

**NOBIS**

**Sturing van biologische in-situsanering via on-linemonitoring**

**NOBIS  
STURING VAN BIOLOGISCHE IN-SITUSANERING  
VIA ON-LINEMONITORING**

dr. ir. E.C.L. Marnette

juli 1998

Gouda, CUR/NOBIS

### **Auteursrechten**

Alle rechten voorbehouden. Niets uit deze uitgave mag worden verveelvoudigd, opgeslagen in een geautomatiseerd gegevens bestand of openbaar gemaakt, in enige vorm of op enige wijze, hetzij elektronisch, mechanisch, door fotokopieën, opnamen of op enig andere manier, zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van CUR/NOBIS. Het is toegestaan overeenkomstig artikel 15a Auteurswet 1912 gegevens uit deze uitgave te citeren in artikelen, scripties en boeken, mits de bron op duidelijke wijze wordt vermeld, alsmede de aanduiding van de maker, indien deze in de bron voorkomt, 'RMK: Een methodiek voor de vergelijking van bodemsaneringsvarianten op basis van de aspecten Risicoreductie, Milieuverdienste en Kosten, september 1997, CUR/NOBIS, Gouda'.

### **Aansprakelijkheid**

CUR/NOBIS en degenen die aan deze publicatie hebben meegewerkt, hebben een zo groot mogelijke zorgvuldigheid betracht bij het samenstellen van deze uitgave. Nochtans moet de mogelijkheid niet worden uitgesloten dat er toch fouten en onvolledigheden in deze uitgave voorkomen. Ieder gebruik van deze uitgave en gegevens daaruit is geheel voor eigen risico van de gebruiker en CUR/NOBIS sluit, mede ten behoeve van al degenen die aan deze uitgave hebben meegewerkt, iedere aansprakelijkheid uit voor schade die mocht voortvloeien uit het gebruik van deze uitgave en de daarin opgenomen gegevens, tenzij de schade mocht voortvloeien uit opzet of grove schuld zijdens CUR/NOBIS en/of degenen die aan deze uitgave hebben meegewerkt.

### **Copyrights**

### **Liability**

**Titel rapport**CUR/NOB-rapportnummer

Sturing van biologische in-situsanering  
via on-linemonitoring

**Project-rapportnummer**

---

**Auteur(s)**Aantal bladzijden

dr. ir. E.C.L. Marnette (0570-699537)**Rapport:**

**Bijlagen:**

---

**Uitvoerende organisatie(s) (consortium)**

CUR/NOBIS (ir. H.J. Vermeulen, 0182-540680)

Tauw Milieu BV (ir. E. van der Strate, 0570-699409)

Arcadis Heidemij Realisatie BV (M. van Rooij, 0416-344044)

Provincie Overijssel (G. de Jong, 038-4252404)

---

**Uitgever**

CUR/NOBIS, Gouda

---

**Samenvatting**

---

**Trefwoorden****Gecontroleerde termen:**Vrije trefwoorden:

In-situ sanering

Bodemluchtonttrekking

On-line monitoring

Optimalisatie

---

**Titel project**Projectleiding

Tauw Milieu BV

(ir. E. van der Strate,

0570-699409)

---

Dit rapport is verkrijgbaar bij:

CUR/NOBIS, postbus 420, 2800 AG Gouda

## INHOUDSOPGAVE

SAMENVATTING .....	iv
SUMMARY.....	vi
Hoofdstuk 1 INLEIDING .....	1
Hoofdstuk 2 MEETTECHNIEKEN EN MEETAPPARATUUR .....	3
2.1 Algemeen.....	3
2.2 Meettechnieken en apparatuur voor gebruik in in-situsaneringen.....	4
2.3 Selectie meettechniek voor case Oliemolensingel .....	6
Hoofdstuk 3 EXPERIMENTELE EN MODELMATIGE METHODEN.....	9
3.1 Gebruikt onttrekkingssysteem en monitoringssysteem .....	9
3.2 Veldtesten en verwerking van testdata.....	9
3.2.1 Starttesten.....	9
3.2.2 Stoptesten.....	10
3.2.3 Berekeningen biologische afbraak.....	11
3.2.4 Modelmatige onderbouwing van start- en stoptesten.....	11
3.3 Gebruik van drains voor monitoringsdoeleinden.....	12
3.3.1 Experimentele methode.....	12
3.3.2 Modelmatige onderbouwing.....	13
3.4 Bepaling van een optimaal onttrekkingsregiem.....	13
3.4.1 Invloed debiet op biologische afbraaksnelheid.....	15
3.4.2 Bepaling van de optimale cyclus- en onttrekkingstijd.....	15
Hoofdstuk 4 RESULTATEN EN DISCUSSIE.....	18
4.1 Veldtesten en verwerking van testdata.....	18
4.1.1 Start- en stoptesten en biologische afbraaksnelheden.....	18
4.1.2 Modelmatige onderbouwing van start- en stoptesten.....	20
4.2 Gebruik van drains voor monitoringsdoeleinden .....	26
4.2.1 Resultaten veldexperimenten .....	26
4.2.2 Modelmatige onderbouwing.....	26
4.2 Bepaling van een optimaal onttrekkingsregiem.....	27
4.3.1 Invloed debiet op biologische afbraaksnelheid.....	29
4.3.2 Bepaling van de optimale cyclus- en onttrekkingstijd.....	29
Hoofdstuk 5 KOSTEN-BATENANALYSE .....	32
5.1 Uitgangspunten.....	32
5.2 Berekening van de kosten en baten .....	34
Hoofdstuk 6 LEIDRAAD: BODEMLUCHTEXTRACTIE MET ON-LINEMEETAPPARATUUR .....	36
6.1 Ontwerp en dimensionering.....	36
6.2 Aanleg van het systeem.....	36
Hoofdstuk 7 CONCLUSIES.....	40
LITERATUUR .....	42
Bijlage AGESELECTEERD MEETSYSTEEM	
Bijlage BDRAIN EN MONITORINGSFILTERS GEBRUIKT VOOR VELDEXPERIMENTEN	

Bijlage C VERLOOP CONCENTRATIES  $O_2$ ,  $CO_2$ , TKW EN LUCHTVOCHTIGHEID IN FILTERS EN DRAIN BIJ TWEE DEBIETEN

Bijlage D FITTINGSPARAMETERS VAN STOP- EN STARTTESTEN

Bijlage E MODEL TER ONDERBOUWING VAN START- EN STOPTESTEN

Bijlage F MODELLERING VAN START- EN STOPTEST BIJ VERSCHILLENDE  $L_s$

## SAMENVATTING

### **Sturing van biologische in-situsanering via on-linemonitoring**

Dit rapport is het resultaat van een NOBIS-onderzoek naar de mogelijkheid om saneringen via de bodemluchtextractietechniek en 'on-linemonitoring' met automatische, continue en on-linebemonsterings- en meetapparatuur efficiënter te laten verlopen. Hiertoe zijn enkele aspecten van het gebruik van on-linemonitoring onderzocht.

#### *Selectie van meetapparatuur*

Ten eerste is een programma van eisen van on-linemeettechnieken opgesteld voor de selectie van veld-meetapparatuur. Belangrijke vragen hierbij waren wanneer welke parameters gemeten moeten worden en of een kwalitatieve, kwantitatieve of indicatieve meting van deze parameters noodzakelijk is. Ten tweede is een overzicht gemaakt van eventueel bruikbare meetapparatuur voor het meten van vluchtige koolwaterstoffen, zuurstof en kooldioxide. Op grond van robuustheid en prijsniveau kwamen sensoren voor de meting van totaal koolwaterstoffen, zuurstof en kooldioxide als het meest geschikt naar voren.

#### *Veldtesten*

In dit onderzoek zijn eenvoudige veldtesten ontwikkeld die op een gestandaardiseerde manier informatie verschaffen over onder andere afbraaksnelheden en responstijden van filters (de tijd die nodig is om bodemlucht te 'verversen'). Het betreft twee testen: de starttest en de stoptest (ook wel 'respiratietest' genoemd). Met een starttest (het volgen van de O<sub>2</sub>-toename na het starten van de onttrekking) kan een indruk worden verkregen van de responstijd van filters. Dat is de tijd die nodig is om op de desbetreffende locatie de bodemlucht te verversen. Met behulp van een stoptest (het volgen van de O<sub>2</sub>-afname na het stopzetten van de onttrekking) kan de afbraaksnelheid in de bodem worden geschat.

Er is een methode ontwikkeld om de meetgegevens te verwerken en om responstijden en afbraaksnelheden op verschillende locaties in het veld met elkaar te vergelijken. Modelleren van start- en stoptesten geeft het volgende aan. Als tijdens een starttest een maximaal O<sub>2</sub>-niveau is bereikt, maakt het voor de daarop volgende stoptest niet uit hoe lang die starttest wordt doorgezet. Een starttest moet daarom minstens worden doorgezet totdat het hoogste O<sub>2</sub>-niveau is bereikt.

#### *Het gebruik van drains als monitoringsmiddel*

Onderzocht is of horizontale drains kunnen worden gebruikt voor monitoringsdoel-einden. In veel gevallen kunnen er door bebouwing geen (verticale) monitoringsfilters worden geplaatst. Daardoor is het moeilijk om inzicht te krijgen in de zuurstof-concentratie op de plaatsen in kwestie. Wel kunnen hier via gestuurde boringen drains worden geplaatst. Onderzocht is of monitoring in drains significant verschillende resultaten oplevert ten opzichte van monitoring van filters die in de nabijheid van de drain zijn geplaatst. Uit het onderzoek blijkt dat stoptesten goed kunnen worden uitgevoerd in de drains. De resultaten verschillen niet significant van die in de monitoringsfilters. Afbraaksnelheden kunnen dus via monitoring in een drain ook onder bebouwing worden ingeschat.

De responstijden van de drain tijdens de starttesten zijn beduidend korter dan die in de filters (ongeveer factor 1 -4,5; gemiddeld 2,4). De lucht in de drain wordt dus sneller verversed dan die in de filters. Dat komt doordat uit de drain direct wordt onttrokken en doordat de stroombanen van het maaiveld naar de drain korter zijn dan die naar de

filters. Om de starttesten in een drain representatief te laten zijn voor wat daadwerkelijk in de omringende bodem plaatsvindt (dus wat in monitoringsfilters wordt gemeten), is getracht via modellering een algemeen geldende correctiefactor (en bandbreedte) te bepalen. Dat is gedaan om responstijden die worden gemeten in een onttrekkingsmiddel (drain) te vertalen naar werkelijke responstijden in de bodem (bijvoorbeeld gemeten in een monitoringsfilter).

Uit modelresultaten blijkt dat modellering alleen legitiem is voor een beperkt gebied boven een drain waarin modelresultaten redelijk goed corresponderen met velddata. Het was niet mogelijk om de contouren van dit gebied te definiëren. Daarom lijkt het gebruikte model vooralsnog geen praktisch middel om een algemeen bruikbare bandbreedte af te leiden voor een correctiefactor. Om die reden is met behulp van veldtesten alleen een bandbreedte bepaald voor de correctiefactor die specifiek is voor de locatie waar de testen zijn uitgevoerd (correctiefactor ongeveer 1 - 4,5).

#### *Optimalisatie onttrekking*

Er is een methode ontwikkeld om een optimaal onttrekkingsregiem te berekenen voor een intermitterende (periodieke) bodemluchtonttrekking via twee eenvoudige veldtesten (de start- en stoptest). Uitgaande van een intermitterend regiem is de onttrekkingsduur in een cyclus (periode onttrekken + periode stilstand) berekend met een optimalisatiemodel. Dit model berekent de onttrekkingstijd en stilstandstijd waarbij een optimale afbraaksnelheid wordt gerealiseerd. Deze berekeningen zijn bij twee debieten uitgevoerd met velddata uit verschillende filters. Voor een laag debiet zijn onttrekkingstijden berekend van 3,5 - 7 uur met corresponderende stilstandstijden van 14 - 28 uur. Voor een hoog debiet zijn onttrekkingstijden berekend van 2 - 3,5 uur met stilstandstijden van 8 - 14 uur.

#### *Kosten en baten*

Er is een kosten-batenanalyse opgesteld waarin twee systemen worden vergeleken:

- een systeem dat is uitgevoerd op 'conventionele' wijze bij continue onttrekking en zonder gebruik van automatische sample- en analyse-apparatuur;
- eenzelfde systeem waarbij intermitterend en on line wordt onttrokken met gebruik van automatische sample- en -analyse-apparatuur.

Intermitterende onttrekking resulteert in een hoger debiet dan continue onttrekking bij eenzelfde pompcapaciteit. Het debiet blijkt invloed te hebben op de te realiseren afbraaksnelheden in de bodem. Uit een onderzoek tijdens de proefonttrekking blijkt dat een 5 keer zo hoog debiet een 1,2 keer zo hoge afbraaksnelheid kan bewerkstelligen. Bij gebruik van gegevens uit de proefonttrekking (een relatief minder verontreinigd deelgebied waarin ook relatief lage afbraaksnelheden worden gemeten) resulteert de kostenafweging tussen beide varianten in een (kosten)voordeel voor het gebruik van het on-linesysteem.

#### *Leidraad*

Er is een leidraad opgesteld waarin een aantal praktische handreikingen wordt gegeven voor het gebruik van on-linemeetapparatuur en voor de manier waarop een systeem daarop zou moeten worden ingericht.



## SUMMARY

This report is the result of a NOBIS research to the use of on-line equipment to improve the efficiency of in-situ vapor extraction as a soil remediation technique. The online equipment consists of an automatic sampler and analysis system which is able to continuously monitor specific components in soil vapor. Several aspects of online monitoring are investigated.

### *Selection of analysis equipment*

An inventory is made of the requirements to which online field equipment has to meet. Subsequently, a list is set up of possible equipment to measure total petrol hydrocarbons (TPH), oxygen and carbondioxide. Based on their robustness and low costs, sensors seem to be the most suitable instruments for use in the field.

### *Field tests*

In this research two tests are developed that provide information on in the situ degradation rate of TPH and the response time of a monitoring filter (the time needed to 'refresh' soil vapor by soil vapor extraction). The tests concern a start test and a stop test (also called a respiration test).

A start test is carried out by monitoring the oxygen concentration in the soil vapor after starting the extraction system. The start test gives information on the time needed to refresh soil vapor with higher oxygenated air at that specific location. A stop test is carried out by turning off the system and monitoring the decrease of the oxygen concentration in the soil vapor. A stop test gives estimate of the in-situ degradation rate of TPH. A method is developed to process the raw data in a way that response times and biodegradation rates at different locations can be compared.

Modeling of the start and stop tests indicate that during the start test, when a maximal O<sub>2</sub> concentration is reached, the duration of the start test is not of influence on the course of a stop test that is subsequently carried out.

### *The use of a drain as monitoring tool*

In some cases it is not possible to install vertical extraction filters because e.g. of the presence of buildings. Also monitoring filters, used to follow the progress of a remediation, cannot be installed for that reason. As alternative, horizontal extraction drains can be placed using a directional horizontal drilling technique. Research has been carried out to investigate whether it is possible to use horizontal drains as a monitoring tool. Response times and biodegradation rates were measured in monitoring filters and in a drain. The monitoring filters were placed in the vicinity of the drain.

The research indicated that there was no significant difference between response times in the filters and the drain. So biodegradation rates may be estimated by monitoring a drain.

Response times measured in the drain were significantly shorter than those of the filters (approx. factor 1 - 4,5). The traveling distance for air coming from above grade to the drain is shorter than for air to one of the filters. So the response time calculated from data acquired by monitoring a drain are not representative for the response time at a certain location in the soil some distance from the drain (i.e. acquired by monitoring a monitoring filter).

Via modeling an attempt was made to establish a general correction factor to translate

the response times based on drain data, to response times that can be expected in the soil. Therefore first the selected model should be able to describe the field data. Modeling data however only corresponded with the field data in an area just above the drain. Therefore the model used was not appropriate to establish (a range of) correction factors to translate a response time of a drain to a response time in the soil.

#### *Optimization of the extraction*

For an intermittent extraction system, a method is developed to calculate an optimal extraction regime, by applying two simple field tests (start and stop test). An optimization model calculates the extraction period at which the highest degradation rate is realized, given a certain cycle period (extraction period + shut down period). This calculation is executed for two extraction flows and at each flow for 5 different monitoring filters. At a low flow an extraction period of 3.5 - 7 hours was calculated with a corresponding shut down period of 14 - 28 hours. At a high flow the model calculated an extraction period of 2 - 3.5 hours and a corresponding shut down period of 8 - 14 hours.

#### *Cost/benefit analysis*

A cost/benefit analysis is carried out in which two systems are compared:

- 1a continuously extracting system without the use of on-line automated sampling and analysis equipment;
- 2a intermittently extracting system with the use of on-line automated sampling and analysis equipment.

Based on the field data of the pilot test, the cost/benefit analysis indicates that there may be a large benefit when processing soil vapor extraction intermittently while optimizing the system using on-line monitoring.

#### *Guideline*

A guideline is developed in which some practical tips are given on how to use online equipment and how to fit a remediation system for the use of an online automatic sampling and analysis system.

## HOOFDSTUK 1

### INLEIDING

Deze rapportage is het resultaat van het NOBIS-onderzoek 'Sturing van biologische in-situsanering via on-linemonitoring'. Deelnemers in het uitvoerende consortium zijn ARCADIS Heidemij Realisatie BV, de provincie Overijssel en Tauw Milieu BV (penvoerder).

De hoofddoelstelling van dit NOBIS-project is:

*"Bepalen of de procesvoering van in-situ bodemluchtexttractieprojecten (in een heterogene bodem) met behulp van on-line meetsystemen gestuurd kan worden. Achterliggende gedachte is dat een dergelijke sturing tot een meer efficiënte sanering kan leiden".*

Het NOBIS-project is uitgevoerd tijdens een pilot-plant op een locatie van de provincie Overijssel in Enschede. De locatie is voornamelijk verontreinigd met benzine. De verontreinigingen bevinden zich gedeeltelijk onder bebouwing in een heterogene bodem met leem en zandlagen. Sanering van de verontreiniging vindt plaats in de onverzadigde zone waarin de aërobe afbraak zal worden gestimuleerd door middel van bodemluchtexttractie.

In het project zijn de volgende subdoelstellingen onderscheiden:

- 1 Opstelling van een programma van eisen voor de selectie van veld-meetapparatuur en opstelling van een overzicht van on-linemeettechnieken en de geschiktheid daarvan voor diverse doeleinden.
- 2 Ontwikkeling van een eenvoudige veldtest die op een gestandaardiseerde manier informatie kan verschaffen over onder andere afbraaksnelheden en responstijden van filters (de tijd die nodig is om bodemlucht te verversen).
- 3 Beantwoording van de vraag of onttrekkingsdrains gebruikt kunnen worden als monitoringsmiddel voor de sturing van een sanering.
- 4 Ontwikkeling van een methode om een optimaal onttrekkingsregiem te bepalen bij intermitterende bodemluchtonttrekking. Hierbij wordt gekeken naar de invloed van het debiet op de biologische afbraaksnelheid en naar de bepaling van een optimale onttrekkingstijd.
- 5 Kosten-batenanalyse: is uitvoering van een sanering met behulp van on-linemeetapparatuur en flexibele sturingsmogelijkheden kostenefficiënt?
- 6 Opstelling van een leidraad waarin een aantal praktische handreikingen wordt gegeven voor het gebruik van on-linemeetapparatuur en voor de manier waarop een systeem daarop zou moeten worden ingericht.

Deze rapportage is als volgt opgebouwd. In hoofdstuk 2 wordt ingegaan op meetapparatuur waarmee in het veld continu en on line kan worden gemeten. Daarbij wordt besproken aan welke eisen deze apparatuur moet voldoen en welke parameters essentieel zijn om te meten. In hoofdstuk 3 worden de gebruikte methoden uiteengezet, ofwel de experimentele opzet van de veldtesten die ten doel hebben specifieke onderzoeksvragen te beantwoorden:

- Kunnen drains als monitoringsmiddel worden gebruikt?
- Wat is de invloed van het debiet op de afbraaksnelheid?
- Hoe kan een optimaal onttrekkingsregiem worden bepaald?

In hoofdstuk 4 worden de resultaten van de veldtesten gepresenteerd en besproken en in hoofdstuk 5 volgt een kosten-batenanalyse waarin twee systemen worden

vergeleken:

- een systeem waarbij continu wordt onttrokken en waarbij geen gebruik wordt gemaakt van een automatisch meetsysteem;
- een intermitterend systeem waarbij de mogelijkheid bestaat om het onttrekkingsregiem via continue geautomatiseerde metingen te optimaliseren.

Hoofdstuk 6 bevat een leidraad waarin wordt aangegeven hoe onzes inziens een bodemluchtsysteem moet worden aangelegd met het oog op optimale onttrekking en hoe de onttrekking kan worden geoptimaliseerd. In hoofdstuk 7 staan de algemene conclusies.

## HOOFDSTUK 2

### MEETTECHNIEKEN EN MEETAPPARATUUR

#### 2.1 Algemeen

De eisen die aan apparatuur voor meting van componenten in bodemlucht worden gesteld, worden bepaald door een combinatie van de volgende aspecten:

- het saneringsconcept (beheersing van de verontreiniging of verwijdering van de verontreiniging via in-situsanering);
- de karakteristieken van de verontreiniging (vluchtig of niet- vluchtig; wel of niet aëroob afbreekbaar);
- de doelstellingen waarvoor de meetapparatuur wordt ingezet (bijvoorbeeld voor de sturing van een systeem op een bepaalde parameter of voor de berekening van onttrokken vracht aan verontreiniging).

In tabel 1 wordt een globale selectie aangebracht in eisen waaraan apparatuur moet voldoen op basis van het saneringsconcept en type verontreiniging. Voor elk saneringsconcept wordt een parameter gebruikt waarop de sanering wordt gestuurd.

Tabel 1 Overzicht toepassing luchtmonitoringsystemen

Saneringsconcept	Verontreinigingskarakteristiek (methodiek)	Locatie monitoring	Parameter	Vereiste analyseapparatuur
A Beheersing	Vluchtig (strippen)	Tussen verontreinigde bodem en bedreigd object en in onttrekkingsleiding	Vluchtige * koolwaterstof	Kwalitatief en kwantitatief
B In-situsanering	1 Vluchtig Aëroob afbreekbaar (strippen en/of biologisch afbreken)	In verontreinigde bodem In onttrekkingsleiding	Zuurstof *	Kwantitatief
			Kooldioxide	Indicatief
			Vluchtige (*) koolwaterstof	Kwantitatief en kwalitatief
	2 Vluchtig Niet afbreekbaar (strippen)	In verontreinigde bodem In onttrekkingsleiding	Vluchtige * koolwaterstof	Kwantitatief en kwalitatief
			Zuurstof *	Kwantitatief
			Kooldioxide	Indicatief
3 Niet vluchtig Aëroob afbreekbaar (biologisch afbreken)	In verontreinigde bodem In onttrekkingsleiding	Zuurstof *	Kwantitatief	
		Kooldioxide	Indicatief	
		Vluchtige koolwaterstof	Indicatief	

\*= sturingsparameter

Als het doel is te saneren via strippen (tabel 1, A, B2 en mogelijk B1), dan wordt gestuurd op koolwaterstoffen. Het is dan wenselijk om de koolwaterstofconcentraties kwantitatief en kwalitatief te kunnen bepalen. Richt de sanering zich hoofdzakelijk op aërobe biologische afbraak (tabel 1, B1 en B3), dan wordt zuurstof als sturingsparameter gebruikt. Het is aan te bevelen om totaal koolwaterstoffen en kooldioxide indicatief te meten. Totaal koolwaterstoffen geven dan een indicatie van de concentratie aan vluchtige verbindingen.

Als sturingsparameter wordt zuurstof verkozen boven kooldioxide. Uit onderzoek blijkt namelijk dat kooldioxide in het algemeen een onderschatting geeft van de biologische afbraaksnelheid [1,2]. Verondersteld wordt dat de onderschatting het gevolg is van het carbonaatevenwicht in de bodem. Daardoor corresponderen het vrijkomen van CO<sub>2</sub> door biologische afbraak en de daadwerkelijk gemeten CO<sub>2</sub>-concentraties in de bodemlucht niet met elkaar.

## 2.2 Meettechnieken en apparatuur voor gebruik in in-situsaneringen

In tabel 2 worden de verschillende meettechnieken weergegeven. Daarbij wordt aangegeven in hoeverre zij voldoen aan selectiecriteria voor de toepasbaarheid van gasmetingen in in-situsaneringen. Gegeven de eisen die aan een specifieke in-situsanering worden gesteld, kan op basis van deze tabel een voorselectie worden gemaakt uit de meest geschikte analysemethoden en apparatuur die bij een sanering kunnen worden ingezet.

Welke meettechnieken kunnen worden gebruikt voor on-linemeting bij biologische in-situsaneringen, is onder meer afhankelijk van de algemene selectiecriteria:

- De mogelijkheid om te koppelen aan een automatisch monsternamesysteem.
- De mogelijkheid om te koppelen aan een sturingssysteem.
- Het meetbereik. Dit meetbereik wordt mede bepaald door de saneringsdoelstelling en door wat er aan concentraties van de desbetreffende component wordt verwacht. Stel bijvoorbeeld dat bij een sanering zuurstof als sturingsparameter wordt gebruikt en totaal koolwaterstoffen (TKW) als indicatieve parameter. Dan zal zuurstof in het gehele bereik van 0-21 vol% gemeten moeten worden en TKW in een bereik van  $\pm 20 \text{ g m}^{-3}$ . Een concentratie van bijvoorbeeld  $18 \text{ g m}^{-3}$  geeft immers al aan dat TKW in hoge concentratie aanwezig is.
- De ijking van het meetsysteem. Een halfjaarlijkse ijking van het meetsysteem wordt als maximale ijkfrequentie acceptabel geacht.
- De gevoeligheid voor fluctuaties in de samenstelling van de te meten componenten. Als het systeem gevoelig is voor veranderingen in samenstelling van de componenten in de bodemlucht, dan moet voor deze fluctuaties kunnen worden gecorrigeerd.
- De robuustheid van het meetsysteem. Het systeem moet kunnen functioneren onder veldomstandigheden. In veldsituaties kan de apparatuur uiteraard worden beschermd tegen extreme (weers)omstandigheden door plaatsing in een nissenhut, kelder of een andersoortige ruimte. De meetapparatuur moet echter wel bestand zijn tegen de wisselende omstandigheden (vochtgehalten, temperatuur, stof) die in een dergelijke ruimte kunnen voorkomen.
- De nauwkeurigheid. De nauwkeurigheid van de meting is afhankelijk van de vraag of de meting kwantitatief of indicatief uitgevoerd moet worden en van de meetfrequentie. Figuur 1 illustreert de verschillen in interpretatie wanneer met een lage meetfrequentie (in orde van grootte van dagen of langer) of met een hoge meetfrequentie (in orde van grootte van uren) wordt gemeten. Naarmate de

frequentie lager wordt, moet de meting nauwkeuriger worden.

Verder zijn de algemene sturingsparameters of parameters die kwalitatief of indicatief gemeten moeten worden als criteria bijgevoegd:

- mogelijkheid tot meting van O<sub>2</sub>;
- mogelijkheid tot meting van CO<sub>2</sub>;
- mogelijkheid tot meting van vluchtige koolwaterstoffen (VKWS).

Tabel 2 Overzicht van technieken die kunnen worden toegepast voor meting van componenten in de gasfase [3]

Technieken	Koppeling automatische monster-neming en sturingssysteem	Meetbereik	Ijking en stabiliteit	Gevoeligheid voor vocht en fluctuaties in concentraties van te meten verbindingen	robuustheid	nauwkeurigheid	O <sub>2</sub>	CO <sub>2</sub>	VKWS
GC	-	0	nvt	±	-	±	*	*	*
MS	-	0	nvt	-	--	±±	*	*	*
<b>Detectoren</b>									
MS	-	?	±		--	±±	*	*	v
DIP	±	?	±	±	±	-	-		*
NDIR	±	±		±	-	±	-	*	v
ETIP	±	±			-	±	-	*	v
EID	±±	±		-	±	0	-	-	*
PID	±±	±		0	±±	0	-	-	*
TCD					±±	-			
<b>SSA</b>									
halfgeleider	±±	0	-	±	±				*
amperometrisch			±				*	*	-
calorimetrisch				0			-	-	*
infrarood-akroestisch				-			*	*	*
elektrochemisch	0	0	0	±	±	±	*	-	-
spectroscopisch				-		±	*	*	*
paramagnetisch	±±	±	±		0	±	*	-	-

--zeer slecht/zeer laag

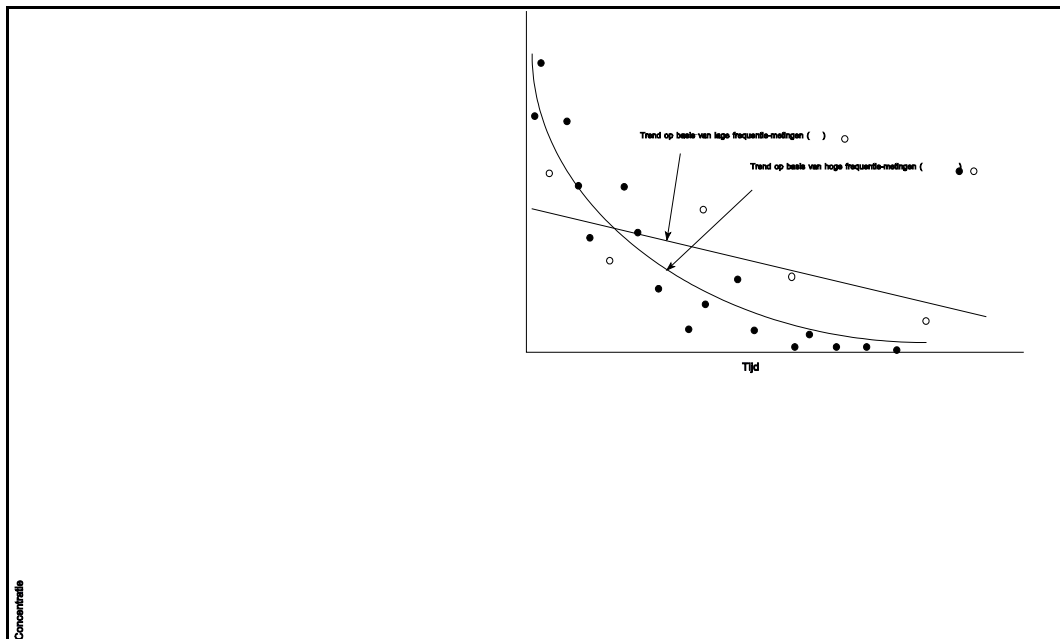
++goed/hoog

-slecht/laag\*kwantitatief

omatig/matig hoog\*kwantitatief en kwalitatief

+redelijk/redelijk hoog





Figuur 1 Invloed van meetfrequentie op interpretatie van de trend

### 2.3 Selectie meettechniek voor case Oliemolensingel

De verontreinigingen op de locatie Oliemolensingel bestaan uit benzine-achtige componenten. Het kenmerk van deze verontreinigingen is dat ze vluchtig zijn en onder aërobe condities biologisch afbreekbaar zijn. Voor de biologische afbraak is zuurstof nodig. De in-situbiorestauratie vindt plaats via bodemluchtverversing. De bodemluchtextractie heeft ten doel zuurstof in de bodem te brengen door verversing van de bodemlucht met buitenlucht. Het saneringsconcept kan worden omschreven als in-situsanering van vluchtige afbreekbare verbindingen (tabel 1, B1).

De sturingsparameter waarvoor op deze locatie is gekozen, is zuurstof. Deze parameter moet dus kwalitatief en kwantitatief worden bepaald. Kooldioxide en koolwaterstoffen zijn afgeleide parameters die aanvullende informatie kunnen geven. Voor deze parameters volstaat een minder nauwkeurige meettechniek. De toegepaste meetapparatuur moet daarom de volgende parameters kunnen meten:

- O<sub>2</sub>-concentratie. De maximale concentraties aan zuurstof in de bodemlucht bedragen ± 21 vol%.
- CO<sub>2</sub>-concentratie. Uit experimentele ervaring blijkt dat een bereik van 0-10 vol% voor CO<sub>2</sub> volstaat.
- Concentratie koolwaterstoffen (semi-kwalitatief). Voor totaal koolwaterstoffen kan een bereik volstaan van 0-20 g m<sup>-3</sup>.

Uit tabel 2 komen - los van dure apparatuur als GC/detector, MS/MS en GC/MS - enkele meettechnieken voort die voldoen aan de hierboven genoemde eisen. Deze technieken zijn weergegeven in tabel 3.

Tabel 3 Voor on-linemonitoring bruikbare meettechnieken

Sturingsparameter	Eisen aan apparatuur	Meettechniek	Kosten <sup>1</sup>
vluchtige koolwaterstoffen	kwalitatief en kwantitatief	NDIR	15.000,-
		FTIR	50.000,-
	kwantitatief	sensoren	vanaf 5000,-
		PID	18.000,-
		FID	18.000,-
zuurstof	kwantitatief	sensoren	vanaf 5000,-
kooldioxide	kwantitatief	NDIR	15.000,-
		FTIR	50.000,-
		sensoren	vanaf 5000,-

<sup>1</sup>kosten exclusief randapparatuur, zoals PC/PLC en automatische monsterneming

Omdat er geen geavanceerde kwalitatieve en kwantitatieve meting van koolwaterstoffen nodig is en vanwege de relatief lage kosten, is voor de monitoring van vluchtige koolwaterstoffen gekozen voor een semi-kwalitatief systeem met behulp van een sensor. Voor metingen van O<sub>2</sub> en CO<sub>2</sub> is op grond van de robuustheid en de prijs gekozen voor sensoren.

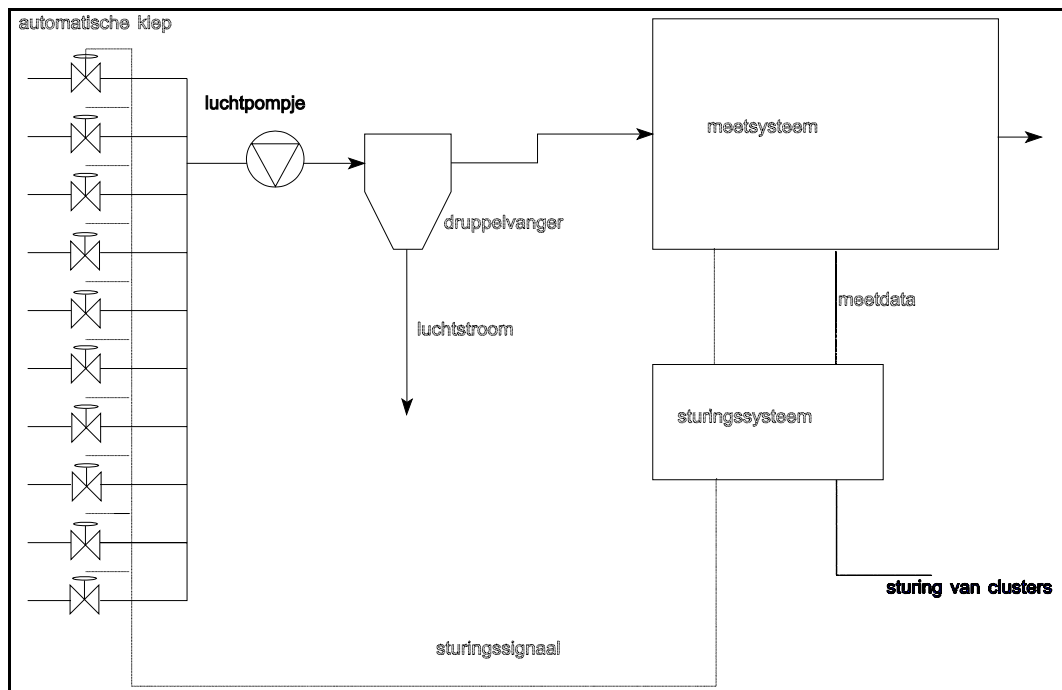
Onder meer op basis van de resultaten van voorgaand onderzoek is gekozen voor een meetsysteem zoals dat wordt geleverd door de firma Alflex Techniek uit Zoetermeer. In tabel 4 is een kort overzicht gegeven van het type sensoren dat voor de sanering aan de Oliemolensingel is geselecteerd. Zie bijlage A voor een nadere omschrijving van het meetsysteem.

Tabel 4 Specifieke informatie van geselecteerde sensoren (volgens de leverancier)

Parameter	Type sensor	Meetbereik	Nauwkeurigheid
totaalkoolwaterstoffen	temp. gecompenseerde halfgeleider	5-20 g m <sup>-3</sup>	ca. +/- 1 g m <sup>-3</sup>
O <sub>2</sub>	elektrochemisch vloeistofcel	0-25%	ca. +/- 1 vol%
CO <sub>2</sub>	infrarood-foto-akoestisch	0-10% <sup>*</sup>	ca. +/- 0,5 vol%
relatieve vochtigheid (RV)	amperometrisch - dunne film polymeer condensator	3-95 %	ca. +/- 2% RV

De geïnstalleerde meetapparatuur bestaat uit drie onderdelen:  
 -monsternemingssysteem;  
 -meetsysteem;  
 -sturingssysteem.

In figuur 2 is de meetapparatuur schematisch weergegeven.



Figuur 2 Schematische weergave van het meetsysteem

### *Monsternemingssysteem*

Het monsternemingssysteem bestaat uit tien automatische kleppen, een luchtpompje en een druppelvanger. De automatische kleppen worden aangesloten op de te bemonsteren 'luchtleidingen'. Deze luchtleidingen kunnen zowel deel uitmaken van het bodemluchtonttrekkingssysteem (onttrekkingsleiding) als van het monitoringssysteem (verontreinigde bodem). Met behulp van de luchtpomp wordt via een geopende klep lucht onttrokken.

### *Meetsysteem*

Het meetsysteem maakt gebruik van vier sensoren:

- zuurstof;
- kooldioxide;
- relatieve vochtigheid;
- koolwaterstoffen 0 tot 20 g/m<sup>3</sup>.

### *IJking meetsysteem*

De zuurstof wordt gemeten met een elektrochemische sensor. De sensor dient circa één keer per jaar geijkt te worden op het nulpunt (N<sub>2</sub>-gas) en de buitenlucht. De CO<sub>2</sub> wordt gemeten met een foto-akoestische meting (infrarood-sensortechniek). De CO<sub>2</sub>-sensor wordt ongeveer één keer per jaar gekalibreerd met een kalibratiegas en op het nulpunt (N<sub>2</sub>-gas). De koolwaterstoffen worden gemeten met een halfgeleider. De koolwaterstofsensor is oorspronkelijk gekalibreerd op toluen (10 mg/m<sup>3</sup>). Omdat het om een benzine-achtige verontreiniging gaat, wordt nu echter op benzine gekalibreerd. De sensor wordt via een 'closed-loopsysteem' gekalibreerd. Hierbij wordt de hoeveelheid in de loop geïnjecteerde benzine aangepast aan het bekende volume in de loop om de gewenste concentratie te verkrijgen. Hiertoe dienen dus de dichtheid van de benzine en het exacte volume van de loop bekend te zijn.

### *Sturingssysteem*

Het besturingssysteem bestaat uit een PC/PLC. Met behulp van de PC worden de gegevens van het meetsysteem opgeslagen. Daarnaast worden met de PC en de hieraan gekoppelde PLC de automatische kleppen gestuurd.

### EXPERIMENTELE EN MODELMATIGE METHODEN

#### 3.1 Gebruikt onttrekkingssysteem en monitoringssysteem

Om te onderzoeken of op de locatie Oliemolensingel een full-scalesanering via bodemluchtonttrekking haalbaar is, is in de periode september tot en met december 1996 een proefonttrekking aangelegd. Daarbij ging het om achttien horizontale luchtonttrekkingsdrains en om in totaal 44 bodemluchtmonitoringsfilters. Voor experimenten in het kader van het NOBIS-onderzoek zijn één drain en vijf monitoringsfilters geselecteerd (zie bijlage B). Vooral bij het uitvoeren van de experimenten met verschillende debieten zijn resultaten bij het onttrekken uit één drain eenduidiger dan wanneer uit meerdere drains tegelijk wordt onttrokken.

De keuze voor de te monitoren drain is gebaseerd op de bodemopbouw en de verontreinigingsgraad. De bodemopbouw moet zodanig zijn dat er uit de drain genoeg lucht kan worden onttrokken om te experimenteren met verschillende debieten. De verontreinigingsgraad mag niet te laag en niet te hoog zijn: er moet voldoende verontreiniging zijn om significante afbraaksnelheden te kunnen meten, maar te grote verontreiniging kan leiden tot toxiciteit voor micro-organismen.

De verontreinigingsgraad van drain 11 is het op één na hoogste van alle achttien drains en er kan voldoende lucht uit worden onttrokken om te experimenteren met verschillende debieten. In de monitoringsfilters in raai I wordt de meeste verontreiniging gemeten. Een selectie van vijf filters op verschillende afstanden van drain 11 is gebruikt voor de langdurige metingen. Het gaat om de filters IA3 (3 m -mv), IB2 (2 m -mv), IC33 (3,5 m -mv), ID2 (2 m -mv) en IE2 (2 m -mv). Zie voor een uitgebreidere beschrijving bijlage B.

#### 3.2 Veldtesten en verwerking van testdata

In dit onderzoek staat de toepassing van start- en stoptesten centraal. Deze testen zijn relatief eenvoudig uit te voeren en geven waardevolle informatie over afbraaksnelheden in de bodem en verversingssnelheden van de bodemlucht.

##### 3.2.1 Starttesten

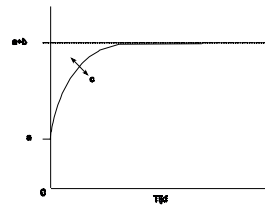
Een starttest wordt uitgevoerd door de bodemluchtonttrekking in te schakelen en de toename van de  $O_2$ -concentratie in de bodemlucht continu te meten. Een starttest geeft aan hoe snel de bodemlucht wordt verversd. Het niveau tot waar het  $O_2$ -gehalte kan worden verhoogd, geeft informatie over de afbraaksnelheid van de verontreiniging die in de bodem aanwezig is. De gemeten  $O_2$ -concentratie is immers een resultante van de aanvoer van  $O_2$  door bodemluchtextractie en de  $O_2$ -consumptie als gevolg van afbraak van verontreinigingen door micro-organismen en chemische consumptie. De bodemluchtmetingen geven aan dat de  $O_2$ -concentraties in de drain en filters volgens een consequent en redelijk te beschrijven patroon verlopen. Om een gestandaardiseerde en kwantitatieve vergelijking van de verschillende  $O_2$ -metingen in de drain en de filters te kunnen uitvoeren, is besloten om het  $O_2$ -verloop analytisch te beschrijven.

Gezien de resultaten van de uitgevoerde starttesten verloopt de  $O_2$ -concentratie volgens een exponentiële functie. Deze functie is niet gebaseerd op een chemisch-fysische achtergrond, maar is louter empirisch en geeft een resultante weer van verschillende processen in de bodem.

Voor een starttest kan gebruik worden gemaakt van de volgende functie:

$$O_2\text{-concentratie} = \alpha + \beta * (1 - e^{-\gamma * \text{tijd}}) \quad (1)$$

Het verloop van de O<sub>2</sub>-concentratie tijdens een starttest kan worden beschreven met behulp van vergelijking (1) waarbij  $\alpha$ ,  $\beta$  en  $\tau$  fittingsparameters zijn.  $\alpha$  geeft de startwaarde van de test,  $\alpha + \beta$  geeft de asymptotische waarde waarnaar de concentratie oploopt en  $\tau$  is een maat voor de kromming van de curve. Met andere woorden:  $\tau$  is een maat voor hoe snel de asymptotische waarde wordt bereikt (figuur 3).



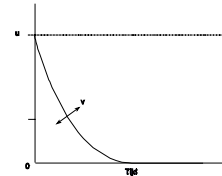
Figuur 3 Starttest

Voor een goede mathematische beschrijving van de kromming van de start-testcurve is het essentieel dat een zo groot mogelijk concentratietraject wordt gemeten, dus van concentratie 0 tot de maximale asymptotische waarde. Daarom moet de O<sub>2</sub>-concentratie naar onder 1 vol% zijn gedaald voordat de starttest wordt uitgevoerd. In de praktijk blijkt echter dat O<sub>2</sub>-afname naar een niveau van minder dan 1 vol% lange tijd in beslag kan nemen (meer dan tien dagen). Daarom wordt een starttest begonnen bij een concentratie van ongeveer 5 vol%. Het traject tussen 5% en de maximale waarde (in dit onderzoek variërend van 13 - 19 vol%) is dan zo groot dat een goede mathematische beschrijving van de velddata kan worden gegeven.

### 3.2.2 Stoptesten

Een stoptest wordt uitgevoerd door het onttrekkingssysteem uit te schakelen nadat de O<sub>2</sub>-concentratie op een constant niveau is gebracht. De afname van de O<sub>2</sub>-concentratie wordt continu gemeten. Een stoptest geeft informatie over de afbraaksnelheid in de bodem. Een snelle afname van O<sub>2</sub> weerspiegelt een hoge afbraaksnelheid. Ook bij de stoptesten verlopen de O<sub>2</sub>-concentraties in de drain en filters volgens een consequent en redelijk te beschrijven patroon. Daarom zijn ook de stoptesten analytisch beschreven om een gestandaardiseerde en kwantitatieve vergelijking van de verschillende O<sub>2</sub>-metingen in de drain en de filters mogelijk te maken.

Gezien de resultaten van de uitgevoerde stoptesten verloopt de O<sub>2</sub>-concentratie volgens een exponentiële functie. Deze functie is niet gebaseerd op een chemisch-fysische achtergrond, maar is louter empirisch en geeft een resultante weer van verschillende processen in de bodem.



Figuur 4 Stoptest

Voor een stoptest kan gebruik worden gemaakt van de volgende functie:

$$O_2\text{-concentratie} = \mu^* e^{-v \cdot \text{tijd}} \quad (2)$$

In deze vergelijking zijn  $\mu$  en  $v$  fittingsparameters.  $\mu$  geeft de startwaarde van de test en  $v$  is een maat voor de kromming van de curve. Met andere woorden:  $v$  is een maat voor hoe snel de curve daalt naar een nulwaarde (figuur 4).

Voor een goede mathematische beschrijving van de kromming van de stoptestcurve is het essentieel dat een zo groot mogelijk concentratietraject wordt gemeten, dus van de maximale asymptotische waarde tot concentratie 0. Een stoptest wordt dan ook meestal direct na een starttest uitgevoerd, omdat dan al een constante  $O_2$ -concentratie is bereikt. In de praktijk blijkt dat  $O_2$ -afname naar concentratie 0 lange tijd in beslag kan nemen (meer dan tien dagen). Daarom wordt de stoptest in het algemeen beëindigd bij een concentratie van circa 5 vol%. Het traject tussen de maximale waarde (in dit onderzoek variërend van 13 - 19 vol%) en 5% en is dan zo groot dat een goede mathematische beschrijving van de velddata kan worden gegeven.

### 3.2.3 Berekeningen biologische afbraak

De  $O_2$ -consumptiesnelheid (afbraaksnelheid) tijdens de onttrekking wordt aan de hand van de stoptest berekend. Hierbij wordt uitgegaan van de maximale  $O_2$ -concentratie in de bodemlucht die gegeven het debiet tijdens de onttrekking wordt gerealiseerd. Het is de afgeleide op  $\text{tijd}=0$  van de functie die de stoptest beschrijft:

$$\text{Afnamesnelheid } O_2 = \frac{d(O_2 \text{ concentratie})}{d\text{tijd}} = -\mu^* v \quad (3)$$

### 3.2.4 Modelmatige onderbouwing van start- en stoptesten

De start- en stoptesten zijn via de vergelijkingen in paragraaf 3.2.1 en 3.2.2 gemodelleerd. Bij de beschrijving van de start- en stoptesten is uitgegaan van een black-boxbenadering. De modellen beschrijven de meetdata goed. Zij zijn echter niet gestoeld op fysisch-biologische of chemische processen. Via deze beschrijving kunnen daarom geen effecten worden meegenomen die voor het daadwerkelijk ontwerp van start- en stoptesten van belang zijn. Zo zouden stoptesten verschillende resultaten kunnen opleveren wanneer ze na starttesten met verschillende tijdsduur worden uitgevoerd. Een mogelijke verklaring hiervoor is dat de beschikbaarheid van de verontreiniging afneemt tijdens de onttrekking. Daardoor is er bij een stoptest na een lange starttest minder verontreiniging beschikbaar voor afbraak.

Het hier beschreven effect wordt niet door de vergelijkingen in paragraaf 3.2.1 en 3.2.2 beschreven. Een verfijnder model kan inzicht geven in hoe het ontwerp van een start- en stoptest optimaal kan worden opgesteld. Dat model moet de volgende processen kunnen beschrijven:

- convectief transport van zuurstof tijdens de starttest;
- niet-evenwichtsadsorptie van de verontreiniging aan de bodemmatrix;
- biologische afbraak van de verontreiniging;
- vervluchtiging van de verontreiniging.

In dit onderzoek is het 'ONLINE-model' ontwikkeld, waarin de hierboven genoemde processen worden beschreven. Om het model relatief eenvoudig te houden, is uitgegaan van een verontreiniging met de stoffeigenschappen van xylenen. Van de

BTEX-componenten komen xylenen op de saneringslocatie aan de Oliemolensingel in de hoogste concentraties voor. Verder zijn xylenen minder vluchtig dan de overige BTE-componenten. In dit onderzoek wordt immers vooral gekeken naar stimulering van biologische afbraak en niet naar het strippen van vluchtige verbindingen. Een gedetailleerde beschrijving van het model is opgenomen in bijlage E.

Het effect van de uitvoering van een langere starttest op het verloop van de stoptest is aan de hand van twee scenario's bekeken (tabel 5). Voor kalibratie van het model zijn de meetdata van start- en stoptest bij hoog debiet van drain 11 en monitoringsfilter IA3 gebruikt. De kalibratie is met name uitgevoerd door de stofoverdrachtscoëfficiënt  $L_s$  te variëren. Deze coëfficiënt geeft een maat voor de stofoverdracht van verontreiniging van de vaste fase naar de waterfase en is de meest onzekere parameter.

Tabel 5 Twee scenario's met verschillende onttrekkings- en stilstandstijden voor het onderzoeken van het effect van een langere stilstandstijd op de stoptest

Onttrekkingstijd	Stilstandstijd
1 dag	4 dagen
5 dagen	20 dagen

### 3.3 Gebruik van drains voor monitoringsdoeleinden

Bodemluchtexttractie vindt vaak plaats vanuit horizontale drains die eenvoudig onder bebouwing kunnen worden geïnstalleerd. De zuurstofconcentratie kan vrij eenvoudig worden gemeten in deze drains. De interesse gaat echter voornamelijk uit naar de zuurstofconcentratie in de gebieden rond de drain. In veel gevallen verhindert bebouwing de plaatsing van monitoringsfilters, waardoor het moeilijk is om inzicht te krijgen in de zuurstofconcentratie op die plaatsen. Daarom is het belangrijk dat er een vertaalslag kan worden gemaakt van de zuurstofconcentratie in de drain naar de zuurstofconcentratie in de omgeving van de drain.

#### 3.3.1 Experimentele methode

Om het onttrekkingsregiem te optimaliseren, worden start- en stoptesten uitgevoerd in monitoringsfilters. Als er geen monitoringsfilters kunnen worden geplaatst, is het echter de vraag of deze testen uitgevoerd kunnen worden in drains. Kan dat inderdaad, dan is de vraag of het resultaat bruikbaar is voor de beschrijving van de optredende processen en optimalisatie (sturing) van de sanering. Om deze vragen te beantwoorden, zijn in de monitoringsfilters en in drain 11 stop- en starttesten uitgevoerd. Resultaten van de metingen in de monitoringsfilters en in de drain worden vergeleken door gebruik te maken van berekende responstijden.

Bij een starttest wordt de responstijd in dit onderzoek gedefinieerd als de tijd die nodig is om 90% van de, voor de desbetreffende plaats berekende, maximale  $O_2$ -concentratie te bereiken. De waarde van 90% is arbitrair gekozen. Voor een standaardmatige vergelijking van starttesten moeten de beginconcentraties gelijk zijn, anders kunnen de responstijden van verschillende testen niet met elkaar worden vergeleken. Daarom worden deze meetgegevens getranslateerd naar concentratie 0 via de fittingsparameters die de meetgegevens beschrijven (zie figuur 5).

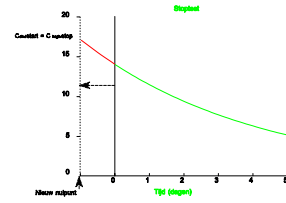
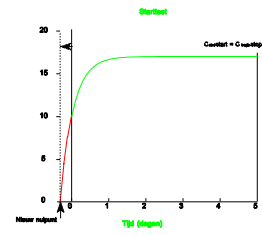


De responstijd kan worden afgeleid uit formule (1). Substitutie van  $0,9^{*(\alpha+\beta)}$  (= 90% van de asymptotische waarde) voor de  $O_2$ -concentratie geeft:

$$\text{Responstijd} = \frac{1}{\gamma} * \ln\left(\frac{1}{0,1}\right) \quad (4)$$

Bij een stoptest wordt de responstijd gedefinieerd als de tijd die nodig is voor het bereiken van de eindwaarde ( $O_2$ -concentratie). In dit onderzoek is de tijd aangehouden die nodig is om een concentratieniveau van 5 vol% te bereiken. Bij 5% komt de  $O_2$ -concentratie in een bereik waar  $O_2$  limiterend gaat worden. De tijd wordt berekend met behulp van de volgende vergelijking, die is afgeleid uit het verloop van een stoptest (vergelijking 2):

$$\text{Tijd voor bereiken minimale } O_2 \text{-concentratie} = -\frac{1}{\nu} * \ln\left(\frac{\text{conc.}_{\text{min}}}{\mu}\right) \quad (5)$$



Concentratie (mg/l)

Concentratie (mg/l)

### 3.3.2 Modelmatige onderbouwing

Het doel van dit modelleeronderdeel is een correctiefactor (en bandbreedte) te bepalen om responstijden die worden gemeten in een onttrekkingsmiddel (drain) te vertalen naar werkelijke responstijden in de bodem (bijvoorbeeld gemeten in een monitoringsfilter). Bij de uitvoering van een starttest blijkt er een consequent verschil te zijn tussen de responstijd van de drain en het monitoringsfilter (tijd waarin optimale vernieuwing van lucht optreedt ofwel waarin de maximale  $O_2$ -concentratie wordt gerealiseerd, zie

paragraaf 4.2). Stoptesten in drains en monitoringsfilters geven geen consequente verschillen. Wanneer een range aan responstijden zou kunnen worden afgeleid, dan is het mogelijk om aan de hand van start- en stoptesten in de drains een optimaal onttrekkingsregiem te bepalen zonder dat het noodzakelijk is om monitoringsfilters te plaatsen. Dit kan van betekenis zijn in een gebied waar het bijvoorbeeld door bebouwing niet mogelijk is om monitoringsfilters te plaatsen.

Naar verwachting is het verschil in responstijd te verklaren vanuit het stromingspatroon rond de drain. In deze studie is een aangepaste versie van het grondwaterstromingsmodel MODFLOW gebruikt, dat de driedimensionale luchtstroming rond een drain beschrijft (zie bijlage G voor een korte beschrijving van de modelvergelijkingen en de invoergegevens). De output van het model geeft reistijden van lucht met een bepaald start- en eindpunt. De reistijden worden vergeleken met responstijden die met behulp van de velddata zijn bepaald (namelijk de tijd die nodig is om drain 11 en de vijf monitoringsfilters met zuurstof te verversen). De invloed van de geometrie van het systeem (ligging van de filter ten opzichte van de drain) op de responstijd is bestudeerd. Op basis van de resultaten kan zo mogelijk worden aangegeven hoe het verschil in responstijd in het algemeen kan worden weergegeven.

### **3.4 Bepaling van een optimaal onttrekkingsregiem**

Onder een luchtonttrekkingsregiem wordt een steeds terugkerende periode (cyclus) verstaan waarin een bepaalde tijd met een bepaald debiet lucht wordt onttrokken (onttrekkingstijd) en waarin dan in de resterende tijd de luchtonttrekking wordt stilgezet (stilstandstijd). Een luchtonttrekkingsregiem heeft twee belangrijke aspecten: de cyclus- en onttrekkingstijd en het aan te leggen luchtonttrekkingsdebiet.

Figuur 5 Translatie van start- en stop-test naar nieuwe nulpunten

### 3.4.1 Invloed debiet op biologische afbraaksnelheid

In het algemeen wordt tijdens bodemluchtextracties van vluchtige verbindingen continu en met een zo hoog mogelijk debiet onttrokken. Bij een continue onttrekking waarbij aan alle onttrekkingsmiddelen wordt onttrokken, wordt een lager debiet gerealiseerd dan wanneer periodiek (intermitterend) uit deelgebieden wordt onttrokken. Hierbij staat de onttrekking dan echter maar een beperkte tijd per deelgebied aan. Met name wanneer de biologische afbraak wordt beschouwd en niet het strippen van vluchtige verbindingen, zou het efficiënter kunnen zijn om intermitterend met een hoog debiet te onttrekken dan continu met een lager debiet.

Om de invloed van verschillende debieten op de biologische afbraak te onderzoeken, zijn met drain 11 starttesten uitgevoerd bij twee verschillende debieten: een maxi-maal debiet ( $78 \text{ m}^3/\text{uur}$ ) en een minimaal debiet ( $14 \text{ m}^3/\text{uur}$ ) bij de beschikbare pompcapaciteit. Gedurende de start- en stoptesten zijn drain 11 en de filters in raai I gemonitord (ofwel de meest verontreinigde filters, zie bijlage B).

### 3.4.2 Bepaling van de optimale cyclus- en onttrekkingstijd

#### *Randvoorwaarden*

In dit onderzoek is uitgegaan van een vaststaande verhouding tussen de onttrekkingstijd en cyclustijd. Deze verhouding wordt bepaald door het aantal clusters en door het debiet dat per cluster aangelegd moet worden. Hieruit volgt welke capaciteit een pomp nodig heeft of hoeveel pompen aan elkaar geschakeld moeten worden. Bij de proefonttrekking wordt aangenomen dat de achttien drains in vier clusters worden verdeeld. Bij gebruik van één onttrekkingspomp met voldoende capaciteit zal de verhouding onttrekkingstijd-cyclustijd 1:4 bedragen (bijvoorbeeld elk uur overschakelen naar een ander cluster).

Kort samengevat wordt allereerst het systeem vastgelegd: het aantal te installeren drains, het benodigde debiet en dus de pompcapaciteit. Daaruit volgt de verhouding tussen de onttrekkingstijd en stilstandstijd. Binnen deze gegeven verhouding wordt dan de onttrekkingstijd geoptimaliseerd. Met andere woorden: niet het systeem wordt geoptimaliseerd, maar de onttrekkingstijden in een gegeven systeem.

Wanneer de verhouding onttrekkingstijd-cyclustijd is vastgesteld, kan de optimale onttrekkingstijd worden berekend. Het criterium dat hiervoor wordt gebruikt, is de hoogste gemiddelde afbraaksnelheid. Hoe hoger de gemiddelde afbraaksnelheid, hoe korter immers de saneringsduur. Per monitoringsfilter of drain worden bij verschillende onttrekkings- en cyclustijden (tabel 6) de bijbehorende gemiddelde afbraaksnelheden berekend. Vervolgens wordt de hoogste, optimale afbraaksnelheid en de bijbehorende optimale onttrekkings- en cyclustijd geselecteerd.

Tabel 6 De verschillende onttrekkings- en cyclustijden bij een verhouding van 0,25 waaruit optimalisatie plaatsvindt

Onttrekkingstijd (uren)	Cyclustijd (uren)	Onttrekkingstijd/cyclustijd
2	8	0,25
4	16	0,25
...	...	...
24	96	0,25
...	...	...

48	192	0,25
----	-----	------

### *Experimentele methode en berekening*

Hieronder wordt stapsgewijs de berekeningsmethode weergegeven voor de optimalisatie van een onttrekkingsregiem bij een bepaald onttrekkingsdebiet. De berekeningen worden uitgevoerd per filter of drain waarop een stop- en starttest is uitgevoerd. Onder 'optimaal' wordt verstaan: *de tijdsduur van de onttrekking (en de daarbij horende tijdsduur van de stilstand) waarbij de gemiddelde afbraaksnelheid gedurende de onttrekkings- en stilstandsperiode het hoogst is*. Hierbij is uitgegaan van een vaste verhouding tussen de onttrekkingstijd en de cyclustijd (of stilstandstijd).

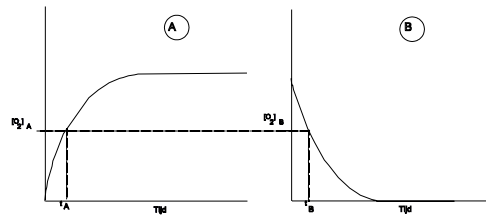
De berekeningen onder 1 worden met behulp van SPSS (een statistisch pakket) uitgevoerd. Berekeningen onder 2, 3 en 4 worden met een optimalisatiemodel OPTIMAL uitgevoerd, dat voor dit onderzoek is ontwikkeld. De onderliggende vergelijkingen voor het model zijn vergelijkingen 1 en 2 uit paragraaf 3.2.1 en 3.2.2.

1 Fit van de meetgegevens (meetdata van de start- en stoptest). De fits resulteren in twee mathematische beschrijvingen van de data: één van de starttest en één van de stoptest.

2 Berekening van de evenwichts-beginconcentratie van de starttest en eindconcentratie van de stoptest. Wanneer wordt uitgegaan van gelijkblijvende bodemomstandigheden, zal na verloop van een aantal cycli (perioden aan/uit) de beginconcentratie van een onttrekking gelijk zijn aan de eindconcentratie van een stilstandsperiode. Begin- en eindconcentraties van de cycli zullen convergeren naar één bepaalde concentratie die afhankelijk is van de verhouding tussen de onttrekkingsduur en stilstandsduur en uiteraard van de parameters die de start- en stoptesten beschrijven.

3 Met betrekking tot de starttest: translatie van de mathematische beschrijving naar een beschrijving waarin concentraties van 0 naar maximaal worden beschreven. De  $O_2$ -consumptiesnelheid op elk tijdstip van de starttest wordt bepaald door de berekening van de snelheid tijdens een stoptest op de corresponderende  $O_2$ -concentratie (figuur 5). Het is mogelijk dat de eindconcentratie van de starttest hoger ligt dan de beginconcentratie van de stoptest, omdat de stoptest niet noodzakelijkerwijs direct na de starttest wordt uitgevoerd. In dat geval is er voor de eindconcentratie van de starttest geen corresponderende  $O_2$ -concentratie in de stoptest. De  $O_2$ -consumptiesnelheid kan dan niet worden berekend.

4 Berekening van gemiddelde afbraaksnelheden bij een range aan verschillende onttrekkingstijden en daarbij horende cyclustijden (of stilstandstijden). Daartoe wordt de hoeveelheid geconsumeerd  $O_2$  tijdens een onttrekkingsperiode en tijdens de stilstandsperiode berekend. Uit de beschrijving van de starttest (figuur 6, A) is niet direct de  $O_2$ -consumptie te herleiden. Dat komt doordat het verloop van de  $O_2$ -concentratie een resultante is van  $O_2$ -toevoer als gevolg van onttrekking en  $O_2$ -consumptie als gevolg van biologische afbraak. Daarom is aangenomen dat de  $O_2$ -consumptiesnelheid bepaald wordt door de op dat tijdstip aanwezige  $O_2$ -concentratie. Zo is bij een  $O_2$ -concentratie  $[O_2]_B$  (figuur 6, B) de consumptiesnelheid de afgeleide van de functie op dat punt (tijdstip  $t_B$ ). Eenzelfde  $O_2$ -concentratie  $[O_2]_A$  tijdens de starttest (figuur 6) zal dus corresponderen met de consumptiesnelheid die op tijdstip  $t_B$  in de stoptest wordt berekend. Op deze manier wordt tijdens de starttest op elk tijdstip de  $O_2$ -consumptiesnelheid berekend. De hoeveelheid geconsumeerde  $O_2$  wordt door integratie over de starttest berekend.



O<sub>2</sub> concentratie

Figuur 6 Starttest (A) en stoptest (B), berekening van hoeveelheid geconsumeerd O<sub>2</sub>

De berekening van de hoeveelheid geconsumeerd O<sub>2</sub> is direct uit de stoptest te realiseren door integratie van de O<sub>2</sub>-concentratie over de stilstandsperiode. Vervolgens worden de hoogste, optimale afbraaksnelheid en de bijbehorende optimale ont-trekkings- en cyclustijd geselecteerd.



### RESULTATEN EN DISCUSSIE

#### 4.1 Veldtesten en verwerking van testdata

In paragraaf 4.1.1 en 4.1.2 wordt ingegaan op de resultaten van de start- en stoptesten die in het veld zijn uitgevoerd. Ook de berekende responstijden en biologische afbraaksnelheden worden besproken. Daarna worden de veldgegevens vergeleken met resultaten van modellering. Het doel is inzicht te verkrijgen in de fysische en chemische processen die zich tijdens de start- en stoptesten afspelen in de bodem.

##### 4.1.1 Start- en stoptesten en biologische afbraaksnelheden

###### *Veldgegevens*

In bijlage C is het verloop weergegeven van de concentraties aan O<sub>2</sub>, CO<sub>2</sub>, TKW en relatieve luchtvochtigheid (RH) in de drain en in de bodemlucht voor stop- en starttesten bij een hoog debiet (78 m<sup>3</sup> uur<sup>-1</sup>) en bij een laag debiet (14 m<sup>3</sup> uur<sup>-1</sup>).

Het algemene beeld van een starttest geeft een verhoging van de O<sub>2</sub>-concentratie en een verlaging van de CO<sub>2</sub>- en TKW-concentratie als gevolg van verversing van de bodemlucht/lucht in de drain. Het algemene beeld van een stoptest geeft een verlaging van de O<sub>2</sub>-concentratie en een verhoging van de CO<sub>2</sub>- en TKW-concentratie als gevolg van consumptie van O<sub>2</sub> en productie van CO<sub>2</sub> door micro-organismen bij de afbraak van organisch substraat. Het TKW-verloop is onder andere afhankelijk van de mate van verontreiniging. TKW worden microbiëel afgebroken, wat een afname bewerkstelligt in de bodemlucht. Vervluchtiging van TKW resulteert echter in een toename van de concentratie in de bodemlucht. Als de verontreinigingsgraad hoger is, zal meer vervluchtiging optreden. Wanneer de vervluchtiging geringer is dan de afbraak, dan zal de concentratie aan TKW in de bodemlucht niet hoger worden. Als de vervluchtiging groter is dan de afbraak, dan is een verhoging van de TKW-concentratie in de bodemlucht waar te nemen. Het verloop in de relatieve luchtvochtigheid is afhankelijk van de weersomstandigheden.

Ter illustratie van de interpretatie van een meetsessie worden enkele figuren geselecteerd die in nader detail worden besproken. In figuur 7 is een starttest weergegeven in filter IA3 (3 m -mv). De O<sub>2</sub>-concentratie stijgt tot een niveau van circa 18% door verversing met buitenlucht. De totaal-koolwaterstoffenconcentratie schommelt tijdens de meetsessie tussen ongeveer 4 en 5,5 g m<sup>-3</sup>. Opvallend is dat in vergelijking met de andere filters (zie bijlage C) filter IA3 samen met filter IC3,5 de enige filters zijn die verhoogde koolwaterstofgehalten geven tijdens start- en stoptesten. Het gebied waarin deze filters staan, is verontreinigd met vluchtige koolwaterstoffen. Door vervluchtiging van de koolwaterstoffen wordt gezorgd voor een constante aanvoer in de onttrokken lucht. In de andere filters is geen vervluchtiging waar te nemen. Wel vindt hier substantiële microbiële afbraak plaats (afname van de O<sub>2</sub>-concentratie tijdens de stoptest), wat duidt op de aanwezigheid van voornamelijk niet-vluchtige koolwaterstoffen. De CO<sub>2</sub>-concentratie daalt tijdens de starttest, door verversing met buitenlucht met een lager percentage CO<sub>2</sub> (± 0,03%).

Figuur 7 Filter IA3: starttest 5-7 maart 1997

Door een voortgaande biologische afbraak van verontreinigingen en daarmee gepaard gaande CO<sub>2</sub>-productie zal de CO<sub>2</sub>-concentratie zich op een hoger niveau stabiliseren dan dat van de buitenlucht. Tijdens de starttest in IA3 heeft de CO<sub>2</sub>-concentratie een niveau bereikt van ±3%.

Figuur 8 Filter IA3: stoptest 7-12 maart 1997

In figuur 8 is een stoptest weergegeven in filter IA3. De O<sub>2</sub>-concentratie daalt van ongeveer 17% tot ongeveer 3%. Simultaan neemt door de biologische activiteit de CO<sub>2</sub>-concentratie toe tot 5,7% (5,7 is de maximaal meetbare concentratie; wellicht is de CO<sub>2</sub>-concentratie in werkelijkheid hoger). De totaal-koolwaterstoffenconcentratie neemt toe door accumulatie als gevolg van vervluchtiging. Deze toename zien we - uitgezonderd IC3,5 - in andere filters niet optreden. De meetresultaten geven aan dat de metingen over het algemeen geringe fluctuaties vertonen (stabiel verloop), wat zowel een kwalitatieve als een meer kwantitatieve interpretatie mogelijk maakt.

#### *Fitten van de parameters die de start- en stoptesten beschrijven*

Het goed fitten van de start- en stoptesten is essentieel, omdat de berekeningen van de biologische afbraaksnelheden en de optimalisatie van het onttrekkingsregiem hierop gebaseerd zijn. De biologische afbraaksnelheid bij een continue onttrekking (vergelijking 3) wordt berekend als de afgeleide van de functie op tijdstip 0. Het is daarom belangrijk om vooral het eerste deel van de stoptest goed te beschrijven. Voor de optimalisatie van het onttrekkingsregiem bij een intermitterende onttrekking wordt de biologische afbraaksnelheid op elk tijdstip tijdens de start- en stoptest berekend. Daarom is het van belang om de hele start- en stoptestcurven goed te beschrijven.

#### *Afbraaksnelheden*

In tabel 7 wordt een overzicht gegeven van de berekende biologische afbraaksnelheden en de responstijden in de filters en de drain. De gefitte parameters op basis waarvan de responstijden en afbraaksnelheden zijn berekend, zijn weergegeven in bijlage D. Er is onderscheid gemaakt tussen de afbraaksnelheden die zijn berekend op basis van fits van het eerste deel van de stop-testcurve (eerste 0,5 dag) en op basis van fits van de hele curve. De fittingsparameters en de correlatiecoëfficiënten zijn weergegeven in bijlage D. Uit tabel 7 blijkt dat de afbraaksnelheden in de onverzadigde zone relatief laag zijn. In andere systemen zijn snelheden tot 6 mg kg<sup>-1</sup> dag<sup>-1</sup> gerapporteerd [4].

#### *4.1.2 Modelmatige onderbouwing van start- en stoptesten*

Het effect van de uitvoering van een langere starttest op het verloop van de stoptest is met behulp van modellering onderzocht. Het model dat is gebruikt tijdens de starttest beschrijft het convectief transport van lucht, niet-evenwichtsadsorptie van de verontreiniging aan de bodemmatrix, biologische afbraak van de verontreiniging en vervluchtiging van de verontreiniging. Het model berekent de concentratie van O<sub>2</sub> en verontreiniging in de water- en de gasfase en die van de verontreiniging in de vaste fase.

#### *Kalibratie*

Het model is gekalibreerd door aanpassingen aan de stofoverdrachtscoëfficiënt (Ls). Deze coëfficiënt geeft een maat voor de snelheid waarin overdracht van verontreiniging van de vaste fase naar de waterfase plaatsvindt. De berekeningen zijn uitgevoerd bij Ls = oneindig (instant aan evenwicht tussen vaste en waterfase), 10, 1 en 0.1 (bijlage F). De resultaten zijn vergeleken met de experimentele data van filter IA3 bij de onttrekking uit drain 11 bij een hoog debiet (figuren 7 en 8). Het verloop van de O<sub>2</sub>-concentratie bij Ls=1 blijkt het beste te passen bij de veldgegevens (figuur 9). De waarde 1 voor Ls is daarom gebruikt bij verdere modellering van start- en stoptesten. Het model correspondeert zeer goed met de data van de stop- en de starttest van IA3 bij een hoog debiet.

Tabel 7 Responstijden en biologische afbraak, berekend uit start- en stoptesten van drain 11

	Filter	Responstijd [dag] tot 90 % van maximale concentratie O <sub>2</sub>	Maximale biologische afbraak [mg C/kg.dag]	
		Op basis van fits gehele stoptest	Op basis van fits van:	
			gehele curve	1 <sup>e</sup> 0,5 dag
<i>hoog debiet drain 11 (78 m<sup>3</sup> uur<sup>-1</sup>)</i>				
starttest (5-7 maart)	IA3	0,73		
	IB2	0,71		
	IC35	0,74		
	ID2	0,42		
	IE2	0,44		
	Drain 11	0,37		
<i>stoptest (7-12 maart)</i>				
	IA3		1,18	1,26
	IB2		0,47	0,33
	IC35		1,19	0,87
	ID2		0,84	0,61
	IE2		0,89	0,67
	Drain 11		1,26	2,01
<i>laag debiet drain 11 (14</i>				
starttest (12-18 maart)	IA3	1,58		
	IB2	2,68		
	IC35	1,94		
	ID2	1,43		
	IE2	1,89		
	Drain 11	0,60		
<i>stoptest (18-21 maart)</i>				
	IA3		0,68	0,98
	IB2		0,53	0,55
	IC35		0,59	0,73
	ID2		0,39	0,49
	IE2		0,25	0,32
	Drain 11		0,30	0,58

De figuren in bijlage F laten zien dat de maximale waarde waarop de  $O_2$ -concentratie zich tijdens de starttest stabiliseert hoger wordt naarmate de  $L_s$  lager wordt (een langzamere overdracht van verontreiniging van de vaste fase naar de waterfase). Dit is het gevolg van een geringere aanvoer van verontreiniging naar de waterfase (de fase waarin biologische afbraak plaatsvindt), waardoor er ook een lagere consumptie is van  $O_2$  voor afbraak van deze verontreiniging. Verder valt op dat de afname van  $O_2$  tijdens de stoptest langzamer verloopt naarmate  $L_s$  lager wordt. Dit is ook weer het gevolg van een geringere toevoer van verontreiniging naar de waterfase.

Figuur 9 geeft een duidelijk beeld van het verloop van  $O_2$  en verontreiniging in de verschillende fasen. Tijdens de starttest is er sprake van een toename van  $O_2$  als gevolg van convectief transport van  $O_2$  en een afname van verontreiniging in de gas- en waterfase als gevolg van afbraak. Voor een stoptest geldt juist het omgekeerde: een afname van  $O_2$  als gevolg van consumptie voor afbraak en een toename van verontreiniging in de gas- en waterfase als gevolg van stofoverdracht van verontreiniging naar de water- en gasfase (eigenlijk: een grotere stofoverdrachtsnelheid dan consumptie als gevolg van afbraak).

#### *Invloed van de duur van de starttest op het verloop van de stoptest*

Via modellering is onderzocht of de duur van een starttest effect heeft op het verloop van de stoptest. Dat is van belang voor een goed ontwerp van deze testen. Concreet: verloopt de  $O_2$ -consumptie tijdens de stoptest duidelijk anders als de starttest langer wordt doorgezet? Levert dat een andere afbraaksnelheid op? De beschikbaarheid van de verontreiniging neemt tijdens onttrekking af (verschuiving van het evenwicht van de verontreiniging in de vaste fase en waterfase-gasfase). Daardoor is er bij een stoptest na een lange starttest minder verontreiniging beschikbaar voor afbraak. Er zijn twee scenario's met elkaar vergeleken:

- 1 dag onttrekken - 4 dagen stilstand;
- 5 dagen onttrekken - 20 dagen stilstand.

Figuur 9 Verloop concentratie  $O_2$  en verontreiniging bij een stofoverdrachtscoëfficiënt ( $L_s$ ) = 1

Figuur 10 Twee start- en stoptesten: a) 1 dag onttrekken, 4 dagen stilstand en b) 5 dagen onttrekken

en 20 dagen stilstand



Figuur 10 (a en b) geeft de resultaten van beide scenario's weer. In deze figuur zijn twee cycli achter elkaar weergegeven (een cyclus is een onttrekkingsperiode gevolgd door een stilstandsperiode). De  $O_2$ -consumptie (afbraaksnelheid) is afhankelijk van de  $O_2$ -concentratie en de concentratie aan verontreiniging in de waterfase, waarin de biologische afbraak plaatsvindt. In figuur 10, b (starttest van vijf dagen) zien we dat er zich tijdens de starttest na een periode van circa één dag een evenwicht heeft ingesteld. Daarbij is sprake van een constante concentratie aan  $O_2$  en verontreiniging in de waterfase. Deze periode komt ongeveer overeen met de periode waarin tijdens de starttest de maximale  $O_2$ -concentratie wordt bereikt. Het maakt daarom niet uit of de starttest één dag of vijf dagen wordt uitgevoerd. De beginconcentraties van  $O_2$  en verontreiniging in de waterfase voor aanvang van de stoptest zullen ongeveer hetzelfde zijn. Daardoor zal de  $O_2$ -consumptiesnelheid tijdens de stoptesten ook ongeveer hetzelfde zijn. Ter illustratie is in figuur 11 het zuurstofverloop voor beide scenario's op dezelfde tijdsschaal weergegeven.

Uit de resultaten volgt dat een starttest uitgevoerd moet worden totdat er een evenwichtssituatie ontstaan is. Deze situatie wordt bereikt snel nadat de maximale  $O_2$ -concentratie in de gasfase wordt gemeten.

Figuur 11 Vergelijking  $O_2$ -verloop voor twee start- en stoptesten

## 4.2 Gebruik van drains voor monitoringsdoeleinden

### 4.2.1 Resultaten veldexperimenten

In tabel 7 zijn de responstijden (starttesten), de tijd die nodig is om een verlaging tot 5 vol% O<sub>2</sub> te realiseren (stoptesten) en de biologische afbraak weergegeven volgens berekeningen op grond van de vergelijkingen 1 tot en met 5. De responstijden van de drain tijdens de starttesten zijn beduidend korter dan die in de filters (ongeveer factor 1 - 4,5; gemiddeld 2,4). De lucht in de drain wordt sneller verversd dan in de filters. Dat komt doordat uit de drain direct wordt onttrokken en doordat de stroombanen van het maaiveld naar de drain korter zijn dan die naar de filters.

Sturing zou in principe op de drain kunnen plaatsvinden wanneer de verschillen in responstijden van met name de starttesten tussen filter en drain (in vervolg de 'reactiefactor' genoemd) bekend zijn. In dit onderzoek zijn reactiefactoren berekend in de range van ongeveer 1 - 4,5. Via modellering is onderzocht of het mogelijk is om een range aan reactiefactoren te bepalen afhankelijk van de geometrie van het systeem (afstand filter-drain) en het onttrekkingsdebiet (paragraaf 4.2.2).

### 4.2.2 Modelmatige onderbouwing

De modelleerexercitie is begonnen met het berekenen van de luchtstroming met behulp van het programma MODFLOW. Uitgegaan is van een isotoop homogeen systeem. Voor vijf filters zijn de reistijden berekend die nodig zijn om de lucht te verversen bij onttrekking met een hoog debiet uit drain 11. Om een ijking uit te voeren met behulp van veldgegevens, zijn metingen gebruikt van de flow (78 m<sup>3</sup> uur<sup>-1</sup>). Hiermee werd een onderdruk van 300 mbar in de drain berekend (tabel 8). Gezien de veldmetingen in drain 11 van corresponderende onderdrukken van 57 en 33 mbar voor flows van respectievelijk 85 en 48 m<sup>3</sup> uur<sup>-1</sup>, lijken de onderdrukken van 57 en 33 mbar erg laag ten opzichte van de flows. Deze discrepantie zou een aanwijzing kunnen zijn voor lekstromen van de drain.

Tabel 8 Veldmetingen en in- en output model

Drain 11					
flow door drain (m <sup>3</sup> uur <sup>-1</sup> )		onderdruk in drain (mbar)		reistijden van drain (dag)	
gemeten in veld	input model	gemeten in veld	gemodelleerd	berekend op basis van veldgegevens	gemodelleerd
85		57			
48		33			
78	78		300		
78	4		23	0,37	0,37

Vervolgens is het model geijkt op de responstijd voor drain 11 (0,37 dag), waarbij een corresponderende flow van 4 m<sup>3</sup> uur<sup>-1</sup> en onderdruk van 23 mbar werden berekend. Uit tabel 8 blijkt dat er een zeer groot verschil bestaat in de flow die in het veld gemeten is (78 m<sup>3</sup> uur<sup>-1</sup>) en die er volgens het model in de drain zou moeten zijn (4 m<sup>3</sup> uur<sup>-1</sup>) wanneer gemeten en gemodelleerde onderdruk en reistijden in de orde van grootte overeenkomen.

Deze gegevens laten zien dat een horizontale drain niet optimaal werkt en dat er sprake kan zijn van kortsluitstroming.

Figuur 12 geeft de reistijden weer van 'verse' lucht vanaf het maaiveld, die de monitoringsfilters bereikt. Uit de figuur blijkt dat de geometrie van het systeem de reistijden bepaalt en dus een belangrijke factor is. In tabel 9 zijn de responstijden die zijn berekend op basis van veldgegevens (volgens vergelijking 4 in paragraaf 3.3.1) en de reistijden die zijn gemodelleerd met MODFLOW naast elkaar gezet.

Tabel 9 Responstijden berekend uit veldgegevens (zie ook tabel 7) en gemodelleerde reistijden

Filter	Reistijden (dagen)	
	berekend op basis van veldtesten	berekend met MODFLOW
IA3	0,73	5,8
IB2	0,71	1,2
IC35	0,74	13,5
ID2	0,42	0,54
IE2	0,44	0,44
Drain 11	0,37	0,37

Uit tabel 9 blijkt dat het model vooral de responstijden van de filters die in het nabije stroomgebied van de drain liggen (IE2, ID2 en IB2; figuur 12) redelijk goed beschrijft. Voor de filters IA3 en IC35, die meer aan de buitenzijde van het stroomgebied van de drain liggen (met name dieper dan de drain), wijken gemodelleerde reistijden en responstijden sterk af. De velddata van IC35 en IA3 geven ondubbelzinnig weer dat binnen een dag ongeveer 90% van de maximale O<sub>2</sub>-concentratie voor het desbetreffende filter in de bodemlucht wordt bereikt, terwijl het model reistijden van vijf tot dertien dagen berekent. Dit wijst erop dat dit specifieke model de processen in deze filters niet afdoende beschrijft. Zonder de aanwezigheid van monitoringsfilters is daarom op voorhand moeilijk te voorspellen voor welk deel van de bodem het model de responstijden nu wel en niet goed beschrijft.

#### 4.2 Bepaling van een optimaal onttrekkingsregiem

Met een 'luchtonttrekkingsregiem' wordt een steeds terugkerende periode (cyclustijd) bedoeld waarin voor een bepaalde tijd met een bepaald debiet lucht wordt onttrokken (onttrekkingstijd) en in de resterende tijd de luchtonttrekking wordt stilgezet (stilstandstijd). Een luchtonttrekkingsregiem heeft twee belangrijke aspecten: de cyclus- en onttrekkingstijd en het aan te leggen luchtonttrekkingsdebiet.

Figuur 12 Stroomlijnen met reistijden voor drain 11 en verschillende monitoringsfilters

#### *4.3.1 Invloed debiet op biologische afbraaksnelheid*

Bij de behandeling van de invloed van het debiet op de afbraaksnelheid wordt aangenomen dat het bij de gemeten debieten in de drain om debieten van bodemlucht gaat en niet deels om debieten van valse lucht die wordt aangezogen vanaf het maaiveld (paragraaf 4.2.2). Tijdens de starttesten bij het lage debiet van  $14 \text{ m}^3 \text{ uur}^{-1}$  blijkt de  $\text{O}_2$ -concentratie zich te stabiliseren op een lager niveau dan bij het hoge debiet van  $78 \text{ m}^3 \text{ uur}^{-1}$  (bijlage C). Er stelt zich in beide gevallen een steady state in waarbij de aanvoer van  $\text{O}_2$  (lucht) en de consumptie van  $\text{O}_2$  aan elkaar gelijk zijn. Bovendien wordt in beide gevallen de 20%  $\text{O}_2$  (buitenluchtconcentratie) niet bereikt.

Uit tabel 7 is gebleken dat de maximale biologische afbraaksnelheid (op basis van fits in het eerste traject van de stoptestcurve) bij het lage debiet ongeveer een factor 1,2 lager is dan de afbraaksnelheid bij het hoge debiet. De verklaring hiervoor is dat het niveau waarop de zuurstofconcentraties zich stabiliseert bij een starttest bij een hoog debiet hoger is dan bij een laag debiet. Aangezien de veldgegevens aangeven dat de biologische afbraak een 1<sup>e</sup>-ordeproces benadert (de snelheid van  $\text{O}_2$ -afname is een functie van de  $\text{O}_2$ -concentratie), is de biologische afbraaksnelheid hoger bij een hoger  $\text{O}_2$ -niveau. Bij beantwoording van de vraag welk debiet het meest wenselijk is om aan te leggen, zijn de kosten en de beschikbare saneringsduur van belang. In hoofdstuk 5 wordt hier met een kosten-batenanalyse verder op ingegaan.

#### *4.3.2 Bepaling van de optimale cyclus- en onttrekkingstijd*

De proefonttrekking van de Oliemolensingel fungeert hier als voorbeeld voor een manier waarop kan worden geoptimaliseerd. Daarbij gaat het zoals eerder ter sprake kwam niet om optimalisatie van het saneringssysteem maar om optimalisatie van het onttrekkingsregiem, gegeven een aangelegd systeem van pompen en filters.

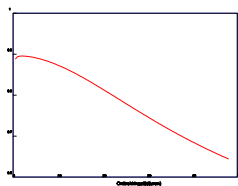
Voor de onttrekking is een pompcapaciteit van  $200 \text{ m}^3 \text{ uur}^{-1}$  beschikbaar. Omdat deze capaciteit te laag is om aan achttien drains tegelijk te onttrekken, zijn de drains in clusters verdeeld. Op basis van de flow en verontreinigingsgraad zijn de achttien horizontale drains onderverdeeld in vier clusters. Hiermee is het systeem vastgelegd. Er is dus één pomp beschikbaar, die telkens wordt doorgeschakeld naar een cluster. Dit betekent dat de verhouding tussen de onttrekkingstijd en de cyclustijd 1:4 is. Om het optimale onttrekkingsregiem per monitoringsfilter en drain 11 te bepalen, wordt het optimalisatiemodel gebruikt. Het model optimaliseert op een zo hoog mogelijke afbraaksnelheid. Figuur 13 laat zien hoe de afbraaksnelheid verloopt als functie van de onttrekkingstijd- en cyclustijd voor filter IA3 bij een hoog debiet.

In principe zullen er als dat kan per cluster in een aantal monitoringsfilters en drains start- en stoptesten moeten worden uitgevoerd. Dat moet dan gebeuren in monitoringsfilters en drains die representatief worden geacht voor het gebied dat het cluster bestrijkt. Zo wordt een indruk verkregen van het gedrag van de bodem binnen een cluster. De monitoringsfilters die geselecteerd zijn in dit onderzoek zijn echter alleen representatief voor drains 8, 10 en 11 (bijlage B). Deze drains liggen deels in het tweede en deels in het vierde cluster. Optimale onttrekkingstijden zijn daarom deels van toepassing op de desbetreffende clusters.

In tabel 10 zijn de optimale onttrekkingstijden gegeven per filter en voor drain 11. Optimale onttrekkingstijden variëren van 1 - 3,5 uur bij een hoog debiet en van 3 - 7 uur voor een laag debiet.

Tabel 10 Cyclus- en onttrekkingstijden bij optimale afbraaksnelheden voor filters en drain bij twee debieten bij een verhouding onttrekkingstijd-cyclustijd = 1:4

Filter	Cyclustijd [uur]	Onttrekkingstijd [uur]	Optimale afbraaksnelheid [mg C kg <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup> ]
<i>hoog debiet</i>			
IA3	8	2	0,90
1IB2	14	3,5	0,40
1IC35	8	2	0,87
1ID2	8	2	0,72
1IE2	6	1,5	0,76
drain 11	4	1	1,06
<i>laag debiet</i>			
IA3	14	3,5	0,47
IB2	28	7	0,33
IC35	16	4	0,40
ID2	20	5	0,32
IE2	28	7	0,22
drain 11	12	3	0,28

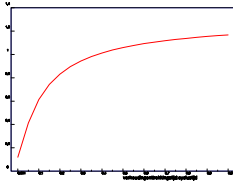


Figuur 14 Gemiddelde afbraaksnelheid als functie van de onttrekkingstijd bij een verhouding

onttrekkingstijd-cyclustijd = 0,25

Tabel 10 en figuur 14 zijn gebaseerd op een verhouding onttrekking-stilstand van 1:4. Dat wil zeggen dat aan deelgebieden die op een ontrekkingsunit zijn aangesloten 1/5 deel van de tijd onttrokken wordt en dat 4/5 deel van de tijd geen onttrekking uit deze deelgebieden plaatsvindt. Deze verhouding is randvoorwaarde bij het uitvoeren van de optimalisatie.

De grafiek hieronder geeft weer hoe de berekende optimale afbraaksnelheden variëren naar gelang de verhouding onttrekking-stilstandstijd varieert. Het zal duidelijk zijn dat de optimale afbraaksnelheid hoger wordt naarmate de onttrekking relatief langer wordt uitgevoerd. De hoogste afbraaksnelheid wordt daarom verkregen bij een continue onttrekking (onttrekkingstijd:stilstandstijd =  $\infty$ ), namelijk  $1,18 \text{ mg C kg}^{-1}$  (tabel 7 op basis van de fit van de hele curve).



Figuur 15 Optimale afbraaksnelheid als functie van de verhouding onttrekkingstijd-cyclustijd



## HOOFDSTUK 5

### KOSTEN-BATENANALYSE

In dit hoofdstuk worden de kosten vergeleken van een systeem dat op conventionele wijze is aangelegd en een systeem dat is aangelegd met aanpassingen die onlinemonitoring mogelijk maken. Als voorbeeld wordt het full-scalebodempluchttrekkingsstelsel gebruikt dat eind 1997 is aangelegd aan de Oliemolensingel in Enschede. Omdat er (nog) geen start- en stopstestdata beschikbaar zijn van het full-scalesysteem, worden de meetgegevens gebruikt die tijdens de proefonttrekking zijn verzameld. Het gaat dus om metingen van één onderdeel van het systeem dat in een relatief wat minder verontreinigd gebied ligt. Start- en stopstesten zullen bijvoorbeeld in het gebied waar een drijfslag aanwezig is geweest andere resultaten opleveren.

Voor het gemak wordt de volgende terminologie gebruikt:

conventioneel systeem: het systeem dat tot nog toe zou worden aangelegd, zonder automatische sample- en meetapparatuur;

on-linesysteem: het full-scalesysteem dat is aangelegd met gebruikmaking van automatische sample- en meetapparatuur.

#### 5.1 Uitgangspunten

De kostenvergelijking in dit hoofdstuk is vanuit twee invalshoeken uitgevoerd:

-bij dezelfde pompcapaciteit;

-bij gebruik van een deel van de pompcapaciteit.

Bij de kosten-batenanalyses zijn de volgende uitgangspunten gehanteerd.

Conventioneel systeem:

-Bij gebruik van het conventionele systeem wordt met volledige pompcapaciteit continu aan alle onttrekkingsmiddelen onttrokken. Het debiet dat hiermee wordt gerealiseerd, is gelijkgesteld aan het lage debiet dat in de veldexperimenten is gemeten ( $14 \text{ m}^3 \text{ uur}^{-1}$ ). De bijbehorende afbraaksnelheden zijn de snelheden die uit de stopstesten bij een laag debiet zijn berekend. Deze snelheden zijn terug te vinden in tabel 7. Voor de volledigheid zijn ze in tabel 11 nog eens samengevat. Voor de kosten-batenberekeningen is een gemiddelde snelheid bij het lage debiet gebruikt.

-Bij de dimensionering van het huidige systeem is uitgegaan van een saneringsduur van vijf jaar. Op basis van de gemiddelde afbraaksnelheid die bij het conventionele systeem hoort, wordt een vracht aan verontreiniging berekend die per kilogram grond in vijf jaar verwijderd moet worden.

On-linesysteem:

-Het on-linesysteem bestaat uit pomppunten die elk zijn aangesloten op vijf clusters die met behulp van automatische kleppen afgesloten kunnen worden. De ratio tussen de pompen en groepen onttrekkingsmiddelen is dus 1:5. Dat wil zeggen dat voor optimalisatie van een intermitterende onttrekking de verhouding onttrekkingstijd-cyclustijd 1:5 is. De 1:4-verhouding die eerder in dit rapport is gebruikt, was gebaseerd op een aanname dat de achttien drains uit de proefonttrekking gegroepeerd zouden worden in vier clusters. De 1:5-verhouding is de verhouding tussen pompen en onttrekkingsmiddelen in de huidige full-scalesanering.

-Het debiet bij een intermitterend onttrekkingsysteem per cluster is hoger dan bij een continu systeem. Dat komt doordat dezelfde pompcapaciteit telkens voor een deel van de onttrekkingsmiddelen wordt aangewend. Voor het on-linesysteem wordt het hoge debiet genomen dat tijdens de veldproef is gerealiseerd ( $78 \text{ m}^3 \text{ uur}^{-1}$ ). Op basis van de gemiddelde afbraaksnelheid die is berekend bij een onttrekkingstijd-cyclustijd-ratio van 1:5 (tabel 11), kan aan de hand van de te verwijderen vracht verontreiniging de verkorting van de saneringsduur worden berekend.

Tabel 11 Afbraaksnelheden bij een conventioneel systeem en een on-linesysteem bij een verhouding onttrekkingstijd-cyclustijd 1:5, berekend voor 2 debieten

Filter veldproef	Afbraaksnelheid mg C/kg.dag			
	Laag debiet		Hoog debiet	
	continu *	intermitterend **	continu *	intermitterend **
gebruikte pompcapaciteit-> gerealiseerd debiet ->	1000 $\text{m}^3 \text{ uur}^{-1}$ 14 $\text{m}^3 \text{ uur}^{-1}$	200 $\text{m}^3 \text{ uur}^{-1}$ 14 $\text{m}^3 \text{ uur}^{-1}$	>> 1000 $\text{m}^3 \text{ uur}^{-1}$ 78 $\text{m}^3 \text{ uur}^{-1}$	1000 $\text{m}^3 \text{ uur}^{-1}$ 78 $\text{m}^3 \text{ uur}^{-1}$
IA3	0,98	0,43	1,26	0,83
IB2	0,55	0,29	0,33	0,39
IC35	0,73	0,36	0,87	0,81
ID2	0,49	0,30	0,61	0,70
IE2	0,32	0,21	0,67	0,73
Gemiddeld	0,6	0,3	0,7	0,7

\* berekend aan de hand van start- en stoptesten (zie ook tabel 7)

\*\* berekend aan de hand van start- en stoptesten en het model OPTIMAL

-Er is een inschatting gemaakt van de extra kosten die zijn gemoeid met de aanleg van een on-linesysteem ten opzichte van het conventionele systeem. Bovendien zijn de wekelijkse energiekosten en de kosten voor het instandhouden van het systeem berekend, zodat een verkorting van de saneringsduur bij gebruik van het on-line-systeem in kosten kan worden uitgedrukt (zie tabel 12 hieronder).

Tabel 12 Overzicht aanlegkosten en wekelijkse kosten on-linesysteem

ON-LINESYSTEEM		CONVENTIONEEL SYSTEEM	
AANLEG	kosten		kosten
BODEMLUCHTONTTREKKING debietmeters elektrische kleppen meetkopen CO <sub>2</sub> , O <sub>2</sub> , KWS en RV subtotaal	70.000,-	debietmeter handafsluiters	8000,-
STURINGSSYSTEEM computer software inclusief modules schakelkast subtotaal	35.000,-		8000,-

TOTAAL VERSCHIL AANLEG	89.000,-
------------------------	----------

	ON-LINESYSTEEM	CONVENTIONEEL SYSTEEM
<b>INSTANDHOUDING INCLUSIEF ENERGIE</b>	kosten per week	kosten per week
BODEMLUCHTONTTREKKING instandhouden drainage instandhouden verticale filters instandhouden luchtzuivering subtotaal	1200,-	1100,-
STURING- EN SAMPLESYSTEEM instandhouden subtotaal	- 100,-	- -
OVERIGE INSTANDHOUDINGSKOSTEN	3050,-	3050,-
<b>TOTAAL INSTANDHOUDEN</b>	<b>4350,-</b>	<b>4150,-</b>

## 5.2 Berekening van de kosten en baten

Bij een conventioneel systeem wordt een gemiddelde afbraaksnelheid van 0,6 mg C/kg.dag gerealiseerd. De sanering is geschat op een periode van vijf jaar, wat neerkomt op een initiële vracht van ongeveer 1100 mg C/kg grond die verwijderd moet worden. Hierbij moet nogmaals worden gewezen op het feit dat de stop- en starttesten in een relatief minder verontreinigd gebied zijn uitgevoerd, waardoor de geschatte afbraaksnelheid lager is.

De extra aanlegkosten voor het on-linesysteem bedragen ongeveer f 60.000,-. Deze kosten moeten door het gebruik van een on-linesysteem via verkorting van de saneringsduur minimaal worden terugverdiend. De gemiddelde afbraaksnelheid over de vijf doorgemeten monitoringsfilters is berekend voor een on-linesysteem op 0,7 mg kg<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>. Voor het verwijderen van een vracht van 1100 mg kg<sup>-1</sup> is daarom ongeveer 4,3 jaar nodig. Dit is een verkorting van 0,7 jaar ten opzichte van het conventionele systeem (vijf jaar).

De instandhouding van het on-linesysteem kost dan 4,3 (jaar) \* f 4350,- (instandhoudingskosten van het on-linesysteem per week) \* 52 (weken) = ongeveer f 973.000,-. De instandhouding van het conventionele systeem kost 5 (jaar) \* f 4150,- (instandhoudingskosten van het conventionele systeem per week) \* 52 (weken) = ongeveer f 1.080.000,-. Het verschil in instandhoudingskosten tussen het on-linesysteem en het conventionele systeem is dan ongeveer f 107.000,-. De kosten voor de aanleg van het on-linesysteem zijn rond de f 89.000,- hoger. Het on-linesysteem is dus ongeveer f 20.000,- goedkoper.

Verder is nog het volgende van belang. Als de saneringsperiode voor de bodemluchtonttrekking door optimalisatie kan worden verkort, is deze verkorting ook van toepassing op eventuele andere saneringen die tegelijkertijd op dezelfde locatie worden uitgevoerd. Zo wordt aan de Oliemolensingel ook het grondwater gereinigd via persluchtinjectie. Als de saneringsduur met 0,7 jaar wordt verkort tot 4,3 jaar voor de sanering van de onverzadigde zone via bodemluchtextractie, dan wordt de grootste kostenbesparing gerealiseerd als ook de grondwatersanering met behulp van persluchtinjectie binnen de 4,3 jaar gereed is. Als dat niet het geval is, dan werkt dat minder kostenbesparend.

*Vergelijking van een continu systeem bij laag debiet met een intermitterend systeem bij*

*laag debiet met 1/5 deel van de pompcapaciteit*

Tabel 11 geeft aan dat het verschil tussen continu en intermitterend onttrekken bij een laag debiet veel groter is ( $\pm$  factor 2) dan bij een hoog debiet ( $\pm$  factor 1,2). Als intermitterend onttrekken bij een hoog en bij een laag debiet vergeleken wordt, dan zal de sanering bij een laag debiet ruim tweemaal langer duren dan bij een hoog debiet. De instandhoudingskosten voor de bodemluchtonttrekking bij een laag debiet zijn echter 1/5 van de instandhoudingskosten bij een hoog debiet (vier van de vijf pompen van elk  $200 \text{ m}^3 \text{ uur}^{-1}$ , ofwel  $800 \text{ m}^3 \text{ uur}^{-1}$ , hoeven niet geïnstalleerd en instandgehouden te worden). Bovendien is een kleiner formaat bodemluchtzuivering toereikend, wat kostenbesparend werkt. Ook zonder dat de berekening in detail wordt uitgewerkt, is de volgende gevolgtrekking gerechtvaardigd. Als alleen de bodemluchtonttrekking in aanmerking wordt genomen, is het goedkoper om met behulp van intermitterend onttrekken ruim tweemaal zo lang te saneren met 1/5 van de pompcapaciteit. Het gebruik van een on-linesysteem lijkt dus duidelijk kostenbesparend te kunnen werken. Daarbij past (nogmaals) de kanttekening dat het in dit voorbeeld gaat om gegevens uit een minder verontreinigd gebied.

In deze kosten-batenanalyse is vergeleken welke kostenbesparing optimalisatie van een al gedimensioneerd systeem oplevert bij intermitterende onttrekking en niet-intermitterende onttrekking. Daarbij is gekeken naar optimalisatie in de uitvoeringsfase (vergelijking van een intermitterend en continu systeem bij dezelfde pompcapaciteit) en is bovendien een eerste aanzet gegeven voor optimalisatie in de ontwerpfase (gebruik van 1/5 deel van de pompcapaciteit). Bij een pilottest zou automatische meet- en bemonsteringsapparatuur kunnen worden ingezet om beter inzicht te krijgen in de responstijden, afbraaksnelheden en te realiseren debieten. Op basis daarvan kunnen dan het aantal pompen en de pompcapaciteit worden gedimensioneerd.

Tot slot is nog van belang dat het in deze kosten-batenanalyse gaat om een systeem waarin biologische afbraak van verontreinigingen wordt gestimuleerd. Het is de vraag of intermitterend onttrekken óók efficiënter is dan continu onttrekken bij het strippen van verontreinigingen. Naar het effect van continue of intermitterend onttrekken op de efficiëntie van het strippen van verontreinigingen is geen onderzoek gedaan. In dat geval zou de kosten-batenanalyse er anders kunnen uitzien.

### LEIDRAAD: BODEMLUCHTEXTRACTIE MET ON-LINEMEETAPPARATUUR

Dit hoofdstuk bevat een leidraad voor de aanleg van een bodemluchtexttractiesysteem en voor begeleiding van de sanering met on-linemeetapparatuur (een sample- en meetsysteem). De bedoeling van deze leidraad is niet deze processen te protocolliseren. Op grond van de ervaringen in dit onderzoek worden er enkele praktische handreikingen gegeven voor het gebruik van on-linemeetapparatuur en voor de manier waarop een systeem daarop zou moeten worden ingericht. Daarbij worden aspecten uit de volgende fasen belicht:

- ontwerp- en dimensioneringsfase;
- aanleg van het systeem - clustering van filters en drains;
- begeleiding van de sanering - optimalisering van het systeem.

#### 6.1 Ontwerp en dimensionering

De ideeën over hoe een on-linemeetsysteem kan worden gebruikt in de ontwerpfase zijn nog niet uitgekristalliseerd. Het is in principe mogelijk om via eenvoudige pilottesten met gebruik van een continu meetsysteem belangrijke bodemkarakteristieken te bepalen, zoals afbraaksnelheden, responstijden van monitoringsfilters en invloedsstralen van onttrekkingsdrains of -filters. Op basis van deze informatie zou er al in de dimensioneringsfase een uitspraak gedaan kunnen worden over de afstanden tussen de onttrekkingsfilters en de benodigde pompcapaciteit voor de uitvoering van de sanering binnen een zekere termijn.

#### 6.2 Aanleg van het systeem

Belangrijke onderdelen bij de aanleg van het systeem zijn de plaatsing van de onttrekkingsmiddelen (verticale filters of horizontale drains), het clusteren van verschillende onttrekkingsmiddelen en de plaatsing van de monitoringsfilters.

##### *Onttrekkingsmiddelen en clustering*

Vooraf bij een groot bodemluchtexttractiesysteem zal sequentieel aan verschillende deelgebieden lucht worden onttrokken om een debiet te kunnen realiseren dat voldoende verversing van lucht in de bodem bewerkstelligt. Door middel van clustering van onttrekkingsmiddelen worden groepen gevormd die bepaalde deelgebieden bestrijken. Deze groepen kunnen via de aansluiting op automatische kleppen worden aangestuurd met software en via een PLC.

Clustering van de onttrekkingsmiddelen vindt plaats op basis van de doorlatendheid van de bodem waarin zij zich bevinden en de verontreinigingsgraad. Wanneer een filter in een lemige laag met een filter in een zandige laag wordt geclusterd, dan zal er door de hogere weerstand van de lemige bodem meer lucht door het zandige filter worden aangetrokken. Hierdoor ontstaat er een onevenredige verdeling van de onttrokken lucht over het te behandelen gebied. Het is daarom bij clustering belangrijk dat filters in dezelfde grondsoort zijn geplaatst. Als filters in gebieden met sterk verschillende verontreinigingsgraden worden geclusterd, kan na verloop van tijd een deel van een cluster al schoon zijn terwijl een ander deel nog verontreinigd is. Het is dan niet mogelijk om de onttrekking van dit cluster stil te zetten om zo de vrijgekomen pompcapaciteit elders in te zetten.

Clustering kan op twee manieren plaatsvinden: bovengronds, naar de ruimte waarin de installatie (hardware) is opgesteld, of ondergronds. Het verdient de voorkeur om de

clustering bovengronds uit te voeren. Dan kan namelijk elke drain of filter met behulp van een mobiele pomp en een meetstelsel doorgemeten worden op de maximale flow, de corresponderende onderdruk (een maat voor de doorlatendheid) en verontreinigingsgraad. Hierdoor is de clustering op een goede manier uit te voeren. Doordat er meer meters aan leidingwerk worden gebruikt, is bovengronds clusteren wel kostbaarder. Bij grote saneringssystemen is het niet realistisch om elk filter naar een container of nissenhut te leiden, omdat er dan veel te veel leidingwerk aangelegd zou moeten worden. In dat geval zal er ook ondergrondse clustering moeten plaatsvinden. Hierbij is het belangrijk om goede boorbeschrijvingen te hebben van de bodem waarin de filters zijn geplaatst. Op basis daarvan kan dan een globale indeling worden gemaakt van goed tot slecht doorlatende filters op sterk tot minder sterk verontreinigde locaties.

*Voorbeeld: Aan de Oliemolensingel in Enschede zijn bij de aanleg van het full-scalesysteem op basis van boorbeschrijvingen 120 verticale filters samengevoegd tot 31 clusters. De leidingen van deze clusters zijn naar een kelder geleid. In deze kelder komen ook leidingen uit van 39 horizontale drains. Met behulp van een pomp en meetapparatuur die al was genstalleerd in de kelder (O<sub>2</sub>, CO<sub>2</sub> en totaal-koolwaterstoffensensoren), een flowmeter en een onderdrukmeter zijn de drains en clusters vervolgens tot achttien groepen samengevoegd die elk met een automatische klep kunnen worden afgesloten. Op elke pompunit zijn maximaal vijf groepen aangesloten.*

#### *Monitoringsfilters*

Monitoringsfilters zijn kleine discrete filtertjes waaraan bodemlucht kan worden onttrokken om de bodemluchtsamenstelling te bepalen. Monitoringsfilters moeten op zo'n manier worden geplaatst dat aan beide doelstellingen van de monitoring kan worden voldaan: de bodemkwaliteit volgen en de sanering sturen. Voor het volgen van de bodemkwaliteit met betrekking tot de saneringsdoelstelling zijn vooral de slecht doorlatende leemlaagjes van belang. Deze hoeven niet on line gemonitord te worden. Aanwezige leemlaagjes hebben immers een slechte doorlatendheid, waardoor convectieve processen slechts een geringe effect hebben. De afbraak wordt bovendien beperkt door diffusie van zuurstof. Voor het sturen van de bodemluchtextractie zijn de goed doorlatende lagen van belang. Het geïnstalleerde bodemlucht-onttrekkingssysteem zal met name ingrijpen in processen in goed doorlatende lagen. Monitoring en sturing van de bodemluchtextractie zal daarom vooral in de goed doorlatende bodemlaagjes plaatsvinden.



Er kan geen algemeen geldende richtlijn worden gegeven voor het bepalen van de exacte situering van monitoringsfilters die daadwerkelijk voor sturing zouden kunnen worden gebruikt. In het algemeen zullen de monitoringsfilters geïnstalleerd worden in deelgebieden die naar verwachting min of meer representatief zijn voor een dergelijk deelgebied. Het verdient de voorkeur om de monitoringsfilters als dat kan met PE-slangetjes naar de sample- en meetapparatuur te leiden. Aan te raden is ook om de monitoringsfilters te installeren nadat alle bodeminformatie is verkregen uit de clustering van de filters en drains. Daardoor ontstaat immers beter inzicht in welke deelgebieden er te onderscheiden zijn op basis van bodemopbouw en verontreinigingsgraad.

*Voorbeeld: Aan de Oliemolensingel zijn in totaal op elf locaties bodemluchtmonitoringsfilters geplaatst, alle min of meer representatief voor een bepaald deelgebied. Deze deelgebieden corresponderen met de gebieden die de verschillende groepen filters bestrijken.*

#### *Bemonstering- en analysesysteem*

Over het algemeen is analyse-apparatuur vochtgevoelig. Daarom moet worden voorkomen dat er vocht in de luchtonttrekkingsleidingen in de analyse-apparatuur terecht komt. Het is daarom aan te bevelen om voor de analyse-apparatuur vochtvangers te plaatsen. Deze vochtvangers zijn voorzien van dompelpompjes die automatisch in werking treden bij een bepaald waterniveau in de vochtvangers.

*Voorbeeld: Aan de Oliemolensingel zijn de luchtzuivering en de pompen honderd meter van de saneringslocatie in een nissenhut geplaatst, omdat daar op de locatie zelf geen ruimte voor is. Wel zijn er kelders geplaatst waarin bemonsterings- en analyse-apparatuur en de wateronttrekkingspompen zijn geïnstalleerd. Vanwege ruimtegebrek in de kelders zijn de vochtvangers in de nissenhut geplaatst. Doordat er water in de leidingen kwam, werd de weerstand groter en nam de flow in de luchtonttrekkingsleidingen af. Daarom zijn in de kelder de luchtonttrekkingsleidingen met slangen via een elektrische klep verbonden met de wateronttrekkingspomp. Water in de luchtleidingen wordt automatisch periodiek weggezogen.*

Voorwaarde voor een stabiele meting is dat de flow van lucht over de analyse-apparatuur constant is. In het voorbeeld hieronder wordt geïllustreerd hoe de luchtflow constant kan worden gehouden.

*Voorbeeld: Aan de Oliemolensingel is een bemonsterings- en analysesysteem geïnstalleerd waarin een pompje lucht door vier sensoren leidt. Dit pompje geeft een constante luchtstroom met een bepaald debiet (zie figuur 2). Er moet worden bemonsterd uit leidingen met hoge en verschillende onderdrukken. Om een constante flow langs de sensoren te krijgen, is er een krachtig luchtpompje geplaatst tussen de te bemonsteren leiding en een druppelvangertje dat aan de onderkant open is. Hierdoor worden eventuele drukverschillen in de leiding naar de meetapparatuur opgevangen. Uit het druppelvangertje wordt dan lucht door het pompje voor de analyse-apparatuur met constant debiet aangezogen. Het is uiteraard wel noodzakelijk dat het debiet van het krachtige luchtpompje groter is dan dat van het pompje voor de meetapparatuur. Anders wordt buitenlucht geanalyseerd.*

### *Begeleiding van de sanering - optimalisering van het systeem*

Nadat de sanering is opgestart, wordt de onttrekking geoptimaliseerd via de start- en stoptesten die eerder in deze rapportage zijn beschreven (paragraaf 3.2). Uitgangspunt daarbij is dat de pompen continu draaien en dat er sequentieel onttrokken wordt aan de verschillende groepen. De testen kunnen als volgt worden ingericht.

Allereerst wordt vastgesteld in welke deelgebieden de start- en stoptesten worden uitgevoerd. Deze deelgebieden worden dan representatief geacht voor het hele te behandelen gebied. De start- en stoptesten kunnen in verschillende deelgebieden tegelijkertijd worden uitgevoerd. Het is dan wel van belang dat deze deelgebieden buiten elkaars invloedssfeer liggen, zodat zij tijdens de starttest elkaars O<sub>2</sub>-verloop niet beïnvloeden. Verder moeten de monitoringsfilters en onttrekkingsdrains worden afgesloten die in de nabijheid van deze deelgebieden liggen en er nog enige invloed op hebben. Voor de uitvoering van een stoptest dient er namelijk geen onttrekking plaats te vinden. Op basis van de meetdata en het optimalisatiemodel (zie paragraaf 3.4.2), kan dan per deelgebied een optimale onttrekkingstijd worden berekend met daaraan gekoppeld een optimale stilstandstijd. Deze meetsessie zou na een periode van een half jaar nogmaals kunnen worden uitgevoerd.

*Voorbeeld: Aan de Oliemolensingel is een dergelijke meetsessie nog niet uitgevoerd. Voor de inregeling van het systeem direct na de opstart is gebruikgemaakt van de resultaten van de pilottest. Hiervoor zijn de data genomen van het monitoringsfilter IA3, waarin de hoogste biologische afbraaksnelheid is gemeten. Het systeem bestaat uit drie pompunits waarop elk vijf automatische kleppen zijn aangesloten, en één unit waarop drie kleppen zijn aangesloten. De optimale onttrekkingstijd is daarom berekend met een verhouding onttrekkingstijd-stilstandstijd van 0,2 en 0,33. Dit resulteerde in een onttrekkingsregiem voor de units met vijf kleppen van twee uur aan en acht uur uit. Het onttrekkingsregiem voor de unit met drie kleppen werd vastgesteld op 2,5 uur aan en 7,5 uur uit.*

## HOOFDSTUK 7

### CONCLUSIES

Dit hoofdstuk bevat de conclusies van het NOBIS-onderzoek 'Sturing van biologische in-situsanering via on-linemonitoring'. Voor de duidelijkheid worden de bijbehorende doelstellingen steeds kort herhaald.

#### *Doelstelling*

Een programma van eisen opstellen voor de selectie van veld-meetapparatuur en een overzicht maken van on-linemeettechnieken en de geschiktheid daarvan voor diverse doeleinden.

#### *Conclusie*

Er is een programma opgesteld met eisen waaraan meetapparatuur dient te voldoen. Deze eisen variëren afhankelijk van de doelstelling van de metingen (kwalitatieve, kwantitatieve of indicatief meting van de parameters). Verder is een overzicht gemaakt van bruikbare meetapparatuur. Daaruit komt naar voren dat sensoren gezien de robuustheid en het prijsniveau het meest geschikt zijn.

#### *Doelstelling*

Een eenvoudige veldtest ontwikkelen die op een gestandaardiseerde manier informatie kan verschaffen over onder andere afbraaksnelheden en responstijden van filters.

#### *Conclusie*

Via een starttest (het volgen van de O<sub>2</sub>-toename na het starten van de onttrekking) kan een indruk worden verkregen van de responstijd van filters. Dat is de tijd die nodig is om op de desbetreffende locatie de bodemlucht te verversen. Met behulp van een stoptest (het volgen van de O<sub>2</sub>-afname na stopzetting van de onttrekking) kan de afbraaksnelheid in de bodem worden geschat.

Er is een methode ontwikkeld om de meetgegevens te verwerken en om responstijden en afbraaksnelheden op verschillende locaties in het veld met elkaar te vergelijken. Modelleren van start- en stoptesten geeft het volgende aan. Als tijdens een starttest een maximaal O<sub>2</sub>-niveau is bereikt, maakt het voor de daarop volgende stoptest niet uit hoe lang die starttest wordt doorgezet. Een starttest moet daarom minstens worden doorgezet totdat het hoogste O<sub>2</sub>-niveau is bereikt.

#### *Doelstelling*

Vaststellen van de relatie (indien aanwezig) tussen zuurstofconcentraties in de bodemlucht en in onttrekkingsmiddelen (drains of verticale filters) bij verschillende luchtonttrekkingsregimes. Met andere woorden: vaststellen of de onttrekkingsmiddelen (drains) gebruikt kunnen worden om een sanering te sturen zonder dat er extra monitoringsfilters geplaatst hoeven te worden.

#### *Conclusie*

De stoptesten zijn goed uit te voeren in de drains en geven geen significant verschillende waarden dan die in de monitoringsfilters. Voor een inschatting van de afbraaksnelheid kan dus een stoptest in een drain worden uitgevoerd. Dit is een waardevol resultaat omdat hiermee afbraaksnelheden kunnen worden ingeschat op plaatsen waar normaliter geen monitoring kan worden uitgevoerd (bijvoorbeeld door bebouwing).

De responstijden van de drain tijdens de starttesten zijn beduidend korter dan die in de filters (circa factor 1 -4,5; gemiddeld 2,4). Modellerings van responstijden (reistijden van lucht) van filters geeft aan dat de reistijden zeer afhankelijk zijn van de geometrie van het systeem. Reistijden van lucht naar een filter dat dieper ligt dan de drain of in een verder verwijderde stroombaan, zijn beduidend langer dan de responstijden die in het veld worden gemeten. Veldmetingen en modelresultaten van filters die dicht bij de drain liggen, stemmen wel overeen.

Modellerings is daarom legitiem voor maar een beperkt gebied boven een drain. Het was niet mogelijk om de contouren van dit gebied te definiëren. Om die reden lijkt modellerings vooralsnog geen praktische methode om een algemeen bruikbare bandbreedte af te leiden voor een correctiefactor.

#### *Doelstelling*

Ontwikkeling van een methode waarmee een optimaal onttrekkingsregiem kan worden bepaald.

#### *Conclusie*

Bepaling van de invloed van het debiet op de afbraaksnelheid:

Er zijn start- en stoptesten uitgevoerd bij een laag debiet ( $14 \text{ m}^3 \text{ uur}^{-1}$ ) en een hoog debiet ( $78 \text{ m}^3 \text{ uur}^{-1}$ ). Afgezien van het feit dat er vraagtekens zijn bij de waarde van het hoge debiet (mogelijke kortsluitstroming in de horizontale drain), blijkt de afbraaksnelheid bij een laag debiet ongeveer een factor 1,2 lager dan bij een hoog debiet. Het debiet is daarom een factor om rekening mee te houden in de dimensionering van het saneringssysteem.

Bepaling van de optimale onttrekkingstijd:

Uitgaande van een intermitterend regiem is de onttrekkingsduur in een cyclus (periode onttrekken + periode stilstand) berekend met een optimalisatiemodel. Dit model gaat uit van een vaste verhouding tussen onttrekkingstijd en cyclustijd die al bij de aanleg van het systeem is vastgelegd. Er wordt gebruikgemaakt van analytische beschrijvingen van stop- en starttesten die gebaseerd zijn op veldmetingen. Op basis van de hoogste gemiddelde afbraaksnelheid wordt vervolgens de optimale onttrekkingsduur berekend.

#### *Doelstelling*

Opstellen van een kosten-batenanalyse door vergelijking van twee systemen:

- een systeem uitgevoerd op 'conventionele' wijze bij continue onttrekking en zonder gebruik van automatische sample- en analyse-apparatuur;
- eenzelfde systeem waarbij intermitterend en on line wordt onttrokken met gebruik van automatische sample- en -analyse-apparatuur.

#### *Conclusie*

Bij gebruik van gegevens uit de proefonttrekking (een relatief minder verontreinigd deelgebied waarin ook relatief lage afbraaksnelheden worden gemeten) resulteert de kostenafweging tussen beide varianten in een (kosten)voordeel voor het gebruik van het on-linesysteem.

Tot slot is er een leidraad opgesteld waarin enkele praktische handreikingen worden gegeven over het gebruik van on-linemeetapparatuur en voor de manier waarop een systeem daarop zou moeten worden ingericht.

## LITERATUUR

NOBIS, 1997a

Technical report in-situ respiration and oxygen transfer. Tauw-rapportnummer R3512606, januari 1997.

NOBIS, 1997b

Sturing van biologische in-situ sanering via on-line monitoring - concept deelrapportage 2 en 3. NOBIS-rapportage, 5 augustus 1997.

Tauw Milieu BV, 1996

On-line monitoring, Stageverslag G.P.J. Crone, Hogeschool Gelderland, HLO.

Tauw Milieu BV, 1997

Biologische in-situ sanering, optimalisatie van bodemluchtexttractie op een proeflocatie in Enschede, Afstudeeropdracht A. van Eekeren, Rijkshogeschool IJselland, rapportnummer R3549828.

BIJLAGE A

**GESELECTEERD MEETSYSTEEM**

Tauw Milieu BV heeft de toepassing van twee meetsystemen bij on-linemonitoring onderzocht (Tauw-rapportnummer R3340767.T01/CGP). Hierbij is onderscheid gemaakt in twee klassen apparatuur: dure geavanceerde, analytische apparaten en goedkopere semi-kwalitatieve meetsystemen. In het onderzoek is voor deze klassen één voor de klasse representatief systeem gebruikt. In deze bijlage wordt ingegaan op de resultaten van dit onderzoek voor het semi-kwalitatieve meetsysteem dat op de locatie Oliemolensingel is toegepast.

### **Meetprincipes gasmonitor**

Het meetapparaat bestaat uit een centrale data-verzamelkast met daarbij verschillende sensoren. Deze sensoren meten zuurstof, kooldioxide en koolwaterstoffen. De benodigde gasstroom wordt door een ingebouwde pomp over de sensoren gepompt. Een schema van het meetapparaat is in figuur A.1 afgebeeld. Door een analoge uitgang van de verzamelunit wordt het signaal naar een PLC of PC gebracht.

### **Zuurstof**

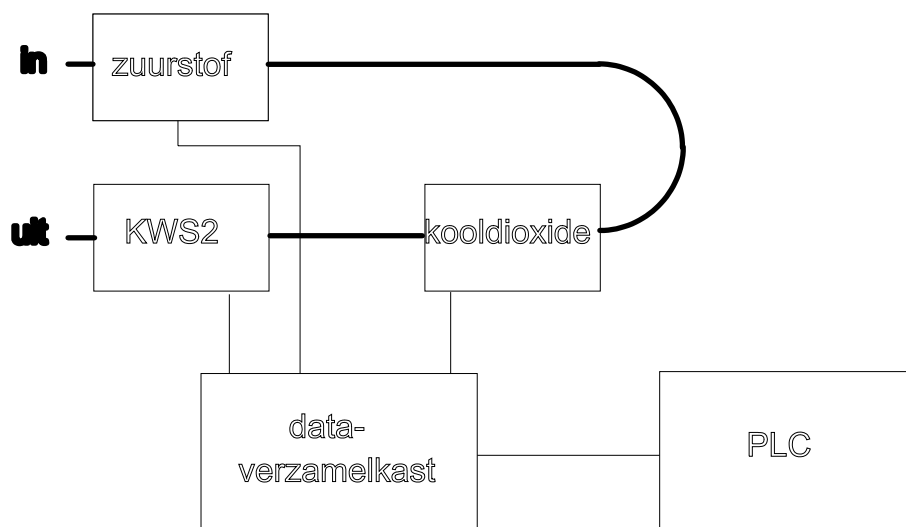
Het zuurstofgehalte wordt elektrochemisch gemeten. Er treedt in de sensor een reactie op van zuurstof met een elektrode. Naarmate er meer zuurstof in het monster zit, komen er meer elektronen vrij voor ladingstransport. De stroomsterkte tussen de positieve en negatieve elektrode kan gerelateerd worden aan de zuurstofconcentratie in de gasstroom. De zuurstofsensoren zijn bruikbaar in het gebied van 0 tot 25% zuurstof. Dit is genoeg voor het onderzoek, omdat er in de bodem gemeten wordt wat de afname is van het zuurstofgehalte ten gevolge van biologische activiteit.

### **Koolwaterstoffen**

De koolwaterstofsensoren werken volgens het halfgeleiderprincipe. Deze halfgeleiders bestaan uit een geëtste heater met geïntegreerde temperatuursensor. Hierover wordt een oxide opgedampt met specifieke absorptie-eigenschappen voor het te analyseren gas. Doordat de absorptie de warmte-overdracht beïnvloedt, kan de door de sensor bepaalde temperatuur gerelateerd worden aan de concentratie in de gasfase. Voor het meten van koolwaterstoffen zijn twee sensoren beschikbaar: één in het gebied van 0 tot 1 g/m<sup>3</sup> en één in het gebied van 0 tot 20 g/m<sup>3</sup>. Voor de meeste verontreinigingen met koolwaterstoffen is dit voldoende, hoewel gehalten van meer dan 20 gram per m<sup>3</sup> kunnen voorkomen bij verontreinigingen met vluchtige koolwaterstoffen (bijvoorbeeld benzine). De koolwaterstofsensoren worden met toluen geïjkt en meten dus in g/m<sup>3</sup> toluenequivalent.

### **Kooldioxide**

De kooldioxidesensor is een infraroodsensor met een selectief CO<sub>2</sub>-IR-filter. Kooldioxide absorbeert een gedeelte van de straling. Het verschil tussen opvallende straling en doorgelaten straling is een maat voor de hoeveelheid kooldioxide in de gasstroom. De kooldioxidesensor meet van 0 tot 5% CO<sub>2</sub>.



Figuur A.1 Meetsysteem

De meetapparatuur kan volgens de fabrikant een groot aantal stoffen in de bodem detecteren. De fabrikant heeft diverse sensoren ontwikkeld om verschillende stoffen te kunnen meten. De apparatuur moet eenmaal per jaar worden geijkt. Voor het testen van de apparatuur is gebruikgemaakt van de volgende sensoren:

- zuurstof;
- kooldioxide;
- koolwaterstoffen 0 tot 20 g/m<sup>3</sup>.

### Kalibratie meetapparatuur

Volgens de fabrikant moeten de sensoren om de zes maanden worden gekalibreerd. Bij constant gebruik hebben de sensoren een levensduur van vijf jaar. De sensoren zijn bij aflevering door de leverancier gekalibreerd. De zuurstofsensoren zijn gekalibreerd met lucht, de koolwaterstofsensoren met benzine en de kooldioxidesensoren met kooldioxide. De kalibratie moet volgens opgave van de leverancier worden uitgevoerd met een 'nulgaz' (een gas zonder te bepalen component) en een 'full-scalegas' (een gas met de maximaal door de sensor aan te geven component). Bij het nulgaz moet er nul op de display verschijnen en bij het full-scalegas de maximale uitslag. Door verdraaiing van de potmeters in de centrale verzamelkast kunnen het nulpunt en de maximale uitslag worden ingesteld. Voordat er geijkt gaat worden, moet het apparaat minimaal 24 uur hebben aangestaan om de vier sensoren de kans te geven om te stabiliseren.

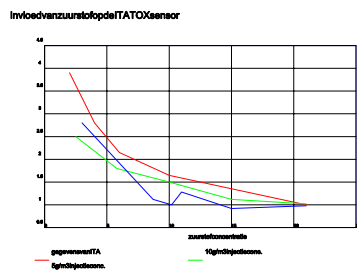
De technische dienst van de leverancier voert de kalibratie op een andere manier uit. - Bij een signaal van de sensor van 4 mA moet de display nul aangeven en bij een signaal van 20 mA de maximale uitslag. Deze twee situaties kunnen met behulp van potmeters worden gesimuleerd. De display kan dan worden ingesteld door het verdraaien van de potmeters in de verzamelkast. De sensor zelf wordt geijkt met potmeters in de sensor. De nulinstelling moet op 4 mA staan en de maximale waarde moet de sensor bij 20 mA geven. Als er geen component langs de sensor stroomt, kan door verdraaien van de 'nul-potmeter' in de sensor het nulpunt (4 mA) ingesteld worden. Als de maximaal door de sensor te detecteren hoeveelheid langsstroomt, kan door het verdraaien van de 'range-potmeter' de maximale uitslag (20 mA) worden ingesteld.



De zuurstofsensoren worden met lucht gekalibreerd. De koolwaterstofsensoren worden via een 'closed-loopsysteem' met benzine gekalibreerd. Hierbij wordt de hoeveelheid in de loop geïnjecteerde benzine aangepast aan het bekende volume in de loop om de gewenste concentratie te verkrijgen. Daarvoor moeten dus de dichtheid van de benzine en het exacte volume van de loop bekend zijn. De beide koolwaterstofsensoren geven concentraties weer in  $\text{g/m}^3$  benzine. De kooldioxidesensor wordt met kooldioxide gekalibreerd.

### Resultaten laboratoriumexperimenten

Bij gebruik van de meetapparatuur in het veld bleek dat de meting werd beïnvloed door veldomstandigheden. Uit overleg met de fabrikant van de apparatuur bleek dat de koolwaterstofsensoren in sterke mate wordt beïnvloed door het zuurstofgehalte en in mindere mate door het vochtgehalte. Om de mate van beïnvloeding door het zuurstofgehalte bij verschillende koolwaterstofconcentraties te testen, is een beknopt experiment uitgevoerd. De resultaten zijn weergegeven in figuur A.2.



Figuur A.2 Invloed zuurstofgehalte op de ITATOX-koolwaterstofsensoren

Uit het laboratoriumonderzoek blijkt dat de gemeten afwijkingen redelijk overeenkomen met de door de fabrikant opgegeven afwijkingen. Dit betekent dat in het meetbereik van de koolwaterstofsensoren afwijkingen tot meer dan 250% (< 5% zuurstof) kunnen voorkomen. Als met de koolwaterstofsensoren wordt gewerkt, moet dus het zuurstofgehalte worden bepaald en moet worden gecorrigeerd voor dit zuurstofgehalte.

BIJLAGE B

**DRAIN EN MONITORINGSFILTERS GEBRUIKT VOOR VELDEXPERIMENTEN**

BIJLAGE C

**VERLOOP CONCENTRATIES O<sub>2</sub>, CO<sub>2</sub>, TKW EN LUCHTVOCHTIGHEID IN  
FILTERS EN DRAIN BIJ TWEE DEBIETEN**

**ONTTREKKING MET HOOG DEBIET (78 m<sup>3</sup> uur<sup>-1</sup>)**

**Starttesten (pagina 1-3, 5-7 maart 1997)**

**Stoptesten (pagina 4-6, 7-12 maart 1997)**

**ONTTREKKING MET LAAG DEBIET ( $14 \text{ m}^3 \text{ uur}^{-1}$ )**

**Starttesten (pagina 7-9, 12-18 maart 1997)**

**Stoptesten (pagina 10-12, 18-21 maart 1997)**

BIJLAGE D

**FITTINGSPARAMETERS VAN STOP- EN STARTTESTEN**

BIJLAGE E

**MODEL TER ONDERBOUWING VAN START- EN STOPTESTEN**

## Modellering start- en stoptesten met het Simulinkmodel ONLINE

Het model ONLINE is voor de start- en stoptesten ontworpen met Simulink (Windowsversie), een toolbox van het mathematische computerprogramma MATLAB (MATRIX LABORATORY). Hieronder zijn per fase massabalansen beschreven voor zuurstof en benzine, waarbij niet-evenwichtsstofoverdrachtsprocessen de link vormen tussen de verschillende massabalansen. Aangezien een model met niet-evenwichtsstofoverdrachtsprocessen tamelijk complex wordt, wordt benzine hier als één component beschouwd.

### Massabalans voor benzine in de gasfase

$$\phi \frac{\partial (s_g C_g^i)}{\partial t} = -V_{Dg} \frac{\partial C_g^i}{\partial z} + \phi s_g \tau_g D_g \frac{\partial^2 C_g^i}{\partial z^2} + I_{gw}^i \quad (7)$$

Diffusie wordt hier buiten beschouwing gelaten, omdat die ten opzichte van de advectie slechts een zeer geringe rol speelt in het bodemluchtexttractieproces en daarnaast moeilijk is te definiëren in Simulink. Het advectieproces kan via een cascade van ideaal gemengde reactoren (CSTR's) goed worden beschreven, waarbij voor elke reactor geldt:

$$\phi \frac{\partial (s_g C_g^i)}{\partial t} = V_{Dg} \frac{(C_{gin}^i - C_g^i)}{\Delta z} + I_{gw}^i \quad (8)$$

Deze oplossing wordt in de proceskunde vaak toegepast als een benadering voor een propstroomreactor [van 't Riet, 1990]. De propstroomreactor komt in dit geval overeen met een grondkolom, waarin benzine via advectie wordt getransporteerd.

Voor benzine in de gasfase worden de volgende stofoverdrachtstermen toegepast:

$$\text{Partitie gasfase} \rightarrow \text{waterfase} : I_{gw}^i = \phi s_g \lambda_H^i (H C_w^i - C_g^i) \quad (9)$$

Substitutie van de stofoverdrachtsterm in vergelijking 2 levert de geschikte vergelijking voor Simulink op.

$$\frac{\partial C_g^i}{\partial t} = \frac{V_{Dg}}{\phi s_g} \frac{(C_{gin}^i - C_g^i)}{\Delta z} + \lambda_H^i (H C_w^i - C_g^i) \quad (10)$$

### Massabalans voor benzine in de waterfase

$$\phi \frac{\partial (s_w C_w^i)}{\partial t} = I_{wg}^i + I_{ws}^i + R_{deg} \quad (11)$$

Voor benzine in de waterfase worden de onderstaande stofoverdrachtstermen toegepast:

$$\text{Partitie waterfase} \rightarrow \text{gasfase} : I_{wg}^i = -\phi s_g \lambda_H^i (H^i C_w^i - C_g^i) \quad (12)$$

$$\text{Partitie waterfase} \rightarrow \text{vaste fase} : I_{ws}^i = \phi s_w \lambda_s^i (C_s^i / K_D^i - C_w^i) \quad (13)$$



Biodegradatie van benzine door een consortium van micro-organismen in de waterfase kan beschreven worden met behulp van 1<sup>e</sup>-ordekinetiek:

$$R_{deg} = -\phi s_w K_{deg} C_w^i C_{O_2w} \quad (14)$$

Hierbij is aangenomen dat de groei en sterfte van biomassa kunnen worden verwaarloosd.

Substitutie van de stofoverdrachtstermen en de biodegradatieterm in vergelijking 5 levert de geschikte vergelijking voor Simulink op:

$$\frac{\partial C_w^i}{\partial t} = -\frac{s_g}{s_w} \lambda_H^i (H^i C_w^i - C_g^i) + \lambda_s^i (C_s^i / K_D^i - C_w^i) - K_{deg} C_w^i C_{O_2w} \quad (15)$$

#### Massabalans voor benzine in de vaste fase

$$\rho_b \frac{\partial C_s^i}{\partial t} = I_{sw}^i \quad (16)$$

Voor benzine in de vaste fase wordt de volgende stofoverdrachtsterm toegepast:

$$Partitie\ vaste\ fase \rightarrow waterfase : I_{sw}^i = -\phi s_w \lambda_s^i (C_s^i / K_D^i + C_w^i) \quad (17)$$

Substitutie van de stofoverdrachtsterm in vergelijking 10 levert de geschikte vergelijking voor Simulink op:

$$\frac{\partial C_s^i}{\partial t} = -\frac{\phi}{\rho_b} s_w \lambda_s^i (C_s^i / K_D^i - C_w^i) \quad (18)$$

#### Massabalans voor O<sub>2</sub> in de gasfase

$$\phi \frac{\partial (s_g C_{O_2g}^i)}{\partial t} = V_{Dg} \frac{(C_{O_2gin}^i - C_{O_2g}^i)}{\Delta z} + I_{O_2gw}^i \quad (19)$$

Voor O<sub>2</sub> in de gasfase wordt de volgende stofoverdrachtsterm toegepast:

$$Partitie\ gasfase \rightarrow waterfase : I_{O_2gw}^i = \phi s_g \lambda_{H_{O_2}} (H_{O_2} C_{O_2w} - C_{O_2g}^i) \quad (20)$$

Substitutie van de stofoverdrachtsterm in vergelijking 13 levert de geschikte vergelijking voor Simulink op:

$$\frac{\partial C_{O_2g}^i}{\partial t} = \frac{V_{Dg}}{\phi s_g} \frac{(C_{O_2gin}^i - C_{O_2g}^i)}{\Delta z} + \lambda_{H_{O_2}} (H_{O_2} C_{O_2w} - C_{O_2g}^i) \quad (21)$$

#### Massabalans voor O<sub>2</sub> in waterfase

$$\phi \frac{\partial (s_g C_{O_2w}^i)}{\partial t} = I_{O_2wg}^i + R_{O_2} \quad (22)$$

Voor O<sub>2</sub> in de gasfase wordt de volgende stofoverdrachtsterm toegepast:

$$Partitie\ waterfase \rightarrow gasfase : I_{O_2wg} = -\phi s_g \lambda_{H_{O_2}} (H_{O_2} C_{O_2w} - C_{O_2g}) \quad (23)$$

Door de biodegradatie van benzine vindt O<sub>2</sub>-depletie plaats in de waterfase:

$$R_{O_2} = f_s \bullet R_{deg} \quad (24)$$

Substitutie van de stofoverdrachtsterm en de biodegradatieterm levert de geschikte vergelijking in Simulink op:

$$\frac{\partial C_{O_2w}}{\partial t} = -\frac{s_g}{s_w} \lambda_{H_{O_2}} (H_{O_2} C_{O_2w} - C_{O_2g}) - f_s K_{deg} C_w^i C_{O_2w} \quad (25)$$

### Symbolenlijst voor het model ONLINE in Simulink

S <sub>g</sub>	:	gasverzadiging	(-)
S <sub>w</sub>	:	waterverzadiging	(-)
t	:	tijd	(d)
z	:	diepte	(-)
C <sub>g</sub>	:	concentratie in de gasfase	(mg/l)
C <sub>w</sub>	:	concentratie in de waterfase	(mg/l)
C <sub>s</sub>	:	concentratie in de vaste fase	(mg/kg)
D <sub>g</sub>	:	moleculaire diffusiecoëfficiënt	(m <sup>2</sup> /d)
H	:	dimensieloze Henryconstante	(-)
I <sub>α,β</sub>	:	stofoverdrachtssnelheid met α,β=g,w,s	(kg m <sup>-3</sup> d <sup>-1</sup> )
K <sub>deg</sub>	:	biodegradatiecoëfficiënt	(d <sup>-1</sup> )
K <sub>D</sub>	:	vast-water partiticoëfficiënt	(l/kg)
V <sub>Dg</sub>	:	Darcy-snelheid	(m/d)
λ <sub>H</sub>	:	stofoverdrachtscoëfficiënt voor partitie tussen gasfase - waterfase	(d <sup>-1</sup> )
λ <sub>s</sub>	:	stofoverdrachtscoëfficiënt voor partitie tussen vaste fase - waterfase	(d <sup>-1</sup> )
ρ <sub>b</sub>	:	dichtheid van de bodem	(kg/m <sup>3</sup> )
τ <sub>g</sub>	:	tortuositeit in de gasfase	(-)
φ	:	porositeit van de bodem	(-)

### Invoergegevens

Lengte kolom	5 m	
Darcy-snelheid voor IA3		(5/0.73).0.35=2.4 m/dag
Dichtheid bodem		1.7 kg/l
Porositeit		0.35

### Stofgegevens voor benzine met xyleen als marker

Verdelingscoëfficiënt K <sub>d</sub> voor xyleen (K <sub>db</sub> )	7.037 l/kg bij fom 3%
Constante van Henry voor xyleen (H <sub>b</sub> )	0.192

Initiële concentraties benzine in de bodem

Benzine gasfase (gegeven)	5 mg/l
Benzine waterfase (berekend)	26 mg/l
Benzine vaste fase (berekend)	183 mg/kg

Stofoverdrachtscoëfficiënt waterfase - gasfase (L<sub>h</sub>) 1.10<sup>9</sup> dag<sup>-1</sup>  
 Stofoverdrachtscoëfficiënt waterfase - gasfase (L<sub>s</sub>) 1 dag<sup>-1</sup>

Waternverzadiging (Sw)	0.15/0.35
Luchtverzadiging (Sg)	0.20/0.35

**Stofgegevens zuurstof**

Biodegradatieconstante (Kdeg)	0.316 dag <sup>-1</sup>
Constante van Henry (Ho <sub>2</sub> )	25.3
Stofoverdrachtscoëfficiënt waterfase - gasfase (Lh)	1·10 <sup>9</sup> dag <sup>-1</sup>
Concentratie O <sub>2</sub> in aangezogen lucht (Co <sub>2gin</sub> )	260 mg/l = 21 %
Concentratie initieel in de bodem (Co <sub>2gini</sub> )	100 mg/l = 8 %

BIJLAGE F

**MODELLERING VAN START- EN STOPTEST BIJ VERSCHILLENDE  $L_s$**

BIJLAGE G

**MODELLERING VAN LUCHTSTROMING MET MODFLOW**

## Modellering van de instationaire luchtstroming met MODFLOW

In het driedimensionale grondwaterstromingsmodel MODFLOW wordt de onderstaande stromingsvergelijking instationair opgelost volgens de finite-differencemethode:

$$S_s \frac{\partial H}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left( K_x \frac{\partial H}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left( K_y \frac{\partial H}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left( K_z \frac{\partial H}{\partial z} \right) + W$$

Voor simulatie van luchtstroming worden de volgende aanpassingen doorgevoerd.

De luchtdoorlatendheid is ongeveer een factor 50 groter dan de waterdoorlatendheid.

$$K_{lucht} = \pm 50 \cdot K_{water}$$

De luchtdrukken die in MODFLOW worden berekend, zijn uitgedrukt in stijghoogtes (m H<sub>2</sub>O) Deze kunnen met de volgende formule worden omgerekend naar luchtdrukken (bar):

$$H = \frac{P}{\rho_w \cdot g} \wedge \Delta H = \frac{I}{\rho_w \cdot g} \Delta P$$

De bergingscoëfficiënt ( $S_s$ ) voor instationaire luchtstroming wordt als volgt berekend:

$$S_s = \frac{M \cdot \rho_w \cdot g \cdot \phi_a}{\rho_a \cdot R \cdot T}$$

### Invoergegevens MODFLOW

Lengte modelleergebied	50 m
Breedte modelleergebied	35 m
Diepte onverzadigde zone	3,5 m -mv
Celgrootte	0,5 m
Aantal kolommen	100
Aantal rijen	70
Aantal lagen	7 + 1 om constante druk aan te geven
Constante druk	10 m H <sub>2</sub> O = 1 bar luchtdruk op boven- en zijranden
Diepte drain 11	3,0 m -mv
Lengte drain 11 geperforeerd	13 m
Debiet starttest	78 m <sup>3</sup> /uur gedurende 1,8 dagen
Debiet stoptest	0 m <sup>3</sup> /uur gedurende 5 dagen
Doorlatendheid	0,5 m/d voor water = ± 25 m/d voor lucht
Terrein verhard met klinkers: doorlatendheid in toplaag	ongewijzigd

Observatiepunten	diepte	en	afstand ten opzichte van drain 11
IA3	3 m -mv		3,5 m
IB2	2 m -mv		3,0 m
IC3,5	3,5 m -mv		2,5 m
ID2	2 m -mv		1,5 m
IE2	2 m -mv		1,0 m