

RIJKSINSTITUUT VOOR
VOLKSGEZONDHEID EN MILIEU
BILTHOVEN

Rapport nr. 715201007

Alternatieve in situ bodemsaneringstechnieken

Literatuuronderzoek bij het project
In situ biorestauratie Asten.

A.J. Scheuter

september 1997

Dit onderzoek is uitgevoerd in opdracht en ten laste van het Directoraat-Generaal Milieubeheer, Directie Bodem (opdrachtbrieven DGM1264259 en DGM3004265, dd 12/10/1984 en DGM12691025, dd 26/09/1991), projectnummer 715201 (eerder projectnummer 715202).

VERZENDLIJST

1 t/m 4	Directeur van de directie Bodem - mr. A.B. Holtkamp
5	plv. Directeur-Generaal Milieubeheer - dr.ir. B.C.J. Zoeteman
6 t/m 10	Dhr. R.E. Bol, Mobil Oil B.V.
11 t/m 13	Ing. J.J.M. Baltussen, Iwaco
14	Ing. J. Smittenberg, Iwaco
15	Ir. W. van de Kerkhof, Miltop
16	Dhr. H.J.J. Lucius, Heijmans Milieutechniek B.V.
17	Mw. M. Akkers, Heijmans Milieutechniek B.V.
18	Dhr. Stilkenboom, Milieutechniek 2000
19	Ir. D.H. Eikelboom, TNO-IMW
20	Ing. A. van Lier, Gemeenschappelijke Technische Dienst O-Brabant
21	Dr. D. Janssen, R.U. Groningen afdeling Biochemie
22 t/m 24	Ing. A. Glissenaar, Interlox Chemie B.V.
25	Dhr. W. van Eck, Gemeente Asten
26	Ir. F.A.M. Swinkels, Inspectie Milieuhygiëne Eindhoven
27	Ing. T.P.J. van Lamoen, PWS Noord-Brabant
28 t/m 32	P. Banens, Provincie Noord-Brabant
33	Drs. G. Krajenbrink, Stichting Waterleidinglaboratorium Oost
34	Depot Nederlandse publikaties en Nederlandse bibliografie
35	Directie RIVM
36	Ir. F. Langeweg
37	Dr. H.A. van 't Klooster
38	Ir. E.R. Soczo
39	Dr.ir. F.A. Swartjes
40	Dr. J.I. Freijer
41	Drs. M.F.W. Waitz
42	Ir. H.J. van de Wiel
43	Drs. A.K.D. Liem
44	Mw.ir. H. van de Weerd
45 t/m 50	Auteurs
51 t/m 56	Afdelingshoofden LBG
57	Bureau Projecten- en Rapportenregistratie
58	Hoofd Bureau Voorlichting en Public Relations
59	RIVM bibliotheek
60 t/m 81	Reserve ten behoeve van Bureau Rapportenbeheer

INHOUDSOPGAVE

VERZENDLIJST	3
LIJST VAN TABELLEN	4
LIJST VAN FIGUREN	4
SUMMARY	5
SAMENVATTING	6
1 INLEIDING	7
1.1 Waterafgiftesystemen	7
1.2 Nadelen peroxydedosering	7
1.3 Zuurstoftoevoer via injectie van lucht	8
2 PRINCIPE VAN DE TECHNIEKEN	10
2.1 Bodemventilatie en bodemluchtexttractie	10
2.2 Bioventing	10
2.3 Persluchtinjectie	11
2.4 Combinatie	12
3 RESULTATEN	13
3.1 Bodemventilatie en bodemluchtexttractie	13
3.2 Bioventing	14
3.3 Persluchtinjectie	15
3.4 Injectie van waterstofperoxyde	16
4 KOSTEN	18
5 ALTERNATIEVEN VOOR ASTEN	20
5.1 Keuze alternatieve techniek	20
5.2 Toepassing: bioventing met verlaging grondwaterspiegel	21
5.2.1 Systeem	21
5.2.2 Aandachtspunten	22
5.2.3 Verwacht eindresultaat	22
5.3 Toepassing: 'Natural attenuation' na intensieve in situ reiniging	24
5.3.1 Start intrinsieke sanering	24
5.3.2 Aandachtspunten	25
5.3.3 Verwacht eindresultaat	26
6 CONCLUSIES	30
LITERATUUR	33
BIJLAGE 1 Prognose gehalteverloop van benzine en minerale olie indien na 1200 dagen overgegaan wordt op intrinsieke sanering, waarbij alle gemeten haltes meegenomen zijn in de berekening.	36
BIJLAGE 2 Prognose gehalteverloop van benzine en minerale olie indien na 1200 dagen overgegaan wordt op intrinsieke sanering, waarbij de gemeten gehalten tot en met 1206 dagen meegenomen zijn in de berekening.	38

LIJST VAN TABELLEN

Tab.nr.	Titel	Pag.
1	Kosten verschillende in situ technieken voor een zwaar verontreinigde locatie.	19
2	Prognose voor de saneringsduur [dagen] tot streefwaardeniveau, berekend met een tweede-orde-regressie op basis van alle gemeten gehalten.	27
3	Tijdsintervallen [dagen] waarbinnen met een kans van 95% de streefwaarden bereikt zullen worden voor regressie op basis van alle metingen.	28
4	Samenvatting resultaten uit de literatuur vermeld in Hst. 3.	31
b1	Prognose voor de saneringsduur [dagen] tot streefwaardeniveau, berekend met een tweede-orde-regressie op basis van de gemeten gehalten tot 1206 dagen na de start.	38
b2	Tijdsintervallen [dagen] waarbinnen met een kans van 95% de streefwaarden bereikt zullen worden voor regressie op basis van de metingen tot 1206 dagen na de start.	38

LIJST VAN FIGUREN

Fig.nr.	Titel	Pag.
1	Massabalans van de in situ sanering met waterstofperoxyde te Asten.	25
b1a,b,c	Prognoses voor het gehalteverloop van benzine in de lagen 250 tot 300, 300 tot 350 en 350 tot 400 cm-maaiveld, met daarin weergegeven de voor de berekening gebruikte metingen en de 95%-betrouwbaarheidsintervallen.	36
b2a,b,c	Prognoses voor het gehalteverloop van minerale olie in de lagen 250 tot 300, 300 tot 350 en 350 tot 400 cm-maaiveld, met daarin weergegeven de voor de berekening gebruikte metingen en de 95%-betrouwbaarheidsintervallen.	37
b3a,b,c	Prognoses voor het gehalteverloop van benzine in de lagen 250 tot 300, 300 tot 350 en 350 tot 400 cm-maaiveld, met daarin weergegeven de voor de berekening gebruikte metingen en de 95%-betrouwbaarheidsintervallen.	39
b4a,b,c	Prognoses voor het gehalteverloop van minerale olie in de lagen 250 tot 300, 300 tot 350 en 350 tot 400 cm-maaiveld, met daarin weergegeven de voor de berekening gebruikte metingen en de 95%-betrouwbaarheidsintervallen.	40

SUMMARY

In the development of in situ remediation most of the focus used to be on techniques using infiltration water to supply oxygen to the location. Later, techniques were developed in which soil was flushed with air to enhance the oxygen availability for microorganisms. The aim of the study reported here was to examine the results of remediation where soil is flushed with air, as reported in the literature, and to examine the costs of such remediation techniques. Furthermore, comparisons are made with water supply systems using, in particular, hydrogen peroxide, e.g. the bioremediation in Asten (Noord-Brabant).

The remediation techniques which use air to supply oxygen to the soil are soil ventilation, soil vapour extraction, bioventing and air sparging. Soil ventilation and soil vapor extraction are physical remediation techniques that can be employed only in the vadoze zone to remove low molecular organic pollutants. Bioventing removes mainly pollutants by microbiological conversions in the vadoze zone. Air sparging can be employed only in the saturated zone, where the pollutants can be stripped by air as well as converted by microorganisms.

In general, these techniques are used on sandy soils, which are very permeable. The whole range of hydrocarbons can be remediated. As reported in the literature, remediation operations lasted for two years. High removal rates, up to $20 \text{ mg.kg}^{-1} \text{ soil.day}^{-1}$, were reached at some sites. No mention was made in the literature of the remaining levels of pollution drop to target-value level. Although sometimes only 5% of the original amount of pollution remains in the soil, the lowest levels obtained are found just below the former B value. Therefore the remediation levels reached should always be viewed in connection with the remediation time and the amount of pollution originally present.

At the remediation site in Asten lower remaining levels were obtained after a longer remediation time, where a water supply system with hydrogen peroxide dosing is used as the remediation technique. This location could probably also be remediated by a bioventing technique if the groundwater table were lowered. The remediation time would probably be shorter because oxygen would be available to a greater extent. However, it is expected that the final pollution levels in the soil would be higher. Due to the lower soil-water content in the pores, the mineralization process will terminate earlier. It is possible that these results would not be obtained in the vicinity of the groundwater table.

Another possibility besides bioventing would be natural attenuation, applied after the contamination levels had been lowered with an active remediation technique. Using this technique one can expect the Dutch target values to be reached, but only after a very long remediation time.

Futhermore, bioventing has been shown to be the most cost-effective remediation technique of the different techniques available.

SAMENVATTING

Bij de ontwikkeling van in situ saneringen is in de eerste plaats de aandacht gericht op technieken waarbij zuurstof, opgelost in infiltratiewater aan de locatie werd toegevoegd. Pas in een later stadium zijn ook technieken ontwikkeld waarbij de bodem doorspoeld wordt met lucht om de beschikbaarheid van zuurstof voor micro-organismen te verhogen. Het doel van deze rapportage is aan de hand van gegevens uit de literatuur de resultaten en kosten van praktijksaneringen te onderzoeken, waarbij de bodem doorstroomd werd met lucht. Tevens worden vergelijkingen gemaakt met waterafgiftesystemen, waarbij waterstofperoxyde toegepast is, zoals bij de biorestauratie in Asten.

De saneringstechnieken waarbij zuurstof via de lucht aan de bodem wordt toegevoerd, zijn bodemventilatie, bodemluchtextractie, bioventing en persluchtinjectie. Bodemventilatie en bodemluchtextractie zijn fysische saneringstechnieken die alleen toegepast kunnen worden in de onverzadigde zone om laag moleculaire organische verontreinigingen te verwijderen. Bij bioventing wordt de verontreiniging hoofdzakelijk via microbiologische omzettingen in de onverzadigde zone verwijderd. Perslucht wordt daarentegen in de verzadigde zone geïnjecteerd waarbij de verontreiniging zowel kan vervluchtigen als door micro-organismen worden omgezet.

De locaties, waarop deze technieken toegepast worden, zijn over het algemeen goed doorlaatbare zandgronden. De verontreiniging die zich op deze locaties bevond, besloeg het hele scala koolwaterstoffen. Uit de resultaten die in de literatuur gevonden werden, blijkt dat de saneringen over het algemeen zo'n twee jaar in bedrijf gehouden worden. In sommige gevallen worden hoge verwijderingssnelheden (tot ongeveer $20 \text{ mg.kg}^{-1} \text{ grond.dag}^{-1}$) bereikt. Nergens in de literatuur wordt vermeld dat de streefwaarden behaald konden worden. Hoewel een enkele keer slechts 5% van de oorspronkelijke verontreiniging achterblijft in de bodem, liggen de laagst behaalde restgehalten juist onder de oude B-waarden. De behaalde terugsaneerwaarde moet altijd gezien worden in relatie tot de saneringsduur en de oorspronkelijk aanwezige hoeveelheid verontreiniging.

Bij de sanering in Asten zijn lagere restgehalten behaald, maar na een langere saneringsduur. Deze locatie had waarschijnlijk ook gesaneerd kunnen worden met behulp van bioventing, waarbij de grondwaterspiegel verlaagd had moeten worden. Waarschijnlijk zou de saneringsduur korter zijn geweest omdat zuurstoflimitering een kleinere rol zou hebben gespeeld. Verwacht wordt echter dat de uiteindelijke restgehalten hoger zouden liggen. Door het lagere vochtgehalte in de poriën zou het mineralisatieproces eerder stoppen. Mogelijk zou de ligging van de grondwaterspiegel ook van invloed op het saneringsresultaat zijn.

Een andere mogelijkheid zou toepassing van natural attenuation, een intrinsieke sanering, zijn, nadat de gehalten aanzienlijk verlaagd zouden zijn via actieve sanering. Verwacht wordt dat hiermee de streefwaarden behaald zouden kunnen worden, maar na een zeer lange saneringsduur.

Indien de kosten van de verschillende technieken onderling vergeleken worden, blijkt bioventing de meest kosteneffectieve saneringstechniek te zijn.

1 INLEIDING

In situ technieken voor de verwijdering van verontreiniging uit bodem en grondwater hebben als voordeel boven andere technieken dat geen afgraving van de locatie plaatsvindt. Micro-organismen ter plaatse breken de verontreiniging af tot onschadelijke producten, waarbij zuurstof verbruikt wordt. Zuurstof is in de bodem niet in voldoende mate aanwezig en zal via infiltratie van water in opgeloste vorm of via een luchtfase aan de bodem toegevoerd moeten worden. Bij de ontwikkeling van in situ technieken is men eerst gericht geweest op waterafgiftesystemen. Pas in een later stadium werd doorstroming van de bodem met lucht onderzocht.

1.1 Waterafgiftesystemen

Bij waterafgiftesystemen zijn enorme hoeveelheden water nodig om voldoende zuurstof naar de verontreinigingsvlek te kunnen transporteren. Water, in evenwicht met lucht, bevat ongeveer 10 mg.l^{-1} zuurstof. Voor de afbraak van 1 kg koolwaterstoffen zou 340.000 kg water naar de locatie getransporteerd moeten worden. Deze hoeveelheid kan verminderd worden door zuivere zuurstof op te lossen in het infiltratiewater. Een zuurstofconcentratie van 40 mg.l^{-1} is dan haalbaar en ongeveer 85.000 kg water is nodig voor de afbraak van 1 kg koolwaterstoffen. Wanneer een oplossing met 500 mg.l^{-1} waterstofperoxyde toegevoerd wordt, is de benodigde hoeveelheid water om 1 kg koolwaterstof af te breken ongeveer 15.000 kg. Hoewel al veel minder water getransporteerd hoeft te worden, is dit nog steeds een grote hoeveelheid.

Voor een goede verdeling van de met water meegevoerde zuurstof is uniforme grondwaterstroming door het grondpakket noodzakelijk. Geologische heterogeniteiten op een locatie verhinderen dit echter in de meeste gevallen. Het water stroomt door de meest doorlaatbare gedeelten in de grond, van waaruit secundaire diffusie van zuurstof naar de minder doorlaatbare gedeelten plaatsvindt.

In maart 1990 werd op een locatie te Asten (Noord-Brabant) een biorestauratieproject gestart. De locatie was verontreinigd met minerale-oliecomponenten en de vlek lag gedeeltelijk in de verzadigde zone. Het doel was bodem en grondwater te reinigen tot streefwaardeniveau. De sanering werd zes jaren later, in mei 1996 beëindigd. Hoewel de streefwaarden op dit moment nog niet bereikt werden, is meer dan 97% van de verontreiniging van de locatie verwijderd. Extra zuurstof werd aan de bodem toegevoegd door waterstofperoxyde op te lossen in het infiltratiewater. De resultaten van de sanering zijn uitgebreid gerapporteerd door Scheuter et al. (1997).

1.2 Nadelen peroxydedosering

Aan het gebruik van waterstofperoxyde als zuurstofdrager kleven nadelen, waardoor problemen kunnen ontstaan bij de uitvoering van een sanering. Ook op de locatie in Asten ontstonden enkele problemen (zie Scheuter et al., 1997). Ten eerste werd de waterstofperoxyde hier in de onverzadigde zone geïnfilteerd. Hierdoor kon de ontlede zuurstof eenvoudig ongebruikt uit de bodem ontwijken. Het rendement in het zuurstofverbruik is hierdoor lager geworden.

Ten tweede was de peroxyde al ontleed op het moment van infiltratie. Superversadiging van het infiltratiewater met zuurstof (>50 mg/l) kan hierdoor optreden, dat ontgassing kan veroorzaken. Gasblokkering en verstopping van de injectiepunten is dan niet meer te voorkomen. Dat dit probleem ook optrad in Asten bleek uit een verlaging van het infiltratiedebiet. Aan het begin van de sanering was experimenteel gevonden dat de peroxyde pas na ongeveer twintig minuten in de bodem volledig ontleed was. Enige tijd na de start kon echter bij metingen geen waterstofperoxyde direct onder de drains worden aangetoond.

Er is onderzoek verricht naar de oorzaken van de steeds snellere peroxyde-ontleding. Lawes (1991) kon geen correlatie vinden tussen bodemkarakteristieken en ontledingssnelheden bij een onderzoek in een groot aantal verschillende bodems. Hinchee en Downey (1988) vonden dat de ontledingssnelheid verhoogd werd als gevolg van de populatiegroei van catalase-uitscheidende micro-organismen. Het enzym catalase vergemakkelijkt de ontleding van waterstofperoxyde en wordt door de micro-organismen geproduceerd om ophoping van deze component in het celmateriaal tegen te gaan. Het gebruik van waterstofperoxyde wordt dus bemoeilijkt door de micro-organismen, die bij infiltratie van peroxyde juist gebaat zijn.

De toxiciteit van waterstofperoxyde voor de micro-organismen kan tevens een probleem zijn, vooral bij micro-organismen die geen catalase produceren. De meeste micro-organismen kunnen zich echter aan concentraties tot 2000 mg.l⁻¹ aanpassen (Brown en Norris, 1994).

Tenslotte is waterstofperoxyde een dure component. Indien grote hoeveelheden nodig zijn, kunnen de saneringskosten hoog oplopen.

Bij toekomstige saneringen waarbij waterstofperoxyde als zuurstofdrager toegepast zal worden, zal rekening moeten worden gehouden met bovenstaande problemen.

Op het moment dat het biorestauratieproject in Asten opgestart werd, was nog zeer weinig onderzoek gedaan naar de haalbaarheid van in situ saneringen. De toepassing van waterstofperoxyde als zuurstofdrager was een innovatieve methode. De verwachtingen ten aanzien van de te bereiken restgehaltenes en de benodigde saneringsduur waren hoog gespannen.

Aan doorstroming met lucht werd nog niet gedacht als effectieve saneringsmogelijkheid. Nu, zeven jaar later, bij de afronding van het project, wordt bij veel in situ saneringen zuurstof aan de bodem toegevoerd via de luchtfase.

1.3 Zuurstoftoevoer via injectie van lucht

Bij een systeem dat ingebrachte lucht gebruikt om de microbiële afbraak van koolwaterstoffen in de onverzadigde zone te verhogen, zijn veel kleinere hoeveelheden lucht nodig: de stoëchiometrische massaverhouding van lucht tot koolwaterstof is bij benadering 15:1, terwijl dit voor water tot koolwaterstof meer dan 15.000:1 is. Bovendien diffundeert zuurstof in de gasfase veel gemakkelijker en sneller dan in de vloeistoffase; de effectieve diffusiecoëfficiënt is in lucht ongeveer 10.000 keer hoger dan in water. Hierdoor zal de zuurstof ook verder in de verontreinigingsvlek doordringen.

Het doorstromen van de grond met lucht lijkt dus een kosteneffectief alternatief te zijn in vergelijking met conventionele waterafgiftesystemen. Lucht kan zowel in de met water verzadigde als in de onverzadigde zone ingebracht worden.

De meest belangrijke alternatieve technieken zijn bodemventilatie, bodemluchtexttractie, bioventing en persluchtinjectie. Bodemventilatie, bodemluchtexttractie en bioventing kunnen alleen in de onverzadigde zone toegepast worden, terwijl persluchtinjectie ook in de verzadigde zone toegepast kan worden. Hieronder wordt kort het principe van de vier technieken beschreven waarna een vergelijking in de kosten volgt en enkele praktijkresultaten die in de literatuur vermeld zijn. Tevens wordt bekeken of toepassing van een dergelijk systeem op de locatie in Asten tot betere resultaten voor wat betreft de te behalen restgehaltenes en saneringsduur, zou hebben geleid. In dit verband wordt ook nader ingegaan op de voordelen van in situ biorestauratie met behulp van waterstofperoxyde.

2 PRINCIPE VAN DE TECHNIEKEN

2.1 Bodemventilatie en bodemluchtextractie

Bodemventilatie is een techniek waardoor vooral laag moleculaire organische verontreinigingen uit de onverzadigde zone verwijderd kunnen worden. Dit gebeurt hoofdzakelijk door op de locatie stroming van lucht te bewerkstelligen. Hierdoor kan vervluchtiging van met name deze laag moleculaire organische componenten optreden. Stroming van lucht door de verontreinigde zone wordt tot stand gebracht door de toepassing van vacuumdruk in het centrum van de verontreinigingsvlek en lucht inlaten aan de rand van de vlek. Bodemventilatie is primair een fysische saneringstechniek, gelimiteerd door diffusie.

Bodemluchtextractie verschilt niet veel van bodemventilatie en is waarschijnlijk de populairste in situ techniek. Bodemventilatie is passief, terwijl bodemluchtextractie actief is. Bij bodemventilatie wordt via het doorspoelen met lucht van de onverzadigde fase de verontreiniging 'hopelijk' overgebracht naar de atmosfeer of een luchtbehandelingsinstallatie. Bij bodemluchtextractie wordt actief een luchtstroming ingesteld in de onverzadigde zone. Evenals bij bodemventilatie kan gelijktijdig biodegradatie optreden indien voldoende zuurstof aanwezig is.

Voor deze technieken moeten luchtextractie-, luchtinjectie- en monitoringfilters geplaatst worden in de ondergrond, en een off-gas behandeling indien noodzakelijk. Bij een optimaal ontwerp is de invloedsstraal van de extractieputten zodanig dat de bodem volledig geventileerd is en stagnante fasen niet aanwezig zijn. Vervluchtiging van de verontreiniging zal in de tijd afnemen doordat de verontreiniging geadsorbeerd is aan de bodemmatrix of opgelost in het bodemwater. Het uitwisselingsproces neemt meer tijd in beslag dan de afvoer van vervluchtigde componenten (diffusielimitering). In zo'n geval kan intermitterend pompen de efficiency van de techniek verhogen.

Om de microbiologische activiteit te verhogen zou de hoeveelheid substraat die onttrokken wordt door vervluchtiging geminimaliseerd moeten worden. Dit is het basisprincipe van het gemodificeerde bodemventilatie-proces: bioventing.

2.2 Bioventing

In tegenstelling tot bodemventilatie en -luchtextractie, wordt bij bioventing getracht de verontreinigingen via microbiologische afbraak uit de bodem te verwijderen. Het doel is dus in de eerste plaats zuurstoftoevoer om de activiteit van de micro-organismen te stimuleren. Vervluchtiging kan ook optreden, maar is niet het belangrijkste verwijderingsproces. Via bioventing kan een breder scala aan verontreinigingen verwijderd worden dan bij bovenstaande twee technieken; niet alleen vluchtige stoffen, maar ook microbiologisch afbreekbare componenten kunnen verwijderd worden.

Evenals bij de andere technieken bepalen permeabiliteit en vochtgehalte van de bodem, diepte van het grondwater, soort verontreiniging en de ligging van de locatie of met deze methode de locatie gereinigd kan worden. Bioventingsystemen zijn technisch gezien complexer, maar de verontreiniging wordt volledig omgezet in onschadelijke producten, terwijl deze bij bodemventilatie alleen wordt overgebracht naar de atmosfeer.

Bij praktijksaneringen waarbij bodemventilatie, -luchtexttractie of bioventing toegepast wordt, blijkt over het algemeen dat de bodem in diepere lagen, dicht bij de grondwaterspiegel slechter gereinigd kan worden. Dit wordt veroorzaakt door het verhoogde vochtgehalte in de capillaire zone, waar de luchtpermeabiliteit afneemt zodat zowel bodemventilatie als bioventing in deze zone minder efficiënt worden.

2.3 Persluchtinjectie

Persluchtinjectie (air sparging) wordt toegepast indien de verontreiniging zich in de verzadigde zone bevindt. Het is een techniek waarbij lucht wordt geïnfiltrerd in het verzadigde regime van de bodem door deze op voldoende hoge druk te brengen. Wanneer de lucht zich een weg naar boven baant door het grondwater, kan de verontreiniging vervluchtigen en zo naar de onverzadigde zone getransporteerd worden. Tegelijkertijd kan zuurstof oplossen in het grondwater en door de micro-organismen gebruikt worden voor de mineralisatie van de verontreiniging. Persluchtinjectie wordt bijna altijd toegepast in combinatie met bodemluchtexttractie om de vervluchtigde componenten uit de bodem te verwijderen. Om migratie van deze componenten te voorkomen, moet meer lucht onttrokken worden dan geïnjecteerd.

Het systeem wordt zodanig ontworpen dat de zuurstof uniform door het gehele gebied verspreid kan worden. In vergelijking met het injecteren van zuurstofrijk water is deze techniek effectiever en eenvoudiger uit te voeren. Bovendien kan het systeem relatief goedkoop geïmplementeerd en in bedrijf gehouden worden.

Hoewel met een hoger persluchtdebiet meer zuurstof aan de bodem toegevoerd wordt en het omzettingsproces sneller zal verlopen, kan dit debiet niet ongelimiteerd opgevoerd worden. Voor hogere debieten zijn hogere overdrukken nodig. De benodigde overdruk is bovendien afhankelijk van de diepte van het injectiepunt onder de grondwaterspiegel. Bij het systeemontwerp kan hiermee rekening gehouden worden. Bij hoge luchtdebieten kan fluïdisatie van de bodem optreden. Dit is vooral een gevaar indien fijn zand op de locatie aanwezig is. Fluïdisatie van de bodem houdt in dat de ondergrond zich als een vloeistof gaat gedragen. Hogere persluchtdebieten hebben kleinere diffusiegradiënten tot gevolg. De invloedzone van de injectiepunten wordt hierdoor dus verlaagd. Bovendien veroorzaken hoge persluchtdebieten volatilisatie, waardoor de verontreiniging in de atmosfeer kan verdwijnen, en wordt de biodegradatie niet bevorderd.

De toepassing van persluchtinjectie kan ook een grondwaterstandsverhoging tot gevolg hebben. Dit is een drijvende kracht achter afstroming van het grondwater van de locatie. In enkele praktijkgevallen werd melding gemaakt van verspreiding van de verontreinigingen ten gevolge hiervan.

De geïnjecteerde lucht beweegt zich vaak door de waterverzadigde bodem via kanalen in plaats van in luchtbellen (Ji et al., 1993; Johnson et al., 1993). Deze kanalen zijn stabiel en veranderen niet in de tijd of met een variërend debiet. De verontreinigde grond in de omgeving van de kanalen is goed belucht, terwijl op andere plaatsen in de bodem nauwelijks zuurstof beschikbaar is, afhankelijk van het diffusieproces. Alleen de verontreiniging dicht bij de beluchte kanalen kan nu verwijderd worden. Dit probleem zou gedeeltelijk opgelost kunnen worden door de druk in de luchtkanalen te veranderen.

Hierdoor zal de diameter van de kanalen veranderen, wat grondwaterstroming tot gevolg zou kunnen hebben. Het staat echter nog niet vast dat dit effect ook werkelijk optreedt.

Indien de lucht zich in luchtbellen door de bodem zou bewegen, zou in hoge mate interactie tussen grondwater en lucht optreden. Bovendien zou hierdoor advectieve grondwaterstroming optreden.

Stroming van lucht door de verzadigde zone is zeer gevoelig voor de bodemstructuur. Een vereiste is dat de bodem zeer goed doorlatend is. Problemen doen zich voor indien de bodem gestratificeerd is, indien ondoorlaatbare laagjes in de bodem aanwezig zijn. Het gebiedje direct boven een laag met een lage permeabiliteit zal niet bereikt worden door de geïnjecteerde lucht. Dit is in beeld gebracht in een laboratoriumonderzoek van Ji et al. (1993).

Hoewel het hele scala van organische verontreinigingen met behulp van persluchtinjectie gesaneerd kan worden, worden over het algemeen betere resultaten behaald bij de verwijdering van gechloreerde oplosmiddelen dan van minerale olie (Bass en Brown, 1997). Minerale-olieverontreinigingen vereisen een hogere dichtheid van injectiepunten. Het welslagen van een persluchtinjectieproject is ook afhankelijk van de fase waarin de verontreiniging aanwezig is; is deze voor het grootste deel in opgeloste vorm aanwezig dan worden hogere verwijderingspercentages gevonden dan wanneer het geadsorbeerd is aan de bodemmatrix.

Na het beëindigen van een sanering kan nalevering optreden. Na enkele maanden zijn de concentraties in het grondwater dan opnieuw zo hoog dat sanering noodzakelijk is. Verhoging van de grondwaterspiegel, waardoor het grondwater opnieuw in contact komt met geadsorbeerde verontreiniging, lijkt nalevering in de hand te werken.

De monitoring van persluchtinjectie-projecten geschiedt over het algemeen via conventionele waarnemingsfilters. De geïnjecteerde lucht vindt echter makkelijk zijn weg naar boven via deze filters. Hierdoor zijn de gemeten concentraties aan verontreiniging en zuurstof niet altijd representatief voor het omringende grondwater. Nieuwe monitoringtechnieken zullen ontwikkeld moeten worden om effectieve monitoring mogelijk te maken.

2.4 Combinatie

Voor het reinigen van zowel onverzadigde als verzadigde bodems worden bovenstaande methoden ook in combinatie toegepast. Zo is reeds genoemd dat persluchtinjectie vaak in een geïntegreerd systeem toegepast wordt met bodemluchtexttractie. Infiltratie van waterstofperoxyde wordt vaak toegepast in combinatie met grondwateronttrekking en bodemluchtexttractie. In de literatuur worden deze combinaties vermeld door onder andere Lee en Raymond (1991), Norris en Dowd (1993) en Brown et al. (1991).

Leeson et al. (1993) gebruikten luchtinjectie onder de grondwaterspiegel om de luchtstroming in de onverzadigde zone voor bioventing te verbeteren. Goede resultaten werden hiermee bereikt. Persluchtinjectie blijkt dus een efficiënte methode om luchtstroming in de onverzadigde zone nabij de grondwaterspiegel te veroorzaken, waar processen minder effectief verlopen vanwege het hoge vochtgehalte in de poriën.

3 RESULTATEN VAN SANERINGEN

In de literatuur kunnen veel artikelen gevonden worden over bovengenoemde saneringstechnieken. Er wordt echter van weinig praktijksituaties melding gemaakt. Bovendien zijn de beschikbare artikelen en rapporten vaak slecht gedocumenteerd; de benodigde informatie over begin- en eindgehalten, bodemsoort, grondwaterstand, saneringsduur, etc. kan niet altijd eenvoudig hieruit gedestilleerd worden.

In onderstaande paragrafen worden enkele resultaten uit de literatuur besproken.

3.1 Bodemventilatie en bodemluchtexttractie

Bodemventilatie is in de praktijk niet veel toegepast als saneringstechniek. Al in een vroeg stadium van de ontwikkeling van deze techniek is overgestapt naar de actievere variant bodemluchtexttractie of probeerde men gelijktijdig de microbiële afbraak te stimuleren door bioventing toe te passen. Toch werden waardevolle resultaten verkregen uit praktijksituaties die toegepast konden worden bij bodemluchtexttractie of bioventing.

Crow et al. (1987) bestudeerden op een locatie verontreinigd met benzine het effect van de stroomsnelheid van lucht op de verwijderingssnelheid. Grotere reducties in de bodemluchthaltes werden gevonden in de gebieden waar lucht met een hogere snelheid verpompt werd.

Fall en Pickens (1988) voerden gelijksoortige experimenten uit en vonden dat een systeem waarbij gepulseerde bodemventilatie wordt toegepast het rendement verhoogt en de verwijdering van koolwaterstoffen maximaliseert binnen een bepaalde tijd.

Al sinds 1988 worden er in Nederland bodemluchtexttractie-saneringen uitgevoerd. Vooral verontreinigingen met chloorkoolwaterstoffen en andere vluchtige organische componenten zijn met behulp van deze techniek uit bodem en grondwater verwijderd (Dienst Wamil, 1988; de Ruiter MT, 1993). In sommige gevallen was al getracht de locatie te reinigen met behulp van grondwateronttrekking, maar werd overgeschakeld op deze techniek om betere resultaten te verkrijgen. Het saneringsdoel is telkens de oude B-waarde omdat de streefwaarden erg moeilijk te bereiken blijken te zijn.

In opdracht van het Ministerie van Defensie werd op een vliegbasis een bodemluchtexttractie uitgevoerd. Doel van de sanering was een zo maximaal mogelijke verwijdering van de in de onverzadigde zone aanwezige koolwaterstoffen. Met behulp van een viertal afzuigfilters werd een debiet van ongeveer $100 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ bodemlucht onttrokken.

Aan het begin werden in de bodemlucht gehalten tot $12.000 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$ verontreiniging aangetroffen. Na anderhalf jaar saneren werd een eindwaarde van $40 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$ aan koolwaterstoffen in de bodemlucht bereikt. In totaal is ongeveer 380 kg verontreiniging uit de bodem verwijderd.

De totale kosten van de sanering bedroegen ongeveer f 90.000,= (excl. BTW) Als ervan wordt uitgegaan dat 600 m^2 grond over een diepte van 1,5 verontreinigd was, dan is ongeveer 1500 ton gereinigd. De reinigingskosten bedroegen dus ongeveer f 45,= per ton grond.

Op een locatie in noordwest Wisconsin verontreinigd met benzine (Hickey, 1995) werd de bodem gedurende 180 dagen doorspoeld met lucht. De gehalten in de bodemlucht waren nadien zeer laag geworden. Om deze reden werd het systeem stilgelegd zodat de evenwichten zich opnieuw konden instellen. De gehalten in de bodemlucht namen echter niet veel toe. Het systeem werd weer gestart na 387 dagen en 75 dagen in bedrijf gehouden, waarna de gehalten weer zo laag werden dat voortzetting niet zinvol was. Gedurende 462 dagen zijn veranderingen in bodemtemperatuur, vochtgehalte, gehalten aan verontreiniging in zowel de vaste als de gasfase, atmosferische gassen (CO₂, O₂ en N₂), nutriënten en microbiologische populaties gemeten.

Uit de resultaten volgt dat ongeveer 400 kg benzine uit de bodem verwijderd werd door bodemluchtextractie gedurende 180 dagen. Tijdens de tweede extractieperiode vervluchtigde nog een kleine hoeveelheid benzine uit de bodem. De uiteindelijk behaalde benzinegehalten in de bodem werden niet vermeld.

Zowel in dit onderzoek als in die van Hinchee et al. (1991) en Miller et al. (1991) werd geconstateerd dat de microbiële activiteit afneemt als gevolg van bodemluchtextractie. Dit is in tegenstelling met de resultaten van Van Eijk (1994), die stelt dat vervluchtiging van de verontreiniging de microbiologische activiteit verhoogt.

Een afname in de microbiële activiteit zou verklaard kunnen worden door een verlaging in de beschikbaarheid van benzinecomponenten en het verminderde vochtgehalte in de bodem. Door het optreden van vervluchtiging wordt de fractie aan zwaardere, niet-vluchtige koolwaterstoffen groter, die niet of nauwelijks gemineraliseerd kunnen worden door de micro-organismen.

3.2 Bioventing

In 1991 werd bioventing nog als een nieuw opkomende techniek gezien, terwijl het in 1993 een zich gevestigde, succesvolle techniek is. Vanaf deze tijd worden ook locaties in een koud klimaat of waarbij de verontreiniging zich op grote diepte bevindt, gesaneerd met behulp van deze techniek. In het eerste geval wordt bioventing gecombineerd met actieve opwarming van de locatie door het rondpompen van warm water in een ondergronds buizensysteem. Leeson et al. (1993) onderzochten de haalbaarheid van bioventing met actieve opwarming op een locatie in Alaska. Hier bleek zelfs gedurende de winterperiode de biodegradatiesnelheid relatief hoog te blijven.

Bulman en Newland (1993) ontwierpen en testten een bioventingsysteem voor de behandeling van een locatie (50 x 50 m²) in Marshalling Yard, Australië die verontreinigd was met 50.000 l diesel (gehalte ongeveer 15 g.kg⁻¹ droge stof) tot een diepte van 350 cm in de bodem.

De grootste hoeveelheid aan diesel (55%) werd verwijderd bij het afpompen van de drijfslag gedurende vijftien maanden. Door alleen bodemventilatie toe te passen over een periode van zes maanden werden de gehalten aan diesel in de bodem gemiddeld met 13% verlaagd. Ventilatie met dosering van nutriënten gedurende de volgende zes maanden resulteerde in een verdere reductie van 18% ten opzichte van de begingehalte (50% ten opzichte van het gehalte na het afpompen van het vrije produkt). De gemiddelde snelheid waarmee de koolwaterstoffen uit de bodem verwijderd werden, was hierbij hoger dan in de periode zonder dosering van nutriënten. Verwacht werd dat binnen nog eens twaalf maanden gehalten in de bodem bereikt zouden zijn van 1,5 g.kg⁻¹ droge stof.

Van Eijk (1994) beschrijft de resultaten van een demonstratieproject in Nederland bij een benzinepomp, waarbij zowel bodemventilatie als bioventing toegepast werd. Na twee jaar was ongeveer 800 kg koolwaterstoffen uit de bodem verdwenen door vervluchtiging, waarvan het grootste deel al na 67 weken verwijderd was (785 kg). Ongeveer 572 kg is door biologische omzettingen verwijderd. Dit was na 67 weken nog slechts 430 kg. In de lagen dicht onder het maaiveld werden aan het begin gehalten aan minerale olie gevonden van gemiddeld 110 mg.kg^{-1} droge stof. Na twee jaar werden hier achtergrondswaarden bereikt. In de laag van 150 tot 200 cm-maaiveld was na deze tijd nog 2000 mg.kg^{-1} droge stof aan minerale olie te vinden, waarvan het begingehalte op $57.000 \text{ mg.kg}^{-1}$ droge stof lag. Verwacht werd dat de achtergrondswaarden hier na nog een jaar bereikt zouden worden.

In de opgepompte lucht was het zuurstofgehalte duidelijk lager, waaruit geconcludeerd werd dat microbiologische omzettingen werkelijk optraden. Geconcludeerd werd dat de vervluchtiging van verontreiniging die veroorzaakt werd door bodemventilatie, een verhoogde microbiële activiteit tot gevolg had. Deze conclusie werd getrokken op basis van metingen van een geringe verhoging in de koolstofdioxyde-productie. Of dit resultaat werkelijk het gevolg is van een toegenomen microbiële activiteit valt te betwijfelen. Uit andere resultaten wordt het tegenovergestelde geconcludeerd: omdat vluchtige koolwaterstoffen goed biologisch afbreekbaar zijn, heeft een verlaging van de gehalten van deze componenten tot gevolg dat de mineralisatie afneemt.

Op een terrein in Arnhem is gedurende negen maanden een verontreiniging van 3000 kg diesel en benzine uit 750 m^3 grond verwijderd (Keet en Coffa, 1996). Aan het begin werd een maximaal gehalte aan minerale olie van $12.900 \text{ mg.kg}^{-1}$ droge stof gemeten, het gewogen gemiddelde was 2300 mg.kg^{-1} droge stof. Na afloop werd gemiddeld overal de oude B-waarde bereikt.

Tijdens de in situ sanering is vrijwel alleen lucht geïnjecteerd. Alleen in de eerste twee maanden zijn de vluchtige koolwaterstoffen met een bodemluchtexttractiesysteem verwijderd en in een biologische luchtreiniger afgebroken. Uit de massabalans blijkt dat ongeveer 78% van de minerale olie is omgezet in koolstofdioxyde en waterdamp, 10% is vervluchtigd en deels afgebroken in de biologische luchtreiniger, 5% is achtergebleven in de bodem en 7% is op een andere wijze verloren gegaan.

De saneringskosten bedroegen ongeveer $f 100,-$ per m^3 grond.

Op 28 locaties van U.S. Air Force werd bioventing toegepast voor de verwijdering van verschillende koolwaterstoffen waarbij degradatiesnelheden werden gevonden variërend van 480 tot 7300 mg.kg^{-1} grond.jaar⁻¹.

3.3 Persluchtinjectie

Persluchtinjectie wordt nog slechts korte tijd op praktijkschaal uitgevoerd. Laboratoriumonderzoek naar deze saneringstechniek is nog in volle gang, maar de resultaten lijken veelbelovend. Er wordt melding gemaakt van saneringstijden korter dan twaalf maanden (Brown et al., 1991). De exacte saneringsduur zal afhangen van de distributie van de verontreiniging over de vaste en waterfase, dampspanning en bioafbreekbaarheid van de verontreiniging, het aantal infiltratiepunten, geohydrologische karakteristieken van de bodem, enz. Bij spargingsystemen nemen de gehalten aan verontreiniging in de beginfase sterk af. Vervolgens wordt echter vrijwel altijd een asymptoot bereikt waarna verdere

reductie van de gehalten een zeer langzaam proces is.

Nyer en Suthersan (1993) beschrijven de condities waaronder persluchtinjectie het best toegepast kan worden. Zij hebben op een proeflocatie waarbij deze techniek toegepast werd, de concentratie aan cyclohexaan in grondwater zien afnemen van 40 mg.l⁻¹ tot 5 mg.l⁻¹ in een periode van acht maanden. Ook is op een proeflocatie een reductie in trichloorethyleen waargenomen van 1000 µg.l⁻¹ naar 400 µg.l⁻¹ binnen zes maanden.

Op een benzinepompstation in Rhode Island werd als aanvulling op een grondwateronttrekkingssysteem een bodemluchtexttractie-systeem in bedrijf genomen, waarbij tevens lucht werd geïnjecteerd in de verzadigde zone. (Marley, 1991). De locatie bestond uit fijn zand en fijn grind. Het ontworpen injectiesysteem voor perslucht bestond uit zeven ondiepe en zes diepe injectiefilters en twee luchtexttractiefilters. De concentraties aan BTEX in het grondwater waren bij het begin van de sanering 21.000 µg.l⁻¹. Na een bedrijfsvoering van 60 dagen werden nog slechts concentraties van maximaal 100 µg.l⁻¹ gemeten.

In Belen, New Mexico werd op een locatie 30 m³ benzine in de bodem aangetroffen afkomstig van een lekkende tank (Billings et al., 1991). Nadat de drijflaag was verwijderd, werd een persluchtinjectiesysteem geïnstalleerd op de locatie. Het systeem werd twee maanden intermitterend in bedrijf gehouden en daarna drie maanden continu. Gemiddeld werden deze periode reducties gevonden van 59% voor benzeen, 66% voor toluen, 54% ethylbenzeen en 49% voor de xylenen. Verwacht werd dat de concentraties na 2,5 jaar aan de saneringseisen van de staat van New Mexico zouden voldoen.

In Nederland wordt persluchtinjectie ook toegepast. Op een locatie in Dronten vervuild met minerale olie boven de interventiewaarde werd naar aanleiding van laboratoriumexperimenten en een in situ-proefsanering geconcludeerd dat de bodem en het grondwater tot onder de oude B-waarde gesaneerd zouden kunnen worden door middel van een gecombineerd grondwater- en luchtonttrekkingssysteem en een persluchtinjectiesysteem (de Ruiter MT, 1991). Verwacht werd dat de saneringsduur 2,5 jaar zou bedragen.

3.4 Injectie van waterstofperoxyde

Dat injectie van waterstofperoxyde in sommige gevallen ook een zeer goede mogelijkheid is om bodem en grondwater te saneren blijkt uit enkele artikelen in de literatuur. Nelson et al. (1994) beschrijven de resultaten van een praktijksanering in Denver, Colorado. Op de locatie, verontreinigd met zware koolwaterstoffen (petroleum), werden nutriënten (stikstof en fosfaat) en waterstofperoxyde aan de bodem toegevoerd in de verzadigde zone om de activiteit van micro-organismen te stimuleren. Bovendien werd luchtexttractie toegepast om zuurstof toe te voeren aan de onverzadigde zone en de vluchtige koolwaterstoffen uit de bodem te verwijderen.

De zuurstofconcentratie in het grondwater op de locatie was groter dan of gelijk aan 10 mg.l⁻¹. Hierdoor werd de desorptie versneld. In 2,5 jaar werd 15.100 kg verontreiniging via biodegradatie verwijderd. Bovendien is 680 kg aan koolwaterstoffen van de locatie verdwenen via het oppompen van grondwater en 350 kg is vervluchtigd en via het luchtexttractiesysteem uit de bodem verwijderd.

In het onderzoeksproject dat op de locatie in Asten is uitgevoerd, in het kader waarvan deze literatuurstudie is uitgevoerd, zijn ook zeer goede resultaten geboekt. Deze staan beschreven in drie rapporten: Wever et al. (1993), Scheuter et al. (1995) en Scheuter et al. (1997).

De verontreinigingsvlek bevond zich tussen 200 en 400 cm-maaiveld en lag gedeeltelijk in het verzadigde regime. Aan het begin werden minerale-oliegehalten gevonden tussen 20 en 8400 mg.kg⁻¹ droge stof. Gemiddeld was het gehalte 2100 mg.kg⁻¹ droge stof. Na zes jaar saneren werd op veel monitoringspunten geen verontreiniging meer aangetroffen, maar op andere gehalten tot 970 mg.kg⁻¹ droge stof. Het gemiddelde restgehalte was 100 mg.kg⁻¹ droge stof. In het grondwater werden aan het begin de interventiewaarden voor vrijwel alle individuele componenten overschreden, bij afsluiting van de sanering werd gemiddeld nog 540 µg.l⁻¹ gevonden. Naast de lagere gehalten in de bodem en concentraties in het grondwater, is de omvang van de verontreinigingsvlek ook kleiner geworden. Meer dan 97% van de aan het begin aanwezige minerale olie, 98% van de benzine en 99% van de BTX is verwijderd.

Het verloop van de sanering kan in drie fasen worden verdeeld. In de eerste fase, die loopt vanaf het begin tot ongeveer 462 dagen na de start, spoelde veel verontreiniging uit en kwam de mineralisatie op gang. In de hieropvolgende periode was mineralisatie het belangrijkste proces waardoor de verontreiniging verdween. De beschikbaarheid van zuurstof limiteerde de snelheid van de processen. Na 1577 dagen begon de derde fase. Nu was zuurstof niet meer een limiterende factor, maar de beschikbaarheid van benzinecomponenten omdat de gehalten te laag waren geworden. In deze periode vonden nog steeds microbiële omzettingen plaats, hoewel deze erg langzaam verliepen.

4 KOSTEN

Voor het welslagen van bodem- en grondwatersaneringen waarbij één van bovengenoemde technieken toegepast wordt, moeten factoren zoals permeabiliteit en vochtgehalte van de bodem, diepte van het grondwater, vervuilingsspecifieke kenmerken en ligging van de locatie goed onderzocht en geëvalueerd worden. Deze factoren bepalen welke techniek toegepast kan worden en de benodigde financiële middelen. Hierdoor variëren de kosten per locatie. Het is dus ook niet eenvoudig de kosten voor de verschillende technieken te vergelijken. Wel kan gesteld worden dat de benodigde financiële middelen in grote mate bepaald zullen worden door de investering en onderhoudskosten van een installatie. Deze kosten zullen oplopen wanneer de installatie gecompliceerder wordt. Bovendien zullen benodigde chemicaliën (zoals bijvoorbeeld waterstofperoxyde) een grote post vormen onder de exploitatiekosten.

Een bioventilatiesysteem kan eenvoudig uitgevoerd worden, zodat het weinig problemen met zich meebrengt bij de installatie en bedrijfsvoering. De kosten voor de bedrijfsvoering en monitoring zijn laag indien geen afgasreiniging noodzakelijk is, ook omdat snel resultaat bereikt wordt.

Een schatting van de kosten voor één jaar bedrijfsvoering zonder afgasbehandeling komt uit op f 75.000,= tot f 130.000,= (Reisinger et al., 1994). Indien afgasreiniging noodzakelijk is, zijn de kosten hoger, namelijk f 170.000,= tot f 270.000,=.

Net als een installatie voor bodemluchtexttractie is een installatie voor bioventing niet complex. De kosten worden geschat op f 90.000 tot f 160.000,= per jaar bedrijfsvoering (Reisinger et al., 1994). Deze kosten zijn van dezelfde orde grootte als bodemventilatie zonder afgasreiniging.

Bioventing kan tot 50% goedkoper kan zijn dan bodemluchtexttractie. Bij de toepassing van vacuumextractie is namelijk een behandelingssysteem voor de onttrokken bodemlucht noodzakelijk, terwijl bij bioventing de grootste hoeveelheid verontreiniging in de bodem reeds omgezet is.

In situ persluchtinjectie is niet significant duurder dan bodemventilatie of bioventing en kan zodoende economische voordelen bieden voor veel locaties. Afhankelijk van de omstandigheden kunnen de kosten echter oplopen tot f 300.000,= per jaar (Loden, 1992).

In het Handboek Bodemsaneringstechnieken (1995) worden de kosten van verschillende in situ saneringstechnieken met elkaar vergeleken. In Tabel 1 worden de kosten gegeven voor een zwaar verontreinigde locatie. Om te zien welke posten het grootst zijn, worden de kosten onderverdeeld naar investering en exploitatiekosten en wordt bovendien de gemiddelde saneringsduur aangegeven. Tevens wordt het effectieve zuurstofverbruik per maand aangegeven en de kosten voor het verbruik van één kilo zuurstof.

Tabel 1. Kosten verschillende in situ technieken voor een zwaar verontreinigde locatie.

	Investering [f]	Exploitatie [f.mnd ⁻¹]	Duur [mnd]	Totale kosten [f]	Eff. O ₂ -gebruik [kg O ₂ .mnd ⁻¹]	Eff. O ₂ -gebruik [f.kg ⁻¹ O ₂]
Belucht water	150.000,=	4.400,=	52	378.800,=	60	120,=
Bioventing	175.000,=	5.000,=	4	195.000,=	2700	20,=
Perslucht	70.000,=	4.000,=	28	182.000,=	60	110,=
Peroxyde	120.000,=	23.000,=	11	373.000,=	385	90,=

Uit bovenstaande tabel blijkt dat de totale kosten voor persluchtinjectie het laagst zijn, terwijl er slechts een klein verschil is met bioventing. De totale kosten voor de injectie van waterstofperoxyde zijn een stuk hoger vanwege de hoge exploitatiekosten per maand. Dit wordt vooral veroorzaakt door de relatief hoge prijs en het vele gebruik van het chemicalie waterstofperoxyde. Infiltratie van belucht water is overigens nog een weinig duurder.

De locatie kan het snelst gesaneerd worden door bioventing toe te passen omdat de grootste hoeveelheid zuurstof toegevoerd kan worden. Het effectieve zuurstofverbruik is dan ook het hoogst bij deze methode. Zoals in bovenstaande paragraaf reeds vermeld is, is deze techniek alleen toepasbaar in de onverzadigde zone. Voor de verzadigde zone zal de keuze voor het toepassen van persluchtinjectie of peroxydeinfiltratie afhankelijk zijn van de maximale tijdsduur en de beschikbare financiën.

De kosten voor het effectief gebruik van één kilo zuurstof is een goede maat voor de vergelijking van de saneringstechnieken. Zuurstof is namelijk in de meeste gevallen de limiterende factor en getracht wordt zoveel mogelijk zuurstof aan de locatie toe te voeren. Bioventing komt dan als meest kosteneffectieve techniek naar voren, gevolgd door de infiltratie van peroxyde.

5 ALTERNATIEVEN VOOR ASTEN

Zoals in Par. 3.4 vermeld is, zijn goede resultaten behaald met infiltratie van waterstofperoxyde bij de in situ biorestauratie op een locatie in Asten. In de eindrapportage van het project (Scheuter et al., 1997), worden aanbevelingen gedaan ter verbetering van het saneringsresultaat. Dit betreft met name aanbevelingen om de saneringsduur te verkorten en de kosten te verlagen. Ondanks de goede resultaten is het zinvol te onderzoeken of de sanering op een andere manier uitgevoerd had kunnen worden, met een kortere saneringsduur en lagere kosten.

5.1 Keuze alternatieve techniek

Van de in de voorgaande hoofdstukken besproken technieken zijn bodemventilatie en bodemluchtextractie niet geschikt voor toepassing op de locatie in Asten. De verontreiniging betrof gedeeltelijk zwaardere componenten die niet vervluchtigd kunnen worden.

Persluchtinjectie is een techniek die hoofdzakelijk in de verzadigde zone toegepast wordt. De dikte van de verontreinigde verzadigde bodemlaag bedroeg ten hoogste twee meter, dus de persluchtinjectie zou op ongeveer 2,5 meter onder de grondwaterspiegel plaats moeten vinden. Deze ondiepe injectie heeft als voordeel de lage benodigde overdruk. Het nadeel is echter de kleine invloedzone van de injectiepunten. Het bereik van de injectiepunten wordt groter met de diepte, aangezien de luchtballen kegelvormig naar de oppervlakte stromen. Dit betekent dat zeer veel injectiepunten nodig zouden zijn. Injectie met behulp van horizontale drains zou een alternatief zijn.

De locatie in Asten bestaat uit zeer fijn zand, slibhoudend en met kleilensjes. Toepassing van persluchtinjectie zal hierdoor onmogelijk zijn of tot grote problemen leiden. Vanwege de zeer nauwe poriën zal van doorborrelen geen sprake zijn. Vermoedelijk zal de lucht een ingesloten worden in de poriën, die, als de poriespanning overschreden wordt, via een beperkte stroombaan ontwijkt. Dit zal zijn weerslag hebben op het saneringsresultaat. Andere nadelen van persluchtinjectie die in Par. 2.3 genoemd zijn, maakt dat deze techniek geen voordelen zal bieden boven peroxydedosering.

Uit Hst. 2 komt naar voren dat bioventing een goede saneringstechniek is waarbij zuurstof eenvoudig aan de locatie toegevoerd kan worden en overal in voldoende mate beschikbaar komt. Alleen nabij de grondwaterspiegel kunnen zuurstoflimiteringen optreden vanwege het hoge vochtgehalte in de poriën. Uit Hst. 4 blijkt dat het ook een kosteneffectiever alternatief zou kunnen zijn dan peroxydedosering. Een evaluatie van de resultaten van saneringen waarbij bioventing is toegepast (Hst. 3) geeft echter niet meteen zekerheid of dezelfde restgehalten en -concentraties behaald zouden kunnen worden bij toepassing van bioventing.

Hogere eisen worden gesteld aan de bodemkarakteristieken bij bioventing, omdat inhomogeniteiten een groter probleem zijn dan bij een waterafgiftesysteem. Hoewel inhomogeniteiten op de locatie in Asten aanwezig zijn, worden geen extra problemen verwacht.

Bioventing als toepassing op de locatie in Asten wordt in onderstaande paragraaf nader uitgewerkt.

Bij al deze saneringstechnieken wordt gebruik gemaakt van micro-organismen die reeds in de bodem aanwezig zijn. Ook zonder optimalisering van de omstandigheden zetten deze

organismen de verontreiniging om, maar zeer langzaam. De locatie in Asten was in zeer sterke mate verontreinigd. Een intensieve sanering was noodzakelijk. Nadat de bodemgehalten en grondwaterconcentraties tot een zeker niveau gedaald zijn en directe risico's beperkt, zou de locatie verder intrinsiek, via natuurlijk optredende processen gesaneerd kunnen worden. Deze optie wordt als twee toepassing uitgewerkt.

5.2 Toepassing: bioventing met verlaging grondwaterspiegel

5.2.1 Systeem

Om een verlaging van de grondwaterspiegel te bewerkstelligen, moet continue grondwater onttrokken worden van de locatie. Het gehele verontreinigde pakket moet immers in de onverzadigde zone liggen. De grondwaterstand op de locatie varieerde tussen 3 en 4 meter onder het maaiveld, terwijl de verontreiniging tot 4 meter diep in de bodem was doorgedrongen. De grondwaterstand zou dus met maximaal 1,5 meter verlaagd moeten worden om de verontreinigingsvlek geheel in de onverzadigde fase te doen liggen.

Om deze verlaagde grondwaterstand in te stellen zou 420 m³ grondwater afgepompt moeten worden. De toestroming van het grondwater op de locatie bedroeg maximaal 0,4 meter per dag. Indien met een debiet van ongeveer 20 m³.dag⁻¹ gepompt zou worden, kan de verlaagde grondwaterstand in stand gehouden worden.

Voor verlaging van de grondwaterstand zouden onttrekkingsfilters geplaatst moeten worden op een diepte van tenminste 550 cm-maaiveld. Vanwege het fijne zand, de slechte doorlatendheid en de heterogeniteiten in de bodem is het bereik van de onttrekkingen niet groot en zou een groot aantal geplaatst moeten worden.

De verontreiniging in het grondwater op grotere diepte zou met deze grondwateronttrekkingen niet verwijderd worden. Hiervoor zouden extra onttrekkingen op grotere diepte geplaatst moeten worden. Aangezien slechts zeer weinig water door de verontreinigingsvlek zou percoleren omdat er naar gestreefd wordt dat de gehele vlek in de onverzadigde zone ligt, zou geen extra verontreiniging de diepte in getrokken worden.

Afhankelijk van de benzineconcentraties zou het opgepompte grondwater nog gezuiverd moeten worden. Omdat het water nauwelijks door de verontreinigingsvlek zou percoleren, wordt verwacht dat de concentraties de lozingsgrens van 1000 µg.l⁻¹ niet zouden overschrijden.

Bij bioventing is niet de grondwateronttrekking het belangrijkste systeem, maar het systeem waarmee de lucht ververst en onttrokken wordt. Het aantal inlaten en onttrekkingen dat voor een optimale bedrijfsvoering geplaatst zou moeten worden, is onder andere afhankelijk van het zuurstofverbruik en de luchtpermeabiliteit van de aanwezige lagen.

De mineralisatiesnelheid in Asten bedroeg gemiddeld 1 kg benzine per dag, met maxima van ongeveer 6 kg per dag. Voor de omzetting van 1 kg benzine hebben de micro-organismen ongeveer 3,5 kg zuurstof nodig, ofwel 2,5 m³ zuurstof, ofwel 13 m³ lucht. Voor de omzetting van 6 kg benzine is dan 78 m³ lucht nodig. Indien de bodem doorspoeld zou worden met 100 m³.dag⁻¹, zou gewaarborgd worden dat voldoende zuurstof toegevoerd wordt. Dit debiet is laag genoeg om vervluchtiging van de verontreiniging tegen te gaan.

Met behulp van tien tot twintig onttrekkingsfilters en twee luchtinlaten verdeeld over de locatie lijkt een goede doorspoeling van de bodemlucht haalbaar.

5.2.2 Aandachtspunten

Bij toepassing van bioventing in de praktijk is een aantal problemen te verwachten. Ten eerste zijn de poriën in de buurt van de grondwaterspiegel voor een groter deel gevuld met water, waardoor zuurstoflimitering weer een grotere rol kan gaan spelen. De omzettingssnelheid zal hier mogelijk lager liggen. In deze laag zal dus meer verontreiniging achterblijven.

Overigens is wel een minimale hoeveelheid water nodig in de bodem. De microbiologische omzettingen spelen zich namelijk alleen in de waterfase af. Dit water is als een dunne film om de bodemdeeltjes aanwezig. Indien gedurende lange tijd een luchtstroom langs deze bodemdeeltjes geblazen wordt, kan dit water verdampen en droogt de grond uit. De activiteit van de micro-organismen zal vervolgens afnemen.

Uit de literatuur blijkt dat microbiologische omzettingen sneller verlopen indien de poriën voor een zo groot mogelijk deel uit lucht bestaan (Freier, 1994). Nadat de gehalten laag geworden zijn, hoeft dit echter niet meer op te gaan. Bij lage gehalten is de beschikbaarheid van zuurstof namelijk niet meer limiterend, maar de beschikbaarheid van verontreiniging (Scheuter et al., 1997). Deze verontreiniging is veelal geadsorbeerd aan de bodemdeeltjes en kan pas door de micro-organismen omgezet worden in opgeloste vorm. Een lage concentratie in het poriewater verhoogt de drijvende kracht voor desorptie. Meer water in de poriën verlaagt de concentratie en versnelt zo het desorptieproces.

Een bijkomend voordeel van een grotere hoeveelheid poriewater is de mogelijkheid voor transport. De verontreiniging diffundeert niet door de luchtfase, maar alleen door de waterfase. Micro-organismen kunnen zich ook slechts door een waterfase bewegen. Indien nu het vochtgehalte in de poriën zeer laag is, bestaat een grote kans dat de mineralisatie stopt omdat micro-organismen en verontreiniging te ver van elkaar verwijderd zijn. Bij een groter gehalte aan water in de poriën zal de verontreiniging nog langzaam omgezet worden.

5.2.3 Verwacht eindresultaat

Door de lange saneringsduur van de biorestauratie met behulp van waterstofperoxyde en het uitgebreide wetenschappelijke onderzoek op de locatie in Asten, is geconstateerd dat de processen waardoor de verontreiniging verwijderd wordt, veranderen in de loop van de sanering (Scheuter et al., 1997). Aan de hand van het verloop van de hoeveelheid verontreiniging aanwezig op de locatie, de zuurstof- en stikstofopname door de micro-organismen en de koolstofdioxydeproductie is geconcludeerd dat het verloop van de reiniging onder te verdelen is in drie fasen, waarin de volgende processen de belangrijkste rol spelen:

- 1 uitspoeling;
- 2 mineralisatie, gelimiteerd door beschikbaarheid zuurstof;
- 3 mineralisatie, gelimiteerd door beschikbaarheid benzine.

In de eerste fase worden hoofdzakelijk mobiele componenten verwijderd. Tegelijkertijd worden nutriënten en zuurstof aan de locatie toegevoerd, om de groei van de micro-organismen te stimuleren.

In de tweede fase is de toevoer van zuurstof zeer belangrijk. De beschikbaarheid van

zuurstof is namelijk limiterend in het mineralisatieproces.

De laatste fase wordt bereikt als de gehalten in de bodem en concentraties in het grondwater laag geworden zijn. Desorptie en diffusie van de componenten controleren de afbraaksnelheid in plaats van het zuurstoftransport.

Bij toepassing van bioventing wordt geen water rondgepompt. Uitspoeling zal dus nauwelijks een rol spelen. Door de grondwateronttrekking die nodig is om een verlaagde grondwaterspiegel in stand te houden, zal aan het begin een kleine hoeveelheid benzine uit kunnen spoelen. Aangezien nog hoge concentraties van zeer mobiele componenten aanwezig zijn, moet in deze fase rekening gehouden worden met vervluchtiging hiervan.

In de eerste fase kan, bijvoorbeeld aan de hand van de koolstofdioxydeproductie, gemeten worden in hoeverre microbiologische omzettingen op gang komen. Indien de verontreiniging nog niet in voldoende mate door de micro-organismen zou worden omgezet, zou dit te wijten kunnen zijn aan een tekort aan nutriënten (fosfaat en ammonium of nitraat). Deze voor de groei van de micro-organismen onmisbare componenten zijn wellicht onvoldoende beschikbaar in de bodem, hoewel de achtergrondconcentraties voor de stikstofbronnen een dergelijk probleem niet voorzien. Fosfaat is echter aan de bodemdeeltjes gebonden en in mindere mate beschikbaar, zodat toevoer van extra fosfaat, ammonium of nitraat noodzakelijk zou kunnen zijn.

De tweede fase zal mogelijk sneller op gang komen omdat via de luchtinlaten grote hoeveelheden zuurstof toegevoerd kunnen worden aan de bodem. Zuurstoflimitering zal in veel mindere mate optreden zodat de omzettingen mogelijk ook sneller verlopen. De saneringstijd voor de eerste en tweede fase zou (aanzienlijk) korter kunnen zijn dan die in Asten hiervoor nodig was.

Voor de derde fase geeft toepassing van bioventing waarschijnlijk nadelen ten opzichte van dosering van waterstofperoxyde. Waarschijnlijk zullen de restgehalten bij toepassing van bioventing hoger blijven dan bij een waterafgiftesysteem en de streefwaarden moeizamer bereikt. In de literatuur zijn geen voorbeelden gevonden van bioventingtoepassingen waarbij zulke lage restgehalten bereikt zijn als in Asten.

In Par. 5.2.2 is beargumenteerd dat in de fase waarin de beschikbaarheid van benzine limiterend is, een hoger vochtgehalte in de poriën een gunstige invloed zal hebben op de microbiële omzettingen. Het hoge vochtgehalte dat in de tweede fase zuurstoflimitering in de hand werkt, is nu noodzakelijk voor de desorptie van de verontreiniging en het transport van zowel micro-organismen als de verontreiniging. Doordat de bodem constant doorspoeld wordt met lucht, zal het vochtgehalte echter minimaal zijn. Dientengevolge zal in deze fase een verdere verlaging van de gehalten moeilijker te bereiken zijn dan wanneer met behulp van een waterafgiftesysteem gesaneerd zou worden.

Indien bioventing met een grondwaterstandsverlaging geïmplementeerd zou zijn op de locatie in Asten, worden hogere restgehalten verwacht dan die bereikt zijn met behulp van waterstofperoxyde. Wellicht zouden de restgehalten in de onderste laag, in de buurt van de grondwaterspiegel, nog hoger zijn doordat hier zuurstoflimitering zouden kunnen optreden.

In totaal wordt een kortere saneringsduur verwacht bij toepassing van bioventing. De tweede fase, waarbij de verontreiniging hoofdzakelijk aeroob omgezet wordt door de micro-organismen, duurde in Asten ongeveer 1100 dagen (Scheuter et al., 1997). Doordat een grotere hoeveelheid zuurstof beschikbaar is, zou de duur van deze fase korter kunnen

zijn. De derde fase zou waarschijnlijk een langere tijd in beslag nemen dan nu in Asten gerealiseerd. Na 630 dagen in de derde fase waren de restgehalten behaald. Als de sanering voortgezet was, zou de duur van de derde fase in totaal ongeveer 2000 dagen (5,5 jaar) zijn geweest volgens de prognose. Indien het noodzakelijk blijft tot de streefwaarden te saneren, bestaat de kans dat de saneringsduur in totaal langer zou zijn geworden dan indien de locatie in Asten met behulp van bioventing gesaneerd zou zijn.

Uit Tabel 1 blijkt dat bioventing een kosteneffectievere techniek is dan peroxydedosering vanwege de lage exploitatiekosten. Indien de saneringsduur korter zou zijn, zou toepassing van bioventing financiële voordelen hebben gehad.

5.3 Toepassing: 'Natural attenuation' na intensieve in situ reiniging

5.3.1 Start intrinsieke sanering

Natural attenuation kan geen saneringstechniek genoemd worden, maar is een intrinsieke reinigungsstrategie. Bodem en grondwater worden gereinigd door natuurlijke processen, zonder dat daarbij de omstandigheden hiervoor geoptimaliseerd worden of de snelheid van de processen gestimuleerd. Biodegradatie door aanwezige micro-organismen is het belangrijkste verwijderingsmechanisme. Het kan worden gelimiteerd door ongunstige omstandigheden zoals een tekort aan elektronenacceptoren, temperatuur en toxische componenten voor de micro-organismen.

Bij een intrinsieke reiniging wordt alleen een monitoringsprogramma opgesteld, om na te gaan in hoeverre de verontreiniging verdwenen is en om te zien in welke richting en hoe snel de vlek zich verplaatst als gevolg van de natuurlijke grondwaterstroming. In de Verenigde Staten wordt al in een derde van alle te behandelen locaties, verontreinigd met koolwaterstoffen, deze intrinsieke saneringsoptie opgenomen in de verwijderingsstrategie. Hoewel een intrinsieke sanering over het algemeen goedkoper is dan de actieve technieken, wordt het nog niet algemeen toegepast vanwege onzekerheid over de haalbaarheid van deze strategie. Saneringstijden kunnen erg lang zijn, terwijl gedurende deze tijd de verontreiniging op de locatie aanwezig is. De risico's verbonden aan het lang aanwezig zijn van verontreiniging moeten binnen aanvaardbare grenzen liggen en verplaatsing van verontreiniging naar aangrenzende locaties moet voorkomen worden.

De locatie in Asten was te sterk verontreinigd om meteen al deze intrinsieke reinigungsstrategie toe te passen. De hoge gehalten die aanwezig waren, betekenden een te groot risico voor o.a. het leefmilieu in de directe omgeving.

Bij hoge verontreinigingsgehalten wordt nauwelijks voortgang van de sanering geboekt vanwege (Burgess en Roemmell, 1997):

- 1 het continu oplossen van geadsorbeerde verontreiniging in het grondwater;
- 2 lage mineralisatiesnelheden door onvoldoende toevoer van elektronenacceptoren.

De verontreiniging die door microbiële omzettingen verdwijnt, wordt snel weer aangevuld vanuit de geadsorbeerde fase. Hierbij is het gebruik van elektronenacceptoren over het algemeen sneller dan de aanvoer hiervan, zodat de biodegradatiesnelheid gelimiteerd wordt. Het succes van natural attenuation kan worden verbeterd door de verontreinigingsvlek zodanig te verkleinen dat de nalevering van verontreiniging gestopt wordt.

De grootste hoeveelheid verontreiniging moet dus met behulp van een intensieve sanering verwijderd worden. Uit de resultaten van de sanering in Asten en uit de literatuur blijkt echter dat de verwijderingssnelheid na een bepaalde tijd afneemt. Na deze tijd wordt dezelfde inspanning geleverd, terwijl de gehalten nauwelijks verlaagd worden. Vanaf dit moment zou overgegaan kunnen worden op een natuurlijke saneringsstrategie, indien dit geen onaanvaardbare risico's met zich mee zou brengen.

In onderstaande figuur wordt de massabalans van de sanering te Asten weergegeven (zie voor uitleg de eindrapportage van de praktijksanering (Scheuter et al., 1997)).

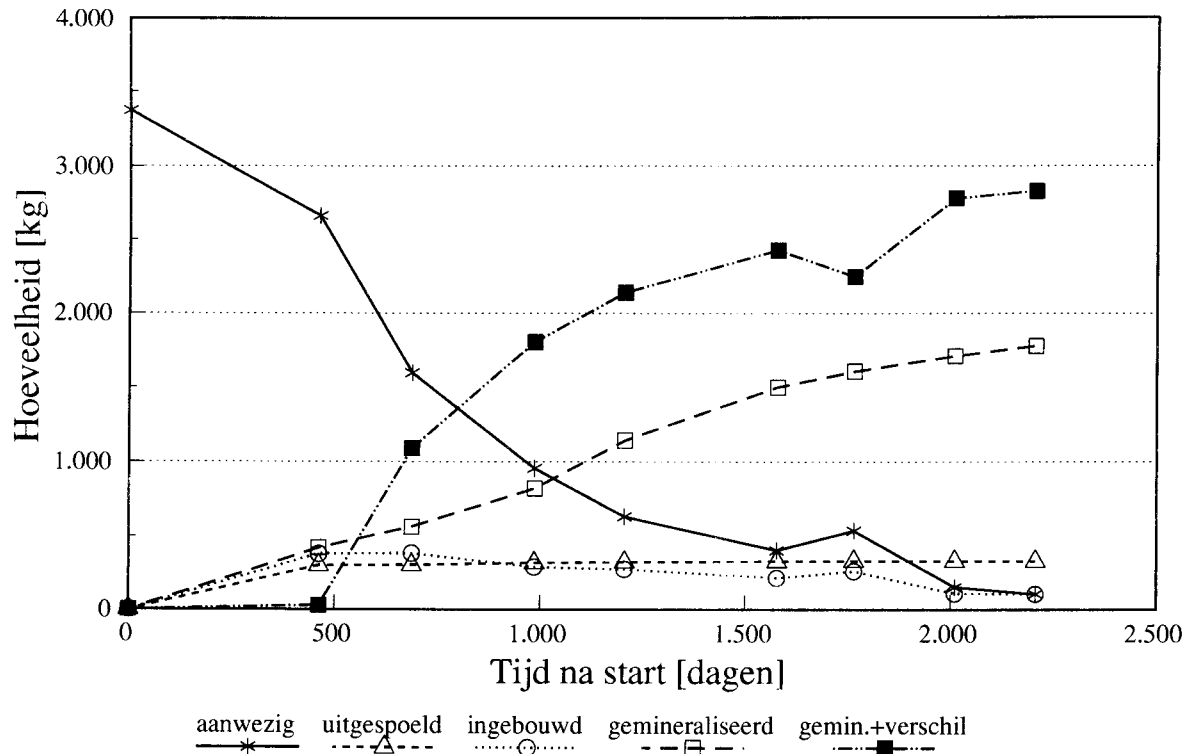


Fig. 1 Massabalans van de in situ sanering met waterstofperoxyde te Asten.

Uit de figuur blijkt dat na 1206 dagen de hoeveelheid minerale olie aanwezig op de locatie nog slechts langzaam afneemt. De hoeveelheid die door de micro-organismen wordt omgezet neemt na dit tijdstip nog maar een weinig toe. Na 1206 dagen zijn de gemeten gehalten aan minerale olie in de bodem gemiddeld ongeveer 400 mg.kg^{-1} droge stof, waarbij op een monitoringspunt nog 2400 mg.kg^{-1} droge stof (maximum) gemeten werd terwijl op andere meetpunten geen verontreiniging meer werd aangetroffen. Het gemiddelde gehalte is reeds lager dan de oude B-waarde, laag genoeg om over te schakelen op een intrinsieke sanering. De risico's zijn bij deze lage gehalten al zeer verminderd.

5.3.2 Aandachtspunten

Nadat overgegaan is op intrinsieke sanering, is het niet vanzelfsprekend dat de activiteit van de micro-organismen op hetzelfde niveau blijft als bij de intensieve sanering. Door een monitoringsprogramma moet de voortgang van de sanering en de activiteit van de micro-organismen gecontroleerd worden.

Newman en Barr (1997) hebben onderzoek gedaan naar de zuurstofverversing vanuit de

atmosfeer in de onverzadigde zone van een verontreinigde bodem. Gevonden werd dat moleculaire diffusie het belangrijkste mechanisme is voor zuurstoftransport. Barometrische drukveranderingen hebben ook een sterk effect onder instabiele weersomstandigheden. De resultaten geven aan dat de natuurlijke zuurstoftoevoer voldoende is om microbiële omzettingen voort te laten duren. Algemeen wordt aangenomen dat geen zuurstoflimitering optreedt bij gehalten van 2 tot 4%. In dit onderzoek bleek een gehalte van 1% zelfs nog niet limiterend te zijn. Op basis van een onderzoeksperiode op een locatie verontreinigd met diesel werd een verwijderingssnelheid van $1,47 \text{ g.jaar}^{-1} \cdot \text{kg}^{-1}$ droge stof. Er werden geen initiële dieselgehalten vermeld in het artikel.

Burgess en Roemmel (1997) hebben onderzoek gedaan naar natural attenuation op een locatie waar de grootste hoeveelheid verontreiniging al door middel van bodemluchtexttractie verwijderd was. Het bleek dat met deze saneringsstrategie betere resultaten werden bereikt in het invloedsgebied van de bodemluchtexttractie dan hierbuiten. Dit werd verklaard door de overvloedige toevoer van zuurstof tijdens de bodemluchtexttractie.

Op basis van beide bovenstaande onderzoeksresultaten wordt verwacht dat bij toepassing van natural attenuation in Asten mineralisatie door de micro-organismen zal voortduren, wellicht totdat de streefwaarden bereikt zijn.

Bij een intrinsieke sanering bestaat het gevaar dat de verontreinigingsvlek zich in een ongewenste richting verplaatst onder invloed van de natuurlijke grondwaterstroming. Ook kan verdunning van de verontreiniging en dispersie optreden. Door monitoring moet het effect van de verplaatsing, verdunning en dispersie gecontroleerd worden. Verwacht wordt echter dat door natural attenuation de uitbreiding en verplaatsing van de verontreinigingsvlek tegengegaan wordt, zoals ook waargenomen door Libelo et al. (1997).

De mechanismen en snelheid van de verwijderingsprocessen worden nog niet tot in detail begrepen. Tegenwoordig wordt hiernaar veel onderzoek verricht (Libelo et al., 1997). Ook is nog niet in voldoende mate bekend op welke locaties en onder welke omstandigheden deze strategie toegepast kan worden.

5.3.3 Verwacht eindresultaat

In de literatuur zijn geen voorbeelden gevonden waar streefwaarden bereikt zijn op locaties waarbij natural attenuation toegepast werd. Het is ook niet waarschijnlijk deze reeds nu te vinden omdat voor deze strategie nog maar pas sinds enkele jaren gekozen wordt, terwijl de saneringsduur lang is. Wel wordt in de literatuur enige malen de verwachting uitgesproken dat de streefwaarden behaald kunnen worden.

Indien op de locatie in Asten overgegaan zou worden op een intrinsieke sanering wordt ook verwacht dat uiteindelijk de streefwaarden bereikt kunnen worden. De verontreiniging die zich nog in de verzadigde zone bevindt, zal moeilijker verwijderd kunnen worden dan die nog in de onverzadigde zone aanwezig is. In de onverzadigde zone is zuurstof waarschijnlijk in voldoende mate beschikbaar, maar benzine niet om een snelle verwijdering te bewerken. In de verzadigde zone kan nog zuurstoflimitering optreden.

Het is niet eenvoudig in te schatten hoe snel de verontreiniging intrinsiek verwijderd zou kunnen worden. Op de locatie in Asten zijn geen metingen verricht onder intrinsieke omstandigheden. Wel is het gehalteverloop gedurende 2207 dagen op verschillende monitoringspunten bekend, zijn op basis van de massabalans verwijderingssnelheden per

periode berekend en is van het grootste deel van de verwijderde benzine bekend via welk proces het uit de bodem verwijderd is (zie eindrapportage (Scheuter et al., 1997)). De verwijderingssnelheid die na 1200 dagen gerealiseerd werd, gold onder die omstandigheden, dus waarbij nog waterstofperoxyde gedoseerd werd. Na 1800 dagen, nadat de peroxydedosering gestopt is, werd nog steeds grondwater onttrokken en geïnfiltrerd. Door de grondwaterstroming werd transport van zuurstof, benzinecomponenten en micro-organismen bevorderd. Dit heeft waarschijnlijk nog een gunstige invloed op het verloop van de sanering gehad, waardoor deze verwijderingssnelheid ook niet als indicatie genomen kan worden.

In de literatuur (Newman en Barr, 1997) worden verwijderingssnelheden van $8,5 \text{ kg.dag}^{-1}$ genoemd voor een verontreinigingsomvang als bij de in situ biorestauratie in Asten. Aan het einde van de sanering in Asten is de snelheid echter nog maar $0,3 \text{ kg.dag}^{-1}$. Deze zal bij een intrinsieke sanering alleen nog verder afnemen, ofwel doordat de omstandigheden in de bodem voor de micro-organismen verslechteren, ofwel door het verder afnemen van de beschikbaarheid van benzine.

De verwijderingssnelheden zijn locatiespecifiek; onderzoek uitgevoerd op een andere locatie kan niet gebruikt worden voor een dergelijke inschatting.

Om toch een grove inschatting te maken van de saneringsduur voordat de streefwaarden bereikt zijn, zijn regressieberekeningen uitgevoerd. Hiervoor is gebruik gemaakt van een tweede-orde-regressiemethode. Een tweede-orde is gekozen omdat deze methode simuleert dat meerdere factoren de voortgang van microbiële omzettingen begrenzen. Bij natural attenuation wordt verwacht dat zowel de beschikbaarheid van zuurstof als van verontreiniging tegelijkertijd limiterend kunnen werken.

Voordat regressieberekeningen uitgevoerd kunnen worden, moet een geschikt aantal metingen gekozen worden waarop het verdere verloop gebaseerd kan worden. Zoals al vermeld zijn geen resultaten beschikbaar onder intrinsieke omstandigheden. Omdat bij de praktijksanering al geleidelijk is overgegaan naar een minder actieve sanering, worden voor de prognoseberekening alle gemeten gehalten meegenomen. Bij biorestauraties wordt de mineralisatiesnelheid namelijk niet ineens lager nadat een actieve sanering gestopt is. Een grote populatie micro-organismen reageert niet direct op veranderingen; hier gaat enige tijd overheen. Tweede-orde-kinetiek beschrijft deze overgang het best. Indien metingen onder intrinsieke omstandigheden beschikbaar waren geweest, had wellicht een simpelere regressiemethode gebruikt kunnen worden.

In Bijlage 1 is in figuren de berekende afname van de gehalten voor benzine en minerale olie in de tijd gegeven als de sanering na 1200 dagen als intrinsieke sanering zou zijn voortgezet. In onderstaande tabel worden voor benzine en minerale olie de berekende saneringstijden in de verschillende lagen gegeven.

Tabel 2. Prognose voor de saneringsduur [dagen] tot streefwaardeniveau, berekend met een tweede-orde-regressie op basis van alle gemeten gehalten.

	250-300 cm-mv	300-350 cm-mv	350-400 cm-mv
Benzine	3900	4500	1200
Minerale olie	9200	11.800	2000

De maximale berekende saneringsduur voor minerale olie is 11.800 dagen, 32 jaar. De streefwaarde van minerale olie 10 mg.kg^{-1} droge stof. Voor benzine, waarvan de streefwaarde 20 mg.kg^{-1} droge stof is, is een maximale saneringsduur van 4500 dagen berekend. Dit is iets meer dan 12 jaar.

In Bijlage 2 worden prognoses gegeven waarbij de gemeten gehalten tot en met 1206 dagen na de start als uitgangspunt zijn genomen. Na deze saneringsduur zou immers de in situ biorestauratie gestopt kunnen worden. In de tabellen b1 en b2 worden de resultaten van deze regressieberekening samengevat. Opvallend is dat een veel langere saneringsduur berekend wordt: voor minerale olie 52.200 dagen, 143 jaar, en voor benzine 7000 dagen, 19 jaar. Een voortzetting van de actieve sanering gedurende langere tijd voordat overgegaan wordt op een intrinsieke sanering lijkt dus gunstig te zijn voor de saneringsduur.

Tussen de tabellen 2 en b1 bestaan grote verschillen. Deze zijn ontstaan doordat verschillende datasets gebruikt zijn. Welke dataset het beste het verdere verloop voorspelt, is niet met zekerheid te zeggen.

Omdat geen metingen uitgevoerd zijn bij toepassing van natural attenuation, blijft onduidelijk in welke mate verandering in de afnamesnelheid plaats zal vinden. Deze verandering is echter bepalend voor de duur. Ook is onduidelijk in hoeverre tweede-orde-regressie een goede methode is om de resterende duur te voorspellen. Met de correlatiecoëfficiënten kan hier geen uitspraak over worden gedaan omdat de tweede-orde-kinetiek niet geldig is onder de omstandigheden waarbij de meetwaarden gegenereerd zijn. De spreiding in de meetresultaten is overigens ook zeer groot; voor de regressie bestaat dus geen goede basis.

Er bestaan dus zeer veel onzekerheden over de berekeningsmethode en de uitkomsten van de berekeningen. Een indicatie van de fout in de berekening is de bovenste en onderste 95%-betrouwbaarheidsgrens. Deze betrouwbaarheidsintervallen geven de kans aan van 95% dat een meetwaarde binnen deze grenzen gevonden zal worden en de mate van onzekerheid in het verdere verloop van de sanering dat voorspeld is door de regressielijn. Met het langer worden van de saneringsduur, worden de betrouwbaarheidsintervallen steeds groter. In Tabel 3 wordt van iedere berekening het tijdsinterval gegeven waartussen het streefwaardeniveau met een kans van 95% behaald wordt.

Tabel 3. Tijdsintervallen [dagen] waarbinnen met een kans van 95% de streefwaarden bereikt zullen worden voor regressie op basis van alle metingen.

	250-300 cm-mv	300-350 cm-mv	350-400 cm-mv
Benzine	1.800 - 26.000	2.550 - 12.000	1.000 - 1.900
Minerale olie	2.900 - 240.000	4.500 - 84.000	1.350 - 4.000

Er worden reeds lange tot zeer lange saneringsduren verwacht (Tabel 2). De onzekerheid in deze berekeningen is echter ook zeer groot. De saneringsduur zou voor minerale olie op kunnen lopen tot 240.000 dagen, 650 jaar, in de laag 250 tot 300 cm-maaiveld en tot 84.000 dagen, ofwel 230 jaar, in de laag er onder.

Deze saneringsduur zou veel langer zijn dan verwacht. Een kortere duur dan verwacht is ook mogelijk, maar het onderste betrouwbaarheidsinterval is in alle gevallen kleiner dan de bovenste; er is dus een grotere kans dat het langer zal duren.

Een saneringsduur die langer is dan een mensenleven is onwenselijk. Te lang zijn gevaarlijke componenten in bodem en grondwater aanwezig dat risico's met zich mee brengt voor mens en ecosysteem. Ook bestaat de kans dat het bodemgebruik verandert. Dit zou tot gevolg kunnen hebben dat lagere gehalten dan die bereikt zijn, wenselijk zijn. Een actieve sanering zou dan alsnog toegepast moeten worden.

Als op dit moment, een jaar na het beëindigen van de saneringsduur, nog monsters genomen gaan worden, kunnen deze resultaten inzicht geven in de afnamesnelheid na overgang na 2207 dagen. Nog steeds kan niets gezegd worden over het verloop indien na 1206 d al overgeschakeld zou zijn. De regressiemethode kan misschien wel aangepast worden.

6 CONCLUSIES

Van resultaten van praktijksaneringen die in Hst. 3 genoemd zijn, zijn de verwijderingsnelheden en het achtergebleven percentage zoveel mogelijk bepaald. In Tabel 4 worden deze weergegeven. Ter vergelijking worden ook de bodemsoort en de aard van de verontreiniging in de tabel vermeld. Natuurlijk zijn andere locatiespecifieke omstandigheden ook van invloed op het verloop van de sanering. Deze omstandigheden zijn echter in de meeste gevallen niet bekend, zodat het maken van een vergelijking moeilijk is.

Uit Tabel 2 blijkt dat de verwijderingssnelheid in Asten zeer laag is in vergelijking met andere saneringen, ook die waarbij waterstofperoxyde aan de bodem toegevoerd werd. Dit wordt veroorzaakt door de lange saneringstijd. Indien de verwijderingssnelheid voor verschillende perioden bepaald wordt, blijkt deze in de eerste helft van de saneringstijd hoger te liggen: in de periode van 462 tot 731 dagen werd een omzettingssnelheid van meer dan $2 \text{ mg.d}^{-1}.\text{kg}^{-1}$ grond behaald.

In Asten is de achtergebleven hoeveelheid echter ook zeer laag door deze lange saneringstijd. In geen van de geraadpleegde literatuurreferenties zijn zulke hoge verwijderingspercentages gevonden. Hoewel de percentages aan achtergebleven verontreiniging bij de saneringen gerapporteerd door Van Eijk (1994) en Keet en Coffa (1996) ook laag zijn (5%), zijn de restgehalten die hier gevonden worden nog veel hoger dan die in Asten.

In de literatuur worden bij een aantal saneringen *te verwachten* restgehalten en verwijderingspercentages weergegeven. Deze verwachtingen zijn gebaseerd op resultaten van laboratoriumexperimenten. Het is niet bekend of deze in de praktijk ook gerealiseerd zijn.

Scheuter et al. (1997) doen aanbevelingen ter verbetering van het resultaat voor de sanering in Asten. Systeemaanpassingen zoals een dampremmende folie over het grondpakket en verplaatsing van de infiltratiedrains naar de verzadigde zone zodat zuurstofverliezen tegen worden gegaan, zullen al een verbetering geven. Ook kan de dosering van waterstofperoxyde aangepast worden waardoor een kortere saneringsduur en lagere restgehalten te bereiken moeten zijn. De beste resultaten zullen echter behaald worden wanneer een hoger infiltratie- en onttrekkingsdebiet ingesteld zou kunnen worden. Verwacht wordt dat dezelfde resultaten dan al na drie behaald zouden zijn.

Er bestaat geen zekerheid dat dezelfde danwel betere resultaten bereikt zouden kunnen worden met een bioventingstechniek. Hoewel verwacht mag worden dat zuurstoflimitering in de tweede fase van de sanering minder een probleem zal zijn, zal de beschikbaarheid van benzine in de derde fase een groter probleem zijn. De tweede fase zal waarschijnlijk korter duren en de derde fase langer, waardoor het maar zeer de vraag is of de totale saneringstijd korter zal zijn. De mogelijkheid bestaat dat de streefwaarden niet bereikt kunnen worden. Indien dit niet noodzakelijk is kan bioventing zowel financieel als technisch voordelen bieden. Indien het wel noodzakelijk is de streefwaarden te bereiken, kan in situ biorestauratie met behulp van waterstofperoxyde een betere techniek zijn.

Omdat lange saneringstijden een grote financiële inspanning vergen, biedt het voordelen een actieve sanering vroegtijdig af te sluiten. Door natural attenuation kan de verontreiniging verder verwijderd worden. Op de locatie in Asten zou de in situ biorestauratie voortgezet moeten worden tot 1200 dagen na de start, waarna een verdere afname natuurlijk kan verlopen. Na een zeer lange tijd kunnen de streefwaarden pas bereikt worden. Het kan daarom noodzakelijk zijn de actieve sanering langer te laten voortduren.

Tabel 4. Samenvatting resultaten uit de literatuur vermeld in Hst. 3.

Referentie	Techniek	Bodem	Verontreiniging	Verwijderingssnelheid [mg.kg ⁻¹ grond.d ⁻¹]	Achtergebleven [%]	Restgehalten [mg.kg ⁻¹ d.s.]	Duur [jr]
Hickey (1995)	luchtextractie	kleiig zand	benzine	1,3			2 jr
Min. v. Defensie	luchtextractie	zavel	minerale olie	0,5	24		1,5 jr
Bulman, Newland (1993)	afpompen luchtextractie bioventing	zand	diesel	20	45		15 mnd
				12	32		6 mnd
				17	14	1500	6 mnd
Van Eijk (1994)	bioventing	-	benzine	2	5	750	2 jr
Keet, Coffa (1996)	bioventing	zand	minerale olie	9	5	B-waarde	9 mnd
US Air Force ¹ (1995)	bioventing			min. 1,3 max. 20			
DRM (1991)	persluchtinjectie	zand	minerale olie	60 ²	20 ²	B-waarde	2,5 jr
Nyer, Suthersan (1993)	persluchtinjectie		cyclohexaan trichloorethyleen			5 mg.l ⁻¹ 400 µg.l ⁻¹	
Nelson et al. (1994)	H ₂ O ₂ -injectie	zand/grind	petroleum	11	16		2,5 jr
Asten	H ₂ O ₂ -injectie	fijn zand	benzine	0,7	3	100	6 jr

¹⁾ Van 28 lokaties liggen de verwijderingssnelheden tussen 1,3 en 20 mg.kg⁻¹ grond.dag⁻¹.

²⁾ Deze waarden worden verwacht op grond van laboratoriumexperimenten.

De benodigde financiën zullen een primaire beslissingsfactor zijn indien naast het gebruik van waterstofperoxyde ook andere technisch haalbare systemen toegepast kunnen worden. Bioventing en persluchtinjectie zullen in veel gevallen kosteneffectiever zijn. Toch kan deze methode in een aantal specifieke gevallen de voorkeur hebben, op voorwaarde dat bovenstaande potentiële problemen niet zullen optreden of opgelost kunnen worden.

LITERATUUR

D.H. Bass en R.A. Brown (1997), Performance of Air Sparging Systems - A Review of Case Studies, In B. Alleman en A. Leeson (Eds.), "In Situ and On-Site Bioremediation: Papers from the Fourth International In Situ and On-Site Bioremediation Symposium", New Orleans, April 28 - May 1, Vol I.

R.A. Brown, J.C. Dey en W.E. McFarland (1991), Integrated Site Remediation Combining Groundwater treatment, Soil Vapor Extraction, and Bioremediation, in R.E. Hinchee en R.F. Olfenbittel (Eds.), "In Situ Bioreclamation: Application and Investigation for Hydrocarbons and Contaminated Site Remediation", Butterworth-Heinemann, Stoneham MA, pag. 444-449.

R.H. Brown, C. Herman en G. Henry (1991), The use of aeration in environmental cleanups, In Proceedings of Haztech International Pittsburgh Waste Conference.

T.L. Bulman en M. Newland (1993), In situ bioventing of a diesel fuel spill, Journal of Hydrological Sciences, 38(4), pag. 297-308.

K.S. Burgess en J.S. Roemmel (1997), Demonstration of Site Remediation Using Source Removal and Natural Attenuation, In B. Alleman en A. Leeson (Eds.), "In Situ and On-Site Bioremediation: Papers from the Fourth International In Situ and On-Site Bioremediation Symposium", New Orleans, April 28 - May 1, Vol I.

W.L. Crow, E.P. Anderson en E. Minugh (1985), Subsurface venting of vapors emanating from hydrocarbon product on ground water, Ground Water Monitoring Rev. VII(4), 51-57.

Dienst WAMIL, Provincie Drente (1988), ISB-project "de Weiert" Emmen, derde voortgangsrapportage, projectnr. Dr/050/30.

J. van Eijk (1994), Venting and bioventing for the in situ removal of petroleum from soil, In R.E. Hinchee et al. (Eds.), "Hydrocarbon bioremediation", Lewis Publ., Boca Raton, FL, pag 243-251.

E.W. Fall en W.E. Pickens (1988), In-situ hydrocarbon extraction, Converse Environmental Consultants, California.

J.K. Fredrickson, H. Bolton jr. en F.J. Brockman (1993), In situ and on-site bioreclamation, Environ. Sci. Technol., Vol. 27, No. 9, pag. 1711-1716.

J.I. Freijer (1994), Mineralization of hydrocarbons and gas dynamics in oil-contaminated soils. Experiments and Modeling, Universiteit van Amsterdam.

Haznews, USAF site clean-ups..., no 84, maart 1995.

W.J. Hickey (1995), Soil Ventilation: Effects on Microbial Populations in Gasoline-Contaminated Subsurface Soils, J. Environ. Qual. 24:571-582.

R.E. Hinchee en D.C. Downey (1988), The role of hydrogen peroxide in enhanced bioreclamation, National Water Well Association, Vol. 2, pag. 715-721.

R.E. Hinchee en M. Arthur (1991), Bench scale studies of the soil aeration process for bioremediation of petroleum hydrocarbons, Appl. Biochem. Biotechnol. 28/29:901-906.

R.E. Hinchee (1994) Air Sparging, State of the Art, In R.E. Hinchee (Ed) "Air Sparging", Lewis Publishers, Ann Arbor MI, pag. 1-13.

W. Ji, A. Dahmani, D.P. Ahlfeld, J.D. Lin en E. Hill III (1993), Laboratory Study of Air Sparging: Air flow Visualization, Groundwater Monitoring and Remediation, no. 3, pag. 115-126.

R.L. Johnson, P.C. Johnson, D.B. McWhorter, R.E. Hinchee en I. Goodman (1993) An Overview of In Situ Air Sparging, Groundwater Monitoring and Remediation, no. 3, pag. 127-135.

B. Keet en S. Coffa (1996), Succesvol in-situ saneren: "meet eer ge begint en al doende meet dan nog", in: Cursus in situ en ex situ grond- en grondwatersanering, keuze van de juiste techniek, Geoplan Amsterdam.

B.C. Lawes (1991), Soil-induced decomposition of hydrogen peroxide, in R.E. Hinchee en R.F. Olfenbittel (Eds.), "In Situ Bioreclamation: Application and Investigation for Hydrocarbons and Contaminated Site Remediation", Butterworth-Heinemann, Stoneham, MA, pag. 143-156.

M.D. Lee, R.L. Raymond Sr. (1991), Case History of the Application of Hydrogen Peroxide as an Oxygen Source for In Situ Bioreclamation, In R.E. Hinchee en R.F. Olfenbittel (Eds.), "In Situ Bioreclamation: Application and Investigation for Hydrocarbons and Contaminated Site Remediation", Butterworth-Heinemann, Stoneham MA, pag. 429-436.

A. Leeson, R.E. Hinchee, J. Kittel, G. Sayles, C.M. Vogel en R.N. Miller (1993), Optimizing Bioventing in Shallow Vadose Zones and Cold Climates, Hydrological Sciences Journal 38(4), pag. 283-295.

E.L. Libelo, T.B. Stauffer, M.A. Geer, W.G. MacIntyre en J.M. Boggs (1997), A Field Study to Elucidate Processes Involved in Natural Attenuation, In B. Alleman en A. Leeson (Eds.), "In Situ and On-Site Bioremediation: Papers from the Fourth International In Situ and On-Site Bioremediation Symposium", New Orleans, April 28 - May 1, Vol I.

M.E. Loden (1992), A Technical Assessment of Soil Vapor Extraction and Air Sparging, Environmental Protection Agency.

M.C. Marley (1991), Air Sparging in Conjunction with Vapor Extraction for Source Removal at VOC Spill Sites, gepresenteerd op de Fifth National Outdoor Action Conference, Las Vegas.

R.N. Miller, C.M. Vogel en R.E. Hinchee (1991), A field-scale investigation of petroleum hydrocarbon biodegradation in the vadose zone enhanced by soil venting at Tyndall AFB, Florida, In R.E. Hinchee en R.F. Olfenbittel (Eds.), *In situ bioreclamation. Applications and investigations for hydrocarbon and contaminated site remediation*. Butterworth-Heinemann, Stoneham, MA.

C.H. Nelson, R.J. Hicks en S.D. Andrews (1994), *In situ bioremediation: an integrated system approach*, In R.E. Hinchee et al. (Eds.), *"Hydrocarbon Bioremediation"*, Lewis Publ., Boca Raton FL, pag. 125-132.

W.A. Newman en K.D. Barr (1997), *Assessment of Natural Rates of Unsaturated Zone Hydrocarbon Bioattenuation*, in B. Alleman en A. Leeson (Eds.), *"In Situ and On-Site Bioremediation: Papers from the Fourth International In Situ and On-Site Bioremediation Symposium"*, New Orleans, April 28 - May 1, Vol I.

R.D. Norris en K. Dowd (1993), *Successful In Situ Bioremediation in a Low Permeability Aquifer*, in P.E. Flathman en J. Exner (Eds.), *"Bioremediation: Field Experiences"*, Lewis Publishers, Ann Arbor, MI.

E.K. Nyer en S.S. Suthersan (1993), *Air Sparging: Savior of Ground Water Remediations or just Blowing Bubbles in the Bath Tub?*, *Groundwater Monitoring and Remediation*, no. 3, pag. 87-91.

H.J. Reisinger, E.F. Johnstone en P. Hubbard (1994), *Cost effectiveness and feasibility comparison of bioventing vs. conventional soil venting*, In R.E. Hinchee et al. (Eds.), *"Hydrocarbon Bioremediation"*, Lewis Publ., Boca Raton FL, pag 51-57.

De Ruiter Milieutechnologie B.V. (1991), *Aanvullend saneringsonderzoek en Proefsanering Firma Bol Dronten*, Rapportnr. MN/MJ/A910402.2400.

De Ruiter Milieutechnologie B.V. (1993), *Grondsanering door middel van bodemluchtexttractie voormalige chemische wasserij Murseltseweg te Bergen (L)*, Rapportnr. TvE/TH/R930105.6103.

A.J. Scheuter, D. Wever, R. van den Berg, J. Baltussen en M. Kluivers (1995), *Interimrapportage praktijksanering "In situ biore restauratie" te Asten*, RIVM-rapportnr. 715201005.

A.J. Scheuter, R. van den Berg en D. Wever (1997), *Eindrapportage praktijksanering "In situ biore restauratie" te Asten, Evaluatie van de technische en financiële haalbaarheid*, RIVM-rapportnr. 715201008.

D. Wever, J. Baltussen, J. Bierling, en R. van den Berg (1993), *Interimrapportage praktijksanering "In situ biore restauratie" te Asten*, RIVM-rapportnr. 715202001.

BIJLAGE 1 Prognose gehalteverloop van benzine en minerale olie indien na 1200 dagen overgegaan wordt op intrinsieke sanering, waarbij alle gemeten gehalten meegenomen zijn in de berekening.

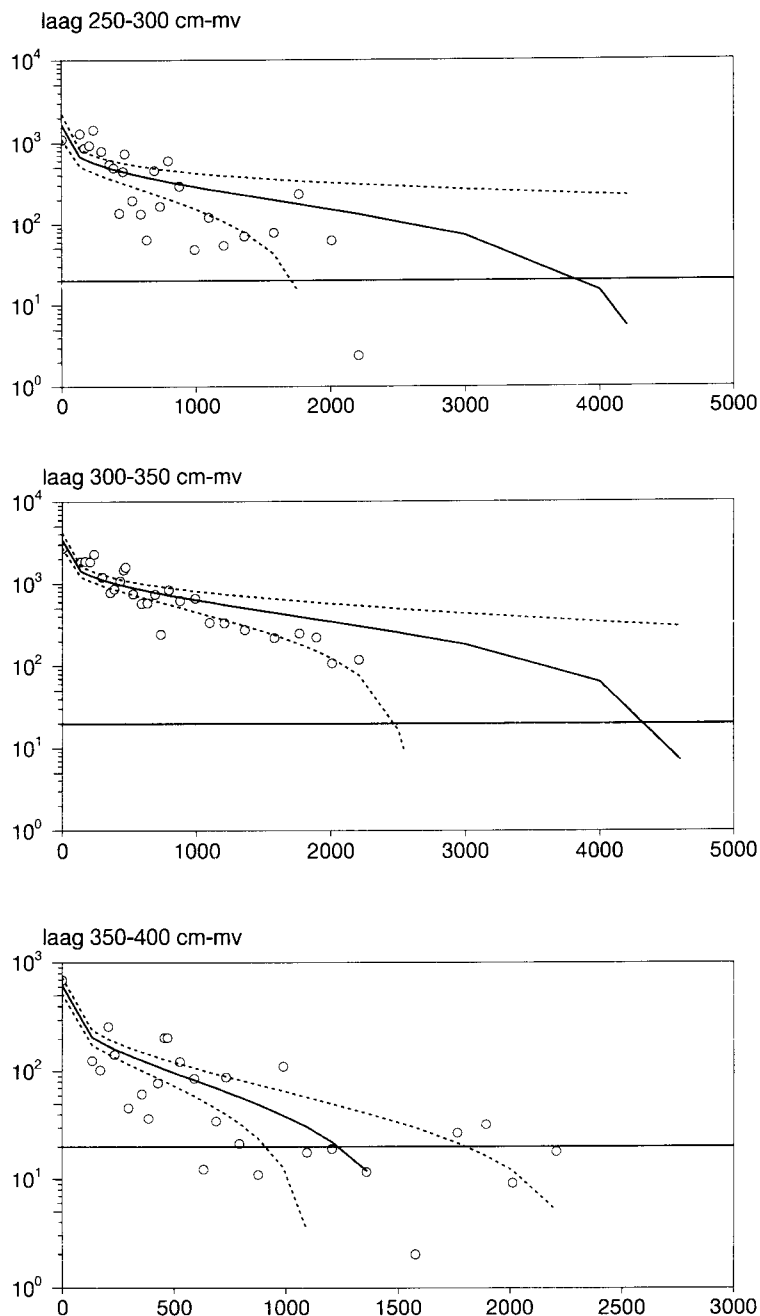


Fig. b1a,b,c Prognoses voor het gehalteverloop van benzine in de lagen 250 tot 300, 300 tot 350 en 350 tot 400 cm-maaiveld, met daarin weergegeven de voor de berekening gebruikte metingen en de 95%-betrouwbaarheidsintervallen.

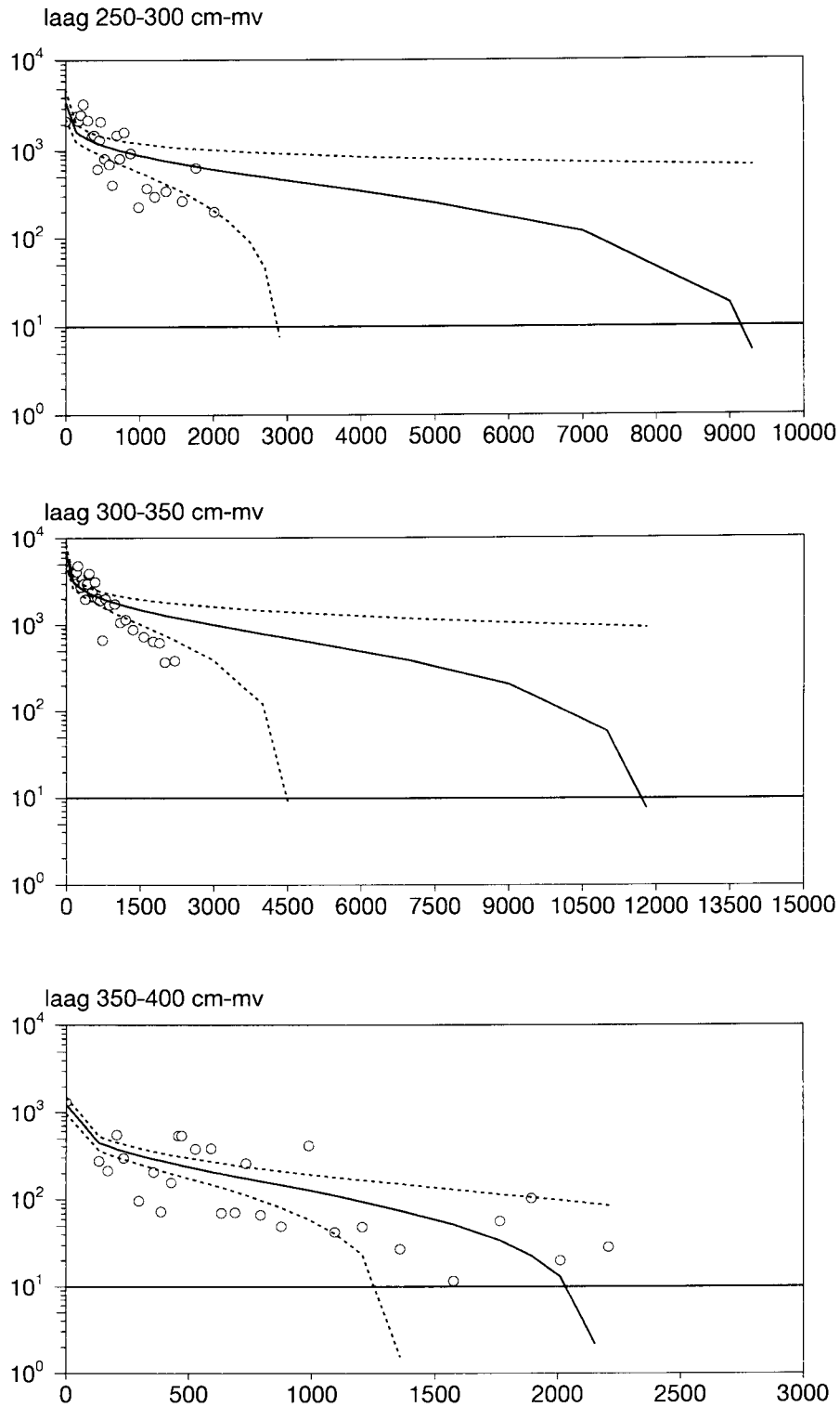


Fig. b2a,b,c Prognoses voor het gehalteverloop van minerale olie in de lagen 250 tot 300, 300 tot 350 en 350 tot 400 cm-maaiveld, met daarin weergegeven de voor de berekening gebruikte metingen en de 95%-betrouwbaarheidsintervallen.

BIJLAGE 2 Prognose gehalteverloop van benzine en minerale olie indien na 1200 dagen overgegaan wordt op intrinsieke sanering, waarbij de gemeten gehalten tot en met 1206 dagen meegenomen zijn in de berekening.

Na 1200 dagen zou overgegaan kunnen worden op een intrinsieke sanering. De gemeten gehalten die tot dat moment op de locatie in Asten verkregen zijn, kunnen ook gebruikt worden als dataset voor de tweede-orde-regressie. De prognoses die met behulp van deze dataset berekend worden, verschillen van de prognoses berekend op basis van alle gemeten gehalten. Deze berekeningen leiden tot een langere saneringsduur.

In de eerste 1206 dagen zijn de bodemgehalten sterk afgenomen. Lineaire regressie komt voor deze dataset het meest in aanmerking voor voorspellingen; de correlatiecoëfficiënt is het dichtst bij 1. De correlatiecoëfficiënt voor tweede-orde-regressie is zeer klein. Mede door grote variaties in de gemeten waarden is de precieze ligging van de regressielijn moeilijk te berekenen en ontstaan grote 95%-betrouwbaarheidsintervallen.

Door de grote afname aan het begin wordt bij tweede-orde-regressies een langzame afname aan het eind verkregen; door de scherpe 'boog' ontstaat een lange 'staart'. Bij een gelijdelijkere afname aan het begin berekent een tweede-orde-regressie een veel kortere saneringsduur; de boog is niet zo scherp en de staart wordt niet zo lang. Daarom lijkt de regressie op basis van alle gemeten gehalten meer geschikt voor de voorspelling van de saneringsduur. Hierbij worden echter ook grove aannames gedaan. Aangezien niet bekend is in welke mate de afnamesnelheid zou veranderen bij overgang naar natural attenuation na 1206 dagen, worden ook de resultaten van de prognoseberekeningen op basis van deze dataset gegeven.

In de tabellen b1 en b2 worden respectievelijk de prognose voor de saneringsduur en de onderste en bovenste 95%-betrouwbaarheidsintervallen voor het bereiken van de streefwaarden voor benzine en minerale olie gegeven. In de figuren b3 en b4 wordt hetzelfde grafisch weergegeven.

Tabel b1. Prognose voor de saneringsduur [dagen] tot streefwaardeniveau, berekend met een tweede-orde-regressie op basis van de gemeten gehalten tot 1206 dagen na de start.

	250-300 cm-mv	300-350 cm-mv	350-400 cm-mv
Benzine	6200	7000	1000
Minerale olie	37.600	52.200	2000

Tabel b2. Tijdsintervallen [dagen] waarbinnen met een kans van 95% de streefwaarden bereikt zullen worden voor regressie op basis van de metingen tot 1206 dagen na de start.

	250-300 cm-mv	300-350 cm-mv	350-400 cm-mv
Benzine	1.750 - z.l.*	2.800 - 53.000	900 - 2.000
Minerale olie	3.850 - z.l.	7.950 - z.l.	1.100 - 6.700

*) z.l. betekent: zeer lang. Na 1000 jaar heeft het bovenste betrouwbaarheidsinterval het streefwaardeniveau nog niet bereikt.

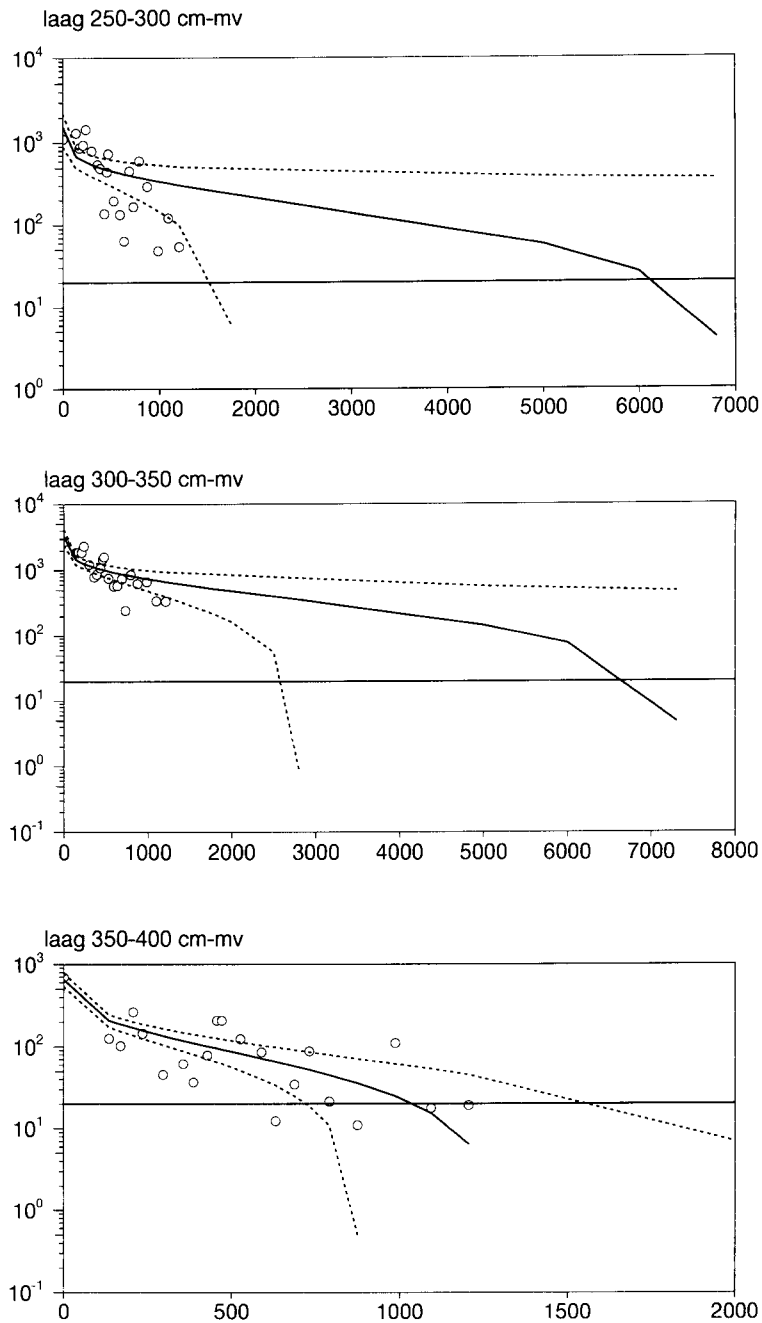


Fig. b3a,b,c Prognoses voor het gehalteverloop van benzine in de lagen 250 tot 300, 300 tot 350 en 350 tot 400 cm-maaiveld, met daarin weergegeven de voor de berekening gebruikte metingen en de 95%-betrouwbaarheidsintervallen.

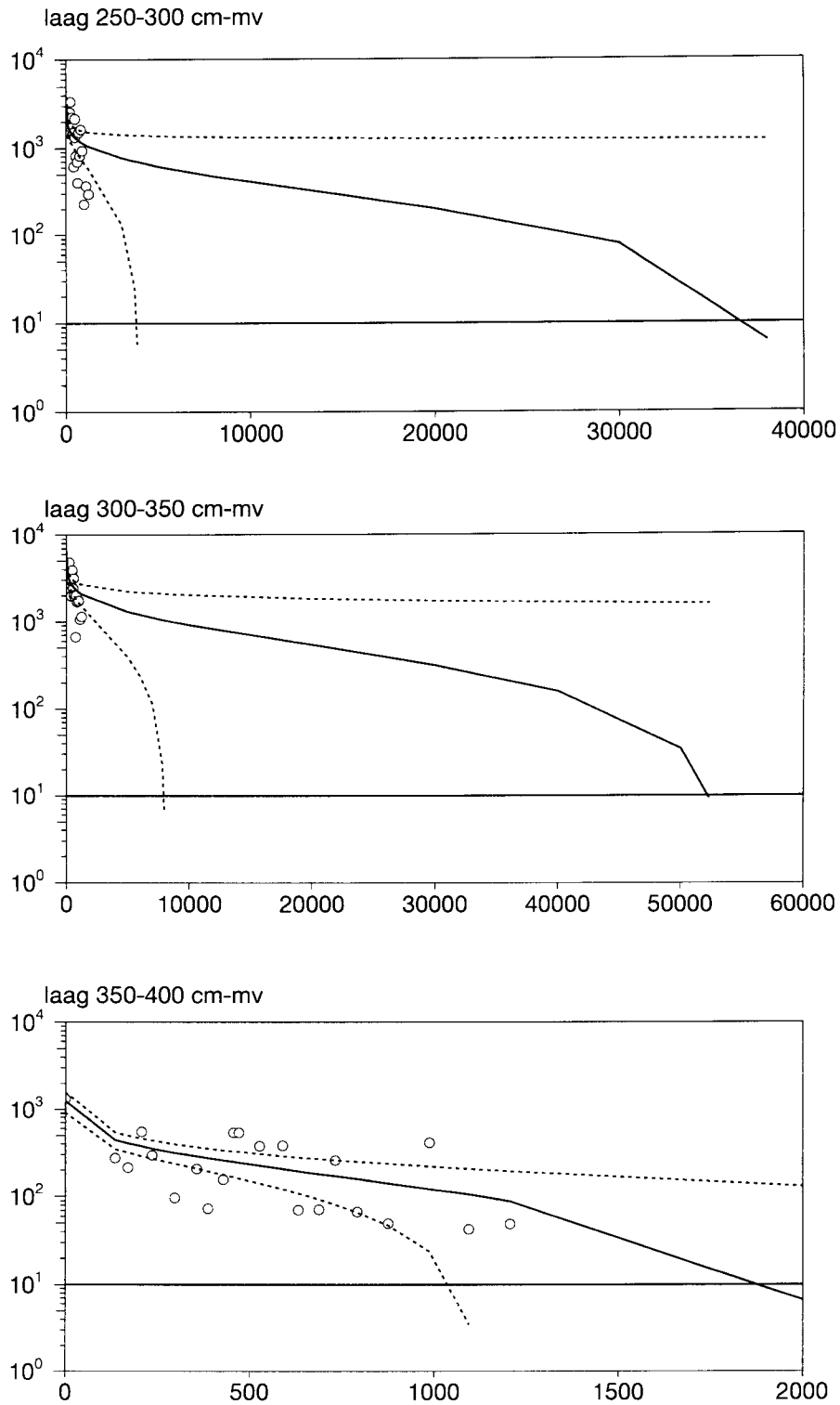


Fig. b4a,b,c Prognoses voor het gehalteverloop van minerale olie in de lagen 250 tot 300, 300 tot 350 en 350 tot 400 cm-maaiveld, met daarin weergegeven de voor de berekening gebruikte metingen en de 95%-betrouwbaarheidsintervallen.