

TNO-rapport

2009-U-R69225

**Onderzoeken stabiele eindsituatie
grondwaterverontreiniging met VOCl's**

Datum	21 januari 2009
	Drs. Eric van Nieuwkerk Drs. Suzanne van der Meulen Dr. Niels Hartog
Opdrachtgever	BioSoil; dit project is uitgevoerd in het kader van het project Holland In situ Proeftuin (HIP) met financiële ondersteuning vanuit de EZ-cofinanciering van TNO.
Projectnummer	092.69225/01.05
Aantal pagina's	43 (incl. bijlagen)
Goedgekeurd door	Dr.ir. Huub Rijnaarts

Alle rechten voorbehouden. Niets uit dit rapport mag worden vermenigvuldigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm of op welke andere wijze dan ook, zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van TNO.

Indien dit rapport in opdracht werd uitgebracht, wordt voor de rechten en verplichtingen van opdrachtgever en opdrachtnemer verwezen naar de Algemene Voorwaarden voor onderzoeksopdrachten aan TNO, dan wel de betreffende terzake tussen de partijen gesloten overeenkomst.

Het ter inzage geven van het TNO-rapport aan direct belanghebbenden is toegestaan.

Inhoudsopgave

	Samenvatting	3
1	Inleiding	5
1.1	Achtergronden en vraagstelling	5
1.2	Doelstelling HIP pilot	5
1.3	Globale aanpak	5
2	Gegevens onderzoekslocatie	6
2.1	Locatie	6
2.2	Bodemopbouw	6
2.3	Grondwaterstroming	7
2.4	Verontreinigingssituatie en verspreidingspaden	9
2.5	Saneringswerkzaamheden.....	10
3	Methode	11
3.1	Onderzoeksopzet.....	11
3.2	Aanpak monitoring	11
3.3	Methode van uitwerken.....	13
3.4	Aanpak van de modellering	15
4	Resultaten	17
4.1	Nalevering; resultaten pompproof en modellering.....	17
4.2	Natuurlijke afbraak van verontreinigingen	25
4.3	IJking en betrouwbaarheid model.....	33
5	Discussie	37
5.1	Afbraak van de verontreiniging in het grondwater	37
5.2	Nalevering.....	37
5.3	Synthese.....	38
6	Conclusies en aanbevelingen	39
	Literatuur	41

A Overzichtstekening

B Analyseresultaten nulsituatie verontreiniging

Samenvatting

Op de onderzoekslocatie aan de Asterweg te Amsterdam is sprake van een verontreiniging met VOCl's in de grond en het grondwater van de Holocene deklaag en in het eerste watervoerend pakket. Bij deze HIP-pilot is bepaald hoe groot de nalevering vanuit de klei/veenlagen en eventuele zaklagen is en in hoeverre de verspreidingsnelheid vanuit de nalevering in de pas loopt met de snelheid van de natuurlijke afbraak. Op basis hiervan kan worden vastgesteld of de stabiele eindsituatie is bereikt dan wel of vervolgacties nodig zijn waardoor de stabiele eindsituatie bereikt kan worden. De belangrijkste kennisvraag van deze HIP-pilot luidt: hoe kan een stabiele eindsituatie worden onderbouwd?

De Holocene deklaag is opgebouwd uit een afwisseling van klei/veen en zandlagen en het eerste watervoerende pakket bestaat overwegend uit zand. De tamelijk complexe bodemopbouw en grondwaterstromingssituatie maakt het eenduidig in beeld brengen van de nalevering en de natuurlijke afbraak op basis van alleen metingen lastig. Door te kiezen voor een analyse op basis van een gecombineerde aanpak van meten en modelleren voor een natuurlijke situatie en een situatie gedurende een pompproef, kan worden ingeschat in hoeverre op deze locatie sprake is van een stabiele eindsituatie.

De conclusies van de analyse luiden als volgt:

- De grondwatersanering door BioSoil tussen 2000 en 2007 heeft geleid tot vrachtverwijdering, maar door nalevering uit de klei/veenlagen en vermoedelijke zaklagen in de buurt van de peilbuizen N1 en N2 zijn de concentraties in 1,5 jaar weer gestegen in zowel de Holocene deklaag als het eerste watervoerende pakket. Dit blijkt zowel uit de langdurige monitoring als uit de resultaten van de pompproef. Ook de modelberekeningen bevestigen deze conclusie.
- De redoxomstandigheden voor natuurlijke afbraak van VOCl's in de Holocene deklaag en het eerste watervoerende pakket zijn over het algemeen gunstig, maar de hoeveelheid geschikte elektronendonor is beperkt. De snelheid van de natuurlijke afbraak is te gering om de nalevering uit de klei/veenlagen bij te houden.
- Zonder aanvullende maatregelen zullen concentraties van verontreinigingen vermoedelijk tot boven de interventiewaarden naar het eerste watervoerende pakket afstromen van waaruit ze zich horizontaal verspreiden tot over de terreingrens. Er is geen sprake van een stabiele eindsituatie.
- Eventuele maatregelen kunnen het beste vooral gericht zijn op stimulering van de natuurlijke afbraak in de deklaag ter bescherming van het eerste watervoerende pakket. Ook dient een strategie te worden uitgewerkt voor de aanpak van een eventuele restverontreiniging in het eerste watervoerende pakket. Traditionele pump&reat maatregelen zullen niet op afzienbare termijn leiden tot een stabiele eindsituatie en vormen geen duurzame oplossing voor deze locatie.

Voor het vervolg wordt aanbevolen een plan uit te werken voor de aanpak op basis van stimulering van de natuurlijke afbraak van de verontreinigingen op deze locatie.

Het succes van de eerder gehanteerde saneringsaanpak kan beter worden ingeschat als in het vervolg rekenschap wordt genomen van de volgende aandachtspunten:

- Voorafgaand aan het ontwerpen van een grondwatersanering, dient er een gedegen inzicht te zijn in de verspreidingspaden van verontreinigingen en de potentiële

nalevering uit klei/veenlagen (opstellen van een conceptueel model van de locatie). Verder helpt het als de maatvoering altijd in meters ten opzichte van NAP wordt gerapporteerd. Saneringslocaties worden namelijk in de regel herontwikkeld, waarbij het maaiveld vrijwel altijd verandert.

- Het wordt afgeraden om systeemfilters van de grondwatersanering door meerdere doorlatende lagen te plaatsen. Dit maakt het enerzijds lastig om de sanering in afzonderlijke lagen te sturen. Anderzijds is ongewenste verspreiding van verontreinigingen mogelijk door het weglekken van zaklagen via de filters. Ook kan ongecontroleerde onttrekking uit diepere lagen ervoor zorgen dat verontreinigingen hoger in het bodemprofiel versneld neerwaarts worden getrokken.
- Ook monitoringsfilters dienen geheel in afzonderlijke lagen te worden geplaatst, zodat een eenduidige analyse mogelijk is van de processen in de ondergrond. Bovendien wordt aanbevolen om het filtertraject van monitoringsfilters klein te houden om zoveel mogelijk te voorkomen dat bij monsterneming een grondwatermengsel wordt genomen.
- Waterstofmetingen zouden moeten worden uitgevoerd in peilbuizen en niet in grondwater dat wordt bemonsterd via een leidingennetwerk.

Met deze pilot is gedemonstreerd hoe aan de hand van monitoring en modellering informatie is verkregen over grondwaterstroming, nalevering en natuurlijke afbraak van de verontreiniging. Deze drie aspecten dienen te worden bestudeerd om te kunnen vaststellen of sprake is van een stabiele eindsituatie.

1 Inleiding

Aan de Asterweg te Amsterdam zijn door BioSoil tussen 1999 en 2007 een ontgraving en grondwatersanering uitgevoerd van VOCl's in opgeloste vorm en in de pure fase. Bij de sanering is grondwater onttrokken, gezuiverd en geloosd als beheersmaatregel. Na afronding bleken de saneringsdoelstellingen niet behaald te zijn. In onderhavige HIP pilot is getracht om met geavanceerde onderzoeksmethoden de problematiek goed in beeld te brengen en te komen tot een oplossingsstrategie, waarbij het bereiken van een stabiele eindsituatie als uitgangspunt dient.

1.1 Achtergronden en vraagstelling

Het verontreinigde grondwater is bij de sanering afgepompt, waarna het weer geïnfiltrerd is. Verder is elektronendonor toegevoegd (koolstofbron) om de geochemische omstandigheden in de bodem sterk gereduceerd te krijgen en zodoende de natuurlijke afbraak van VOCl's te bespoedigen. Na aanvankelijk sterke daling van de concentraties VOCl's zijn deze na het stopzetten van de sanering weer gestegen. Het vermoeden bestaat dat nalevering optreedt uit sterk adsorberende slechtdoorlatende klei/veenlagen en uit resterende zaklagen (pure fase), waardoor de gesaneerde lagen weer worden besmet.

De vraag is of de optredende nalevering van de VOCl-verontreinigingen acceptabel is en dat gesproken kan worden van een stabiele eindsituatie.

1.2 Doelstelling HIP pilot

Door BioSoil is aan Deltares/TNO gevraagd een onderzoeksmethode te demonstreren, waarmee kan worden onderbouwd of de optredende nalevering na de sanering, al dan niet het bereiken van een stabiele eindsituatie doorkruist.

1.3 Globale aanpak

Met onderhavige HIP pilot is bepaald hoe groot de nalevering vanuit de klei/veenlagen en eventuele zaklagen is en in hoeverre de verspreidingssnelheid vanuit de nalevering in de pas loopt met de snelheid van de natuurlijke afbraak. Op basis hiervan kan worden vastgesteld of de stabiele eindsituatie bereikt is of kan een basis geboden worden voor vervolgacties waardoor de stabiele eindsituatie bereikt kan worden. De belangrijkste kennisvraag luidt: hoe kan een stabiele eindsituatie worden onderbouwd?

De deelvragen in onderhavig onderzoek zijn als volgt:

- In hoeverre treedt nalevering op uit de Holocene klei/veenlagen?
- Hoe zullen de concentraties in de Holocene lagen en het eerste watervoerende pakket verlopen in de tijd ten gevolge van de nalevering?
- Duiden de trends in de verontreinigingssituatie, de dechloreringsgraad en de redoxcondities op een goede potentie van natuurlijke afbraak (NA)?
- Is er voldoende brandstof aanwezig voor de NA om de concentraties aan verontreiniging die door middel van nalevering vrijkomen in de tweede tussenlaag, te reduceren tot aanvaardbare niveaus? Anders gezegd, hoe duurzaam is de natuurlijke afbraak?

2 Gegevens onderzoekslocatie

2.1 Locatie

De onderzoekslocatie betreft het perceel aan de Asterweg 17-19 te Amsterdam. De locatie bevindt zich op een bedrijventerrein aan de noordelijke IJ-oever. Het terrein is recentelijk bebouwd met kantoren en heeft een binnenplaats die geheel is verhard met straatklinkers. Aan de westzijde wordt het terrein begrensd door het water van de Houthaven en aan de oostzijde door de Asterweg. Het terrein grenst aan de noord- en zuidzijde aan eveneens recent bebouwde percelen (zie figuur 2.1).



Figuur 2.1: De onderzoekslocatie aan de Asterweg te Amsterdam

2.2 Bodemopbouw

Bij de recente herontwikkeling van het terrein is de locatie opgehoogd tot NAP+0,6 m. Ten tijde van de aanleg van het grondwatersaneringsysteem lag het maaiveld ongeveer op NAP. De bodem is zeer gelaagd en bestaat uit een afwisseling van zand, klei en veen. In tabel 2.1 is de maatgevende bodemopbouw van de locatie weergegeven. Deze is gebaseerd op sonderingen en de resultaten van spitsmuisonderzoek uitgevoerd door GeoDelft. Ook is gebruik gemaakt van lit.1, 3 en lit. 6.

Tabel 2.1: bodemopbouw (slecht doorlatende lagen grijs gemarkeerd)

Diepte [m tov NAP]		Lithologie	Hydrogeologie
<i>van</i>	<i>tot</i>		
+0,6	-1	zand	Ophooglaag (matig doorlatend)
-1	-8	klei/veen	Holocene deklaag (matig doorlatend)
-8	-12,1	fijn zand; 1e tussenzandlaag	
-12,1	-12,7	klei/veen	
-12,7	-17	middelfijn zand; 2e tussenzandlaag	
-17	-19	klei	
-19	-30	grove zanden	Eerste watervoerende pakket (goed doorlatend)
>-30		klei	Geohydrologische basis (ondoorlatend)

De eerste slecht doorlatende laag onder het eerste watervoerende pakket wordt op basis van lit.2, 3 en 6 als geohydrologische basis aangenomen. Er vindt geen verticale stroming plaats vanuit het eerste watervoerende pakket richting de eerste slecht doorlatende laag in de omgeving van de Asterweg.

Op basis van lit.1 en 3 wordt de horizontale doorlatendheid van de tussenzandlagen geschat op 0,5 tot 10 m/dag. De slecht doorlatende klei- en veenlagen hebben een verticale doorlatendheid van 0,002 tot 0,005 m/dag. De horizontale doorlatendheid in het eerste watervoerende pakket bedraagt circa 40 m/dag.

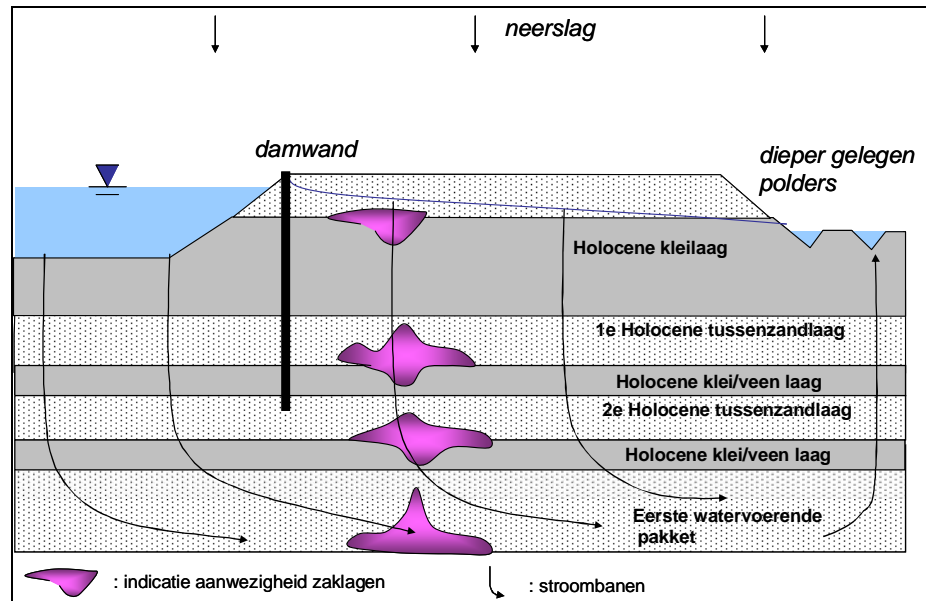
2.3 Grondwaterstroming

De locatie ligt op een kunstmatig schiereiland midden in het IJ, waar een boezempeil van NAP-0,4 m wordt gehandhaafd. De polders aan de noordzijde van het IJ kennen lagere oppervlaktewaterpeilen (zie figuur 2.2). Het landgebruik rondom de locatie bestaat hoofdzakelijk uit verharde terreinen. De hoeveelheid regenwater die afstroomt naar het grondwater (neerslagoverschot) is beperkt voor verhard stedelijk gebied en wordt geschat op 0,5 mm/dag in de gemiddelde situatie (lit. 6 en 7).



Figuur 2.2: Overzichtskartaal van de regio met gehanteerde polderpeilen (zomerpeil / winterpeil in m t.o.v. NAP)

Het IJ is infiltratiegebied waarbij het infiltrerende regenwater en oppervlaktewater verticaal afstroomt via de tamelijk slecht doorlatende Holocene lagen naar het eerste watervoerende pakket (lit.1, 3 en 6). Er zijn geen gegevens beschikbaar gesteld van de freatische grondwaterstand op de locatie of in de omgeving van de Asterweg. Ook in DINO zijn geen gegevens voorhanden. Wel is bekend dat de stijghoogte in de Holocene tussenzandlagen op de locatie circa NAP-2,5 m bedraagt in de natuurlijke situatie (metingen uit de peilbuizen N1 en N2). Dit is circa 2 m lager dan het omringende oppervlaktewater waardoor sprake is van infiltratie. De diepte van het IJ varieert van NAP-4 tot -7 m rondom de Asterweg en is dus niet ingesneden tot het eerste watervoerende pakket. Langs de kade is een damwand aangelegd tot een diepte van NAP-13,9 m. Het betrekkelijk grote peilverschil tussen oppervlaktewater en stijghoogte in de tussenzandlagen in combinatie met de matig doorlatende Holocene bodem duiden erop dat de invloed van het oppervlaktewater op de grondwaterstroming in de Holocene tussenzandlagen beperkt is. Ook de damwand beperkt de invloed van de watergang op de grondwaterstroming ter hoogte van de locatie. De stroming in de bovenste Holocene lagen is vooral verticaal en wordt bepaald door het neerslagoverschot in de natuurlijke situatie. In figuur 2.3 is de stromingssituatie in de natuurlijke situatie schematisch weergegeven.



Figuur 2.3: Schematische weergave lokale grondwaterstromingssituatie en verontreinigingssituatie

In het eerste watervoerende pakket heerst een overwegend horizontale stroming richting de dieper gelegen polders aan de noordkant van Amsterdam. Exacte gegevens over de stroming in het eerste watervoerende pakket ter hoogte van de Asterweg zijn niet beschikbaar. Op basis van de gegevens uit DINO en lit.6 is een noordoostelijke stromingsrichting waarschijnlijk.

2.4 Verontreinigingssituatie en verspreidingspaden

Het grondwater is verontreinigd met gechloreerde koolwaterstoffen (VOCI's). Bij aanleg van het in-situ saneringssysteem in 1999 bedroegen de hoogste aangetroffen concentraties PER 210.000 µg/l, TRI 67.000 µg/l, CIS 130.000 µg/l en VC 110.000 µg/l en bevond de verontreiniging zich in de eerste tussenzandlaag (lit. 8). In de regel mag aangenomen worden dat PER als uitgangspunt is gebruikt en dat de andere verontreinigingen zijn ontstaan door natuurlijke afbraak van PER. De maatgevende bronzone van de verontreiniging bevindt zich aan de zuidkant van de locatie (zie bijlage A). Deze zone wordt hierna aangeduid als het 'kerngebied'. Daarnaast bevinden zich ten noorden van deze bronzone kleinere bronzones. De verontreiniging is ontstaan rond de jaren 70. De uitgangssituatie voor aanvang van de HIP-pilot wordt in hoofdstuk 4 beschreven. Verwacht wordt dat naast de verontreiniging in het grondwater ook nog verontreiniging aanwezig is in het bodemmateriaal in de klei/veenlagen.

Gezien de overwegend verticale stroming in de Holocene lagen zullen ook de opgeloste grondwaterverontreinigingen zich verticaal verplaatsen in het Holocene pakket. Verontreinigingen in het eerste watervoerende pakket verspreiden zich meer horizontaal, vermoedelijk in noordoostelijke richting.

Bij nagenoeg alle (oplosbare) organische verbindingen geldt dat een deel van de verontreiniging zal hechten aan de grond, waarbij uiteindelijk een evenwicht zal worden bereikt tussen de concentratie in het grondwater en de grond. Deze verhouding is hoofdzakelijk afhankelijk van de stoffeigenschappen en het koolstofgehalte in de grond.

Bij het transport via het grondwater van een bepaalde concentratie van VOCl's, zal een deel van de concentratie aan de bodem geadsorbeerd worden. Zodra het adsorptiecomplex in de bodem gevuld is, zal de daarop volgende vracht van de stof volledig door de bodemlaag heen breken. Het netto effect van dit proces is dat het concentratiefront trager reist dan het grondwater. De vertraagde migratie van het concentratiefront wordt retardatie genoemd.

De mate van retardatie van de opgeloste organische verbindingen (in dit geval VOCl's), wordt bepaald door de hoeveelheid organisch stof in het bodemmateriaal en door de partiticoëfficiënt (K_{oc}) van de betreffende stof (in Hoofdstuk 4 zijn de gehanteerde waarden opgenomen). Er is geen informatie beschikbaar over het natuurlijke organisch stofgehalte in de bodemlagen op deze locatie. In het algemeen varieert het organisch stofgehalte in de Holocene bodems in veenweidegebied van west Nederland tussen de 1 en 10%. In veenlagen kan dit hoger zijn, tot meer dan 50%. In de arme Pleistocene zanden van het eerste watervoerende pakket bedraagt het organisch stofgehalte circa 0,1 tot 0,2 % (lit. 6). Verder blijkt in de praktijk dat niet al het organisch stof dat gemeten wordt, ook bijdraagt aan de adsorptie. In de regel wordt aangehouden dat 58% van het gemeten organisch stofgehalte beschikbaar is voor adsorptie lit. 9.

2.5 Saneringswerkzaamheden

Tussen 2000 en 2007 is een grondwatersaneringssysteem van BioSoil actief geweest. Voorafgaand aan de grondwatersanering heeft ontgraving van verontreinigde grond plaatsgevonden. Bij de grondwatersanering is grondwater in de tussenzandlagen en het eerste watervoerende pakket onttrokken en na zuivering deels geloosd en deels geretourneerd in de betreffende lagen (Bijlage A). Verder is de biologische afbraak van de verontreinigingen gestimuleerd door toediening van een substraat (elektronendonor).

Uit de 7^e voortgangsrapportage van BioSoil (lit. 8) blijkt dat het doel van de sanering het wegnemen van humane en verspreidingsrisico's is, teneinde de bestemming 'kantoor/industrie' op de locatie te kunnen realiseren. Als terugsaneerwaarde voor het grondwater gelden de interventiewaarden. Als uitzondering hierop is een afwijkende terugsaneerwaarde vastgesteld voor vinylchloride van 4 µg/l.

In lit. 8 wordt gemeld dat in de periode juli 2004-juli 2005 elektronendonor (substraat) is geïnfiltrerd in de peilbuizen 121, 208 en 3003. Deze peilbuizen zijn tijdens de uitgebreide monitoringsrondes meegenomen. Er is water onttrokken vanuit de peilbuizen 324, 511 en 905. In de periode 2005 tot 2007 is geïnfiltrerd in peilbuis 511 en onttrokken vanuit peilbuis 324. Volgens opgaaf heeft BioSoil van juli 2005 tot en met 25 april 2007 elektronendonor geïnfiltrerd in filter 511 door middel van een constante infiltratie van grondwater waaraan substraat werd toegevoegd. Het grondwater ter plaatse van diepwell DW1 is niet beïnvloed door de elektronendonor. Op het naastgelegen terrein, ten noorden van de onderzoekslocatie, is in 2005 een sanering afgerond.

3 Methode

3.1 Onderzoeksopzet

Gezien de complexe bodemopbouw, verontreinigings situatie en grondwaterstromingssysteem, is het lastig om de nalevering eenduidig in beeld te brengen. Dit vergt een onderzoeksstrategie waarmee kan worden ontrafeld hoe de processen in de ondergrond op elkaar inwerken. Gekozen is voor een combinatie van modellering en monitoring van de processen in de ondergrond:

- Met monitoring over een periode van circa 1,5 jaar na de sanering zijn trends in de verontreinigingssituatie bepaald. Verder is de voortgang van de natuurlijk afbraak processen gevolgd door te letten op de dechlorering, redoxcondities en elektronendonor. Hiermee is vastgesteld of gestimuleerde biologische afbraak een eindoplossing biedt voor de sanering van de locatie.
- Ook is een kortdurende pompproef uitgevoerd van twee weken, waarbij intensief is gemonitord. Het doel daarvan was enerzijds om specifieke modelparameters vast te stellen en anderzijds te achterhalen hoe de verontreiniging zich gedraagt in het grondwater. Aan de hand hiervan is meer inzicht verkregen in hoe de verontreiniging aanwezig is in de bodem. Dit is gebruikt om het model te ijken en daarmee de betrouwbaarheid en voorspellende waarde van het model te verhogen.
- De simulatie is uitgevoerd door middel van een numeriek grondwater- en stoftransportmodel (respectievelijk Modflow en RT3D), waarmee de samenhang en onderlinge beïnvloeding van de processen goed kan worden verkend. Door de resultaten van de monitoring (periode van 1,5 jaar en pompproef) te vergelijken met de modelresultaten is de dynamiek van de nalevering onder verschillende omstandigheden in beeld gebracht en kon het model worden gekalibreerd. Als het model in staat is verschillende situaties goed te simuleren, dan vergroot dit de betrouwbaarheid van het model en dus van de modeluitkomsten.

Met de hier bovengenoemde onderzoeksopzet zijn de processen in de ondergrond in detail in beeld gebracht, wat weer de basis vormde voor de beoordeling of sprake is van een stabiele eindsituatie.

3.2 Aanpak monitoring

In het kader van deze HIP-pilot is het grondwater op de locatie gedurende 1,5 jaar op verschillende momenten bemonsterd en geanalyseerd om de processen onder natuurlijke condities te volgen. Binnen die periode is tevens een pompproef gehouden gedurende twee weken waarbij intensief is gemonitord in een beperkt aantal peilbuizen.

3.2.1 *Selectie van meetpunten voor trendmonitoring*

Ten behoeve van het vaststellen van de nulsituatie zijn tijdens de eerste monitoringsronde metingen verricht en monsters genomen van het grondwater ter plaatse van 27 bestaande peilbuizen en deepwells (in het vervolg van dit rapport wordt in verband met de leesbaarheid in beide gevallen gesproken over 'peilbuizen'). Het betreft systeemfilters die onderdeel uitmaken van het grondwateronttrekkings- en infiltratiesysteem van de grondwatersanering. Op basis van de resultaten zijn 8 peilbuizen geselecteerd voor het monitoringsprogramma. Tijdens drie monitoringsrondes is bij deze 8 peilbuizen (121, 208, 3003, 324, 511, 905, DW1 en Vleer01) grondwater bemonsterd en geanalyseerd. De ligging van de peilbuizen en

diepewells is aangegeven op de tekening in Bijlage A. De filters bevinden zich op verschillende dieptes (globaal is aangegeven in welke laag het filter zich bevindt):

- 5-9 m –NAP: 905 (klei/veen Holocene deklaag en enkele decimeters in 1^e zandlaag)
- 9-14 m –NAP: 121, DW1 en DW3 (doorsnijden in Holocene deklaag van boven naar beneden de 1^e zandlaag, klei/veen tussenlaag, 2^e zandlaag)
- 11,8-12,8 m –NAP: N2 (in Holocene deklaag 1^e zandlaag en onderliggende klei/veen)
- 12,5-13,5 m –NAP: N1 (in Holocene deklaag 2^e zandlaag en enkele decimeters van bovenliggende klei/veen)
- 14-17 m –NAP: 208 (in Holocene deklaag 2^e zandlaag)
- 17-20 m –NAP: 324 (kleilaag onderin Holocene deklaag en enkele decimeters in Eerste watervoerend pakket)
- 24-30 m –NAP: 511, vLeer01 en 3003 (eerste watervoerend pakket)

De systeemfilters die nu als monitoringspeilbuizen worden gebruikt, zijn met uitzondering van N1 en N2 bij de herontwikkeling van het terrein onder de bebouwing en bestrating weggewerkt. De filters worden via een leidingenwerk met vacuümpomp in een container bemonsterd. De filters van N1, N2, DW3 en DW1 kunnen direct uit de peilbuis worden bemonsterd.

3.2.2 *Veldwerkzaamheden, monsterneming en labanalyses*

Om het verloop van de afbraak van PER naar VC, etheen en ethaan via TRI en CIS te kunnen volgen is het grondwater op al deze componenten geanalyseerd in de genoemde peilbuizen. De monsterneming van het grondwater, de veldmetingen en de analyses zijn uitgevoerd door het Utrechtse laboratorium van TNO/Deltares.

Naar aanleiding van de analyseresultaten van de concentraties VOCI's in het grondwater, zijn bij de plaatsing van de extra filters N1 en N2 op 5 april 2008 grondmonsters genomen van de tussenkleilaag op circa 13 m –mv. De monsterneming van de grond is door Deltares Delft uitgevoerd met behulp van spitsmuizen (sondeertechniek).

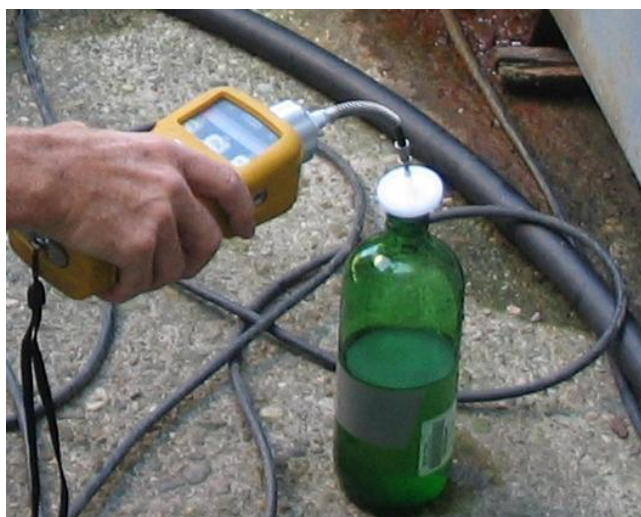
3.2.3 *Aanpak pompproef*

Bij de pompproef is gedurende 2 weken de diepwell DW3 (filtertraject NAP-9 m tot NAP-14 m) geactiveerd met een debiet van circa 4 m³/dag. Deze diepwell heeft een filtertraject dat deels de eerste tussenlandlaag doorsnijdt, geheel de tussenliggende klei/veenlaag en deels de tweede tussenlandlaag doorsnijdt. In alle Holocene lagen wordt het stromingsveld sterk gewijzigd door de pompproef. Ten behoeve van de monitoring tijdens de pompproef zijn twee extra peilbuizen geplaatst, N1 en N2. Tijdens de monitoring voor de pompproef zijn rondom de pompput monsters genomen en geanalyseerd van het grondwater ter plaatse van N1, N2, DW3, 121 en 3003.

In de eerste momenten na de start van de pompproef zullen snelle veranderingen optreden in de grondwaterstroming, maar ook in het vrijkomen van stoffen uit de kleilaag tussen de twee tussenlandlagen. Er zal zowel in de dichtbij gelegen peilbuizen als in de pompput een sterke daling optreden in de concentraties van verontreinigingen. Na het staken van de pompproef zal een 'rebound' optreden, waarbij de concentraties in de peilbuizen langzaam weer zal stijgen tot een niveau dat iets lager ligt dan de situatie voorafgaand aan de pompproef.

Op de eerste dag van de pompproef is voorafgaand aan het activeren van de diepwell de nulsituatie voor die dag vastgesteld in peilbuizen 121, N1, N2, DW3 en 3003. Verder zijn monsters genomen op gezette tijden, te weten circa 4 uur na de start van de pompproef, na 1 week en na 2 weken. Daarna is diepwell 3 stil gezet en is enkele maanden later opnieuw gemonitord om de rebound vast te stellen.

Om de snel verlopende processen goed te volgen is ervoor gekozen om circa elke 10 minuten PID metingen te verrichten in het opgepompte water. Met een PID meting wordt het totaal aan vluchtige verbindingen bepaald, die op deze locatie overeenkomen met de geconstateerde CKW's (zie figuur 3.1). De metingen zijn steeds op dezelfde wijze uitgevoerd, zodat de resultaten onderling vergelijkbaar zijn. De tijdreeks van PID metingen levert inzicht in het verloop van de processen, maar is niet betrouwbaar genoeg om daadwerkelijke concentraties af te leiden. Wel is er een lineair verband tussen de PID gegevens en de actuele concentratie. Door de tijdreeks te vergelijken met de gemeten concentraties van de verontreinigingen kan het verloop van de daadwerkelijke concentraties van verontreinigingen worden herleid.



Figuur 3.1: uitvoering PID metingen van het opgepompte water

Aan het begin van de pompproef zijn tevens automatische drukopnemers (Van Essen divers) geïnstalleerd, waarmee elke 2 seconden de stijghoogte in de peilbuizen N1 en N2 tijdens het verloop van de eerste uren van de pompproef is geregistreerd. Vlak na de start van de pompproef treedt een niet-stationaire situatie in werking, waarbij de stijghoogtes exponentieel dalen. Na enige uren (afhankelijk van de doorlatendheid) treedt een stationaire situatie in werking, waarbij de stijghoogtes ten gevolge van de onttrekking niet langer veranderen. De resultaten van de divermetingen over de niet-stationaire periode kunnen worden gebruikt om de doorlatendheden en specifieke bergingscoëfficiënt van de tussenzandlagen te bepalen. Deze parameters bepalen in grote mate de grondwaterstromsnelheid en richting en worden gebruikt in het grondwatermodel (zie Hoofdstuk 4).

3.3 Methode van uitwerken

PER kan onder anaerobe, methanogene omstandigheden volledig worden afgebroken door middel van reductieve dechlorering. Hiervoor is voldoende organische koolstof als elektronendonoren nodig. Reductieve dechlorering vindt namelijk plaats doordat

specifieke bacteriën organische stof afbreken (oxideren) en de verontreiniging te gebruiken als elektronenacceptor. Om volledige reductieve dechlorering van VOCl's te laten plaatsvinden is waterstof nodig, die geproduceerd moet worden door omzetting van een bepaalde hoeveelheid organische stof. Niet alle organische stof kan echter worden omgezet in waterstof. Ten behoeve van het vaststellen van de omstandigheden voor natuurlijke afbraak zijn de volgende parameters bepaald: redoxpotentiaal, zuurstof, nitraat, sulfaat, ijzer-totaal, methaan, DOC (Dissolved Organic Carbon) en waterstof.

De redoxpotentiaal, waterstof en zuurstofconcentratie zijn tijdens monsterneming van het grondwater voor de monitoring van de afbraak van de verontreiniging in het veld bepaald. In het laboratorium zijn analyses op het grondwater uitgevoerd voor PER, TRI, DCE, VC, ethaan, etheen en methaan, DOC, sulfaat, nitraat en ijzer-totaal. De grondmonsters zijn geanalyseerd op PER, TRI, CIS en organische stof.

3.3.1 *Dechloreringsgraad*

Indien afbraak van de verontreiniging plaatsvindt, neemt de verhouding van uitgangproducten en afbraakproducten af. Deze verhouding kan worden uitgedrukt in de dechloreringsgraad. De dechloreringsgraad geeft aan in hoeverre het dechloreringsproces gevorderd is vanuit het uitgangproduct.

Dechloreringsgraad (uitgangspunt is PER-verontreiniging; concentraties op molbasis) =

$$\frac{([TRI] + 2[\sum DCE] + 3[VC] + 4[etheen] + 4[ethaan])}{4 * ([PER] + [TRI] + [\sum DCE] + [VC] + [etheen] + [ethaan])} * 100\%$$

3.3.2 *Redoxconditie en elektronenbalans*

VOCl's kunnen onder anaerobe, methanogene omstandigheden volledig worden afgebroken middels reductieve dechlorering. Nitraat, ijzer III en zuurstof dienen (bijna) afwezig te zijn en sulfaat mag hooguit in een lage concentratie aanwezig zijn omdat deze concurreren met de verontreiniging als elektronenacceptor. Sulfaat, nitraat en zuurstof zijn de belangrijkste elektronenacceptoren in grondwater. De redoxomstandigheden zijn bepaald aan de hand van de redoxpotentiaal en de elektronenacceptoren in het grondwater: zuurstof, nitraat en sulfaat.

Voor de reductieve dechlorering van VOCl is voldoende koolstof als elektronendonor nodig. Voordat elektronen worden gebuikt voor de reductie van de verontreiniging worden de concurrerende elektronenacceptoren gereduceerd. De elektronenbalans is uitgedrukt als de hoeveelheid koolstof die overblijft na reductie van zuurstof, nitraat en sulfaat. Voor het berekenen van de elektronenbalans zijn de formules in box 1 gebruikt.

Hierbij moet worden opgemerkt dat zuurstof en nitraat sneller worden gereduceerd dan sulfaat en de verontreiniging. De reductie van sulfaat, Per of Tri zijn processen die gelijktijdig kunnen plaatsvinden. Het is daarom niet exact vast te stellen in hoeverre sulfaat als elektronenacceptor concurreert met de verontreiniging. In de berekeningen voor de elektronenbalans wordt ervan uitgegaan dat sulfaat eerst wordt gereduceerd. Naast zuurstof, nitraat en sulfaat kan ook driewaardig ijzer dat gebonden is aan de grond worden gereduceerd. Mogelijk is de benodigde hoeveelheid elektronendonor voor de concurrerende elektronenacceptoren dus hoger dan verwacht op basis van de concentraties zuurstof, nitraat en sulfaat.

Box 1: berekening elektronenbalans

1) Elektronenbalans = aanwezige elektronendonator [mg C / l] – benodigde elektronendonator [mg C / l] voor concurrerende elektronenacceptoren

2) Aanwezige elektronendonator voor afbraak verontreiniging [mg C / l] = DOC

(C₃H₅O₃⁻ is de algemene formule voor organische stof)

voorbeelden oxidatie koolstof: C₉H₁₀O₅ + 9 O₂ → 4e⁻ + 5H₂O + 9CO₂ (donortype A)

C₃H₅O₃⁻ + 3H₂O → 3CO₂ + 11H⁺ + 12e⁻ (donortype B)

3a) Benodigde brandstof voor concurrerende elektronenacceptoren [mg/l]

= $\frac{8(\text{sulfaat/molmassa}) + 5(\text{nitraat/molmassa}) + 4(\text{zuurstof / molmassa})}{(\text{aantal e- uit oxidatie koolstof})}$

want: 4e⁻ + 4H⁺ + O₂ → 2H₂O

5e⁻ + 6H⁺ + NO₃⁻ → 0,5 N₂ + 3H₂O

8e⁻ + 9H⁺ + SO₄²⁻ → HS⁻ + 4H₂O

3b) Benodigde brandstof voor gechloreerde verbindingen [mg/l]

= $\frac{8(\text{Per/molmassa}) + 6(\text{Tri/molmassa}) + 4(\text{Cis / molmassa}) + 2(\text{VC/molmassa})}{(\text{aantal e- uit oxidatie koolstof})}$

Want: Per + 8e⁻ + 8H⁺ → etheen + 4HCl

3.4 Aanpak van de modellering

Door de optredende processen in de ondergrond zoals grondwaterstroming, retardatie van stoffen en natuurlijke afbraak te modelleren, kan worden verkend hoe deze processen op elkaar inwerken en het verloop van de concentraties beïnvloeden. Bij het modelleren worden de resultaten van de simulaties vergeleken met de gemeten waardes. Het model kan op basis daarvan worden geïjkt, waarmee het model de processen in de ondergrond beter kan simuleren en voorspellen. Daarmee wordt het model geschikt om in te schatten in hoeverre sprake is van een stabiele eindsituatie.

3.4.1 Grondwaterstromingsmodel

In een numeriek grondwatermodel op basis van Modflow is de in Hoofdstuk 3 geschetste grondwaterstromingssituatie geschematiseerd. De belangrijkste technische specificaties van het model zijn als volgt:

- Gekozen is om een modelgebied van circa 1 km rondom de locatie aan de Asterweg in het model op te nemen, zodat alle maatgevende invloeden op de stromingssituatie ter hoogte van de locatie in het model zijn opgenomen.
- Om de stromings- en stoftransportprocessen op de locatie goed te kunnen simuleren is het modelnetwerk ter hoogte van de locatie verfijnd. De gridcellen zijn horizontaal 1 m bij 1 m op de locatie. Ook in verticale richting is het modelnetwerk verfijnd. De bodemopbouw is opgedeeld in 12 modellenlagen, waarvan er 8 de eerste en tweede tussenzandlaag en de daartussen gelegen klei/veenlaag vertegenwoordigen en de cellen minder dan 1 m dik zijn.
- Het topsysteem van het model wordt gevormd door het oppervlaktewater van het IJ en de polderpeilen in de aangrenzende dieper gelegen polders en het neerslagoverschot. De bovenste kleilaag onder het oppervlaktewater bepaalt de

weerstand voor de infiltratie vanuit het IJ naar de diepere lagen. Ook bepaalt deze kleilaag de weerstand voor drainage in de omringende polders. De geïnterpoleerde stijghoogte in het eerste watervoerende pakket wordt als randvoorwaarden opgelegd aan de randen van de modellaag, die het eerste watervoerende pakket vertegenwoordigen.

- De horizontale en verticale doorlatendheden van de bodemlagen zijn geschat op basis van literatuurwaardes (lit. 1, 3, 6 en 9) en verder geoptimaliseerd met behulp van de resultaten van de pompproef (zie hoofdstuk 4). De geoptimaliseerde parameterwaardes zijn weergegeven in tabel 4.6.
- Het grondwaterstromingsmodel is niet-stationair doorgerekend voor de periode van 1970 tot 2030. Overigens is daarbij alleen de pompproef daadwerkelijk als een niet-stationair proces ingevoerd. De invloed van de sanering tussen 2000 en 2007 op de grondwaterstroming is opgenomen door onttrekkings- en infiltratiepompputten te activeren in die periode met een debiet van 80 m³/dag onttrekking en infiltratie (lit. 8). Dit wil zeggen dat er evenveel wordt onttrokken als geïnfiltreerd. In werkelijkheid is een marginaal deel na zuivering geloosd op oppervlaktewater.

3.4.2 *Stoftransportmodel*

Het stoftransportmodel RT3D maakt gebruik van het Modflow modelnetwerk en het daarin berekende stromingsveld om de verspreiding van verontreinigingen te simuleren. Processen als advectief transport, dispersie, diffusie, retardatie en afbraak kunnen worden meegenomen in de berekeningen. Ook het effect van zaklagen is verdisconteerd in het model, door deze als naleverende bronnen bovenop de klei/veenlagen te activeren. Daarbij is de maximaal gemeten concentratie PER voorafgaand aan de sanering gehanteerd, te weten 210 mg/l. Aangenomen is dat deze lagen al vanaf 1970 naleveren en tijdens de sanering van 2000 tot 2007 lineair zijn afgenomen. Na 2007 is er dan geen sprake meer van naleverende zaklagen in het modelscenario. De gebruikte parameterwaardes zijn geschat op basis van de literatuur (lit. 4, 5, 6 en 8) en bij de ijking van het model verder geoptimaliseerd (zie Hoofdstuk 4 en tabel 4.7a en b voor de resultaten).

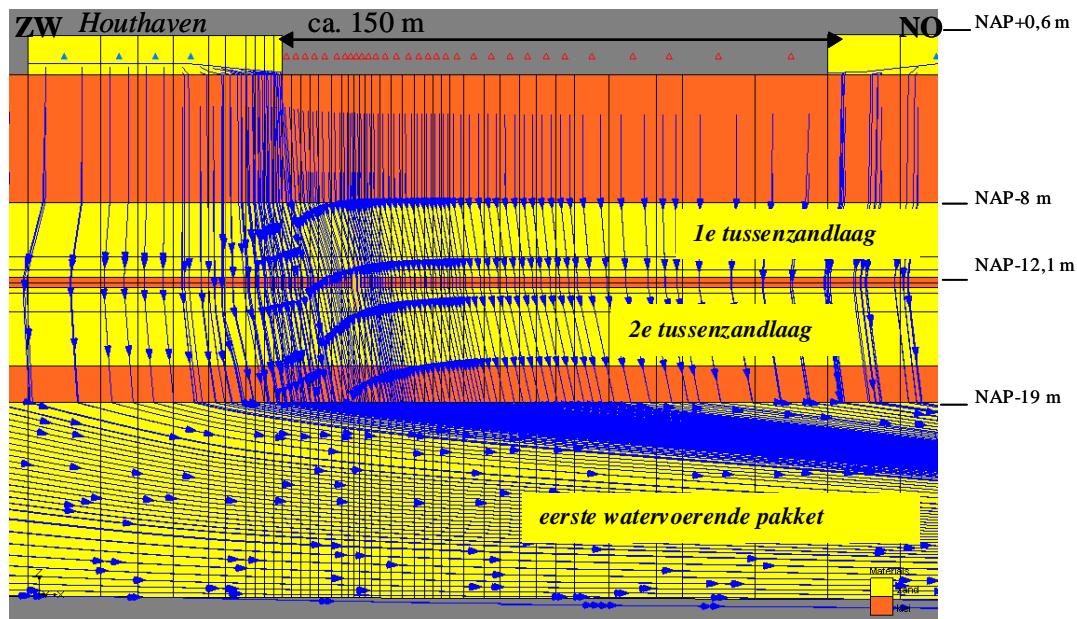
Belangrijk aandachtspunt is dat de gestimuleerde afbraakprocessen (toediening van elektronendonoren) tijdens het verloop van de sanering tussen 2001 en 2007 zijn gesimuleerd in het model, aannemend dat schoon water is geïnfiltreerd. Het is namelijk niet eenduidig te achterhalen wat de geldende afbraakparameters zijn geweest en hoe 'constant' deze waren in de periode van sanering.

4 Resultaten

4.1 Nalevering; resultaten pompproef en modellering

4.1.1 Grondwaterstroming in de natuurlijke situatie

In de natuurlijke situatie treedt er alleen verticale stroming (infiltratie) op in de tussenzandlagen (figuur 4.1), waardoor er ook een verticale gradiënt in de concentraties van verontreinigingen ontstaat. In het eerste watervoerende pakket is de stromingsrichting vooral horizontaal (Hoofdstuk 2). Eventuele verspreiding van de opgeloste grondwaterverontreinigingen tot buiten het terrein zal per definitie via het eerste watervoerende pakket verlopen. Grondwater dat nu naar het eerste watervoerende pakket afstroomt, zal binnen 10 jaar de terreingrens overschrijden. Opgeloste verontreinigingen worden in principe vertraagd door adsorptie, maar die is in het eerste watervoerende pakket zeer gering. De reistijden bedragen circa 10 jaar voor CIS en VC, circa 15 jaar voor TRI en circa 25 jaar voor PER. Als de nalevering van verontreinigingen uit de Holocene lagen naar het eerste watervoerende pakket beperkt is (minder dan de geldende normen), dan is er sprake van een stabiele eindsituatie. Het is dan zelfs niet nodig om natuurlijke afbraak aan te tonen in het eerste watervoerende pakket. Wel dient dit door middel van monitoring geverifieerd te worden.



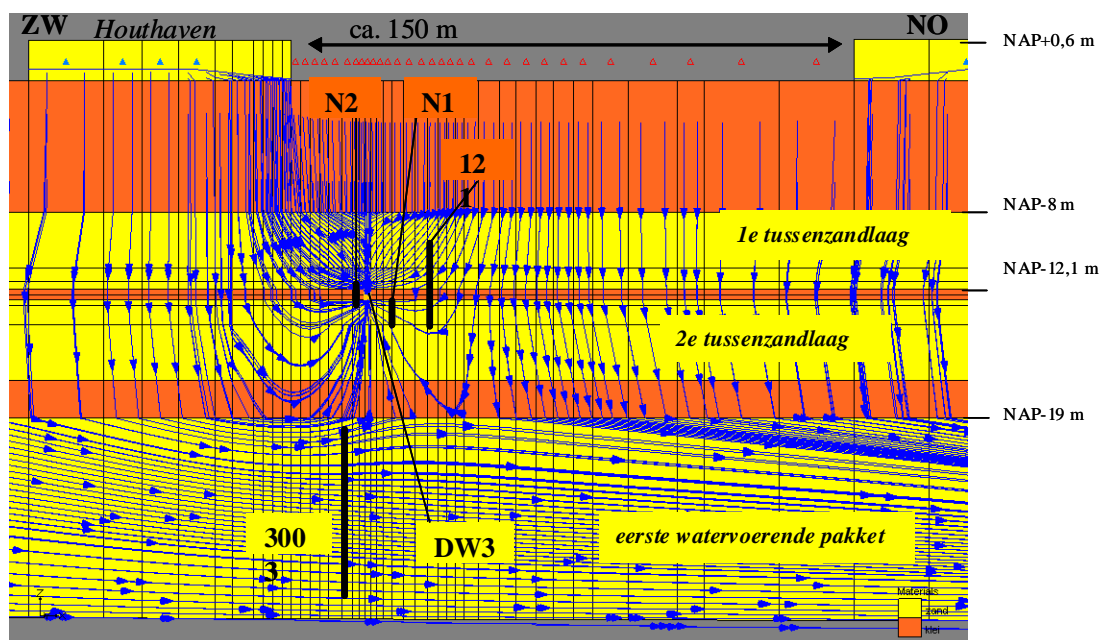
Figuur 4.1: Grondwaterstroming in de natuurlijke situatie (blauwe pijltjes geven 10 jaar reistijd aan) Grondwaterstroming in het eerste watervoerende pakket is noordoostelijke gericht.

4.1.2 Grondwaterstroming tijdens de pompproef

De pompproef duurde van 24 juli t/m 7 augustus 2008. Voorafgaand aan de pompproef bleek het onttrekkingsfilter van deepwell DW3 verstopt te zijn en is deze geregenereerd. Na de start van de pompproef werd aanvankelijk een debiet van ca. 8 m³/dag gehaald, maar dit liep na enkele uren terug tot ca. 4 m³/dag. De stijghoogte in de deepwell viel

namelijk zover omlaag, dat lucht werd aangezogen door de pomp en het debiet terug liep. Er is gemiddeld over de twee weken van de pompproef een debiet van ca. $4 \text{ m}^3/\text{dag}$ gehaald.

Door het onttrekken van grondwater uit de tussenzandlagen verandert de grondwaterstroming, zoals weergegeven in figuur 4.2. Als gevolg van de onttrekking treedt daar een meer horizontale stroming op. Verontreinigingen verplaatsen zich dan tijdelijk ook meer horizontaal. Gedurende de pompproef van twee weken is een kolom met een straal van circa 3 m rondom de pompput wordt aangetrokken door de pompput. Ook de verdeling van de verontreinigingen verandert door de onttrekking, wat tot uiting komt in het verloop van de concentraties.

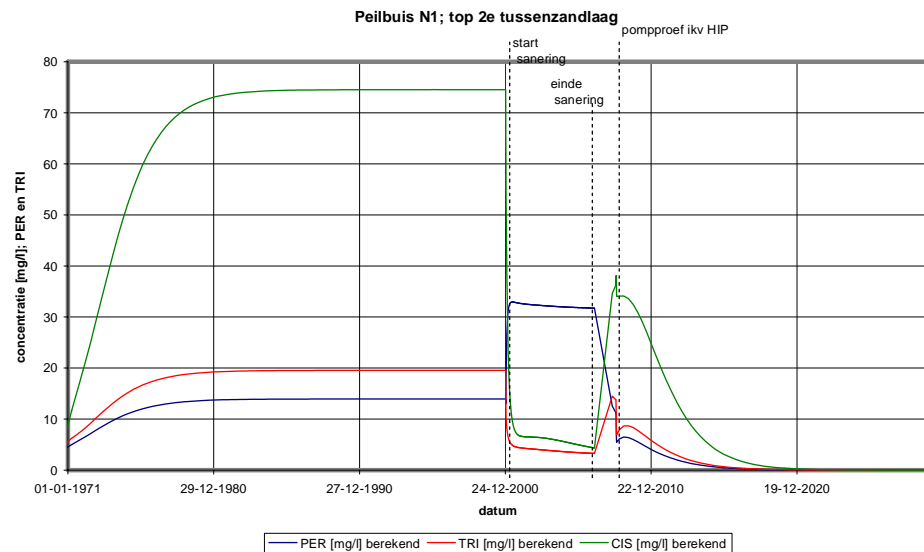


Figuur 4.2: Grondwaterstroming tijdens de pompproef situatie met onttrekking uit (blauwe pijltjes geven 10 jaar reistijd aan; filterstelling peilbuizen aangegeven). DW3 doorsnijdt de 1^e tussenzandlaag, de kleilaag en de 2^e tussenzandlaag en is in dit figuur niet weergegeven vanwege de zichtbaarheid van de stroombanen.

4.1.3 Langjarig concentratieverloop op basis van modellering

In deze paragraaf wordt het verloop van concentraties van de verontreinigingen besproken aan de hand van de processen die in de periode 1970 tot heden hebben gespeeld. Daarbij is uitgegaan van modelberekeningen. Het doel is inzicht te geven in de samenhang van de verschillende processen in tijd en ruimte.

Aangenomen is dat de verontreiniging omstreeks 1970 is ontstaan. Zaklagen zijn onder invloed van de zwaartekracht op de klei/veenlagen op verschillende dieptes terechtgekomen. Vanaf dat moment vormen deze zaklagen naleverende bronnen van PER. Door natuurlijke afbraak ontstaan de afbraakproducten TRI, CIS en VC.



Figuur 4.3: Berekende langjarige verloop van de concentratie ter hoogte van de huidige peilbuis N1.

De sanering start in 2000 waarbij de zaklagen (grotendeels) worden verwijderd. Op verschillende dieptes in het bodemprofiel wordt grondwater onttrokken en geïnfiltrerd (zie figuur 4.3). De verontreinigingen worden grotendeels weggepompt uit de tussenzandlagen en het eerste watervoerende pakket. Door de veranderende stromingssituatie wordt echter PER uit de bovenste zaklaag versneld in de klei/veenlaag tussen de zandlagen getrokken. De PER concentratie stijgt daardoor in de 2^e tussenzandlaag.

Na het stopzetten van de sanering daalt de concentratie PER in de top van de 2^e tussenzandlaag doordat er niet langer grondwater versneld wordt aangetrokken uit de klei/veenlaag. De mate van doorspoeling van de klei/veenlaag wordt bepaald door het neerslagoverschot. Ook natuurlijke afbraak speelt een rol bij de afname van de PER concentratie, waardoor TRI, CIS en VC tijdelijk stijgen. Feitelijk is er sprake van een 'rebound' na het stopzetten van de sanering. De stijging van de concentratie horende bij deze rebound gaat door totdat nalevering (door advectief transport of diffusie) uit de klei/veenlaag in evenwicht is met het wegstromen van verontreiniging naar diepere lagen en de natuurlijke afbraak van TRI, CIS en VC. Daarna worden het wegstromen van verontreinigingen naar diepere lagen en de natuurlijke afbraak de dominante processen die de concentraties bepalen in de 2^e tussenzandlaag.

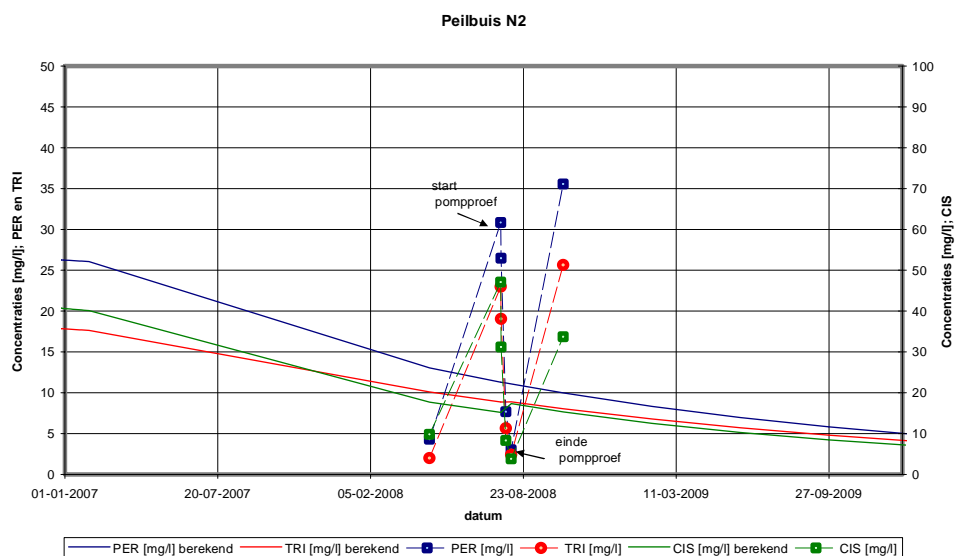
Net na het keerpunt van de 'rebound' die optrad na het stopzetten van de sanering is de pompproef gestart gedurende twee weken. Er is een tijdelijke scherpe daling te zien in de concentraties van alle verontreinigingen. Na het stopzetten van de pompproef treedt wederom een rebound op van ongeveer één jaar, waarbij de concentraties geleidelijk stijgen. Na één jaar zullen de concentraties naar verwachting weer dalen, wanneer geen vrij product meer aanwezig is.

4.1.4 Concentratieverloop tijdens de pompproef op basis van monitoring en modellering

Het concentratieverloop tijdens de pompproef wordt in deze paragraaf beschreven aan de hand van twee aspecten:

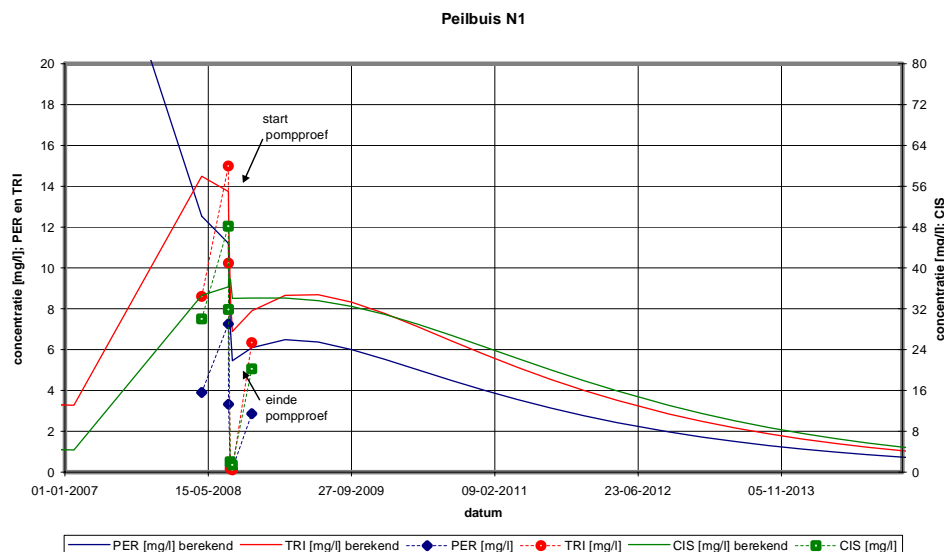
1. Concentratieveranderingen op basis van de gemeten en berekende concentraties in de verschillende lagen. De modellering resulteert in een gedetailleerd verloop van de concentraties. De gemeten concentraties geven alleen een momentopname weer en dienen als toets voor het model.
2. Veranderingen in de verhouding tussen het uitgangspakket (PER) en de afbraakproducten (TRI en DCE) in de verschillende lagen.

In figuur 4.4a t/m d is het concentratieverloop van PER, TRI en CIS weergegeven tijdens de pompproef in de peilbuizen N2 (eerste tussenzandlaag en klei/veenlaag tussen de tussenzandlagen), N1 (bovenkant tweede tussenzandlaag), pompput DW3 en 3003 (eerste watervoerende pakket). Daarnaast is het verwachte concentratieverloop op basis van de modellering gepresenteerd. Peilbuis 121 doorsnijdt meerdere lagen (figuur 4.2) en is dus niet bruikbaar om de effecten per laag in beeld te brengen.



Figuur 4.4a: Concentratieverloop in peilbuis N2 (onderzijde 1^e tussenzandlaag en klei/veenlaag) van PER, TRI en CIS.

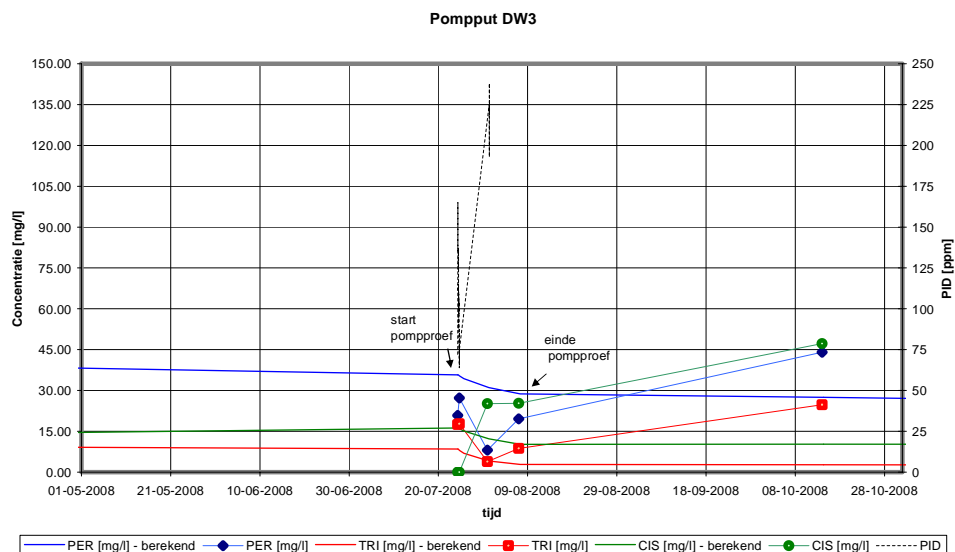
Het concentratieverloop tijdens de pompproef in de eerste tussenzandlaag (peilbuis N2) blijkt sterker te fluctueren dan wordt berekend. Wel liggen de concentraties in dezelfde orde van grootte. De oorzaak van de fluctuaties in de metingen ligt vermoedelijk in het feit dat ook vanuit de bovenste klei/veenlaag en wellicht ook vanuit zaklagen nog nalevering plaatsvindt. Hier wordt in het model geen rekening mee gehouden (deze laag was gesaneerd).



Figuur 4.4b: Concentratieverloop in peilbuis N1 (top 2^e tussenzandlaag) van PER, TRI en CIS.

Het filter van N1 zit voor het merendeel in de tweede tussenzandlaag. Met deze peilbuis kan het beste de nalevering uit de klei/veenlaag worden bepaald. De gemeten fluctuaties in de concentraties zijn van dezelfde orde grootte als de gesimuleerde concentraties door het model. Wel blijken de concentraties in werkelijkheid tot veel lagere waarden te dalen dan wordt berekend. De verklaring ligt in de beperkingen van het model om scherpe temporele en ruimtelijke overgangen te simuleren. In het verloop van de concentraties tijdens de pompproef kunnen 4 fases worden onderscheiden:

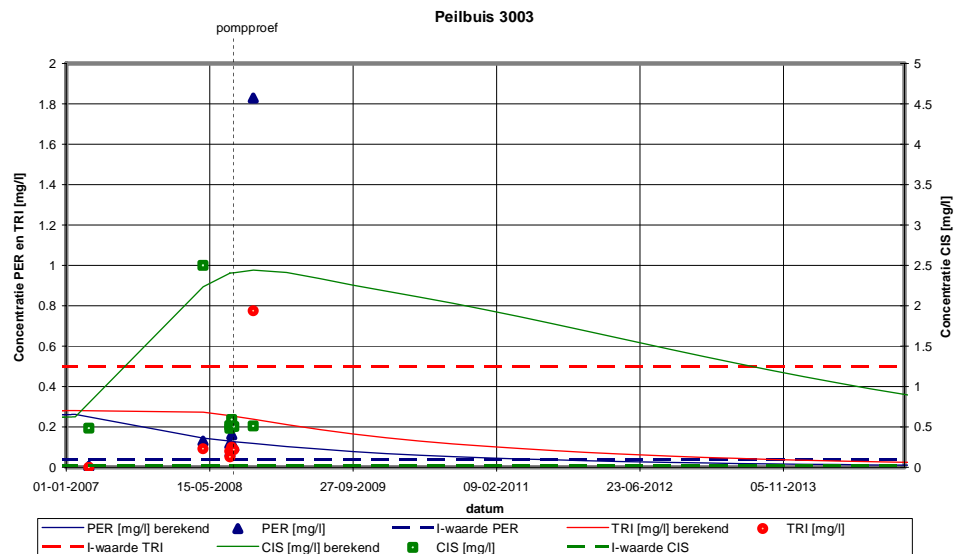
1. In de periode voorafgaand aan de pompproef tussen begin 2007 en medio 2008, treedt een geleidelijke daling van de PER concentraties op onder invloed van de grondwaterstroming en de natuurlijke afbraak. Uit metingen blijkt de concentratie PER juist te stijgen in die periode en vertoont dezelfde trend als TRI en CIS concentraties, die tijdens de sanering grotendeels zijn verwijderd, maar daarna weer omhoog gaan (rebound effect of nalevering).
2. Na de start van de pompproef treedt een sterke daling in alle concentraties op gedurende de twee weken dat de pompproef verloopt.
3. Na twee weken wordt de pompproef gestopt en treedt de 'rebound' in werking waarbij de concentraties weer geleidelijk stijgen. Het duurt maanden tot een jaar voordat de oorspronkelijke dalende trend van voor de pompproef weer wordt ingezet.
4. Na een jaar zal de dalende trend van voor de pompproef weer verder verlopen. De concentraties van alle verontreinigingen in de 2^e tussenzandlaag zullen nog lange tijd boven de interventiewaarden blijven.



Figuur 4.4c: Concentratieverloop in diepwell DW3 (tussenzandlagen en klei/veenlaag) van PER, TRI en CIS.

In figuur 4.4c is het gemeten en berekende verloop van de concentraties in de pompput tijdens de pompproef weergegeven. De eerste dag daalt de concentratie sterk in zowel de gemeten als berekende waarden. De PID-metingen en de concentraties TRI en CIS blijken na een week weer sterk te zijn gestegen en blijven ook de week daarop hoog. Dit is tegengesteld aan de resultaten van de modellering, waar de concentraties TRI en CIS sterk blijven dalen gedurende de hele pompproef. De PER concentratie blijkt zowel in de metingen als in de modelresultaten sterk te dalen tijdens de gehele duur van de pompproef.

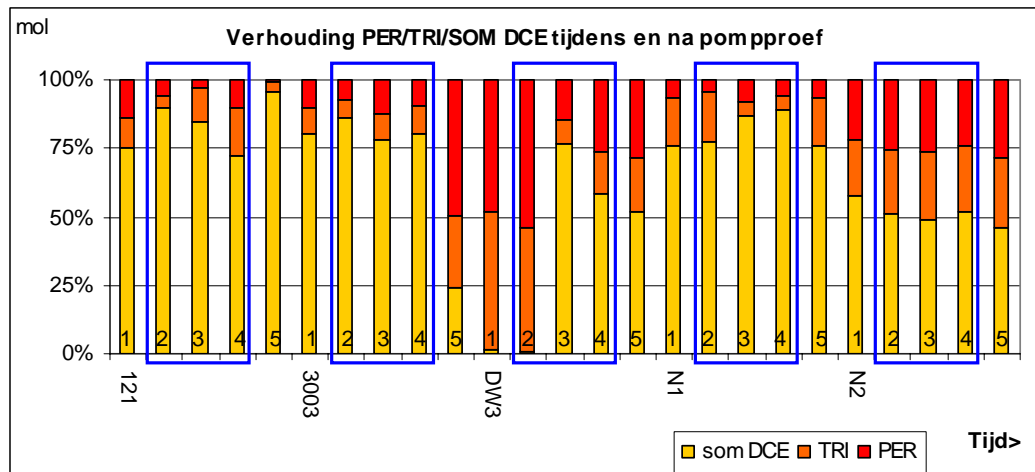
De verklaring ligt in het feit dat de aangetrokken PER geheel afkomstig is uit de naleverende klei/veenlaag en via de 2^e tussenzandlaag wordt aangevoerd. Zeer waarschijnlijk is er nog een aanzienlijke restverontreiniging in de eerste tussenzandlaag aan TRI en CIS, die niet in het model is verdisconteerd. De pompput trekt dan in werkelijkheid zowel uit de eerste als uit de tweede tussenzandlaag TRI en CIS aan, waardoor de concentraties na een aanvankelijke daling weer kunnen gaan stijgen. In de modellering is aangenomen dat de eerste tussenzandlaag schoon is.



Figuur 4.4d: Concentratieverloop in peilbuis 3003 (1^e watervoerend pakket) van PER, TRI en CIS.

In peilbuis 3003 (het enige bruikbare meetpunt in het eerste watervoerende pakket binnen het kerngebied) lijkt de pompproef geen invloed te hebben gehad op het verloop van de concentraties. Het model berekent een dalende trend voor de komende 10 jaar. Er zijn te weinig metingen beschikbaar om deze trend te kunnen bevestigen. De gemeten en berekende concentraties zijn wel in dezelfde orde van grootte voor PER. De concentraties TRI en CIS worden te hoog berekend. Dit kan erop duiden dat de afbraak van TRI naar CIS en vervolgens naar VC in werkelijkheid sneller verloopt in de klei/veenlaag onder de 2^e tussenzandlaag en in het eerste watervoerende pakket, dan in het model is aangenomen. In deze figuur zijn tevens de interventiewaarden van PER, TRI en CIS weergegeven. De concentratie PER en TRI zijn op dit moment in het eerste watervoerende pakket nog boven de interventiewaarden. Voor CIS en vermoedelijk ook voor VC zal vermoedelijk nog een lange tijd sprake zijn van concentraties boven de interventiewaarde in het eerste watervoerende pakket. Aanvullende saneringsmaatregelen voor dit pakket en de bovenliggende tussenlaag lijken nog nodig te zijn om een stabiele eindsituatie te behalen.

Verder wordt opgemerkt dat peilbuis 3003 een filtertraject heeft dat vrijwel het gehele eerste watervoerende pakket doorsnijdt (zie figuur 4.2). Dit betekent dat in deze peilbuis een mengsel van grondwater terechtkomt van verschillende oorsprong. De meerderheid van het water in peilbuis 3003 is afkomstig uit het omringende oppervlaktewater en komt dus uit 'schoon' gebied. In werkelijkheid kunnen veel hogere concentraties in het eerste watervoerende pakket aanwezig zijn (wellicht tot wel 5 keer hoger dan gemeten), vlak onder de eerste tussenzandlaag. Dit kan worden vastgesteld met peilbuizen met een kleiner filtertraject dan dat van 3003 (1 m of minder).



Figuur 4.5: De verhouding PER/TRI/DCE, berekend met concentraties op molbasis op 24 juli (1 en 2; voor en tijdens onttrekking), op 31 juli (3), op 7 augustus (4) en 14 oktober (5) 2008. De metingen tijdens de pompproef zijn met een blauw kader aangegeven.

In figuur 4.5 is weergegeven hoe de verhouding tussen PER/TRI en Som DCE (komt min of meer overeen met de hoeveelheid CIS voor deze locatie) verandert tijdens en na de pompproef. Enkele zaken vallen op:

- Ter plaatse van N2 (onderkant 1^e tussenzandlaag en top klei/veenlaag) wordt een zeer lichte toename van PER en TRI ten opzichte van DCE waargenomen. Dit kan een aanwijzing zijn dat van bovenaf nalevering plaatsvindt, mogelijk van een resterende zaklaag.
- Ter plaatse van peilbuis 121 (doorsnijdt de tussenzandlagen en de klei/veenlaag er tussenin) wordt tijdens de eerste dag van de onttrekking een stijging van het aandeel DCE waargenomen. Daarna neemt de relatieve concentratie TRI en later ook PER echter toe. Tijdens de laatste meting, tweeënhalve maand na het stilzetten van de pomp is relatief nog maar zeer weinig PER en TRI aanwezig. Dit duidt op afbraak. Door de veranderende stroming tijdens de pompproef is er waarschijnlijk elektronendonor aangetrokken. Gezien de sterke toename in ethaan en methaan en de hoge concentraties aan etheen lijkt de afbraak als gevolg van de pompproef sterk toegenomen. Aangezien deze peilbuis feitelijk een mengsel van grondwater aantrekt uit verschillende lagen, is het overigens niet goed mogelijk om een eenduidige verklaring voor de trends te geven.
- Bij deepwell DW3 (doorsnijdt de tussenzandlagen en de klei/veenlaag er tussenin) is een verschuiving zichtbaar van vooral PER en TRI naar relatief meer DCE. De verklaring ligt in het feit dat de pompput tijdens de pompproef meer grondwater zijwaarts aantrekt uit de tussenzandlagen, waarin waarschijnlijk relatief meer natuurlijke afbraak heeft opgetreden en dus de afbraakproducten zijn aangereikt.
- Ook bij N1 stijgt het relatieve aandeel van DCE tijdens de onttrekking. Na de pompproef neemt het aandeel DCE weer af en neemt PER toe. Dit is het rebound effect, waarbij de nalevering vanuit de klei-/veenlaag weer maatgevend wordt voor de concentratie in N1.
- In peilbuis 3003 (eerste watervoerende pakket) nemen PER en TRI relatief toe ten opzichte van DCE na de pompproef. Dit is het gevolg van de absolute stijging van de concentratie PER en TRI tweeënhalve maand na de pompproef, terwijl de concentratie DCE nauwelijks verandert. De nalevering vanuit de 2^e tussenzandlaag

en daaronder gelegen klei/veenlaag neemt na de pompproef mogelijk weer toe. Die was tijdelijk stop gezet gedurende de pompproef (beperkte doorstroming; het merendeel wordt aangetrokken door de pompput). Opgemerkt wordt dat na het stopzetten van de sanering begin 2007 geen duidelijk sterke toename van PER en TRI is waargenomen in peilbuis 3003, maar wel in de afbraakproducten etheen, ethaan en methaan. Vermoedelijk verliep de afbraak in het eerste watervoerende pakket nog voldoende om de nalevering van PER en TRI snel genoeg te kunnen afbreken.

4.2 Natuurlijke afbraak van verontreinigingen

4.2.1 *Verloop VOCl-concentratie en afbraakproducten*

Grondwater

In bijlage B zijn de analysesresultaten weergegeven van alle (27) peilbuizen die zijn gebruikt voor het vaststellen van de nulsituatie. De hoogste concentraties VOCl zijn aangetoond in het 'kernegebied', in de Holocene deklaag, en dan vooral in de tweede zandlaag en de hierboven gelegen klei/veenlaag. Hier komen plaatselijk nog sterk verhoogde concentraties PER en TRI voor, maar ook afbraakproducten DCE, VC, etheen en ethaan. Ten noorden van het kerngebied worden tot in het eerste watervoerend pakket verhoogde concentratie van met name DCE en VC aangetoond. In de hierna volgende tekst en figuren worden de resultaten van de geselecteerde peilbuizen voor de monitoring besproken.

De resultaten voor de VOCl-concentratie en de afbraakproducten zijn samengevat in tabel 4.1. Voor de acht peilbuizen die gedurende het hele onderzoek zijn opgenomen in het monitoringsprogramma zijn grafieken opgenomen in figuur 4.6. Uit de tabel blijkt dat ter plaatse van alle peilbuizen de afbraakproducten ethaan en/of etheen worden aangetoond.

Uit de analysesresultaten blijkt dat aan de grenzen van het kerngebied tussen 2006 en oktober 2008 de concentraties aan PER, TRI, DCE en VC zijn afgenomen. In de Holocene deklaag (peilbuizen 121, 208 en 905) zijn de concentraties PER en TRI gedaald tot waarden beneden de interventiewaarden. De concentraties CIS en VC bedragen bij peilbuis 121 nog respectievelijk 796 µg/l en 1.678 µg/l. Bij 208 en 905 zijn de concentraties beduidend lager.

In het kerngebied, bij DW1, zijn nog steeds sterk verhoogde concentraties aangetoond in de deklaag. Op 14 oktober 2008 bedroegen de concentraties PER en TRI respectievelijk 14.895 µg/l en 7.829 µg/l. De diepe peilbuis in het eerste watervoerend pakket (peilbuis 3003) laat een redelijk stabiel concentratieniveau zien (PER 102 tot 161 µg/l, en TRI 51-109 µg/l; beide met uitschieters naar beneden). Tijdens de laatste monitoringsronde is een verhoging te zien met PER (1.829 µg/l) en TRI (775 µg/l).

Tabel 4.1: VOCl en afbraakproducten ($\mu\text{g/l}$) 0: gemeten waarde lager dan de detectielimiet.

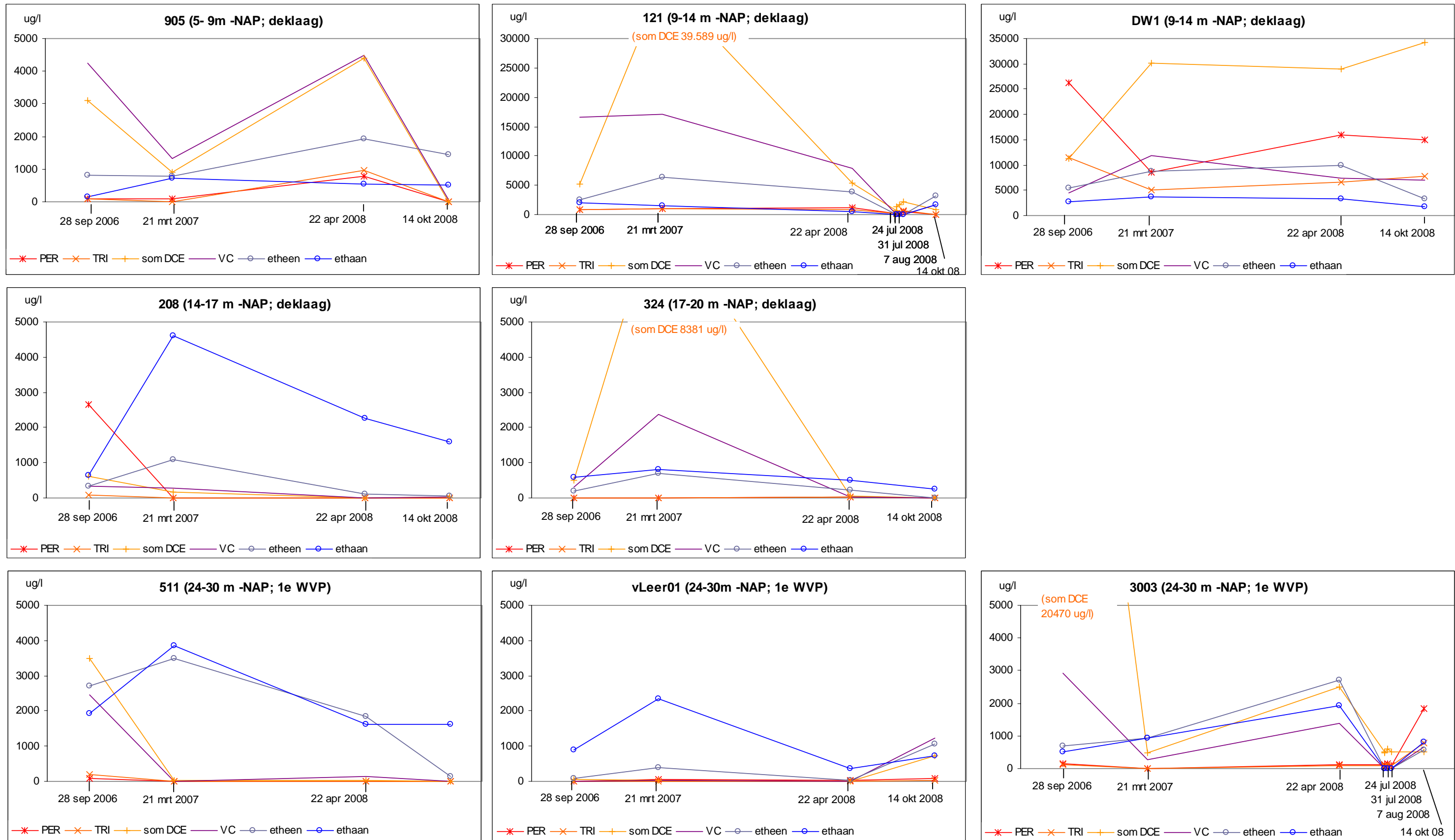
peilbuis	datum	PER	TRI	som DCE	VC	etheen	ethaan	methaan
905 (5-9 m -NAP) Deklaag	28-9-2006	87	79	3094	4260	818	163	1829
	21-3-2007	83	13	908	1319	785	723	8388
	22-4-2008	780	970	4400	4500	1923	554	8690
	14-10-2008	0	0	0	59	1431	521	13920
121 (9-14 m -NAP) Deklaag	28-9-2006	851	858	5127	16602	2440	2029	4073
	21-3-2007	1078	1018	39589	17100	6313	1511	6225
	22-4-2008	1200	780	5300	7800	3798	451	993
	24-7-2008	194	119	609	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	24-7-2008	140	87	1305	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	31-7-2008	112	327	1728	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	7-8-2008	550	711	2216	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
14-10-2008	11	42	796	1678	3145	1653	2808	
DW1 (9-14 m -NAP) Deklaag	28-9-2006	26326	11491	11250	4482	5389	2763	12733
	21-3-2007	8574	4973	30164	11801	8692	3765	21292
	22-4-2008	16000	6700	29000	7300	9954	3209	17830
	14-10-2008	14895	7829	34198	6922	3302	1683	19862
DW3 (9-14 m -NAP) Deklaag	24-7-2008 8:00	20854	17488	306	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	24-7-2008 17:00	27238	17754	321	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	31-7-2008	8055	3883	25276	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	7-8-2008	19570	8742	25465	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	14-10-2008	44027	24736	47429	9690	4866	1710	16924
N2 (11,8-12,8 m -NAP) Deklaag	22-4-2008	4300	2000	9900	31000	14885	1939	18129
	24-7-2008 8:00	30847	22982	47302	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	24-7-2008 17:00	26470	19041	31318	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	31-7-2008	7682	5652	8409	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	7-8-2008	3020	2416	3846	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
14-10-2008	35545	25652	33818	6282	2858	2118	21734	
N1 (12,5-13,5 m -NAP) Deklaag	22-4-2008	3900	8600	30000	16000	18260	1674	19413
	24-7-2008 8:00	7254	14988	48418	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	24-7-2008 17:00	3322	10232	32076	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	31-7-2008	308	171	2027	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	7-8-2008	161	104	1414	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
14-10-2008	2860	6342	20316	11652	19180	2357	20015	
208 (14-17 m -NAP) Deklaag	28-9-2006	2665	76	613	340	334	652	2906
	21-3-2007	6	0	175	275	1095	4605	15610
	22-4-2008	0	0	4	2	126	2256	10320
	14-10-2008	0	0	22	30	50	1592	18455
324 (17-20 m -NAP) Deklaag	28-9-2006	0	0	501	315	208	583	12777
	21-3-2007	0	0	8381	2369	694	816	13807
	22-4-2008	27	22	52	31	221	501	12200
	14-10-2008	5	0	0	0	0	240	17266
511 (24-30 m -NAP) 1e WVP	28-9-2006	92	185	3488	2457	2703	1926	17273
	21-3-2007	0	0	15	0	3503	3866	18505
	22-4-2008	0	0	21	130	1833	1630	10227
	14-10-2008	0	0	0	0	134	1619	23168
vLeer01 (24-30 m -NAP) 1e WVP	28-9-2006	0	0	60	0	93	884	9942
	21-3-2007	61	9	29	31	400	2345	28094
	22-4-2008	26	3	1	0	18	369	20172
	14-10-2008	71	17	732	1236	1062	733	29334
3003 (24-30 m -NAP) 1e WVP	28-9-2006	136	109	20470	2916	685	499	7612
	21-3-2007	6	0	494	264	941	945	13252
	22-4-2008	130	92	2500	1400	2697	1933	18437
	24-7-2008 8:00	115	79	523	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	24-7-2008 17:00	74	51	491	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	31-7-2008	161	100	592	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	7-8-2008	102	87	513.07675	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
14-10-2008	1829	775	522	672	576	815	14122	

1° WVP: eerste watervoerend pakket

grijs: tijdens onttrekking t.b.v. pompproef

n.b.: niet bepaald

0: lager dan detectielimiet



Figuur 4.6: Het concentratieverloop in de periode september 2006-oktober 2008.

Ten noorden van het kerngebied, werd in 2006 onderin de Holocene deklaag en in het eerste watervoerend pakket (peilbuizen 324, 511 en vLeer01) nauwelijks PER en TRI aangetoond. Hier werd tijdens de monitoring een aantal keer PER en TRI aangetoond; bij vLeer01 was twee maal sprake van een lichte overschrijding van de interventiewaarde. De concentratie CIS en VC is bij 324 afgenomen tot beneden de detectielimiet. Bij vLeer01 zijn de concentraties CIS en VC variabel en nemen deze tussen 22 april en 14 oktober 2008 toe tot respectievelijk 732 µg/l en 1.236 µg/l. Ter plaatse van peilbuis 511 is de concentratie PER en TRI sinds de tweede monitoringsronde lager dan de detectielimiet gebleven en tijdens de laatste monitoringsronde worden ook geen CIS en VC meer aangetoond.

De interventiewaarden worden gehanteerd als terugsaneerwaarde; voor vinylchloride is een aangepaste waarde vastgesteld (lit. 8). De interventiewaarden voor PER, TRI, DCE en VC bedragen hierdoor respectievelijk 40, 500, 20 en 4 µg/l.

Grond

In tabel 4.2 wordt de opbouw van de klei-/veenlaag beschreven op circa 13 m –mv, tussen de twee tussenzandlagen in de Holocene deklaag. Hieruit blijkt dat deze laag ter plaatse van N1 en N1 enkele decimeters dik is en bestaat uit veen en klei, waarbij ter plaatse van N2 organoleptisch puur product in de het bovenste deel van deze laag wordt waargenomen.

Uit tabel 4.3 blijkt dat vooral ter plaatse van N2 een hoog gehalte aan PER en TRI wordt aangetoond in de klei/veenlaag op circa 13 m –mv. Het gehalte PER bedraagt bovenin deze laag 9.200 mg/kg. Het gehalte CIS is bij beide boringen in dezelfde orde van grootte.

Tabel 4.2: Beschrijving grondmonsters van de klei/veenlaag tussen de twee tussenzandlagen in de Holocene deklaag.

Boring	N1	N2
Bovenkant spitsmuis	12,70 m- mv	12,70 m -mv
12,70-12,80	Zand	Leeg
12,80-12,90	Zand	Klei (duidelijk puur product aanwezig)
12,90-13,00	Veen	Klei (met schelpen)
13,00-13,10	Veen (duidelijke plantenresten aanwezig)	Klei (met schelpen)
13,10-13,20	Klei (donker, matige plantenresten)	Klei
13,20-13,30	Klei, halverwege overgaand in zand (sterk siltig)	Veenachtig met zand (zwart), duidelijk plantenresten
13,30-13,40	Zand (siltig)	Zandig met veen

Tabel 4.3: Analyseresultaten voor VOCl in de grondmonsters uit de klei/veenlaag tussen de twee tussenzandlagen in de Holocene deklaag

Monstertraject	Organisch stof	PER [mg/kg]	TRI [mg/kg]	CIS [mg/kg]
N1				
Veen 12,90-13,00	4,6 % ¹	0,086 ¹	0,071 ¹	30 ¹
Veen 13,00-13,10	32,7 %	0,92	1,8	290
Klei 13,10-13,20	6,9 %	33	44	76
Zand 13,40-13,50	1,1 % ¹	56 ¹	10 ¹	11 ¹
N2				
Klei 12,80-12,90	1,2 %	9200	230	27
Klei 12,90-13,00	2,5 %	84	14	9,7
Veen/zand 13,30-13,40	23,9 %	35	28	210
Veen/zand 13,40-13,50	6,6 %	5,7	6,4	82

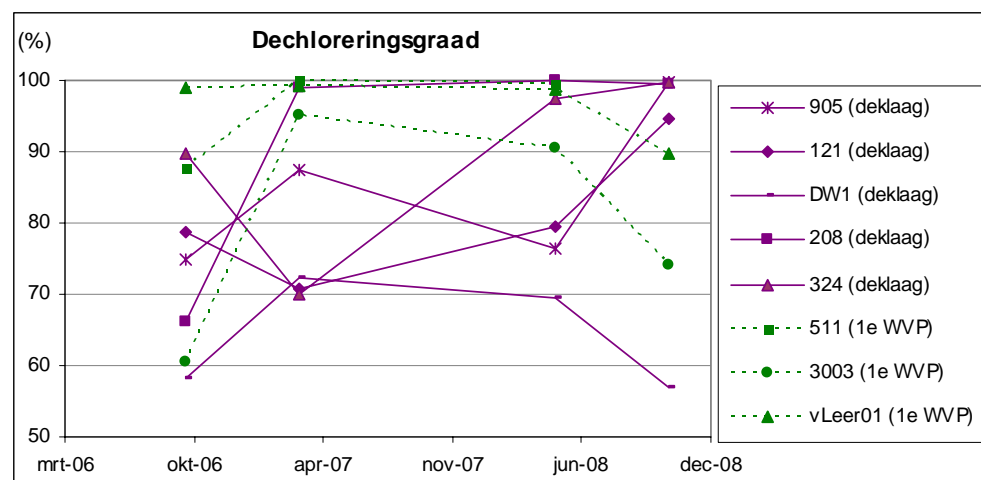
¹indicatieve waarde in verband met matrix storing

4.2.2 Dechloreringsgraad

In figuur 4.7 is voor de 8 monitoringspeilbuizen die gedurende de hele pilot zijn gebruikt, per peilbuis het verloop in de tijd van de dechloreringsgraad weergegeven.

Uit figuur 4.7 blijkt dat in de deklaag, met uitzondering van DW1 in het kerngebied, de dechloreringsgraad toeneemt. Dit komt overeen met een verlaging van de concentratie VOCl in de deklaag buiten en aan de randen van het kerngebied. Dit duidt erop dat de afname van de verontreiniging te wijten is aan afbraak van VOCl. In het kerngebied is geen consistente trend te zien.

In het eerste watervoerende pakket is alleen bij peilbuis 511 sprake van een toenemende dechloreringsgraad, die gekoppeld is aan een afname van de concentratie VOCl's tot beneden de detectielimiet. Dit wijst op afbraak van de verontreiniging. Ter plaatse van de andere twee peilbuizen in het eerste watervoerende pakket is geen stijging van de dechloreringsgraad aangetoond.



Figuur 4.7: Dechloreringsgraad.

4.2.3 *Redox-condities*

In tabel 4.4 zijn de meetresultaten voor de redoxparameters opgenomen.

De resultaten van de waterstofbepalingen in 2006 en 2007 laten over het algemeen waarden zien die veel hoger zijn dan op basis van ervaring verwacht wordt en variëren bij enkele peilbuizen sterk tussen de twee meetrondes. Waarschijnlijk is het leidingenwerk ongunstig en wordt het waterstofevenwicht in grondwater verstoord. De metingen zijn daarom in 2008 niet uitgevoerd. Ter plaatse van DW1 (deklaag) en vLeer01 (eerste watervoerend pakket, ten noorden van de locatie) konden wel waterstofmetingen worden uitgevoerd in monsters die direct uit de put zijn bemonsterd. De waterstofconcentraties zijn daar voor reductieve dechlorering laag.

Zuurstof en nitraat worden niet of nauwelijks aangetroffen. De concentratie sulfaat varieert in de deklaag over het algemeen tussen de 5 mg/l en 50 mg/l en is daarmee betrekkelijk laag (de achtergrondconcentratie is vermoedelijk hoger dan 100 mg/l). De ijzer(II) concentratie (is gelijk aan ijzer-totaal concentratie in deze omstandigheden) is met waarden tot boven de 10 mg/l betrekkelijk hoog, wat erop duidt dat veel ijzer(III)oxides in het bodemmateriaal zijn gereduceerd. Op basis van de resultaten voor zuurstof, nitraat, ijzer(II) en sulfaat kan worden geconcludeerd dat de redoxomstandigheden in de Holocene deklaag over het algemeen sulfaatreducerend/methanogeen zijn. In het eerste watervoerend pakket (peilbuizen 511, Vleer01, 3003) heersen geheel methanogene omstandigheden.

De redoxomstandigheden in de Holocene deklaag voor natuurlijke afbraak van gechloreerde verbindingen zijn bovenin het profiel over het algemeen matig gunstig en onderin gunstig. Wel wordt opgemerkt dat het aanwezige sulfaat competitief is met de gechloreerde verbindingen voor de omzetting van elektronendonoren. De concentraties sulfaat zijn overigens aan het dalen waarmee de omstandigheden gunstiger lijken te worden. De hoge concentraties etheen, ethaan en methaan duiden erop dat er volledige dechlorering optreedt van de gechloreerde verbindingen.

4.2.4 *Elektronenbalans*

De concentratie opgeloste koolstof (DOC) varieert over het algemeen van circa 21 tot 53 mg/l, met een uitschieter naar 140 mg/l. Over het algemeen wordt verondersteld dat een concentratie van circa 20 mg/l voldoende is voor het biologische reductieve afbraakproces van VOCl. Er is geen duidelijke trend in de tijd waarneembaar. Ter plaatse van peilbuis 511, waar tot februari 2007 nog substraat werd geïnjecteerd, is geen verhoogde DOC-concentratie aangetoond in vergelijking met het grondwater bij andere peilbuizen.

Tabel 4.4: Redoxparameters

peilbuis	datum	H2 (nM)	Eh (mV)	O2 (mg/l)	ijzer-tot (µg/l)	nitraat (mg/l)	sulfaat (mg/l)	methaan (µg/l)
905 (5-9 m -NAP) Deklaag	28-sep-06	45.00	-95	1.2	11000	0	2	17273
	21-mrt-07	5.00	-112	1.4	n.b.	0	19	18505
	22-apr-08	n.b.	-188	0.00	11365	0	2.0	8690
	14-10-2008	n.b.	-134	0.02	8083	0	138.8	13920
121 (9-14 m -NAP) Deklaag	28-sep-06	73.00	-114	0.2	9700	0	37	4073
	21-mrt-07	1142.00	-72	0.3	n.b.	0	10	6225
	22-apr-08	n.b.	-83	3.50	16338	0	19.3	993
	24-7-2008 8:00	n.b.	-182	0.0	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	24-7-2008 17:00	n.b.	-82	0.00	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	31-7-2008	n.b.	-103	0.50	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	7-8-2008	n.b.	-85	0.48	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
14-10-2008	n.b.	-75	0.00	19803	0	10	2808	
DW1 (9-14 m -NAP) Deklaag	28-sep-06	1.00	-98	0.2	18000	0	43	12733
	21-mrt-07	0.35	-79	0.6	n.b.	0	8	21292
	22-apr-08	n.b.	-89	0.00	12917	0	11.4	17830
	14-10-2008	n.b.	-87	0.00	34093	0	19.2	19862
DW3 (9-14 m -NAP) Deklaag	24-7-2008 8:00	n.b.	-74	0.30	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	24-7-2008 17:00	n.b.	-133	0.00	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	31-7-2008	n.b.	-89	0.10	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	7-8-2008	n.b.	-67	0.10	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	14-10-2008	n.b.	-81	0.04	42166	0	17.5	16924
N2 (11,8-12,8 m -NAP) Deklaag	22-apr-08	n.b.	-162	0.00	12666	0	12.9	18129
	24-7-2008 8:00	n.b.	-27	0.00	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	24-7-2008 17:00	n.b.	-124	0.00	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	31-7-2008	n.b.	-62	0.00	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	7-8-2008	n.b.	-86	0.06	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
14-10-2008	n.b.	-75	0.00	10715	0	3.9	21734	
N1 (12,5-13,5 m -NAP) Deklaag	22-apr-08	n.b.	-161	0.00	7824	0	40.5	19413
	24-7-2008 8:00	n.b.	-18	0.00	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	24-7-2008 17:00	n.b.	-125	0.00	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	31-7-2008	n.b.	-22	0.00	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	7-8-2008	n.b.	-73	0.09	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
14-10-2008	n.b.	-61	0.03	13415	0	6	20015	
208 (14-17 m -NAP) Deklaag	28-sep-06	75.00	-106	0.1	9100	0	5	2906
	21-mrt-07	0.00	-110	0.2	n.b.	0	151	15610
	22-apr-08	n.b.	-187	0.00	11994	0	9.6	10320
	14-10-2008	n.b.	-77	0.05	8398	0	0.0	18455
324 (17-20 m -NAP) Deklaag	28-sep-06	37.00	-139	0.4	18000	0	116	7612
	21-mrt-07	30.00	-125	0.7	n.b.	2	92	13252
	22-apr-08	n.b.	-153	0.00	31785	0	44.3	12200
	14-10-2008	n.b.	-76	0.04	15488	0	30.3	17266
511 (24-30 m -NAP) 1e WVP	28-sep-06	35.00	-93	0.3	14000	0	5	12777
	21-mrt-07	19.30	-114	0.1	n.b.	0	0	13807
	22-apr-08	n.b.	-158	0.02	7635	0	2.0	10227
	14-10-2008	n.b.	-100	0.15	15140	0	0.0	23168
vLeer01 (24-30 m -NAP) 1e WVP	28-sep-06	2.90	-114	0.2	12000	0	0	9942
	21-mrt-07	0.87	-105	0.2	n.b.	0	0	28094
	22-apr-08	n.b.	-136	0.00	11818	0	17.4	20172
	14-10-2008	n.b.	-100	0.00	13722	0	3.4	29334
3003 (24-30 m -NAP) 1e WVP	28-sep-06	61.00	-104	0.2	15000	0	300	1829
	21-mrt-07	20.80	-120	0.1	n.b.	0	9	8388
	22-apr-08	n.b.	-200	0.00	22852	0	1.0	18437
	24-7-2008 8:00	n.b.	-195	0.00	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	24-7-2008 17:00	n.b.	-166	0.00	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	31-7-2008	n.b.	-91	0.00	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	7-8-2008	n.b.	-91	0.10	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
14-10-2008	n.b.	-101	0.14	13401	0	0	14122	

In tabel 4.5 is uitgerekend hoeveel koolstof nodig is om de in het grondwater aanwezige zuurstof, nitraat en sulfaat te reduceren. Deze hoeveelheid moet als indicatieve waarde worden beschouwd en daarom is een range berekend. De elektronenbalans is uitgedrukt als de hoeveelheid koolstof die overblijft na reductie van zuurstof, nitraat en sulfaat. De door BioSoil gebruikte elektronendonor levert 0,06 mol elektronen per gram donor. De elektronenbalans is berekend voor twee donortypes. Voor elektronendonor type A ($C_9H_{10}O_5$) geldt: 1 mol levert 4 elektronen; dit komt neer op ongeveer 0,02 elektronen per gram. Voor elektronendonor type B ($C_3H_5O_3$) geldt: 1 mol levert 12 elektronen; dit

komt neer op ongeveer 0,13 elektronen per gram. De door BioSoil gebruikte donor valt tussen type A en type B, waarmee de elektronenbalans voor deze locatie een betrouwbare range aangeeft.

De reductie van sulfaat, PER of TRI zijn processen die gelijktijdig kunnen plaatsvinden. In de berekeningen voor de elektronenbalans wordt ervan uitgegaan dat sulfaat eerst wordt gereduceerd. Naast zuurstof, nitraat en sulfaat kan ook driewaardig ijzer dat gebonden is aan de grond worden gereduceerd.

Uit tabel 4.5 blijkt dat over het algemeen voldoende elektronendonor aanwezig zou moeten zijn om de verontreiniging af te breken maar dat geen grote overmaat aan DOC wordt aangetroffen. Het is overigens niet zo dat alle organische stof geschikt is als elektronendonor. Ter hoogte van de onderste kleilaag in de Holocene deklaag worden de laagste concentraties DOC aangetroffen. Mogelijk is de hoeveelheid elektronendonor te laag voor het afbraakproces. Ook de concentraties waterstof in het grondwater zijn betrekkelijk laag. Opgemerkt wordt dat je met de parameter DOC slechts een deel van het 'Total Organic Carbon' (TOC) meet en dus vermoedelijk de hoeveelheid elektronendonor iets onderschat.

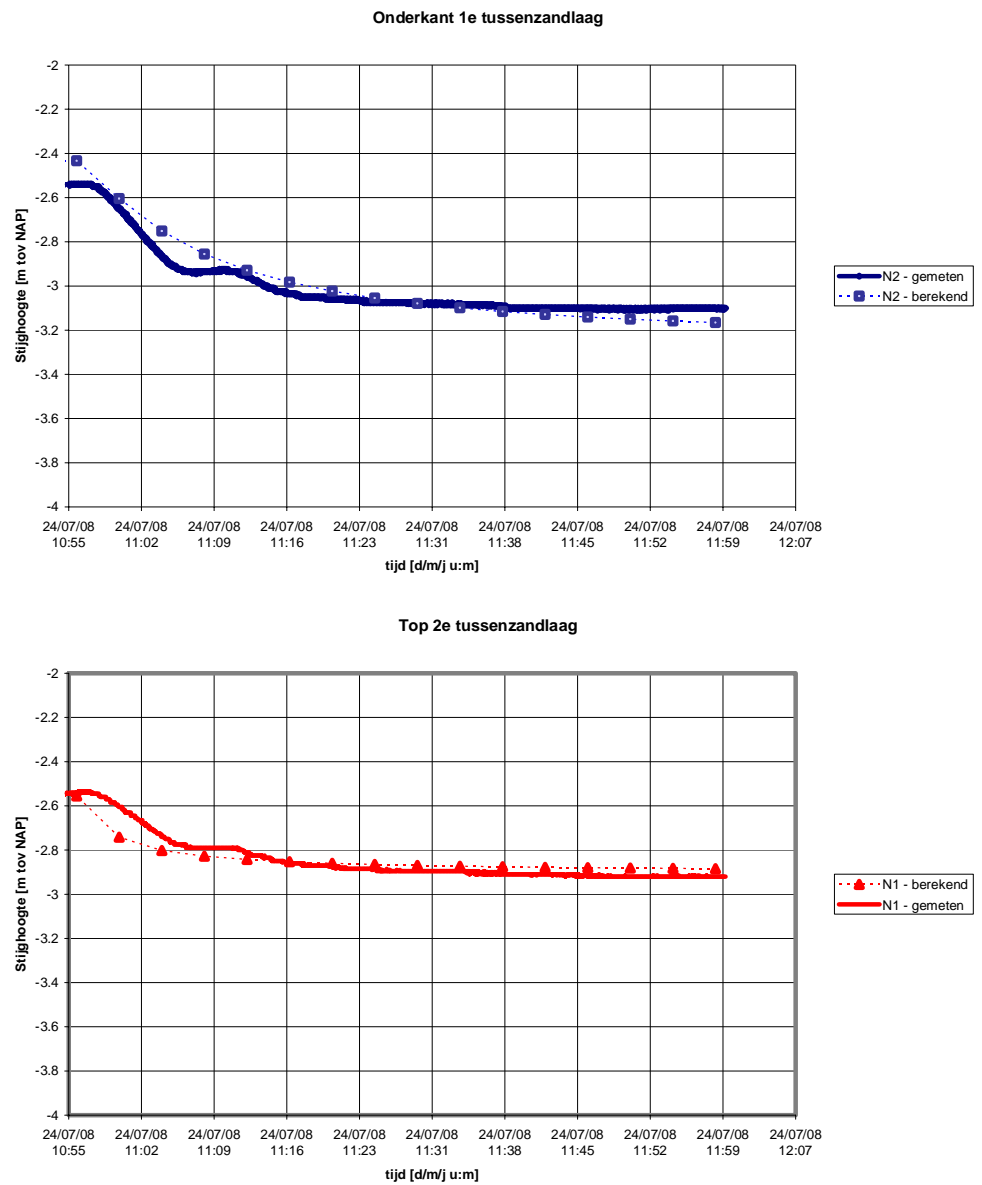
Tabel 4.5: Elektronenbalans

peilbuis	datum	aanwezige e-donor mg C/l	donortype A		donortype B	
			benodigd voor concurrenten mg C/l	e- balans mg C/l	benodigd voor concurrenten mg C/l	e- balans
905 (deklaag)	28-sep-06	140.00	0.85	139.15	0.28	139.72
	22-apr-08	51.18	0.49	50.69	0.16	51.02
	14-okt-08	13.39	34.71	-21.32	11.57	1.82
121 (deklaag)	28-sep-06	38.00	9.20	28.80	3.07	34.93
	22-apr-08	38.72	6.15	32.58	2.05	36.67
	14-okt-08	37.79	2.50	35.29	0.83	36.96
DW1 (deklaag)	28-sep-06	27.00	10.87	16.14	3.62	23.38
	22-apr-08	45.09	2.86	42.23	0.95	44.13
	14-okt-08	36.09	4.80	31.29	1.60	34.49
DW3 (deklaag)	14-okt-08	35.89	4.39	31.50	1.46	34.43
N2 (deklaag)	22-apr-08	36.10	3.22	32.88	1.07	35.03
	14-okt-08	41.32	0.98	40.35	0.33	41.00
N1 (deklaag)	22-apr-08	35.21	10.11	25.10	3.37	31.84
	14-okt-08	35.32	0.01	35.31	0.00	35.32
208 (deklaag)	28-sep-06	31.00	1.38	29.62	0.46	30.54
	22-apr-08	37.04	2.41	34.63	0.80	36.24
	14-okt-08	24.97	0.02	24.95	0.01	24.96
324 (deklaag)	28-sep-06	21.00	29.07	-8.07	9.69	11.31
	22-apr-08	28.16	11.06	17.09	3.69	24.47
	14-okt-08	21.56	7.59	13.97	2.53	19.03
511 (1e WVP)	28-sep-06	28.00	1.42	26.58	0.47	27.53
	22-apr-08	30.02	0.51	29.51	0.17	29.85
	14-okt-08	26.46	0.06	26.40	0.02	26.44
vLeer01 (1e WVP)	28-sep-06	56.00	0.06	55.94	0.02	55.98
	22-apr-08	30.01	4.35	25.66	1.45	28.56
	14-okt-08	27.56	0.85	26.71	0.28	27.28
3003 (1e WVP)	28-sep-06	53.00	74.99	-21.99	25.00	28.00
	22-apr-08	40.39	0.25	40.14	0.08	40.30
	14-okt-08	52.63	0.05	52.58	0.02	52.61

4.3 IJking en betrouwbaarheid model

Voor de ijking van het grondwater- en stroftransportmodel is gebruik gemaakt van de resultaten van de pompproef. De divermetingen van de stijghoogteveranderingen zijn gebruikt voor het bepalen van de grondwaterstromingsparameters. Met de gemeten concentratieveranderingen is het stoftransportmodel geoptimaliseerd.

De resultaten van de divermetingen gedurende het eerste uur van de pompproef zijn opgenomen in figuur 4.8. Deze zijn gebruikt om de doorlatendheden te bepalen van de tussenzandlagen en de tussengelegen klei/veenlaag. Dit is modelmatig gedaan door de betreffende modelparameters zodanig te wijzigen dat de beste fit wordt verkregen. De resultaten zijn opgenomen in tabel 4.6.

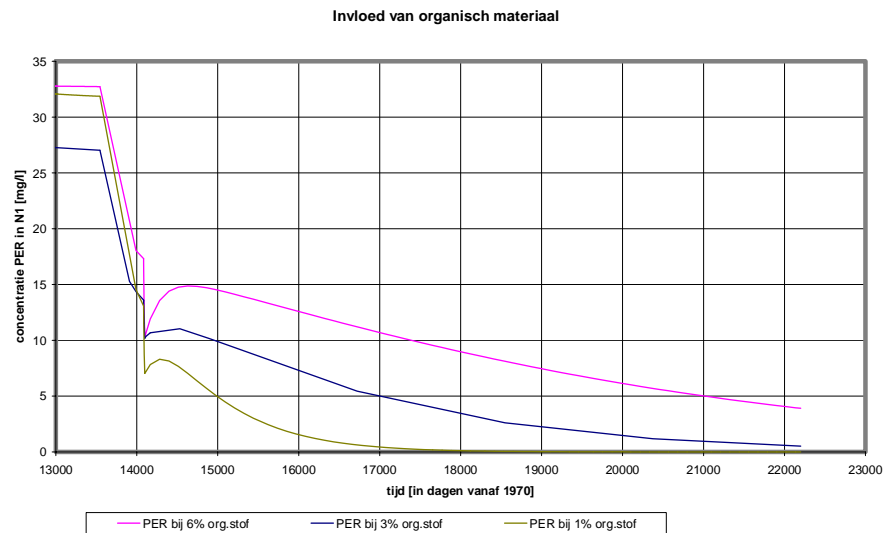


Figuur 4.8: Resultaten verloop divermetingen en modelberekeningen van stijghoogtes

Tabel 4.6: Geoptimaliseerde modelparameter waarden grondwaterstromingsprocessen

Diepte [m tov NAP]		Lithologie	Hor. doorlatendheid (m/dag)	Vert. doorlatendheid (m/dag)	Bergings-coëfficiënt [-]
van	tot				
1	-1	zand	1	1	0,07
-1	-8	klei/veen	0,004	0,004	0,001
-8	-12,1	fijn zand	0,5	0,05	0,0001
-12,1	-12,7	klei/veen	0,003	0,003	0,0001
-12,7	-17	middelfijn zand	1	0,1	0,0001
-17	-19	zandige klei	1	0,1	0,0001
-19	-30	grove zanden	40	4	0,0001

Bij de optimalisatie van de stoftransportparameters is de invloed van de adsorptie in de klei/veenlaag verkend door het organisch stofgehalte dat bijdraagt aan de adsorptie in die laag te variëren (figuur 4.9). Het blijkt dat bij een lager percentage aan bijdragend organisch stof de dalende trend scherper verloopt, na het stopzetten van de sanering en na de rebound volgend op de pompproef.



Figuur 4.9: Invloed van hoeveelheid organisch materiaal dat bijdraagt aan de adsorptie.

De concentraties lopen in de tweede tussenzandlaag sneller terug. De lagere hoeveelheid organisch stof blijkt tevens een betere fit te geven en is in de verdere modelberekeningen aangehouden. De geoptimaliseerde parameterwaarden zijn opgenomen in tabel 4.7a. De afbraakconstanten in tabel 4.7b gelden voor natuurlijke (ongestimuleerde) afbraak op deze locatie. Deze parameters konden niet goed geoptimaliseerd worden omdat door het stimuleren van de biologische afbraak er geen sprake meer is van een 'constante' (de afbraaksnelheden variëren in de tijd).

Tabel 4.7a: Modelparameterwaardes stoftransportprocessen

Diepte [m tov NAP]		Lithologie	Org. Stof (-)	Bulk dichtheid (kg/dm³)
<i>van</i>	<i>tot</i>			
1	-1	Zand	1%	1,6
-1	-8	klei/veen	3%	1,3
-8	-12,1	fijn zand	1%	1,6
-12,1	-12,7	klei/veen	1%	1,3
-12,7	-17	Middelfijn zand	0,16%	1,6
-17	-19	Klei	1	1,3
-19	-30	grove zanden	0,16%	1,6

Tabel 4.7b: Modelparameterwaardes stoftransportprocessen voor een ongestimuleerde situatie (op basis van lit. 5 en 6)

Stof	Log Koc	1e orde afbraakconstante
PER	2,56	0,008
TRI	2,13	0,008
CIS	1,55	0,0008
VC	0,92	0,0012

Over het algemeen berekent het model iets hogere concentraties dan wordt gemeten. Dit hangt vermoedelijk samen met het feit dat in de modellering de biologische stimulering tijdens de sanering niet is meegenomen. Het model is wel geschikt om de samenhang van processen en het langjarige verloop van de concentraties in de juiste ordegrootte te voorspellen. Het model is betrouwbaar genoeg om de risico's van nalevering vanuit de klei/veenlaag en tweede tussenzandlaag naar het eerste watervoerende pakket te simuleren en in te schatten in hoeverre sprake is van een stabiele eindsituatie.

5 Discussie

5.1 Afbraak van de verontreiniging in het grondwater

Bovenin de Holocene deklaag, in de eerste klei/veenlaag is geen duidelijke trend in het verloop van de VOCl-concentraties waar te nemen, noch in de dechloreringsgraad. De redoxomstandigheden zijn hier matig gunstig. Uit de elektronenbalans op basis van DOC blijkt dat waarschijnlijk voldoende elektronendonor aanwezig is.

Onderin de Holocene deklaag nemen de concentraties VOCl's buiten het kerngebied over de periode 2006-2008 af. Omdat hier tevens een verhoging van de dechloreringsgraad wordt waargenomen en de redoxomstandigheden gunstig zijn, kan worden geconcludeerd dat de afname van de verontreinigingsgraad is toe te schrijven aan microbiële afbraak van de VOCl's. Plaatselijk worden nog wel de interventiewaarden overschreden. In het kerngebied is geen consistente trend te zien in het verloop van de VOCl-concentratie en de dechloreringsgraad. De concentraties zijn ver boven de interventiewaarden. Op basis van DOC-concentraties wordt verwacht dat over het algemeen voldoende elektronendonor aanwezig is in dit deel van de Holocene deklaag. Daarentegen is de concentratie waterstof in het grondwater betrekkelijk laag. De afbraak van VOCl's vindt wel plaats in de deklaag, maar wordt waarschijnlijk gelimiteerd door de beperkte hoeveelheid geschikt elektronendonor.

In het eerste watervoerend pakket zijn de redoxomstandigheden gunstiger. Slechts bij een van de drie peilbuizen met filters in dit pakket is sprake van een toenemende dechloreringsgraad, die gekoppeld is aan een afname van de concentratie VOCl's tot beneden de detectielimiet. Ter plaatse van de overige peilbuizen in het eerste watervoerende pakket is geen stijging van de dechloreringsgraad aangetoond. In de periode tussen de laatste twee monitoringsrondes is een stijging van de concentratie VOCl's waargenomen die gepaard gaat met een verlaging van de dechloreringsgraad. De gemeten concentraties VOCl zijn in het eerste watervoerende pakket beduidend lager dan in de tussenzandlagen, maar dit hangt samen met het feit dat de monitoringspeilbuizen zeer lange filters hebben en er dus een mengsel wordt bemonsterd van 'schoon' en verontreinigd water. De concentraties PER, TRI, CIS en VC variëren van meer dan 100 µg/l tot meer 1000 µg/l. Evenals in de deklaag wordt op basis van de DOC-concentratie verwacht dat voldoende elektronendonor aanwezig is. Onduidelijk is of alle aanwezige koolstof geschikt is als elektronendonor (lage waterstofconcentraties werden aangetoond in de deklaag bij DOC van meer dan 20 mg/l). Bovendien lijkt het erop dat de afbraak van VOCl's wordt gelimiteerd door een gebrek aan elektronendonor.

5.2 Nalevering

De grondwaterstroming in de Holocene deklaag is neerwaarts gericht. In het eerste watervoerend pakket is de stromingsrichting vooral horizontaal, waarbij het grondwater in noordoostelijke richting afstroomt. Opgeloste verontreinigingen stromen als gevolg hiervan verticaal af via de Holocene deklaag naar het eerste watervoerende pakket en verplaatsen zich in het eerste watervoerend pakket vervolgens vrijwel horizontaal in noordoostelijke richting.

Zeker is dat nalevering uit de klei/veenlagen van VOCl's in concentraties tot ver boven de interventiewaardes optreedt naar de 2^e Holocene tussenzandlaag en vermoedelijk ook naar het eerste watervoerende pakket. Ook de 1^e tussenzandlaag wordt waarschijnlijk besmet met VOCl's door nalevering uit de bovenste klei/veenlaag. Er zijn tevens aanwijzingen dat er nog een resterende zaklaag in de top van de kleilaag in de 1^e tussenzandlaag aanwezig is. Het een en ander blijkt uit het optreden van een 'rebound' gedurende circa 1,5 jaar na afronding van de sanering in 2007 en na de pompproef, die zich zowel in het verloop van de gemeten als de berekende concentraties manifesteert. Uit de modellering blijkt dat de nalevering nog decennia lang zal optreden, voordat de concentraties zonder verdere ingrepen tot acceptabele waardes zijn gedaald.

5.3 Synthese

Hoewel natuurlijke afbraak van VOCl's optreedt in alle lagen, blijkt de nalevering uit de klei/veenlagen en zaklagen in het kerngebied nog decennia lang te groot te zijn om de verontreinigingen af te breken tot acceptabele concentraties. Naar het eerste watervoerende pakket zal dan ook nog een tijd lang VOCl-concentraties vermoedelijk tot boven de interventiewaarde kunnen afstromen. Gezien de betrekkelijk snelle horizontale stroming in het eerste watervoerende pakket, bestaat er een actueel risico dat verontreinigingen in concentraties boven de interventiewaardes zich tot buiten de terreingrens kunnen verplaatsen en het grondwater op aanpalende terreinen besmetten. Er is op basis van de nalevering in de tussenzandlagen dus geen sprake van een stabiele eindsituatie. Opgemerkt wordt dat de risico's voor het eerste watervoerende pakket zijn gebaseerd op metingen uit slechts één meetpunt in het eerste watervoerende pakket. De omvang van de restverontreiniging in het eerste watervoerende pakket is niet bekend.

Bij het overwegen van een strategie om alsnog een stabiele eindsituatie te bereiken dient bedacht te worden dat traditionele saneringsmaatregelen zoals pump&reat in de tussenzandlagen alleen een tijdelijk effect hebben, waarna door nalevering de concentraties weer sterk doen dalen tot het voorafgaande niveau. Een meer duurzame aanpak lijkt het stimuleren van de biologische afbraak door middel van de toediening van elektronendonoren in de bronzone en stroomafwaarts daarvan in zowel de 2^e tussenzandlaag en het 1^e watervoerende pakket. Gedacht kan worden aan 'slow release compounds' die jarenlang elektronendonoren afgeven en zodoende voor lange termijn de stabiele eindsituatie garanderen. Wel dient een strategie voor een eventuele restverontreiniging in het eerste watervoerende pakket te worden uitgewerkt.

6 Conclusies en aanbevelingen

Op de onderzoekslocatie aan de Asterweg te Amsterdam is sprake van een verontreiniging met VOCl's in de grond en het grondwater van de Holocene deklaag en in het eerste watervoerend pakket. De Holocene deklaag is opgebouwd uit een afwisseling van klei/veen en zandlagen en het eerste watervoerende pakket bestaat overwegend uit zand. De tamelijk complexe bodemopbouw en grondwaterstromingssituatie maakt het eenduidig in beeld brengen van de nalevering en de natuurlijke afbraak op basis van alleen metingen lastig. Door te kiezen voor een analyse op basis van een gecombineerde aanpak van meten en modelleren kan worden ingeschat in hoeverre op deze locatie sprake is van een stabiele eindsituatie. De conclusies van de analyse geven antwoorden op de deelvragen uit hoofdstuk 1 en zijn als volgt:

- De grondwatersanering door BioSoil tussen 2000 en 2007 heeft geleid tot vrachtverwijdering, maar door nalevering uit de klei/veenlagen en vermoedelijke zaklagen in de buurt van de peilbuizen N1 en N2 zijn de concentraties in 1,5 jaar weer gestegen in zowel de Holocene deklaag als het eerste watervoerende pakket. Dit blijkt zowel uit de langdurige monitoring als uit de resultaten van de pompproef. Ook de modelberekeningen bevestigen deze conclusie.
- De redoxomstandigheden voor natuurlijke afbraak van VOCl's in de Holocene deklaag en het eerste watervoerende pakket zijn over het algemeen gunstig, maar de hoeveelheid geschikte elektronendonor is beperkt. De snelheid van de natuurlijke afbraak is te gering om de nalevering uit de klei/veenlagen bij te houden.
- Zonder aanvullende maatregelen zullen concentraties van verontreinigingen vermoedelijk tot boven de interventiewaarden naar het eerste watervoerende pakket afstromen van waaruit ze zich horizontaal verspreiden tot over de terreingrens. Er is geen sprake van een stabiele eindsituatie.
- Eventuele maatregelen kunnen het beste vooral gericht zijn op stimulering van de natuurlijke afbraak in de deklaag ter bescherming van het eerste watervoerende pakket. Ook dient een strategie te worden uitgewerkt voor de aanpak van een eventuele restverontreiniging in het eerste watervoerende pakket. Traditionele pump&treat maatregelen zullen niet op afzienbare termijn leiden tot een stabiele eindsituatie en vormen geen duurzame oplossing voor deze locatie.

Voor het vervolg wordt aanbevolen een plan uit te werken voor de aanpak op basis van stimulering van de natuurlijke afbraak van de verontreinigingen op deze locatie.

Het succes van de eerder gehanteerde saneringsaanpak kan beter worden ingeschat als in het vervolg rekenschap wordt genomen van de volgende aandachtspunten:

- Voorafgaand aan het ontwerpen van een grondwatersanering, dient er een gedegen inzicht te zijn in de verspreidingspaden van verontreinigingen en de potentiële nalevering uit klei/veenlagen (opstellen van een conceptueel model van de locatie). Verder helpt het als de maatvoering altijd in meters ten opzichte van NAP wordt gerapporteerd. Saneringslocaties worden namelijk in de regel herontwikkeld, waarbij het maaiveld vrijwel altijd verandert.
- Het wordt afgeraden om systeemfilters van de grondwatersanering door meerdere doorlatende lagen te plaatsen. Dit maakt het enerzijds lastig om de sanering in afzonderlijke lagen te sturen. Anderzijds is ongewenste verspreiding van verontreinigingen mogelijk door het weglekken van zaklagen via de filters. Ook kan

ongecontroleerde onttrekking uit diepere lagen ervoor zorgen dat verontreinigingen hoger in het bodemprofiel versneld neerwaarts worden getrokken.

- Ook monitoringsfilters dienen geheel in afzonderlijke lagen te worden geplaatst, zodat een eenduidige analyse mogelijk is van de processen in de ondergrond. Bovendien wordt aanbevolen om het filtertraject van monitoringsfilters klein te houden om zoveel mogelijk te voorkomen dat bij monsterneming een grondwatermengsel wordt genomen.
- Waterstofmetingen zouden moeten worden uitgevoerd in peilbuizen en niet in grondwater dat wordt bemonsterd via een leidingennetwerk.

Met deze pilot is gedemonstreerd hoe aan de hand van monitoring en modellering informatie is verkregen over grondwaterstroming, nalevering en natuurlijke afbraak van de verontreiniging. Deze drie aspecten dienen te worden bestudeerd om te kunnen vaststellen of sprake is van een stabiele eindsituatie.

Literatuur

Lit. 1: TNO, 2002, Landsdekkende karakterisatie topsysteem, NITG 02-112-B

Lit. 2: TNO, 1979, Geo-electrisch onderzoek Zandvoort/Amsterdam, kaartbladen 24 Oost en 25 West en Oost

Lit. 3: TNO, 1979, Grondwaterkaart van Nederland, Zandvoort 24, Amsterdam 25 west, 25 oost.

Lit. 4: SKB, 2003, METHODIEK VOOR HET VASTSTELLEN VAN DE DUURZAAMHEID VAN NATUURLIJKE AFBRAAK (D-NA) VAN GECHLOREERDE ETHENEN, SV-513

Lit. 5: Appelo&Postma, 1994, Geochemistry, groundwater and pollution, Balkema, Rotterdam

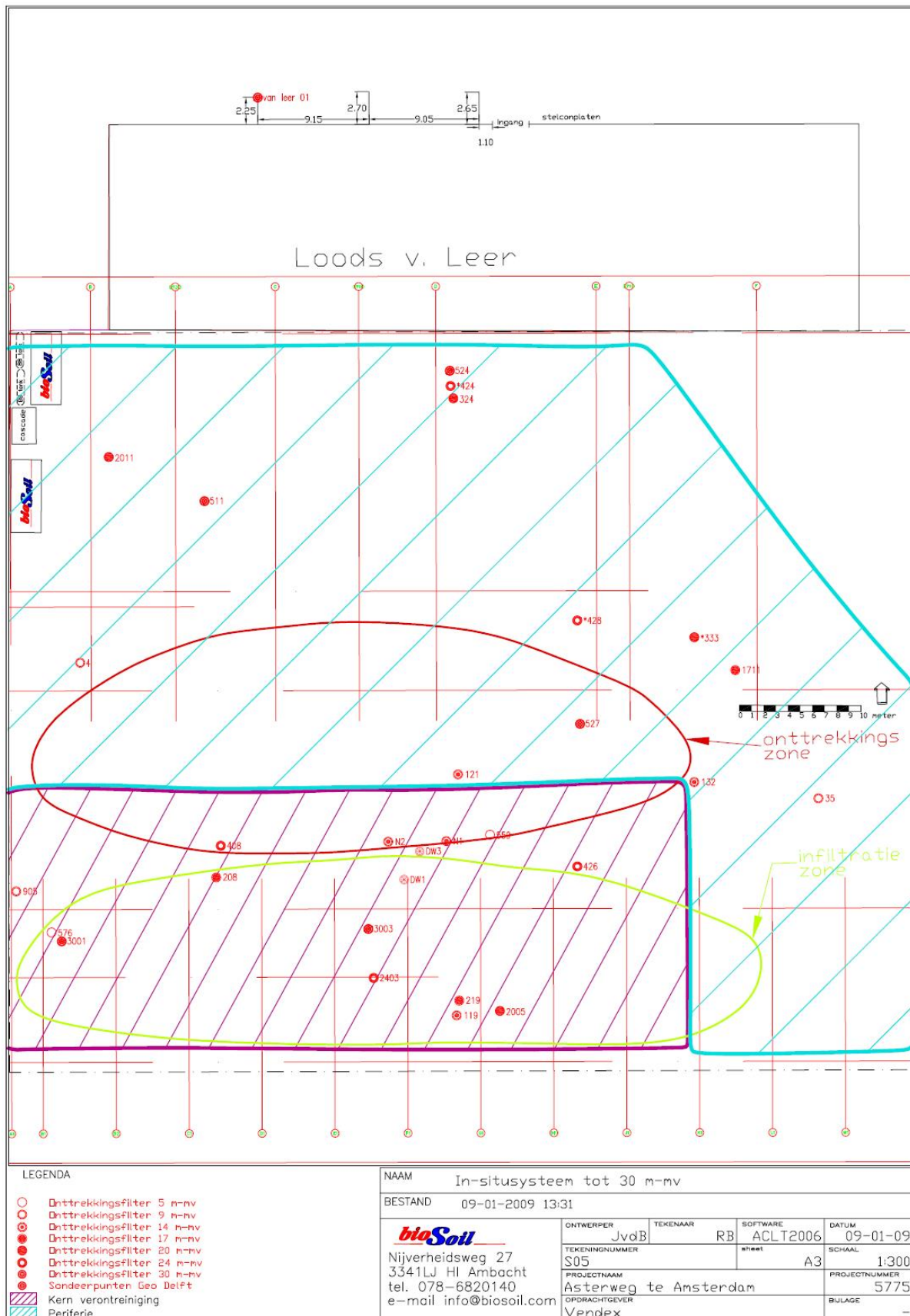
Lit. 6: TNO-MEP, 2001, Sequentiële afbraak van PER en TRI op de AGA-gas locatie te Amsterdam, projectnummer 005.61039

Lit. 7: Gehrels, J.C., 1999, Groundwater Level Fluctuations, academisch proefschrift Faculteit der Aardwetenschappen Vrije Universiteit Amsterdam

Lit. 8: BioSoil, 2 januari 2007, Evaluatierapport. 7e voortgangsrapport bodemsanering PER/TRI t.p.v. Asterweg 17-19 Amsterdam –Noord, BioSoil, kenmerk 00.023.847.

Lit.9: van Agteren, M.H., Keuning, S., Janssen, D.B., Environment & Chemistry, Handbook on Biodegradation and Biological Treatment of Hazardous Organic Compounds

A Overzichtstekening



B Analyseresultaten nulsituatie verontreiniging

Monitoring 28 september 2006

Peilbuis	Onderzijde filter (m -mv)	Methaan (µg/l)	Ethaan (µg/l)	Etheen (µg/l)	VC (µg/l)	cis-DCE (µg/l)	TRI (µg/l)	PER (µg/l)
4	9	8689	439	0	0.0	4.7	0.0	0.0
35	9	6455	0	0	0	0	0	0
119	14	4051	455	762	1009	1740	7	7
121	14	4073	2029	2440	16602	5088	858	851
132	14	9037	488	0	0	29	0	5
208	17	2906	652	334	340	608	76	2665
219	17	3595	810	406	1724	666	93	147
324	20	12777	583	208	315	501	0	0
333	20	8195	630	353	0	13	0	0
408	24	15941	1296	1192	1148	2866	167	139
424	24	5277	600	158	283	1468	0	0
426	24	5086	625	1412	1969	2763	10	8
428	24	15034	1770	6052	1656	82	0	7
511	30	17273	1926	2703	2457	3472	185	92
524	30	10119	890	38	0	22	0	0
527	30	10724	930	1957	1674	1020	6	0
559	5	1978	199	112	0	71	11	15
576	5	3495	372	859	2560	32809	9844	14299
905	9	1829	163	818	4260	3078	79	87
1711	17	14504	380	0	0	9	5	12
2005	20	12389	114	90	164	1227	381	155
2011	20	4234	320	298	0	8	9	22
2403	24	8191	1306	5517	5122	327	9	43
3001	30	6840	516	683	193	571	236	80
3003	30	7612	499	685	2916	20405	109	136
vLeer01	30	9942	884	93	0	43	0	0
DW1	14	12733	2763	5389	4482	11217	11491	26326

0: lager dan detectielimiet