek te zijn voor het vaststellen van de kleilaagjes vanaf 45 m -mv. is de bemonsteringsstrategie afgestemd op de lagen met sterk wisselende pakkingsdichtheden. Hierbij zijn de monsters geselecteerd op dieptes juist boven en/of onder piekwaarden in de conusweerstand. De geselecteerde diepten zijn per conesipperlocatie weergegeven in bijlage 4.

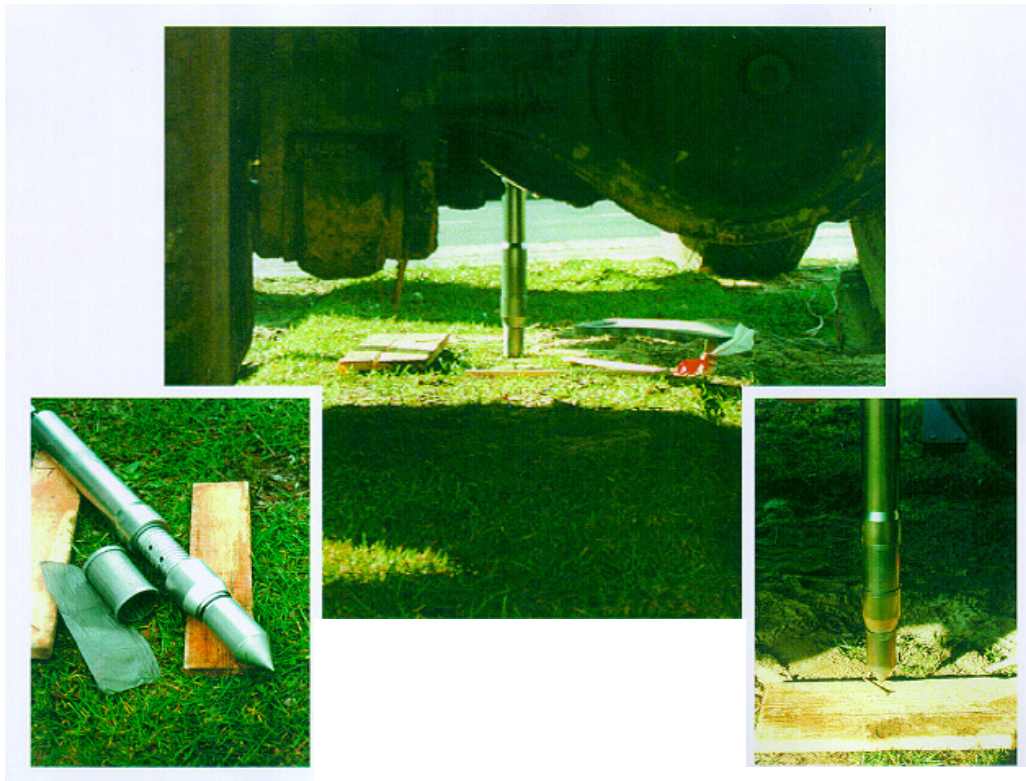
4.2.3 Resultaten grondwaterbemonstering

De meervoudige grondwaterbemonstering is uitgevoerd met behulp van de 'conesipper' van de firma Joustra Geomet B.V. (zie figuur 8). De conesipper bevat een monsternamenkamer in een roestvrij stalen behuizing, die met behulp van een sondeerwagen op een bepaalde diepte gebracht kan worden. Door middel van onderdruk vult de monsternamenkamer zich met 90 ml grondwater, waarna het monster met behulp van stikstof, van de geselecteerde diepte, omhoog wordt gebracht.

Met deze Conesipper zijn, in de directe nabijheid van de sonderingen, op 5 locaties (nrs. CS1 t/m CS5; zie figuur 5) meervoudige grondwaterbemonsteringen uitgevoerd vanaf het actuele grondwaterniveau tot circa 28 m -mv. In tegenstelling tot wat vooraf werd aangenomen bleek het niet mogelijk de meervoudige grondwaterbemonstering door te zetten tot een diepte van 60 m -mv. Als gevolg van de verbreding van de sonde, ter plaatse van de filterkamer, wordt het werkgebied van de conesipper beperkt. Daarnaast kan het voorkomen van grindlagen en stenen in de ondergrond het dieptebereik van de sonde sterk negatief beïnvloeden.

Met de conesipper zijn in het totaal 109 grondwaterbemonsteringen uitgevoerd. Het merendeel van de bemonsteringen is in duplo uitgevoerd ter verificatie van de betrouwbaarheid van de metingen. Op de betrouwbaarheid wordt teruggekomen in paragraaf 5.1. De grondwatermonsters zijn geanalyseerd door het 'Sterlab'-laboratorium van Analytico Milieuservices B.V. te Barneveld. Bij de analyse van de grondwatermonsters is alleen aandacht besteed aan vluchtige chloorkoolwaterstoffen, omdat deze de voornaamste verontreiniging vertegenwoordigen.

De individuele analysegegevens zijn opgenomen in bijlage 4.1. De analyseresultaten van de conesipper metingen zijn in figuur 8 verwerkt tot concentratieprofielen als functie van de diepte. Hierbij is gekozen voor een weergave van de werkelijk gemeten concentraties in de x-as in plaats van de logaritmes ervan. Hoewel de assen hierdoor een verschillende schaal hebben gaat het in eerste instantie om een weergave van de verdeling van de verontreiniging over het bodemprofiel en niet zozeer om een vergelijking tussen de absolute gehalten.



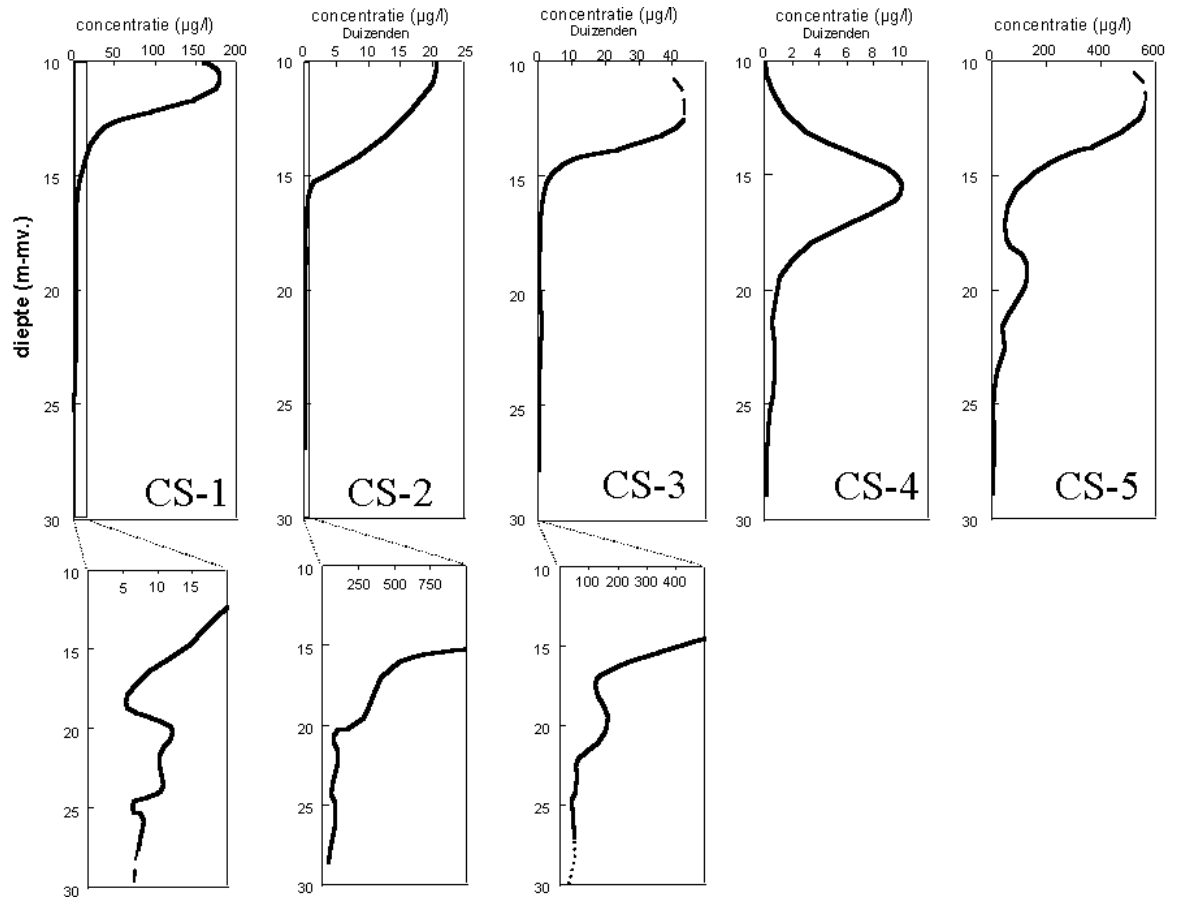
Figuur 8: Sondeerwagen met conesipper

4.2.4 Interpretatie resultaten

De maximale sondeerdiepte waarbij met deze methode grondwatermonsters konden worden genomen varieerde van 26 tot 28,5 m -mv. In alle monsters zijn licht tot sterk verhoogde gehalten aan tetrachlooretheen aangetoond. Ten opzichte van de bronzone strekt de verontreiniging zich in *horizontale* richting met name uit in westelijke richting. In *verticale* richting zijn ter plaatse van locaties CS2, CS3 en CS4 tot op een diepte van 28,5 m -mv., nog sterk verhoogde gehalten aan tetrachlooretheen aangetoond. Op basis van de sondeergrafieken is een monsternamestrategie bepaald waarbij met name rekening is gehouden met een zich wijzigende bodemsamenstelling en met verschillen in pakkingsdichtheden binnen een gelijksoortige bodemlaag.

De onderzoeksresultaten wijzen op een verontreinigingssituatie waarbij de grootste vuilvracht aan tetrachlooretheen zich in de top van het eerste watervoerend pakket bevindt. De sterkst verhoogde gehalten aan tetrachlooretheen zijn aangetoond in het freatisch grondwater van het eerste watervoerende pakket. Het betreft hier concentraties van respectievelijk 21.000 µg/l (CS2; 12,5 m -mv.), 44.000 µg/l (CS3; 12,5 m -mv.) en 10.000 µg/l (CS4; 15,5 m -mv.). De concentraties nemen af met de diepte. De concentraties gemeten op einddiepte met de conesipper variëren tussen 7,5 µg/l (CS1) en 570 µg/l (CS4). In figuur 9 zijn de analyseresultaten van de locaties, CS-1 t/m/ CS-5, uitgezet voor de dieptetrajecten waarover de meervoudige grondwaterbemonsteringen zijn toegepast.

Opvallend in de resultaten zijn de gemeten pieken. Vooral in CS2, 3 en 4 is dit fenomeen te zien. In CS2 wordt op 10,5 m –mv. 21.000 µg/l per gemeten, 4 meter lager een concentratie van 7.500 (afname van 60%) en nog een meter lager 1.200 µg/l (afname van 95%). In CS3 is het verschijnsel nog sterker. Op 12,5 m –mv. wordt 44.000 µg/l per gemeten, 2 meter dieper nog slechts 1.650 µg/l (afname van 95%). In CS4 zien we een toename gevolgd door een afname. Op 11 m –mv. wordt 47 µg/l gemeten, 4,5 meter dieper wordt 10.000 µg/l gemeten (200 x zoveel). Nog weer een meter dieper is alweer een reductie zichtbaar tot 2.150 µg/l (afname van 80%).

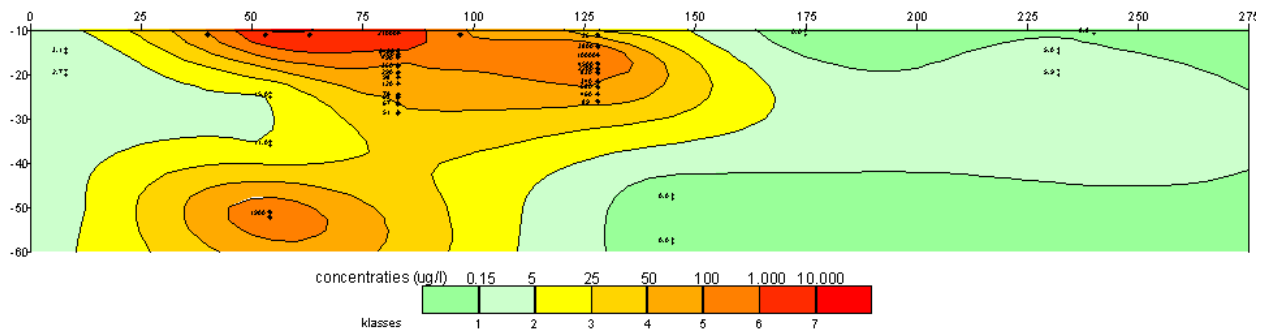


Figuur 9: Concentratieprofielen conesipperlocaties 1 t/m 5

De resultaten sluiten aan op de verwachting dat in het bovenste pakket zinklaagjes (residuaire zones) aanwezig zijn. Klaarblijkelijk met name bovenin het pakket, hetgeen wijst op mogelijke uitputting van de bron.

Toetsing conceptueel model

Op dit moment wijzen de onderzoeksresultaten op een verontreinigingssituatie waarbij de grootste vuilvracht aan tetrachlooretheen zich in de bovenste grondwaterlagen bevindt. Op basis van alle verzamelde analysesresultaten is een interpolatie gemaakt van de grondwaterverontreiniging met behulp van het software pakket 'Surfer'. Een dwarsprofiel is weergegeven in figuur 10.



Figuur 10: dwarsprofiel verontreinigingssituatie



De concentraties nemen af met de diepte. In de metingen met de bemonsteringssonde worden pieken geconstateerd boven in het eerste pakket. In dit pakket wisselen zandige texturen elkaar af. De resultaten wijzen op puur product boven in de laag. Op de scheiding tussen verschillende korrelstructuren is residuair product achtergebleven dat de bron vormt van een grondwaterverontreiniging. In de grofzandige laag onder het eerste pakket zijn variaties in pakkingsdichtheid en sliblaagjes aangetoond. Met de sonderingen is tevens de discontinuïteit van de kleilaag op circa 45 m –mv. bevestigd.

Uit het bovenstaande ontstaat het beeld van een puur product verspreiding die stopt in het bovenste pakket op een diepte van circa 15 m –mv. Indien de verspreiding zich in dit pakket had doorgezet waren er tevens 'pieken' in de metingen tot circa 19 m –mv. geconstateerd. Indien de pure DNAPL daar toch doorheen was gemigreerd, waren naar alle waarschijnlijkheid pieken in de daaronder gelegen grofzandige laag geconstateerd boven sterk gepakte lagen of slechter doorlatende heterogeniteiten. Deze pieken zijn met de niet permanente metingen tot een diepte van 29 m –mv. niet aangetoond.

Het feit dat in eerder onderzoek 1.900 µg/l per is gemeten op een diepte van ca. 50 m -mv. wordt dan niet veroorzaakt door de aanwezigheid van puur product in de vorm van zinklagen op deze diepte. Het voorkomen van een sterk verhoogde concentratie op deze diepte dient dan anders verklaard te worden. Mogelijke oorzaken zijn:

- contaminatie tijdens het uitvoeren van de boorwerkzaamheden;
- permeatie van de stijgbuis in de bronzone;
- lekkage ter plaatse van de verbindingen tussen stijpbuizen

Of contaminatie tijdens het uitvoeren van de boorwerkzaamheden heeft plaatsgevonden is achteraf moeilijk aan te tonen. Mogelijke aanwijzingen voor contaminatie kunnen worden verkregen uit het verloop van de concentraties. De voorgaande hypothese zal in het vervolg onderzoek getoetst moeten worden.

4.3 Herbemonstering bestaande filters

In juli 1998 heeft een herbemonstering van het grondwater uit een aantal bestaande peilbuizen met filters dieper dan 20 m -mv. plaatsgevonden. De analyseresultaten zijn opgenomen in bijlage 3. In tabel 3 is een overzicht gegeven van de bemonsterde filters, de gemeten concentraties per, en de voorgaande analyseresultaten.

Tabel 3: analyseresultaten herbemonstering

Peilbuis	Filter (m –mv.)	Tetrachlooretheen (µg/l)	Tetrachlooretheen (µg/l)
201	24-25	260	15 (sept. '94)
201	35-36	16	11 (sept. '94)
201	51-52	47	1.900 (sept. '94)
301	27,7-28,7	<0,10	<d (mei '96)
301	47,5-48,5	<0,10	<d (mei '96)
302	47-48	2,8	<d (mei '96)
302	57-58	2,4	<d (mei '96)
302	78-79	<0,10	<d (mei '96)
302	114-115	0,11	<d (mei '96)

Uit de analyseresultaten blijkt dat de concentratie in het filter van 51-52 m -mv. van peilbuis 201 zeer sterk is afgenomen. Verder worden in drie van de vier filters van peilbuis 302 (circa 90 meter stroomafwaarts van de bron) licht verhoogde gehalten gemeten.

Toetsing conceptueel model

De concentratieafname in het diepste filter van pb 201, van 1.900 µg/l in 1994 tot 47 µg/l in 1999, vormt een aanwijzing dat contaminatie tijdens het uitvoeren van de boorwerkzaamheden van pb 201 heeft plaatsgevonden. Ook de concentratietoename in de bovenste twee filters van pb 302 kan hiermee verklaard worden.



Boring 201 is verricht in augustus 1994 en boring 302 is verricht in maart 1996. Tijdens de eerste bemonsteringsronde uitgevoerd in mei 1996 zijn in het grondwater van pb 302 geen verhoogde concentraties aan tetrachlooretheen aangetoond. Uit de herbemonstering van juli 1998 blijkt dat in de ondiepste filters van pb 302 (47,0-48,0 m -mv. en 57,0-58,0 m -mv.) licht verhoogde concentraties (respectievelijk 2,8 en 2,4 $\mu\text{g/l}$) zijn aangetoond. De afstand tussen pb 201 en pb 302 bedraagt ruim 90 meter. Uitgaande van een stromingssnelheid van het grondwater van circa 25 m/jaar en conservatief transport van de verontreiniging in het watervoerend pakket is het mogelijk dat de verontreiniging ter plaatse van pb 201 nog niet werd aangetoond tijdens de eerste bemonstering van pb 302 maar wel tijdens de laatste bemonstering.

Indien de hypothese juist is dat de destijds gemeten sterke verontreiniging ter plaatse van pb 201 veroorzaakt is door contaminatie tijdens boorwerkzaamheden dan wordt bij een voortzetting van de monitoring van de grondwaterkwaliteit onder andere een toename aan tetrachlooretheen verwacht in de twee ondiepste filters van pb 302. Hierbij wordt opgemerkt dat naar verwachting slechts alleen deze filters verontreinigd blijven. Uit de verspreiding van de sterkste grondwaterverontreiniging in de ondiepe bodemlagen blijkt deze zich onder een hoek van ca. 7,5 graden ten opzichte van de grondwaterspiegel verspreiden. Indien deze verticale stromingsrichting van het ondiepe grondwater tevens geldt voor grotere diepten is het niet waarschijnlijk dat op korte termijn in pb 302 (78,0-79,0 m -mv.) verontreiniging zal worden aangetoond.

Probleem bij deze hypothese is het feit dat tijdens de laatste bemonstering in het diepste filter van pb 302 (114,0-115,0 m -mv.) een licht verhoogde concentratie is gemeten. Deze verontreiniging kan op basis van een gemeten verspreidingshoek van 7,5 graden of berekende stroombanen [lit. 11] niet worden verklaard met een verontreiniging ter plaatse van pb 201 (51,0-52,0 m -mv.). Hoewel ten opzichte van de waarde van de berekende stroombanen de nodige twijfel bestaat (resultaten op basis van aangenomen anisotropie) zou een verontreiniging op een diepte van 70 tot 80 m -mv. ter plaatse van pb 201 aanwezig moeten zijn. Permeatie van het filtermateriaal is op grond van de gemeten concentraties in het ondiepe grondwater en het schone filter op 78,0-79,0 m -mv. niet waarschijnlijk. Lekkage via buisverbindingen is wel een mogelijkheid.

Op basis van deze resultaten is besloten om ter controle van de verontreinigingssituatie een puls boring te plaatsen met 4 filters in het traject tussen 30 en 60 m -mv. Verder worden de gemeten concentraties in de nieuw geplaatste filters en het diepste filter van pb 201 geverifieerd door het uitvoeren van onttrekkingsproefjes

4.4 Uitvoering permanente meetmethode

4.4.1 Locatie meetpunten

De boorlocatie is bepaald aan de hand van de resultaten verkregen met de meervoudige grondwaterbemonstering. Uit deze resultaten blijkt dat ter plaatse van CS2 (10,5-10,6 m -mv.: 21.000 $\mu\text{g/l}$) en CS3 (12,5-12,6 m -mv.: 44.000 $\mu\text{g/l}$) de hoogste per-concentraties in het grondwater zijn gemeten. De locatie van pb 601 bevindt zich tussen CS2 en CS3 (zie figuur 5).

4.4.2 Resultaten boring

De puls boring is verricht door de firma Wiertsema en Partners B.V. uit Tolbert. De boorbeschrijving van deze puls boring is weergegeven in bijlage 3. De boorwerkzaamheden zijn verricht in de periode 9 t/m 13 november 1998 (zie figuur 11). Uit de beschrijving van de grondlagen is inzicht verkregen in de bodemopbouw tot een diepte van circa 60 m -mv.



Figuur 11: Pulsboring te Austerlitz

Op grond van de boorbeschrijving is de filterafstelling bepaald. Hierbij is afhankelijk van de bodemsamenstelling gekozen voor filters met een lengte van 2 of 5 meter.

Boorbeschrijving

Uit de boorgegevens blijkt dat de bodem overwegend is opgebouwd uit een matig fijn tot grof zandpakket. De bovenste 0,5 m van de bodem is humeus ontwikkeld. Op een diepte van 29,2 tot 30,3 m -mv. is sprake van een grindlaag (grind en steentjes).

Tussen 46,4 en 58,5 m -mv. worden naast een afwisseling van matig fijn tot grof zand tevens kleibrokken aangetroffen. Het eenduidig voorkomen van kleilagen is niet aangetoond. Gelet op de gebruikte boormethode is zeer waarschijnlijk sprake van het voorkomen van kleilaagjes met een geringe dikte in dit dieptetraject.

Toetsing conceptueel model

Eén en ander komt goed overeen met de resultaten van het geofysisch bodemonderzoek en de sonderingsresultaten. Met het geofysisch onderzoek zijn vanaf een diepte van circa 45 m -mv. discontinue reflecties waargenomen die zijn toe te schrijven aan het voorkomen van kleilagen. De boorbeschrijving komt globaal overeen met de boorbeschrijving van de nabijgelegen locatie 201 en de meer westwaarts verrichte boringen 301 en 302 (zie figuur 5). De boorbeschrijvingen van deze boringen zijn opgenomen in bijlage 3. Ter plaatste van boring 201 is op een diepte van 24,5 tot 33,0 m -mv. zeer grof zand met grind is aangetroffen. Tussen 40,5 en 42,0 m -mv. is een kleilig ontwikkelde zandlaag aangetroffen. Ter plaatste van boring 301 wordt op een diepte van 27,3 tot 28,7 een grindlaag aangetroffen. Daarentegen worden op deze locatie kleibrokken aangetroffen op een diepte van 'slechts' 28,7 tot 31,7 m -mv.



Ter plaatse van boring 302 blijkt dat in het traject tussen 26,0 en 31,0 m -mv. uiterst grof zand met stenen worden aangetroffen waarbij vervolgens tot een diepte van 51,0 m -mv. plaatselijk kleibrokken zijn aangetroffen. Opvallend is het voorkomen van een zeer vaste circa 1,5 dikke kleilaag op een diepte tussen 49,5 en 51,0 m -mv. Deze specifieke laag is niet bij de andere boringen aangetroffen.

Afwerking pulsborings en filterstelling

Er zijn filters geplaatst van 33-35, 39-41, 44-49 en 52,5-57,5 m -mv met een filteromstorting van 1 m boven tot 1 m onder ieder filter. De stijgbuizen en filters zijn uitgevoerd in HDPE, diameter 3". Er is gekozen voor een grotere diameter zodat de filters in de toekomst eventueel als onttrekkingsfilter kunnen worden gebruikt. Aangezien de boring dicht op de bronzone is geplaatst, is HDPE toegepast. PVC kan bij hoge concentraties CKW namelijk aangetast worden.

Vanaf grondwaterstand tot aan de filteromstorting van het eerste filter (32 m -mv.) is de boring afgewerkt met bentoniet. Vervolgens is er telkens boven en onder een filter een bentonietafdichting van 1 m aangebracht. Na plaatsing zijn de filters grondig afgepompt.

4.4.3 Resultaten permanente meetmethode

Het grondwater uit de geplaatste filters is in december 1998 bemonsterd en geanalyseerd. Voorafgaand aan de bemonstering voor laboratoriumonderzoek, circa drie weken na plaatsing, zijn de filters nogmaals goed doorgepompt. In het veld zijn van het bemonsterde grondwater de zuurgraad (Ph) en de elektrische geleidbaarheid (EC) gemeten. De analyseresultaten zijn opgenomen in bijlage 4.2. In tabel 4 is een overzicht gegeven van de belangrijkste resultaten.

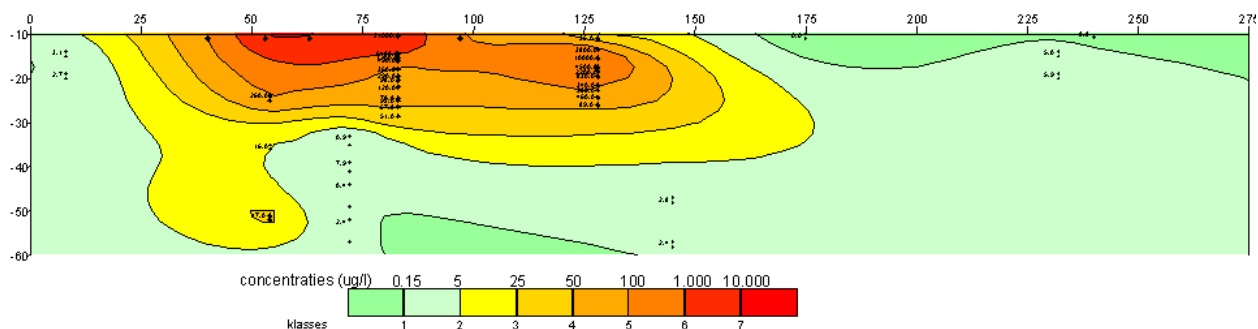
Tabel 4: Analyseresultaten peilbuis 601

Filter (m -mv.)	Tetrachlooretheen ($\mu\text{g/l}$)
33-35	0,87
39-41	7,9
44-49	0,4
52,5-57,5	2,4

Toetsing conceptueel model

De gehalten in alle filters van 601 zijn zeer laag. Een stroomopwaartse verontreiniging met pure DNAPL wordt hiermee uitgesloten. Dat er toch lage gehalten worden gemeten duidt op een verontreiniging in het grondwater. Deze verontreiniging sluit aan op de hypothese dat de verontreiniging bij filter 201 is ontstaan door contaminatie tijdens boorwerkzaamheden en deze contaminatie een minimale verontreiniging in het grondwater teweeg brengt.

Op basis van alle verzamelde analyseresultaten is een interpolatie gemaakt van de grondwaterverontreiniging met behulp van het softwarepakket 'Surfer'. Een dwarsprofiel is opgenomen in figuur 12.



Figuur 12: Dwarsprofiel verontreinigingssituatie



4.5 Onttrekkingsproefjes

Ter controle of de gemeten gehalten in de vier filters van pb 601 niet veroorzaakt worden door lekkende verbindingen en de verhoogde concentraties in het diepste filter van pb 201 door permeatie en/of lekkende verbindingen, zijn in deze filters korte onttrekkingsproefjes uitgevoerd.

Het grondwater uit de filters is gedurende enkele uren, variërend van 3 tot 4 uur, afgepompt. Voor het afpompen is gebruik gemaakt van een onderwaterpomp met een capaciteit van 1,3 m³/uur. Het opgepompte grondwater is bemonsterd op 3 tijdstippen: bij aanvang, halverwege en aan het eind van de onttrekking. Op bovengenoemde wijze wordt inzicht verkregen in de concentratieverdeling in het opgepompte grondwater. Daarnaast vindt controle plaats van de bemonsteringsmethode en de actuele verontreinigingssituatie. Tijdens de proef is het zuurstofgehalte en de temperatuur van het grondwater gemeten.

Tijdens de onttrekking zijn zogenaamde 'divers' (Van Essen Instruments) toegepast voor het frequent registreren van de grondwaterstanden in de filters. De resultaten van de grondwaterstandsmetingen met 'Divers' zijn opgenomen in bijlage 6. De analysesresultaten zijn opgenomen in bijlage 4.4 en samengevat in tabel 5.

Tabel 5: Analysesresultaten onttrekkingsproef

Peilbuis	Filter	Afpompperiode	Debiet (in l)	Temperatuur (in °C)	Zuurstof (in mg/l)	Concentratie per (in µg/l)
601	52,0-57,0	15 min	325	10,4	5,0	1,1
		2 uur	2.600	10,4	4,5	1,0
		4 uur	5.200	10,5	4,3	0,97
601	44,0-49,0	15 min	325	10,4	7,6	0,38
		1,5 uur	1.950	10,4	7,8	0,31
		3 uur	3.900	10,4	7,5	0,28
601	39,0-41,0	15 min	325	10,4	8,3	0,54
		1,5 uur	1.950	10,5	8,0	0,70
		3 uur	3.900	10,4	7,8	0,68
601	33,0-35,0	15 min	325	10,4	7,2	0,38
		1,5	1.950	10,4	7,7	0,34
		3 uur	3.900	10,4	7,7	0,33
201	51,0-52,0	15 min	325	10,3	6,5	16
		1,5 uur	1.950	10,2	6,8	4,4
		3 uur	3.900	10,3	6,9	3,2

Uit de analysesresultaten blijkt dat de gemeten concentraties in de filters van pb 601 weinig variëren. Het is dan ook niet waarschijnlijk dat de gemeten concentraties veroorzaakt worden door lekkende verbindingen tussen de stijgbuizen. De concentratie in pb 201 neemt daarentegen sterk af. Eén en ander past in het beeld dat een grondwaterverontreiniging ter plaatse van pb 201 (51,0-52,0 m -mv.) nog aanwezig is maar met duidelijk lagere concentraties dan direct na het plaatsen van de peilbuis 201 gemeten.

Naar verwachting heeft contaminatie van diepere lagen tijdens het uitvoeren van de boorwerkzaamheden plaatsgevonden. Het valt niet uit te sluiten dat de huidige gemeten concentraties ten dele veroorzaakt worden door lekkage of permeatie van de stijgbuis. Eén en ander kan bij eventueel vervolgonderzoek mogelijk door middel van een langere onttrekkingsproef al dan niet in combinatie met het gebruik van een packer worden onderzocht.



4.6 Definitieve conceptueel model

De grondwaterverontreiniging is, ter plaatse van de bron, gedeeltelijk in verticale richting uitgezakt. De exacte diepte tot waar puur produkt zich heeft verspreid is niet vastgesteld. Zeer waarschijnlijk heeft de verticale verspreiding van puur produkt zich niet verder doorgezet dan tot op circa 15 m -mv.

In horizontale richting is opgeloste verontreiniging met het ondiepe freatisch grondwater in westelijke richting verspreid. De grondwaterlaag met de hoogste per-concentraties 'duikt' hierbij weg naar de diepte bij toenemende afstand tot de bron. Hetgeen is toe te schrijven aan een infiltratie-situatie tijdens het horizontaal transport. Als gevolg van deze gradiënt is op enige afstand van de bron, de concentratie aan per op een diepte van 15 m -mv. hoger dan de concentratie op 10 m -mv. Mede gezien de diepte waarop de verontreiniging zich bevindt, en het vermoedelijk zeer lage gehalte aan organische stof (< 0,05%), zullen er vermoedelijk weinig tot geen sorptie-effecten optreden van de verontreiniging aan de bodem. De retardatiefactor voor de verontreiniging ligt dus dicht bij de waarde van één.

Uitgaande van de periode, van 1968 tot 1980, waarover door het metaal- moffelbedrijf gebruik is gemaakt van een tri-bad wordt de ouderdom van de verontreiniging geschat op maximaal 30 jaar. Over het gebruik aan per in deze periode en de daaruit eventueel af te leiden in bodem geloosde hoeveelheid zijn onvoldoende gegevens bekend.

Op basis van de analyseresultaten is een goed inzicht verkregen in de verspreiding van de grondwaterverontreiniging in de bovenste zones van het eerste watervoerende pakket. De herkomst van dit deel van de verontreiniging wordt toegeschreven aan een aanwezige bronzone in de 'Drentelaag'.

De actueel gemeten concentraties aan tetrachlooretheen zijn in alle peilbuizen dieper dan 20 m - mv. dermate laag dat kan worden geconcludeerd dat op deze diepte geen puur produkt in de vorm van zinklagen aanwezig is. Wegens de beperkte haalbare diepte met de conesipper kon dit niet worden bevestigd met analyses.

De oorzaak van de in de eerste fase van onderzoek aangetroffen sterk verhoogde concentraties in het diepste filter van pb 201 (51,0-52,0 m -mv. 1.900 µg/l) moet worden gezocht in een ander verklaring. De meest waarschijnlijke verklaring is dat tijdens het uitvoeren van de boorwerkzaamheden contaminatie van het diepere grondwater heeft plaatsgevonden.



5 Evaluatie van de meettechnieken

5.1 Betrouwbaarheid

5.1.1 Niet permanente metingen

De individuele analysegegevens van de conesipper grondwatermonsters zijn opgenomen in bijlage 3.1. In bijlage 5 zijn in tabellen de concentraties van de analyseresultaten met bijbehorende sondeerdieptes samengevat. Aangezien de meeste metingen in tweevoud zijn uitgevoerd is tevens het gemiddelde van de metingen weergegeven en de afwijking (absoluut en relatief) tussen de metingen en het gemiddelde. De vastgestelde relatieve afwijkingen variëren van 0 tot 35%. De afwijking tussen de duplo's wordt bepaald door de fout die kan ontstaan tijdens de bemonstering en in mindere mate door de fout in de analyse.

De resultaten van CS-2, CS-3 en CS-4 lijken erop te wijzen dat, na het bemonsteren van een sterk verontreinigde grondwaterlaag, een dieper genomen monster in een schonere waterlaag door de voorgaande bemonstering gecontamineerd kan worden. Dit blijkt uit een relatief grote absolute afwijking tussen de duplo's. Het eerst genomen monster in deze "schonere" grondwaterlaag (CS-3A en -B; 14,5 m -mv. en CS-4A en -B, 17,5 m -mv.) bevat een hoger gehalte dan de erna genomen duplo. Voor CS-2; 14,5 m -mv. is dit juist omgekeerd. Het lijkt dus belangrijk de conesipper goed te spoelen. Deze resultaten geven aan dat het aanbeveling verdient om, ten opzichte van de huidige eenmalige spoelgang, het voorspoelen van de monsternamekamer uit te breiden. Deze kamer behoeft overigens niet een dergelijk grote omvang te hebben. Verkleining heeft twee voordelen. Ten eerste een betere penetratie van de bodem en ten tweede een snellere monstername.

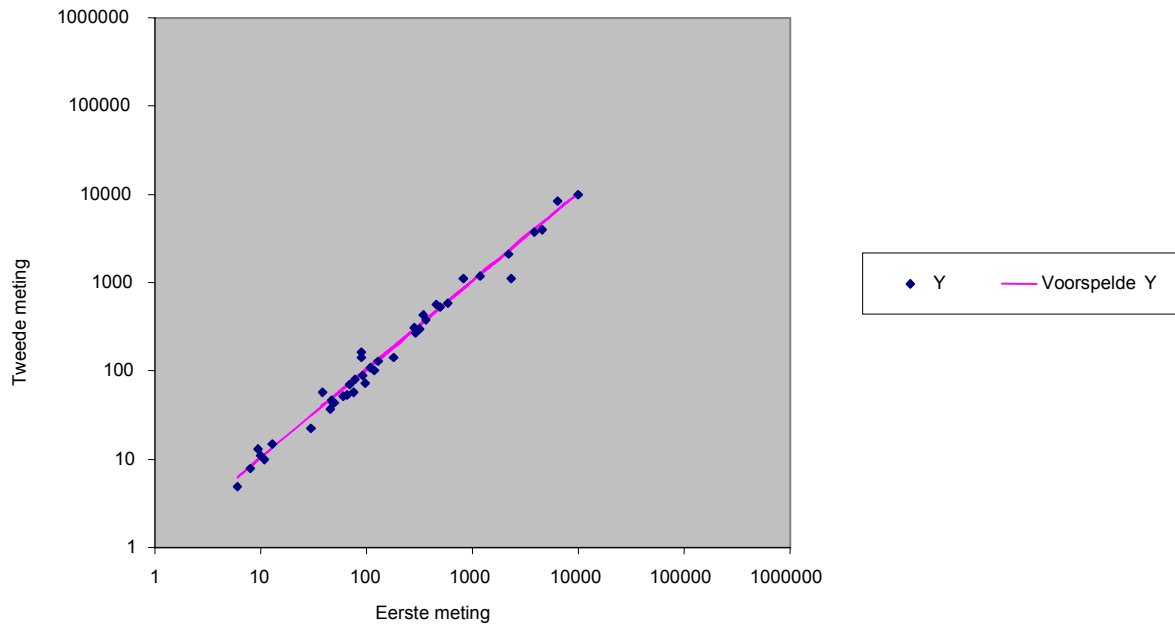
Vanuit de doelstelling, het in kaart brengen van grote relatieve verschillen in concentraties, kan geconcludeerd worden dat de resultaten van de conesipper metingen voldoende reproduceerbaar zijn en dat in de toekomst volstaan kan worden met enkelvoudig genomen grondwatermonsters per bemonsteringsdiepte, weliswaar na twee uitgevoerde spoelbeurten.

De eerste en tweede werkgang met de conesipper voor locatie CS-1 zijn geplaatst respectievelijk in hetzelfde, als naast het gat van de bijbehorende sondering. Uit vergelijking van beide werkgangen blijkt dat dezelfde einddiepten werden behaald.

Wanneer de overeenkomstige analyseresultaten met elkaar worden vergeleken, blijkt dat er tot een diepte van ca. 19 m -mv. geen verschil bestaat tussen beide werkgangen. In het dieptetraject van 19 tot 27 m -mv. echter, variëren de gemeten gehalten voor de werkgang 'met voorsondering' van 0,2 tot 0,6 µg/l, terwijl deze voor de werkgang 'zonder voorsondering' hoger liggen (7 à 12 µg/l). Het lijkt aannemelijk dat bij de werkgang 'niet-voorgesondeerd' minder sprake is van een gestoord bodemprofiel tijdens de monstername. Bij beëindiging van de voorsondering kan het terugtrekken van de sonde (alvorens de conesipper neer te laten) hebben geleid tot het mee 'optrekken' van dieper, dus schonere, grondwater; dit zou de lagere gehalten in het traject 19-27 m -mv. kunnen verklaren.

Wanneer door de verzameling eerste en tweede metingen een regressielijn wordt getrokken, is dit mogelijk met een betrouwbaarheid van 97% (R^2). De regressielijn maakt een mooie hoek van 45 graden, hetgeen een hoge nauwkeurigheid impliceert. In figuur 13 is de regressielijn opgenomen. De reproduceerbaarheid van de metingen blijkt hoog.

Wat opvalt bij een analyse van de afwijkingen van de meetseries op de regressielijn is dat met name bij hoge gehalten een afwijking is te constateren (zie figuur 1 en 2 in bijlage 5). De eerste meting wijkt daar met name af naar beneden, de tweede naar boven. Hiervoor is vooralsnog geen verklaring gevonden. Ook op basis van de regressie resultaten in combinatie met de doelstelling, 'identificeren van pieken', voldoet de bemonsteringstechniek goed.



Figuur 13: regressielijn duplometingen conesipper

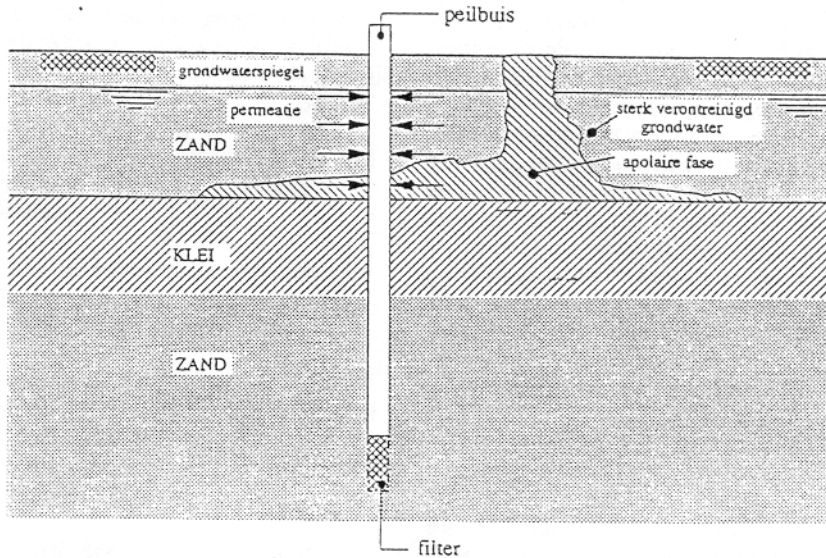
Een aspect waar tot dusverre weinig over bekend is, is het decompressie-effect. Dit effect treedt op wanneer grondwatermonsters van een diepte met hogere (water)druk naar maaiveld worden gebracht waar een druk van één atmosfeer geldt. In dit verband werden kleine gasbelletjes waargenomen in 'verse' grondwatermonsters. Wellicht gaat het hierbij om uitgassing van CO₂. Daarnaast kunnen verontreinigingen als gevolg van deze decompressie uitgassen en bij de monsternamen verloren gaan. Aanbevolen wordt nader onderzoek te verrichten naar dit fenomeen en in eerste instantie een inschatting te maken van de orde van grootte waarin decompressie-effecten van invloed kunnen zijn op de uiteindelijke meetresultaten.

5.1.2 Permanente metingen

Bij de uitvoering van permanente metingen zijn er een aantal aspecten die de betrouwbaarheid van de metingen kunnen beïnvloeden.

Ten eerste kan bij het doorboren van een bronzone puur product naar de diepte verspreid worden waardoor in de onderliggende filters verontreinigingen worden gemeten die er oorspronkelijk niet waren. Ten tweede kan ten gevolge van permeatie van verontreiniging door de stijgbuis en lekkage bij aansluitingen tussen stijgbuizen opgeloste verontreiniging uit een bovenliggende sterk verontreinigde laag in de peilbuis komen waardoor het lijkt alsof er op grotere diepte verontreiniging aanwezig is (zie figuur 14). Ten slotte kan evenals bij de niet permanente metingen de ontgassing bij monsternamen een rol spelen, er worden lagere concentraties gemeten dan daadwerkelijk aanwezig. Opvallend is dat bij de bemonstering uit de peilbuizen geen gasbelletjes zijn waargenomen in de monsterflesjes. De afwezigheid van gasbelletjes kan mogelijk worden verklaard doordat de laatste bemonstering onder water (in emmer) heeft plaatsgevonden. De bemonstering is hiermee snel verlopen en er wordt een volledig gevuld monsterflesje verkregen.

Het merendeel van de geïntroduceerde fouten kan voorkomen worden door een zorgvuldige uitvoering van de permanente meting (zie paragraaf 5.2.2). Aanbevolen wordt het effect van ontgassing nader te onderzoeken.



Figuur 14: Situatie waarbij permeatie van de peilbuis op kan treden [lit. 14]

5.2 Uitvoeringsaspecten

5.2.1 Niet permanente metingen

De sondeermethode met meervoudige monsternamen is beproefd voor de locatie waarbij een maximale sondeerdiepte werd bereikt van 48 m -mv. De meervoudige grondwaterbemonsteringen konden worden uitgevoerd tot een diepte van circa 28 m -mv.

Voor de onderzoeksopzet was de behaalde werkdiepte ontoereikend om te komen tot een onderafbakening van de verontreiniging. Over het werkgebied tot 27 à 28 m -mv. konden zonder probleem meervoudige grondwaterbemonsteringen worden uitgevoerd.

De monsternamen met de conesipper is gebaseerd op de omvang van de filterkamer van 90 ml. De minimale monsterhoeveelheid die door het laboratorium geaccepteerd wordt bedraagt 60 ml. Op deze hoeveelheid kan één willekeurig analysepakket worden uitgevoerd. Voor combinaties van analyses zijn grotere hoeveelheden nodig en zullen meerdere monsters genomen moeten worden. Anderzijds beperkt de omvang van de filterkamer de werkdiepte en zouden de mogelijkheden moeten worden bekeken om deze filterkamer te versmallen tot op gelijke diameter van de sonde zelf. Parallel hieraan dienen laboratoria aan te geven wat de randvoorwaarden zijn aan de ondergrens van de hoeveelheid grondwatermonster benodigd voor een betrouwbare analyse. Verkleining van de filterkamer leidt tot snellere doorspoeling van de filterkamer, een verkleining van de monsternametijd en een groter dieptebereik van de grondwatermonstersonde.

De kosten voor de uitvoering van de sondeerwerkzaamheden, op de locatie Austerlitz, zijn onder te verdelen naar de volgende posten, met vermelding van het actuele prijsniveau:

- aan- en afvoerkosten	f	350,00
- sondering tot 55 m -mv.	f	900,00/sondering
- conesipper drukken	f	20,00/m
- bemonsteringen	f	135,00/stuk
- afdichten sondeergat	f	15,00/m

Een monsternamen inclusief spoelbeurt duurt circa 30 minuten. Eén extra spoelbeurt voor de eigenlijke monsternamen verhoogt de totale bemonsteringstijd tot ca. 40 minuten per stuk. De uitvoeringsduur van één sondering met meervoudige grondwaterbemonstering hangt dus sterk af van het aantal te nemen monsters. De tijdsduur van de in deze projectfase uitgevoerde conesipper sonderingen bedroeg ongeveer één werkdag per stuk. Een eventuele verkleining van de monsternamenamekamer kan mogelijk leiden tot een snellere werkgang en een groter dieptebereik.



Bij aanbesteding is het van belang concrete afspraken te maken omtrent de te bereiken werkdiepte. Over het algemeen wordt het maximale tonnage aangeboden. Dit tonnage kan bij een gewone sondering tot een diepere penetratie leiden dan bij een 'conesipper penetratie'. Penetratie verwachtingen op basis van proefsonderingen kunnen tot verkeerde verwachtingen leiden.

5.2.2 Permanente metingen

Voor de uitvoering van permanente metingen kan gebruik gemaakt worden van verschillende boortekniken en materialen.

Type boring

Pulsboring

De puls bestaat uit een buis met aan de onderzijde een terugslagklep. Door de puls op diepte op en neer te bewegen wordt sediment losgewerkt dat zich verzamelt in de buis en vervolgens kan worden verwijderd. Het waterpeil in het boorgat wordt lager gehouden dan het grondwaterniveau waardoor het water onderin het boorgat opwelt en het materiaal makkelijker loskomt. Tegelijk met de vordering van de puls wordt een verbuizing ingelaten (draaien danwel hydraulisch persen) die het boorgat in stand moet houden. Uiteindelijk wordt de wrijving op de buiswand zo groot dat een verbuizing met een kleinere diameter moet worden ingebracht (vertoering of telescopische verbuizing). In het verleden zijn pulsboringen verricht met een maximale diameter van 1.000 mm. Vanwege de ontwikkeling van ander boormethoden worden dergelijke pulsboringen niet meer uitgevoerd. De huidige maximale boordiameter bedraagt circa 600 mm. De benodigde boortijd is bij een puls boring veel groter dan bij andere boormethoden.

Verspreidingsrisico's

Bij een vertoering van de casing die afgestemd wordt op de bodemopbouw is het risico op verspreiding van de verontreiniging via het boorgat gering (zie figuur 15).

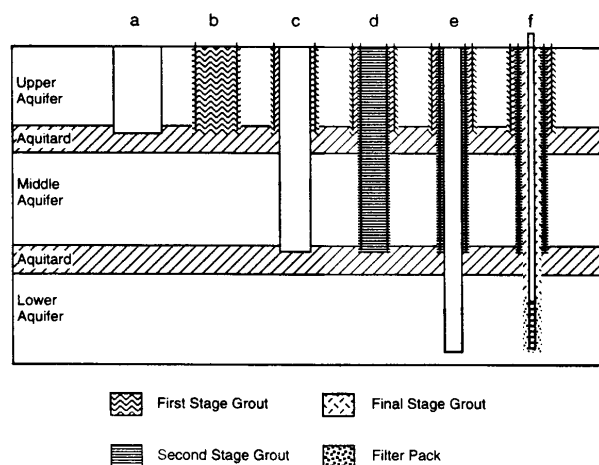


Illustration of the use of multiple casings for drilling to prevent short circuiting of DNAPL in areas of suspected DNAPL source zones. This method is most suited to sites where aquitard units can be accurately defined. a. Extend large diameter boring into top of aquitard unit. b. Set and grout large diameter casing into top of aquitard. c. Extend smaller diameter boring through grouted casing and through the formation into the next aquitard unit. d. Set and grout casing into top of aquitard. e. Extend smaller diameter boring through grouted casing and through the formation into the aquifer unit. f. Complete monitoring well.

Figuur 15: puls boring met casing

Zuigboring

In principe wordt bij de zuigboring geen casing gebruikt. Het boorgat zal tijdens het boren in stand worden gehouden door het instellen van een overdruk. Hierbij wordt in het boorgat een hoger waterniveau gecreëerd dan buiten het boorgat (grondwaterniveau).



Door de ingestelde niveauverschillen zal waterverlies naar de formatie optreden. Teneinde het waterverlies te verminderen, c.q. te beperken kan gebruik worden gemaakt van een boorspoeling. De boorspoeling kan bestaan uit een afbreekbare, op natuurlijke basis vervaardigde boorspoeling (zetmeel) of door het toevoegen van bentoniet.

In combinatie met de fijne fractie van het opgeboorde materiaal (silt en zeer fijn zand) wordt met beide methoden een afpleistering van de boorgatwand verkregen waardoor een aanzienlijk debietsreductie en naval in het boorgat kan worden verkregen.

Aan het gebruik van een boorgatspoeling op basis van zetmeel zijn een aantal onzekerheden verbonden:

- de afbreekbaarheid onder anaërobe condities en afbraaksnelheid is onbekend. Indien wel afbraak onder anaërobe condities optreedt kan 'verslijming' van het oorspronkelijke product ontstaan.
Verwacht wordt dat indien het afbraakproces optreedt dit meerdere weken (3 à 4 weken) in beslag kan nemen. Vanwege het ontbreken van licht en de benodigde afbraak-enzymen is het echter tevens mogelijk dat helemaal geen afbraak optreedt.
- de invloed op verontreiniging is onbekend. Door de aanwezigheid van organisch materiaal kan de afbraak- of omzetting van de per-verontreiniging optreden met bijbehorende risico's voor ieder afbraak- of omzettingsproduct afzonderlijk.

Na het beëindigen van de boorwerkzaamheden en het afstellen van de filters worden de filters 'ontwikkeld'. Door het opvoeren van het debiet wordt ter hoogte van het filter de pleisterwand, aanwezig aan de binnenzijde van het boorgat, en de fijne fractie in de aanwezige bodemlagen verwijderd. Opgemerkt wordt dat het ontwikkelen van putten is afgeleid uit ervaringen met pompfilters met grotere diameters. Bij monitoringsfilters, met een relatief kleine diameter, is het debiet en daarmee de stromingssnelheid rondom het boorgat laag. In hoeverre de pleisterwand en de fijne fractie kan worden verwijderd is niet met zekerheid vast te stellen.

Verspreidingsrisico's

Bij de aanwezigheid van puur product in de bodem zijn er drie mogelijke verspreidingsroutes bij zuigboren te onderscheiden:

- het puur product wordt met het losgewoelde bodemmateriaal naar het maaiveld getransporteerd en komt via de bezinkbak weer terug in de bodem. Hoewel vervluchtiging zal optreden is niet uit te sluiten dat sterk verontreinigd water wordt teruggebracht in de bodem.
- het puur product wordt de bodem 'ingeperst' vanwege de ingestelde overdruk
- het puur product zakt naar het diepste punt van de boring en (eventueel) vervolgens naar de eerstvolgende scheidende laag.

Vergelijking puls boring en zuig boring

Boormethode	Puls boring	Zuig boring
Kosten	een puls boring is duurder dan een zuig boring	
Boordiameter	Tot 600 mm	> 1.200 mm
Boorsnelheid	10 à 20 m/dag	25 tot 100 m/d
Boorspoeling	Geen	Soms
Pleisterwand	Geen	Wel
Waterbezwaar	Toestroming naar boorgat	Infiltratie vanuit boorgat
Verspreidingsrisico	Puls boring is veiliger dan zuig boring	

Kosten

De kosten voor de uitvoering een puls boring, zoals op de locatie Austerlitz, zijn onder te verdelen naar de volgende posten, met vermelding van het actuele prijsniveau:

- aan- en afvoerkosten *f* 350,00
- puls boring tot 60 m -mv. *f* 18.000,00 incl. 4 filters (diameter 3", HDPE)
- bemonstering *f* 100,00/stuk



De monsternamen per filter worden bepaald door de lengte en diameter van de peilbuis. Op de onderhavige locatie zijn in totaal 4 filters geplaatst op een diepte tussen 33 en 58 m -mv. Uitgaande van een filterbinnendiameter van 68 mm, een pompcapaciteit van maximaal 1,3 m³/uur en het 3 maal afpompen van het water in de peilbuis varieert de afpomp tijd tussen de 14 en 26 minuten. De minimaal benodigde tijd voor de bemonstering van de 4 filters wordt geschat op 2 uur.

Materiaalkeuze (stijgbuizen/filters)

Voor de bemonstering van grondwater in het kader van een onderzoek naar bodemverontreiniging worden veelal peilbuizen gebruikt. Er worden twee materialen toegepast: polyvinylchloride (PVC) en hoge dichtheid polyethyleen (HDPE). Het gebruik van beide materialen heeft zijn voor- en nadelen.

Significante permeatie van gechloreerde koolwaterstoffen door PVC treedt volgens onderzoek van het KIWA (lit. 13) niet op bij gehalten lager dan 10% van de activiteit, ofwel 10% van de maximale oplosbaarheid in water. Deze waarde moet als een indicatie gezien worden, waarbij het risico op permeatie nagenoeg geheel uitgesloten is voor drinkwatertoepassingen. Echter uit het onderzoek blijkt eveneens dat ook bij hogere activiteit (tot ca. 30%) permeatie nog nauwelijks optreedt. PVC heeft het nadeel dat het aangetast kan worden door koolwaterstoffen, vooral vluchtige aromaten en vluchtige gechloreerde verbindingen zijn agressief voor PVC. Op plaatsen waar dergelijke verontreinigingen in hoge concentraties zijn te verwachten worden in het algemeen HDPE buizen toegepast.

Hoewel HDPE buizen bestand zijn tegen aromatische en gechloreerde oplosmiddelen, zijn ze echter wel permeabel voor deze stoffen. Uit theoretisch onderzoek (lit. 14) naar het effect van permeatie door HDPE peilbuizen op de resultaten van een grondwateronderzoek zijn de volgende conclusies getrokken:

- het grondwater in een HDPE stijgbuis die in contact staat met verontreinigd grondwater kan binnen een maand door permeatie zeer sterk verontreinigd raken.
- Schoonspoelen van de buis kan de verontreiniging niet volledig verwijderen. Door de viscositeit stroomt het water langs de zand zeer traag en blijft hier verontreiniging achter. Ook kan de verontreiniging desorberen. Bij schoonspoelen volgens de procedure van de VPR (Voorlopige Praktijkrichtlijnen voor bemonstering en analyse van bodemverontreiniging), minimaal driemaal de peilbuisinhoud, kan 1-10% van de verontreiniging in de buis achterblijven.
- Bemonstering ter hoogte van het filter is zeer belangrijk. Maar ook in dit geval is contaminatie niet volledig uit te sluiten. Bij het op diepte brengen van de bemonsteringsslang treedt er menging op en kan er ook ter hoogte van het filter contaminatie optreden.

Als de kans bestaat dat een peilbuis door permeatie is gecontamineerd wordt geadviseerd de buis met een hoog debiet schoon te spoelen, zodanig dat het water ook bovenin de buis wordt ververst. De tijd tussen het schoonspoelen en het bemonsteren moet zo kort mogelijk worden gehouden. Het is van groot belang dat de bemonsteringsslang ter hoogte van het filter wordt gehangen en dat bij hoge snelheid een ruime hoeveelheid grondwater wordt voorgepompt. Aanbevolen wordt de feitelijke bemonstering bij veel lagere snelheid uit te voeren.



6 Conclusies en aanbevelingen

6.1 Conclusies

Het werken met een conceptueel model lijkt vruchten af te werpen. Het systematisch toetsen van à priori kennis kan leiden tot een eenduidig beeld van de situatie. Gebleken is dat niet alle à priori kennis ter kennisgeving moet worden aangenomen.

Niet permanente meetmethoden kunnen goed gebruikt worden om stroomafwaartse pieken van opgeloste chloorkoolwaterstoffen in kaart te brengen.

Variaties in textuur (fijn zand, grof zand, grind, etc.) kunnen een barrière vormen voor DNAPLs. Aangehouden is dat puur product zich in een dergelijke laag zodanig kan manifesteren dat stroomafwaarts scherpe pieken in het grondwater worden waargenomen.

Het uitvoeren van geofysisch onderzoek met hoge resolutie seismiek gevolgd door sonderingen geeft een optimaal beeld van de bodemopbouw en wel zodanig dat potentiële DNAPL-traps geïdentificeerd kunnen worden. Vooralsnog lijkt de combinatie met name geschikt voor potentiële 'diepe DNAPL-locaties'. Voor 'ondiepe DNAPL-locaties' lijkt een combinatie georadar en sondering eenzelfde resultaat te kunnen bieden.

Vanwege het dieptebereik en de wens te monitoren en te verifiëren zullen permanente meetmethoden toegevoegde waarde hun toegevoegde waarde behouden. Gebleken is dat een innovatieve insteek gecombineerd met kennis over uitvoeringstechnieken en materialen een constructieve bijdrage leveren aan toetsing van à priori kennis en het conceptueel model van een adviseur.

Dat permanente meettechnieken ook tot verwarrende resultaten kunnen leiden is duidelijk aangetoond. Het boren door een bronzone is een risicovolle onderneming. Het zoeken naar de bron, niet door de bronzone boren en toch financieel verantwoord onderzoek uitvoeren blijft een specialistisch werk.

Het toepassen van permanente meettechnieken wordt financieel aantrekkelijker wanneer de meetpunten meer informatie gaan bieden. Bijvoorbeeld wanneer door het toepassen van een grotere buisdiameter uit een filter onttrokken kan worden, zodat informatie over fluctuaties wordt verkregen en de kwaliteit van een grotere hoeveelheid grondwater kan worden bepaald. Het zelfde geldt voor het toepassen van lange filters. Het is met name het doel van de meting die de uitvoeringswijze bepaald.

Het toepassen van niet permanente meettechnieken in plaats van permanente meettechnieken levert niet alleen meer informatie op, maar is ook financieel aantrekkelijk. Een pulsboring tot 60 m –mv. met vier filters (diameter 3", HDPE) inclusief bemonstering en analyses kost circa fl 19.000,-. Stel dat met een grondwatermonstersonde eveneens een diepte van 60 m –mv. bereikt kan worden, dan bedragen de kosten van deze techniek bij 20 monsters over het dieptetraject (inclusief voorafgaande sondering, bemonstering, analyses en afdichten sondeergat) circa fl 8,000,-. De kostenreductie in dit voorbeeld is 60%.

6.2 Aanbevelingen

Het is op dit moment onduidelijk wat de invloed is van het uitgassen van bepaalde componenten uit het grondwatermonster als gevolg van een decompressie-effect. Dit effect treedt op wanneer grondwatermonsters, genomen op grote diepte, naar maaiveld c.q. atmosferische omstandigheden worden gebracht. Als gevolg van het drukverschil met de hydrostatische druk, ter plaatse van de diepte waarop het grondwatermonster is genomen, zullen bepaalde componenten uitgassen. Over de invloed van dit verschijnsel op de monstername is momenteel nog weinig bekend. Aanbevolen wordt het decompressie-effect nader te bestuderen.



Als gevolg van een verbreding van de sonde, ter plaatse van de filterkamer, wordt het werkgebied van de conesipper beperkt. Een eventuele versmalling van de filterkamer tot op gelijke diameter met de sonde zou het meetbereik aanzienlijk kunnen vergroten. Het sondeerbedrijf dient hierover geraadpleegd te worden. De minimaal benodigde hoeveelheid grondwater wordt in dit verband door de laboratoria gesteld op 50 à 60 ml. Verkleining van de filterkamer leidt tevens tot een snellere doorspoeling van de filterkamer en daarmee tot een kortere monsternametijd. Verbetering op deze vlakken kan de inzet van deze techniek sterk vergroten aangezien de kostenreductie van 60% en de informatietoename ten opzichte van een conventionele boring groot zijn.

Het verder optimaliseren van de werkwijze met de conesipper door het combineren van de sondering en de conesipper in één werkgang. Hiertoe zou door het sondeerbedrijf voor de conesipper een standaard sondeerconus aangebracht moeten worden. Op deze manier kan direct tijdens de uitvoering op basis van sondeergegevens besloten worden op welke diepte een grondwatermonster genomen moet worden. Dit bespaart tijd en daarmee kosten. Een verdere optimalisatie van de systematiek zou verkregen kunnen worden door op de locatie beschikking te hebben over een GC. Direct inzicht in de verontreinigingssituatie maakt het mogelijk optimaal onderzoek uit te voeren. Voorwaarde is dat de bemonsteringstijd en de analysetijd goed op elkaar aansluiten.

Het verdient aanbeveling de toepassingsmogelijkheden van niet permanente meettechnieken verder uit te dragen. Daarnaast is de acceptatie van de meetresultaten in relatie tot NEN en VPR voorschriften van belang om ook tot een procedurele verankering van de techniek te komen. Het laatste geldt overigens ook voor het toepassen van permanente technieken in of nabij potentiële bronzones.



Literatuur

- 1 Consortium DNAPLKAR; Basisprojectplan 'Karakterisatie van DNAPL sites (DNAPLKAR); 1997
- 2 Consortium DNAPLKAR; Geofysisch onderzoek Austerlitz; 1998
- 3 Waterloo Centre for Groundwater Research (WCGR); 1994; Diagnosis and Remediation of DNAPL Sites; WCGR, Arlington, Virginia
- 4 Pankow, J.F. and Cherry, J.A.; 1996; Dense chlorinated solvents and other DNAPLs in groundwater; Waterloo Press, Portland, Oregon
- 5 Zagwijn, W. en Van Staalduinen, C.J.; 1975; Toelichting bij de geologische overzichtskaarten, Rijks Geologische Dienst, Haarlem
- 6 REGIS database; 1997
- 7 TNO/DGV; Grondwaterkaart van Nederland, Utrecht; 1978
- 8 Grondwaterbeschermingsplan Provincie Utrecht; 1988
- 9 DHV; Oriënterend onderzoek Oude Postweg 8 te Austerlitz; 1990
- 10 Intron-Bodemtech; Nader bodemonderzoek op de locatie Oude Postweg 8 te Austerlitz; rapportnummer 94152a; 1994
- 11 IWACO; Nader onderzoek tweede fase Oude Postweg 8 te Austerlitz; projectnummer 10.5417.0; 1995
- 12 IWACO; Nader onderzoek derde fase Oude Postweg 8 te Austerlitz; projectnummer 10.5217.0; 1997
- 13 Vonk, M.W.; Permeatie van organische verbindingen door leidingmaterialen; mededelingnr. 85; KIWA; Rijswijk; 1985
- 14 Vreeken, C. en Driessen J.H.A.; Problemen met het gebruik van kunststof peilbuizen voor onderzoek van de kwaliteit van het grondwater; H₂O (25) nr.20; 1992



Bijlage 1: Slagfilters Van Bijlandtstraat te Tilburg

Opzet

Een alternatief voor de conesipper is de toepassing van slagfilters. Het principe van bemonstering is gelijk. De wijze waarop de filter naar beneden wordt gebracht is echter anders. De filter wordt naar beneden geslagen. Het was de opzet 10 slagfilters te plaatsen tot een diepte van circa 10 m -mv. op een locatie in Tilburg. Bij voorgaande testen van deze slagfiltertechniek in zowel buitenland (TU Denemarken en USA) als binnenland (NITG-TNO en VU Amsterdam) zijn diepten bereikt in zandige en/of kleiige lagen van 17 tot 25 m -mv. Op basis van deze ervaringen werd de diepte van 10 m -mv. goed mogelijk geacht.

Op de locatie in Tilburg wordt in het kader van het DNAPLKAR project het principe van dynamisch monitoren onderzocht. Bemonsteringslocaties voor de slagfilters zijn bepaald aan de hand van de figuren verkregen uit de combinatie van grondwaterstroming en concentratiemetingen (zie deelrapport 'Dynamisch monitoring, Tilburg'). Op elk van deze locaties waren monsternames tot op de onderste scheidende laag (circa 10 m -mv.) gepland. Enkele bemonsteringspunten hadden voornamelijk tot doel om de concentraties in de tweede zandige laag (9-10 m -mv.) te bepalen. Tevens zou met monsters in de bovenste zandige laag (4 à 5 tot 8 m -mv.) een verticaal profiel worden verkregen. Ook zouden hiermee de waarden zoals gemeten in de voorgaande meetronden en verwacht werden op basis van de evaluatie, worden geverifieerd.

Bodemopbouw

Op basis van boorgegevens, geïnterpreteerde sonderingen en gegevens van de Grondwaterkaart van Nederland, Centrale Slenk (TNO/DGV, 1983) kan voor de locatie de bodemopbouw worden afgeleid zoals in tabel 1 vermeld.

Tabel 1: bodemopbouw

Diepte (m -mv.)	Lithologie
0-3	Aaneensluitende leemlaag
3-8	Fijn zand met enkele leemlenzen die een verbreiding hebben van < 50 meter
8-9	Vrijwel continue aaneengesloten leemlaag
9-10	Fijn zand met enkele dunne leemlensjes (0,25-0,50 cm)
10-11	Continue aaneengesloten leemlaag
11-60	Matig tot grof zand, bovenin dit zandpakket komen enkele dunne leemlenzen en veenlaagjes voor

Uitvoering en resultaten

Er zijn twee meetronden uitgevoerd. Op 22, 23 en 24 september 1997 is de eerste meetronde gehouden. De tweede meetronde is uitgevoerd op 27 en 28 oktober. In de eerste meetronde zouden volgens de oorspronkelijke planning alle geplande meetpunten worden bemonsterd.

Eerste meetronde

Locatie 1

De eerste meting (locatie 1, nabij peilbuis 508) werd uitgevoerd op de openbare weg, vermoedelijk gelegen buiten de bronzone, met geringe concentraties in de eerste zandige laag. De concentratie in de tweede zandige laag was niet bekend. De grondwaterstand ter plaatse was circa 3,6 m -mv.

Over het gehele gebied is in het kader van de sanering in 1989 de bovenste 3 meter ontgraven en vervangen door voornamelijk zand. Bij het uitvoeren van de werkzaamheden zijn de eerste drie tot vier meters dan ook met een handboor voorgeboord. Dit ter voorkoming van het beschadigen van kabels en leidingen en vermindering van de af te leggen weg met het slagfilter en derhalve het verminderen van de weerstand door het grondmassief aan de zijkant van de buizen bij het plaatsen.

De eerste monsters zijn genomen op een diepte van 6 meter beneden het maaiveld. Het onttrokken water van deze diepte is door een doorstroomcel geleid waarna verschillende parameters (O₂-gehalte, temperatuur en geleidbaarheid) zijn gemeten.



Hierna is een anaëroob grondwatermonster van 100 ml genomen. Opvallend was de hoge temperatuur van het grondwater: 22,2°C.

Waarschijnlijk houdt dit verband met de nabij gelegen stadsverwarmingsbuizen. Het grondwater bevatte met name direct na aanvang van de bemonstering een grote hoeveelheid fijn sediment. Het hier gebruikte filter was gezien de grote fractie fijn sediment dat werd aangetroffen in het naar het maaiveld gebrachte grondwater te prevaleren boven andere grovere filters. Er is alleen met het gebruikte fijne filter verder gegaan.

Op een diepte van 6,5, 7,0, en 7,4 m -mv. zijn de volgende monsters genomen volgens dezelfde procedure. Hierbij dient opgemerkt te worden dat de snelheid waarmee het filter neerwaarts gebracht kon worden zeer sterk afnam met de diepte. Het traject tussen 6,5 en 7,0 m -mv. ging circa twee maal zo langzaam als de voorgaande meters. Van 7,0 tot 7,4 m -mv. ging extreem moeilijk, 0,5 tot 1 cm per minuut.

Het naar boven halen van het geplaatste filter ging zo mogelijk nog moeizamer. Middels handkracht (een driepoot met een trekkracht van 15 kN in combinatie met een hefboomkrik [stangtrekker, Eijkelkamp]) werd de filterpijp in circa 2 uur 0,6 meter omhoog getrokken. Hierbij is de 1 meter lange stalen pijp waarop de opwaartse kracht aangreep met 3 cm verlengd: op enige plaatsen is de vloeispanning van het staal geëvenaard. Daar het ondoenlijk was verder te gaan met de manuele wijze voor het trekken van de filterpijp was assistentie van een andere boorploeg met een hydraulische liftinstallatie benodigd.

Locatie 2

Op locatie 2, nabij peilbuis 507, is het filter opnieuw geplaatst. Ook hierbij werd allereerst tot aan het grondwater voorgeboord. Op 3 diepten zijn wederom monsters genomen: 7,0, 7,5 en 7,9 m -mv.

Rekening houdend met de ervaring op grotere diepte bij de eerste locatie en de trage voortgang bij het dieper slaan van dit slagfilter is afgezien van monsternamen op grotere diepten.

Locatie 3

De derde locatie was in de straat, ter hoogte van de erfscheiding Kasteleinlaan 6 en 8. Hier zijn grondwatermonsters genomen op 4,6 m -mv. en 5,25 m -mv. Deze monsters zijn echter niet geanalyseerd omdat verwacht werd dat de resultaten niet betrouwbaar zouden zijn. Bij de monsternamen was namelijk lekkage van stikstofgas in de formatie opgetreden die bij het aflaten van de overdruk vervolgens weer uit de formatie is gestroomd. Bij het doorstromen van het formatiewater met stikstofgas zal een significant deel van de opgeloste trichlooretheen vervluchtigen. De oorzaak is achterhaald: door een beschadiging aan het filter is teveel zand in het filter geraakt waardoor de kogelklep dichtklemde.

Tweede meetronde

De 'standaard' uitvoering voor het op diepte brengen van de filters heeft de eerste meetronde excessief veel tijd gekost. Hierdoor is de methode niet effectief toepasbaar. Daar de snelheid waarmee de filters in de grond werden gedreven afhankelijk was van de diepte (hoe dieper des te langzamer), is besloten eerst met een avegaarboor voor te boren; het contactoppervlak tussen de filterpijp en de grond wordt zodoende gereduceerd. Aan het gebruik van de avegaar-slagfilter combinatie zijn enige nadelen verbonden:

- door de wijze van boren met een avegaar is het nodig om voorafgaand aan het tot een grotere diepte boren met de avegaar het slagfilter uit de boorbuis te halen
- bij een grondwaterstand enkele meters boven de onderkant van de boorbuis zal, indien geen of weinig water in de boorbuis als tegendruk aanwezig is, door het wellen een zand-water mengsel in de boorbuis komen (dit is in het fijne sediment te Tilburg zeker te verwachten). Door inspoeling van het zand-water mengsel wordt het met het slagfilter af te leggen traject vergroot
- als zich zand in de boorbuis bevindt zal door de geringe horizontale bewegingsvrijheid het op diepte brengen van het slagfilter een extra grote weerstand ondervinden
- bij gebruik van werkwater om b) en c) te voorkomen, zal om instroming van het werkwater in het te bemonsteren grondwater uit te sluiten het filter tot minstens één meter beneden de onderkant van de boorbuis gebracht moeten worden

Op 27 en 28 oktober zijn de proeven met de combinatie van slagfilterbemonstering en avegaarbooring uitgevoerd.



Op twee locaties is onderzocht of een goed concentratieprofiel verkregen kon worden en met name ook of tot een grotere diepte gegaan kon worden zonder al te veel moeite. Op de eerste locatie (tegenover Kasteleinlaan 6) zijn 5 monsters in de verticaal genomen. Op de tweede locatie zijn door technische problemen slechts 2 bruikbare monsters genomen.

De snelheid waarmee monsters genomen konden worden met de avegaar-slagfilter-combinatie viel tegen. Het plaatsen en verwijderen van het slagfilter om met de avegaar dieper te boren werkte niet efficiënt. Met name wanneer geen werkwater werd gebruikt (de eerste dag) was de weerstand als gevolg van het zand in de boorbuis hoog. De tweede dag is derhalve besloten een minimale hoeveelheid werkwater te gebruiken om het wellen te verminderen. Hierbij diende het filter zoals reeds opgemerkt tot een grotere diepte onder de onderkant van de boorbuis geslagen te worden. Hieruit bleek dat de weerstand als gevolg van de zandkolom aan de zijkant van de filterbuis verwaarloosbaar was ten opzichte van de conusweerstand. De weerstand die werd ondervonden was vrijwel gelijk aan die welke werd aangetroffen zonder avegaar: zeer hoog. Ook het gebruik van een roestvrij stalen filter met een kleinere diameter leidde niet tot tijdswinst.

Het gebruik van filters met gaas aan de buitenzijde in combinatie met de avegaar boring leidde tot beschadiging van het filter en instroming van zand in het filter en derhalve tot het vastzitten van de kogelklep.

Laboratoriumonderzoek

In eerste aanleg was het de bedoeling dat het in een 100 ml flesje verzamelde grondwater na bezinking van de zware delen zou worden overgegoten in een 40 ml flesje, voorzien van een Teflon-gecoate septum, dat in de analyseapparatuur kan worden gezet. Bij deze handelwijze zal echter een deel van de vluchtige componenten verloren gaan. Derhalve is in overleg met het laboratorium besloten het grondwater zoveel mogelijk te filtreren (0,45 µm) alvorens op te slaan in een met een septum afgesloten 40 ml flesje. Dit werd door het laboratorium als enige mogelijkheid voorgesteld om vervluchtiging in het laboratorium te voorkomen. Uitvoering van deze voorfiltratie was op deze locatie nog niet toegepast.

Voorfiltratie bleek echter geen werkbare optie: bij een overdruk van 2 bar was het debiet door het filter te laag om vervluchtiging bij het overbrengen van het gefiltreerde water naar de monsterflesjes te voorkomen. Ter vergelijking van de "normale" bemonstering (in de 100 ml flesjes zonder voorfiltratie) ten opzichte van de bemonstering met voorfiltratie in een 40 ml flesje met septum is één monster in duplo uitgevoerd.

De analyseresultaten van de slagfilterbemonstering zijn in de tabel 1 vermeld. Hierbij staat 'd' bij de chemische analyses voor concentraties beneden de detectiegrens.

Tabel 1: Analyseresultaten slagfilterbemonstering

Locatie	Diepte (m –mv.)	Monster	O ₂ (mg/l)	Temp. (°C)	EC (microS/cm)	Tri (ug/l)	Cis (ug/l)	Per (ug/l)	Trans (ug/l)	TCA (ug/l)
1	6,0	D15702	0,1	22,2	546	0,4	d	d	d	d
	6,5	D15701	0,1	18,0	470	0,8	d	d	d	d
	7,0	D15689	0,2	17,3	511	19	0,8	d	d	d
	7,4	D15684	0,0	17,0	718	47	2,2	0,2	d	d
2	7,0	D15690	0,3	16,5	765	0,1	d	d	d	11
	7,5	D15697	0,2	13,5	850	d	d	d	d	13,5
	7,9	D15699	-	-	-	d	d	d	d	4,1
3	4,6	D15687	0,3	16,9	537	d	d	d	d	d
	5,3	D15898	0,2	16,5	508	d	d	d	d	d
4	5,4	D15679	1,5	10,5	548	22	37	d	d	d
	5,9	D15705	0,8	12,3	494	0,8	d	d	d	d
	6,7	D15691	3,5	13,1	360	1,5	d	d	d	d
	7,4	D15688	1,7	13,6	629	2,6	d	0,8	d	d
	8,0	D15696	0,6	11,1	1004	19	d	0,7	d	d
5	6,0	D15695	-	-	-	0,7	d	d	d	d
	9,8	D15686	1,6	9,0	568	11.500	280	100	d	d
		Gefiltreerd*	1,6	9,0	568	-	290	135	d	d

* gefiltreerd met 0,45 µm filter



De vergelijking van het “normale” monster en het gefiltreerde monster was alleen mogelijk voor per en cis; voor PCE is de verhouding tussen voorgefiltreerd en “normaal” 1: 0,75 en voor DCE 1: 0,95. Door de hoge concentratie aan trichlooretheen zou het gefiltreerde monster in het laboratorium verdund moeten worden, doch er was te weinig water beschikbaar.

Conclusies

Toepassing van slagfilterbemonstering blijkt, in tegenstelling tot de ervaringen in andere delen van het land en het buitenland, geen werkbare optie te zijn voor een efficiënte verticale grondwaterbemonstering in Tilburg. De grote weerstand die de bodem hier heeft is hiervan de oorzaak.

Voor de toepassing van de combinatie slagfilter-avegaarboring kan gesteld worden dat zij niet de verwachte voordelen opleverde. Een grotere diepte kon wel bereikt worden, maar de efficiëntie van toepassing van slagfilterbemonstering werd in tegenstelling tot de verwachting niet vergroot, eerder verkleind. De conusweerstand blijkt op deze locatie ook te hoog te zijn voor deze toepassing van slagfilterbemonstering.

De gemeten concentraties bieden enig inzicht in het verticale verloop van de verontreiniging, maar zijn door het geringe aantal en dieptebereik niet in staat de opgemerkte hiaten op te vullen.

Een vergelijking tussen voorgefiltreerde en “normale” bemonstering toont voor per en cis aan dat de waarden verkregen met voorfiltratie hoger zijn dan zonder voorfiltratie, waarbij in het laboratorium een deelmonster met een pipet overgeheveld dient te worden. Door het zeer geringe aantal monsters kan op basis hiervan geen conclusie getrokken worden, wel kan gesteld worden dat het interessant is voor nader onderzoek.



Bijlage 2: Sondeergrafieken

Deze bijlage is niet in de digitale versie van het rapport opgenomen.

.



Bijlage 3: Boorbeschrijvingen

Deze bijlage is niet in de digitale versie van het rapport opgenomen.



Bijlage 4: Analyseresultaten

Deze bijlage is niet in de digitale versie van het rapport opgenomen.

Bijlage 5: Interpretatie analyseresultaten conesipper

Om met de conesipper een grotere diepte te bereiken is de conesipper op locatie CS-1 zowel *naast* als *in* het sondeergat van de voorgaande sondering geplaatst. De onderlinge afstand tussen beide sonderingen bedroeg ca. 1 meter. Beide werkwijzen resulteerden in eenzelfde einddiepte, derhalve was er qua te halen diepte geen voordeel te halen uit een dergelijke 'voorgesondeerde' bemonstering. Een belangrijke vaststelling is echter dat er tussen de meetresultaten mét en zonder voorsondering, relatief grote verschillen bestaan (zie verder).

De individuele analysegegevens zijn opgenomen in bijlage 3.1. In de hiernavolgende tabellen (1 t/m 5) zijn de concentraties van de analyseresultaten met bijbehorende sondeerdieptes samengevat. Aangezien de meeste metingen in tweevoud zijn uitgevoerd is tevens het gemiddelde van twee metingen weergegeven en de afwijking (absoluut en relatief) tussen de metingen en het gemiddelde.

Tabel 1: Analyseresultaten conesipper 1 (CS-1)

'in het sondeergat'		'naast het sondeergat'					
diepte (m-mv.)	Concentratie per (µg/l)	diepte (m-mv.)	Concentratie per (µg/l)	Concentratie per (µg/l)	Gemiddelde concentratie per (µg/l)	Absolute afwijking ⁽¹⁾	Relatieve afwijking (%) ⁽²⁾
11	180	-	-	-	-	-	-
13	20	13.5	17	-	-	-	-
15	5,5	14.7	13	15	14	1	7
-	-	15.7	11	10	10.5	0.5	5
17	0,83	17	7,4	-	-	-	-
-	-	18	6	4,8	5,4	0,6	11
19	3,4	18.7	6	-	-	-	-
-	-	19.5	9,4	13	11.2	1.8	16
-	-	20	12	-	-	-	-
21	0,59	21.7	10	11	10.5	0.5	5
23	0,56	23.7	11	-	-	-	-
-	-	24.5	8,1	7,95	8,0	0.15	2
25	0,23	25.5	7,3	-	-	-	-
-	-	26	8,1	-	-	-	-
27	0,32	27.5	7,8	-	-	-	-

(1) Absolute afwijking van het gemiddelde

(2) Relatieve afwijking van het gemiddelde

Gemiddelde relatieve afwijking CS-1: 8%.

Tabel 2: Analyseresultaten conesipper 2 (CS-2)

diepte (m-mv.)	Concentratie per (µg/l)	Concentratie per (µg/l)	Gemiddelde concentratie per (µg/l)	Absolute afwijking	Relatieve afwijking (%)
10.5	21.000	-	21.000	-	-
14.5	6.400	8400	7.400	1.000	14
15.3	1.200	1.200	1.200	0	0
16	490	520	505	15	3
18	360	380	370	10	3
19.5	290	270	280	10	4
20.5	98	72	85	13	15
22	120	100	110	10	9
24.5	70	69	69,5	0.5	1
25	93	87	90	3	3
26.5	67	-	-	-	-
28.5	51	-	-	-	-

Gemiddelde relatieve afwijking CS-2: 6%.

Tabel 3: Analyseresultaten conesipper 3 (CS-3)

diepte (m-mv.)	Concentratie per (µg/l)	Concentratie per (µg/l)	Gemiddelde concentratie per (µg/l)	Absolute afwijking	Relatieve afwijking (%)
12.5	44.000	-	-	-	-
14.5	2.300	1.100	1.700	600	35
15.5	320	300	310	10	3
17	89	160	124,5	35,5	29
20	180	140	160	20	13
21	90	140	115	25	22
22	75	57	66	9	14
23.5	60	51	55,5	4,5	8
24.5	49	43	46	3	7
27	47	-	-	-	-

Gemiddelde relatieve afwijking CS-3: 16%

Tabel 4: Analyseresultaten conesipper 4 (CS-4)

diepte (m-mv.)	Concentratie per (µg/l)	Concentratie per (µg/l)	Gemiddelde concentratie per (µg/l)	Absolute afwijking	Relatieve afwijking (%)
11	36	57	46,5	10,5	23
13.5	3.800	3.700	3.750	50	1
15.5	10.000	10.000	10.000	0	0
17.5	4.500	4.000	4.250	250	6
18.5	2.200	2.100	2.150	50	2
19.5	830	1.100	965	135	14
21.5	340	430	385	45	12
22.7	580	590	585	5	1
24.3	460	570	515	55	11
26	89	-	-	-	-

Gemiddelde relatieve afwijking CS-4: 8%.

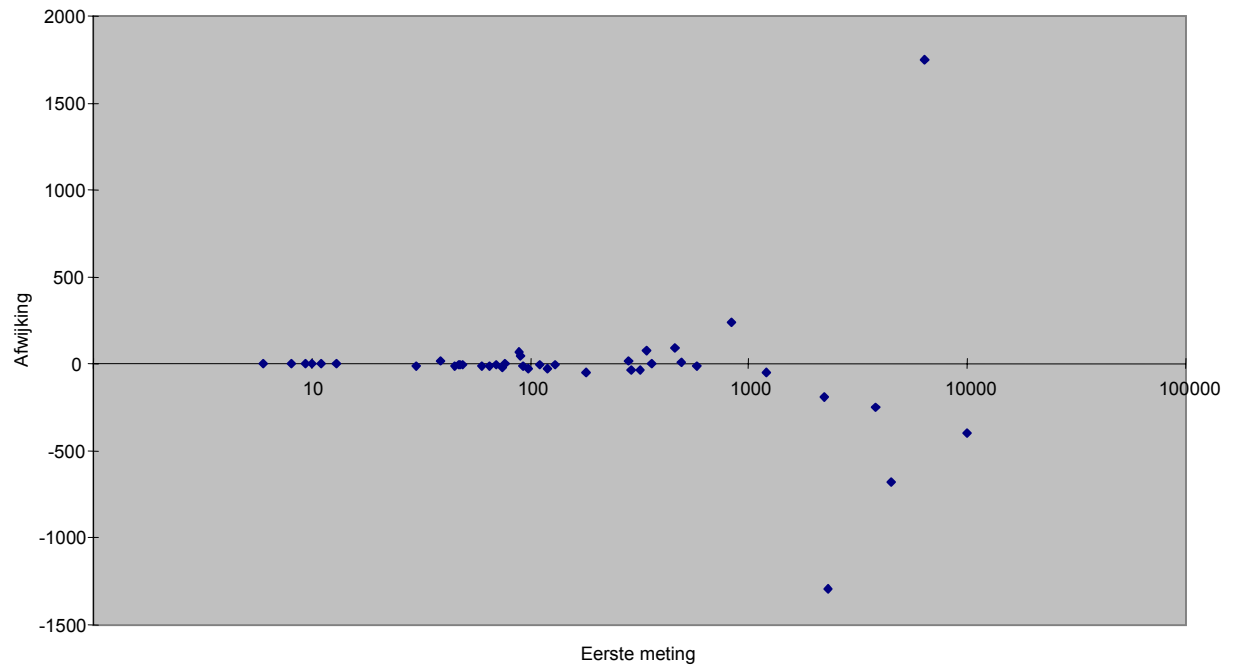
Tabel 5: Analyseresultaten conesipper 5 (CS-5)

diepte (m-mv.)	Concentratie per (µg/l)	Concentratie per (µg/l)	Gemiddelde concentratie per (µg/l)	Absolute afwijking	Relatieve afwijking (%)
12	570	-	570	-	-
14	280	310	295	15	5
16.3	65	53	59	6	10
17.7	47	47	47	0	0
18.5	110	110	110	0	0
19.5	130	130	130	0	0
20.5	77	79	78,5	0,5	1
21.5	45	37	41	4	10
22.5	48	44	46	2	4
23	30	22	26	4	15
24	7,3	-	7,3	-	-
25.5	5,6	-	5,6	-	-
27	4,4	-	4,4	-	-

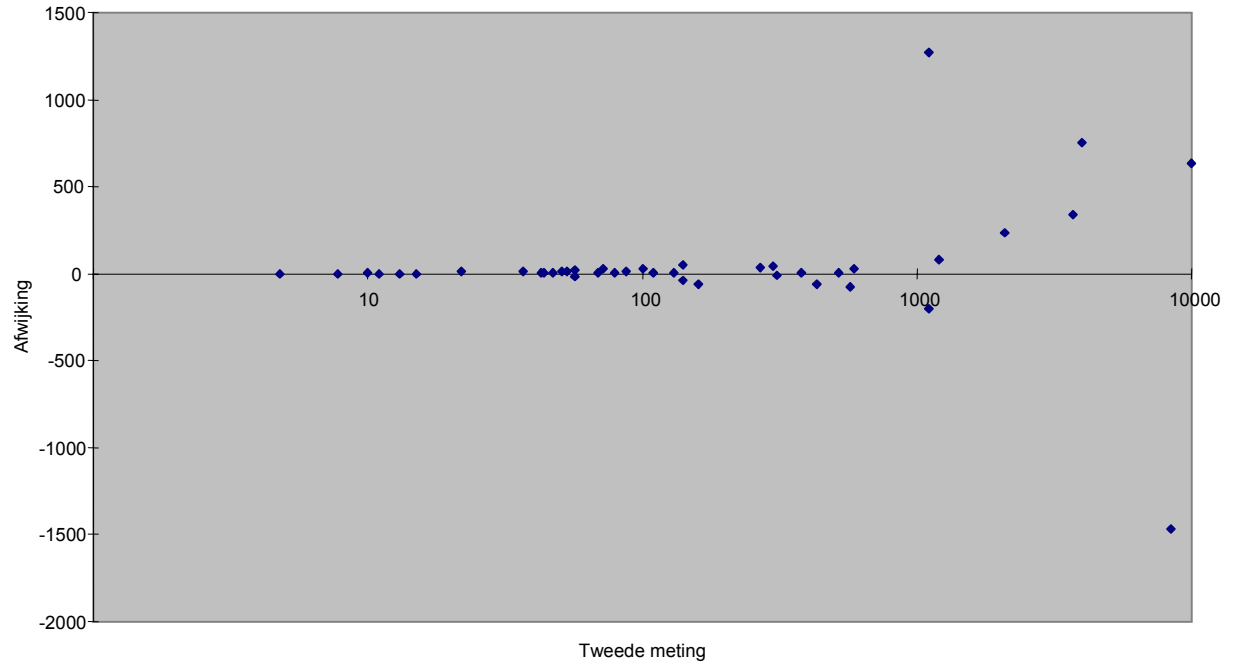
Gemiddelde relatieve afwijking CS-5: 5%.



Reproduceerbaarheid van de analyseresultaten



Figuur 1: Afwijkingen van eerste metingen op regressielijn



Figuur 2: Afwijkingen van tweede metingen op regressielijn

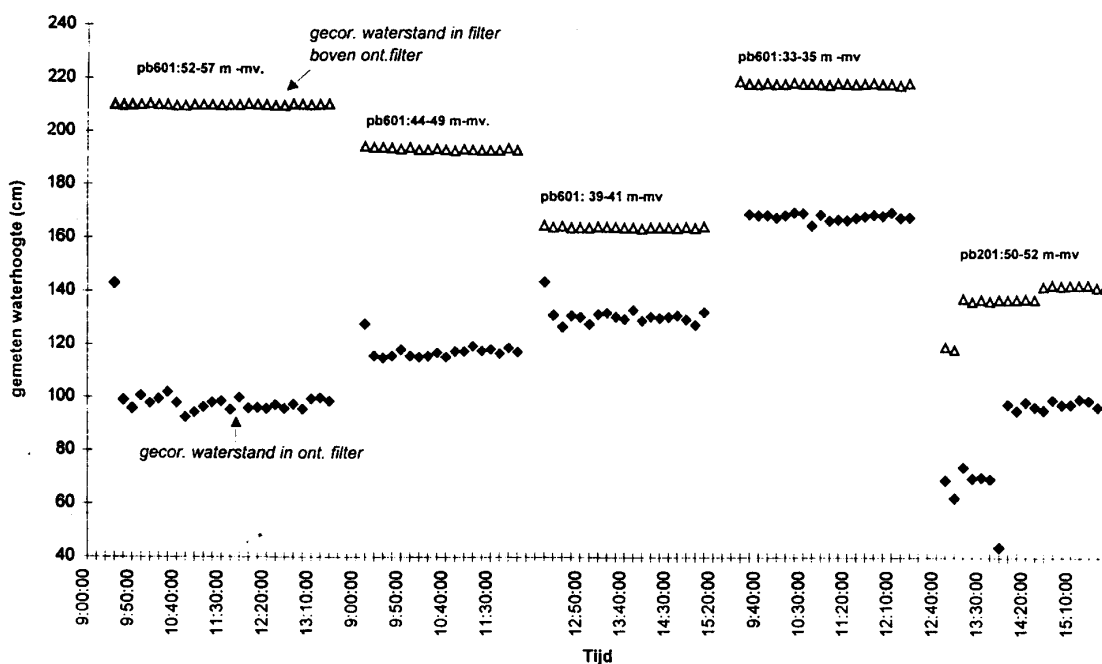


Bijlage 6: Resultaten 'divers'

Tijdens de onttrekking zijn zogenaamde 'divers' toegepast voor het frequent registreren van de grondwaterstanden in de filters. Gebruik is gemaakt van in totaal 3 divers. Voorafgaand aan de onttrekkingsproef is de opnamefrequentie van de divers en het tijdstip van aanvang van de onttrekking ingesteld. Een en ander vindt plaats op kantoor. Eenmaal ingestelde waarden kunnen in het veld niet meer worden gewijzigd. Gelet op de opzet van de onttrekkingsproef en de verwachte verlaging van de grondwaterstand in de filters is gekozen voor een opnamefrequentie van 10 minuten.

Eén diver is geïnstalleerd in het filter waaruit grondwater wordt onttrokken. De diver is op enkele meters beneden de actuele stijghoogte in de peilbuis geplaatst. Een tweede diver is geïnstalleerd in het filter direct boven het filter waaruit onttrokken wordt. Op deze wijze kan de verlaging in het af te pompen filter worden bepaald en kan worden vastgesteld of door deze onttrekking een stijghoogteverlaging in het direct daarboven geplaatste filter plaatsvindt. Gekozen is voor deze opzet aangezien in verband met het beperkte invloedsgebied van de onttrekking (straal van enkele meters) geen verlaging van de grondwaterstand in andere peilbuizen wordt verwacht. De derde diver registreert de luchtdruk op de locatie.

Na afloop van de onttrekkingsproef zijn de in de diver opgeslagen waarden op kantoor uitgelezen en bewerkt in een spreadsheet-programma. De gemeten waterdrukken zijn gecorrigeerd voor tijdens de onttrekking opgetreden luchtdrukverschillen. De gecorrigeerde stijghoogtes zijn weergegeven in figuur 1.



Figuur 1: stijghoogtemetingen m.b.v. divers

Uit de diver-metingen blijkt dat het grondwater niveau in de peilbuis bij het aanzetten van de pomp relatief snel daalt. Binnen een meetperiode van 10 minuten daalt het niveau met maximaal 40 cm. Vervolgens treedt nauwelijks nog verlaging op gedurende de resterende pompperiode (3 à 4 uur). De optredende verlaging kan worden verklaard doordat in eerste instantie alleen het aanwezige grondwater in de peilbuis (berging) wordt afgepompt. Tijdens het afpompen van het (bergings)water treedt toestroming richting filter op.



De pompcapaciteit ($1,3 \text{ m}^3/\text{uur}$) is ten opzichte van de toestroming richting filters te klein om een verdere verlaging van het grondwaterniveau te veroorzaken. Door de geringe verlaging in de peilbuis zal de weerstand van het water bij toestroming naar het filter (filterweerstand) en in de peilbuis (weerstand stijgbuis) beperkt blijven.

Opvallend is dat de grootste grondwaterstandsverlaging (circa 40 cm) optreedt in een 5 meter filter (pb 601: 52,0-57,0 m –mv.). In de overige filters is de verlaging kleiner (circa 0,15 cm) of ontbreekt zelfs in de filters 601 (33,0-35,0 m –mv.) en 201 (50,0-52,0 m –mv.). Een mogelijke verklaring hiervoor is de doorlatendheid van de watervoerende laag waar het filter in is geplaatst. Het diepste filter van pb 601 staat in een zandlaag waarin kleilaagjes voorkomen.