

RIJKSINSTITUUT VOOR
VOLKSGEZONDHEID EN MILIEU
BILTHOVEN

Rapport nr. 715201008

Eindrapportage praktijksanering

"In situ biorestauratie" te Asten

Een evaluatie van de technische en
financiële haalbaarheid.

A.J. Scheuter, R. van den Berg, D. Wever.

augustus 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, Interox 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 Rapportenregistratie |
| 58 | Hoofd Bureau Voorlichting en Public Relations |
| 59 | RIVM bibliotheek |
| 60 t/m 81 | Reserve ten behoeve van Bureau Rapportenbeheer |

INHOUDSOPGAVE

| | |
|--|----|
| VERZENDLIJST | 2 |
| LIJST VAN TABELLEN | 5 |
| LIJST VAN FIGUREN | 6 |
| VOORWOORD | 8 |
| SUMMARY | 9 |
| SAMENVATTING | 10 |
| | |
| 1 INLEIDING | 11 |
| 1.1 Aanleiding onderzoek | 11 |
| 1.2 Principe van de saneringstechniek | 11 |
| 1.3 Verloop onderzoek | 12 |
| 1.4 Organisatie en betrokkenen | 13 |
| 1.5 Overzicht beslissingen en tussentijds onderzoek | 14 |
| | |
| 2 ONDERZOEKPROGRAMMA | 16 |
| 2.1 Fase 1 | 16 |
| 2.1.1 Literatuuronderzoek | 16 |
| 2.1.2 Selectie proeflocatie | 16 |
| 2.2 Fase 2 | 17 |
| 2.2.1 Laboratoriumonderzoek | 17 |
| 2.2.2 Kolommenonderzoek | 18 |
| 2.3 Fase 3 | 19 |
| 2.3.1 Ontwerp | 19 |
| 2.3.2 Uitvoering | 21 |
| | |
| 3 RESULTATEN | 24 |
| 3.1 Bodem | 24 |
| 3.2 Massaverdeling verontreiniging | 30 |
| 3.3 Individuele componenten | 31 |
| 3.4 Koloniegetal | 32 |
| 3.5 Grondwaterconcentraties | 33 |
| 3.6 Zuurstof | 36 |
| 3.7 Koolstofdioxyde | 39 |
| 3.8 Nutriënten | 43 |
| 3.9 Massabalans | 45 |
| 3.10 Grondwaterstand | 47 |
| 3.11 Prognose | 48 |
| 3.11 Discussie | 50 |
| | |
| 4 FOUTEN IN UITGANGSPUNTEN SANERING | 51 |
| 4.1 Geohydrologisch onderzoek | 51 |
| 4.2 Verhoging grondwaterstand | 52 |
| 4.3 Gevolgen van de verkeerde uitgangspunten | 53 |
| 4.3.1 Lage debieten | 53 |
| 4.3.2 Diepe onttrekking | 54 |
| 4.3.3 Infiltratie van peroxyde in de onverzadigde fase | 54 |

| | |
|--|-----|
| 4.4 Problemen bij aanleg en bedrijfsvoering | 56 |
| 4.4.1 Aanleg | 56 |
| 4.4.2 Opstart | 56 |
| 4.4.3 Bedrijfsvoering | 56 |
| 4.4.4 Nutriënten | 57 |
| 4.4.5 Actief-koolfilter | 57 |
| 5 TECHNISCHE HAALBAARHEID | 58 |
| 5.1 Toetsing | 58 |
| 5.2 Mechanismen en fasering: het leerproces | 60 |
| 5.2.1 Uitspoeling | 61 |
| 5.2.2 Mineralisatie | 64 |
| 5.2.3 Saneringsfasen | 66 |
| 5.3 Versnelling sanering | 67 |
| 5.4 Conclusie | 72 |
| 6 FINANCIËLE HAALBAARHEID | 73 |
| 6.1 Begroting en uitgaven sanering | 73 |
| 6.2 Gemaakte kosten | 73 |
| 6.3 Raming kosten geoptimaliseerde sanering | 77 |
| 6.4 Mogelijkheden tot kostenreductie | 78 |
| 6.4.1 Verkorting saneringsduur | 78 |
| 6.4.2 Optimalisatie peroxydoserig | 79 |
| 6.4.3 Resumerend | 81 |
| 6.5 Alternatieven | 81 |
| 6.5.1 Conventionele sanering | 81 |
| 6.5.2 In situ technieken | 82 |
| 6.5.3 Infiltratie waterstofperoxyde op grotere diepte | 82 |
| 6.7 Conclusie | 83 |
| 7 CONCLUSIES | 84 |
| LITERATUUR | 88 |
| BIJLAGE 1 Plattegrond saneringslocatie | 90 |
| BIJLAGE 2 Het gehaltesverloop in de bodem van BTX, benzine, minerale olie, naftaleen en octaan | 91 |
| BIJLAGE 3 Concentratieverloop van benzine in verschillende waarnemingsfilters | 96 |
| BIJLAGE 4 Inbouw van stikstof in het celmateriaal van de biomassa | 97 |
| BIJLAGE 5 Grondwaterstanden op de locatie en in de omgeving van Asten | 98 |
| BIJLAGE 6 Prognose gehaltesverloop van benzine, BTX, naftaleen en octaan | 99 |
| BIJLAGE 7 Prognose concentratieverloop van benzine in het grondwater | 103 |
| BIJLAGE 8 Gemiddelde afwijking van de regressielijn en gemiddelde gehalten | 105 |
| BIJLAGE 9 Afname individuele componenten naar de verschillende perioden | 107 |
| BIJLAGE 10 Oorspronkelijk bestek in situ biorestauratie Asten | 109 |
| BIJLAGE 11 Nieuw bestek in situ biorestauratie Asten | 112 |

LIJST VAN TABELLEN

| Tabelnr. | Titel | |
|----------|--|----------|
| | | 14 |
| 1 | Overzicht van beslispunten, opdrachten en publikaties. | 24 |
| 2 | Streefwaarden in de bodem en het grondwater. | 25 |
| 3 | BTX-gehalten [mg.kg ⁻¹ d.s.], X-punten op verschillende diepten. | 26 |
| 4 | Benzinegehalten [mg.kg ⁻¹ d.s.], X-punten op verschillende diepten. | |
| 5 | Minerale-oliegehalten [mg.kg ⁻¹ d.s.], X-punten op verschillende diepten. | 27 |
| 6a,b,c | BTX-, benzine- en minerale-oliegehalten [mg.kg ⁻¹ d.s.], Z-punten op verschillende diepten. | 28 |
| 7 | Gemiddelde gehalten [mg.kg ⁻¹ droge stof] op dag 2207 (evaluatie-datum) en de streefwaarden, met ter vergelijking de gehalten na 1577 dagen. | 29 |
| 8 | Massaverdeling van BTX, benzine en minerale olie over de verschillende lagen in de bodem en totaal in de periode vanaf het begin tot dag 2207, met daarbij de resultaten over alle lagen op dag 462 en 1577. | 30 |
| 9 | Massabalans van de anorganische stoffen in het ondiepe regime 2207 dagen na de start. | 43 |
| 10 | Massabalans van BTX, benzine en minerale olie over het gehele reinigingsproces. | 46 59 |
| 11 | Milieurendement. | |
| 12 | Verhouding tussen de benzineconcentratie in het opgepompte water en in de waarnemingsfilters, weergegeven als percentage [%] in het diepe en het ondiepe deel op enkele tijdstippen. | 62 |
| 13 | De opgepompte hoeveelheid benzine vergeleken met de totale hoeveelheid benzine aanwezig in het grondwater en in de bodem op verschillende tijdstippen. | 63 |
| 14 | Bepaling totale weerstand bij het infiltreren van water. | 70 |
| 15 | Berekening infiltratiedebiet. | 70 |
| 16 | Begroting In situ Biorestauratie (excl. BTW). | 73 |
| 17 | Personele kosten RIVM. | 74 |
| 18 | Kosten gemaakt door de aannemer. | 75 |
| 19 | Kosten advies en milieukundige begeleiding. | 76 |
| 20 | Financieel overzicht van alle gemaakte kosten. | 76 |
| 21 | De gekapitaliseerde kosten voor een doelmatige in situ biorestauratie op de locatie te Asten. | 77 |
| 22 | Kosten varianten in situ biorestauratie door optimalisatie procesvoering. | 81 |
| b1 | Gemiddelde afwijking [mg.kg ⁻¹ d.s.] van de regressielijn voor benzine op de X-punten op verschillende dieptes in de bodem waarbij alle metingen meegenomen worden en de laatste zes. | 105 |
| b2 | Gemiddelde afwijking [mg.kg ⁻¹ d.s.] van de regressielijn voor minerale olie op de X-punten op verschillende dieptes in de bodem waarbij alle metingen meegenomen worden en de laatste zes. | 105 |

LIJST VAN FIGUREN

| Fig. nr. | Titel | Pag. |
|-----------|---|------|
| 1 | Schematische weergave van de grondwaterzuivering. | 21 |
| 2 | Afname [%] van de individuele componenten na 2207, 1577 en 462 dagen. | 31 |
| 3 | Koloniegetallen (gemiddeld) op verschillende diepten in de grond. | 32 |
| 4 | Het verloop van de benzineconcentratie in de waarnemingsfilters H, I, J en K op een diepte van 450 cm-maaiveld. | 33 |
| 5 | Het verloop van de benzineconcentratie in de waarnemingsfilters H, I, J en K op een diepte van 800 cm-maaiveld. | 34 |
| 6 | Concentratie waterstofperoxyde in het infiltratiewater. | 36 |
| 7 | Het verloop van de zuurstofconcentratie in de waarnemingsfilters H, I, J op een diepte van 350 cm-maaiveld. | 37 |
| 8 | Het verloop van de zuurstofconcentratie in de waarnemingsfilters H, I, J, K op een diepte van 450 cm-maaiveld. | 37 |
| 9 | Het verloop van de zuurstofconcentratie in de waarnemingsfilters H, I, J, K op een diepte van 800 cm-maaiveld. | 38 |
| 10a,b | Gemeten zuurstofconcentraties in het opgepompte grondwater van ondiep 1 en ondiep 2. | 39 |
| 11 | Concentratie aan koolstofdioxyde in het ondiepe grondwater (450 cm-maaiveld) in de verschillende waarnemingsfilters. | 40 |
| 12 | Concentratie aan koolstofdioxyde in het diepe grondwater (800 cm-maaiveld) in de verschillende waarnemingsfilters. | 40 |
| 13 | pH in het ondiepe grondwater (450 cm-maaiveld) in de verschillende waarnemingsfilters. | 42 |
| 14 | pH in het diepe grondwater (800 cm-maaiveld) in de verschillende waarnemingsfilters. | 42 |
| 15 | Het verloop van de grondwaterstand op de locatie in waarnemingsfilter J1 (800 cm-mv) en in de omgeving in TNO-peilbuis 52C-L-0082. | 47 |
| 16a,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 laatste metingen. | 48 |
| 17 | Infiltratiedebiet en debieten van het opgepompte ondiepe en diepe grondwater. | 53 |
| 18 | Massabalans van minerale olie op verschillende tijdstippen. | 60 |
| 19 | Mineralisatie- en uitspoelingsnelheden gedurende verschillende perioden van de sanering. | 61 |
| 20 | Berekende en gemeten koolstofdioxydeconcentratie als functie van de tijd. | 65 |
| 21 | Afbraaksnelheid als functie van de zuurstofbeschikbaarheid. | 80 |
| b1a,b,c,d | Het gehalteverloop van BTX in vier lagen in de bodem op de punten X16, X17, X18 en de gemiddelde waarden waarin ook de Z-punten zijn meegenomen. | 91 |
| b2a,b,c,d | Het gehalteverloop aan benzine in vier lagen in de bodem op de punten X16, X17, X18 en de gemiddelde waarden waarin ook de Z-punten zijn meegenomen. | 92 |

| Fig.nr. | Titel | |
|-----------|---|-----|
| b3a,b,c,d | Het gehalteverloop van minerale olie in vier lagen in de bodem op de punten X16, X17, X18 en de gemiddelde waarden waarin ook de Z-punten zijn meegenomen. | 93 |
| b4a,b,c,d | Het gehalteverloop van naftaleen in vier lagen in de bodem op de punten X16, X17, X18 en de gemiddelde waarden waarin ook de Z-punten zijn meegenomen. | 94 |
| b5a,b,c,d | Het gehalteverloop van octaan in vier lagen in de bodem op de punten X16, X17, X18 en de gemiddelde waarden waarin ook de Z-punten zijn meegenomen. | 95 |
| b6 | Verloop van de benzineconcentraties in de filters A2, B2, C2, D2, E3, F4, G4. | 96 |
| b7 | Verloop van de benzineconcentraties in de filters A1, B1, C1, D1, E2, F3, G3. | 96 |
| b8 | Verloop van de benzineconcentraties in de filters E1, F2, G2. | 96 |
| b9 | Stikstof [kg.dag ⁻¹] dat vastgelegd wordt in het celmateriaal van de biomassa of vrijkomt door het afsterven van de biomassa. | 97 |
| b10 | Het verloop van de grondwaterstand in de waarnemingsfilters H, I, J, K (800 cm-maaiveld) op de locatie. | 98 |
| b11 | Het verloop van de grondwaterstanden in drie TNO-landbouwfilters in de omgeving van Asten. | 98 |
| b12a,b,c | Prognoses voor het gehalteverloop van benzine met daarin weergegeven de voor de prognose gebruikte metingen en de laatste metingen. | 99 |
| b13a,b,c | Prognoses voor het gehalteverloop van BTX met daarin weergegeven de voor de prognose gebruikte metingen en de laatste metingen. | 100 |
| b14a,b,c | Prognoses voor het gehalteverloop van naftaleen met daarin weergegeven de voor de prognose gebruikte metingen en de laatste metingen. | 101 |
| b15a,b,c | Prognoses voor het gehalteverloop van octaan met daarin weergegeven de voor de prognose gebruikte metingen en de laatste metingen. | 102 |
| b16a,b | Prognoses voor het concentratieverloop van benzine in filter I met daarin weergegeven de voor de prognose gebruikte metingen en de laatste metingen. | 103 |
| b17a,b | Prognoses voor het concentratieverloop van benzine in de filters J1, H2 en K2 met daarin weergegeven de voor de prognose gebruikte metingen en de laatste metingen. | 104 |
| b18a,b | Gemiddelde BTX-gehalten, berekend met en zonder Z-punten in de lagen 250 tot 300 en 300 tot 350 cm-maaiveld. | 106 |
| b19a,b | Gemiddelde benzinegehalten, berekend met en zonder Z-punten in de lagen 250 tot 300 en 300 tot 350 cm-maaiveld. | 106 |
| b20a,b | Gemiddelde minerale-oliegehalten, berekend met en zonder Z-punten in de lagen 250 tot 300 en 300 tot 350 cm-maaiveld. | 106 |
| b21 | Afname in periode ten opzichte van de begingehalte. | 107 |
| b22 | Procentuele afname van de individuele componenten in een periode ten opzichte van het gehalte aan het begin van die periode. | 108 |

VOORWOORD

Met dit eindrapport wordt het project 'In Situ Biorestauratie Asten' definitief afgesloten. Het project werd gestart in juni 1984 met een inventarisatie naar de mogelijkheden van in situ biorestauratie, waarna in oktober 1984 opdracht verleend werd tot onderzoek naar deze saneringstechniek. In 1997, dertien jaar later, is het project afgerond.

Als saneringsdoel werden de streefwaarden voor zowel bodem als grondwater aangehouden. Hoewel verwacht werd dat deze waarden met de toegepaste techniek eenvoudig haalbaar waren, bleek dit in de praktijk tegen te vallen. Met het besluit de praktijksanering te Asten na zes jaar af te breken ondanks het niet bereiken van de streefwaarden, is door sommigen zeer tevreden ingestemd. Zekerheid over de benodigde tijd waarin het systeem nog in bedrijf moest worden gehouden voordat de streefwaarden bereikt zouden zijn, bestond namelijk niet. Vanuit wetenschappelijk oogpunt was het echter teleurstellend dit unieke project te stoppen terwijl het doel bijna gehaald werd.

Hoewel veel zaken bij dit onderzoek mis gegaan zijn en saneringstermijnen keer op keer overschreden werden, is zeer veel ervaring opgedaan met en inzicht verkregen in deze saneringstechniek. De vraag of het project Asten een succes of een fiasco is geworden mag door een ieder zelf beantwoord worden.

Vanwege de lange looptijd van het project, is er door veel personen aan gewerkt. Bij de opzet van het onderzoek was TNO betrokken. Iwaco, adviesbureau voor water en milieu, is bij het project betrokken vanaf de ontwerpfase voor de installatie die in Asten gedraaid heeft. Heijmans MT heeft de installatie gebouwd en onderhouden. Monsters werden genomen door medewerkers van RIVM-LBG die gedeeltelijk werden geanalyseerd bij andere laboratoria van het RIVM (LAC, LOC, ECO). Tijdens het onderzoek is enige malen terugkoppeling geweest met de begeleidingscommissie en de klankbordgroep waarin vele specialisten van verschillende bedrijven en instellingen zitting hebben gehad.

De auteurs willen hen allen bedanken voor de door hen geleverde bijdrage aan het onderzoek.

SUMMARY

The six-year long case study forming part of the research project "in situ bioremediation of oil-polluted soil", in the Dutch town of Asten in the province of Noord-Brabant has been brought to an end. Although the target values for soil and groundwater were not yet reached everywhere, this is expected to be possible by January 2000.

The long duration of the remediation led to good results: 97% of the mineral oil, 98% of the petrol and 99% of the BTX have been removed. The average remaining levels of all the pollutants in the soil only exceed the target values in the layers 300-350 cm and 350-400 cm under the soil surface. In these layers the respective levels for mineral oil are 385 mg.kg⁻¹ and 30 mg.kg⁻¹ dry matter; for BTX these are 9 mg.kg⁻¹ and 6 mg.kg⁻¹ dry matter. Petrol exceeds the target value only in the layer 300-350 cm under the soil surface: here 120 mg.kg⁻¹ dry matter is found. The average petrol concentration in the groundwater also exceeds the target value at 540 µg.l⁻¹.

The remediation brought the total mineral oil content down from 3373 kg to 107 kg, still present at the location. Of the removed 3266 kg, 330 kg was distracted with groundwater, 1327 kg converted to carbon dioxide by microorganisms and 558 kg fixated in the cell mass of the microorganisms. Probably about 1051 kg was converted in the vadoze zone. Since the production of carbon dioxide was not measured here, this 1051 kg cannot be stated with certainty. The efficiency of oxygen use is 33%. If conversions in the vadoze zone are assumed, the efficiency becomes 53%.

In comparison with the expectations, on the basis of laboratory and column studies, the duration of the remediation and the resulting remaining levels are disappointing. However, many improvements can be introduced in the technique, and particularly the remediation's execution, so that not only can the duration of the remediation be better estimated, but also shortened. Furthermore, it is expected that lower levels can be reached by better process control on the basis of insight into the processes of removal obtained during the in situ remediation. In situ bioremediation with the use of hydrogen peroxide is concluded to be technically feasible.

This project cost about NLG 3,741,300 (excl. V.A.T.). A more modest remediation would have resulted in costs of NLG 1,035,000. By optimization of the supply of hydrogen peroxide and the minimization of oxygen losses, the costs could have been lowered to NLG 751,000. A conventional clean-up would have cost NLG 1,090,000. Therefore in situ bioremediation with the use of hydrogen peroxide is concluded to be financially feasible as well.

SAMENVATTING

Na zes jaar is de praktijksanering, die in Asten (N.Br.) uitgevoerd werd in het kader van het project "in situ biorestauratie van een met olie verontreinigde bodem", afgesloten. De streefwaarden voor bodem en grondwater waren op dit moment nog niet overal bereikt. Verwacht wordt echter dat het mogelijk is de streefwaarden te bereiken; volgens de prognoses in januari 2000.

Dankzij de lange saneringsduur zijn goede resultaten geboekt. Ten opzichte van de beginhoeveelheid is 97% van de minerale olie verdwenen, 98% van de benzine en 99% van de BTX. De gemiddelde restgehalten in de bodem overschrijden alleen in de laag op 300 tot 350 en 350 tot 400 cm-maaiveld de streefwaarden; voor minerale olie zijn deze gehalten respectievelijk 385 en 30 mg.kg⁻¹ droge stof, voor BTX 9 en 6 mg.kg⁻¹ droge stof. Benzine overschrijdt de streefwaarde alleen in de laag 300 tot 350 cm-maaiveld, met een gehalte van 120 mg.kg⁻¹ droge stof.

De gemiddelde benzineconcentratie in het grondwater overschrijdt de streefwaarde nog. Deze is 540 µg.l⁻¹.

In totaal is nog 107 kg minerale olie aanwezig op de locatie. Van de 3373 kg die aanwezig was aan het begin is 330 kg met het grondwater van de locatie onttrokken, 1327 kg direct omgezet door de micro-organismen tot koolstofdioxide en 558 kg is ingebouwd geweest in het celmateriaal van deze organismen. Waarschijnlijk is ongeveer 1051 kg omgezet in de onverzadigde zone. Hier is echter de koolstofdioxide-productie niet gemeten zodat dit niet met zekerheid gesteld kan worden.

Het rendement in het zuurstofgebruik is 33%. Als aangenomen wordt dat ook omzettingen in de onverzadigde zone hebben plaatsgevonden is dit rendement 53%.

In vergelijking met de verwachtingen omtrent het eindresultaat die vooraf gewekt zijn, is de saneringsduur tegengevallen en zijn de bereikte restgehalten teleurstellend. Er kunnen echter veel verbeteringen in de techniek en met name de uitvoering daarvan worden aangebracht, waardoor de saneringsduur niet alleen beter ingeschat zou kunnen worden, maar ook verkort. De verwachting is ook dat door een betere processturing lagere restgehalten verkregen kunnen worden. Dit alles wordt gebaseerd op inzicht in de processen tijdens de in situ sanering. Geconcludeerd wordt dat in situ biorestauratie met behulp van waterstofperoxyde technisch haalbaar is.

Aan het project is f 3.741.300,= (excl. BTW) uitgegeven. Indien de sanering sober en doelmatig uitgevoerd zou zijn, zou f 1.035.000,= benodigd zijn geweest. Door optimalisatie van de waterstofperoxydedosering en het tegengaan van zuurstofverliezen zouden de kosten verlaagd kunnen worden tot f 751.000,=. De kosten van een conventionele sanering zouden f 1.090.000,= hebben bedragen. Geconcludeerd wordt dat in situ biorestauratie met waterstofperoxyde ook financieel haalbaar is.

1 INLEIDING

Door het ministerie van VROM is in 1984 opdracht gegeven aan TNO en RIVM om de technische en financiële mogelijkheden na te gaan van in situ biologische reiniging van met organische stoffen verontreinigde grond (brief 1264259 dd. 12/10/84).

1.1 Aanleiding onderzoek

In het begin van de tachtiger jaren werden op veel plaatsen in Nederland verontreinigingen in de bodem aangetroffen, die ten gevolge van menselijke activiteiten gedurende voorafgaande decennia in de bodem terecht gekomen waren. Uit een landelijke inventarisatie in 1983 bleek dat meer dan 4000 locaties verontreinigd waren, waarvan zeer veel met olie (Eikelboom, 1983). In veel gevallen was sanering noodzakelijk in verband met gevaar voor verontreiniging van het grondwater of de bestemming van de terreinen.

In dezelfde periode is een inventarisatie van potentiële bodemsaneringstechnieken uitgevoerd (Grondmechanica, 1981). Deze inventarisatie toonde aan dat saneringstechnieken waarbij de verontreinigende componenten verwijderd of afgebroken konden worden, nauwelijks beschikbaar waren. Met enkele extractietechnieken en thermische behandeling van verontreinigde grond was al enige ervaring opgedaan, maar met biologische reinigingstechnieken via compostering of landfarming werden pas de eerste proefnemingen voorbereid (De Kreuk, 1983).

Voor deze saneringstechnieken dient de verontreinigde grond afgegraven te worden. Dit is echter kostbaar en in enkele gevallen zeer moeilijk, bijvoorbeeld indien de verontreinigingen dieper in de ondergrond zijn doorgedrongen of de ondergrond bebouwd is. Een in situ reinigingstechniek zou voor dergelijke locaties goede perspectieven kunnen bieden. Verwacht werd dat dit met behulp van een biologische reinigingsmethode mogelijk zou zijn. Dit heeft geresulteerd in bovengenoemde opdracht.

1.2 Principe van de saneringstechniek

In situ biorestauratie is een bodemreinigingstechniek waarbij met behulp van micro-organismen verontreinigingen ter plekke uit de bodem verwijderd kunnen worden. De micro-organismen breken de verontreiniging af tot milieuhygiënisch ongevaarlijke stoffen.

In de bodem zijn de micro-organismen voornamelijk aanwezig in de bovenste laag; met toenemende diepte neemt het aantal micro-organismen snel af. Dit wordt vooral veroorzaakt door het ontbreken van nutriënten en voldoende zuurstof. Daarnaast kan de betrekkelijke lage temperatuur in de ondergrond een negatieve invloed hebben.

Doordat de oliecomponenten slechts in beperkte mate oplossen in het poriewater, waarin de micro-organismen zich bevinden, wordt de afbraaksnelheid beperkt. Diep doordringen in de met olie verzadigde laag kunnen de bacteriën niet. Sommige micro-organismen zijn echter in staat om verbindingen uit te scheiden waardoor olie geëmulgeerd wordt en op deze manier beter bereikbaar wordt. De oplossnelheid zal ook groter worden indien de afbraaksnelheid van de opgeloste componenten verhoogd wordt.

De groei van de micro-organismen kan gestimuleerd worden door de milieu-omstandigheden te optimaliseren.

Deze optimale omstandigheden kunnen in de bodem ingesteld worden door infiltratie van met zuurstof en nutriënten (fosfaat en stikstof) verrijkt water. Indien dit water onder de verontreinigingsvlek weer onttrokken wordt, wordt de grondwaterstroming op de locatie gereguleerd en daarmee ook het transport van de toevoegingen aan het grondwater. Bovendien vindt uitloging van de verontreiniging plaats. Zonder zuivering kan het opgepompte verontreinigde grondwater, waarin zich tevens ijzerhydroxyden en biomassa bevinden, geloosd noch hergebruikt worden. In de grondwaterzuivering worden tevens nutriënten en zuurstof aan het infiltratiewater toegevoegd.

Voor de toepassing van deze saneringstechniek is een redelijke doorlatendheid van de bodem vereist. Dit moet garanderen dat het transport van zowel nutriënten, zuurstof als de verontreinigende componenten voldoende snel is. Omdat zuurstof vaak een limiterende factor is bij microbiologische omzettingen is er bij dit project voor gekozen waterstofperoxyde aan het infiltratiewater toe te voegen.

1.3 Verloop onderzoek

In dit eindrapport wordt een technische en financiële evaluatie van het in situ biorestaurotieproject dat te Asten is uitgevoerd gegeven. Het onderzoek is in drie fasen uitgevoerd, namelijk:

- fase 1: literatuuronderzoek en selectie van een geschikte proeflocatie;
- fase 2: laboratoriumonderzoek en kolommenonderzoek;
- fase 3: sanering op locatie.

Van deze verschillende fasen zijn rapporten verschenen. Van het onderzoek in de eerste fase zijn rapporten verschenen van Eikelboom (1985) en Verheul et al. (1988). Resultaten van de tweede fase zijn vastgelegd in Van den Berg et al. (1987) en Scheuter en Van den Berg (1995). Doordat de sanering op locatie niet volgens de verwachting verlopen is en meer tijd in beslag heeft genomen, zijn hier twee interimrapportages over geschreven, namelijk Wever et al. (1993) en Scheuter et al. (1995). De sanering op locatie is april 1996 afgerond. De laatste resultaten van de praktijksanering die op de locatie verkregen zijn, worden in dit eindrapport besproken.

Dit rapport geeft verder een overzicht van het uitgevoerde onderzoek in de verschillende fasen. Het onderzoekskarakter van het project heeft als gevolg gehad dat de sanering niet sober en doelmatig uitgevoerd is. Het wetenschappelijke onderzoek vereiste een uitgebreid monitoringsprogramma tijdens de sanering en extra voorzieningen daarvoor bij de bouw van de installatie.

Het verloop van het onderzoek en de genomen beslissingen in de verschillende fasen zijn grotendeels bepaald door het wetenschappelijke karakter van het project en het belang van de techniekontwikkeling. De beslissingen zijn op basis van toenmalige inzichten genomen. Achteraf is gebleken dat deze inzichten niet altijd juist waren en dat foute beslissingen genomen zijn, die hun weerslag hebben gehad op de resultaten van de praktijksanering. Hierop wordt uitgebreid ingegaan bij de technische evaluatie. Tevens komt aan de orde hoe de praktijksanering beter uitgevoerd had kunnen worden.

Bij de financiële evaluatie worden de benodigde financiële middelen berekend volgens het prijspeil in 1996. Hiervoor is de dimensionering van de grondwaterzuiveringsinstallatie opnieuw, gebaseerd op een goed uitgevoerd geohydrologisch onderzoek, uitgevoerd.

Bovendien is getracht de extra gemaakte kosten die benodigd waren voor het wetenschappelijke onderzoek apart weer te geven. Op deze manier worden de werkelijke kosten bepaald die gemaakt zouden zijn als de sanering opnieuw uitgevoerd zou moeten worden.

1.4 Organisatie en betrokkenen

Na een kort onderzoek naar de mogelijkheden van in situ biorestauratie, verleende het Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieuhygiëne in 1984 opdracht tot het ontwikkelen van deze techniek. De opdracht werd verleend aan TNO en het RIVM, waarbij laatste als onderzoekleider optrad. Na enkele jaren werd de rol van TNO echter beperkt tot technisch-wetenschappelijke advisering en uitvoering van de vaste-fase benzineanalyses.

Bij het ingaan van de derde fase werd Iwaco B.V. betrokken bij het project voor de directievoering van het technisch-inhoudelijke deel van de praktijksanering. Het ontwerp van de sanering werd door Iwaco gemaakt en ten behoeve van het uitbrengen van offertes voor de uitvoering van de sanering werd een technische werkschrijving geschreven (Iwaco, 1988).

Voor de gunning van de sanering waren op uitnodiging twee offertes uitgebracht, en wel door Heijmans Milieutechniek N.V. en Mourik Groot-Ammers B.V.. Naast onderling, werden deze offertes ook vergeleken met een offerte voor een conventionele sanering: afgraven en reinigen of storten. Op basis van een vergelijking van kosten en milieuhygiënische aspecten, werd besloten de in situ sanering als methodiek voor te stellen en te gunnen aan Heijmans Milieutechniek N.V. (verslag vergadering dd. 22/9/88; kenmerk 1358/88 LBG RB/ms).

De uitvoering van het wetenschappelijke deel bleef ook in de derde fase in handen van het RIVM.

Na overschrijding van het door het ministerie van VROM met ARAL Nederland N.V. (thans Mobil Oil B.V.) overeengekomen budget, is de verantwoordelijkheid voor de uitvoering formeel in handen gelegd van de provincie (brief van het Ministerie van VROM aan het College van Gedeputeerde Staten van 26 juni 1991, kenmerk DWB/07691017; Bijlage 1). Hierbij is aangegeven dat de meerkosten van de sanering voor 100% via projectfinanciering ten laste van de Rijksoverheid komen. De projectopdracht voor wat betreft de praktijksanering werd dus door de provincie Noord-Brabant overgenomen, maar gezien het wetenschappelijke belang aan de voortzetting van de sanering bleef de organisatorische en wetenschappelijke begeleiding in handen van het RIVM.

Voor de te nemen beslissingen en de evaluaties werd een begeleidingscommissie geïnstalleerd, bestaande uit de diverse participanten in de projectuitvoering en enkele vakdeskundigen. Bovendien is in de verschillende fasen van het project sprake geweest van projectgroepen in wisselende samenstelling.

Naast de eerder genoemde directe partners zijn bij het project betrokken: Interlox Chemie B.V. als leverancier van waterstofperoxyde en Milieutechniek Internationaal 2000 B.V. als leverancier van de biorotoren.

1.5 Overzicht beslissingen en tussentijds onderzoek

In Tabel 1 wordt een overzicht gegeven van de beslispunten, opdrachten en publikaties die in het kader van dit project gemaakt zijn.

Tabel 1. Overzicht van beslispunten, opdrachten en publikaties.

| Datum | Opdrachtgever | Uitvoerder | Omschrijving | Relevante correspondentie |
|------------|--------------------|-------------|--|---------------------------|
| 08-06-1984 | VROM-DGM dir. BWS | RIVM-LBG | Onderzoek mogelijkheden in-situ biorestauratie | LBG122858; |
| 12-10-1984 | VROM-DGM | RIVM-LBG | Opdrachtverlening | DGM1264259; DGM3004265 |
| 17-12-1984 | | | Instelling begeleidingscie | |
| 17-01-1985 | VROM-DGM; RIVM-LBG | TNO | Uitbesteding delen van fase 1 & 2 | LBG128847 |
| sept. 1985 | | TNO | Publikatie literatuuronderzoek | Nr.R85/230 |
| juni 1987 | VROM-DGM | RIVM-LBG | Onderzoek aan ongestoorde kolommen | |
| nov. 1987 | | RIVM-LBG | Resultaten laboratoriumonderzoek | Nr.728518002 |
| juli 1988 | | RIVM-LBG | Selectie, beschrijving en Nader Onderzoek van proeflocatie | Nr.728518001 |
| 03-06-1988 | RIVM-LBG | IWACO BV | Saneringsonderzoek locatie Asten | Nr.330.6970 |
| 26-06-1988 | RIVM-LBG | IWACO BV | Bestek in-situ biorestauratie en grondwatersanering Asten | Nr.330.7610 |
| 25-07-1989 | | IWACO BV | Offerte directievoering | EK/89.888/331.1660 |
| 21-08-1989 | RIVM-LBG | IWACO BV | Opdrachtverlening tot directievoering | 813/89LBG Ak/RB/ms |
| 06-09-1989 | ARAL Nederland NV | IWACO BV | Offerte directievoering | EK/89.1089/331.1660 |
| 20-10-1989 | ARAL Nederland NV | IWACO BV | Opdrachtverlening | TB/No/ysc 5/1240 |
| okt. 1989 | RIVM-LBG; IWACO BV | Heijmans MT | Opdrachtverlening | |
| nov. 1989 | RIVM-LBG; IWACO BV | Heijmans MT | Aanleg van installatie | |
| 26-03-1990 | RIVM-LBG; IWACO BV | Heijmans MT | Oplevering installatie. start sanering | |
| 07-08-1990 | RIVM-LBG; IWACO BV | Heijmans MT | Start dosering waterstofperoxyde | |
| 01-07-1991 | VROM-DGM; RIVM-LBG | IWACO; RIVM | Peildatum voor projectevaluatie | |
| 01-07-1991 | RIVM-LBG; IWACO BV | IWACO BV | Negen nieuwe bemonsteringspunten | |
| aug. 1993 | VROM-DGM; RIVM-LBG | RIVM; IWACO | Publikatie interimrapportage | Nr.715202001 |
| 11-07-1994 | VROM-DGM; RIVM-LBG | RIVM-LBG | Peildatum voor projectevaluatie | |
| 01-02-1995 | RIVM-LBG | Heijmans MT | Stop dosering waterstofperoxyde | |
| april 1995 | VROM-DGM; RIVM-LBG | IWACO BV | Afbakening verontreiniging | Nr.334.1140 |
| juli 1995 | VROM-DGM; RIVM-LBG | IWACO BV | Kostenevaluatie alternatieven | Nr.33.4003.0 |
| juli 1995 | VROM-DGM; RIVM-LBG | RIVM; IWACO | Publikatie tweede interimrapportage | Nr.725201005 |
| dec. 1995 | VROM-DGM | RIVM-LBG | Publikatie resultaten kolommenonderzoek | Nr.728518004 |
| 30-01-1996 | VROM-DGM; RIVM-LBG | | Beslissing afsluiting project | |
| april 1996 | VROM-DGM; RIVM-LBG | RIVM-LBG | Uitvoering tracerexperiment | |
| 05-05-1996 | VROM-DGM | Heijmans MT | Stillegging installatie | |
| 08-10-1996 | RIVM-LBG | IWACO BV | Kosteneffectiviteit In Situ Biorestauratie Asten | Nr33.4721.0 |
| juli 1997 | VROM-DGM; RIVM-LBG | RIVM-LBG | Publikatie resultaten tracerexperiment | |
| juli 1997 | VROM-DGM | RIVM-LBG | Publikatie alternatieve technieken | |
| juli 1997 | VROM-DGM | RIVM-LBG | Publikatie eindrapportage | |

In Hoofdstuk 2, het onderzoekprogramma, zal blijken dat beslissingen die genomen zijn op basis van resultaten in de verschillende fasen consequenties hebben gehad voor het verloop van de sanering. In Hoofdstuk 3 worden de laatste resultaten besproken. In Hoofdstuk 4, fouten in uitgangspunten sanering, worden deze consequenties voor de opzet en uitvoering van de sanering besproken.

Hoofdstuk 5 is een evaluatie van de technische haalbaarheid.

Uit bovenstaande tabel blijkt dat de tijdspanne van dit project zeer groot is geweest. Dit is ten dele te wijten aan de capaciteitsinzet van het RIVM, die voor een project als het onderhavige te beperkt is geweest. Dit heeft tot ongewenste vertragingen geleid en de doelmatigheid verlaagd. In Hoofdstuk 6, financiële haalbaarheid, zal hieraan de nodige aandacht besteed worden, om het kostenaspect en dus het rendement van de sanering op de "echte" eigenwaarde te kunnen beoordelen.

Tenslotte worden de conclusies besproken in Hoofdstuk 7.

2 ONDERZOEKPROGRAMMA

Dit hoofdstuk bevat een samenvatting van het uitgevoerde onderzoek waarvan de resultaten reeds in eerdere rapporten zijn verschenen.

2.1 Fase 1

2.1.1 Literatuuronderzoek

Bij de uitwerking van het onderzoeksplan was het noodzakelijk een inventarisatie te maken van alle beschikbare informatie inzake in situ reiniging. Dit omvatte een literatuurstudie gericht op praktijkexperimenten in situ.

Uit dit onderzoek (Eikelboom, 1985) is naar voren gekomen dat deze techniek belangrijke voordelen kan bieden: afgraven en transporteren van verontreinigde grond is niet nodig, saneringen kunnen tot op grote diepte worden uitgevoerd en sanering onder bestaande bebouwing behoort tot de mogelijkheden. Bovendien kan een hoger milieuhygiënisch rendement bereikt worden omdat de verontreinigende componenten omgezet worden in onschadelijke producten.

In situ biorestauratie werd echter in de praktijk nog niet veel toegepast. De resultaten die in de Verenigde Staten en Duitsland geboekt waren, leken succesvol, hoewel dit moeilijk te evalueren was door onvoldoende gedocumenteerde rapporten. Toch werd naar aanleiding van het literatuuronderzoek verwacht dat deze techniek voldoende perspectieven biedt om toegepast te gaan worden.

2.1.2 Selectie proeflocatie

Om tot de selectie van een geschikte proeflocatie te komen, werd overleg gevoerd met diverse instanties. De voorgestelde locaties werden vervolgens onderworpen aan een uitgebreide beoordeling, waarvoor een aantal criteria (Verheul et al. 1988) was opgesteld. Hoewel niet aan alle criteria voldaan kon worden, werd gekozen voor een locatie in de gemeente Asten, Noord-Brabant. Op het terrein waren een verkooppunt voor motorbrandstoffen en een garagebedrijf gevestigd. Het verontreinigde terrein is gelegen in een woonwijk.

De bodem (1500 m³ grond) was verontreinigd met 30.000 liter normaal-benzine, waarvan ongeveer 27.000 liter als drijfslaag verwijderd kon worden door oppompen. Dit heeft ongeveer één jaar in beslag genomen: van juni tot en met november 1985 en van maart tot en met december 1986. De resterende hoeveelheid was geadsorbeerd aan de bodemmatrix op een diepte van 200 tot 400 cm-maaiveld. Het gemiddelde gehalte aan minerale olie dat gevonden werd in de bodem was 5000 mg.kg⁻¹ droge stof, maar er was een grote spreiding in de gehalten tussen de verschillende lagen. In de laag tussen 200 en 300 cm-maaiveld werden gehalten gevonden tussen 1000 en 2500 mg.kg⁻¹ droge stof. In de daaropvolgende laag tussen 300 en 350 cm-maaiveld lagen de gehalten tussen 3000 en 9000 mg.kg⁻¹ droge stof. Deze laag is het sterkst verontreinigd omdat hier de waterverzadigde zone begint. Deze zone is een barrière voor verticaal transport omdat olie niet oplosbaar is in water. Tussen 350 en 400 cm-maaiveld varieerden de gehalten van 1000 tot 3000 mg.kg⁻¹ droge stof.

Het grondwater was tot circa 10 m diepte verontreinigd met vluchtige aromaten tot de interventiewaarde, terwijl de concentraties in het ondiepe grondwater zeer hoog waren.

Naast bepaling van de omvang van de verontreiniging is in 1987 een geohydrologisch onderzoek uitgevoerd. Dit onderzoek had ten doel de opbouw van de bodem te bepalen en de grondwaterstroming te kwantificeren. De bodem bestond uit zeer fijn zand met slibdeeltjes en kleilensjes. Op een diepte van 600 cm-maaiveld bevond zich in ondoorlaatbaar dun kleilaagje. Het grondwaterpeil varieerde tussen 300 en 350 cm-maaiveld. De conclusies die uit dit onderzoek getrokken zijn, dienden als basis voor de berekening van de capaciteit van de grondwaterzuiveringsinstallatie.

2.2 Fase 2

2.2.1 Laboratoriumonderzoek

Alleen uit buitenlandse literatuur was enige informatie beschikbaar over in situ biorestauratieprojecten. Deze informatie was ontoereikend. Zonder voorbereidend onderzoek was het niet mogelijk een sanering onder Nederlandse omstandigheden te starten. Tijdens het laboratoriumonderzoek (Van den Berg et al., 1987) werd de afbraakcapaciteit van de grond afkomstig van de verontreinigde locatie in Asten onderzocht door middel van uitloogproeven en biodegradatie-experimenten. Tevens werd bekeken in hoeverre de afbraakcapaciteit door wijziging van de (a)biotische omstandigheden zou kunnen worden beïnvloed.

Bij de uitloogexperimenten werden kolommen (andere dan bedoeld in Par. 2.2.2), gevuld met verontreinigde en schone grond, continu doorstroomd met nutriëntoplossing. Door de uitgespoelde concentraties aan organische koolstof van een verontreinigde en een schone kolom onderling te vergelijken, werd de beschikbaarheid van de verontreiniging beoordeeld.

Uit de resultaten van de uitloogproeven bleek dat de benzinecomponenten, aanwezig als immobiele restverzadiging in de grond, slechts langzaam beschikbaar kwamen in de waterfase en uitspoelden. Er bestond een lineaire relatie tussen de totale hoeveelheid uitgespoelde benzine en het percolatiedebiet. De uitspoelsnelheid van verse verontreiniging, die speciaal voor de experimenten aangebracht was op schone grond van de locatie, was hoger dan die van historische verontreiniging. De mobiliteit van de benzinecomponenten kon niet worden bevorderd door het toepassen van detergenten. Dit had verstopping van de grond tot gevolg. Indien getracht zou worden de grond te reinigen door alleen percolatie toe te passen, zou een saneringsduur van meer dan vier jaar verwacht worden.

Bij de biodegradatie-experimenten werd de afbraak van benzine door micro-organismen onderzocht in verschillende opzetten: de Sapro-mattest en in batchproeven. De afbraak werd gevolgd door het zuurstofverbruik te meten, de productie van koolstofdioxide en in enkele gevallen door analyse van specifieke benzinecomponenten.

In de grond was sprake van een lage microbiële activiteit, welke niet toenam in de tijd. Er kon geen netto groei van de populatie waargenomen worden. Als mogelijke verklaring hiervoor werd geopperd dat de biodegradatiesnelheid gelimiteerd werd door de snelheid waarmee de benzinecomponenten beschikbaar komen.

De experimenten zijn onder verschillende omstandigheden uitgevoerd. Uit de resultaten kon afgeleid worden dat:

- * hogere afbraaksnelheden verkregen werden door te werken in een waterverzadigde bodem bij een neutrale pH;
- * enige stikstof- en fosfaatdosering noodzakelijk was;
- * activering van de biomassa het sterkst werd bevorderd door toevoeging van olie-afbrekende micro-organismen; gezien de geringe mobiliteit van de micro-organismen in de grond lijkt dit praktisch echter niet haalbaar.

Onder de ongestoorde en met water verzadigde omstandigheden werd een afbraaksnelheid van maximaal 3 tot 4 mg C.kg⁻¹ grond.dag⁻¹ gemeten. Dit zou overeenkomen met een saneringsduur van ongeveer vier jaar. Onder optimaal gestimuleerde omstandigheden werden echter afbraaksnelheden gemeten van 5 tot 40 mg C.kg⁻¹ grond.dag⁻¹ (inclusief uitspoeling). De bijbehorende afbraakpercentages varieerden van 10 tot 40%. Indien deze omstandigheden ook op de locatie ingesteld zouden kunnen worden, zou dit betekenen dat de saneringsduur ongeveer anderhalf jaar zou bedragen. Verwacht werd dat zelfs hogere afbraaksnelheden mogelijk zouden zijn.

De resultaten van het laboratoriumonderzoek wezen erop dat alle inspanning bij de uitvoering van de kolomproeven en de praktijksanering gericht moest zijn op de verhoging van de initiële biomassa in activiteit en/of massa en de verhoging van de beschikbaarheid van de benzinecomponenten.

2.2.2 Kolommenonderzoek

Als ondersteuning van de resultaten, verkregen uit het laboratoriumonderzoek, werd een onderzoek op semi-technische schaal uitgevoerd (Scheuter en Van den Berg, 1995). De experimenten werden uitgevoerd in zes ongestoorde grondkolommen, gestoken op de locatie te Asten. Aan vijf van de zes kolommen werden verschillende nutriënten toegevoerd om de activiteit van de micro-organismen gunstig te beïnvloeden. Bovendien werd de invloed van de zuurstofbron (luchtzuurstof, waterstofperoxyde en nitraat), acetaatdosering en recirculatie op het verloop en de snelheid van de reiniging onderzocht.

De kolommen waren *volledig verzadigd* met water doordat ze *van onder naar boven* continu doorspoeld werden met kunstmatig regenwater. Na 187 dagen werden vier kolommen gestopt en ontmanteld. De andere twee kolommen zijn in totaal 354 dagen in bedrijf geweest, waarbij deze kolommen in de tweede periode omgeschakeld zijn op effluentrecirculatie.

Door de kolomproeven werd veel proceskundige informatie verkregen over de uitvoer van in situ biorestauratie. Uit de resultaten bleek dat de benzinecomponenten zowel door uitspoeling als door microbiologische omzettingen uit de grond verdwenen. Afhankelijk van de toevoegingen speelden uitspoeling of mineralisatie in meer of mindere mate een rol bij de verwijdering van benzine.

Bij alle kolommen spoelden ongeveer gelijke hoeveelheden benzine uit. Hieruit werd, in samenhang met de uitloogexperimenten op laboratoriumschaal, de conclusie getrokken dat uitspoeling afhankelijk was van het percolatiedebiet en niet van de aanwezige hoeveelheid benzine. Vooral aromaten spoelden in hoge mate uit, alifaten spoelden vrijwel niet uit.

Tussen de kolommen werden grote verschillen gevonden in de omzettingsgraad. Bij die kolommen waaraan extra zuurstof in de vorm van peroxyde werd gedoseerd, verdween meer dan 50% van de aanwezige benzine door microbiologische omzettingen. In de

kolommen waarbij recirculatie van het effluentwater plaatsvond, werden ook goede resultaten verkregen. Het hoge verwijderingspercentage kon echter niet geheel aan microbiologische omzettingen toegeschreven worden, omdat hiervoor te weinig zuurstof in de kolommen is verbruikt. Het is niet duidelijk geworden welk proces wel verantwoordelijk was voor het verdwijnen van benzine uit de kolommen.

Bij de kolommen waaraan alleen extra nutriënten gedoseerd werden, was de mineralisatiegraad erg laag. De aromaten verdwenen desondanks uit het systeem, maar de alifaten niet. Indien peroxyde gedoseerd werd of recirculatie plaatsvond werden de alifaten wel afgebroken.

Vrijwel alle toegevoerde zuurstof werd in de kolommen gebruikt. Geconcludeerd werd dat de omzettingen voornamelijk onder aerobe omstandigheden plaatsvonden. In de kolom waaraan extra nitraat werd toegevoerd, hadden mogelijk anaerobe omzettingen plaatsgevonden. Dosering van natriumacetaat had geen stimulering van de microbiologische activiteit tot gevolg.

De laagste gehalten in de grond werden gevonden bij de kolommen waaraan waterstofperoxyde gedoseerd werd of waarbij het effluentwater gerecirculeerd werd. Onderin de kolommen, waar het percolatiewater de kolommen binnentrad, lagen de gehalten aan individuele componenten beneden de detectiegrens. Het reinigingsproces voltrok zich in de percolatierichting en zuurstof bewoog zich als een front door de kolom. Op die plaatsen in de kolom waar lage gehalten bereikt waren, verliepen de processen waardoor de grond gereinigd werd langzamer. Daarom kon niet met zekerheid gesteld worden dat de streefwaarden overal gehaald zouden kunnen worden.

Na evaluatie van het onderzoek kon geconcludeerd worden dat deze succesvol verlopen was. Een belangrijke conclusie was dat dosering van een additionele zuurstofbron noodzakelijk is om de microbiologische activiteit te stimuleren. Het gebruik van waterstofperoxyde zou hiervoor geschikt zijn. Tevens bleek dosering van een weinig stikstof en fosfaat noodzakelijk. Dat de sanering het beste uitgevoerd kon worden in een volledig met water verzadigde bodem was na de laboratoriumexperimenten niet meer ter discussie komen te staan.

Hoewel de evaluatie van het kolommenonderzoek niet direct na beëindiging van de experimenten heeft plaatsgevonden, werd op basis van een snelle controle van de resultaten de verwachting gewekt dat de praktijksanering na circa twaalf maanden afgerond zou kunnen worden. Binnen deze tijdsduur zouden de gehalten in de bodem onder de streefwaarde liggen. Deze conclusie, die bij de evaluatie van de experimenten overigens niet getrokken is, heeft tot veel problemen geleid bij de praktijksanering.

2.3 Fase 3

2.3.1 Ontwerp

Alvorens met de praktijksanering begonnen kon worden, werd een installatie ontworpen door IWACO B.V., in overleg met het RIVM en TNO (IWACO, 1988). Het ontwerp is gebaseerd op debieten berekend op basis van het geohydrologisch onderzoek op de locatie, uitgevoerd door het RIVM. In het ontwerp werd rekening gehouden met extra metingen ten behoeve van het wetenschappelijk onderzoek.

Er werd een systeem ontworpen waarbij de verontreiniging uit bodem en grondwater zou kunnen verdwijnen door zowel microbiologische omzettingen als uitspoeling. Op basis van de laboratoriumexperimenten werd geconcludeerd dat hiervoor verzadigde omstandigheden optimaal zouden zijn. Daarom werd besloten de grondwaterstand op de locatie te verhogen tot 50 cm-maaiveld. Met behulp van het ontworpen infiltratie- en onttrekkingsstelsel zou dit gerealiseerd moeten worden en kon de grondwaterstroming door het grondpakket gereguleerd worden. Het infiltratiewater werd met nutriënten en zuurstofdrager (waterstofperoxyde) verrijkt om de milieu-omstandigheden in de bodem te optimaliseren, dit om de activiteit van de micro-organismen in de bodem te stimuleren. Dit geïnfiltreerde water werd onder de verontreinigingsvlek weer onttrokken. Om te voorkomen dat de verontreiniging zich naar de omgeving zou verspreiden, zou meer water onttrokken dan geïnfiltreerd moeten worden.

Het onttrokken water kon niet direct worden geloosd of gebruikt als infiltratiewater. Een bovengrondse grondwaterzuiveringsinstallatie was noodzakelijk om het water te zuiveren van de benzinecomponenten en om aan het te infiltreren water de noodzakelijke nutriënten en waterstofperoxyde toe te voeren.

Het processchema van de installatie is in Fig. 1 weergegeven.

Het grondwater werd met behulp van een 25-tal putten, onder de verontreinigingsvlek op een diepte tussen 450 en 550 cm-maaiveld, met behulp van een vacuümbemaling (plunjerpompen) onttrokken. Omdat ook op grotere diepte verontreiniging was aangetroffen, werd besloten ook dit diepe grondwater te onttrekken. Dit werd met behulp van één onttrekkingsput en een onderwaterpomp tussen 650 en 1350 cm-maaiveld gerealiseerd.

In de grondwaterzuiveringsinstallatie (gwzi) doorstroomde het water drie in serie geplaatste biorotoren. De biorotoren bestonden uit horizontale trommels omspannen met gaas waarin pakkingsmateriaal was aangebracht. De aan het pakkingsmateriaal gehechte micro-organismen gebruikten de verontreiniging als substraat. Aan de biorotoren werden separaat nutriënten gedoseerd om biomassagroei te laten optreden. Door de ronddraaiende beweging van de rotoren werd het water voorzien van luchtzuurstof en kwamen de micro-organismen voortdurend in aanraking met influent. Hierdoor trad ook een stripeffect op van vluchtige aromatische koolwaterstoffen uit het onttrokken water. Om te voorkomen dat er ongecontroleerde luchtmissies op zouden treden, waren de biorotoren overdekt en werd de afgezogen lucht door een actief-koolfilter geleid, voor lozing in de buitenlucht plaatsvond.

Door de inbreng van zuurstof werd tevens eventueel opgelost twee-waardig ijzer (Fe^{2+}) geoxydeerd tot driewaardig ijzer (Fe^{3+}) dat als onoplosbare ijzerhydroxyden neersloeg. Het slib, een mengsel van ijzerhydroxyden en biomassa, werd in het zandfilter uit het effluent afgevangen. Het zandfilter werd regelmatig teruggespoeld. Het spoelwater werd op de riolering geloosd.

Verreweg het grootste gedeelte van het onttrokken water werd opnieuw geïnfiltreerd. Aan het infiltratiewater werd waterstofperoxyde, fosfaat en ammonium toegevoegd. De pH werd zonodig gecorrigeerd (tot pH 7) met natronloog. Het geconditioneerde water verliet de grondwaterzuivering en werd met behulp van horizontale drains geïnfiltreerd.

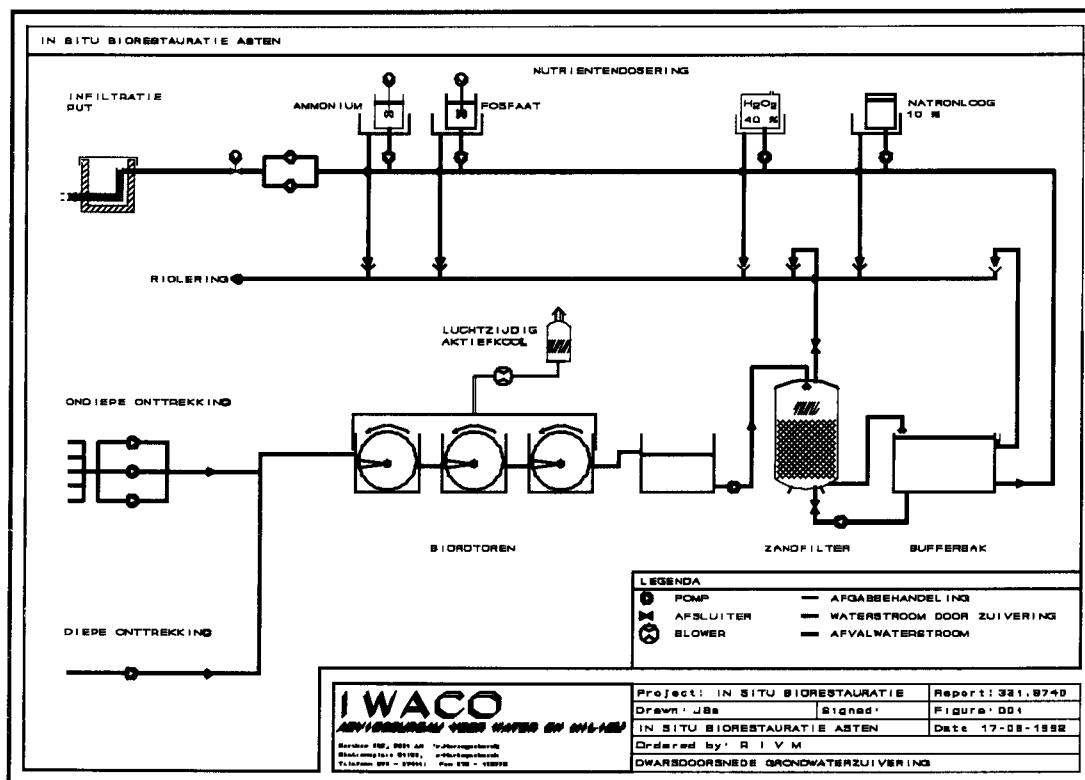


Fig. 1 Schematische weergave van de grondwaterzuivering.

2.3.2 Uitvoering

Na een aanbestedingsprocedure werd de uitvoering van de sanering gegund aan Heijmans Milieutechniek B.V.

Eind 1989 werd begonnen met de aanleg van de installatie en de sanering kon gestart worden op 26 maart 1990 waarbij verwacht werd dat het na een jaar afgerond zou kunnen worden.

De sanering bleek echter minder voorspoedig te verlopen dan werd verwacht. In de zomer van 1991 hebben het RIVM en het Ministerie van VROM het besluit genomen tot een evaluatie van de praktijksanering. Uit de resultaten (Wever et al., 1993) bleek dat de benzineconcentratie in het opgepompte ondiepe grondwater was afgenomen van 30.000 µg.l⁻¹ tot ongeveer 500 µg.l⁻¹. De concentratie in het diepe opgepompte grondwater was afgenomen van 5.000 µg.l⁻¹ tot 500 µg.l⁻¹. Doordat de diepe onttrekking een naar beneden gerichte grondwaterstroming veroorzaakte, was de omvang van de verontreiniging in het diepe pakket toegenomen.

Het gemiddelde bodemgehalte was afgenomen van 1112 mg.kg⁻¹ droge stof naar 532 mg.kg⁻¹ droge stof, waarbij een maximaal gehalte van 2134 mg.kg⁻¹ droge stof gemeten is.

Als grootste oorzaak voor het minder voorspoedig verlopen van de sanering werd aangemerkt dat de debieten van zowel de infiltratie als de diepe en ondiepe onttrekkingen ver achterbleven op het geplande debiet. Bovendien is het niet gelukt de grondwaterstand

op de locatie te verhogen, waardoor betwijfeld werd of uniforme grondwaterstroming door het pakket plaatsvond. Ook bleek de waterstofperoxyde al ontleed te zijn voordat het het grondpakket bereikte, zodat zuurstof verloren is gegaan.

Uit het verloop van de benzinegehalten in de bodem en de benzineconcentraties in het grondwater werd geconcludeerd dat de bodem in september 1993 aan de streefwaarden zou voldoen.

In september 1993 bleek deze prognose echter niet bewaarheid. Daarom is in juli 1994 opnieuw besloten tot een evaluatie van het project. De evaluatie (Scheuter et al., 1995) omvat de resultaten tot en met juli 1994.

Uit de resultaten bleek dat reeds 98% van de BTEX, 91% van de benzine en 88% van de minerale olie uit de bodem was verdwenen. De streefwaarden werden echter nog overschreden in de lagen op 250 tot 300 en 300 tot 350 cm-maaiveld. Bovendien werden in enkele waarnemingsfilters nog zeer hoge benzineconcentraties aangetroffen (maximaal $17.322 \mu\text{g.l}^{-1}$).

Geconcludeerd werd dat voorgaande prognoses niet op een juiste manier uitgevoerd zijn, waardoor te optimistische saneringsduren bepaald werden. De benodigde tijd werd namelijk berekend met behulp van een nulde-orde-model (lineaire regressie). Dit model kan inderdaad toegepast worden indien de gehalten in de bodem hoog zijn, dus in het begin van de sanering. Maar wanneer de gehalten lager worden, gaan andere factoren een rol spelen, die beschreven kunnen worden met behulp van een eerste-orde-model.

Een nieuwe prognose is opgesteld, waaruit bleek dat de sanering nog tot januari 2000 moet worden doorgezet voordat de streefwaarden gehaald zullen worden. Hierbij werd aangetekend dat niet uitgesloten kan worden dat de streefwaarden op enkele plaatsen nog overschreden kunnen worden.

De totale saneringsduur zou hiermee op tien jaar komen.

Op basis van de experimenten in de ongestoorde kolommen werd deze lange saneringsduur niet verwacht. Natuurlijk waren de omstandigheden en de percolatie van water in deze kolommen ideaal, terwijl het veel moeilijker is in de praktijk ook deze omstandigheden in te stellen. Indien voldoende verontreiniging aanwezig is, worden microbiologische omzettingen meestal gelimiteerd door de hoeveelheid zuurstof die aanwezig is. Hierin bestaat inderdaad een groot verschil tussen de kolomexperimenten en de praktijksanering. De zuurstoftoevoer in de kolom waaraan waterstofperoxyde werd toegevoerd, bedroeg ongeveer $34 \text{ mg zuurstof.dag}^{-1}.\text{kg}^{-1}$ grond, terwijl dit bij de praktijksanering gemiddeld slechts $5 \text{ mg zuurstof.dag}^{-1}.\text{kg}^{-1}$ grond bedroeg.

Doordat de grondwaterstand niet verhoogd kon worden, werd het waterstofperoxyde in de onverzadigde zone geïnfiltreerd. Een deel van de toegevoerde zuurstof kon daardoor de bodem verlaten zonder nuttig gebruikt te zijn. Het niet kunnen verhogen van de grondwaterstand had ook een voordeel: door de grote hoeveelheid bodemlucht kon de zuurstof sneller door het grondpakket getransporteerd worden. In het verzadigde pakket is de beschikbaarheid van zuurstof afhankelijk van diffusie naar de microporiën en van de stroomsnelheid van grondwater naar de macroporiën. In de verzadigde zone liep de zuurstofconcentratie in het grondwater steeds verder op als gevolg van de peroxydedosering. Deze verhoogde concentratie verplaatste zich vervolgens als een front dieper de bodem in, zodat zuurstof ook hier beter beschikbaar kwam.

In mei 1996 is de sanering stopgezet, hoewel de streefwaarden nog niet in alle meetpunten behaald werden. De saneringsduur bedroeg op dit moment al meer dan 6 jaar (2207 dagen). In de overeenkomst tussen het Ministerie van VROM en de terreineigenaar was een termijn van vijf jaar voor sanering opgenomen. Omdat de criteria voor een succesvolle beëindiging van de sanering onvoldoende waren vastgelegd, geen garanties omtrent duur van de voortzetting gegeven konden worden en de eigenaar het terrein op korte termijn opeiste voor verbouwing, is in overleg tussen eigenaar, VROM en bevoegd gezag (provincie) besloten de sanering te stoppen.

De resultaten uit de periode juli 1994 tot mei 1996, die nog niet gerapporteerd zijn, volgen in hoofdstuk 3.

Voortzetting

Omdat de streefwaarden nog niet op alle monitoringspunten bereikt zijn op het moment dat de sanering gestopt is, wordt de resterende verontreinigde grond conventioneel gesaneerd. Dit betekent dat de grond waarin zich nog verontreiniging bevindt in hogere gehalten dan de streefwaarden, ontgraven zal worden en elders gesaneerd of gestort zal worden. Gedurende enige jaren zal nog grondwater onttrokken worden totdat ook hier de concentraties lager geworden zijn dan de streefwaarden.

Het lag in de bedoeling bij de afgraving van de verontreinigde grond en bij de verwijdering van het infiltratie- en onttrekkingsstelsel visuele waarnemingen te doen. Hierdoor zou onderzocht kunnen worden in welke mate verstopping van de drains is opgetreden en of deze verstoppingen te wijten zijn aan biomassagroei of ingespoeld zand. Tevens zou met behulp van fluorescerende middelen de bodem rondom de drains en onttrekkingen gecontroleerd worden op de aanwezigheid van biomassa. Het ligt in de verwachting dat met name in de omgeving van de drains in veel hogere mate biomassagroei is opgetreden. Waarschijnlijk zouden de stromingsprofielen van het geïnfiltreerde water ook in de bodem zichtbaar moeten zijn. Hieruit zouden verdere conclusies over het optreden van voorkeurstroming getrokken kunnen worden.

Vanwege procedures is de ontgraving en verwijdering van de ondergrondse infrastructuur echter uitgesteld tot na het verschijnen van dit rapport. Hoewel de conclusies gecontroleerd hadden kunnen worden aan de hand van de visuele bevindingen en het inzicht in de bedrijfsvoering van een in situ biorestauratie vergroot zou zijn als de ondergrondse infrastructuur bekeken had kunnen worden, is niet mogelijk gebleken dit voor het verschijnen van dit rapport af te handelen.

3 RESULTATEN

Op 30 januari 1996 is het besluit genomen de sanering te beëindigen, ondanks het nog niet halen van de streefwaarden. Dit hoofdstuk behandelt de nog niet gerapporteerde resultaten van de sanering op dag 2207 na de start (14 april 1996). Op deze dag heeft de laatste bemonsteringsronde voor zowel bodem en grondwater als proceswater plaatsgevonden.

De belangrijkste metingen ter beoordeling het saneringsresultaat zijn de benzinegehalten in de bodem en de benzineconcentraties in het grondwater op de locatie. De bodemmonsters zijn genomen op de drie X-punten in vier lagen en op de negen Z-punten in twee lagen. Van deze monsters werden de gehalten aan minerale olie bepaald, waarvan 28 componenten apart benoemd werden. Van de X-punten-monsters zijn tevens koloniegetallen en koolstofdioxyde-productie bepaald.

De watermonsters zijn genomen uit de waarnemingsfilters, diepe en ondiepe onttrekkingen, infiltratie, biorotoren en op andere punten in het grond- en proceswater. Van deze monsters zijn de benzine-, nutriënt- en anorganisch-koolstofconcentraties bepaald. De zuurstofconcentratie, pH en geleidbaarheid is ter plekke bij het nemen van het monster bepaald.

In onderstaande tabel worden de streefwaarden voor zowel de bodem als het grondwater weergegeven, waaraan de gemeten benzinegehalten en -concentraties moeten voldoen voordat de locatie schoon verklaard kan worden. Voor benzine en minerale olie zijn nog geen nieuwe streefwaarden afgeleid; dit zijn de oude A-waarden.

Tabel 2 Streefwaarden in de bodem en het grondwater.

| | Bodem [mg.kg^{-1} d.s.] | Grondwater [$\mu\text{g.l}^{-1}$] |
|---------------|-----------------------------------|-------------------------------------|
| Benzine | 20 | 10 |
| Minerale olie | 10 | 50 |
| BTX | 0,15 | 0,6 |
| Naftaleen | 0,002 ¹ | 0,2 |
| Octaan | 0,2 ¹ | - |

¹) De streefwaarden zijn afhankelijk van het humusgehalte. Omdat het humusgehalte op de locatie kleiner dan 2% is, worden deze waarden aangehouden.

3.1 Bodem

In de tabellen 3, 4, 5 en 6 worden alle analyseresultaten gegeven voor BTX, benzine en minerale olie voor zowel de X als de Z-punten.

In Bijlage 2 wordt in figuren het verloop van de gehalten aan BTX, benzine, minerale olie, naftaleen en octaan in de bodem gegeven op de verschillende waarnemingspunten vanaf de start van de sanering tot de beëindiging op dag 2207.

Tabel 3. BTX-gehaltenes [mg/kg d.s.], X-punten op verschillende diepten.

| Monstercode | diepte [cm-mv] | 16/08/89 | 07/08/90 | 11/09/90 | 18/10/90 | 15/11/90 | 16/01/91 | 17/03/91 | 16/04/91 | 28/05/91 | 25/06/91 | 03/09/91 | 05/11/91 | 17/12/91 |
|-------------|-------------------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|
| X16 | 200-250 | 0 | 134 | 169 | 206 | 234 | 296 | 356 | 386 | 428 | 456 | 526 | 589 | 631 |
| | 250-300 | 2 | 16 | 0 | 2 | 0 | 0.6 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | 300-350 | 283 | 1066 | 1 | 8 | 2 | 1 | 0.6 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | 350-400 | 847 | 1052 | 33 | 46 | 70 | 25 | 18 | 13 | 51 | 48 | 4 | 0 | 0.4 |
| X17 | 200-250 | 91 | 88 | 3 | 11 | 10 | 2 | 5 | 0.2 | 5 | 38 | 17 | 0 | 0.4 |
| | 250-300 | 1 | 0 | 0 | 1 | 2 | 0.6 | 104 | 31 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | 300-350 | 122 | 7 | 54 | 30 | 532 | 117 | 178 | 37 | 6 | 136 | 14 | 17 | 5 |
| | 350-400 | 656 | 264 | 576 | 460 | 698 | 401 | 569 | 246 | 17 | 621 | 36 | 18 | 27 |
| X18 | 200-250 | 348 | 2 | 0 | 5 | 18 | 1 | 4 | 3 | 0 | 4 | 0 | 3 | 0 |
| | 250-300 | 4 | 0 | 0 | 1 | 0.4 | 0.5 | 0.2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | 300-350 | 142 | 0.5 | 58 | 34 | 36 | 31 | 17 | 18 | 11 | 8 | 1 | 2 | 2 |
| | 350-400 | 1054 | 42 | 510 | 309 | 228 | 54 | 30 | 25 | 27 | 20 | 12 | 31 | 25 |
| X16 | 200-250 | 178 | 1 | 15 | 1 | 3 | 0.6 | 0.3 | 5 | 1 | 1 | 1 | 7 | 2 |
| | 250-300 | 688 | 731 | 791 | 875 | 987 | 1094 | 1206 | 1360 | 1577 | 1765 | 1892 | 2010 | 2207 |
| | 300-350 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0 | 0 | 3 |
| | 350-400 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0.3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0 | 0 | 1 |
| X17 | 200-250 | 0 | 0 | 0 | 2 | 5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 2 |
| | 250-300 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0.7 | 8 | 0 | 0 | 0.6 |
| | 300-350 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 7 | 12 | 5 | 5 |
| | 350-400 | 0 | 5 | 0 | 2 | 3 | 0.2 | 0 | 0.2 | 0 | 5 | 2 | 0 | 3 |
| X18 | 200-250 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 2 |
| | 250-300 | 93 | 24 | 99 | 123 | 4 | 13 | 3 | 0 | 0 | 8 | 0 | 0 | 0 |
| | 300-350 | 417 | 152 | 234 | 124 | 11 | 6 | 17 | 11 | 0 | 7 | 12 | 5 | 5 |
| | 350-400 | 8 | 3 | 0.2 | 2 | 3 | 0.2 | 0 | 0.2 | 0 | 5 | 2 | 0 | 3 |
| X18 | 200-250 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0.4 | 0 | 0.4 | 0 | 3 | 0 | 0 | 4 |
| | 250-300 | 0 | 1 | 5 | 3 | 4 | 0.7 | 0.2 | 0.3 | 0 | 5 | 0 | 0 | 1 |
| | 300-350 | 29 | 76 | 13 | 13 | 18 | 31 | 24 | 38 | 200 | 118 | 80 | 24 | 17 |
| | 350-400 | 5 | 4 | 2 | 0 | 4 | 1 | 2 | 12 | 4 | 10 | 3 | 1 | 15 |

Tabel 5. Minerale-oliegehaltenes [mg/kg d.s.], X-punten op verschillende diepen.

| Monstercode | diepte [cm-mv] | 16/08/89 | 10/01/90 | 07/08/90 | 11/09/90 | 18/10/90 | 15/11/90 | 16/01/91 | 17/03/91 | 16/04/91 | 28/05/91 | 25/06/91 | 03/09/91 | 05/11/91 | 17/12/91 |
|-------------|----------------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|
| X16 | 200-250 | 130 | 520 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | 250-300 | 2500 | 2700 | 60 | 70 | 690 | 270 | 50 | 20 | 10 | 0 | 20 | 0 | 0 | 0 |
| | 300-350 | 5500 | 6600 | 4000 | 1500 | 5300 | 6500 | 2300 | 1400 | 850 | 4100 | 3800 | 1000 | 0 | 350 |
| | 350-400 | 380 | 70 | 180 | 570 | 1300 | 770 | 210 | 510 | 50 | 460 | 1400 | 780 | 0 | 160 |
| X17 | 200-250 | 50 | 170 | 440 | 0 | 130 | 50 | 0 | 1600 | 1100 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | 250-300 | 1300 | 2300 | 6400 | 2200 | 3500 | 6500 | 3100 | 2800 | 2300 | 650 | 3000 | 1900 | 1600 | 340 |
| | 300-350 | 4300 | 6200 | 6400 | 3900 | 2700 | 4700 | 2400 | 3300 | 2400 | 2100 | 4600 | 3500 | 2200 | 3100 |
| | 350-400 | 2300 | 60 | 650 | 0 | 300 | 100 | 20 | 10 | 70 | 0 | 30 | 47 | 39 | 0 |
| X18 | 200-250 | 170 | 2000 | 0 | 0 | 0 | 70 | 20 | 0 | 30 | 50 | 50 | 70 | 0 | 70 |
| | 250-300 | 1200 | 8300 | 930 | 4300 | 3500 | 3400 | 3500 | 1600 | 2200 | 1200 | 970 | 550 | 510 | 860 |
| | 300-350 | 6300 | 50000 | 1700 | 6200 | 4300 | 3400 | 3500 | 4300 | 2700 | 2800 | 3100 | 2800 | 7300 | 2600 |
| | 350-400 | 1300 | 740 | 0 | 70 | 50 | 20 | 60 | 100 | 100 | 10 | 180 | 300 | 1100 | 51 |
| X16 | 200-250 | 0 | 0 | 0 | 0 | 22 | 0 | 0 | 10 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | 250-300 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | 300-350 | 0 | 520 | 0 | 0 | 37 | 120 | 0 | 12 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | 350-400 | 0 | 490 | 0 | 110 | 390 | 16 | 0 | 0 | 23 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| X17 | 200-250 | 0 | 11 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | 250-300 | 4400 | 2100 | 4100 | 5100 | 400 | 1200 | 340 | 11 | 360 | 490 | 0 | 25 | 0 | 0 |
| | 300-350 | 2900 | 1500 | 1600 | 2100 | 1800 | 720 | 1750 | 1178 | 760 | 550 | 1200 | 530 | 220 | 17 |
| | 350-400 | 53 | 25 | 0 | 38 | 300 | 11 | 17 | 20 | 0 | 130 | 180 | 0 | 0 | 0 |
| X18 | 200-250 | 1500 | 0 | 0 | 17 | 14 | 110 | 260 | 37 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | 250-300 | 140 | 330 | 800 | 510 | 470 | 65 | 53 | 18 | 25 | 15 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | 300-350 | 2800 | 260 | 4400 | 1100 | 2100 | 1600 | 1700 | 978 | 1900 | 790 | 660 | 480 | 320 | 68 |
| | 350-400 | 160 | 260 | 200 | 0 | 550 | 100 | 130 | 61 | 12 | 41 | 130 | 60 | 0 | 0 |
| X16 | 200-250 | 688 | 731 | 791 | 875 | 987 | 1094 | 1206 | 1360 | 1577 | 1765 | 1892 | 2010 | 2207 | 2207 |
| | 250-300 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | 300-350 | 0 | 520 | 0 | 0 | 37 | 120 | 0 | 12 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | 350-400 | 0 | 490 | 0 | 110 | 390 | 16 | 0 | 0 | 23 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| X17 | 200-250 | 0 | 11 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | 250-300 | 4400 | 2100 | 4100 | 5100 | 400 | 1200 | 340 | 11 | 360 | 490 | 0 | 25 | 0 | 0 |
| | 300-350 | 2900 | 1500 | 1600 | 2100 | 1800 | 720 | 1750 | 1178 | 760 | 550 | 1200 | 530 | 220 | 17 |
| | 350-400 | 53 | 25 | 0 | 38 | 300 | 11 | 17 | 20 | 0 | 130 | 180 | 0 | 0 | 0 |
| X18 | 200-250 | 1500 | 0 | 0 | 17 | 14 | 110 | 260 | 37 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | 250-300 | 140 | 330 | 800 | 510 | 470 | 65 | 53 | 18 | 25 | 15 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | 300-350 | 2800 | 260 | 4400 | 1100 | 2100 | 1600 | 1700 | 978 | 1900 | 790 | 660 | 480 | 320 | 68 |
| | 350-400 | 160 | 260 | 200 | 0 | 550 | 100 | 130 | 61 | 12 | 41 | 130 | 60 | 0 | 0 |

Tabel 6a. BTX-gehalten [mg/kg d.s.], Z-punten op verschillende diepten

| Monstercode | diepte [cm-mv] | 09/07/91 | 17/08/92 | 07/12/92 | 14/07/93 | 15/12/93 | 20/07/94 | 24/01/95 | 26/09/95 | 10/04/96 |
|-------------|-------------------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|
| | | 470 | 875 | 987 | 1206 | 1360 | 1577 | 1765 | 2010 | 2207 |
| Z1 | 250-300 | 6 | 0 | 0 | 0 | 0.4 | 0.3 | 0 | | 3 |
| | 300-350 | 34 | 10 | 10 | 6 | 5 | 1 | 8 | | 9 |
| Z2 | 250-300 | 7 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0.5 | 0 | 0 | 1 |
| | 300-350 | 53 | 14 | 26 | 18 | 5 | 4 | 19 | 2 | 11 |
| Z3 | 250-300 | 1583 | 76 | 0 | 3 | 33 | 1 | 330 | | 1 |
| | 300-350 | 1033 | 150 | 84 | 37 | 7 | 0 | 12 | | 23 |
| Z4 | 250-300 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 121 | 0.3 | | 3 |
| | 300-350 | 99 | 0 | 0 | 0 | 0 | 15 | 0.4 | | 3 |
| Z5 | 250-300 | 10 | 0 | 0 | 15 | 0 | 0.3 | 12 | 12 | 4 |
| | 300-350 | 27 | 16 | 31 | 0 | 15 | 1 | 11 | 6 | 14 |
| Z6 | 250-300 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0.3 | | 5 |
| | 300-350 | 17 | 13 | 17 | 11 | 1 | 3 | 4 | | 6 |
| Z7 | 250-300 | 2 | 1 | 0 | 0 | 0.5 | 1 | 0 | 0 | 1 |
| | 300-350 | 15 | 3 | 4 | 1 | 5 | 1 | 1.1 | 13 | 4 |
| Z8 | 250-300 | 311 | 0 | 48 | 3 | 12 | 1 | 10 | 1 | 1 |
| | 300-350 | 717 | 243 | 106 | 92 | 50 | 16 | 26 | 6 | 10 |
| Z9 | 250-300 | 42 | 37 | 2 | 4 | 7 | 24 | 3.5 | | 1 |
| | 300-350 | 73 | 6 | 35 | 18 | 19 | 4 | 11 | | 5 |

Tabel 6b. Benzinegehalten (mg/kg d.s.), Z-punten op verschillende diepten.

| Monstercode | diepte [cm-mv] | 09/07/91 | 17/08/92 | 07/12/92 | 14/07/93 | 15/12/93 | 20/07/94 | 24/01/95 | 26/09/95 | 10/04/96 |
|-------------|-------------------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|
| | | 470 | 875 | 987 | 1206 | 1360 | 1577 | 1765 | 2010 | 2207 |
| Z1 | 250-300 | 36 | 0 | 0 | 0 | 0.4 | 0.8 | 0.3 | | 4 |
| | 300-350 | 1185 | 302 | 195 | 210 | 154 | 342 | 215 | | 240 |
| Z2 | 250-300 | 144 | 0 | 0 | 2 | 0 | 3 | 0 | 0 | 2 |
| | 300-350 | 1778 | 642 | 236 | 382 | 118 | 133 | 352 | 29 | 220 |
| Z3 | 250-300 | 5028 | 731 | 2 | 74 | 522 | 2 | 2107 | | 2 |
| | 300-350 | 4467 | 1731 | 3547 | 759 | 111 | 0 | 269 | | 200 |
| Z4 | 250-300 | 112 | 0 | 2 | 0.8 | 0 | 610 | 0.3 | | 3 |
| | 300-350 | 1481 | 0 | 0 | 0.3 | 0.6 | 357 | 1.4 | | 3 |
| Z5 | 250-300 | 139 | 0 | 0.4 | 344 | 0.2 | 0.7 | 293 | 404 | 4 |
| | 300-350 | 1143 | 731 | 802 | 2 | 310 | 63 | 416 | 145 | 300 |
| Z6 | 250-300 | 32 | 0 | 0 | 0.3 | 0 | 12 | 0.3 | | 5 |
| | 300-350 | 529 | 269 | 283 | 205 | 17 | 212 | 94 | | 26 |
| Z7 | 250-300 | 22 | 32 | 0.2 | 0.7 | 0.5 | 3 | 0.3 | | 2 |
| | 300-350 | 308 | 50 | 102 | 61 | 125 | 9 | 17 | | 4 |
| Z8 | 250-300 | 1794 | 24 | 413 | 79 | 199 | 52 | 252 | 0 | 1 |
| | 300-350 | 2343 | 1938 | 764 | 595 | 1484 | 461 | 979 | 235 | 150 |
| Z9 | 250-300 | 238 | 743 | 35 | 72 | 125 | 178 | 4 | 24 | 1 |
| | 300-350 | 1390 | 283 | 741 | 416 | 426 | 123 | 98 | 47 | 63 |

Tabel 6c. Minerale-oliegehalten (mg/kg d.s.), Z-punten op verschillende diepten.

| Monstercode | diepte [cm-mv] | 09/07/91 | 17/08/92 | 07/12/92 | 14/07/93 | 15/12/93 | 20/07/94 | 24/01/95 | 26/09/95 | 10/04/96 |
|-------------|-------------------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|
| | | 470 | 875 | 987 | 1206 | 1360 | 1577 | 1765 | 2010 | 2207 |
| Z1 | 250-300 | 300 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | 0 |
| | 300-350 | 3400 | 1230 | 750 | 690 | 490 | 1300 | 730 | | 680 |
| Z2 | 250-300 | 600 | 0 | 0 | 0 | 17 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | 300-350 | 4000 | 1600 | 1170 | 1600 | 350 | 670 | 1200 | 100 | 710 |
| Z3 | 250-300 | 12000 | 1900 | 20 | 730 | 2400 | 0 | 5400 | | 0 |
| | 300-350 | 9500 | 4500 | 5580 | 2400 | 580 | 30 | 750 | | 970 |
| Z4 | 250-300 | 700 | 0 | 10 | 0 | 6 | 1700 | 0 | | 0 |
| | 300-350 | 4700 | 0 | 0 | 0 | 17 | 1200 | 0 | | 0 |
| Z5 | 250-300 | 800 | 0 | 0 | 1400 | 13 | 0 | 860 | 1300 | 0 |
| | 300-350 | 2800 | 2100 | 2380 | 30 | 1200 | 250 | 930 | 280 | 860 |
| Z6 | 250-300 | 190 | 0 | 0 | 0 | 7 | 93 | 0 | | 0 |
| | 300-350 | 1500 | 1100 | 1280 | 870 | 140 | 680 | 300 | | 150 |
| Z7 | 250-300 | 150 | 380 | 0 | 0 | 7 | 0 | 0 | | 0 |
| | 300-350 | 1000 | 460 | 310 | 1600 | 390 | 21 | 49 | | 0 |
| Z8 | 250-300 | 5600 | 250 | 1580 | 500 | 830 | 220 | 860 | 0 | 0 |
| | 300-350 | 5400 | 5500 | 2480 | 1500 | 3900 | 1200 | 2100 | 950 | 470 |
| Z9 | 250-300 | 1500 | 3100 | 240 | 540 | 800 | 800 | 0 | 84 | 0 |
| | 300-350 | 3600 | 750 | 2980 | 1600 | 1400 | 730 | 340 | 260 | 240 |

Uit de Tabellen 3, 4, 5 en 6 en de figuren in Bijlage 2 blijkt dat op waarnemingspunt X16 vrijwel geen verontreiniging meer aangetroffen wordt. Voor BTX wordt de streefwaarde echter nog overschreden, hoewel bij een aantal voorgaande bemonsteringen ook gehalten onder de detectiegrens en streefwaarde gevonden zijn. Dit waarnemingspunt ligt aan de rand van de verontreinigingsvlek, dat een verklaring zou kunnen zijn voor het sneller schoon worden van de bodem.

Op waarnemingspunt X17 worden de streefwaarden nog ruim overschreden in de laag op 300 tot 350 cm-maaiveld. In de laag eronder zijn de gehalten aan minerale olie en BTX bijna lager dan de streefwaarde, terwijl dit voor benzine, naftaleen en octaan reeds geldt. In de twee bovenste lagen wordt vrijwel geen verontreiniging meer aangetroffen op X17.

Op waarnemingspunt X18 wordt zowel in de laag op 300 tot 350 als in de laag op 350 tot 400 cm-maaiveld nog verontreiniging aangetroffen, terwijl de beide bovenste lagen vrijwel schoon zijn. Op de Z-punten worden in enkele gevallen ook nog hoge gehalten aan verontreiniging aangetroffen.

De gevonden gehalten op een monitoringpunt variëren in de loop van de tijd, zoals duidelijk uit de tabellen 3, 4, 5 en 6 en de figuren in Bijlage 2 blijkt. Deze verschillen bestaan niet alleen binnen een punt, maar ook in de punten onderling. Zelfs over zeer korte afstanden worden grote gehalteverschillen waargenomen. In Par. 3.11 wordt verder ingegaan op de spreiding in de resultaten. Over het algemeen lijken de gehalten in het midden van de locatie het hoogst te zijn. Naar de rand toe worden de gehalten lager.

Ook indien gemiddelde gehalten over de gehele locatie bepaald worden, blijken deze niet onder de streefwaarden te liggen. In Tabel 7 worden de gemiddelde gehalten van BTX, benzine, minerale olie, naftaleen en octaan weergegeven voor de verschillende lagen op dag 2207. Ter vergelijking worden de gehalten na 1577 dagen ook weergegeven. De gemiddelde waarden zijn op basis van alle meetpunten, zowel de X-punten als de Z-punten, berekend. De laag van 200 tot 250 cm-maaiveld wordt niet weergegeven in de tabel omdat hier geen verontreiniging meer wordt aangetroffen.

Tabel 7 Gemiddelde gehalten [mg.kg^{-1} droge stof] op dag 2207 (evaluatie datum) en de streefwaarden, met ter vergelijking de gehalten na 1577 dagen.

| | 250-300 | 300-350 | 350-400 | totaal | streefw. |
|-----------|---------|-----------|---------|-----------|----------|
| BTX | 2 (14) | 9 (20) | 6 (1) | 5 (9) | 0,15 |
| Benzine | 2 (80) | 120 (220) | 20 (2) | 40 (80) | 20 |
| Min. olie | 0 (270) | 390 (730) | 30 (10) | 100 (250) | 10 |
| Naftaleen | 0 (2) | 2 (3) | 0,5 (0) | 0,6 (1) | 0,002 |
| Octaan | 0 (1) | 9 (6) | 0,4 (0) | 2 (2) | 0,2 |

Uit Tabel 7 blijkt dat in de laag 250 tot 300 cm-maaiveld alleen de streefwaarde voor BTX nog wordt overschreden. De laag op 300 tot 350 cm-maaiveld is nog het meest verontreinigd, terwijl de laag 350 tot 400 cm-maaiveld bijna schoon verklaard kan worden. Alleen naftaleen overschrijdt nog ruim de streefwaarde in deze laag. Voor alle componenten overschrijdt het rekenkundig gemiddelde over de totale locatie nog de streefwaarden.

In vergelijking met de vorige peildatum (na 1577 dagen) zijn de benzinegehalten in de middelste lagen afgenomen met 78 en 100 mg.kg⁻¹ droge stof. De gehalten aan minerale olie zijn respectievelijk met 270 en 340 mg.kg⁻¹ droge stof afgenomen sinds de vorige evaluatiedatum en aan BTX met 12 en 11 mg.kg⁻¹ droge stof.

De gemiddelde gehalten aan naftaleen en octaan in de laag 250 tot 300 cm-maaiveld zijn afgenomen tot onder de detectiegrens. In de laag eronder is het naftaleengehalte afgenomen met 1 mg.kg⁻¹ droge stof. Het octaangehalte is in deze laag toegenomen, en wel met 3 mg.kg⁻¹ droge stof. De gehalten in de laag 350 tot 400 cm-maaiveld zijn alle toegenomen ten opzichte van de vorige peildatum.

3.2 Massaverdeling verontreiniging

Aan de hand van de gehalten in de verschillende lagen kan de hoeveelheid verontreiniging berekend worden die in de bodem achtergebleven is. Hiervoor worden de gemiddelde gehalten gebruikt. De bulkdichtheid van de grond is gesteld op 1,6 g.cm⁻³. De omvang van de verontreinigingsvlek is voor het laatst bepaald in juni 1995 en bedroeg 325 m² (IWACO, 1995). Deze oppervlakte wordt in de berekeningen gebruikt.

De massaverdeling, die aangeeft hoeveel verontreiniging uit de bodem verwijderd is, kan nu bepaald worden. In Tabel 8 wordt dit weergegeven voor de componenten BTX, benzine en minerale olie in de verschillende lagen. Tevens worden de totaal aanwezige hoeveelheden op dag 462 en 1577 vermeld in deze tabel.

Tabel 8 Massaverdeling van BTX, benzine¹ en minerale olie over de verschillende lagen in de bodem en totaal in de periode vanaf het begin en tot dag 2207, met daarbij de resultaten over alle lagen op dag 462 en 1577.

| Bodemlaag [cm-maaiveld] | Beginhoeveelheid [kg] | | | Aanwezig op t = 2207 dagen [kg] | | | Afnamepercentage [%] | | |
|----------------------------|--------------------------|--------------|--------------|------------------------------------|--------------|--------------|-------------------------|--------------|--------------|
| | BTX | Ben- zine | Min. olie | BTX | Ben- zine | Min. olie | BTX | Ben- zine | Min. olie |
| 200-250 | 1 | 15 | 47 | 0 | 1 | 0 | 100 | 93 | 100 |
| 250-300 | 126 | 439 | 870 | 1 | 1 | 0 | 99 | 100 | 100 |
| 300-350 | 373 | 1084 | 1926 | 2 | 31 | 100 | 99 | 97 | 95 |
| 350-400 | 82 | 277 | 531 | 2 | 5 | 7 | 98 | 98 | 99 |
| Totaal | 582 | 1816 | 3373 | 5 | 37 | 107 | 99 | 98 | 97 |
| Totaal 1577 d | | | | 14 | 121 | 403 | 98 | 93 | 88 |
| Totaal 462 d | | | | 168 | 1014 | 2662 | 71 | 44 | 21 |

¹ Door nieuwe berekeningen zijn voor benzine verschillen opgetreden met de beginhoeveelheden en totaal na 462 dagen met de interimrapportages (Wever et al., 1993; Scheuter et al., 1995). BTEX is veranderd in BTX.

Op basis van de hoge afnamepercentages kan van een succesvolle sanering gesproken worden. BTX is bijna volledig uit de bodem verdwenen en het afnamepercentage van minerale olie is 97% geworden. Het afnamepercentage voor de afzonderlijke lagen blijkt voor minerale olie minimaal 95% te zijn.

Hoewel de afnamepercentages hoog zijn, veroorzaakt de achtergebleven hoeveelheid nog steeds te hoge restgehalten. Gezien de hoge verontreinigingsgehalten in het begin, worden vanzelfsprekend hogere afnamepercentages gevonden. Op basis van de afnamepercentages alleen kunnen dus geen conclusies getrokken worden over het saneringsresultaat.

De grootste hoeveelheid BTX is in de periode tot 462 dagen na de start uit de bodem verdwenen, de grootste hoeveelheid minerale olie echter tussen dag 462 en 1577. Aangezien BTX makkelijker te verwijderen is dan minerale olie ligt dit in de lijn der verwachting. In Par. 5.2 wordt hier verder op ingegaan.

Hoewel hoge afnamepercentages behaald zijn, was hier een lange saneringsduur voor nodig. Uit Tabel 8 blijkt duidelijk dat de verwijdering steeds langzamer gaat, maar het verwijderingsproces is nog niet gestopt.

3.3 Individuele componenten

In onderstaande figuur wordt de afname in de gehalten ten opzichte van het begin na 2207 dagen, na 1577 en na 462 dagen van 20 afzonderlijke componenten weergegeven².

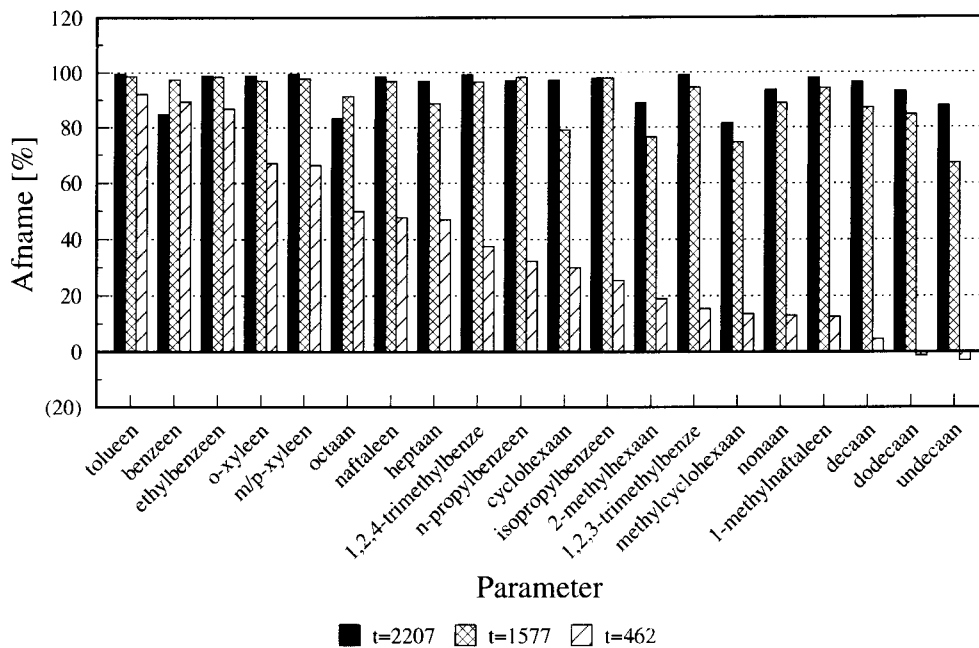


Fig. 2 Afname [%] van de individuele componenten na 2207, 1577 en 462 dagen.

² De afname is berekend op basis van gemeten gehalten. Op basis van hoeveelheden wordt een iets ander beeld verkregen doordat niet alleen de gehalten afnemen, maar ook de omvang van de verontreinigingsvlek.

Na 462 dagen is alleen een hoge afname voor BTEX gevonden. Dit zijn zeer mobiele en goed afbreekbare componenten. Sommige componenten zijn nog nauwelijks verwijderd, terwijl voor dodecaan en undecaan zelfs een kleine toename gemeten is.

Na 1577 dagen worden over het algemeen hoge afnames bereikt. De afname van cyclohexaan, methylcyclohexaan, 2-methylhexaan en undecaan zijn nog lager dan 80%, maar ook voor deze componenten wordt op dag 2207 een hoge afname gevonden.

Uit Fig. 2 blijkt dat de afnamepercentages afnemen met toenemende ketenlengte of verzadigingsgraad van de componenten. De componenten met een hoog afnamepercentage na 462 dagen zijn hoofdzakelijk verwijderd via het uitspoelingsproces, terwijl de andere componenten hoofdzakelijk gemineraliseerd zijn.

In Bijlage 9 wordt deze afname voor de individuele componenten uitgesplitst naar verschillende perioden. Hieruit blijkt dat BTEX voornamelijk verdwijnt in de periode van 0 tot 462 dagen, het grootste deel van de propylbenzenen, 1-methylnaftaleen, dodecaan, decaan en undecaan verdwijnt in de periode van 462 tot 688 dagen en de trimethylbenzenen van 688 tot 987 dagen.

3.4 Koloniegetal

Het koloniegetal is het aantal kolonievormende eenheden per gram bodemmateriaal. Koloniegetallen worden bepaald om conclusies te trekken over de activiteit van de micro-organismen in de bodem. In Fig. 3 wordt het verloop van de koloniegetallen in de verschillende lagen van de bodem weergegeven.

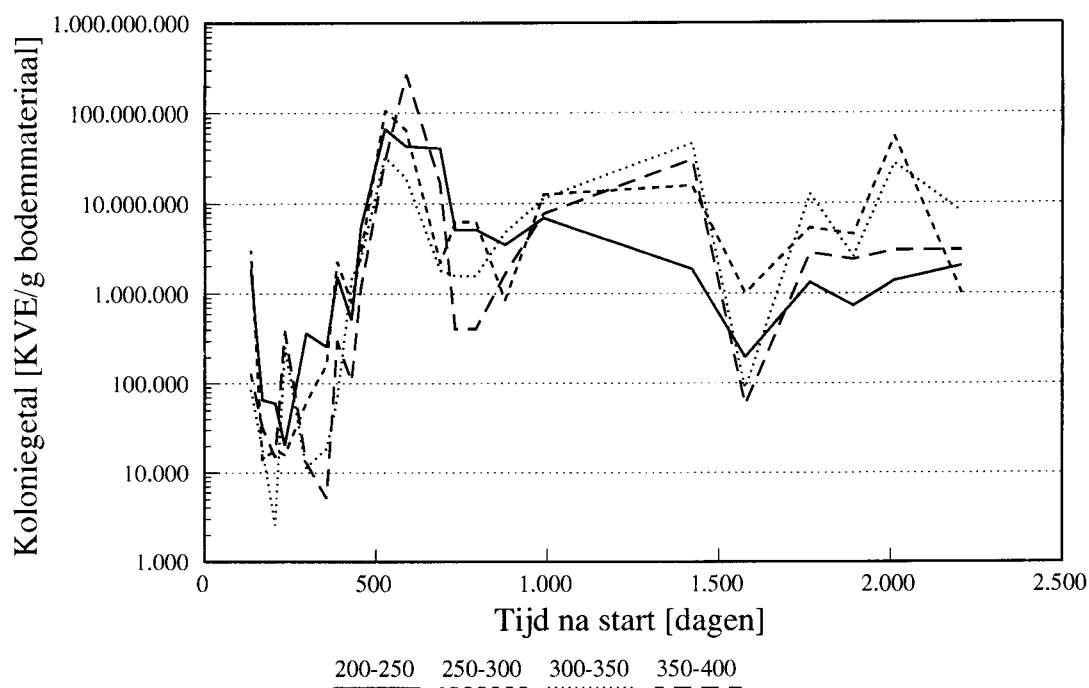


Fig. 3 Koloniegetallen (gemiddeld) op verschillende diepten in de grond.

Op de vorige evaluatiedatum, 1577 dagen na de start, leek een daling te zijn ingezet in de koloniegetallen. De koloniegetallen blijven echter min of meer constant sinds dag 550. De lage getallen die op dag 1577 gemeten zijn, zijn uitschieters.

Uit de massabalans blijkt dat een kleinere hoeveelheid verontreiniging gemineraliseerd is. Toch is het aantal micro-organismen nog niet afgenomen. Dit is een reden te concluderen dat de beschikbaarheid van benzine limiterend is geworden voor het mineralisatieproces. De micro-organismen sterven niet meteen af wanneer één van de noodzakelijke voorwaarden voor groei niet aanwezig is, maar hun activiteit neemt wel af.

3.5 Grondwaterconcentraties

In het grondwater wordt de concentratie aan verontreiniging gemeten in waarnemingsfilters op verschillende dieptes. De waarnemingsfilters H, I, J en K zijn regelmatig bemonsterd, A tot en met G slechts incidenteel.

De streefwaarden worden nog niet overal in het grondwater aangetroffen, zoals blijkt uit Fig. 4 en 5 waar de benzineconcentraties in enkele waarnemingsfilters in het ondiepe (450 cm-maaiveld) en diepe grondwater (800 cm-maaiveld) weergegeven zijn. In deze figuren wordt het streefwaardeniveau met een doorgetrokken lijn weergegeven.

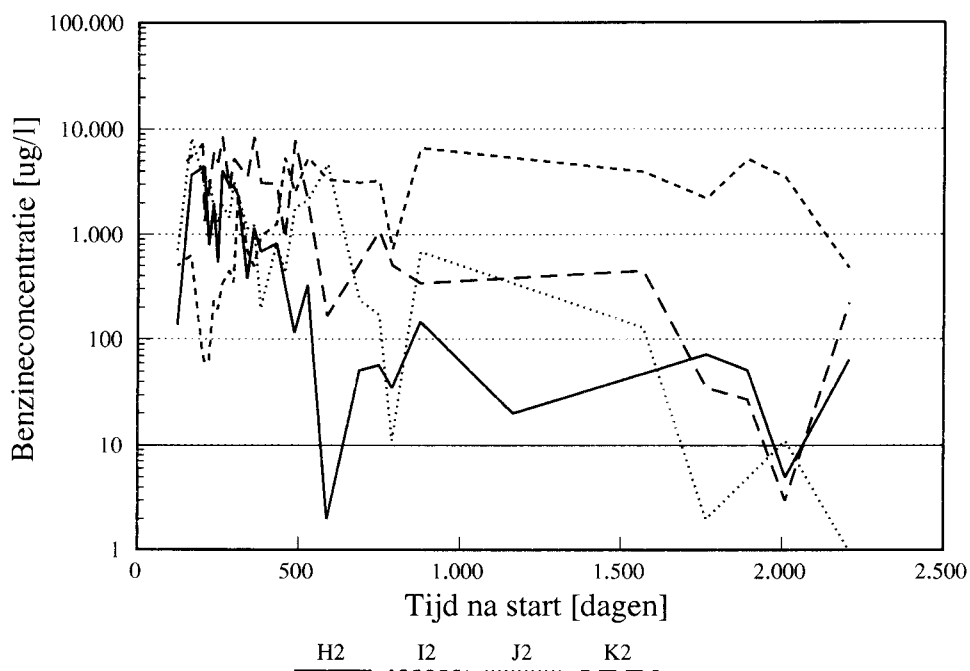


Fig. 4 Het verloop van de benzineconcentratie in de waarnemingsfilters H, I, J en K op een diepte van 450 cm-maaiveld.

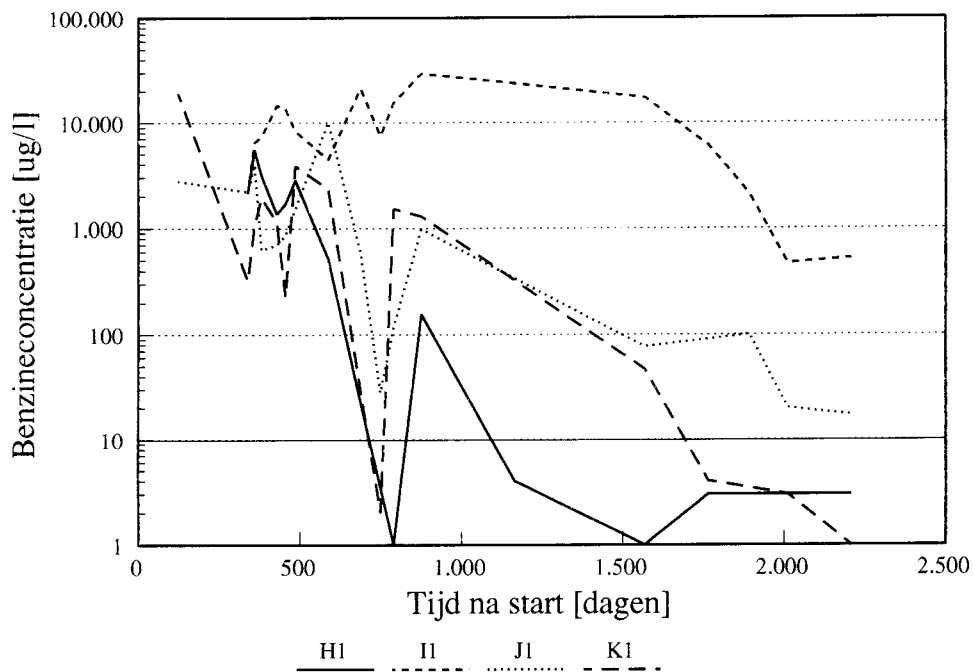


Fig. 5 Het verloop van de benzineconcentratie in de waarnemingsfilters H, I, J en K op een diepte van 800 cm-maaiveld.

In het ondiepe grondwater wordt de streefwaarde bereikt in waarnemingspunt J. De benzineconcentratie is op deze plaats afgenomen van $129 \mu\text{g.l}^{-1}$ naar $1 \mu\text{g.l}^{-1}$ sinds de vorige evaluatiedatum. In filter I worden nog steeds hoge concentraties gevonden. De concentratie op 350 cm-maaiveld (niet in figuur) is zelfs gestegen; deze was $209 \mu\text{g.l}^{-1}$ op de vorige evaluatiedatum en is na 2207 dagen $1184 \mu\text{g.l}^{-1}$ geworden. Op een diepte van 450 cm-maaiveld is de concentratie sterk gedaald in vergelijking met de vorige evaluatiedatum, en wel van 3932 naar $479 \mu\text{g.l}^{-1}$.

In het diepe grondwater worden de streefwaarden ook bereikt in de peilfilters H en K. In waarnemingsfilter H werd deze ook al op de vorige evaluatiedatum bereikt, terwijl de concentratie in filter K af is genomen van 47 naar $1 \mu\text{g.l}^{-1}$. De benzineconcentratie in peilfilter J is $17 \mu\text{g.l}^{-1}$. Deze is gedaald met $58 \mu\text{g.l}^{-1}$ sinds de vorige evaluatiedatum. In waarnemingsfilter I is de concentratie in de afgelopen periode spectaculair gedaald. Deze concentratie was op de vorige evaluatiedatum nog $17322 \mu\text{g.l}^{-1}$ en is nu $521 \mu\text{g.l}^{-1}$ geworden. De streefwaarde wordt in deze waarnemingsfilter overigens nog flink overschreden.

Op de evaluatiedatum zijn tevens monsters genomen van de waarnemingsfilters A tot en met G. Ook in deze filters wordt de streefwaarde nog overschreden. De hoogste concentraties worden gevonden in filter B: op 420 cm-maaiveld is de concentratie $3112 \mu\text{g.l}^{-1}$ en op 750 cm-maaiveld zelfs $4869 \mu\text{g.l}^{-1}$. Dit waarnemingsfilter ligt in de buurt van het tankeiland. In filter E worden op 640 cm-maaiveld ook nog zeer hoge concentraties gevonden, namelijk $953 \mu\text{g.l}^{-1}$.

Waarnemingsfilter A grenst ook aan het tankeiland, recht tegenover filter B. Hier worden de laagste concentraties gevonden. Op 410 cm-maaiveld $7 \mu\text{g.l}^{-1}$ en op 730 cm-maaiveld

115 $\mu\text{g.l}^{-1}$. De concentraties in de filters C, D, F en G liggen tussen 20 en 80 $\mu\text{g.l}^{-1}$. Als de concentraties in deze filters vergeleken worden met de concentraties op de vorige evaluatiedatum, blijkt dat deze ongeveer gelijk gebleven zijn. In Bijlage 3 worden concentraties op de verschillende diepten grafisch als functie van de tijd weergegeven.

Relatie met bodemresultaten

Zoals in Par. 3.1 reeds is vermeld, lijken de gehalten in de bodem af te nemen vanuit het midden van de locatie naar de rand. Een dergelijke relatie kan niet gevonden worden in het grondwater. De achtergebleven verontreiniging in het grondwater lijkt random verdeeld te zijn over de locatie.

In enkele gevallen lijken de resultaten verkregen in het grondwater overeen te komen met de resultaten in de bodem. In de buurt van waarnemingsfilter A, waar lage concentraties gevonden worden (7 $\mu\text{g.l}^{-1}$), ligt punt Z7. Het maximale gehalte dat hier gevonden wordt is 4 mg.kg^{-1} droge stof. In de buurt van filter B (4869 $\mu\text{g.l}^{-1}$) ligt punt Z8, waar het maximale minerale-oliegehalte ongeveer 470 mg.kg^{-1} droge stof is. Naast filter E (953 $\mu\text{g.l}^{-1}$) ligt Z5 waar het hoogste gehalte aan minerale olie gevonden wordt: 860 mg.kg^{-1} droge stof.

De concentraties in de filters C en F zijn echter relatief laag, terwijl in de directe omgeving van deze filters nog hoge gehalten in de bodem gevonden worden.

Uit de resultaten van het tracerexperiment (Scheuter, 1997a) blijkt dat de benzineconcentraties in het grondwater gerelateerd zijn aan het al of niet optreden voorkeursstroming bij de onttrekkingen.

Hoeveelheid

Bij het laatste onderzoek dat door Iwaco (1995) uitgevoerd is ter afbakening van de verontreiniging, zijn niet alleen de contouren van de verontreiniging geadsorbeerd aan de bodemdeeltjes bepaald, maar ook de contouren van de grondwaterverontreiniging. Iwaco concludeerde dat het grondwater over een oppervlak van 700 m^2 verontreinigd is, op enkele plaatsen tot een diepte van 15 m-maaiveld. In totaal is nog ongeveer 1500 m^3 grondwater verontreinigd, waarvan ongeveer 420 m^3 zich in de laag tot 6 m-maaiveld bevindt, 720 m^3 in de laag van 6 tot 10 m-maaiveld en 360 m^3 van 10 tot 15 m-maaiveld. Op basis van deze gegevens kan de hoeveelheid benzine die nog in het grondwater aanwezig is, afgeschat worden. Hierbij wordt aangenomen dat de gemiddelde concentratie van de waarnemingsfilters de gemiddelde concentratie aan benzine in het grondwater op de locatie is.

In het ondiepe regime (tot 6 m-maaiveld) is nog ongeveer 300 g benzine aanwezig en in het diepe regime, van 6 tot 10 m-maaiveld 410 g en van 10 tot 15 m-maaiveld 40 g. In totaal is in het grondwater dus nog ongeveer 750 g benzine op de locatie aanwezig.

Opgepompte benzine

De benzineconcentraties in het opgepompte ondiepe en diepe grondwater zijn op de evaluatiedatum respectievelijk 40 en 1 $\mu\text{g.l}^{-1}$. In totaal is 330 kg benzine opgepompt: 295 kg is via de ondiepe onttrekking opgepompt en 35 kg via de diepe onttrekking.

In de periode vanaf de vorige evaluatiedatum (dag 1577) is slechts 0,7 kg benzine via de ondiepe onttrekking opgepompt en 0,3 kg via de diepe onttrekking. In verhouding tot het totaal is dus veel benzine vanuit het diepe regime opgepompt. Dit bevestigt het vermoeden uit de interimrapportage (Scheuter et al., 1995), dat extra benzine naar het diepe deel is getrokken. Waarschijnlijk heeft het dichtzetten van de onttrekkingen in het midden van de locatie om een ringvormige onttrekking te bewerken, ook hieraan bijgedragen.

3.6 Zuurstof

In Fig. 6 wordt het verloop van de peroxydedosering weergegeven. Met de dosering van waterstofperoxyde is de zuurstofconcentratie in het grondwater aanzienlijk verhoogd (zie Fig. 7, 8 en 9). In het grondwater op 350 cm-maaiveld is deze concentratie ongeveer 20 mg.l⁻¹, terwijl ook een concentratie van meer dan 50 mg.l⁻¹ gemeten is. Met de diepte worden de zuurstofconcentraties lager. Op 450 cm-maaiveld is de gemiddelde concentratie ongeveer 10 mg.l⁻¹ en op 800 cm-maaiveld ongeveer 5 mg.l⁻¹. De zuurstofconcentratie is hier ook later beginnen te stijgen.

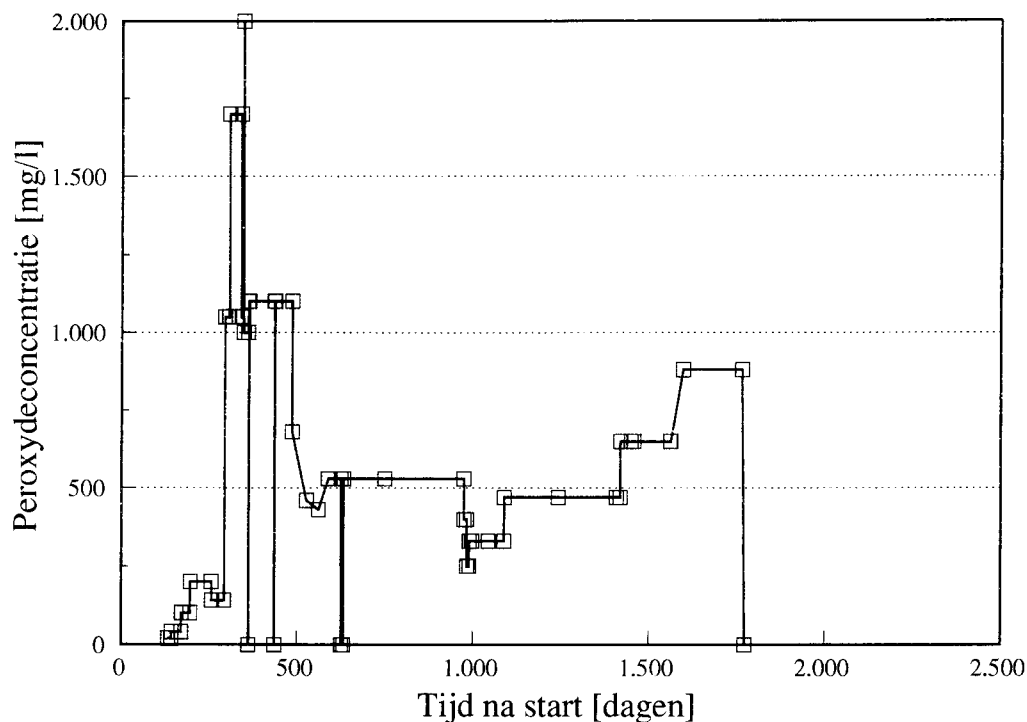


Fig. 6 Concentratie waterstofperoxyde in het infiltratiewater.

Vlak nadat de peroxydedosering gestart is, neemt de zuurstofconcentratie toe, maar na 400 dagen neemt deze weer af. Deze daling hangt waarschijnlijk samen met de toenemende microbiologische activiteit op de locatie, die ook uit andere waarnemingen blijkt. Het zuurstofverbruik is in deze periode hoog. Door een snellere toevoer van zuurstof dan verbruik stijgt de zuurstofconcentratie in het grondwater opnieuw na 650 dagen.

Nadat de dosering van waterstofperoxyde op 1 februari 1995 gestopt is, is de zuurstofconcentratie in het grondwater sterk afgenomen. In eerste instantie daalde de concentratie in het ondiepe grondwater tot bijna 0 mg.l⁻¹, waarna het weer iets opliep. In het diepere grondwater daalde de zuurstofconcentratie geleidelijker. In Fig. 7, 8 en 9 wordt de zuurstofconcentratie als functie van de tijd weergegeven. Het zuurstofgehalte in de bodemlucht is gedaald tot het achtergrondniveau als gevolg van het beëindigen van de peroxydedosering. Verwacht wordt dat dit geen grote invloed zal hebben op het verloop van de reiniging omdat de gehalten aan verontreiniging reeds laag geworden zijn. Ook zonder peroxydedosering wordt voldoende zuurstof aangevoerd voor de mineralisatie van de resterende verontreiniging bij deze lage mineralisatiesnelheden.

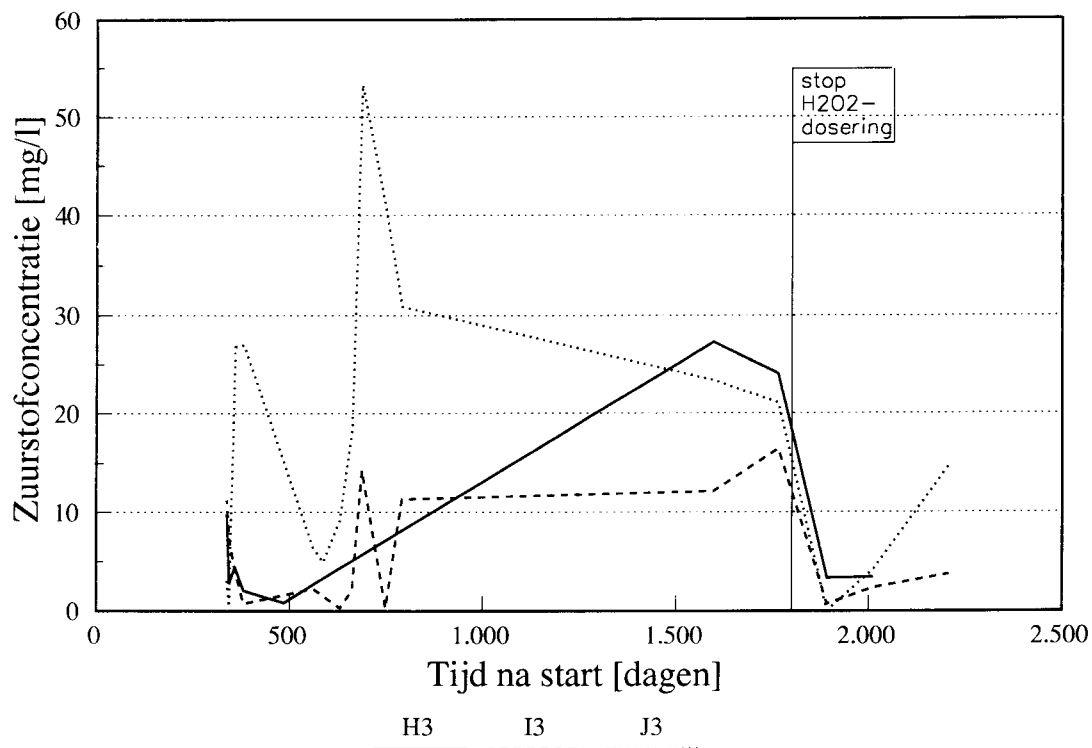


Fig. 7 Het verloop van de zuurstofconcentratie in de waarnemingsfilters H, I, J op een diepte van 350 cm-maaiveld.

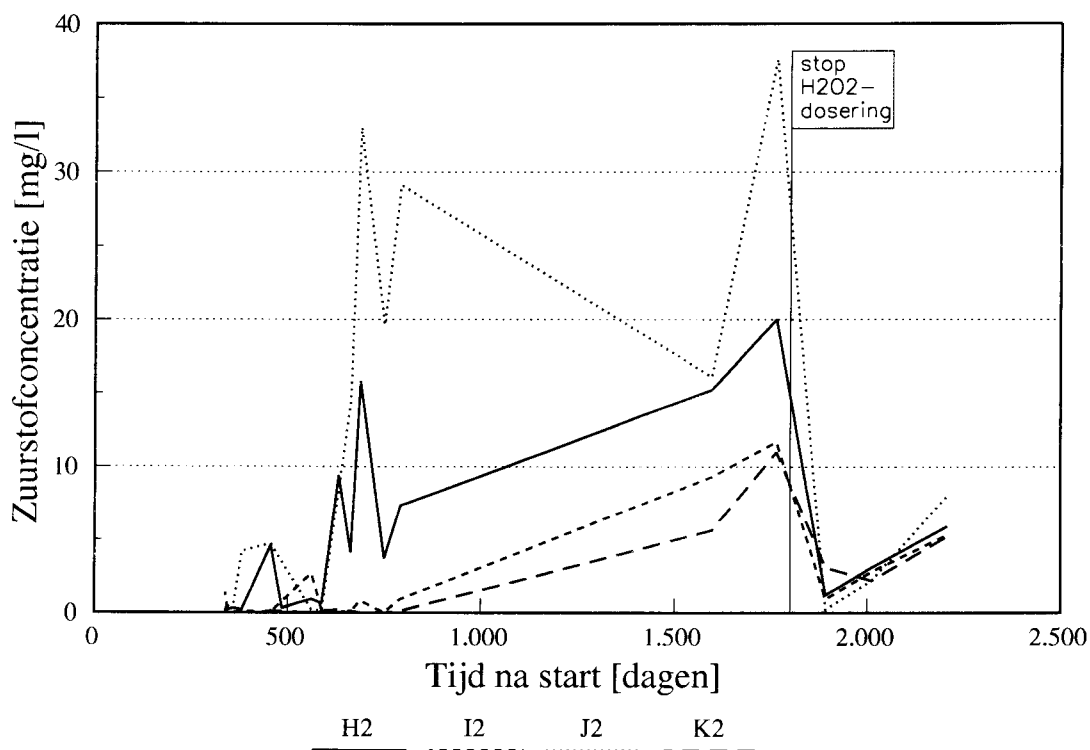


Fig. 8 Het verloop van de zuurstofconcentratie in de waarnemingsfilters H, I, J, K op een diepte van 450 cm-maaiveld.

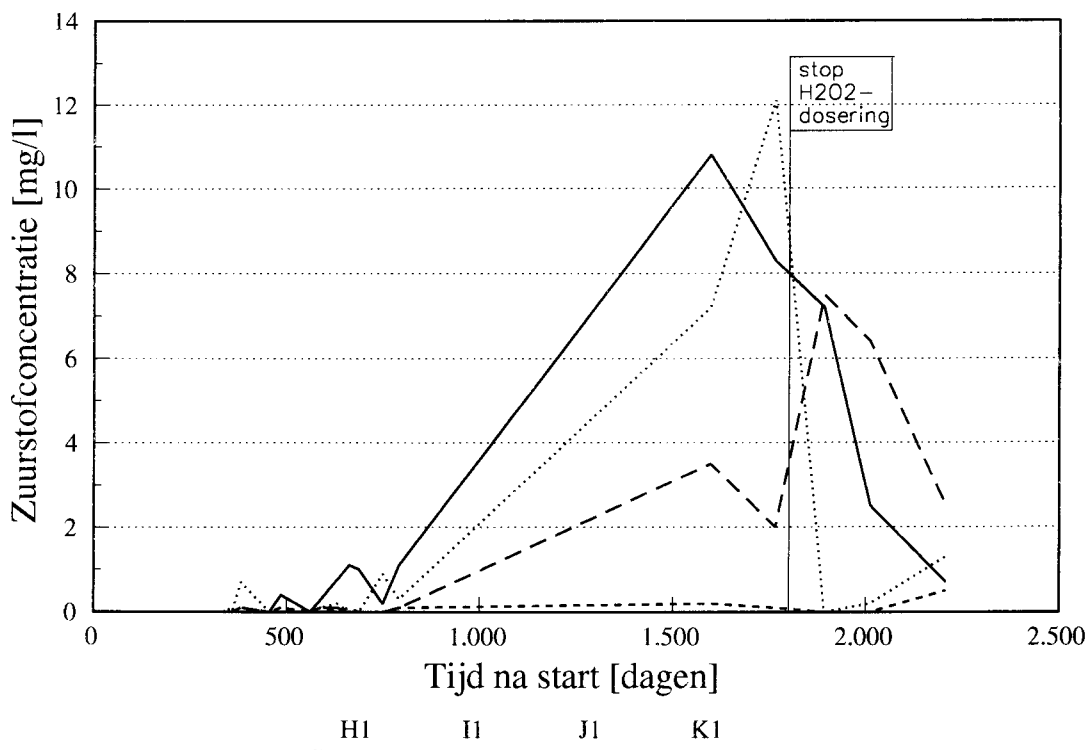


Fig. 9 Het verloop van de zuurstofconcentratie in de waarnemingsfilters H, I, J, K op een diepte van 800 cm-maaiveld.

Opvallend is dat de zuurstofconcentratie in filter I steeds lager is dan die in de andere filters. Op een diepte van 800 cm-maaiveld wordt nauwelijks zuurstof gemeten bij dit waarnemingspunt. Bij dit waarnemingspunt is ook meer verontreiniging, nog om te zetten produkten, aanwezig. De toevoer van zuurstof verloopt hier minder snel dan de opname van zuurstof door de micro-organismen, waardoor de omzettingssnelheid gelimiteerd is.

Vanaf de start van de sanering is in totaal 36.480 kg waterstofperoxyde aan het infiltratiewater toegevoegd. Dit komt overeen met 17.170 kg zuurstof. Via het infiltratiewater waarin zuurstof uit de lucht is opgelost, is 1090 kg zuurstof in de bodem gevoerd. In totaal is dit ongeveer 18.260 kg zuurstof.

In Par. 3.7 wordt de productie aan koolstofdioxyde in de bodem berekend en de benodigde zuurstof hiervoor. Hieruit wordt het rendement in het zuurstofgebruik berekend.

Opgepompte water

In het opgepompte ondiepe grondwater wordt de zuurstofconcentratie continu gemeten in drie verzamelleidingen. Eén van deze meetinrichtingen heeft het begeven na verloop van tijd. De meting wordt aan de zuigzijde van de vacuumbemaling gedaan. Vanwege de onderdruk die hier heerst, is minder zuurstof opgelost. De zuigkracht van de pomp is periodiek gecontroleerd via drukmeting. Deze is ongeveer 7 m waterkolom. Dit betekent dat de druk in de leiding ter plekke van de zuurstofmeting ongeveer 0,3 ata is. Via de wet van Henry, die opgeloste gasconcentraties aan partiële dampspanningen koppelt, kan berekend worden welke concentratie gemeten zou zijn onder atmosferische druk. Aangenomen wordt dat het water met deze concentratie van de locatie onttrokken wordt. In Fig. 10a,b wordt de werkelijk gemeten zuurstofconcentratie in het opgepompte grondwater in de verzamelleiding 'ondiep 1' en 'ondiep 2' weergegeven. In de figuren zijn tevens de

start en stop van de peroxydedosering weergegeven.

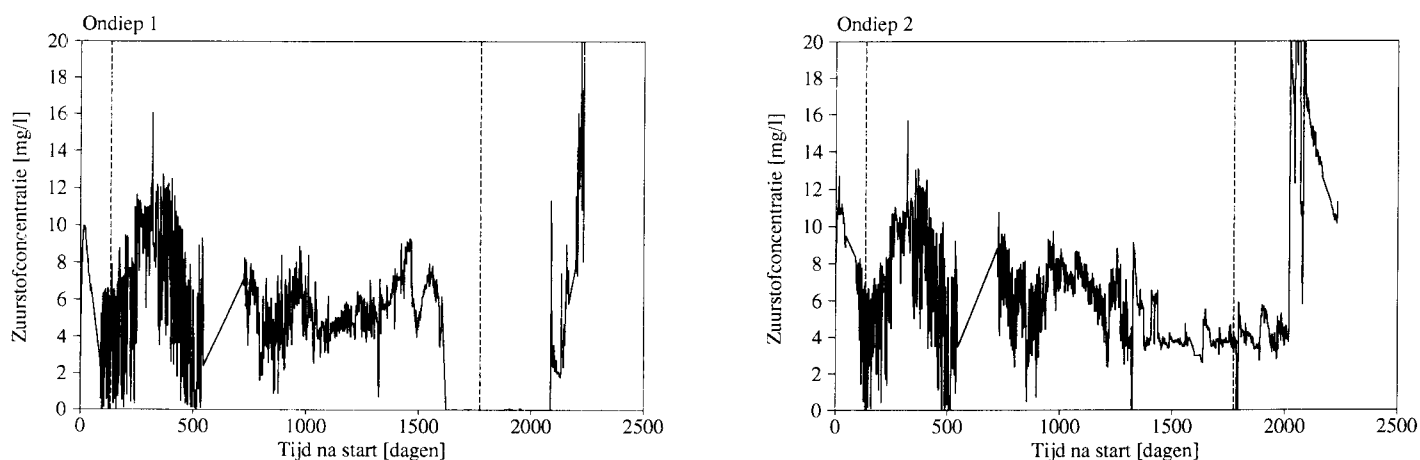


Fig. 10a,b Gemeten zuurstofconcentraties in opgepompt grondwater van ondiep 1 en ondiep 2.

De concentratie schommelt zeer sterk en is over het algemeen lager dan 10 mg.l^{-1} , gemiddeld ongeveer $5,3 \text{ mg.l}^{-1}$. De werkelijke concentratie wordt met behulp van Henry afgeschat op ongeveer 18 mg.l^{-1} . Vanaf de start van de sanering daalt de zuurstofconcentratie in het opgepompte water in eerste instantie. Nadat begonnen is met de dosering van waterstofperoxyde neemt de concentratie weer langzaam toe, maar na ongeveer 400 dagen wordt deze weer lager. Vanaf dag 700 blijft de concentratie min of meer constant. Geheel tegen de verwachting in, wordt een concentratieverhoging gemeten tot 20 mg.l^{-1} nadat de dosering van peroxyde gestopt is. Indien deze metingen omgerekend zouden worden naar atmosferische druk, zouden de concentraties oplopen naar meer dan 60 mg.l^{-1} .

Op deze manier wordt berekend dat tenminste 2400 kg zuurstof via de onttrekkingen van de locatie verdwenen is.

Het verloop van de zuurstofconcentratie in het opgepompte water is ongeveer hetzelfde als die in de ondiepe waarnemingsfilters. De omgerekende zuurstofconcentraties zijn in de periode tot 500 dagen veel hoger dan die gemeten in de waarnemingsfilters in het ondiepe regime. Vanaf 700 dagen is de omgerekende concentratie ongeveer gelijk hieraan. Het is niet bekend waardoor de zeer hoge concentraties na het stopzetten van de peroxydedosering verklaard kunnen worden. Deze concentratie kan alleen voorkomen indien het water in contact staat met lucht met een verhoogd zuurstofgehalte.

3.7 Koolstofdioxyde

In de figuren 11 en 12 wordt het verloop van de concentratie aan koolstofdioxyde in enkele waarnemingsfilters in het ondiepe en diepe grondwater weergegeven. Deze is gemeten vanaf dag 177 in de ondiepe filters en vanaf dag 344 in de diepe. In de figuren staat tevens het tijdstip aangegeven waarop de peroxydedosering is stopgezet.

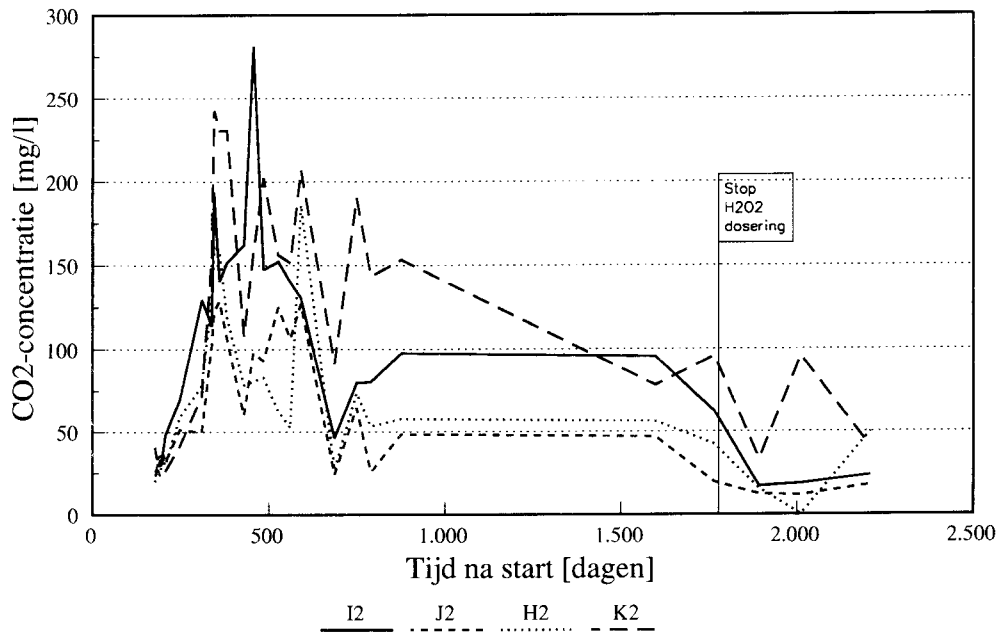


Fig. 11 Concentratie aan koolstofdioxyde in het ondiepe grondwater (450 cm-maaiveld) in de verschillende waarnemingsfilters.

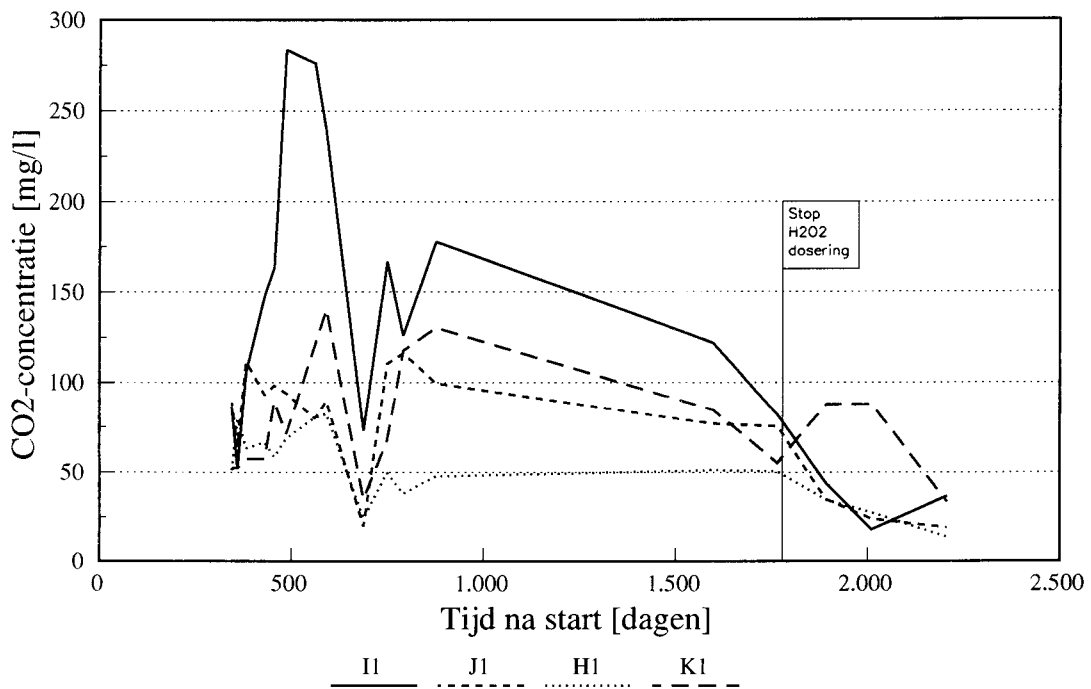


Fig. 12 Concentratie aan koolstofdioxyde in het diepe grondwater (800 cm-maaiveld) in de verschillende waarnemingsfilters.

In de periode van 400 tot 700 dagen worden de hoogste koolstofdioxydeconcentraties³ gemeten. In de periode van 900 tot 1500 dagen zijn geen metingen verricht; de concentratie lijkt constant te blijven. Na 1600 dagen begint de concentratie in alle waarnemingsfilters te dalen. Opvallend is dat op dit moment nog hoge benzineconcentraties gevonden worden. De eerste lagere concentraties zijn gemeten vlak voordat de peroxydedosering is gestopt, zodat zuurstoflimitering ook niet als duidelijke oorzaak hiervoor aangewezen kan worden. Ook is geen daling in de koloniegetallen waargenomen.

Uit de gemiddelde koolstofdioxydeconcentratie in de waarnemingsfilters vermenigvuldigd met het oppompdebiet minus de hoeveelheid die opnieuw geïnfiltreerd wordt, wordt berekend dat tot 2207 dagen 5590 kg aan koolstofdioxyde is geproduceerd. De fout in de berekeningsmethode is ongeveer 12%. Stoechiometrisch betekent dit dat 1780 kg organische stof volledig is omgezet in deze periode. Hierbij wordt aangetekend dat een deel van de omzettingsreacties zich waarschijnlijk afspelen in de onverzadigde zone, waarvan de produktie aan koolstofdioxyde niet gemeten wordt (zie Par. 5.1.2).

De produktie aan koolstofdioxyde kan niet berekend worden met de concentratie in het opgepompte water, omdat deels bodemlucht aangezogen wordt waardoor een lagere concentratie in het opgepompte water gemeten wordt.

Voor de produktie van 5590 kg koolstofdioxyde is 6100 kg zuurstof nodig geweest. Slechts 33% van de hoeveelheid zuurstof die geïnfiltreerd is, is nuttig gebruikt voor de volledige omzetting van organische stof. Dit rendement is zeer laag, vooral omdat het gebruik van waterstofperoxyde zeer kostbaar is.

Van de 12.160 kg geïnfiltreerde zuurstof dat niet gebruikt is voor omzettingen, is tenminste 20% via de onttrekkingen van de locatie verdwenen. Een groot deel is dus via een andere weg uit de bodem verdwenen of gebruikt voor partiële afbraak.

Op basis van de restgehalten en onder de aanname dat geen verontreiniging naar de omgeving verdwijnt wordt berekend dat 2829 kg benzine volledig omgezet zou moeten zijn naar koolstofdioxyde. Hiervoor zou 9700 kg zuurstof benodigd zijn, hetgeen het rendement in het zuurstofgebruik op 53% brengt.

In de interimrapportage (Scheuter et al., 1995) bleek het verloop van de koolstofdioxydeconcentratie samen te hangen met het doseringsniveau van waterstofperoxyde. Indien de concentratie aan waterstofperoxyde verhoogd werd, nam de koolstofdioxydeconcentratie in de waarnemingsfilters ook toe en omgekeerd (hoewel in de afname een tijdvertraging zat). Ondanks het lage rendement in het zuurstofverbruik blijkt hieruit dat de peroxydedosering toch bepalend is geweest voor de microbiologische omzettingen in de bodem.

Dit blijkt echter niet meer op te gaan na dag 1600. De koolstofdioxydeconcentratie begint vanaf dat moment te dalen, ondanks dat er nog evenveel waterstofperoxyde gedoseerd wordt. Vanaf het moment dat de peroxydedosering gestopt wordt (na 1773 dagen) nemen de concentraties aan koolstofdioxyde verder af en beginnen tevens te dalen in de waarnemingsfilters waar tevoren nog geen daling op was getreden.

In verband met de invloed van de pH op de koolstofdioxydeconcentratie in het grondwater, wordt in de figuren 13 en 14 het verloop van de pH in de waarnemingsfilters op 450 en 800 cm-maaiveld weergegeven.

³ In de opgeloste hoeveelheid koolstofdioxyde zijn ook de geassocieerde hoeveelheden (H_2CO_3 en HCO_3^-) meegenomen via de TIC-bepaling (Total Inorganic Carbon).

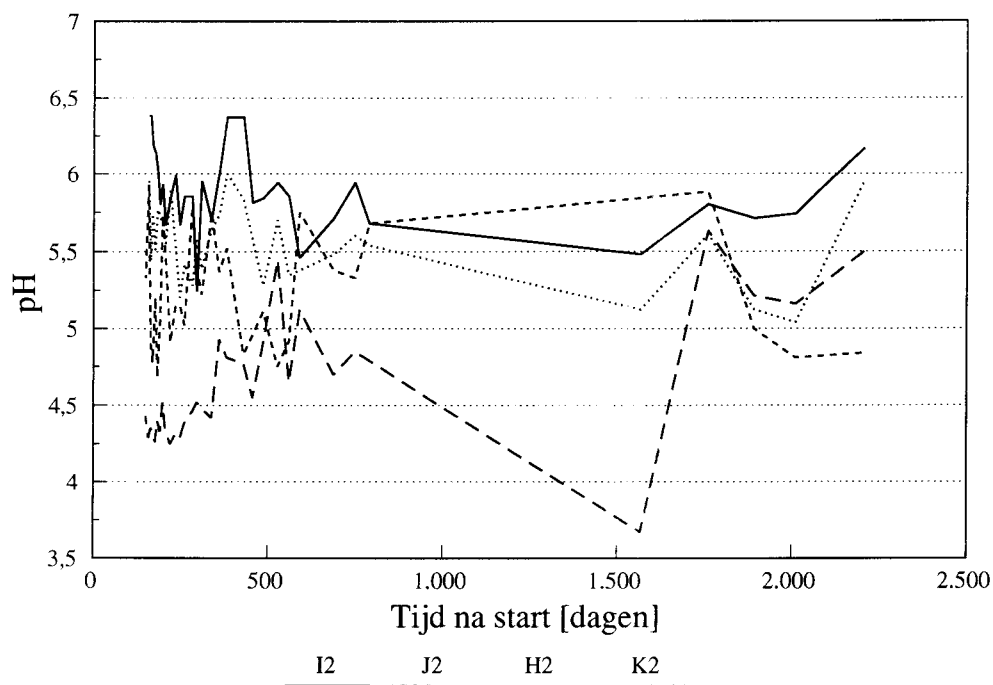


Fig. 13 pH in het ondiepe grondwater (450 cm-maaiveld) in de verschillende waarnemingsfilters.

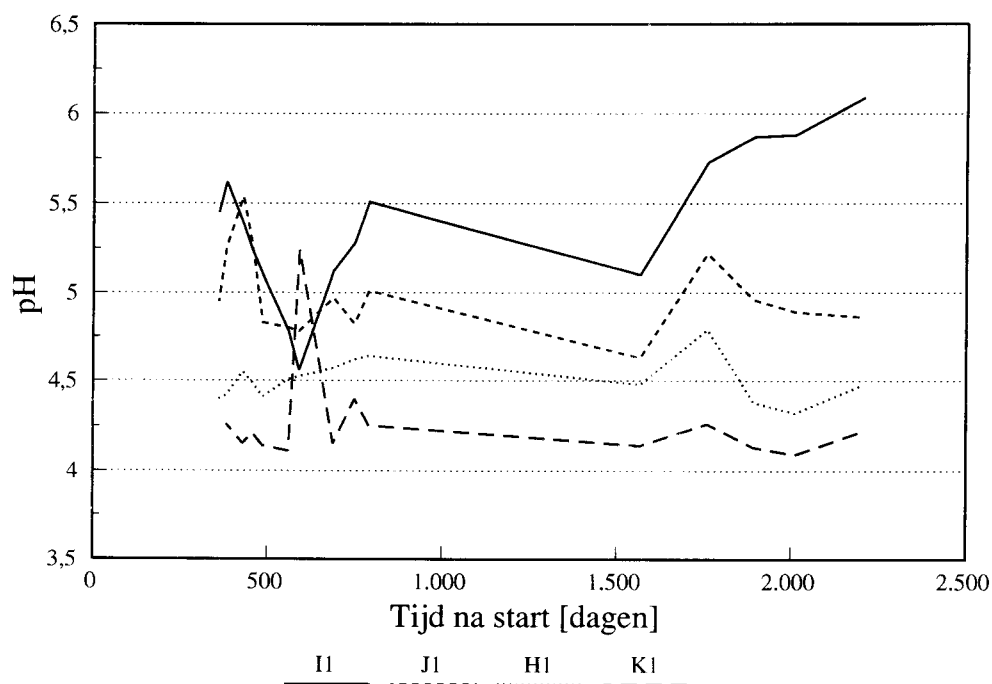


Fig. 14 pH in het diepe grondwater (800 cm-maaiveld) in de verschillende waarnemingsfilters.

De pH in het ondiepe deel was bij aanvang van de sanering te laag voor een optimale groei van de micro-organismen. Door dosering van natriumhydroxyde (NaOH) is geprobeerd de pH te verhogen tot en constant te houden op 7. Dit is echter niet gelukt. Na ongeveer 1600 dagen wordt deze zelfs weer lager dan 5.

De pH in het diepe regime schommelt zo tussen 4,5 en 5, een vrij lage waarde.

Tegelijk met de stijging van de pH in het ondiepe regime, stijgt de koolstofdioxydeconcentratie. Een verhoging van de koolstofdioxydeconcentratie heeft normaal gesproken een verlaging van de pH tot gevolg. Door de natriumhydroxyde is dit effect echter tegengegaan. Indien hoge koolstofdioxydeconcentraties in het grondwater gevonden worden bij een hoge pH, betekent dit dat de partiële dampspanning van koolstofdioxyde in de bodemlucht ook hoog is. Op dag 455, wanneer de gemiddelde koolstofdioxydeconcentratie $178,6 \text{ mg.l}^{-1}$ is en de pH 5,1, wordt berekend dat de partiële dampspanning (P_{CO_2}) 0,12 atm is. Op dag 1892 bij een lage concentratie ($17,4 \text{ mg.l}^{-1}$) en pH 5,3, wordt een P_{CO_2} van 0,011 atm berekend. Volgens Lindsay (1979) is de partiële dampspanning van koolstofdioxyde gewoonlijk 0,003 atm in de bodem. De veel hogere berekende dampspanningen zijn een aanwijzing dat koolstofdioxyde via de bodemlucht de bodem heeft kunnen verlaten zonder gemeten te worden. Hier wordt in Par. 5.2.2 op teruggekomen.

Op grotere diepte heeft de stijging van de koolstofdioxydeconcentratie rond dag 500 wel tot gevolg dat de pH daalt. In het latere verloop lijken stijgingen en dalingen gelijktijdig plaats te vinden, en niet meer in tegenfase met elkaar te zijn. Dit hangt waarschijnlijk ook samen met de invloed van de dosering met natriumhydroxyde. De bodem is hier volledig verzadigd met water dus van een invloed van de partiële dampspanning zal geen sprake zijn.

3.8 Nutriënten

De concentraties aan ammonium, nitaat, nitriet, fosfaat, sulfaat en chloride in het infiltratie- en opgepompte grondwater blijven vrijwel gelijk aan de concentraties op de laatste peildatum in juli 1994. Tabel 9 geeft de massabalans van de in totaal geïnfiltreerde en onttrokken hoeveelheden nutriënten over het ondiepe regime.

Tabel 9 Massabalans van de anorganische stoffen in het ondiepe regime 2207 dagen na de start.

| | Infiltratie (kg) | Ondiepe onttrekking (kg) | Verschil | |
|----------------------------|------------------|-----------------------------|----------|------|
| | | | (kg) | (%) |
| Fosfaat (P) | 319 | 35 | 284 | 89 |
| Chloride (Cl) | 10820 | 9997 | 823 | 8 |
| Sulfaat (SO ₄) | 9452 | 8993 | 459 | 5 |
| Nitraat (N) | 2178 | 2140 | 38 | 2 |
| Nitriet (N) | 5 | 49 | - 44 | -880 |
| Ammonium (N) | 244 | 43 | 201 | 82 |
| Totaal N | 2427 | 2232 | 195 | 8 |

Uit Tabel 9 blijkt dat fosfaat nog steeds in grote mate uit het systeem verdwijnt, doordat het gebonden wordt door de bodemdeeltjes. Ten opzichte van de massabalans die is opgesteld na 1577 dagen (Scheuter et al., 1995), neemt het relatieve verschil tussen de geïnfiltreerde en opgepompte hoeveelheid af. Doordat de bodem verzadigd raakt met fosfaat, begint deze component door te slaan.

Ammonium verdwijnt uit het systeem doordat het opgenomen kan worden door de micro-organismen of omgezet tot nitraat. Bij deze omzettingen wordt nitriet gevormd, waardoor meer nitriet opgepompt wordt dan geïnfiltreerd. Doordat nitraat gevormd kan worden, is er slechts een klein verschil tussen de geïnfiltreerde en onttrokken hoeveelheid van deze component. De hoeveelheid stikstof die door de micro-organismen gebruikt is voor groei, kan alleen bepaald worden uit de totale hoeveelheid stikstof (totaal N in Tabel 9).

Chloride en sulfaat worden niet omgezet door de micro-organismen of via chemische processen in de bodem. Toch verdwijnt een klein deel van deze componenten van de locatie door afstroming naar de omgeving of naar de diepte.

Indien de diepe onttrekking in de massabalans meegenomen wordt (zie Bijlage 3), blijken alleen fosfaat en ammonium achter te blijven in de bodem. Van de andere componenten wordt meer opgepompt dan geïnfiltreerd. Nitriet wordt gevormd bij microbiële omzettingen, terwijl chloride, sulfaat en nitraat al in het grondwater voorkomen. Hieruit volgt de conclusie dat in het diepe regime grondwater naar de locatie toestroomt. Waarschijnlijk vindt ook in het ondiepe regime geen afstroming plaats, maar wordt het infiltratiewater naar het diepe regime getrokken.

Voor de totale hoeveelheid stikstof is een balansverschil van 8% gevonden. Na correctie voor afstroming van de locatie blijkt dat ongeveer 1% van alle geïnfiltreerde stikstof is ingebouwd in biomassa, 26 kg. De gemiddelde massaverhouding C:N in het celmateriaal van de biomassa is 50:14. Voor de inbouw van 26 kg stikstof wordt dus tevens 92 kg koolstof gebruikt. Dat komt overeen met 107 kg benzine, ervan uitgaande dat benzine alleen uit $(\text{CH}_2)_n$ -verbindingen bestaat.

De hoeveelheid ingebouwde stikstof is beduidend afgenomen in vergelijking tot de vorige evaluatiedatum: op dag 1577 was 52 kg stikstof⁴ door de micro-organismen opgenomen in het celmateriaal, terwijl op dag 462 nog 91 kg was ingebouwd.

De daling in de vastgelegde hoeveelheid stikstof komt vooralsnog niet tot uiting in de koloniegetallen. Deze blijven ongeveer constant. Indien echter met behulp van de opgenomen hoeveelheid stikstof de groei van de micro-organismen berekend wordt, blijkt deze afschatting redelijk overeen te komen met het koloniegetal.

Voor deze berekening wordt aangenomen dat de micro-organismen bolvormig zijn, een diameter van ongeveer 2 μm hebben en voor 14% uit stikstof bestaan. Via het volume kan berekend worden dat een micro-organisme ongeveer $3,35 \cdot 10^{-14}$ kg weegt, dat overeenkomt met $4,7 \cdot 10^{-15}$ kg stikstof. Indien 26 kg stikstof is ingebouwd, kan het aantal micro-organismen op de locatie toegenomen zijn met $5,5 \cdot 10^{15}$, dit is $3,7 \cdot 10^6$ micro-organismen per gram bodemmateriaal. Het koloniegetal is gemiddeld $3,5 \cdot 10^6$ KVE.

⁴ In de tweede interimrapportage (Scheuter et al., 1995) staat vermeld dat nog 77 kg stikstof is ingebouwd in de micro-organismen. Deze niet-correcte waarde is ontstaan door een fout in de berekeningsmethode.

3.9 Massabalans

Nu de hoeveelheden organische stof voor de verschillende deelstromen berekend zijn, kan de massabalans over het gehele reinigingsproces opgesteld worden. In Tabel 10 wordt deze massabalans gegeven voor BTX, benzine en minerale olie. In de balans zijn tevens de waarden voor dag 462 en dag 1577 opgenomen⁵. De waarden van dag 2207 zijn berekend onder dezelfde aannames als in de interimrapportage (Scheuter et al., 1995).

Uit de massabalans blijkt dat vanaf dag 1577 vrijwel alleen via omzettingsreacties door de micro-organismen minerale olie uit de bodem verdwijnt. Bij deze hoeveelheid moet nog 451 kg opgeteld worden die afkomstig is van de minerale olie die ingebouwd geweest is in de biomassa. Deze hoeveelheid is ook omgezet tot koolstofdioxyde, doordat het dode biomassamateriaal opnieuw beschikbaar is gekomen. Dit wordt uitgelegd in Bijlage 4.

Via de grondwateronttrekking wordt nauwelijks nog benzine verwijderd, hoewel in sommige waarnemingsfilters nog hoge concentraties aan verontreiniging gevonden worden. Maar de meest mobiele componenten zijn slechts in zeer lage gehalten aanwezig in de bodem.

Net als op dag 1577 wordt op de evaluatiedatum in vergelijking met de geanalyseerde hoeveelheid een te grote hoeveelheid minerale olie berekend die nog op de locatie aanwezig zou zijn. Scheuter et al. (1995) geven hier reeds mogelijke oorzaken voor aan. De hoofdoorzaak is waarschijnlijk gelegen in het feit dat de microbiologische omzettingen gedeeltelijk in het onverzadigde regime plaatsvinden, waarvan de koolstofdioxydeproductie niet bepaald is (zie Par. 5.2.2). Deze omzettingen hebben vooral plaats gehad in de periode van 462 tot 987 dagen. Doordat de hoeveelheid geproduceerde koolstofdioxyde waarschijnlijk onderschat wordt, wordt tevens het rendement in het zuurstofverbruik onderschat.

⁵ De resultaten 'verwijderd via bodemreiniging' zijn afwijkend van die gegeven in de interimrapportage vanwege een verkeerde berekeningsmethode.

Tabel 10 Massabalans van BTX, benzine en minerale olie over het gehele reinigingsproces.

| Component | IN (kg) | | UJT (kg) | | | | AANWEZIG BEREKEND (kg) (verschil) |
|-----------|----------|-------|------------------------------------|------------------------------------|--|-------------------|---|
| | Aanwezig | | Verwijderd met grondwaterzuivering | | Verwijderd via bodemreiniging | | |
| | Biorotor | Afgas | Lozing | Ingebouwd biomassa ¹ | Gemineralseerd (CO ₂ productie) ² | | |
| BTX | dag 0 | 582 | | | | | |
| | dag 462 | 168 | 144 | 0 | | | |
| | dag 1577 | 14 | 144 | 0 | | | |
| | dag 2207 | 5 | 144 | 0 | | | |
| Benzine | dag 0 | 1816 | | | | | |
| | dag 462 | 1014 | 144 | 0,2 | | | |
| | dag 1577 | 121 | 144 | 0,3 | | | |
| | dag 2207 | 37 | 144 | 0,3 | | | |
| Min. olie | dag 0 | 3373 | | | | | |
| | dag 462 | 2662 | 144 | 0,2 | 492 ³ | 108 ³ | 2471 (-191) |
| | dag 1577 | 403 | 144 | 0,3 | 512 ⁴ | 1201 ⁴ | 1331 (928) |
| | dag 2207 | 107 | 144 | 0,3 | 558 ⁵ | 1327 ⁵ | 1158 (1051) |

1)

Berekend uit het stikstofinfiltratieoverschot.

2)

Aangenomen is dat de geproduceerde CO₂ afkomstig is van de afbraak van -CH₂- uit benzinecomponenten.

3)

Op dag 462 is nog 380 kg benzine ingebouwd in de biomassa en is in totaal 421 kg gemineralseerd tot CO₂. Dit verschil wordt veroorzaakt door het materiaal van de dode biomassa dat opnieuw beschikbaar is gekomen.

4)

Op dag 1577 is nog 215 kg benzine ingebouwd in de biomassa en is in totaal 1498 kg gemineralseerd tot CO₂.

5)

Op dag 2206 is nog 107 kg benzine ingebouwd in de biomassa en is in totaal 1778 kg gemineralseerd tot CO₂.

3.10 Grondwaterstand

Tijdens de sanering is de grondwaterstand aan schommelingen onderhevig geweest. In Bijlage 5 wordt het verloop van de grondwaterstand in de waarnemingsfilters H, I, J en K op een diepte van 800 cm-maaiveld weergegeven (Fig b10) en de grondwaterstanden in drie TNO-landbouwbuizen uit de omgeving van Asten (Fig b11). In onderstaande figuur wordt het verloop van de grondwaterstand in J1 en TNO-52C-L-0082 samen weergegeven.

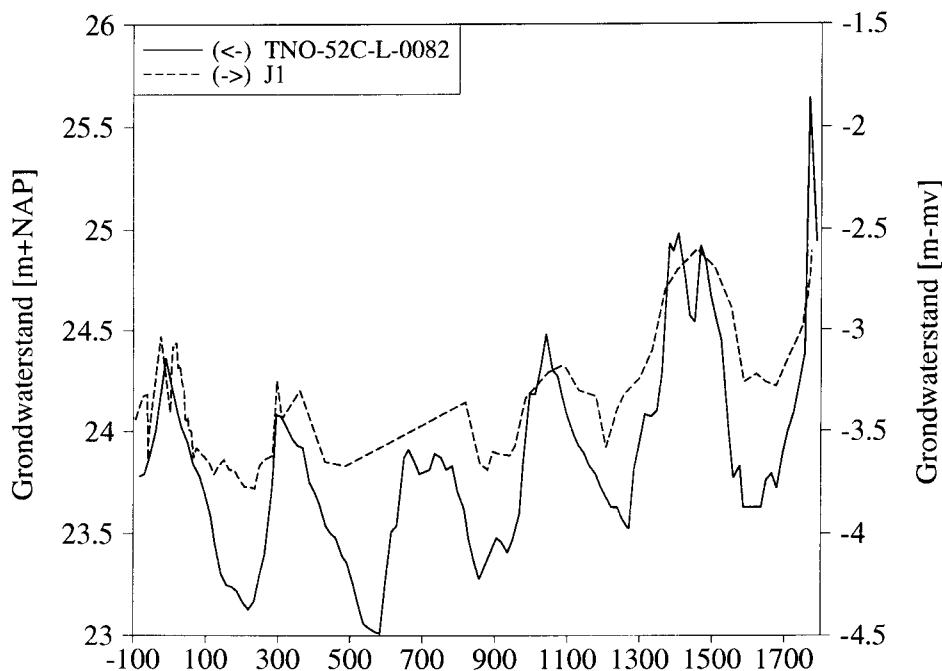


Fig. 15 Het verloop van de grondwaterstand op de locatie in waarnemingsfilter J1 (800 cm-mv) en in de omgeving in TNO-peilbuis 52C-L-0082.

De variaties in de grondwaterstand op de locatie zijn voornamelijk het gevolg van schommelingen in de grondwaterstand van de omgeving, zoals uit bovenstaande figuur blijkt. De locatie is dus niet hydrologisch geïsoleerd geweest. De grondwaterstand wordt slechts in kleine mate beïnvloed door de grootte van het infiltratie- en onttrekkingsdebiet, omdat deze niet onafhankelijk van elkaar geregeld kunnen worden (Wever et al., 1993).

Toch vallen enkele uitschieters samen met storingen of veranderingen in de bedrijfsvoering op de locatie. Op dag 295 werd opgemerkt dat de diepe onttrekking defect was. Na reparatie daalt het grondwatervniveau. Op dag 857 werd ook een storing van een pomp gemeld. Op dag 352 werden enkele ondiepe onttrekkingen (8, 6 en 14) opengezet, waarna het niveau daalde. Na 1206 dagen werden de onttrekkingen in het midden van de locatie dicht gezet, wat een duidelijke grondwaterstijging tot gevolg heeft gehad.

Omdat de grondwaterstand tot 1200 dagen na de start vrijwel constant op 350 cm-maaiveld is gebleven, is de invloed van de schommelingen op de resultaten vrijwel nihil geweest. In 1200 dagen zijn de gehalten in de bodem al aanzienlijk lager geworden en deze nemen in de tijd erna nog slechts langzaam verder af.

3.11 Prognose

In de interimrapportage (Scheuter et al., 1995) is een prognose opgesteld voor de saneringsduur, nodig voor het behalen van de streefwaarden. Verwacht wordt dat deze waarden behaald zouden zijn als de sanering in totaal 3570 dagen in bedrijf zou zijn gehouden. Met de nieuw-verkregen meetresultaten wordt gecontroleerd of het verwachte gehalteverloop hiermee overeenkomt.

In Fig. 16 wordt voor minerale olie de prognose voor het gehalteverloop gegeven, met de 95%-betrouwbaarheidsintervallen en het niveau van de streefwaarde. De gemiddelde gehalten waarmee de prognose is opgesteld worden weergegeven met (○) en de nieuwe resultaten met (●). Indien het gehalte onder de detectiegrens ligt, wordt het punt op de streefwaarde gelegd.

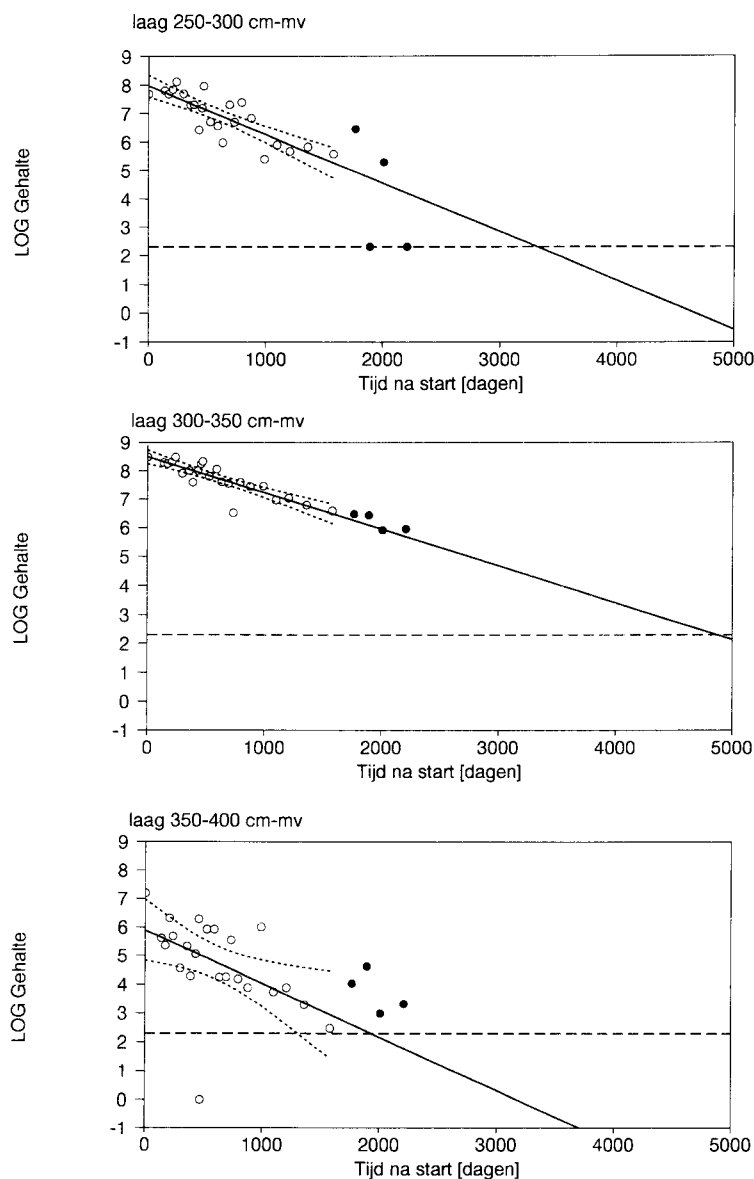


Fig. 16a,b,c Prognoses voor het gehalteverloop van minerale olie in de lagen 250 tot 300, 300 tot 350 en 350 tot 400 cm-maaiveld met daarin weergegeven de laatste metingen.

In Bijlage 6 worden de prognoses voor het gehalteverloop gegeven voor octaan, BTX, naptaleen en benzine.

Uit Fig. 16 blijkt dat de meetresultaten niet op de regressielijn liggen. Toch vallen veel metingen binnen het 95%-betrouwbaarheidsinterval. Als de gehalten dichter in de buurt van de streefwaarde komen, lijken de meetresultaten vaker buiten dit interval te vallen.

In de meeste gevallen liggen de meetresultaten boven de regressielijn, dus de werkelijke gehalten zijn hoger dan de verwachte. Indien de prognoseberekening herhaald wordt, waarbij de nieuwe meetpunten in de regressie meegenomen worden, blijkt de saneringsduur voor het behalen van de streefwaarden in de meeste gevallen langer te zijn. Toch wordt op basis van de nieuwe prognose verwacht dat in de lagen op 250 tot 300 en 350 tot 400 cm-maaiveld de streefwaarden voor januari 2000 behaald worden. In de laag op 300 tot 350 cm-maaiveld wordt dit alleen verwacht voor benzine. De andere componenten hebben volgens de prognose een langere tijd nodig. In deze laag werd de voorspelde saneringsduur overigens ook al bij de vorige prognose overschreden. De benodigde tijd is nu nog iets langer geworden.

De regressielijnen in de laag 250 tot 300 cm-maaiveld en in 300 tot 350 cm-maaiveld beginnen telkens op ongeveer hetzelfde niveau, met uitzondering van die voor benzine. Bij benzine zijn de begingehalten in de laag 300 tot 350 cm-maaiveld duidelijk hoger dan in de laag erboven. Hoewel de lijnen bij ongeveer hetzelfde gehalte beginnen, is het verloop in de tijd niet hetzelfde. In de laag 300 tot 350 cm-maaiveld nemen de gehalten minder snel af; de regressielijn is dus minder stijl. Aangezien zuurstof van boven af beschikbaar is, zal dit op grotere diepte in mindere mate en later beschikbaar zijn. Waarschijnlijk hangt het ook samen met de verzadigingsgraad van water in de poriën. Deze neemt ook toe met de diepte en vertraagt het mineralisatieproces.

In Bijlage 7 worden de prognoses voor benzine in het grondwater gegeven. Volgens de verwachting zouden de concentraties in waarnemingsfilter I alleen maar verder stijgen (Fig. b14). Sinds de laatste meting neemt de concentratie op de verschillende diepten echter af, hoewel het nog steeds erg hoog is. De verwachting is dat deze concentraties verder zouden zijn gedaald, indien de sanering voortgezet zou zijn, ondanks de stijging die uit de prognose blijkt. De nieuwe prognoseberekening geeft al een dalend concentratieverloop voor filter I1 (800 cm-maaiveld).

De laatst gemeten concentraties in de andere peilfilters volgen redelijk de regressielijn. Voor de filters J1 en K2 liggen de nieuwe meetresultaten binnen het 95%-betrouwbaarheidsinterval. In J1 is de streefwaarde bijna bereikt. De concentraties in H2 zijn enigszins hoger dan verwacht werd, maar ook hier is de streefwaarde bijna bereikt. Volgens de nieuw berekende prognose worden de streefwaarden in deze filters ruimschoots bereikt voor januari 2000.

Van de filters A tot en met G is het niet zinvol een prognose op te stellen omdat deze filters slechts een paar keer bemonsterd zijn. Globaal kan gesteld worden dat voor de filters waar nog hoge concentraties aanwezig zijn, de prognose er hetzelfde uitziet als die van filter I. Waar lage concentraties gevonden zijn, wordt verwacht dat de streefwaarden voor januari 2000 behaald zouden zijn.

3.11 Discussie

Zowel in de bodem als in het grondwater zijn de streefwaarden voor de verschillende componenten nog niet behaald. Toch zijn zeer hoge verwijderingspercentages (>97%) behaald, zelfs voor minerale olie als totaal. Bovendien liggen de gehalten, hoewel dit in dit bestek misschien minder relevant is, alle onder de interventiewaarde.

Op basis van de metingen is het niet eenvoudig te bepalen wanneer de norm bereikt is en de sanering beëindigd zou kunnen worden. Naast een grote spreiding in de gehalten op verschillende punten op de locatie, worden ook grote variaties in de gehaltebepalingen op één waarnemingspunt gevonden in de loop van de tijd. De streefwaarden kunnen dus op het ene moment gehaald worden en even later weer overschreden worden, terwijl op datzelfde moment op andere punten nog zeer veel verontreiniging aanwezig kan zijn. Dit hangt onder andere samen met het feit dat sprake is van destructieve bemesting.

In Bijlage 8 wordt in tabellen de gemiddelde afwijking van de metingen tot de eerste-orde-regressielijn door deze metingen gegeven. Voor minerale olie is deze afwijking tussen 87 en 1738 mg.kg⁻¹ droge stof en voor benzine tussen 7 en 777 mg.kg⁻¹ droge stof.

Aan het begin van de sanering was het doel het verloop van de gehalten in de bodem te evalueren aan de hand van drie vaste meetpunten, de zogenaamde X-punten. Vanaf juli 1991 zijn de negen Z-punten ook regelmatig bemonsterd. Dit om een representatief beeld te krijgen van de voortgang van het reinigingsproces in relatie tot de ligging van de drains. Door deze toevoeging werd de variatie in resultaten groter.

In Bijlage 8 worden figuren gegeven voor het verloop van de gemiddelde gehalten voor BTX, benzine en minerale olie in de lagen 250 tot 300 en 300 tot 350 cm-maaiveld. Voor elke laag wordt het gemiddelde berekend enkel op basis van de resultaten op de X-punten en wordt het gemiddelde berekend waarin ook de resultaten van de Z-punten meegenomen zijn. Het verloop van beide gemiddelden worden in één figuur weergegeven.

Hieruit blijkt dat de gemiddelde berekende gehalten over het algemeen hoger zijn als de Z-punten in de berekening meegenomen worden. Voor BTX kan dit verschil in de laag op 250 tot 300 cm-maaiveld maximaal oplopen tot 20 mg.kg⁻¹ droge stof, voor benzine tot 230 mg.kg⁻¹ droge stof en voor minerale olie tot 500 mg.kg⁻¹ droge stof. In de laag 300 tot 350 cm-maaiveld zijn de verschillen in dezelfde orde van grootte, hoewel ze in de figuren kleiner lijken vanwege de logaritmische schaal.

Voor een goede beslissing over het stoppen van de sanering zou vooraf duidelijkheid moeten bestaan over het aantal bodemmonsters waarvan de minerale-oliegehalten bepaald moet worden. De ligging van de punten waar de bodemmonsters genomen moeten worden moeten ook aangegeven worden. Daarbij moet duidelijk zijn in welk deel van deze monsters de streefwaarden niet overschreden mogen worden en voor welke componenten of groepen van componenten dit geldt.

Uitbreiding van het aantal monsternemingspunten maakt een beslissing over de schoonverklaring van de locatie moeilijker. Indien de locatie pas schoon verklaard kan worden als op iedere mogelijke plaats de gehalten onder de streefwaarden liggen, zal de sanering nog lang voortgezet moeten worden. Indien de locatie schoon verklaard kan worden als op de waarnemingspunten de streefwaarden bereikt zijn, wordt de vraag naar het aantal waarnemingspunten dat hiervoor nodig is en naar de plaats waar deze moeten liggen belangrijk.

4 FOUTEN IN UITGANGSPUNTEN SANERING

Uitgaande van de resultaten van de laboratoriumexperimenten en kolomproeven is een aantal beslissingen genomen dat zijn weerslag heeft gehad op het ontwerp en de bedrijfsvoering van de installatie. Achteraf wordt op basis van nieuwe inzichten geconstateerd dat sommige beslissingen fout zijn geweest. Fouten zijn gemaakt bij het geohydrologisch onderzoek op de locatie. Dit had tot gevolg dat bepaalde uitgangspunten voor de sanering niet ingesteld konden worden op de locatie. Zo is aangenomen dat een verzadigd grondpakket een positieve invloed heeft op de reiniging, terwijl hierdoor een grotere kans bestaat dat zuurstoflimitering optreedt. In dit Hoofdstuk zal worden ingegaan op gemaakte fouten tijdens de verschillende onderzoeken en de consequenties daarvan op de praktijksanering.

4.1 Geohydrologisch onderzoek

Het belang van geohydrologische aspecten tijdens de sanering is zwaar onderschat. Hierdoor is niet voldoende aandacht besteed aan het van tevoren uitgevoerde geohydrologische onderzoek. Bij het geohydrologische onderzoek is de profielopbouw van de bodem onderzocht met behulp van drie boringen. Bovendien is getracht de plaatselijke hydrologie in kaart te brengen en door middel van een pompproef de doorlatendheid van de bodem te bepalen.

Bij de uitvoering en interpretatie van het geohydrologisch onderzoek is een aantal fouten gemaakt met verstrekkende consequenties.

Ten eerste had uit de boringen die op de locatie verricht zijn (Verheul et al., 1988) al geconcludeerd kunnen worden dat het niet mogelijk zou zijn de grondwaterstand omhoog te brengen en te houden. Het bleek namelijk dat de ondergrond ter plaatse tot een diepte van circa twintig meter beneden maaiveld is opgebouwd uit lagen fijn tot zeer fijn zand, veelal slibhoudend en soms met kleilensjes. Van een homogene opbouw van de ondergrond is geen sprake.

Door dit zeer fijne zand en het sterk inhomogene karakter van de ondergrond is het niet mogelijk de grondwaterstand omhoog te brengen en te houden. De verticale doorlatendheid van de bodem zal hierdoor namelijk enige malen lager zijn dan de horizontale. Zijdelingse afstroming van de locatie is vervolgens niet meer te voorkomen.

Om de hydrologische situatie vast te stellen is een pompproef op de locatie uitgevoerd. Met behulp van maaiveldspompen werd getracht het grondwater op te pompen. Deze pompen ondervonden echter veel hinder van de olie die in het opgepompte water aanwezig was. Bij dit pompsysteem ontstaat namelijk een onderdruk in de zuigleiding en pomphuis, waardoor de olie verdampt en de onderdruk wegvalt. Hierdoor kon de pomp geen water meer verplaatsen. Door het plaatsen van een vacuümpomp in het systeem lukte het toch de proef uit te voeren.

De waterstandsveranderingen werden op twaalf punten geregistreerd met behulp van drukopnemers die gekoppeld waren aan een datalogger. Uit de resultaten is een K_D -waarde berekend van ongeveer $1 \text{ m}^2 \cdot \text{dag}^{-1}$. De pakketdikte werd afgeschat op 2,5 m, zodat voor de K -waarde $0,4 \text{ m} \cdot \text{dag}^{-1}$ berekend werd. Dit komt overeen met een doorlatendheid van zeer fijn zand. Uit het bodemkundig onderzoek werd echter geconcludeerd dat de ondergrond bestond uit matig fijn zand; aangenomen werd dat de K -waarde ongeveer $2 \text{ m} \cdot \text{dag}^{-1}$ zou

zijn. Een nadere beschouwing van de boringen bracht echter aan het licht dat de ondergrond bestaat uit zeer fijn zand met een grote slibfractie, waarvoor de K-waarde juist nog lager is.

Met het stromingsmodel FLOPZN zijn simulaties uitgevoerd om de configuratie van het onttrekkingsstelsel te bepalen. Dit model is echter in deze situatie ongeschikt en tevens zijn de randvoorwaarden niet getoetst. De K-waarde van de bodem is een invoerparameter van dit model. In het model is gewerkt met de veronderstelde K-waarde van 2 m.dag^{-1} . De doorlaatbaarheid van de bodem wordt hierdoor minstens vijf keer te hoog. Aangezien bij de berekeningen het infiltratiedebiet evenredig is met de K-waarde, werden veel te hoge debieten bepaald en het benodigde pompvermogen hiervoor werd onderschat.

Dit had onder andere gevolgen voor de grootte van de installatie en de saneringsduur. Omdat veel kleinere hoeveelheden water aan de bodem onttrokken konden worden, is de hele installatie overgedimensioneerd. Hierdoor zijn hogere kosten gemaakt. Door de lagere debieten kon de toevoer van nutriënten en zuurstof, al dan niet in de vorm van waterstofperoxyde, en de uitspoeling van de benzinecomponenten minder snel verlopen, zodat het hele verwijderingsproces vertraagd is.

4.2 Verhoging grondwaterstand

Tijdens de laboratoriumexperimenten bleek de verwijderingssnelheid hoger te zijn bij een volledig met water verzadigde bodem (Van den Berg et al., 1987). Dit werd verklaard doordat water noodzakelijk is als contactvloeistof tussen de micro-organismen en het substraat. Daarom werd besloten de grondwaterstand op de locatie te verhogen tot een halve meter onder het maaiveld, zodat het gehele verontreinigde grondpakket verzadigd zou worden. Verwacht werd dat door deze hoge grondwaterstand uniforme verticale grondwaterstroming door de verontreinigingsvlek mogelijk was. Uniforme grondwaterstroming zou een positieve invloed hebben op zowel de uitspoeling van benzinecomponenten als de verdeling van micro-organismen, af te breken benzinecomponenten, nutriënten en zuurstof door het grondpakket.

Het bleek echter niet mogelijk de grondwaterstand te verhogen tot de gewenste halve meter onder het maaiveld. Het is zelfs niet gelukt de grondwaterstand te verhogen tot boven de verontreinigingsvlek. Getracht werd de gewenste grondwaterstandsverhoging te verkrijgen door het dichtzetten van enkele onttrekkingsputten. Hierbij deed zich echter niet alleen een daling in het onttrekkingsdebiet voor, maar ook in het infiltratiedebiet, zonder dat hierin een ingreep had plaatsgevonden (Wever et al., 1993).

Indien de grondwaterstand plaatselijk verhoogd had kunnen worden, zou dit een aantal onverwachte problemen hebben opgeworpen.

Ten eerste zou bij een hogere grondwaterstand ten opzichte van de omgeving zijdelingse en verticale afstroming van de locatie niet meer tegengegaan kunnen worden. Hierdoor zou verspreiding van de verontreiniging in de hand zijn gewerkt. Het infiltratiedebiet zou hiervoor groter moeten zijn geweest dan het onttrekkingsdebiet, zodat de hoeveelheid water op de locatie toe zou nemen. Vanaf het begin heeft men echter voor ogen gehad dat het onttrekkingsdebiet minstens 10% groter moest zijn.

Ten tweede zou volledige waterverzadiging van de bodem de microbiologische afbraak

hebben vertraagd. Scheuter et al. (1995) toonden dit met behulp van modelberekeningen aan. Ook werd hiervoor een verklaring gevonden: zuurstof is bij een hoger watergehalte in mindere mate beschikbaar voor de micro-organismen. De maximale concentratie van zuurstof in water is namelijk veel lager dan het gehalte in lucht. Bovendien is de effectieve gasdiffusiecoëfficiënt van zuurstof in water lager dan in lucht. Dit betekent dat zuurstof niet zo snel aangevuld kan worden op de plaatsen waar het door de micro-organismen verbruikt wordt (MacDonald en Rittmann, 1993; Freier, 1994).

Naar aanleiding van de laboratoriumexperimenten werd al gevreesd voor een zuurstoftekort, maar men verwachtte het op te kunnen lossen door extra zuurstof toe te voeren in de vorm van waterstofperoxyde. Inderdaad wordt op deze manier de zuurstoftoevoer fors verhoogd. Het is echter geen oplossing voor het diffusieprobleem; ook bij dosering van peroxyde kan zuurstof limiterend zijn in de microporiën.

4.3 Gevolgen van de verkeerde uitgangspunten

4.3.1 Lage debieten

In onderstaande figuur worden het infiltratiedebiet en het opgepompte debiet via de ondiepe en diepe onttrekkingen als functie van de tijd uitgezet.

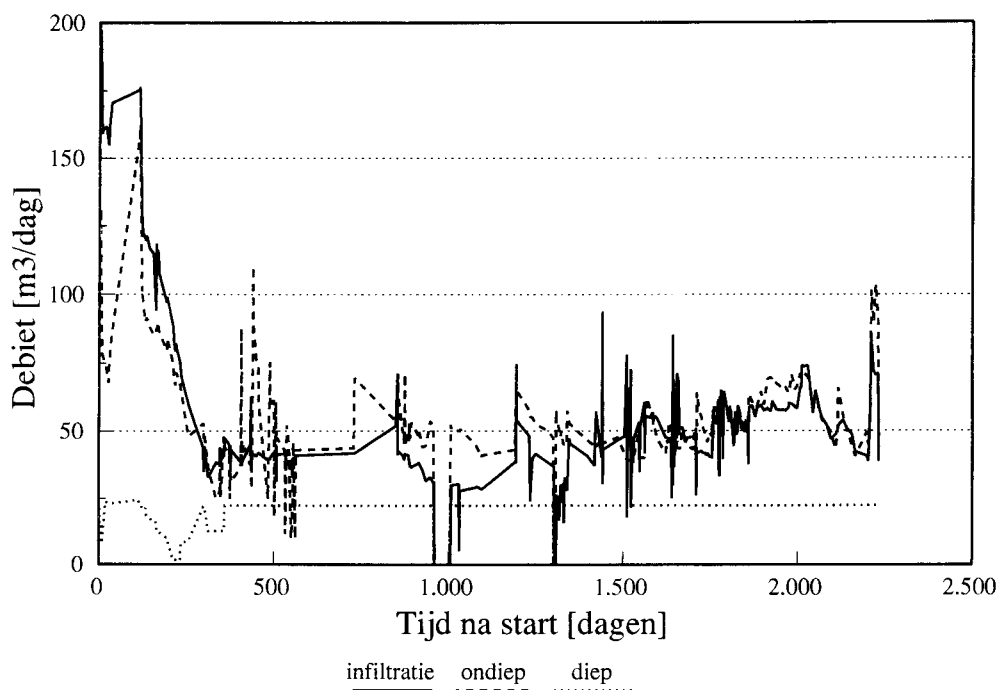


Fig. 17 Infiltratiedebiet en debieten van het opgepompte ondiepe en diepe grondwater.

In het begin van de sanering was het infiltratiedebiet ongeveer $170 \text{ m}^3 \cdot \text{dag}^{-1}$, via de ondiepe onttrekking werd ongeveer $130 \text{ m}^3 \cdot \text{dag}^{-1}$ opgepompt en via de diepe $22 \text{ m}^3 \cdot \text{dag}^{-1}$. Na ongeveer 115 dagen namen de debieten binnen 150 dagen af tot ongeveer $40 \text{ m}^3 \cdot \text{dag}^{-1}$ infiltratie en circa $60 \text{ m}^3 \cdot \text{dag}^{-1}$ voor de ondiepe onttrekking. Hierna konden deze debieten niet meer omhoog gebracht worden. Er bestaat onzekerheid over het debiet dat via de diepe onttrekking opgepompt werd. De meting is namelijk defect geraakt.

Het grootste deel van de saneringsduur kon slechts 10% van de geplande hoeveelheid water geïnfiltreerd of onttrokken worden. In Par. 4.1 is al vermeld dat bij de berekening van deze debieten de doorlatendheid van de bodem overschat is. Tijdens de bedrijfsvoering werden de debieten bovendien verminderd door een aantal onverwachte factoren.

Ten eerste kwamen door de vacuumbemaling de onttrekkingsfilters (450 en 550 cm-maaiveld) voor een deel boven de grondwaterspiegel te liggen en werd tevens bodemlucht aangezogen.

In de loop der tijd nam de infiltratieweerstand van de drains toe door verstoppingen. Deze waren toe te schrijven aan biomassagroei, vanwege de goede milieuomstandigheden die hier heersten, en inspoeling van zand, waarvoor het grove grind rondom de drains geen barrière vormde.

Door de dosering van waterstofperoxyde traden extra problemen op. Vroegtijdige ontleding van waterstofperoxyde veroorzaakte verstopping door gasbellen rondom de drains. Wever et al. (1993) rapporteerden deze verklaringen al.

Aan het eind van de saneringsperiode werd een tracerexperiment uitgevoerd (Scheuter, 1997a). Hiervoor werden de verbindingstukken in de leidingen van de ondiepe onttrekkingen opnieuw aangedraaid om lekkage tegen te gaan. Zowel het infiltratie- als het onttrekkingsdebiet liepen hierdoor zonder verdere ingrepen op: het infiltratiedebiet werd ongeveer $70 \text{ m}^3 \cdot \text{dag}^{-1}$ en de ondiepe onttrekking $95 \text{ m}^3 \cdot \text{dag}^{-1}$. Inmiddels was de peroxydedosering al geruime tijd stilgelegd, zodat van gasbellenverstopping geen sprake meer kon zijn. De lage debieten zijn dus ook gedeeltelijk het gevolg geweest van nalatig onderhoud.

De lagere debieten hebben consequenties gehad hebben voor de voortgang van de reiniging.

4.3.2 Diepe onttrekking

Door de bedrijfsvoering van de diepe onttrekking heeft de verontreiniging zich naar een grotere diepte kunnen verspreiden. Voor het begin van de sanering bevond zich in het diepe pakket tussen 5 en 6 kg benzine. Inmiddels is uit dit regime ongeveer 35 kg opgepompt. Op dit moment bevindt zich nog ongeveer 0,5 kg benzine in het diepe pakket. Wever et al. (1993) bepaalden het potentiaalverschil over het leemlaagje op 550 cm-maaiveld. Uit de richting van dit potentiaalverschil werd geconcludeerd dat naar beneden gerichte grondwaterstroming is opgetreden. Via de diepe onttrekking is dus niet alleen grondwater uit het diepe pakket opgepompt, maar is ook grondwater uit het ondiepe regime naar dieper gelegen lagen getrokken. Met het ondiepe grondwater is ook benzine naar het diepe regime getransporteerd en heeft de verontreinigingsvlek zich op deze manier uit kunnen breiden.

4.3.3 Infiltratie van peroxyde in de onverzadigde fase

De infiltratie van peroxyde in de onverzadigde fase heeft tot gevolg gehad dat in de bodemlucht zeer hoge zuurstofgehalten (ongeveer 60%) werden gemeten. Na het stopzetten van de dosering van peroxyde duurde het gemiddeld zes dagen voordat het gehalte in de bodemlucht naar het achtergronds niveau gedaald was (Iwaco, 1995). Via de bodemlucht kon de uit peroxyde ontstane zuurstof gemakkelijk het grondpakket verlaten. Dat zuurstof ongebruikt de bodem verlaat, blijkt ook uit rendementsberekeningen: in juli 1994 werd

47% van de geïnfiltreerde zuurstof teruggevonden in de produktie van koolstofdioxide en in april 1996 48%. Het rendement in het zuurstofverbruik zou verhoogd kunnen worden door peroxyde in de verzadigde zone te infiltreren. Overigens is infiltratie van waterstofperoxyde een kostbare methode om de bodemlucht van zuurstof te voorzien. Luchtventilatie zou hiervoor ook toegepast kunnen worden.

Met de peroxydedosering werd beoogd de zuurstofconcentratie in het grondwater te verhogen. Toch werden alleen in het ondiepe grondwater verhoogde concentraties gevonden. Op een diepte van 450 cm-maaiveld werden zuurstofconcentraties gevonden tussen 10 en 20 mg.l⁻¹ en op een diepte van 800 cm-maaiveld duurde het 1600 dagen voordat de concentratie opgelopen was tot 10 mg.l⁻¹. Overigens is de meeste verontreiniging aanwezig boven 450 cm-maaiveld dus was het niet noodzakelijk de zuurstof naar deze diepte te transporteren. Wel wordt aangenomen dat zuurstoflimiteringen opgetreden zijn in het verontreinigde deel van de verzadigde fase. De verhoogde zuurstofconcentratie op 800 cm-maaiveld na verloop van tijd bevestigt het feit dat de diepe onttrekking grondwater (met verontreiniging) dieper in het pakket getrokken heeft.

Verhoging van de zuurstofconcentratie in het grondwater is erg moeilijk. Zeer hoge zuurstofgehalten in de bodemlucht zijn nodig om de concentratie in de waterfase enigszins te verhogen. Slechts 25 mg.l⁻¹ zuurstof lost op in water indien het in evenwicht is met lucht bestaande uit 60% zuurstof, zoals op de locatie het geval was.

Een ander probleem trad op bij de peroxydedosering: een groot deel van de waterstofperoxyde was al ontleed in zuurstof en water op het moment van infiltratie. Een te snelle ontleding is nadelig voor de effectiviteit. Dit kan resulteren in superverzadiging van water met zuurstof (>50 mg/l), dat ontgassing kan veroorzaken. Hierdoor kan gasblokkering en verstopping van de injectiepunten ontstaan, dat weer kan leiden tot een verlaging van het infiltratiedebiet.

De problemen bij het gebruik van waterstofperoxyde kunnen voor een groot deel opgelost worden indien de ontleding gecontroleerd kan worden. Aan het begin van de sanering was experimenteel gevonden dat de peroxyde pas na ongeveer twintig minuten in de bodem volledig ontleed was, maar enige tijd na de start kon geen waterstofperoxyde direct onder de drains worden aangetoond. In de literatuur wordt ook melding gemaakt van saneringen waarbij in de loop van de tijd een versnelling in de ontleding van peroxyde optrad. Lawes (1991) kon bij een gedetailleerd onderzoek naar het gedrag van waterstofperoxyde in een groot aantal verschillende bodems geen correlatie vinden tussen bodemkarakteristieken en ontledingssnelheden. Bij een praktijksanering dat uitgevoerd werd door U.S. Air Force op een locatie in Florida werd verwacht dat de conversiesnelheid van waterstofperoxyde naar zuurstof voldoende langzaam was om de verontreinigingsvlek in de verzadigde zone te bereiken (Hinchee en Downey, 1988). Na enige tijd bleek waterstofperoxyde echter eerder te ontleden, waardoor zuurstofverliezen optraden. De ontledingssnelheid werd hier verhoogd als gevolg van de populatiegroei van catalase-uitscheidende micro-organismen. Veel micro-organismen produceren het enzym catalase omdat zij waterstofperoxyde produceren bij de normale aerobe respiratie en ophoping daarvan tegen moeten gaan. Dus het gebruik van waterstofperoxyde werd bemoeilijkt door de micro-organismen, die bij infiltratie van peroxyde juist gebaat zijn.

De toxiciteit van peroxyde 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).

4.4 Problemen bij aanleg en bedrijfsvoering

4.4.1 Aanleg

De aanleg van de installatie duurde in totaal vijf maanden, terwijl een bouwperiode van slechts twee maanden verwacht werd. Wever et al. (1993) beschrijven de problemen die zich hierbij hebben voorgedaan en concluderen dat de hoofdoorzaak hiervan gelegen was in het onderzoeks karakter van het project. Dit heeft in hoge mate de soort en hoeveelheid toegepaste meetapparatuur bepaald. Bij geen van de betrokkenen was eerder ervaring opgedaan bij in situ saneringen, zodat men voor onverwachte problemen kwam te staan.

4.4.2 Opstart

In technisch opzicht verliep de opstart zonder veel problemen. Kennelijk was het van tevoren regelmatig proefdraaien met verschillende procesonderdelen een succesvolle wijze om dit te voorkomen.

De opstart van de biorotoren, reeds voor oplevering, kostte enige moeite. De aangroei van micro-organismen bleef, ook na verschillende keren enten, achter. Een van de oorzaken was het onregelmatig bedienen van de grondwaterzuiveringsinstallatie. Pas na de vierde keer enten, waarna stikstof en fosfaat rechtstreeks op de biorotoren gedoseerd werd, was de groei van micro-organismen zichtbaar toegenomen. De nutriëntendosering werd lange tijd gecontinueerd om te voorzien in de nutriëntenbehoefte.

4.4.3 Bedrijfsvoering

Veel losgeraakt biomassa uit de biorotoren bleek met het water mee te spoelen (visuele waarneming) naar het zandfilter. Dit moest dientengevolge zeer vaak teruggespoeld worden. Extra leidingwater moest hiervoor ingenomen worden.

De aanwas van biomassa zorgde ook voor problemen bij de infiltratieleidingen, -drains en de watermeters. Door de optimale conditie van het infiltratiewater vond hier versnelde biomassagroei plaats hetgeen tot verstoppingen leidde. Er is geprobeerd met een hoge concentratie waterstofperoxyde, dat dan toxisch is voor de micro-organismen, in het infiltratiewater, deze leidingen, drains en meters schoon te spoelen. Dit heeft echter weinig effect gehad. Ook is éénmaal getracht de drains schoon te spuiten, met kortdurend succes.

Nadat de sanering enige tijd in bedrijf was, bleek dat de coating van de koolstofstalen voorraadvaten voor doseeroplossingen en de aansluitingen van de doseerpunten op de leidingen niet bestand waren tegen de agressiviteit van de nutriëntoplossingen (met name chloride) en waterstofperoxyde. Een gelijksoortig probleem deed zich voor bij de watermeters; door de hoge benzineconcentraties in het opgepompte grondwater zijn PVC-onderdelen in deze meters defect geraakt. Deze watermeters waren overigens toch niet geschikt omdat zich in de opgepompte flux door de meters ook lucht bevond.

Na enige tijd begonnen kuilen te komen in de bestrating. Het bleek dat precies boven de infiltratiedrains de bodem verzakte. Ook bleek het infiltratiedebiet terug te lopen. Beide werden veroorzaakt door verzanding van de grindkoffer rond de infiltratiedrains op. Het gebruikte grind was veel te grof om toe te passen bij dit fijne zand.

4.4.4 Nutriënten

De dosering van de nutriënten, behalve fosfaat in de beginfase, en waterstofperoxyde verliep goed. Ook de flowproportionele regeling van de dosering voldeed goed.

De problemen met fosfaat deden zich voor bij de aanmaak van de doseringsvloeistof. Het di-natriumwaterstoffosfaat ($\text{Na}_2\text{HPO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) loste namelijk niet op in de gewenste hoeveelheid. Toen na 100 dagen overgeschakeld werd op mono-natriumwaterstoffosfaat ($\text{NaH}_2\text{PO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) werd dit probleem verholpen, maar daalde de pH van 6.5 naar 4.1. Natriumhydroxyde werd vervolgens bijgevoegd, maar vanwege regelproblemen was de dosering niet optimaal tot dag 232.

Fosfaat bindt zeer sterk aan de bodem en blijft pas in oplossing als de bodem geheel verzadigd is. Pas na lange tijd werd fosfaat gemeten in het grondwater, zodat geconcludeerd wordt dat deze stof niet voor de micro-organismen beschikbaar was. In de tweede interimrapportage (Scheuter et al., 1995) wordt berekend dat het fosfaat-bindendvermogen van de bodem ongeveer 50 mg P.kg^{-1} grond bedraagt. Bij de kolomexperimenten (Scheuter en Van den Berg, 1996) werd een fosfaat-bindendvermogen van ongeveer 35 mg P.kg^{-1} grond gevonden. In dit geval zou 460 kg fosfaat nodig zijn om de bodem te verzadigen, terwijl slechts 319 kg fosfaat is toegevoerd. Ook in dit geval zou fosfaat niet beschikbaar zijn.

4.4.5 Actief-koolfilter

De keuze voor een actief-koolfilter om de benzinecomponenten vast te leggen die uit het opgepompte grondwater gestript werden, is niet goed geweest. De maximale belasting van het filter was ongeveer 12.000 g benzine waarna doorslag kon plaatsvinden. De hoeveelheid organische verbindingen die gestript werd, was echter beduidend hoger dan verwacht zodat het actieve kool vaak vervangen moest worden.

Toepassing van een compostfilter zou meer geschikt zijn geweest. Een compostfilter had een grotere investering gevegd (ca f 10.000,=) en vereist meer inspectie, maar geen regelmatige vervanging van de filtervulling. Bijkomend voordeel van een compostfilter is het hogere milieuhygiënisch rendement ten opzichte van een actief-koolfilter. Bij een compostfilter worden namelijk alle benzinecomponenten biologisch omgezet in onschadelijke verbindingen.

5 TECHNISCHE HAALBAARHEID

De technische haalbaarheid van de saneringstechniek kan worden getoetst aan de behaalde verwijderingspercentages, de restgehalten in de bodem en de saneringsduur. Een saneringstechniek is technisch haalbaar indien voldoende lage gehalten in bodem en grondwater bereikt kunnen worden binnen een acceptabele tijd waarin de techniek op locatie operationeel is, zonder dat het nodig is gebouwen hiervoor af te breken of activiteiten die zich op de locatie afspelen te storen. Als randvoorwaarde geldt dat de verontreiniging verdwijnt en niet alleen overgebracht wordt naar een andere fase waar vervolgens weer problemen kunnen ontstaan.

Uit het vorige hoofdstuk is gebleken dat de restgehalten in de bodem nog niet onder de streefwaarden liggen en in die zin het gewenste resultaat nog niet bereikt is. Wel zijn hoge verwijderingspercentages bereikt. De saneringsduur kan met zes jaar niet als kort of optimaal beoordeeld worden. Derhalve zou geconcludeerd kunnen worden dat het nog onduidelijk is of deze biorestatietechniek technisch haalbaar is, mede in samenhang met de onduidelijk vooraf gedefinieerde doelen.

Met name de saneringsduur is tegengevallen en het eindresultaat wat betreft bereikte restgehalten is, mede door de onduidelijke definitie vooraf, teleurstellend. De mening is echter dat door het leerproces veel verbeteringen in de techniek en met name de uitvoering daarvan kunnen worden aangebracht, waardoor de saneringsduur niet alleen beter ingeschat zou kunnen worden, maar ook verkort. De verwachting is ook dat door een betere processturing lagere restgehalten verkregen kunnen worden. Dit alles wordt gebaseerd op inzicht in de processen tijdens de in situ sanering. Aan de hand van een analyse hiervan wordt in dit hoofdstuk de technische haalbaarheid met een volmondig ja beantwoord.

5.1 Toetsing

In Hoofdstuk 3 worden de eindresultaten van de sanering besproken. Gebleken is, dat de normen voor zowel bodem als grondwater nog steeds overschreden worden op sommige plaatsen op de locatie.

Als saneringsdoel werden de streefwaarden aangehouden. Het is onduidelijk gebleken wanneer deze waarden behaald zijn, zoals in Par. 3.11 bediscussieerd is. Op basis van een selectieve keuze van de monitoringspunten had de locatie schoon verklaard kunnen worden. Doordat in de loop van de tijd meer monitoringspunten in gebruik zijn genomen, is de kans toegenomen dat verontreiniging aangetroffen wordt.

Hoe meer monsters genomen worden, hoe nauwkeuriger de bepaling van gemiddelde gehalten of concentraties op een locatie wordt. In de praktijk zal het echter niet mogelijk zijn een groot aantal monsters te nemen. Het Nederlands Normalisatie-instituut (1991) geeft aan dat het aantal te nemen monsters evenredig is met het oppervlakte van de locatie. Het aantal is tevens afhankelijk van de vermoede omvang van de verontreinigingsvlek of -vlekken. Volgens deze normen zouden op de locatie in Asten vijf monitoringspunten van de bodem regelmatig bemonsterd moeten worden op dezelfde diepten. Voor het grondwater geldt hetzelfde aantal.

Voor de beslissing omtrent het afsluiten van de sanering zouden de gemiddelde gehalten in de verschillende lagen vergeleken moeten worden met de streefwaarden. Eveneens zouden de gemiddelde concentraties in de waarnemingsfilters op de verschillende diepten vergeleken moeten worden met de streefwaarden die voor het grondwater gelden. Tegen deze achtergrond had de sanering in Asten nog niet afgerond kunnen worden.

In eerste instantie werd verwacht de streefwaarden binnen anderhalf jaar te kunnen bereiken. Tot drie keer toe is vervolgens de saneringsduur verlengd, maar, zoals reeds is vermeld, zijn de streefwaarden ook bij het beëindigen van de sanering nog niet overal bereikt. Echter wordt nog steeds verwacht dat op de hele locatie de verontreiniging tot beneden de streefwaarden verwijderd kan worden met behulp van de toegepaste techniek! Volgens de laatste prognose zouden deze na 10 jaar saneren bereikt kunnen zijn.

Milieurendement

Bij een groot aantal in situ saneringen wordt geen optimaal eindresultaat bereikt. Indien de kosten echter laag blijven, kan zo'n sanering toch geslaagd zijn. Vaak wordt het milieurendement gebruikt als maat voor het saneringsresultaat. Het milieurendement is gedefinieerd als de verhouding tussen de verwijderde vracht en de geleverde financiële inspanning, ofwel de risicoredukatie per gulden. Aangezien de kosten voor een groot deel bepaald worden door de saneringsduur, wordt het milieurendement hier gedefinieerd als de verhouding tussen de verwijderde vracht en de saneringsduur.

In onderstaande tabel worden voor BTX, dat het snelst verdwijnt, en minerale olie, de groep componenten die het langzaamst verwijderd worden, het milieurendement gegeven op verschillende tijdstippen.

Tabel 11 Milieurendement.

| Tijd na start [dagen] | BTX | Minerale olie |
|-----------------------|------|---------------|
| 0 | 0 | 0 |
| 462 | 0,82 | 2,39 |
| 688 | 0,61 | 2,61 |
| 987 | 0,49 | 2,47 |
| 1206 | 0,40 | 2,29 |
| 1577 | 0,31 | 1,89 |
| 1765 | 0,27 | 1,62 |
| 2010 | 0,25 | 1,61 |
| 2207 | 0,22 | 1,49 |

Voor BTX blijkt het hoogste milieurendement behaald te worden aan het begin van de sanering op dag 462. De restconcentratie is dan ongeveer de helft van de interventiewaarde (156 mg.kg⁻¹ droge stof). Voor minerale olie wordt het hoogste rendement na 688 dagen bereikt, op een derde deel van de saneringstijd. De restconcentratie is dan reeds de helft van de oude B-waarde. Na dit tijdstip neemt de saneringstijd, en daarmee de kosten, om een verdere afname te bewerkstelligen, onevenredig toe.

5.2 Mechanismen en fasering: het leerproces

Bij dit in situ bioherstauratieproject werd getracht de benzine op twee manieren uit de bodem te verwijderen: via uitspoeling met het opgepompte water en mineralisatie in de bodem. Door de mechanismen die ten grondslag liggen aan de verwijdering te onderzoeken, zouden voorstellen gedaan kunnen worden om het verwijderingsproces te versnellen danwel te optimaliseren.

Uit de massabalans (Tabel 10) blijkt telkens een verschil te bestaan tussen de hoeveelheden die toegeschreven kunnen worden aan de verschillende verwijderingsprocessen en de verwijderde hoeveelheid berekend op basis van de gehalten in de bodem. Dit verschil zou veroorzaakt kunnen worden door microbiële afbraak in de onverzadigde zone, waar de productie aan koolstofdioxide niet gemeten wordt. Door middel van een massabalans na verschillende tijdstippen en de verwijderingssnelheid in verschillende perioden van de sanering wordt onderzocht of dit op kan treden.

Een massabalans is opgesteld na 462, 688, 987, 1206, 1577, 1765, 2010 en 2207 dagen. Deze wordt in onderstaande figuur als functie van de tijd weergegeven.

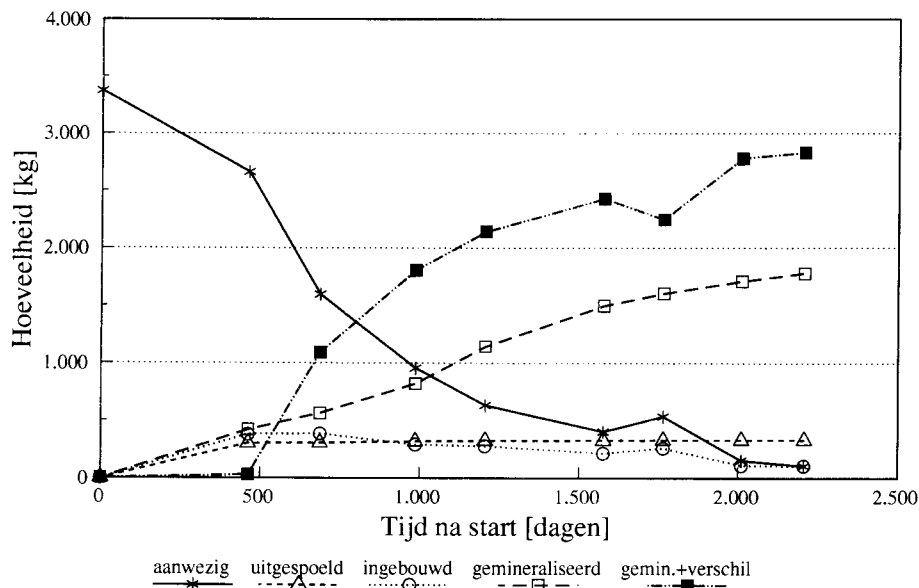


Fig. 18 Massabalans van minerale olie op verschillende tijdstippen.

De hoeveelheid verontreiniging in de vaste fase neemt continu af. Ongeveer vanaf dag 1000 wordt de verontreiniging langzamer verwijderd dan daarvoor.

Fig. 18 geeft enigszins een vertekend beeld. De hoeveelheid aanwezig op de locatie neemt namelijk niet continu af indien de massabalans op sommige tussenliggende tijdstippen toegevoegd wordt. Dan zijn schommelingen in het verloop van de hoeveelheid die aanwezig is te zien, die doorwerken in de gemineraliseerde hoeveelheid met het verschil uit de massabalans. Dit wordt veroorzaakt door de meting van de gehalten, die in de loop van de tijd op één waarnemingspunt, maar ook tussen verschillende waarnemingspunten, grote verschillen vertonen. De heterogeniteit van de bodem is hier de oorzaak van.

Aan de hand van de massabalans kunnen verwijderingssnelheden per periode berekend worden. Bekend is via welk proces de verontreiniging verwijderd is, zodat hiernaar uitgesplitst kan worden. Aangenomen is hierbij dat een periode van ongeveer 250 dagen kort genoeg is om dit te kunnen doen.

In Fig. 19 wordt voor de verschillende periodes de mineralisatiesnelheid uitgezet berekend op basis van de koolstofdioxyde-productie en op basis van de massabalans. De koolstof, vastgelegd in het celmateriaal van de micro-organismen, wordt als nog niet gemineraliseerd beschouwd. Tevens wordt de uitspoelingsnelheid weergegeven.

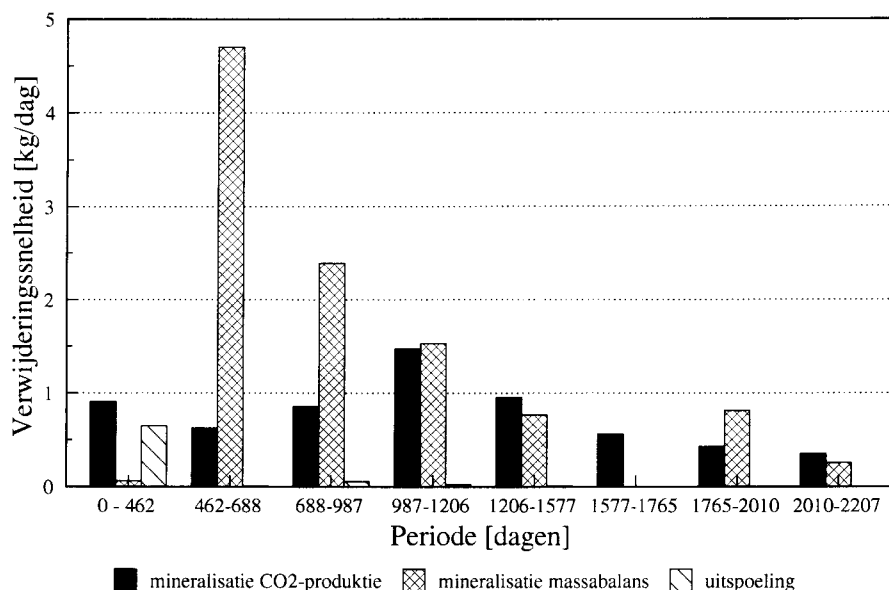


Fig. 19 Mineralisatie- en uitspoelingsnelheden gedurende verschillende perioden van de sanering.

5.2.1 Uitspoeling

Uit Fig. 18 en 19 blijkt dat uitspoeling slechts in kleine mate bijdraagt aan de verwijdering van benzine. Alleen in de periode van 0 tot 462 dagen spoelt een grote hoeveelheid verontreiniging uit. De benzineconcentraties in het opgepompte water worden hierna steeds lager. Toch worden nog hoge concentraties aangetroffen in enkele waarnemingsfilters (zie Fig. 4 en 5), terwijl de concentraties in andere filters laag geworden zijn.

In onderstaande tabel wordt de verhouding tussen de benzineconcentratie van het opgepompte water en de concentratie in de waarnemingsfilters gegeven voor enkele tijdstippen. Deze verhouding wordt weergegeven als percentage en wordt gezien als maat voor de doorstroming van het grondpakket rondom de filters. Bij een percentage van 100% zijn de concentraties in grondwater en het opgepompte water gelijk. Indien het percentage lager dan 100% is, is de concentratie in het waarnemingsfilter hoger. Dit zou kunnen betekenen dat weinig of geen uitspoeling optreedt als dit zich in de loop van de tijd voordoet. Indien het percentage hoger is dan 100%, is de concentratie in het opgepompte water hoger, wat kan duiden op een goede doorstroming van de bodem rondom het filter zodat het verontreinigde grondwater ververst wordt.

Tabel 12 Verhouding tussen de benzineconcentratie in het opgepompte water en in de waarnemingsfilters, weergegeven als percentage [%] in het diepe en het ondiepe deel op enkele tijdstippen.

| Tijd na start | | H | I | J | K | gemiddeld |
|---------------|----------------|-------------|------------|----------------|-----------------|------------|
| 122 | ondiep diep | 7849 - | 2126 - | 1516 182 | - 56 | 461 109 |
| 876 | ondiep diep | 123 1003 | 3 5 | 27 161 | 53 121 | 7 15 |
| 1568 | ondiep diep | - 2500 | 0,2 0,1 | 5 32 | 1 53 | 0,6 0,6 |
| 1765 | ondiep diep | 4 333 | 0,1 0,2 | 150 - | 9 250 | 1 0,4 |
| 1892 | ondiep diep | 65 - | 0,6 3 | ∞ 65 | 122 ∞ | 3 9 |
| 2010 | ondiep diep | 460 - | 0,7 2 | 209 40 | 767 267 | 2 5 |
| 2207 | ondiep diep | 64 33 | 8 0,2 | 4000 6 | 18 100 | 7 0,2 |

Uit Tabel 12 blijkt dat de concentraties in de filters H, J en K over het algemeen lager zijn dan die in het opgepompte water, want de percentages zijn hoger dan 100%. Het grondwater dat zich rondom de peilfilters bevindt, wordt dus goed doorspoeld.

Bij filter I zijn de percentages zeer klein, zelfs kleiner dan 1; de benzineconcentratie in dit filter is dus veel hoger dan de concentratie in het opgepompte water. Hieruit wordt geconcludeerd dat het gebiedje rondom dit filter niet goed doorstroomd wordt, het grondwater is hier stagnant aanwezig. Uit de resultaten van het tracerexperiment (Scheuter, 1997) blijkt ook dat rond filter I geen goede doorstroming plaatsvindt.

Filter I is niet het enige filter waar nog hoge concentraties aan verontreiniging gevonden worden. Ook op andere plaatsen op de locatie is stagnant grondwater aanwezig waar het grondwater niet wordt schoongespoeld en waar ook geen zuurstof toegevoerd wordt.

Met het tracerexperiment zijn enkele oorzaken gevonden voor de niet uniforme verticale doorstroming van de locatie. In de eerste plaats treedt voorkeurstroming op. Het geïnfiltreerde water stroomt op sommige plaatsen via de kortste, en steeds dezelfde, stroombanen naar de onttrekkingen. Hierdoor wordt slechts een deel van het gebied doorstroomd.

Het tracerexperiment bracht tevens aan het licht dat de onttrekkingen niet overal goed meer werken. Soms pompen ze slechts een klein debiet op. Hierdoor is het bereik van een onttrekking veel kleiner geworden, zodat ook gemakkelijk stagnant grondwater kan ontstaan op plaatsen tussen de verschillende onttrekkingen. Als derde zijn in juli 1993 enkele onttrekkingen dicht gezet. Het verontreinigde grondwater rondom deze onttrekkingen wordt dus ook niet afgevoerd.

De percentages, berekend aan de hand van de gemiddelde concentraties, zijn laag, zoals blijkt uit Tabel 12. Alleen in het begin van de sanering was de benzineconcentratie in het

opgepompte water vergelijkbaar met de gemiddelde concentratie op de locatie. Vanaf 876 dagen zijn de percentages laag. In de berekening van de gemiddelde concentraties zijn de concentraties van alle waarnemingsfilters betrokken, dus ook die van de filters A tot en met G. Hoge concentraties worden nog gevonden in de filters B, E en F, in de andere filters zijn de concentraties laag geworden. Het merendeel van de filters ligt dus in goed doorstroomde gebiedjes. Door de grote concentratieverschillen bepalen de filters met hoge concentraties in grote mate de gemiddelde waarde. Evaluatie van alleen het gemiddelde zou dus tot de verkeerde conclusie kunnen leiden dat de meeste peilfilters in stagnante zones staan.

Op basis van bovenstaande wordt ook geconcludeerd dat de hoeveelheid benzine die nog in het grondwater aanwezig is (zie Par. 3.5), waarschijnlijk overschat is. Voor die berekening is gebruik gemaakt van de gemiddelde concentratie.

Zoals in voorgaande reeds vermeld, is de concentratie in het opgepompte water een gemiddelde van de concentraties aanwezig in het grondwater dat onttrokken kan worden. Niet op alle plaatsen van de locatie wordt het grondwater goed onttrokken; op sommige plaatsen blijkt het vrijwel stagnant te zijn. Hier worden nog hoge concentraties gevonden. De hoeveelheid benzine die via uitspoeling van de locatie verwijderd kan worden, is dus afhankelijk van de hoeveelheid die in het grondwater aanwezig is.

In onderstaande tabel wordt de hoeveelheid benzine die is opgepompt in verschillende periodes vergeleken met de hoeveelheid die aanwezig is in het grondwater over de hele locatie.

Tabel 13 De opgepompte hoeveelheid benzine vergeleken met de totale hoeveelheid benzine aanwezig in het grondwater en in de bodem op verschillende tijdstippen.

| Tijd na start [dagen] | Opgepompt [kg] | Aanwezig in grondwater [kg] | Aanwezig in bodem [kg] |
|-----------------------|----------------|-----------------------------|------------------------|
| 122 | 205 (205) | 5,5 | 1333 |
| 462 | 288 (83) | 3,7 | 852 |
| 688 | 304 (16) | 4,6 | 497 |
| 897 | 319 (15) | 4,5 | 368 |
| 1165 | 325 (6) | 1,8 | ± 180 ¹ |
| 1568 | 329 (4) | 3,8 | 121 |
| 1765 | 329 (0) | 2,3 | 206 |
| 2010 | 330 (1) | 0,7 | 47 |
| 2207 | 330 (0) | 0,8 | 37 |

¹) Geen meting van bodemgehalten op dag 1165; hoeveelheid aanwezig afgeschat op basis van metingen op dag 1094 en 1206.

Uit Tabel 13 blijkt dat al kort na de start van de sanering slechts weinig benzine in het grondwater aanwezig is. Aan het begin is nog vrij produkt aanwezig, vandaar dat in de periode tot 122 dagen een grote hoeveelheid uitgespoeld is.

Er is in totaal veel meer benzine uitgespoeld dan wat aanwezig is geweest in het grondwater, doordat nalevering vanuit de bodem plaatsvindt. De aan de bodemdeeltjes geadsorbeerde benzinecomponenten desorberen langzaam en lossen daarna op in het grondwater. Ten opzichte van de hoeveelheid benzine die aanwezig is in de bodem is slechts weinig

benzine opgelost in het grondwater, hoewel ze wel in enige mate samenhangen. De totale hoeveelheid benzine opgelost in het grondwater blijft vanaf 462 tot 1765 dagen min of meer constant. Toch neemt de hoeveelheid die uitspoelt af gedurende deze tijd. Waarschijnlijk is een deel van het verontreinigde grondwater stagnant aanwezig. Doordat dit water niet ververst wordt, spoelt de verontreiniging niet uit; ook wordt geen zuurstof toegevoerd. De benzineconcentratie blijft dus hoog in deze gebiedjes, terwijl deze in doorstroomde gebiedjes steeds lager wordt. Hierdoor wordt minder benzine opgepompt en verandert de gemiddelde concentratie in het grondwater nauwelijks. Na 1765 dagen is minder benzine in de bodem, maar ook in het grondwater aanwezig. De concentraties zijn zo laag geworden, dat nog maar weinig benzine uitspoelt.

Evenwicht

Scheuter et al. (1995) concludeerden dat veel minder benzine in het grondwater aanwezig is dan theoretisch mogelijk. Van evenwicht tussen bodemgehalten en grondwaterconcentraties is geen sprake. Hierdoor wordt ook minder benzine uitgespoeld.

Twee kanttekeningen moeten geplaatst worden bij de gemaakte vergelijkingen. Ten eerste gelden deze berekeningen alleen voor verzadigde bodems terwijl de verontreiniging hier voor het grootste deel in het onverzadigde deel ligt. Ten tweede worden de grondwaterconcentraties gemeten op een afstand van circa twee meter van de plaats waar de bodemgehalten gemeten worden. Bekend is dat op kleine afstanden grote verschillen zich voor kunnen doen in de gemeten gehalten en concentraties.

Uit het tracerexperiment is geconcludeerd dat geen uniforme verticale grondwaterstroming ingesteld is en voorkeurstroming optreedt. Hierdoor zijn de concentratie- en gehalteverschillen op de locatie alleen verder toegenomen. Evenwicht heeft zich alleen op microschaal kunnen instellen.

5.2.2 Mineralisatie

De mineralisatiesnelheid die berekend is op basis van de koolstofdioxyde-productie is het hoogst in de periode van 987 tot 1206 dagen (Fig. 19). Hierna neemt deze mineralisatiesnelheid geleidelijk af. Indien aangenomen wordt dat het verschil in de massabalans ook gemineraliseerd is, wordt de hoogste snelheid bereikt in de periode van 462 tot 688 dagen. In de daaropvolgende periode van 688 tot 987 dagen is deze ook nog hoog. Het uitspoelingsproces draagt alleen in de periode van 0 tot 462 dagen in enige mate bij aan de verwijdering.

In de periodes van 462 tot 688 en 688 tot 987 dagen bestaat een groot verschil tussen de twee mineralisatiesnelheden. De snelheid berekend uit de massabalans is in deze periodes respectievelijk meer dan vier en ongeveer twee keer zo hoog als die berekend op basis van de koolstofdioxyde-productie. Opvallend is dat dit alleen gedurende deze twee periodes berekend wordt. In de andere periodes liggen de op beide manieren berekende mineralisatiesnelheden niet ver uit elkaar. In Fig. 18, de massabalans als functie van de tijd, is ook te zien dat het verschil dat bij de gemineraliseerde hoeveelheid opgeteld wordt vanaf dag 987 vrijwel constant blijft, met uitzondering van dag 1765. In de periode van 1577 tot 1765 dagen is de mineralisatiesnelheid berekend op basis van de massabalans negatief (0 gesteld), omdat de gehalten en dus ook de aanwezige hoeveelheid gedurende deze periode toegenomen zijn.

In Fig. 19 is dus inzichtelijk gemaakt dat het verschil in de massabalans ontstaat in de periodes tussen 462 en 987 dagen. Deze grote verschillen in de massabalans zijn niet toe te schrijven aan meet- of berekeningsfouten, hoewel de gehaltemetingen grote variaties vertonen en dus een grote onzekerheid. Deze verschillen zouden kunnen optreden als gevolg van microbiële omzettingen in de onverzadigde zone van de bodem. Hier wordt de koolstofdioxyde-productie niet bepaald, waardoor de werkelijke hoeveelheid die gemineraliseerd wordt, onderschat wordt. In onderstaande wordt hier verder op ingegaan.

Rol onverzadigde zone

Omdat een deel van de verontreinigingsvlek in het onverzadigde pakket ligt, wordt verwacht dat ook een deel van de omzettingen zich hierin afspeelt, want de poriën zijn voor het grootste deel gevuld met lucht, waarin voldoende zuurstof aanwezig is. Door de dosering van waterstofperoxyde zijn de zuurstofgehalten in de bodemlucht zelfs opgelopen tot 60% op sommige plaatsen (Iwaco, 1995). Aangezien het de bedoeling was de grondwaterspiegel te verhogen en zo de gehele bodem op de locatie verzadigd met water te maken, is geen rekening gehouden met eventuele produktie aan koolstofdioxyde in de onverzadigde zone. In Par. 3.7 is uit de koolstofdioxydeconcentratie berekend dat de partiële dampspanningen in de bodemlucht tussen 0,011 en 0,12 atm hebben gelegen. Dit is hoger dan verwacht. Echter is niet te berekenen hoe groot de koolstofdioxydeproduktie in de bodemlucht is geweest. Het is namelijk niet bekend hoe groot de luchtfractie in de opgepompte volumestroom is of via welke andere wegen het uit de bodemlucht heeft kunnen ontwijken. Als een deel van de omzettingen zich in de onverzadigde zone afgespeeld hebben, is dit niet opgemerkt.

Bepaald kan worden welke concentratie aan koolstofdioxyde gemeten had moeten worden indien alle verdwenen benzine bepaald uit de bodemgehalten toegeschreven zou kunnen worden aan mineralisatie door de micro-organismen. Hiervoor is het gemiddelde onttrekkingsdebiet over de periode gebruikt. In Fig. 20 wordt de op deze manier berekende concentratie weergegeven als functie van de tijd tezamen met de gemeten concentratie aan koolstofdioxyde.

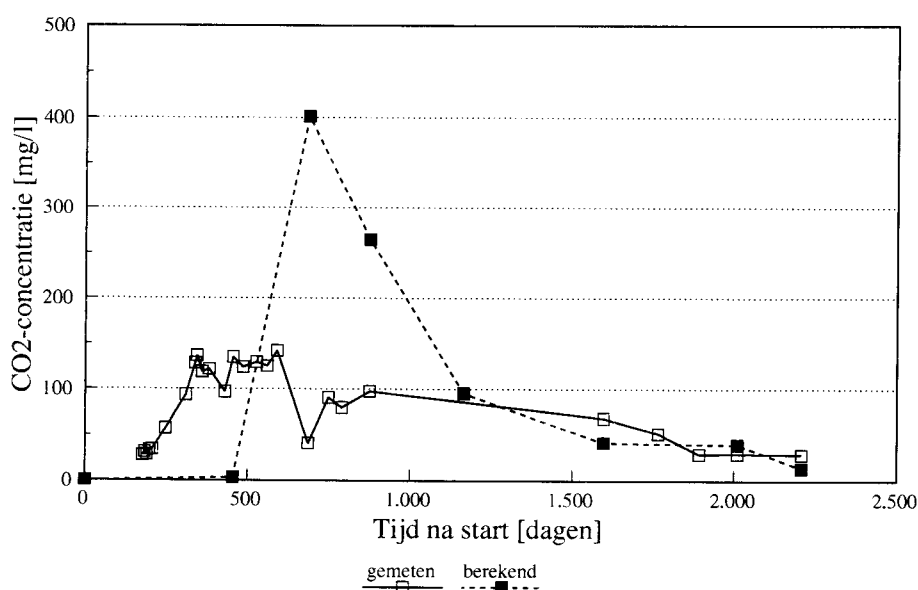


Fig. 20 Berekende en gemeten koolstofdioxydeconcentratie als functie van de tijd.

Uit Fig. 20 blijkt dat alleen in de periode van 462 tot 987 dagen de koolstofdioxydeconcentratie veel hoger had kunnen liggen dan gemeten is. Micro-organismen zouden verontreiniging in de onverzadigde zone omgezet kunnen hebben, waar de koolstofdioxyde-productie niet bepaald is. Gedurende de andere perioden hebben de omzettingen zich hoofdzakelijk in de verzadigde zone afgespeeld, waar de koolstofdioxyde-concentratie dus wel gemeten is. Hiermee kan verklaard worden dat het verschil in de massabalans vanaf deze periode nauwelijks nog toeneemt.

Het gehalteverloop aan minerale olie ondersteunt deze verklaring enigszins. Deze gehalten zijn na dag 1000 laag geworden in de bovenste twee lagen, die duidelijk in de onverzadigde zone liggen, met uitzondering van de tweede laag op X17 en enkele Z-punten.

De hoge verwijderingssnelheid geeft ook aanleiding te veronderstellen dat het mogelijk is het proces te versnellen (zie Par. 5.3 en 6.4.2). Waarschijnlijk is nog te weinig zuurstof beschikbaar in het verzadigde deel om de activiteit van de micro-organismen maximaal te verhogen.

Modelberekeningen toonden al aan dat omzettingen in de onverzadigde zone sneller verlopen dan in de verzadigde zone (Freier, 1994). De hoge snelheid waarmee de benzinecomponenten gemineraliseerd worden in deze periode, geeft dit ook aan.

Hoewel in de andere perioden beide concentraties niet veel van elkaar verschillen, kan hiermee nog niet met zekerheid geconcludeerd worden dat de omzettingen zich verder in het verzadigde pakket afspelen. Omdat voortdurend water geïnfiltreerd is met een hoge zuurstofconcentratie is het mogelijk dat de micro-organismen vooral nabij de drains of in de voorkeurstroombanen actief zijn. De geproduceerde kooldioxyde kan op deze manier meegevoerd worden met het percolatiewater.

5.2.3 Saneringsfasen

Zoals uit voorgaande blijkt, veranderen de processen waardoor de verontreiniging verwijderd wordt in de loop van de sanering. Door de constante infiltratie en onttrekking van water veranderen de omstandigheden in de bodem, waardoor de verschillende processen in belangrijkheid toe of af kunnen nemen.

Alvorens in Asten begonnen is met de eigenlijke in situ biorestauratie, is het vrije produkt, aanwezig als drijfslag, afgepompt. Dit is een noodzakelijke voorbehandeling en kan aangemerkt worden als fase 0. Het grootste deel van de verontreiniging, namelijk ongeveer 27.000 van de 30.000 l benzine is via afpompen van de locatie verwijderd.

Uit de resultaten kan worden geconcludeerd dat het verloop van de in situ biorestauratie 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.

Ad. 1) In deze fase worden hoofdzakelijk mobiele componenten verwijderd. Tevens spoelt het laatste restje vrij produkt uit. Tegelijkertijd worden nutriënten en zuurstof aan de locatie toegevoerd, om de groei van de micro-organismen te stimuleren.

Ad. 2) In de tweede fase is microbiële afbraak het belangrijkste proces waarbij de verontreiniging omgezet wordt tot koolstofdioxyde. In deze fase is de toevoer van zuurstof

zeer belangrijk. De beschikbaarheid van zuurstof is namelijk limiterend in het mineralisatieproces.

Ad. 3) 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.

Fase 0 is 1 jaar in werking geweest. Dit is het jaar geweest voordat begonnen is met de bouw van de installatie (juni tot november 1985 en maart tot december 1986).

Fase 1 heeft ongeveer 1 jaar en 4 maanden geduurd (462 dagen). Hierna speelde het uitspoelingsproces nauwelijks nog een rol.

In fase 2 werden de hoogste verwijderingssnelheden behaald. Het duurde ongeveer van 462 tot 1577 dagen na de start, ruim 3 jaar.

De sanering in Asten bevond zich op het moment van stillegging in de laatste fase. Indien aangenomen wordt dat de streefwaarden in januari 2000 gehaald worden, duurt deze fase ongeveer 5,5 jaar.

De sanering zou in de periode waarin zuurstof limiterend is, gestuurd kunnen worden door meer zuurstof toe te voeren. Het is belangrijk de micro-organismen optimaal te doen groeien. Van een grotere populatie zal het langer duren voordat hun activiteit verloren gaat indien de beschikbaarheid van benzine limiterend wordt. In deze langere tijd zal meer verontreiniging omgezet worden.

Op het moment dat zuurstof niet meer limiterend is, maar de beschikbaarheid van benzine, kan gestopt worden met de toevoer van waterstofperoxyde. Omdat desorptie van benzine de verwijderingssnelheid bepaald, moet overgegaan worden op intermitterend pompen. Vanaf dit moment is het niet meer noodzakelijk water te infiltreren, hoewel een periodieke toevoer van zuurstof en nutriënten wenselijk kan zijn.

Indien aangetoond kan worden dat alle benzinecomponenten die in deze laatste fase desorberen binnen zeer korte tijd door de micro-organismen omgezet worden, is verder saneren niet noodzakelijk. Afscherming van de locatie om verspreiding van de verontreiniging tegen te gaan, zou voldoende zijn. Het is niet bekend in hoeverre het verwijderingsproces versneld is doordat de sanering na 1577 dagen, bij het ingaan van de laatste fase, is voortgezet.

5.3 Versnelling sanering

Nu de processen bekend zijn waardoor de verontreiniging van de locatie verwijderd wordt en bekend is in welke stadia van de sanering deze processen een belangrijke rol spelen, kan onderzocht worden hoe de sanering versneld zou kunnen worden.

De snelheid waarmee de verontreiniging van de locatie verwijderd kan worden, wordt beperkt door:

- 1 beschikbaarheid van de benzinecomponenten;
- 2 toevoer van nutriënten en zuurstof;
- 3 grootte van de debieten;
- 4 stagnant grondwater.

Ad. 1) In Par. 5.2.1 is al vastgesteld dat lage benzineconcentraties in het grondwater gevonden worden ten opzichte van de gehalten in de bodem. Er kan niet geconcludeerd

worden dat door partitie tussen bodemgehalten en grondwaterconcentraties zich op grote schaal een evenwicht instelt. Hiermee samenhangend is geconcludeerd dat de desorptie van benzinecomponenten van de bodemdeeltjes langzaam verloopt. Hierdoor verloopt het uitspoelingsproces niet optimaal, maar worden microbiële omzettingen ook gelimiteerd. De micro-organismen kunnen namelijk alleen organische componenten in opgeloste vorm afbreken.

Ad. 2) In Par. 5.2.2 wordt beargumenteerd dat in het onverzadigde pakket benzinecomponenten door micro-organismen omgezet zijn. De mineralisatiesnelheid wordt aanzienlijk hoger in de periodes 462 tot 987 dagen indien deze mogelijkheid meegenomen wordt in de berekeningen. In het onverzadigde pakket was zuurstof in hogere mate beschikbaar. In de verzadigde zone zal de mineralisatie waarschijnlijk ook sneller verlopen als meer zuurstof beschikbaar is.

Ad. 3) Bij de kolomexperimenten (Scheuter en Van den Berg, 1995) werd gevonden dat de hoeveelheid die uitspoelt afhankelijk is van het debiet. Bij de praktijksanering is de concentratie in het opgepompte water ook ongeveer het gemiddelde van de concentraties aanwezig in het grondwater (zie Par. 3.5). Verhoging van de debieten zal ten goede komen aan de snelheid waarmee benzine uitspoelt.

Ad. 4) Getracht is het infiltratie- en onttrekkingsstelsel zodanig te ontwerpen dat de gehele locatie uniform vertikaal doorstroomd zou worden. Dit is echter niet tot stand gebracht, waardoor stagnant grondwater op de locatie aanwezig is, waarin nog zeer hoge concentraties aan verontreiniging aangetroffen worden (zie Par. 3.5).

Uitspoeling van de benzinecomponenten heeft alleen in het begin van de sanering een rol gespeeld. Het is dus niet direct van belang het proces te versnellen, maar het proces te verbeteren.

Uit bovenstaande blijkt dat door de desorptie te versnellen, de benzineconcentratie op de locatie en dus ook die in het opgepompte water verhoogd zou kunnen worden. Hierdoor zal meer benzine uitspoelen. Indien de in het grondwater aanwezige benzine sneller afgevoerd wordt, zal dit ook leiden tot een grotere hoeveelheid uitgespoelde benzine. Een betere doorstroming van de bodem zal bewerkstelligen dat de verontreiniging op alle plaatsen kan uitspoelen.

De snelheid van het mineralisatieproces is voornamelijk afhankelijk van de toevoer van zuurstof en nutriënten. Een grotere zuurstof- en nutriëntentoevoer kan bereikt worden door het infiltratiedebiet of de doseringsconcentraties te verhogen. Concentratieverhoging is voor waterstofperoxyde echter niet mogelijk in verband met toxiciteit voor de micro-organismen en stabiliteitsproblemen. Pas in het laatste stadium van de sanering bepaalt de beschikbaarheid van benzine de snelheid van verwijdering. Een betere doorstroming van de locatie zal ook het mineralisatieproces ten goede komen, omdat zo aan alle plaatsen zuurstof toegevoerd kan worden.

De belangrijkste reden om de grondwaterstand te willen verhogen en de gehele verontreinigingsvlek in het verzadigde regime te leggen, is de mogelijkheid naast het transport van nutriënten en zuurstof, ook het transport van benzinecomponenten en biomassa te bevorderen. In hoeverre dit tot stand gebracht wordt door infiltratie in het onverzadigde pakket is niet bekend en niet onderzocht.

Uit bovenstaande analyse blijkt dat de saneringsduur verkort kan worden door het infiltratie- en onttrekkingsdebiet te verhogen. Hogere debieten hebben een directe invloed op de hoeveelheid benzine die kan uitspoelen, maar zullen de instelling van het toch al niet geconstateerde evenwicht niet positief beïnvloeden. Dit betekent dat de benzineconcentratie in het onttrokken water waarschijnlijk lager zal zijn. Doordat een grotere hoeveelheid water onttrokken wordt, wordt echter toch meer benzine afgevoerd. De drijvende kracht voor desorptie zal waarschijnlijk wel groter worden door de lagere concentraties in het grondwater, zodat de benzine sneller beschikbaar zal komen.

Met een verhoging van het infiltratiedebiet wordt de hoeveelheid zuurstof, al dan niet in de vorm van waterstofperoxyde, die naar de locatie gevoerd wordt, hoger. Het tegengaan van zuurstofverlies zal ook tot een aanzienlijke verhoging van het rendement leiden.

Een betere doorstroming zou bewerkt moeten worden door het infiltratie- en onttrekkingsstelsel te optimaliseren. Door de verticale onttrekkingen te vervangen door horizontale zou het grondpakket beter doorstroomd moeten worden. Door hogere debieten zullen waarschijnlijk de stroombanen niet veranderen; slechts de snelheden worden hoger in gelijke mate als de debieten.

Vanwege de lange saneringsduur is het noodzakelijk het infiltratie- en onttrekkingsstelsel schoon en in werking te houden.

Verhoging debieten

In Par. 4.1 komt naar voren dat het geohydrologisch onderzoek op een verkeerde manier is uitgevoerd, waardoor te hoge infiltratie- en onttrekkingsdebieten berekend werden, die in de praktijk niet haalbaar bleken te zijn. De debieten waren aan het begin van de sanering echter hoger (zie Fig. 17) en na onderhoud aan het onttrekkingsstelsel voor het tracerexperiment konden ze ook weer omhooggebracht worden. Hierdoor is de verwachting gewekt dat ze gedurende de gehele saneringsduur hoger hadden kunnen zijn. De mogelijk te behalen debieten worden met behulp van onderstaande vergelijkingen ingeschat.

De hoeveelheid te infiltreren water met horizontale drains kan bepaald worden met behulp van:

$$q = \frac{dh}{W_t}$$

Hierin is:

| | | |
|----------------|----------------------|------------------------|
| q | = debiet | [m.dag ⁻¹] |
| dh | = potentiaalverschil | [m] |
| W _t | = totale weerstand | [dag ⁻¹] |

De totale weerstand W_t is volgens Ernst onder te verdelen in een uittreeweerstand W_{uit}, een radiale weerstand W_{rad} en een horizontale weerstand W_{hor}. Voor deze weerstanden gelden de volgende vergelijkingen:

$$W_{uit} = L * w_r$$

$$W_{rad} = \frac{L}{\pi * K} \ln \frac{L}{U}$$

$$W_{hor} = \frac{L^2}{8 * k * D}$$

Hierin is:

| | | |
|----------------|----------------------------|------------------------|
| L | = drainafstand | [m] |
| w _r | = intree weerstand | [dag.m ⁻¹] |
| K | = doorlatendheid | [m.dag ⁻¹] |
| U | = natte omtrek drain | [m] |
| D | = dikte watervoerende laag | [m] |

De drainafstand is 3 m, de doorlatendheid 0,4 m.dag⁻¹, de natte omtrek van de drain 0,3 m en de dikte van de watervoerende laag is 4 m. De intree weerstand zal waarschijnlijk tussen 1 en 2 dag.m⁻¹ liggen. De volgende waarden worden dan verkregen voor de weerstanden:

Tabel 14 Bepaling totale weerstand bij het infiltreren van water.

| w _r [d.m ⁻¹] | W _{uit} [d] | W _{rad} [d] | W _{hor} [d] | W _{tot} [d] |
|-------------------------------------|----------------------|----------------------|----------------------|----------------------|
| 1 | 3,0 | 5,5 | 0,7 | 9,2 |
| 2 | 6,0 | 5,5 | 0,7 | 12,2 |

In onderstaande tabel worden nu de hoeveelheden water die per dag en per uur geïnfilteerd kunnen worden, gegeven. Hierbij is er vanuit gegaan dat het potentiaalverschil 3 m is en het totale oppervlak van de verontreinigingsvlek 625 m². In de laatste kolom wordt het debiet per drain weergegeven, uitgaande van 25 horizontale drains.

Tabel 15 Berekening infiltratiedebiet.

| w _r [d.m ⁻¹] | q [m.d ⁻¹] | Q [m ³ .d ⁻¹] | Q [m ³ .h ⁻¹] | per put Q [m ³ .h ⁻¹] |
|-------------------------------------|------------------------|--------------------------------------|--------------------------------------|--|
| 1 | 0,33 | 206 | 8,6 | 0,34 |
| 2 | 0,25 | 156 | 6,5 | 0,26 |

Uit Tabel 15 blijkt dat een infiltratiedebiet van 150 tot 200 m³.dag⁻¹ bereikt kan worden. Deze berekening geldt echter voor de verzadigde zone. In de praktijk zal het debiet nog iets lager komen te liggen omdat de onverzadigde zone meer weerstand biedt vanwege de luchtfractie. In de buurt van de drain zal echter plaatselijke verzadiging optreden zodat dit debiet een redelijke afschatting geeft.

Het onttrekkingsdebiet zou 10% hoger moeten liggen dan het infiltratiedebiet, deze zou dus 165 tot 220 m³.dag⁻¹ moeten bedragen. De verticale flux zou dan 0,26 tot 0,35 m.dag⁻¹

moeten zijn. De verticale doorlaatbaarheid van de bodem wordt afgeschat op 0,5 keer de horizontale. Het aan te leggen potentiaalverschil om dit onttrekkingsdebiet te behalen, wordt globaal berekend met:

$$\Delta h = \frac{q_v * d}{K_v}$$

Hierin is:

| | | |
|------------|---|------------------------|
| Δh | = potentiaalverschil | [m] |
| q_v | = verticale flux | [m.dag ⁻¹] |
| d | = afstand waarover potentiaalverschil geldt | [m] |
| K_v | = verticale doorlatendheid | [m.dag ⁻¹] |

Met het onttrekkingssysteem zou een potentiaalverschil van 5,3 tot 7,0 m aangelegd moeten worden.

Bij aanvang van de sanering werden de debieten, die mogelijk moeten zijn volgens de berekening, gehaald. De eerste 115 dagen werd een infiltratiedebiet van 170 m³.dag⁻¹ en een onttrekkingsdebiet (ondiep) van ongeveer 130 m³.dag⁻¹ gehaald (zie Par. 4.3.1). Ook aan het eind van de sanering, bij het tracerexperiment, was het mogelijk de debieten omhoog te brengen: het onttrekkingsdebiet was 90 m³.dag⁻¹ en het infiltratiedebiet ongeveer 70 m³.dag⁻¹.

Hieruit blijkt dat de bodemdoorlatendheid hoog genoeg is en het infiltratie- en onttrekkingssysteem geschikt is om debieten van 150 tot 200 m³.dag⁻¹ te halen. Regelmatig onderhoud is echter noodzakelijk om verstoppingen en het (gedeeltelijk) uitvallen van onttrekkingen tegen te gaan.

In Fig. 19 is het verloop van de mineralisatie en uitspoeling als functie van de tijd gegeven. Aangezien de processen (in)direct afhankelijk zijn van de grootte van de debieten, zou gesteld kunnen worden dat de mineralisatie en uitspoeling ook als functie van de geïnfiltreerde hoeveelheid water beschouwd kunnen worden en de hoeveelheid geïnfiltreerd water de duur van de sanering bepaalt. Indien een grotere hoeveelheid water geïnfiltreerd en onttrokken kan worden per tijdseenheid zal de sanering dus sneller verlopen.

Berekend wordt dat het saneringsresultaat, dat na 2010 dagen is behaald bij een infiltratiedebiet van ongeveer 36 m³.dag⁻¹, bij mogelijke debieten van 100 en 150 m³.dag⁻¹ behaald zou kunnen worden na respectievelijk 1100 en 700 dagen.

In de interimrapportage (Scheuter et al., 1995) wordt de verwachting uitgesproken dat de streefwaarden bereikt zullen zijn in januari 2000, na 3570 dagen. Op deze datum zou in totaal ongeveer 166.000 m³ water geïnfiltreerd zijn. Bij een debiet van 100 m³.dag⁻¹ zouden de streefwaarden na ongeveer 1660 dagen, 4,5 jaar, bereikt zijn en bij 150 m³.dag⁻¹ na 1100 dagen, ruim drie jaar.

Er kan niet met zekerheid gesteld worden dat de sanering op dezelfde manier verloopt indien het grondwater met grotere debieten geïnfiltreerd en onttrokken wordt. Het verloop van de sanering is waarschijnlijk niet alleen afhankelijk van de circulatie van het grondwater. Vooral het gedrag van de micro-organismen is onvoorspelbaar en kan in hoge mate

veranderen wanneer de omstandigheden veranderen. Zo zouden initieel grotere populaties micro-organismen kunnen ontstaan indien een grotere hoeveelheid zuurstof en nutriënten beschikbaar zijn voor de micro-organismen, waardoor ook een grotere hoeveelheid benzine omgezet wordt. De afname in de hoeveelheid aanwezige benzine zou dan extra versneld kunnen worden. De invloed van grotere populaties werkt nog door indien door andere oorzaken de activiteit van de micro-organismen geremd wordt.

Ook is niet duidelijk in hoeverre diffusie- en desorptieprocessen een rol spelen en limiterend zullen worden als de debieten verhoogd worden.

In hoeverre door middel van verhoogde debieten in de praktijk werkelijk een verkorting van de saneringsduur bereikt kan worden, blijft onzeker. Dit zal experimenteel getoetst moeten worden.

5.4 Conclusie

Op basis van de behaalde resultaten wordt geconcludeerd dat in situ biorestauratie met behulp van waterstofperoxyde technisch haalbaar is.

Het saneringsdoel voor deze sanering was hoog gesteld; bij in situ saneringen is dit vrijwel nooit het bereiken van de streefwaarden, maar na het behalen van de oude B-waarde is men reeds tevreden. Nog steeds wordt verwacht dat het mogelijk is de streefwaarden te behalen, maar alleen na een zeer lange saneringsduur.

Hoewel de behaalde resultaten goed te noemen zijn, immers tenminste 97% van de minerale olie is verdwenen, kunnen bij volgende saneringen waarbij deze techniek toegepast wordt maatregelen genomen worden ter verbetering van de resultaten. Het behalen van de streefwaarden en verkorting van de saneringsduur, met name de duur van de peroxydedosering, zijn belangrijke verbeterpunten. Met dit onderzoek is reeds veel inzicht verkregen in de mogelijkheden hiertoe. Met name de fasering in de verwijderingsprocessen heeft bijgedragen tot een dieper inzicht. Indien de sanering eerder afgerond zou zijn geweest en het wetenschappelijke onderzoek beperkt zou zijn gebleven, zou dit inzicht waarschijnlijk niet verkregen zijn. Toch blijft nader onderzoek naar de verwijderingsmechanismen waarna procesverbeteringen doorgevoerd kunnen worden, gewenst.

6 FINANCIËLE HAALBAARHEID

In het geval van bodemsaneringen bepalen de kosten over het algemeen de toe te passen techniek. Niet alleen de technische haalbaarheid, maar vooral de financiële haalbaarheid is een beslissende factor voor de toepassing van de techniek.

In dit hoofdstuk zal ten eerste ingegaan worden op de begroting van de sanering. Vervolgens wordt een overzicht gegeven van de gemaakte kosten. Door het wetenschappelijke onderzoeks karakter van de sanering zijn veel extra kosten gemaakt. Daarom wordt tevens een indicatie van de kosten gegeven als dit een 'normale' sanering was geweest. Als laatste wordt gekeken hoe door procesaanpassingen de kosten in het vervolg lager zouden kunnen worden.

6.1 Begroting en uitgaven sanering

Nadat de resultaten van het saneringsonderzoek bekend waren, is een saneringsplan opgesteld. Op basis van dit plan is een begroting gemaakt voor de bedrijfsvoering van de biorestauratie. Hierin is rekening gehouden met kosten voor de aanleg en exploitatie van het biorestauratiesysteem, voor de milieukundige begeleiding om een goede bedrijfsvoering te waarborgen en voor analyse van de bodem- en grondwatermonsters om de voortgang van de sanering te kunnen controleren. Bij het opstellen van de begroting is uitgegaan van een saneringsduur van zes maanden.

Tabel 16 Begroting In situ Biorestauratie (excl. BTW).

| | Begroting [f] |
|--|---------------|
| Heijmans (aanleg en exploitatie) | 395.000 |
| Iwaco (milieukundige begeleiding) | 39.500 |
| TNO (milieukundige begeleiding en bodemanalyses) | 40.000 |
| Totaal | 474.500 |

De totale kosten voor de uitvoering van de in situ biorestauratie werden geraamd op f 474.500,= (excl. BTW). In de begroting is geen post opgenomen voor het wetenschappelijke onderzoek dat door het RIVM gedaan zou worden.

In Bijlage 10 is het bestek weergegeven, waarin de kosten voor de verschillende onderdelen van het systeem apart zijn genoemd.

6.2 Gemaakte kosten

De sanering is zes jaar in bedrijf gehouden in plaats van de begrote zes maanden. Hierdoor zijn met name de kosten voor exploitatie en milieukundige begeleiding vele malen hoger geworden. De gemaakte kosten worden onderverdeeld naar de bedrijven die bij het project betrokken zijn geweest.

Aan het project is door verschillende laboratoria van het RIVM gewerkt. De directievoering bij aanleg en exploitatie van de installatie alsmede het wetenschappelijke onderzoek is uitgevoerd bij het Laboratorium voor Bodem- en Grondwateronderzoek (LBG). De bodem- en watermonsters (grond- en proceswater) zijn ook genomen door medewerkers van dit laboratorium en analyses met betrekking tot de activiteit van de micro-organismen zijn hier uitgevoerd. De analyses van de watermonsters op benzine zijn uitgevoerd bij het Laboratorium voor Organisch-analytische Chemie (LOC) en op nutriënten bij het Laboratorium voor Anorganisch-analytische Chemie (LAC). Gelijktijdig met het analyseren is bij deze laboratoria ook onderzoek en ontwikkeling van de analyseprogramma's gepleegd. Bij het Laboratorium voor Ecotoxicologie (ECO) tenslotte zijn vanaf 1994 de concentraties aan koolstofdioxide in de watermonsters bepaald.

In Tabel 17 wordt per laboratorium per jaar het aantal bestede uren weergegeven. Voor de berekening van de personele kosten worden de medewerkers onderverdeeld naar opleidingsniveau. Er is uitgegaan van het tarief voor extern verhuur van deze medewerkers in het jaar 1992.

Tabel 17 Personele kosten RIVM.

| | Bestede tijd [wk] | | | | | | | | | kosten [f] |
|-------------|-------------------|------|------|------|------|------|------|------|------|------------|
| | 1989 | 1990 | 1991 | 1992 | 1993 | 1994 | 1995 | 1996 | 1997 | |
| LBG mbo/hbo | 5,9 | 56,5 | 39,1 | 23,5 | 13,1 | 14,1 | 15,4 | 6,1 | 0,5 | 627.120 |
| wo | 2 | 4 | 2 | 1,1 | 0,6 | 1,1 | 1 | 0,4 | 0,4 | 94.500 |
| extern | - | - | - | - | - | 12,6 | 46 | 43,4 | 13,2 | 195.840 |
| LOC hbo | - | 14,1 | 7 | 3,1 | 1,1 | 0,7 | 3,1 | 1,5 | - | 110.160 |
| LAC mbo/hbo | - | 10 | 34,3 | 24 | 2,8 | 0,9 | 3,9 | 2 | - | 280.440 |
| ECO mbo | - | - | - | - | - | 0,2 | 0,9 | 0,4 | - | 5.400 |
| Totaal | 7,9 | 84,6 | 82,4 | 51,7 | 20,4 | 30,5 | 70,3 | 53,8 | 14,1 | 1.313.460 |

Door het RIVM is ook nog f 4000,= extra aan reis- en verblijfskosten gemaakt.

In Tabel 18 zijn de kosten opgenomen die gemaakt zijn door de aannemer. Dit zijn de kosten voor de bouw van het infiltratie- en onttrekkingsysteem en de grondwaterzuiveringsinstallatie met de doseerinrichting alsmede de exploitatie ervan.

Tabel 18 Kosten gemaakt door de aannemer.

| Post | Omschrijving | Besteksraming | Kosten [f] |
|------|-----------------------------|---------------|------------|
| 1 | Vorbereidende werkzaamheden | 9.900 | 9.900 |
| 2 | Aanleg | 179.416 | 174.853 |
| 3 | Exploitatie | 87.750 | 81.510 |
| 4 | Verwijderen en herinrichten | 9.350 | 750 |
| 5 | Werk algemene aard | 21.550 | 19.050 |
| 6 | Overige werkzaamheden | 3.500 | 3.000 |
| 7 | Algemene kosten | 12.100 | 221.604 |
| 8 | Meerwerk | | |
| | huur installatie | | 1.076.650 |
| | aanpassen installatie | | 54.042 |
| | chemicaliën | | 4.668 |
| | analyses Tauw | | 6.206 |
| | verwarming in winter | | 7.806 |
| 9 | Renteverlies | | 5.794 |
| | Totaal (exclusief BTW) | 395.000 | 1.660.438 |
| | Totaal (inclusief BTW) | 468.075 | 1.959.933 |

De bouwkosten tot en met de oplevering (dd 26 maart 1990) bedragen f 391.050,= (incl. BTW). Voor de bouw van de installatie was een bedrag van f 257.200,= (incl. BTW) begroot. De kosten die na de oplevering gemaakt zijn, zijn hoofdzakelijk kosten voor de huur van de installatie en exploitatie.

De huurprijs van de installatie is in de loop van de sanering gedaald van f 4489,= tot f 3.625,= per week. In totaal is aan huur van de installatie f 1.076.650,= (excl. BTW) uitgegeven. Indien de installatie gekocht zou zijn, zou dit ongeveer f 600.000,= hebben gekost. De installatie is dus ongeveer twee maal betaald.

In Tabel 19 zijn de advieskosten gegeven die door Iwaco gemaakt zijn.

Tabel 19 Kosten advies en milieukundige begeleiding.

| Post | Omschrijving | Kosten [f] |
|------------------------|--|------------|
| 1 | Saneringsonderzoek | 17.830 |
| 2 | Bestek en aanbesteding | 47.780 |
| 3 | Direktievoering voorbereiding, installeren en proefdraaien | 96.175 |
| 4* | Financieel management | 3.610 |
| 5* | Interimrapportage | 36.327 |
| 6* | Drijf-laagonderzoek | 5.715 |
| 7* | Kostenevaluatie alternatieven | 12.000 |
| 8* | Afbakening verontreiniging | 3.625 |
| 9* | Kosteneffectiviteit | 7.500 |
| 10 | Milieukundige begeleiding tijdens sanering tot peildatum | 152.318 |
| Totaal (exclusief BTW) | | 393.755 |
| Totaal (inclusief BTW) | | 465.102 |

De gemaakte kosten voor de milieukundige begeleiding zijn hoger geworden dan begroot vanwege de langere saneringsduur. Door Iwaco zijn echter ook extra onderzoeken (gemarkeerd met *) op de locatie gedaan om meer (wetenschappelijke) kennis van deze techniek op te doen. Aan dit extra onderzoek is door Iwaco ongeveer f 69.000,= gedeclareerd.

In Tabel 20 worden de totale uitgaven voor de praktijksanering weergegeven.

Tabel 20 Financieel overzicht van alle gemaakte kosten.

| Post | Omschrijving | Kosten [f] | Incl. BTW [f] |
|--------|--------------------------|------------|---------------|
| 1 | RIVM | 1.317.460 | 1.548.015 |
| 2 | TNO-MT | 245.855 | 290.410 |
| 3 | Heijmans Milieutechniek | 1.660.438 | 1.959.933 |
| 4 | IWACO | 393.755 | 465.102 |
| 5 | Solvay waterstofperoxyde | 122.067 | 146.008 |
| 6 | Diversen | 1.680 | 1.974 |
| Totaal | | 3.741.300 | 4.411.440 |

Interox Chemie B.V. heeft kosteloos 10.500 kg waterstofperoxyde geleverd (100 %). De waarde hiervan is f 74.655,=. Dit bedrag is in het kostenoverzicht niet meegenomen.

6.3 Raming kosten geoptimaliseerde sanering

Dit project is opgezet als een onderzoeksproject waardoor veel extra kosten zijn gemaakt. In het ontwerp is rekening gehouden met extra metingen die ten bate van het wetenschappelijke onderzoek uitgevoerd moesten kunnen worden. Vooral in het eerste jaar van de sanering zijn zeer vaak monsters van bodem en grondwater genomen om het verloop van de sanering in de tijd te kunnen volgen. De frequentie van meten lag zo hoog omdat verwacht werd dat de verontreiniging in anderhalf jaar verwijderd zou zijn.

Omdat de geplande debieten niet gehaald konden worden, kreeg de gwzi een veel kleinere hoeveelheid opgepompt water te zuiveren en werd niet goed benut. Een kleinere installatie was toereikend geweest en had minder gekost.

De ontwikkeling in de afgelopen jaren van in situ saneringstechnieken heeft tot gevolg gehad dat het prijsniveau van onderdelen van de installatie (zoals bijvoorbeeld de biorotor) en exploitatie ervan gedaald zijn.

Om conclusies te trekken over de financiële haalbaarheid zullen de kosten van de extra inspanningen en de overdimensionering in kaart gebracht moeten worden. Bovendien moeten de kosten gebaseerd zijn op de huidige stand der techniek.

Iwaco (1996) heeft een kostenraming gemaakt voor sanering van deze locatie tot het streefwaardeniveau met behulp van in situ biorestauratie, gebaseerd op de opgedane ervaring en kennis en het huidige prijzenpeil. De grondwaterzuiveringsinstallatie is aangepast in grootte; de ligging van het infiltratie- en onttrekkingsysteem is niet aangepast. De werkzaamheden en apparatuur die verband houden met het wetenschappelijke karakter van de sanering zijn niet in deze berekening meegenomen. Voor de totale saneringsduur is de prognose uit de interimrapportage (Scheuter et al., 1995) aangehouden.

In Bijlage 11 is een uitgebreide kostenraming opgenomen. In de kostenraming is uitgegaan van aanschaf van de zuiveringsinstallatie. Gezien de verwachte saneringsduur van tien jaar is aanschaf goedkoper dan huur.

De kosten voor het in situ systeem zijn weergegeven in onderstaande tabel. De kosten zijn opgesplitst in eenmalige investeringskosten en jaarlijkse onderhouds- en begeleidingskosten. Bij de berekening van de gekapitaliseerde kosten is rekening gehouden met een rentepercentage van 4,0%.

Tabel 21 De gekapitaliseerde kosten voor een doelmatige in situ biorestauratie op de locatie te Asten.

| | Kosten [f] |
|-------------------------------|------------|
| Investering | 519.500 |
| Exploitatiekosten jaar 1 | 65.900 |
| Exploitatiekosten jaar 2 - 10 | 60.400 |
| Gekapitaliseerde kosten | 1.035.000 |

Indien het project met de huidige stand der techniek uitgevoerd zou worden, zouden de totale kosten f 1.035.000,= bedragen, indien de sanering voortgezet wordt totdat de streefwaarden behaald worden, dus met een saneringsduur van 10 jaar. Indien het gebruik van waterstofperoxyde slechts vijf jaar voortgezet wordt, bedragen de kosten f 955.000,=.

Door de lange saneringsduur worden de totale kosten erg hoog. De exploitatiekosten over 10 jaar zijn in totaal ongeveer even hoog als de investering. Ongeveer een derde deel hiervan moet worden besteed aan de aanschaf van waterstofperoxyde. Indien het rendement in het peroxydegebruik verhoogd zou kunnen worden, zou dit reeds een aanzienlijke besparing op kunnen leveren, net als verkorting van de saneringsduur.

6.4 Mogelijkheden tot kostenreductie

De kosten voor in situ biorestauratie bestaan uit investering en exploitatiekosten. De investering kan niet verminderd worden; de raming geldt al voor een sobere en doelmatige uitvoering. In deze paragraaf wordt bezien in welke mate de kosten voor exploitatie verlaagd kunnen worden.

6.4.1 Verkorting saneringsduur

Uit de massabalans (Fig. 18) blijkt dat na ongeveer 1000 dagen de verwijderingssnelheden veel lager worden. Met dezelfde inspanning, worden de restconcentraties en -gehalten nog maar langzaam lager.

Betwijfeld wordt of na dit stadium van de sanering de toevoer van peroxyde, nutriënten en een uitgebreide monitoring nog noodzakelijk is. Vanaf dit moment behoort een extensieve sanering met alleen een grondwateronttrekking tot de mogelijkheden. De eigenlijke saneringsduur wordt op deze manier verkort, hoewel de exploitatie van een grondwateronttrekking ook nog enig budget vraagt.

Indien na vijf jaar de doseerinstallatie en gwzi stilgelegd worden zodat alleen het grondwater nog rondgepompt wordt, zouden de kosten f 824.000,= bedragen. Indien hierop reeds na drie jaar overgegaan zou worden f 727.000,=.

Betwijfeld wordt of op deze manier de streefwaarden na tien jaar behaald zouden zijn. Saneringen waarbij alleen grondwater onttrokken wordt, hebben over het algemeen een lange looptijd.

In Par. 5.3 wordt beargumenteerd dat verhoging van het infiltratie- en onttrekkingsdebiet een verkorting van de saneringsduur tot gevolg zullen hebben. Dezelfde resultaten zouden behaald kunnen worden na 1098 dagen (3 jaar) indien het infiltratiedebiet $100 \text{ m}^3 \cdot \text{dag}^{-1}$ wordt. Indien de saneringsduur tot het bereiken van de streefwaarden slechts vijf jaar is, worden de gekapitaliseerde kosten f 902.000,=, en als daarvan slechts drie jaar peroxyde gedoseerd wordt: f 829.000,=.

Opvallend is dat hoewel de saneringsduur teruggebracht is tot de helft, de kosten nog steeds zeer hoog zijn. Dit wordt veroorzaakt door het hoge peroxydeverbruik; aangenomen is namelijk dat waterstofperoxyde met dezelfde concentratie gedoseerd wordt in het infiltratiewater. Een verkorting van de saneringsduur zal door het hoge peroxydeverbruik dus niet leiden tot een aanzienlijke vermindering in de kosten.

6.4.2 Optimalisatie peroxydedosering

Het gebruik van waterstofperoxyde maakt de saneringstechniek duur. Uit Par. 3.7 bleek echter dat slechts 33% van de zuurstof die via peroxyde aan de bodem toegevoerd is, nuttig gebruikt wordt bij de mineralisatie van de benzinecomponenten; het grootste deel heeft de bodem ongebruikt verlaten. Indien de dosering van peroxyde beperkt kan worden, zou de techniek veel aantrekkelijker worden. In zowel technisch als financieel opzicht is het nuttig te werken aan verhoging van het rendement in het peroxydegebruik.

Naar aanleiding van de resultaten zijn al enkele maatregelen voorgesteld om de zuurstof die vrijkomt bij de dosering van peroxyde in het systeem te houden. Allereerst is het noodzakelijk de peroxyde in de verzadigde zone te introduceren in de bodem. Verwacht wordt dat dit een rendementsverhoging in het zuurstofverbruik tot gevolg heeft. Het is echter niet bekend in hoeverre dit te realiseren is.

Een dampremmende folie kan boven het gehele systeem gelegd worden om zuurstofontwijking vanaf de bovenkant van de locatie tegen te gaan.

Het totale oppervlak waardoor zuurstof uit het systeem kan ontsnappen bedraagt 625 m² voor het bovenoppervlak en ongeveer 310 m² voor het zijoppervlak. In totaal is dit dus 935 m². Indien de dampremmende folie wordt aangebracht wordt een deel van dit oppervlak waardoor zuurstof kan verdwijnen afgesloten:

$$\frac{625}{935} * 100\% = 67\%$$

Dit betekent tevens dat 67% van de zuurstof die verdwenen is, in het systeem gehouden en nuttig gebruikt kan worden. In totaal is 18.260 kg zuurstof aan de bodem toegevoerd. Hiervan is tenminste 6100 kg nuttig gebruikt en 2400 kg via het opgepompte water verdwenen. Dus 9760 kg is op een andere manier verdwenen, waarvan 67%, dus ongeveer 6540 kg nuttig gebruikt had kunnen worden. Dit komt overeen met 13.060 kg waterstofperoxyde die niet gedoseerd had hoeven worden. Dit is op jaarbasis een besparing van f 10.448,=. De totale kosten van de sanering komen dan uit op f 946.000,= (10 jaar). Als van deze tien jaar slechts vijf jaar peroxyde gedoseerd wordt, worden de kosten f 906.000,=.

Als aangenomen wordt dat ook afbraak in de onverzadigde zone heeft plaatsgevonden, is minder zuurstof verloren gegaan en kan op de dosering van waterstofperoxyde niet zoveel bespaard worden. In dit geval wordt 9700 kg zuurstof nuttig gebruikt en is slechts 8560 kg verloren gegaan. Met een dampremmende folie had 5735 kg hiervan in het systeem gehouden kunnen worden, dit is 12.187 kg waterstofperoxyde. Op jaarbasis levert dit een besparing van f 9748,=. De gekapitaliseerde kosten bij tien jaar doseren worden dan f 952.000,= en indien peroxyde slechts vijf jaar gedoseerd wordt f 909.000,=.

Indien de dampremmende folie aangebracht zou zijn zonder dat de peroxydedosering aangepast zou worden, zouden de zuurstofconcentratie en -gehalte in grondwater en bodemlucht hoger zijn. Deze extra hoeveelheid zuurstof had een versnelling van het mineralisatieproces in die periodes dat de beschikbaarheid van zuurstof limiterend was tot gevolg kunnen hebben.

Als de zuurstofconcentratie laag genoeg is, zal, volgens Monod (Schlegel, 1993) de

afbraaksnelheid van de benzinecomponenten recht evenredig toenemen met de toename in de zuurstofconcentratie. Als dit aangenomen wordt, wordt berekend dat het resultaat na 2207 dagen, behaald had kunnen worden na 987 dagen (bijna 3 jaar), wanneer geen zuurstofverlies door het bovenoppervlak opgetreden zou zijn. Na 4,5 jaar wordt berekend dat de streefwaarden behaald zijn. Indien de sanering 4,5 jaar voortgezet zou zijn, zou de sanering f 779.000,= gekost hebben en als in deze tijd gedurende slechts 3 jaar peroxyde gedoseerd zou zijn f 751.000,=.

Het is niet bekend of de aanname geldt waaronder de kosten voor deze variant berekend zijn, namelijk dat de afbraaksnelheid recht evenredig toe zal nemen met een toename van de beschikbaarheid van zuurstof. In onderstaande figuur wordt de samenhang tussen de afbraaksnelheid en zuurstofbeschikbaarheid gegeven zoals deze geldt volgens Monod (Schlegel, 1986).

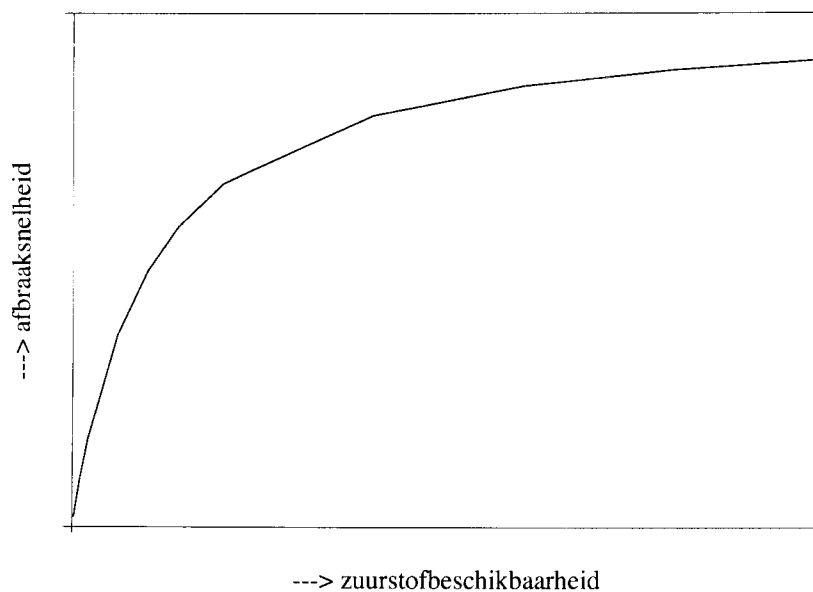


Fig. 21 Afbraaksnelheid als functie van de zuurstofbeschikbaarheid.

Uit Fig. 21 blijkt dat bij een toenemende beschikbaarheid van zuurstof de afbraaksnelheid langzaam het maximum bereikt. Alleen indien de zuurstofbeschikbaarheid laag is, heeft een verhoging een recht evenredige verhoging van de afbraaksnelheid tot gevolg.

Ook kan bezuinigd worden op het gebruik van waterstofperoxyde door aanpassing van de doseringsconcentratie op de benodigde hoeveelheid zuurstof in een periode. In Hoofdstuk 5 zijn de verwijderingsprocessen onderzocht. Hieruit is gebleken dat in de periode van 462 tot 1206 dagen de mineralisatiesnelheden het hoogst zijn. In de hieropvolgende perioden blijft deze min of meer constant, zelfs nadat de dosering gestopt is.

Door aanpassing van de dosering van waterstofperoxyde aan de zuurstofbehoefte kan in totaal f 49.000,= bespaard worden als waterstofperoxyde gedurende tien jaar gedoseerd wordt en dit levert een besparing van f 116.000,= als dit slechts vijf van de tien jaar gedoseerd wordt. De kosten worden dan respectievelijk f 986.000,= en f 919.000,=.

Het is echter niet duidelijk in hoeverre verlaging van de peroxydeconcentratie leidt tot vertragingen in het mineralisatieproces.

6.4.3 Resumerend

In Tabel 22 worden de kosten van bovenstaande optimalisaties samengevat.

Tabel 22 Kosten varianten in situ biorestauratie door optimalisatie procesvoering.

| Saneringsvariant | Duur [jaren] | Kosten [f] |
|---|------------------|----------------------|
| nulvariant | 10 | 1.035.000 |
| | 10; dosering: 5 | 955.000 |
| extensief, d.w.z. na enige tijd zonder gwzi | 10; intensief: 5 | 824.000 |
| | 10; intensief: 3 | 727.000 |
| verhoogde debieten | 5 | 902.000 |
| | 5; dosering: 3 | 829.000 |
| zonder verlies, verlaging doseringsconcentratie H ₂ O ₂ | 10 | 946.000 (of 952.000) |
| | 10; dosering: 5 | 906.000 (of 909.000) |
| zonder verlies, verkorting duur a.g.v. toename P _{O2} | 4,5 | 779.000 |
| | 4,5; dosering: 3 | 751.000 |
| aanpassing dosering H ₂ O ₂ | maximaal | 986.000 |
| | minimaal | 919.000 |

Indien het bereiken van de streefwaarden niet als absolute voorwaarde wordt gezien (in de praktijk gebeurt dit vaak), wordt de saneringsduur korter en daarmee de kosten lager.

Uit bovenstaande tabel blijkt dat de goedkoopste variant die is, waarbij een dampremmende folie aangebracht wordt, zodat het zuurstofverlies geminimaliseerd wordt, terwijl waterstofperoxyde met dezelfde concentratie gedoseerd wordt als nu is gebeurd. Het optimale gebruik van de zuurstof heeft een aanzienlijke verkorting van de saneringsduur tot gevolg, en daardoor een verlaging van de kosten. Er is reeds vermeld dat niet bekend is of de verhoging van de afbraaksnelheid die hiervoor noodzakelijk is, ook haalbaar is.

6.5 Alternatieven

Het onderhavige onderzoeksproject is opgezet omdat verwacht werd dat het financiële voordelen zou hebben ten opzichte van een conventionele sanering. Andere in situ technieken waren op het moment dat het onderzoek gestart werd ook nog aan het begin van hun ontwikkeling.

6.5.1 Conventionele sanering

Bij een conventionele sanering wordt het verontreinigde deel van de bodem afgraven en elders verwerkt of gestort. Voor de situatie op de locatie in Asten zou tevens een grondwatersanering noodzakelijk zijn, die 15 jaar in bedrijf gehouden had moeten worden.

Hiervoor had een budget van f 1.090.000,=⁶ beschikbaar moeten zijn. Zonder de verontreiniging onder het bedrijfsgebouw te verwijderen zou f 840.000,= benodigd zijn geweest.

Indien afbraak van het bedrijfsgebouw niet noodzakelijk zou zijn geweest, zou de conventionele sanering financieel aantrekkelijker zijn geweest. Alleen bij een zeer optimale bedrijfsvoering is de financiële inspanning voor een in situ biorestauratie kleiner. Uitgaande van de beginsituatie was afbraak onvermijdelijk geweest, zodat in situ biorestauratie ook financieel gezien een betere variant is voor deze locatie.

6.5.2 In situ technieken

De meest belangrijke alternatieve technieken gaan uit van het principe dat de zuurstoftoevoer effectiever wordt indien de bodem met lucht doorstroomd wordt. Deze technieken zijn bodemventilatie, bodemluchtexttractie, bioventing en persluchtinjectie. Bodemventilatie, bodemluchtexttractie en bioventing kunnen alleen in de onverzadigde zone toegepast worden, persluchtinjectie ook in de verzadigde zone. Scheuter (1997b) heeft de in situ biorestauratie vergeleken met andere in situ technieken, zowel qua technische mogelijkheden als de financiële haalbaarheid.

Bioventing komt uit deze literatuurstudie als meest kosteneffectieve techniek naar voren. Het zou een eventueel alternatief zijn geweest voor sanering van de locatie in Asten. De grondwaterstand had dan verlaagd moeten worden, zodat de verontreinigingsvlek geheel in de onverzadigde zone zou komen te liggen. Betwijfeld wordt of de streefwaarden gehaald zouden kunnen worden. Ook zou de sanering in de buurt van de grondwaterspiegel vertraagd kunnen worden door het hoge vochtgehalte in de poriën. Voor het bereiken van tenminste de oude B-waarden wordt een kortere saneringsduur verwacht.

6.5.3 Infiltratie waterstofperoxyde op grotere diepte

Infiltratie van waterstofperoxyde is effectiever wanneer de infiltratiedrains onder de grondwaterspiegel liggen. In Asten houdt dit tevens in dat deze drains onder de verontreinigingsvlek gelegd zouden moeten worden, op een diepte van tenminste 500 cm-maaiveld. Met behulp van een bioslurper kan het grondwater vlak onder de spiegel onttrokken worden. Stroming van het grondwater is dan naar boven gericht. De bioslurper heeft een filter dat gedeeltelijk boven en onder de grondwaterspiegel ligt. Hiermee wordt tegelijkertijd de bodemlucht van het onverzadigde pakket ververst.

Verwacht wordt dat door een betere benutting van de zuurstof een kortere saneringstijd bereikt kan worden. Bij een mineralisatiesnelheid van gemiddeld 2 kg.dag^{-1} en ongeveer 550 kg benzine dat zich in het verzadigde pakket bevindt, zou in theorie na ongeveer één jaar voldoende zuurstof zijn toegevoegd voor de mineralisatie van deze hoeveelheid benzine bij een infiltratiedebiet van $40 \text{ m}^3.\text{dag}^{-1}$ en 525 mg.l^{-1} peroxyde in het infiltratiewater. Deze tijd zal zeker langer worden vanwege diffusieproblemen en zuurstofverliezen. Bij het aanbreken van de periode dat de beschikbaarheid van benzine limiterend is, kan de

⁶ Uit Iwaco (21 april 1995), Kostenevaluatie sanering ISB Asten, Concept-rapport. In het concept-rapport is uitgegaan van de oorspronkelijke omvang van bodem- en grondwaterverontreiniging.

peroxydedosering gestopt worden. De snelheid van de afbraakprocessen zal gunstig beïnvloed worden indien het grondwater regelmatig verversd wordt.

6.7 Conclusie

De kosten voor de uitgevoerde praktijksanering zijn hoog opgelopen door:

- * een vijf keer zo lange saneringstijd als gepland;
- * extra onderzoeken die op de locatie en naar aanleiding van de resultaten uitgevoerd zijn;
- * extra monsternames en -analyses van bodem, grond- en proceswater.

Doordat de saneringstijd uitgelopen is, zijn met name de kosten voor exploitatie, milieukundige begeleiding en dosering waterstofperoxyde veel hoger geworden. Deze sanering is bovendien opgezet als een onderzoeksproject waardoor de uitgaven niet representatief zijn voor de financiële haalbaarheid van deze techniek. Uit de kostenraming die opgesteld is voor een sobere en doelmatige uitvoering blijkt echter nog steeds dat voor deze techniek een grote financiële inspanning noodzakelijk is om de streefwaarden in bodem en grondwater te kunnen behalen.

Verwacht wordt dat de kosten lager zullen zijn omdat door een betere procesvoering de saneringsduur verkort kan worden en het verbruik van waterstofperoxyde door optimalisatie verminderd kan worden.

De kosteneffectiviteit van een sanering waarbij waterstofperoxyde toegevoerd wordt, valt negatief uit in vergelijking met andere in situ saneringstechnieken zoals bioventing en persluchtinjectie. Bioventing is echter alleen toepasbaar in de onverzadigde zone. Persluchtinjectie blijkt technisch niet altijd een haalbare techniek te zijn; betwijfeld wordt of de streefwaarden hiermee behaald zouden kunnen worden. In specifieke gevallen zullen de technische voordelen van in situ biorestauratie met waterstofperoxyde belangrijker zijn dan de hogere kosten.

Als de verontreinigde grond makkelijk af te graven is en het hiervoor niet nodig is dat gebouwen afgebroken worden, lijkt een conventionele sanering een goedkopere oplossing, maar een case-by-case beoordeling zal noodzaak blijven.

7 CONCLUSIES

Dit rapport biedt een technische en financiële evaluatie van in situ biorestauratie met behulp van waterstofperoxyde als zuurstofbron.

Ten aanzien van de opzet van de sanering wordt geconcludeerd:

- uit de resultaten van het voorgaande onderzoek op de locatie, de laboratoriumexperimenten en de kolomexperimenten zijn conclusies getrokken op basis waarvan de praktijksanering ingericht is; enkele conclusies bleken niet geldig onder praktijkomstandigheden, waardoor de voortgang van de sanering vertraagd is;
- het belang van geohydrologische aspecten op de locatie is onderschat.

Ten aanzien van de resultaten wordt geconcludeerd:

* voor het grondwater:

- de concentratie benzine in het opgepompte ondiepe grondwater is afgenomen van circa 30000 $\mu\text{g.l}^{-1}$ tot 1 $\mu\text{g.l}^{-1}$, lager dan de streefwaarde;
- de concentratie benzine in het opgepompte diepe grondwater is afgenomen van circa 5000 $\mu\text{g.l}^{-1}$ tot 40 $\mu\text{g.l}^{-1}$; hoger dan de streefwaarde, lager dan de interventie- en oude B-waarde;
- de gemiddelde benzineconcentratie in het grondwater van 3 tot 6 m-maaiveld is 537 $\mu\text{g.l}^{-1}$, van 6 tot 10 m-maaiveld 543 $\mu\text{g.l}^{-1}$ en in het diepe grondwater 44 $\mu\text{g.l}^{-1}$; in enkele waarnemingsfilters worden nog zeer hoge concentraties gevonden;
- ten oosten van de bedrijfswoning is vanwege de korte verblijftijden waarschijnlijk grondwater stagnant aanwezig; de waarnemingsfilters in dit gebiedje waar nog hoge benzineconcentraties gevonden worden (filters E en K), liggen in het stagnante grondwater;
- in filters I en B worden ook nog hoge benzineconcentraties gevonden vanwege het niet goed werken of dichtzetten van onttrekkingen zodat het grondwater niet onttrokken wordt noch zuurstof eraan wordt toegevoegd;
- via de diepe en ondiepe onttrekking is 330 kg benzine uitgespoeld; dit is 11% van de totale hoeveelheid minerale olie die verdwenen is;

* voor de bodem:

- in de bodem is aan het eind van de sanering nog 107 kg minerale olie aanwezig, berekend op basis van de gehalten op de X en Z-punten;
- uit de bodem is 99% van de BTX, 98% van de benzine en 97% van de minerale olie verwijderd; indien naar de individuele parameters wordt gekeken blijkt het verwijderingspercentage globaal af te nemen met toenemende ketenlengte en verzadigingsgraad;

- overall en voor alle componenten zijn de gehalten afgenomen tot onder de interventiewaarde; de oude B-waarde wordt alleen in incidentele metingen overschreden;
- de gehalten aan minerale olie in de lagen 200 tot 250 en 250 tot 300 cm-maaiveld zijn onder de streefwaarde gekomen; de gemiddelde gehalten in de lagen 300 tot 350 en 350 tot 400 zijn respectievelijk 385 en 30 mg.kg⁻¹ droge stof; deze laatste waarde ligt net boven de streefwaarde;
- alleen in de laag 300 tot 350 cm-maaiveld worden benzinegehalten gevonden die boven de streefwaarde liggen: gemiddeld 120 mg.kg⁻¹ droge stof; in de andere lagen zijn de gehalten lager dan de streefwaarde;
- de BTX-gehalten in de bovenste laag zijn lager dan de streefwaarde; in de andere lagen zijn de gemiddelde gehalten van boven naar beneden 2, 9 en 6 mg.kg⁻¹ droge stof; deze waarden liggen nog ruim boven de streefwaarde;
- voor naftaleen en octaan worden alleen te hoge gehalten gevonden in de twee onderste lagen: voor naftaleen zijn deze gehalten respectievelijk 2 en 0,5 mg.kg⁻¹ droge stof en voor octaan 9 en 0,4 mg.kg⁻¹ droge stof;
- berekend uit de produktie aan koolstofdioxyde en het stikstofinfiltratieoverschot is 1780 kg minerale olie omgezet door de micro-organismen; hiervan is 1327 kg, circa 39% van de hoeveelheid aanwezig aan het begin, direct omgezet tot koolstofdioxyde; ongeveer 17% van de beginhoeveelheid aan minerale olie is in de biomassa ingebouwd geweest; aan het eind is nog slechts 107 kg van de minerale olie ingebouwd in de biomassa, terwijl de koolstof uit het dode celmateriaal opnieuw beschikbaar is gekomen en gemineraliseerd is tot koolstofdioxyde;
- over de gehele saneringsduur is in totaal 36.480 kg waterstofperoxyde in het infiltratiewater gedoseerd, dat 17.170 kg zuurstof heeft geleverd; 1090 kg zuurstof was reeds opgelost in het infiltratiewater zodat in totaal 18.260 kg zuurstof aan de locatie is toegevoerd;
- uit de geproduceerde hoeveelheid koolstofdioxyde wordt berekend dat 6100 kg zuurstof nuttig is gebruikt, dit is een rendement van 33%; uit de massabalans wordt berekend dat in totaal 2829 kg minerale olie van de locatie is verwijderd via het mineralisatieproces waarvoor 9700 kg zuurstof nodig was, waarmee het rendement in het zuurstofgebruik op 53% komt;
- volgens berekeningen is in de periode van 300 tot 700 dagen de partiële dampspanning van koolstofdioxyde in de bodemlucht hoog geweest; ook hierna is de dampspanning nog enkele malen hoger dan gewoonlijk;
- waarschijnlijk vinden microbiële omzettingen van minerale olie plaats in de onverzadigde zone, waar de produktie aan koolstofdioxyde niet bepaald wordt; dit zou het verschil verklaren in de massabalans en heeft een hoger zuurstofrendement tot gevolg;

- vanaf juli 1991 speelt alleen het mineralisatieproces een aanzienlijke rol bij de verwijdering.

Ten aanzien van de uitvoering van de sanering wordt geconcludeerd:

- het is niet mogelijk gebleken de grondwaterstand op de locatie te verhogen met het systeem; indien dit wel mogelijk zou zijn geweest, had afstroming van de locatie niet voorkomen kunnen worden;
- het belang van geohydrologische aspecten is onderschat, waardoor geplande debieten niet konden worden gehaald en vertragingen het gevolg waren;
- er is veel inzicht verworven in het uitvoeren van een in situ biorestauratie, waarbij goede resultaten verwacht mogen worden;
- in de onverzadigde regime verlopen microbiële omzettingen sneller en is zuurstoftransport eenvoudiger; de grondwaterspiegel moet dus zo laag mogelijk gehouden worden;
- een dampremmende folie zou aangebracht moeten worden om zuurstofverliezen tegen te gaan; om dezelfde reden zou het infiltratiesysteem in de verzadigde zone geplaatst moeten worden;
- verhoging van de debieten heeft een snellere toevoer van zuurstof en nutriënten tot gevolg en een snellere uitspoeling van de verontreiniging;
- het infiltratie- en onttrekkingssysteem moet zodanig geplaatst worden dat voorkeurstroming tegen wordt gegaan en het gehele grondpakket uniform doorstroomd wordt.

Ten aanzien van de financiële haalbaarheid wordt geconcludeerd:

- de oorspronkelijke begroting voor uitvoering van het project is vele malen overschreden;
- verlenging van de saneringsduur en extra onderzoeken op de locatie zijn de belangrijkste oorzaken voor overschrijding van het budget;
- een sobere en doelmatige uitvoering van de sanering zou toch financiële voordelen bieden ten opzichte van een conventionele sanering;
- een belangrijk deel van de exploitatiekosten is besteed aan waterstofperoxyde.

Ten aanzien van de technische haalbaarheid wordt geconcludeerd:

- in situ biorestauratie met behulp van waterstofperoxyde is technisch gezien haalbaar; na een lange saneringstijd kunnen de streefwaarden behaald worden;
- in situ biorestauratie met behulp van waterstofperoxyde is financieel haalbaar, hoewel de infiltratie van waterstofperoxyde gedurende lange tijd een grote financiële inspanning vergt;
- door fasering kan optimalisatie en mogelijk verkorting van de saneringsduur plaatsvinden; dit zal financiële voordelen bieden;
- optimalisatie van de dosering van waterstofperoxyde heeft een kleiner verbruik en dus een vermindering van de kosten tot gevolg;
- toepassing van bioventing op de locatie in Asten had waarschijnlijk financiële voordelen gehad; niet bekend is of hetzelfde eindresultaat bereikt had kunnen worden.

Algemeen kan verder worden geconcludeerd:

- er is veel geleerd, vooral wat niet moet;
- er is veel informatie gegenereerd, die ook met dit rapport zeker nog niet in totaliteit verwerkt is.
- nader onderzoek zal uitgevoerd moeten worden naar:
 - * hoe de streefwaarden behaald kunnen
 - * hoe voorkeurstroming voorkomen kan worden
 - * hoe problemen met inhomogeniteiten omzeild kunnen worden
 - * systeemaanpassingen gericht op verkorten van de saneringsduur

LITERATUUR

R. van den Berg, D.H. Eikelboom en J.H.A.M. Verheul, J.H.A.M. (1987), In situ bio-restauratie van een met olie verontreinigde bodem. Resultaten van het laboratoriumonderzoek, RIVM-rapportnr. 728518002.

R.A. Brown, R.D. Norris (1994), The evolution of a technology: hydrogen peroxide in in situ bioremediation, in R.E. Hinchee et al. (Eds.), "Hydrocarbon Bioremediation", Lewis Publ., Boca Raton.

D.H. Eikelboom (1985), In situ bio-restauratie van een met olieproducten verontreinigde ondergrond, een literatuurstudie, TNO-rapportnr. R85/320.

R.T. Eikelboom (1983), Algemene probleemstelling bij de cursus 'Interimwet Bodemsanering', Stichting Postacademiale Vorming Gezondheidstechniek. Delft.

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.

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.

IWACO (1988), Bestek in situ bio-restauratie en grondwatersanering Asten, IWACO-rapportnr. 30.7610.

IWACO (1995a), Afbakening verontreiniging ISB Asten, IWACO-rapportnr. 33.4114.0.

IWACO (1995b), Kostenevaluatie sanering ISB Asten, IWACO-rapportnr. 33.4003.0.

J.F. de Kreuk (1983), Literature study on the feasibility of microbial decontamination of polluted soils, report B 83/223, MT-TNO.

Laboratorium voor Grondmechanica (1981), Inventarisatie bodemsaneringstechnieken, Bodembescherming, uitgave nr. 2.

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.

W.L. Lindsay (1979), Chemical Equilibria in Soils, Wiley Interscience, New York.

J.A. MacDonald en B.E. Rittmann (1993), Performance standards for in situ bioremediation, Environ. Sci. Technol., Vol. 27, No. 10, pag. 1974-1979.

Nederlands Normalisatie-instituut (1991), Bodem, Onderzoeksstrategie bij verkennend onderzoek, NVN 5740.

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

A.J. Scheuter en R. van den Berg (1996), In situ biorestauratie van een met olie verontreinigde bodem. Resultaten van het onderzoek aan ongestoorde grondkolommen, RIVM-rapportnr. 728518004.

A.J. Scheuter (1997a), Tracerexperiment uitgevoerd april/mei 1996 ten behoeve van de in situ biorestauratie te Asten, RIVM-rapportnr. 715201006.

A.J. Scheuter (1997b), Alternatieve in situ bodemsaneringstechnieken; Literatuuronderzoek bij het project in situ biorestauratie Asten, RIVM-rapportnr. 715201007.

H.G. Schlegel (1986), General Microbiology, Sixth Ed., Cambridge University Press.

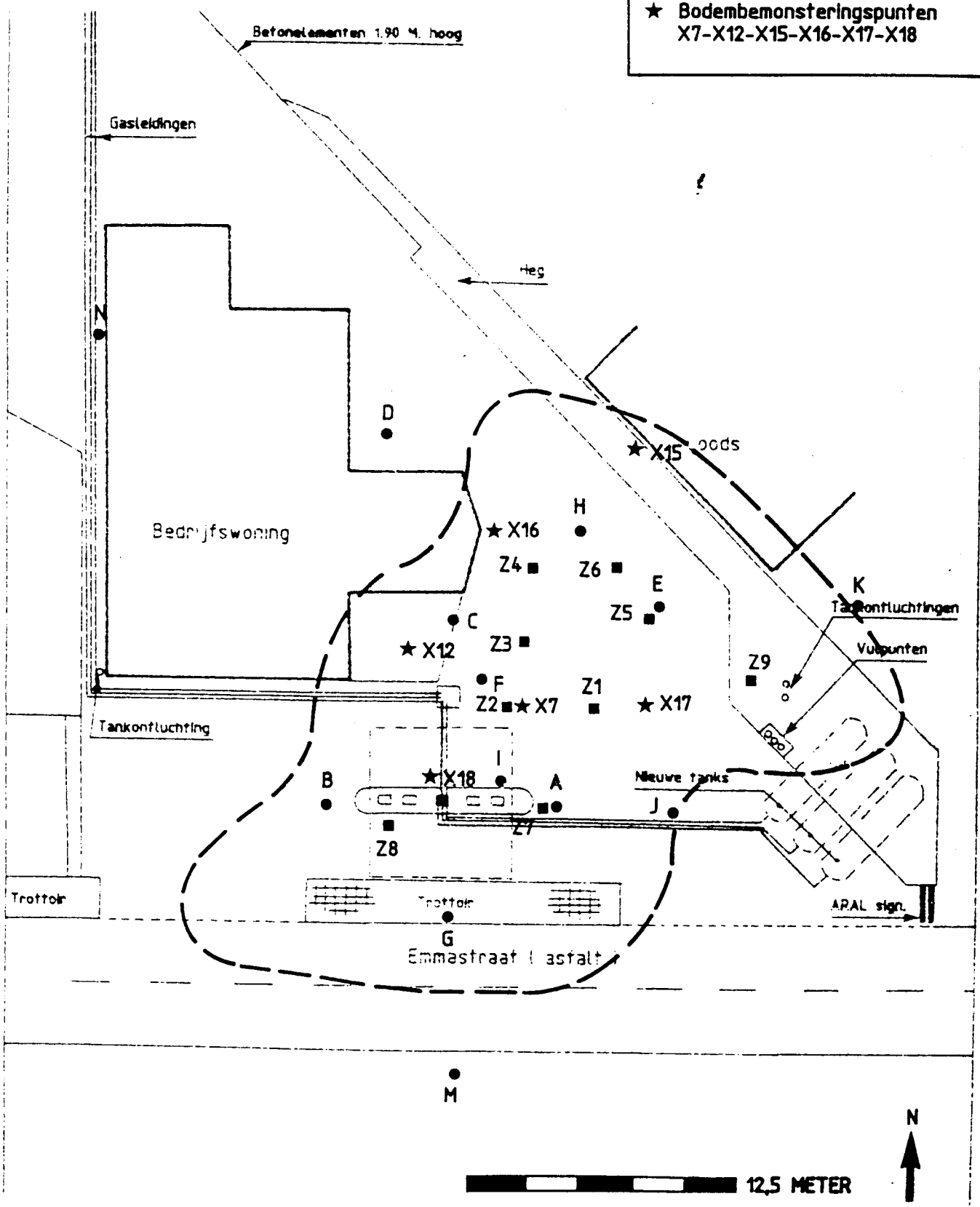
J.H.A.M. Verheul, D.H. Eikelboom en R. van den Berg (1988), In situ biorestauratie van een met olie verontreinigde bodem. Selectie, beschrijving en nader onderzoek van de proeflocatie, RIVM-rapportnr. 728518001.

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

BIJLAGE 1 Plattegrond saneringslocatie

Legenda:

- Peilbuizen A t/m M
L: gelegen achter nissenhut
- Extra bodembemonsteringspunten Z1 t/m Z9
- ★ Bodembemonsteringspunten X7-X12-X15-X16-X17-X18



BIJLAGE 2 Het gehalteverloop in de bodem van BTX, benzine, minerale olie, naftaleen en octaan

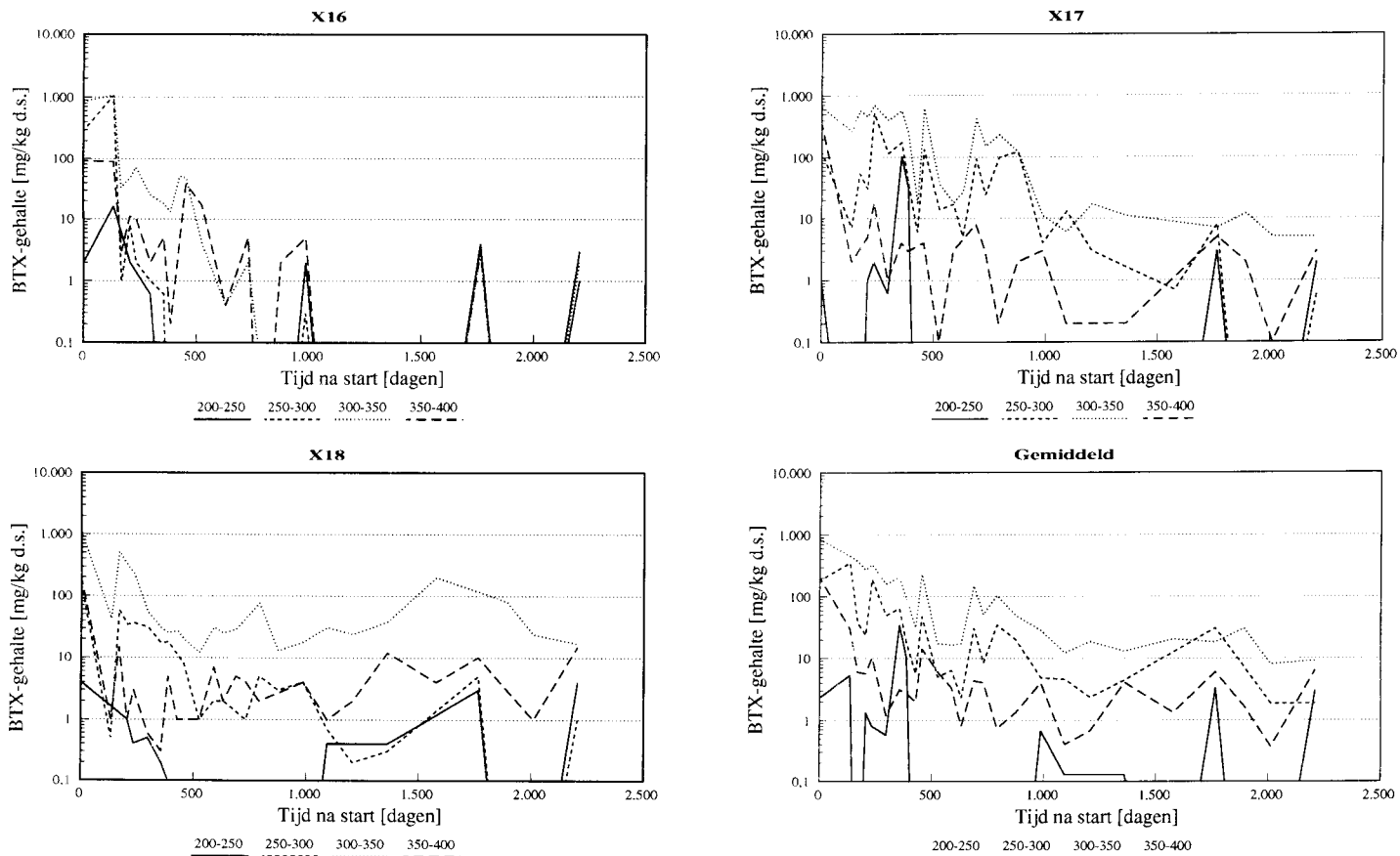


Fig. b1a,b,c,d Het gehalteverloop van BTX in vier lagen in de bodem op de punten X16, X17, X18 en de gemiddelde waarden waarin ook de Z-punten zijn meegenomen.

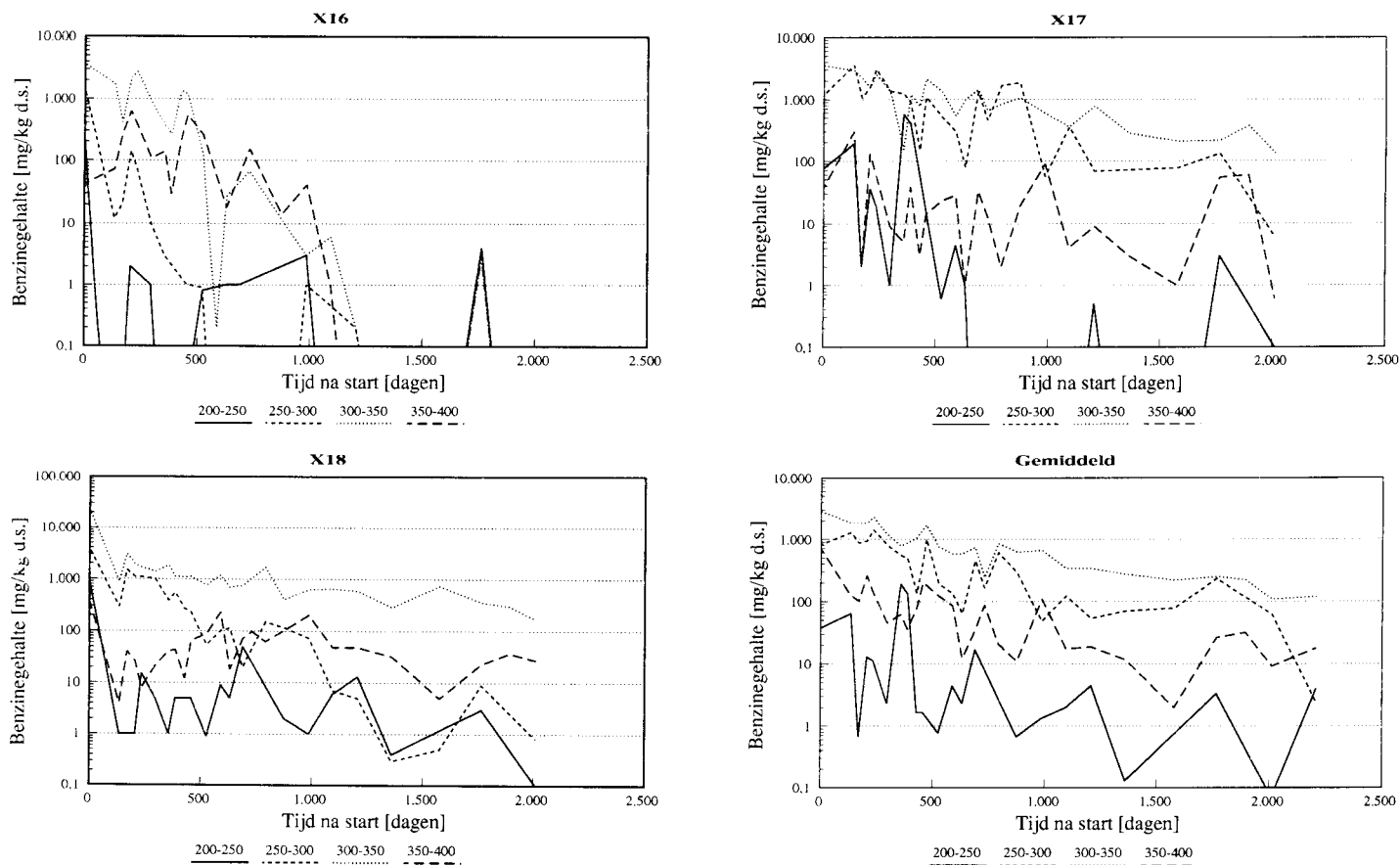


Fig. b2a,b,c,d Het gehalteverloop aan benzine in vier lagen in de bodem op de punten X16, X17, X18 en de gemiddelde waarden waarin ook de Z-punten zijn meegenomen.

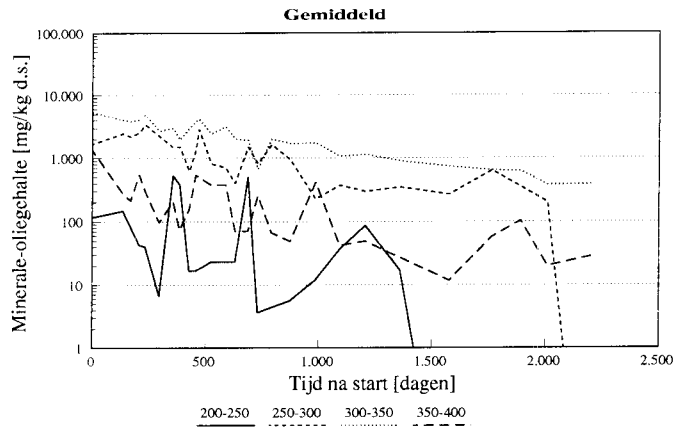
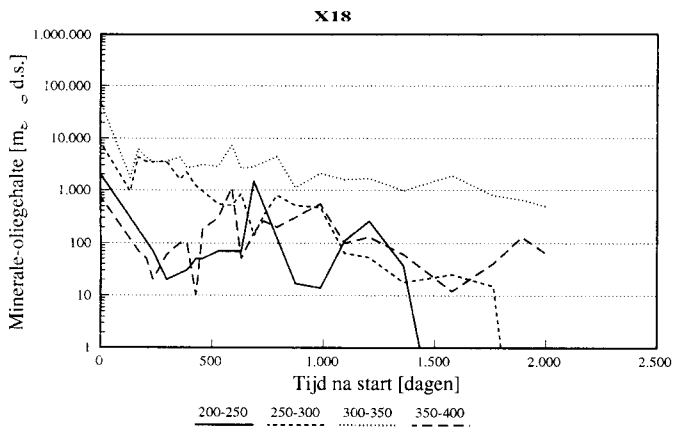
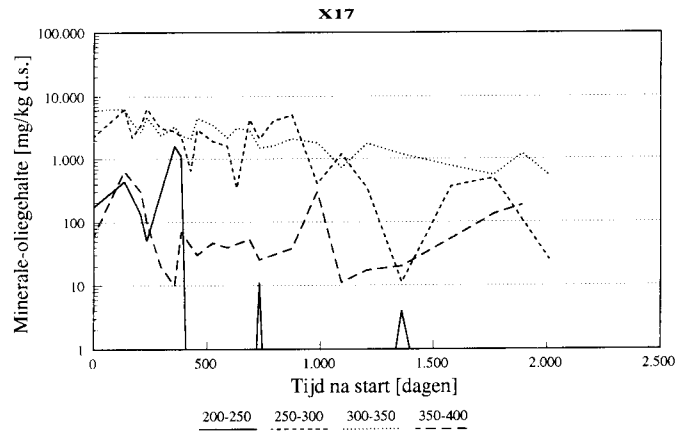
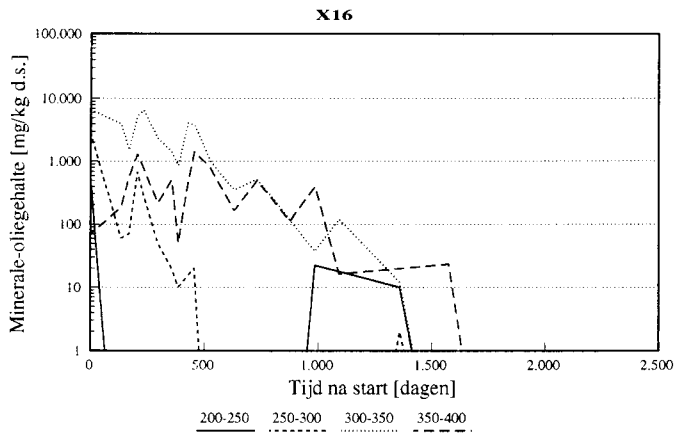


Fig. b3a,b,c,d Het gehalteverloop van minerale olie in vier lagen in de bodem op de punten X16, X17, X18 en de gemiddelde waarden waarin ook de Z-punten zijn meegenomen.

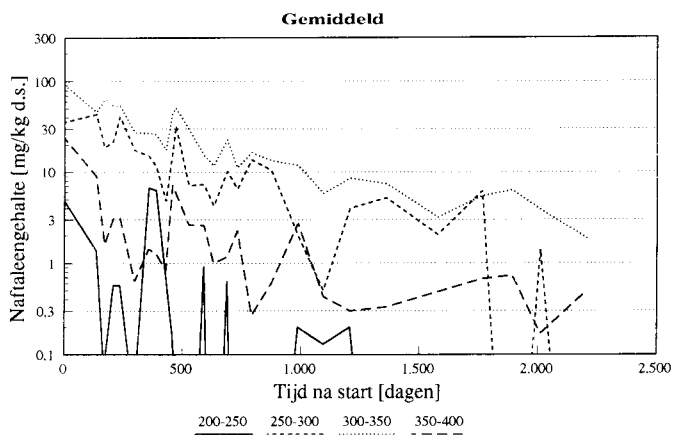
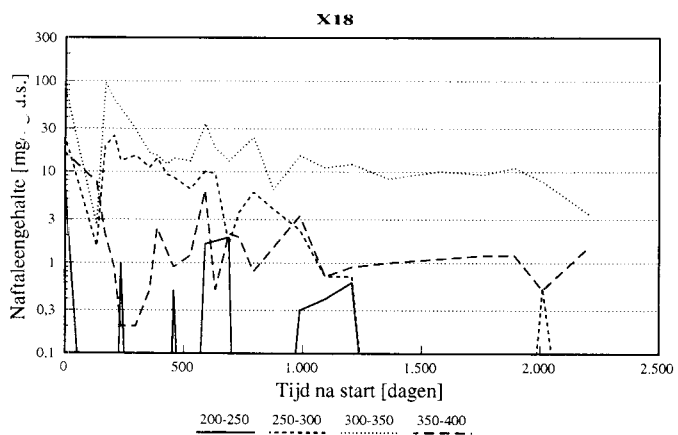
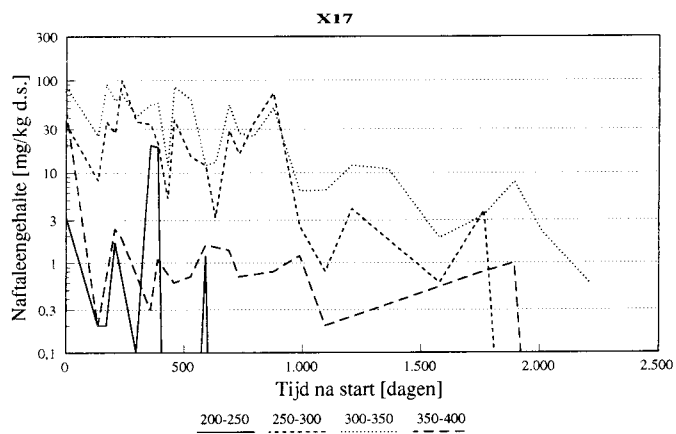
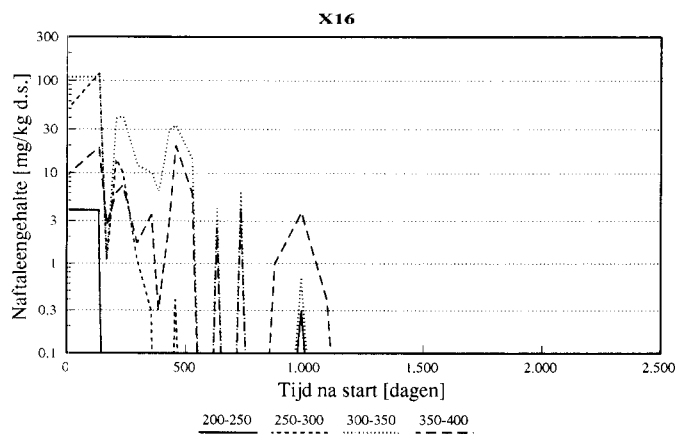


Fig. b4a,b,c,d Het gehalteverloop van naftaleen in vier lagen in de bodem op de punten X16, X17, X18 en de gemiddelde waarden waarin ook de Z-punten zijn meegenomen.

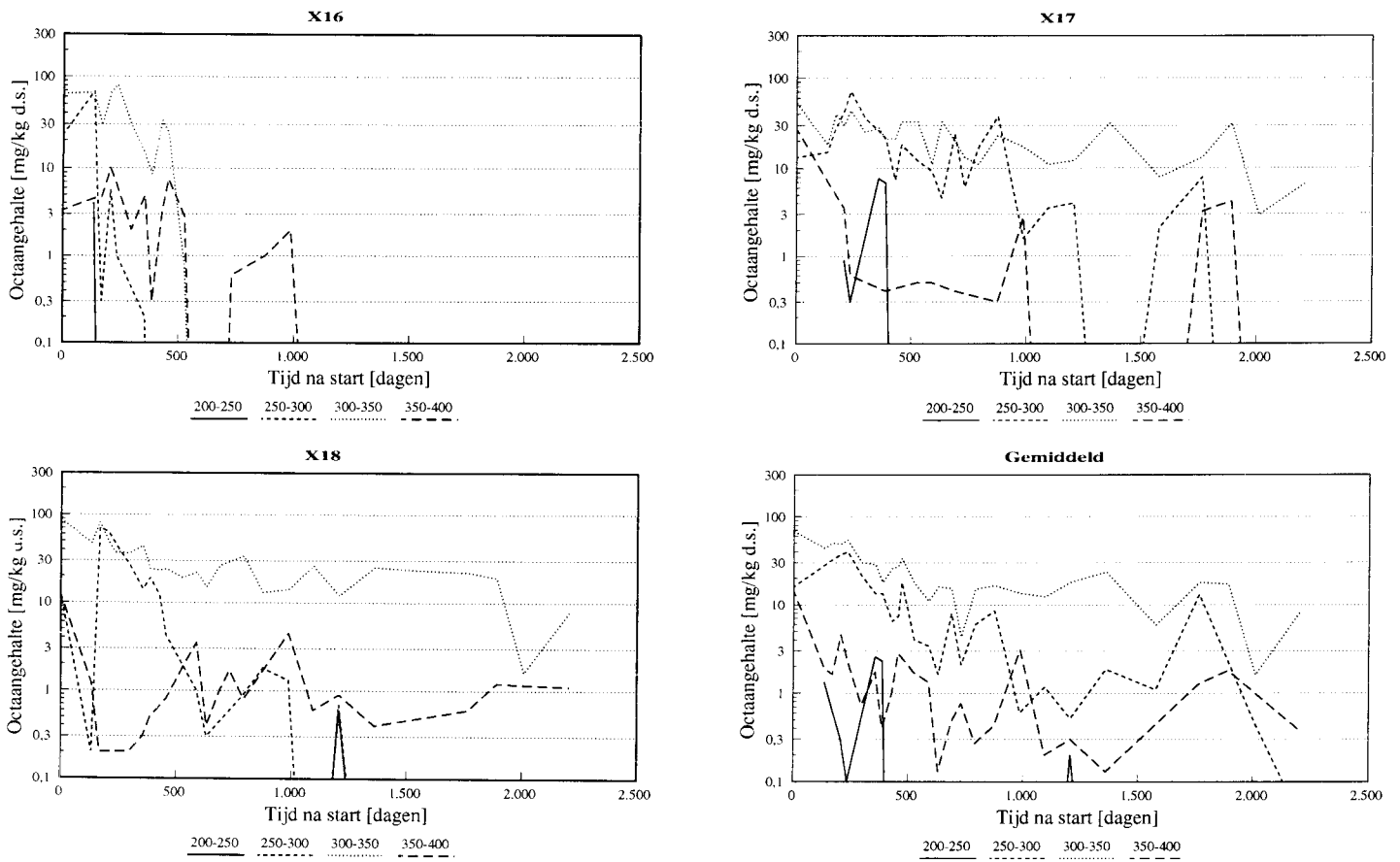


Fig. b5a,b,c,d Het gehalteverloop van octaan in vier lagen in de bodem op de punten X16, X17, X18 en de gemiddelde waarden waarin ook de Z-punten zijn meegenomen.

BIJLAGE 3 Concentratieverloop van benzine in verschillende waarnemingsfilters

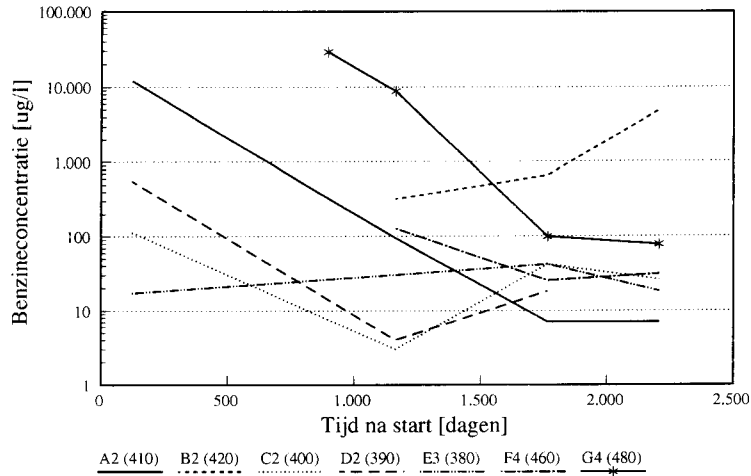


Fig. b6 Verloop van de benzineconcentraties in de filters A2, B2, C2, D2, E3, F4, G4.

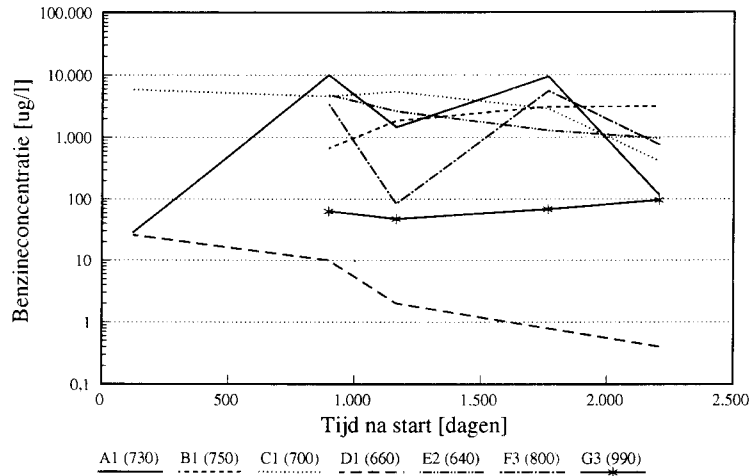


Fig. b7 Verloop van de benzineconcentraties in de filters A1, B1, C1, D1, E2, F3, G3.

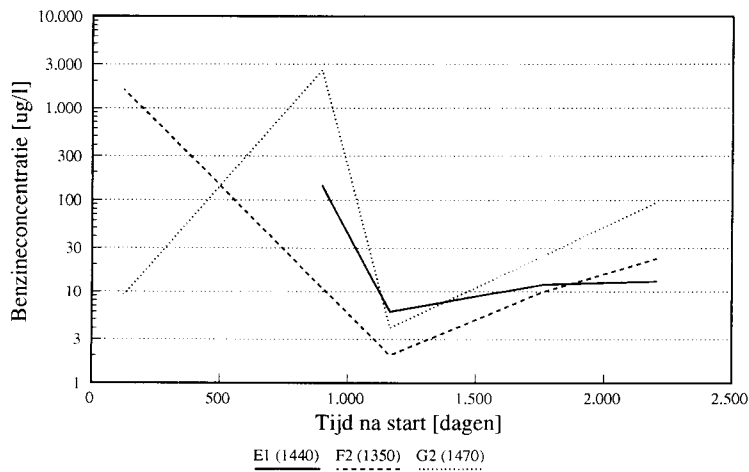


Fig. b8 Verloop van de benzineconcentraties in de filters E1, F2, G2.

BIJLAGE 4 Inbouw van stikstof in het celmateriaal van de biomassa

Micro-organismen hebben koolstof, stikstof en zwavel nodig voor de opbouw van hun celmateriaal. Indien biomassa afsterft komen deze componenten weer beschikbaar. Aan de hand van de stikstofopname worden conclusies getrokken over de groei van de biomassa. In onderstaande figuur wordt de hoeveelheid stikstof weergegeven die per dag ingebouwd wordt in het celmateriaal van de micro-organismen.

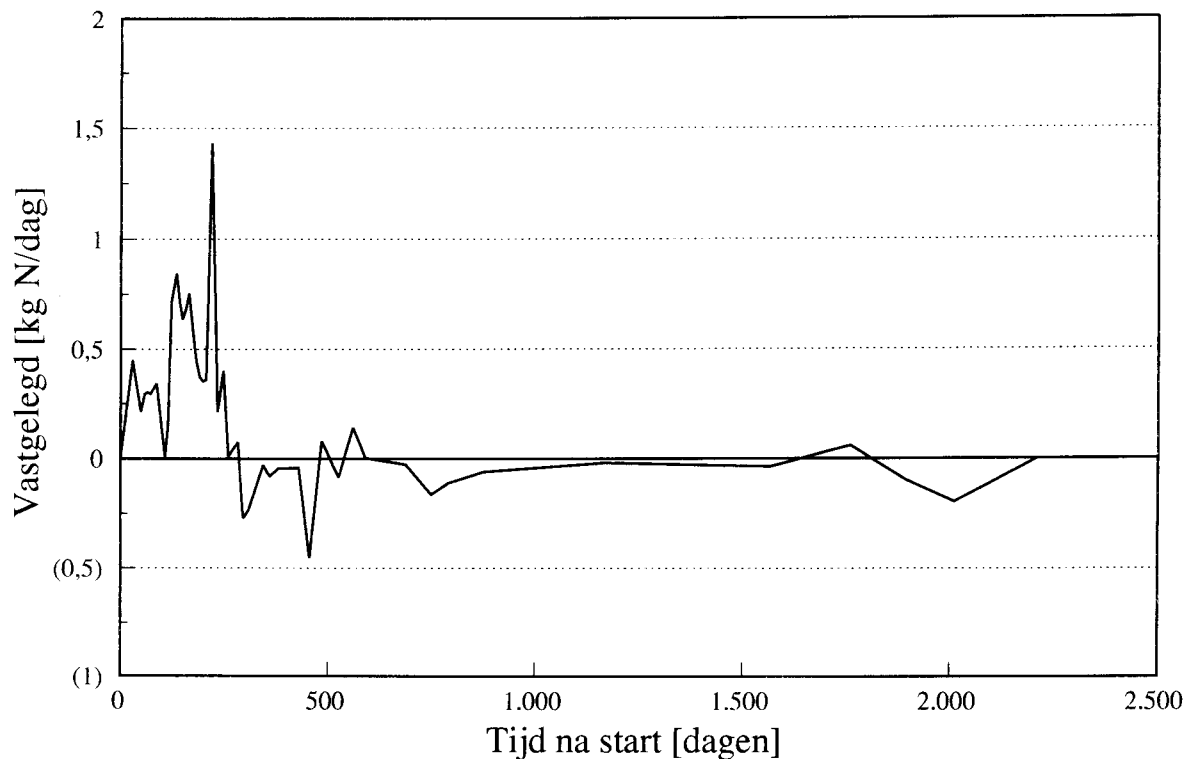


Fig. b9 Stikstof [$\text{kg}\cdot\text{dag}^{-1}$] dat vastgelegd wordt in het celmateriaal van de biomassa of vrijkomt door het afsterven van de biomassa.

In Tabel 10, de massabalans over het gehele reinigingsproces, wordt de hoeveelheid die verwijderd is via de bodemreiniging onderverdeeld naar "ingebouwd in biomassa" en "gemineraliseerd". Ingebouwd in biomassa geeft de totale hoeveelheid die vastgelegd heeft in het celmateriaal, op welk moment dan ook. Dit is de totale oppervlakte onder het positieve deel van de lijn in Fig. b9. Door het afsterven van de biomassa is de vastgelegde hoeveelheid gedeeltelijk weer vrijgekomen en gemineraliseerd waardoor dit niet overeenkomt met de hoeveelheid die op de evaluatiedatum nog vastligt.

De gemineraliseerde hoeveelheid is de hoeveelheid die direct door de micro-organismen is omgezet en niet heeft vastgelegd in het celmateriaal. Omdat met de bepaling van de koolstofdioxydeproductie geen onderscheid gemaakt kan worden tussen dood celmateriaal dat gemineraliseerd wordt en benzinecomponenten, wordt deze afgeleid uit de in totaal gemineraliseerde hoeveelheid plus de vastgelegde hoeveelheid op de evaluatiedatum minus de totale hoeveelheid die ingebouwd is geweest.

BIJLAGE 5 Grondwaterstanden op de locatie en in de omgeving van Asten

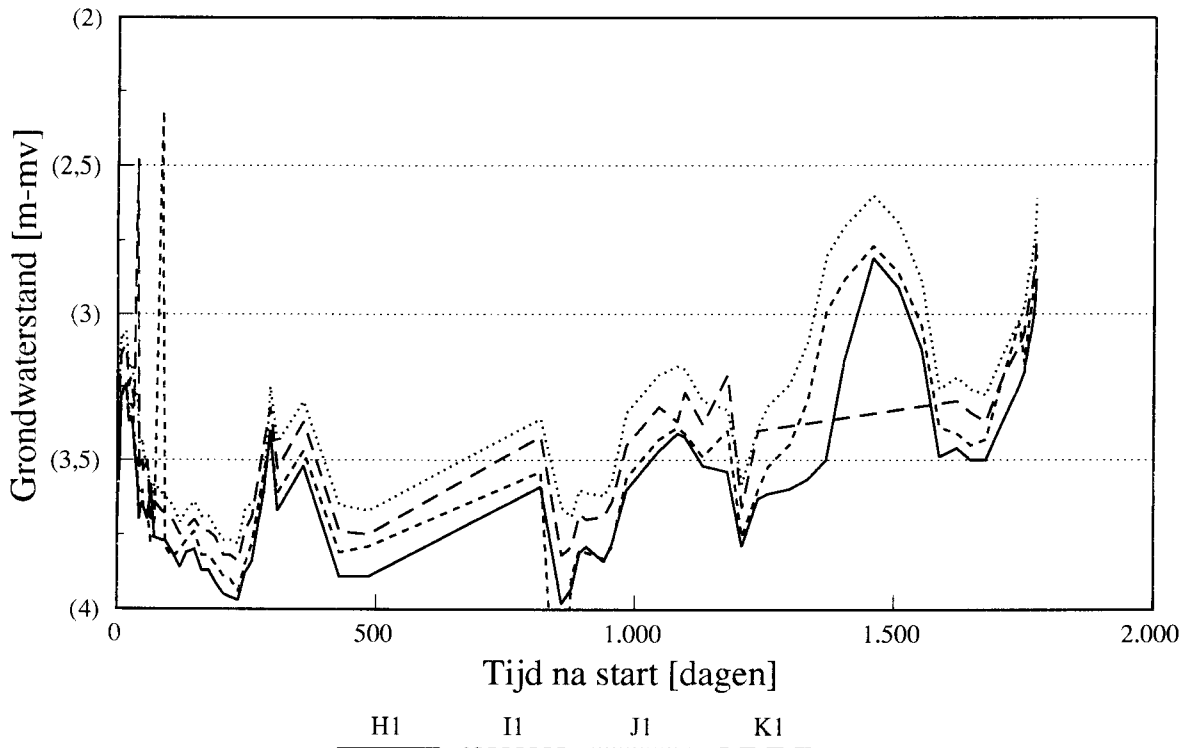


Fig. b10 Het verloop van de grondwaterstand in de waarnemingsfilters H, I, J, K (800 cm-maaiveld) op de lokatie.

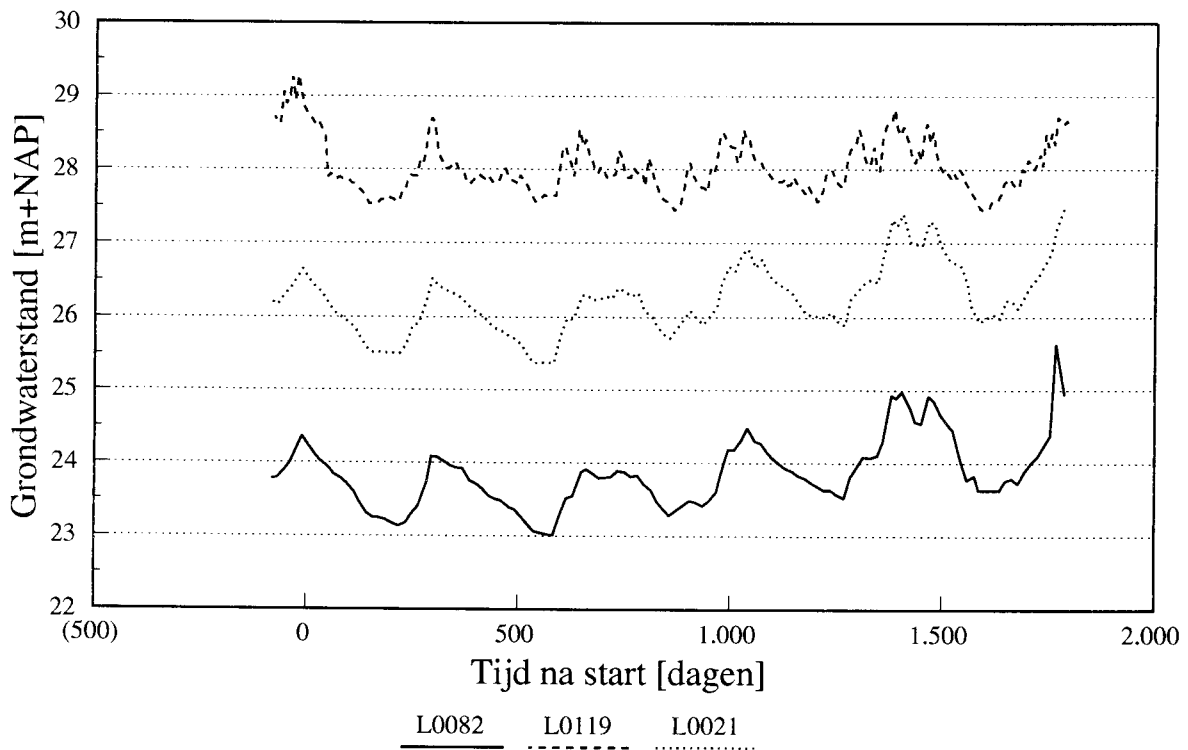


Fig. b11 Het verloop van de grondwaterstanden in drie TNO-landbouwfilters in de omgeving van Asten.

BIJLAGE 6 Prognose gehalteverloop van benzine, BTX, naftaleen en octaan

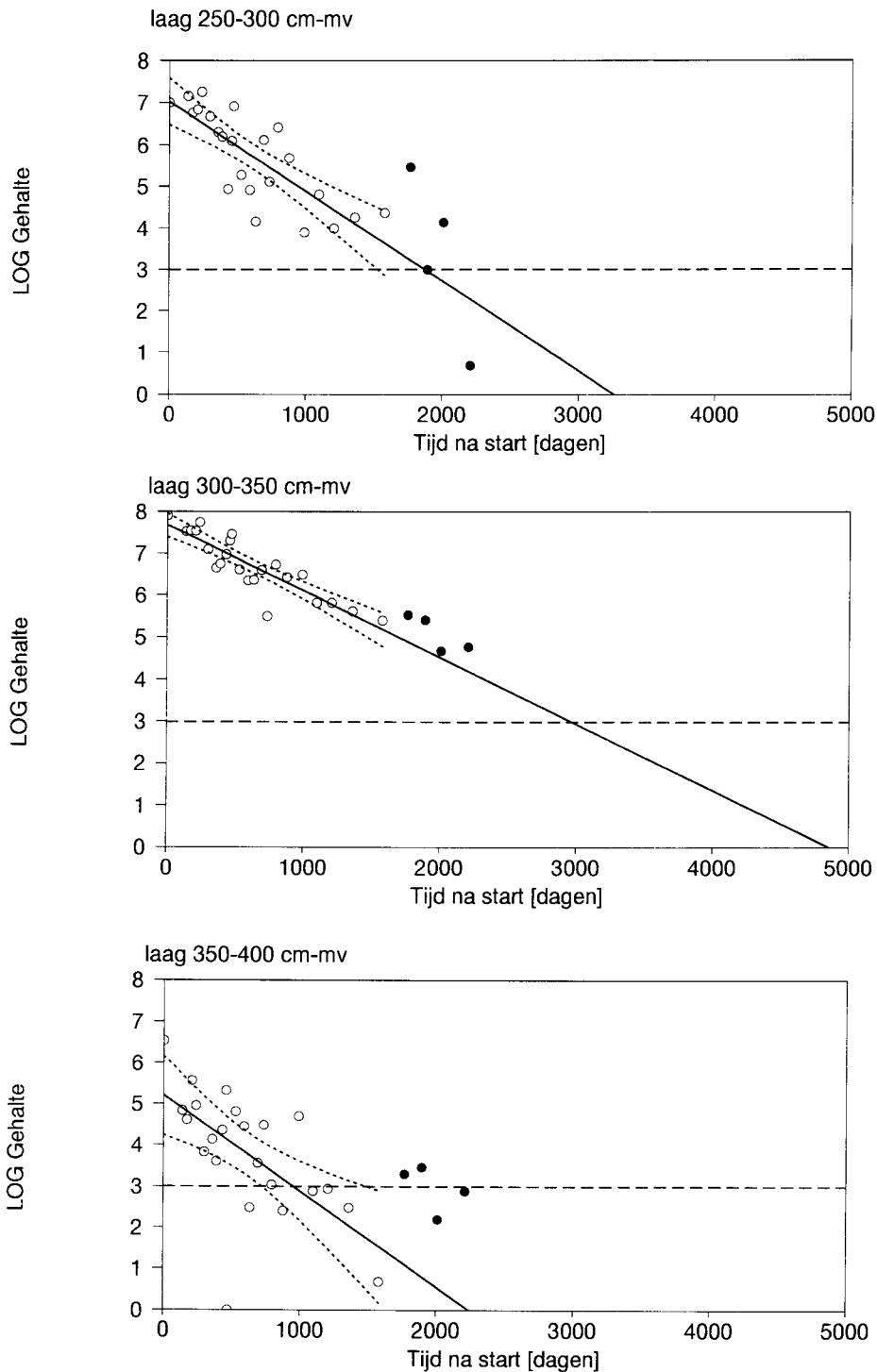


Fig. b12a,b,c Prognoses voor het gehalteverloop van benzine met daarin weergegeven de voor de prognose gebruikte metingen (○) en de laatste metingen (●).

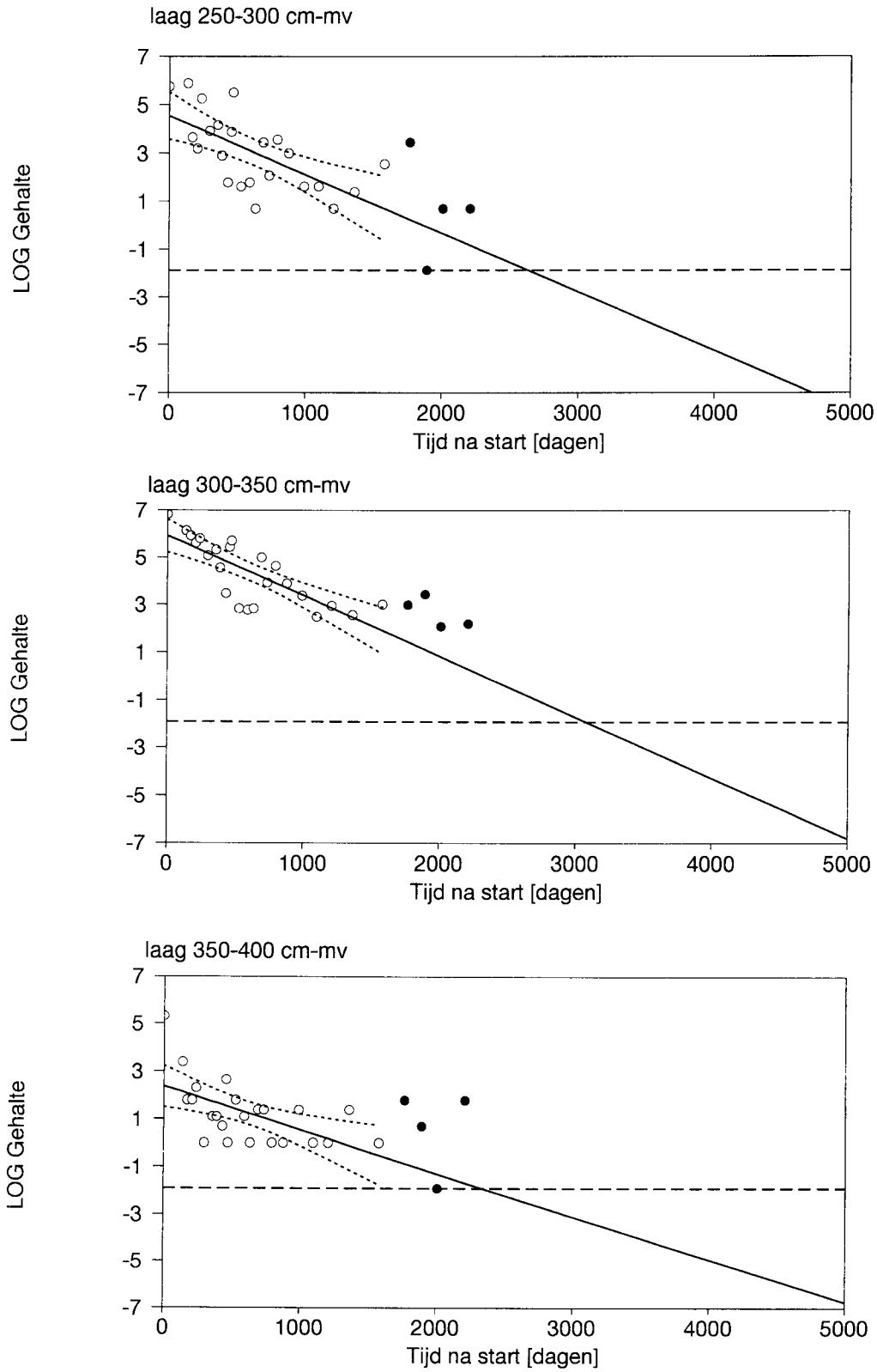


Fig. b13a,b,c Prognoses voor het gehalteverloop van BTX met daarin weergegeven de voor de prognose gebruikte metingen (○) en de laatste metingen (●).

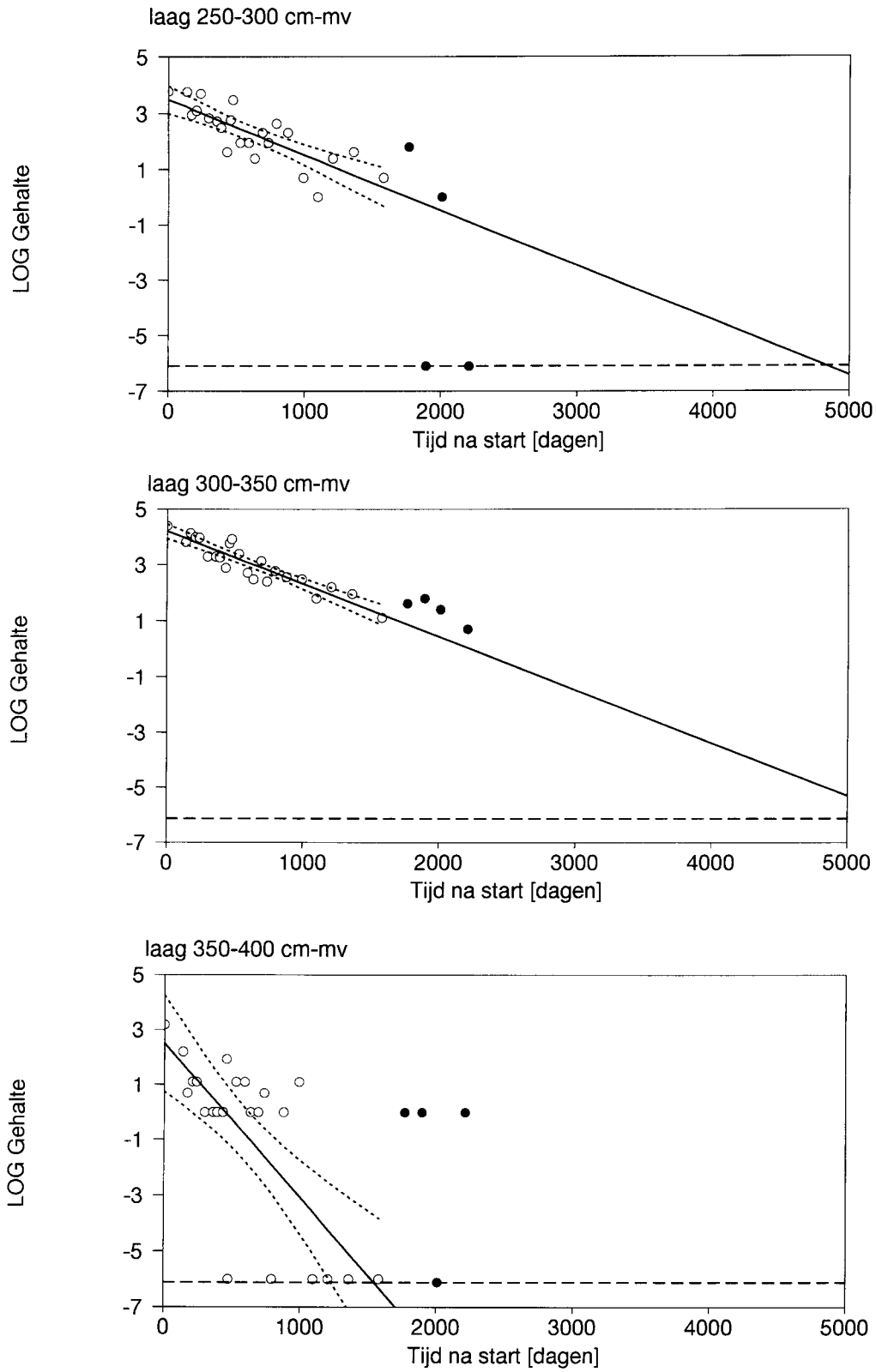


Fig. b14a,b,c Prognoses voor het gehalteverloop van naftaleen met daarin weergegeven de voor de prognose gebruikte metingen (○) en de laatste metingen (●).

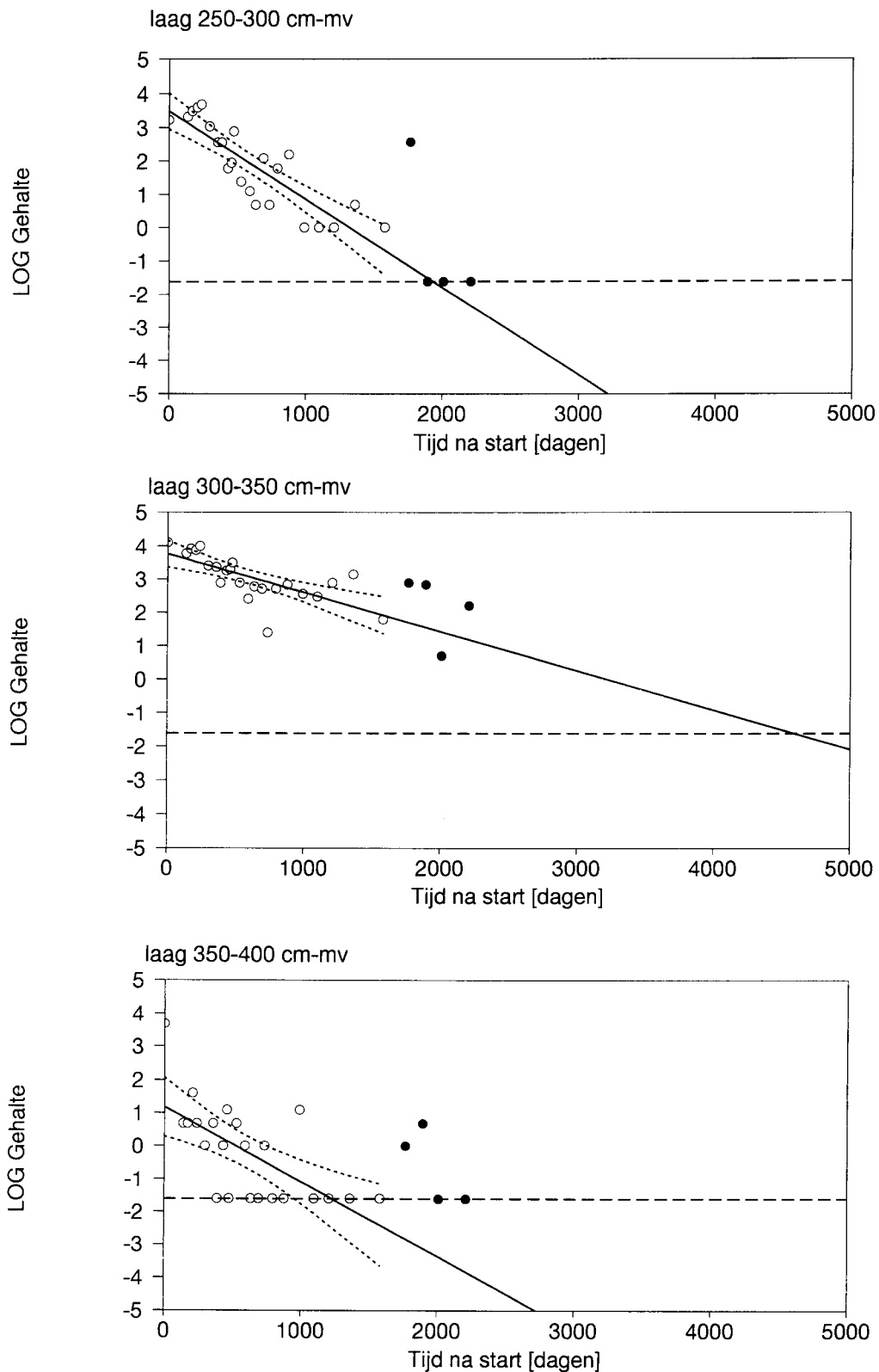


Fig. b15a,b,c Prognoses voor het gehalteverloop van octaan met daarin weergegeven de voor de prognose gebruikte metingen (○) en de laatste metingen (●).

BIJLAGE 7 Prognose concentratieverloop van benzine in het grondwater

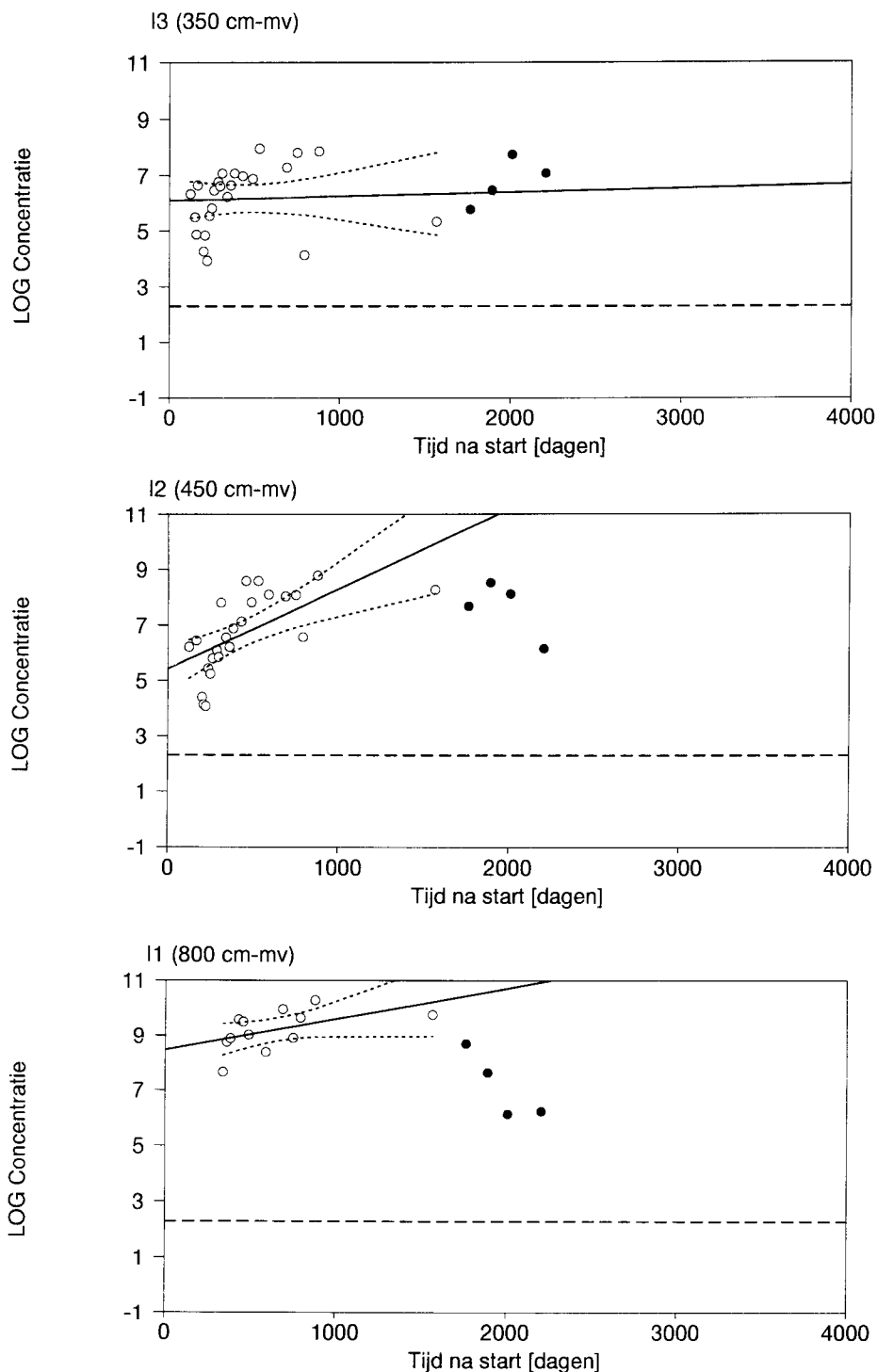


Fig. b16a,b,c Prognoses voor het concentratieverloop van benzine in filter I met daarin weergegeven de voor de prognose gebruikte metingen (○) en de laatste metingen (●).

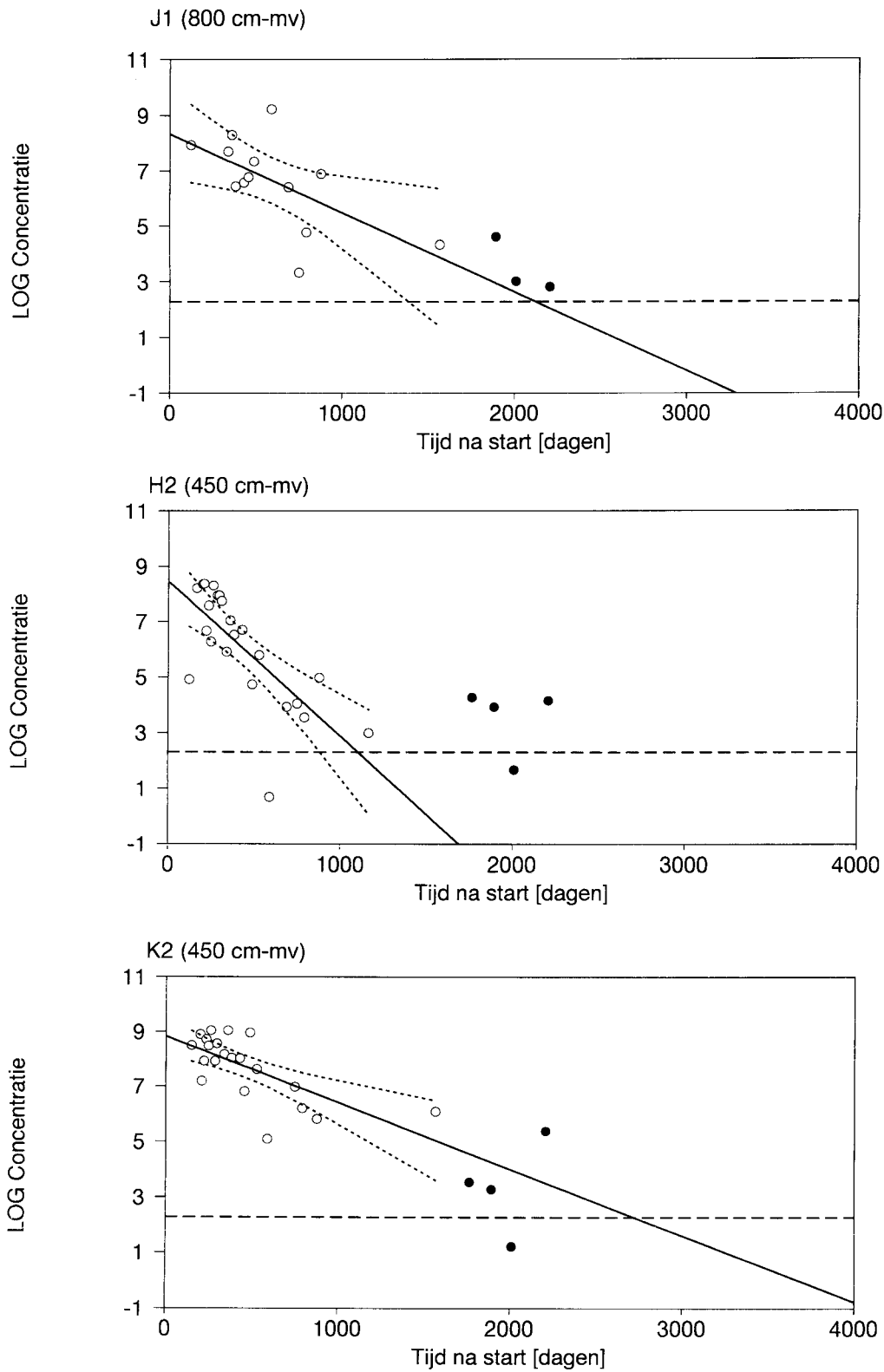


Fig. b17a,b,c Prognoses voor het concentratieverloop van benzine in de filters J1, H2 en K2 met daarin weergegeven de voor de prognose gebruikte metingen (O) en de laatste metingen (•).

BIJLAGE 8 Gemiddelde afwijking van de regressielijn en gemiddelde gehalten

Met het verloop van de resultaten van de bodemanalyses op één waarnemingspunt kan een eerste-orde-regressie uitgevoerd worden. De afwijking van de gemeten waarde tot de regressielijn wordt genomen als een maat voor de variatie in de metingen.

De gemiddelde afwijking van de regressielijn is berekend met behulp van de vergelijking:

$$s = \sqrt{\frac{\sum(x-x_{reg})^2}{n}}$$

Hierin is:

- s = gemiddelde afwijking [mg.kg⁻¹ droge stof]
- x = meetwaarde [mg.kg⁻¹ droge stof]
- x_{reg} = regressiewaarde [mg.kg⁻¹ droge stof]
- n = aantal metingen

Indien alle metingen op één waarnemingspunt worden meegenomen in de bepaling is de gemiddelde afwijking groter dan wanneer alleen de laatste zeven metingen als populatie gerekend worden. Dit volgt logisch uit het feit dat de gehalten lager zijn geworden bij de laatste metingen. In onderstaande tabellen worden de gemiddelde afwijking voor benzine en minerale olie in mg.kg⁻¹ droge stof gegeven voor de X-punten.

Tabel b1 Gemiddelde afwijking [mg.kg⁻¹ d.s.] van de regressielijn voor benzine op de X-punten op verschillende dieptes in de bodem waarbij alle metingen meegenomen worden en de laatste zeven.

| cm-mv | X16 | | X17 | | X18 | |
|---------|------|-----------|------|-----------|------|-----------|
| | alle | laatste 7 | alle | laatste 7 | alle | laatste 7 |
| 200-250 | 7 | 2 | 135 | 2 | 13 | 5 |
| 250-300 | 231 | 2 | 777 | 61 | 316 | 4 |
| 300-350 | 593 | 2 | 476 | 151 | 492 | 174 |
| 350-400 | 145 | 5 | 236 | 28 | 122 | 14 |

Tabel b2 Gemiddelde afwijking [mg.kg⁻¹ d.s.] van de regressielijn voor minerale olie op de X-punten op verschillende dieptes in de bodem waarbij alle metingen meegenomen worden en de laatste zeven.

| cm-mv | X16 | | X17 | | X18 | |
|---------|------|-----------|------|-----------|------|-----------|
| | alle | laatste 7 | alle | laatste 7 | alle | laatste 7 |
| 200-250 | 86 | 6 | 356 | 4 | 284 | 83 |
| 250-300 | 416 | 1 | 1705 | 194 | 1009 | 15 |
| 300-350 | 1373 | 15 | 783 | 297 | 1412 | 382 |
| 350-400 | 341 | 44 | 445 | 70 | 310 | 41 |

De bepaling van gemiddelde gehalten in een laag is afhankelijk van het aantal meetpunten. In onderstaande figuren worden de gemiddelde gehalten weergegeven als functie van de tijd, berekend met en zonder Z-punten.

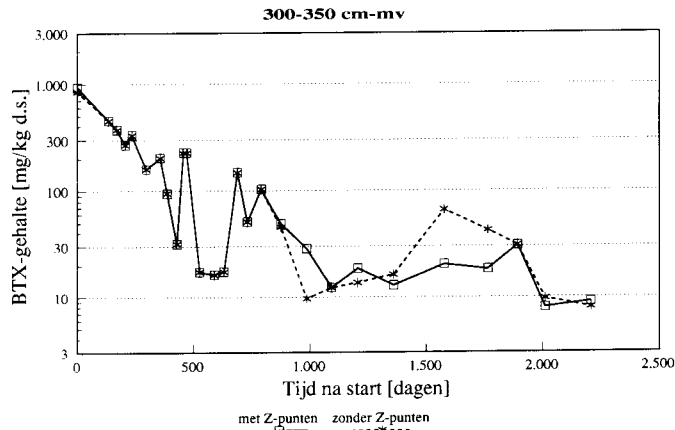
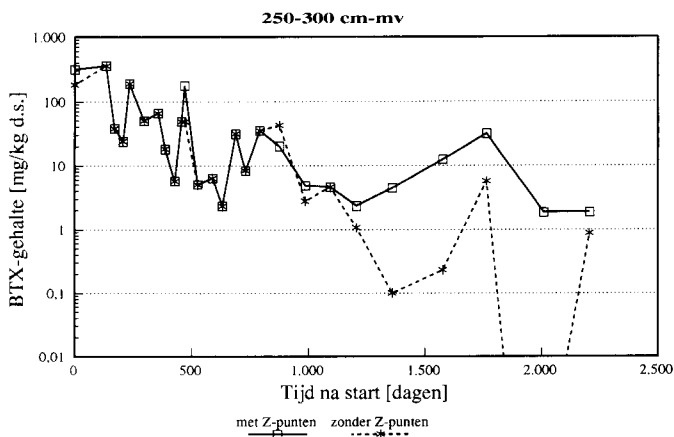


Fig. b18a,b Gemiddelde BTX-gehalten, berekend met en zonder Z-punten in de lagen 250 tot 300 en 300 tot 350 cm-maaiveld.

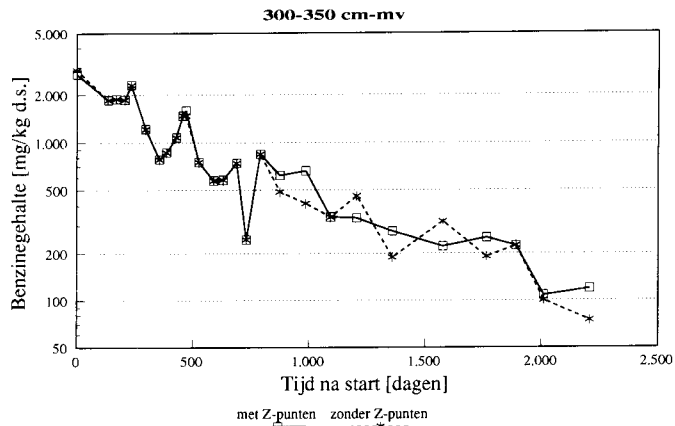
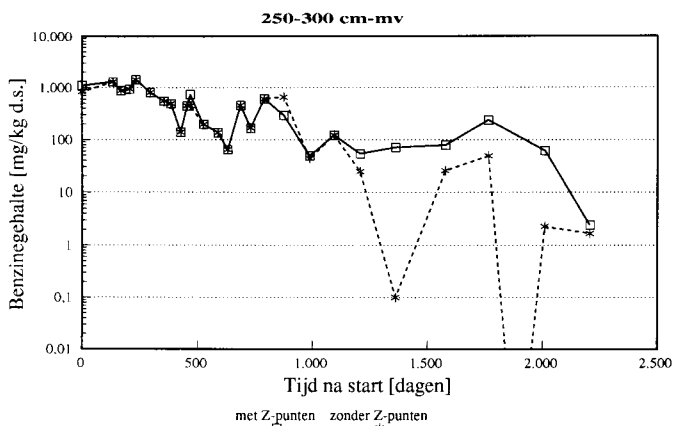


Fig. b19a,b Gemiddelde benzinegehalten, berekend met en zonder Z-punten in de lagen 250 tot 300 en 300 tot 350 cm-maaiveld.

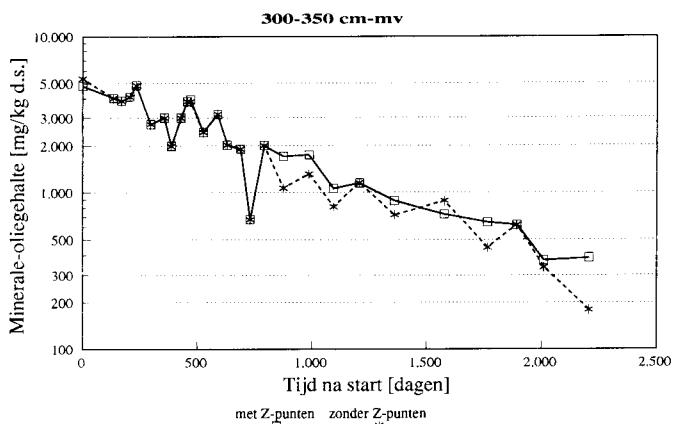
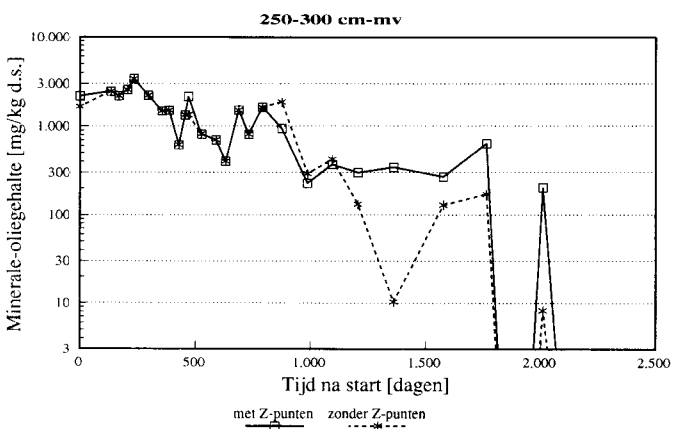


Fig. b20a,b Gemiddelde minerale-oliegehalten, berekend met en zonder Z-punten in de lagen 250 tot 300 en 300 tot 350 cm-maaiveld.

BIJLAGE 9 Afname individuele componenten naar de verschillende perioden

In Fig. b21 zijn de componenten van links naar rechts uitgezet naar de mate waarin ze verwijderd zijn na de eerste periode. Van links naar rechts in de figuur neemt de afname tijdens de eerste periode af, terwijl die in de andere perioden toeneemt.

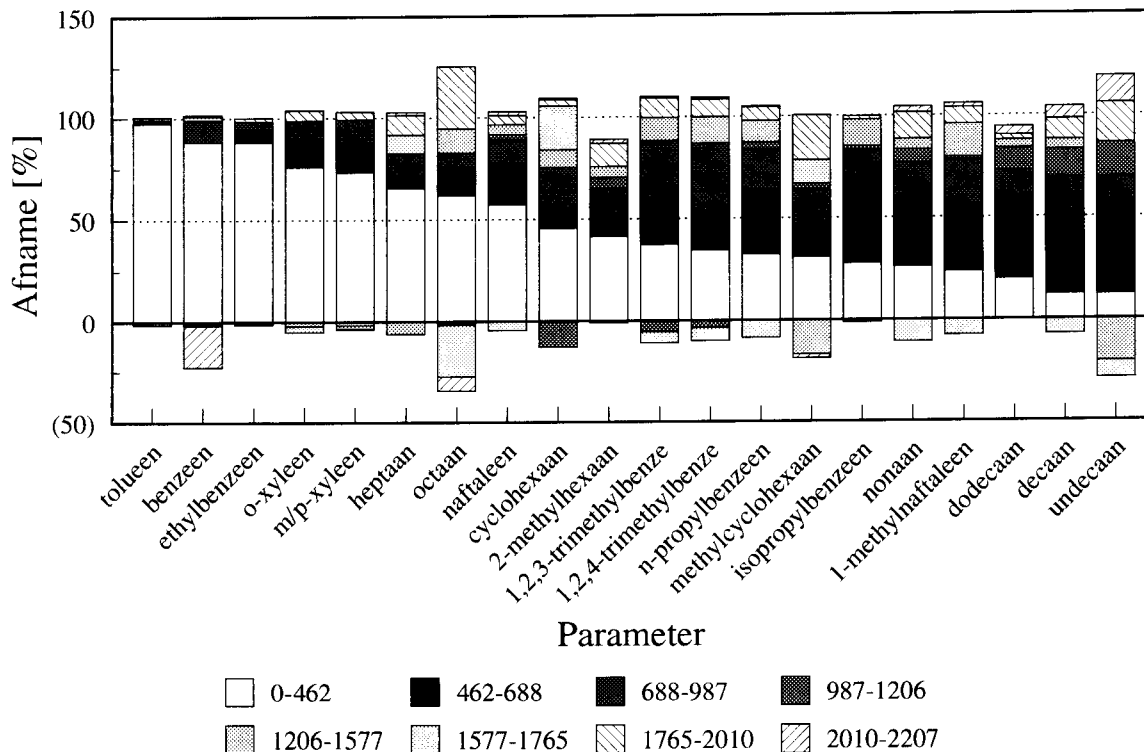


Fig. b21 Afname in periode ten opzichte van de begingehalte.

Uit de figuur blijkt dat toluen, benzeen, ethylbenzeen en de xylenen al grotendeels verdwenen zijn na de eerste periode. Deze componenten zijn zeer mobiel en makkelijk biologisch afbreekbaar. Het grootste deel van heptaan, octaan en naftaleen verdwijnt ook in de eerste periode. Bij n-propylbenzeen, isopropylbenzeen, nonaan, 1-methylnaftaleen, dodecaan, decaan en undecaan doet zich de grootste afname voor in de tweede periode. Van de componenten is een grotere hoeveelheid aanwezig, omdat die nog nauwelijks uitgespoeld zijn in de eerste periode. De daaropvolgende perioden zijn overigens ook belangrijk voor de verwijdering van deze componenten. De processen die in de derde periode spelen, dragen bij aan de verwijdering van het grootste deel van de trimethylbenzenen.

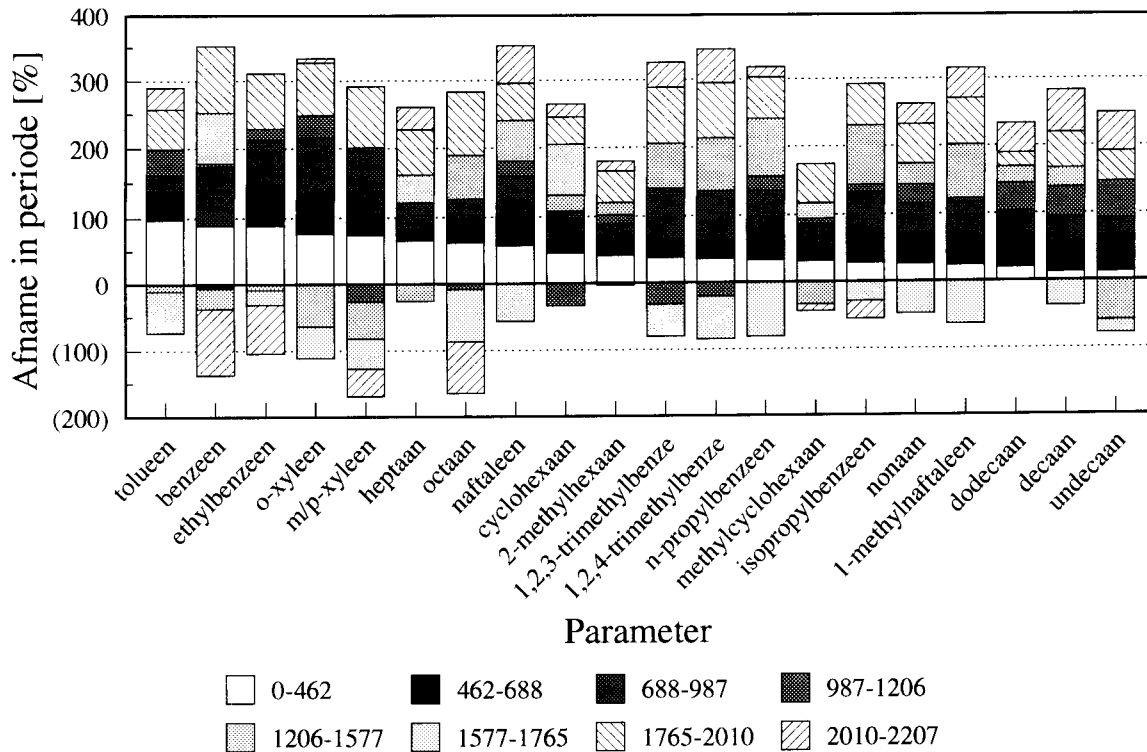


Fig. b22 Procentuele afname van de individuele componenten in een periode ten opzichte van het gehalte aan het begin van die periode.

Als de gehalten lager worden, is het moeilijker de component verder te verwijderen. Door de afname per periode te geven ten opzichte van het gehalte aan het begin van deze periode, wordt inzichtelijk gemaakt of de verwijdering op gang komt of aan het aflopen is. Een grotere procentuele afname in de periode ten opzichte van de periode ervoor betekent dat het eindresultaat versneld bereikt wordt en een kleinere afname betekent een vertraging. Indien de op deze manier berekende afname minder wordt, terwijl de streefwaarden nog niet bereikt zijn, betekent dit dat een verdere vermindering van het gehalte zeer tijdsintensief zal zijn.

Voor toluen is de relatieve afname per periode na 462 dagen alleen minder geworden. Van deze component is al zeer veel verwijderd in de periode van 0 tot 462 dagen. Bij benzeen, ethylbenzeen en de xylenen loopt de relatieve afname per periode nog niet af. Vanaf de component 1,2,3-trimethylbenzeen en verder naar rechts in de figuur vindt een verhoging plaats van de afname per periode. Bij de trimethylbenzenen en n-propylbenzeen lijkt deze weer af te nemen in de periode van 2010 tot 2207 dagen, maar bij de componenten verder rechts in de figuur nog niet.

BIJLAGE 10 Oorspronkelijk bestek in situ biorestauratie Asten

| Omschrijving | Hoeveel | Prijs à [f] | Bedrag [f] | Totaal [f] |
|------------------------------------|--------------------|----------------|---------------|---------------|
| Vorbereidende werkzaamheden | | | | |
| Opnemen en aanbrengen bestrating | 200 m ² | 18.25 | 3 650 | |
| Aanbrengen waarnemingsfilters | | 6 250 | 6 250 | |
| Subtotaal | | | | 9 900 |

| | | | | |
|---------------------------------|---------|--------|--------|---------|
| Aanleg | | | | |
| Dosering en infiltratie | | | | |
| - Transportpompen | 2 | 1 200 | 2 400 | |
| Hoofddrain | | | | |
| - Aanbrengen | 75 m | 22 | 1 650 | |
| - Appendages | | 8 450 | 8 450 | |
| Infiltratieputten | 3 stuk | 2 200 | 6 600 | |
| Subdrains | | | | |
| - Aanbrengen | 185 m | 18.60 | 3 441 | |
| - Appendages | | 4 200 | 4 200 | |
| Doseringsinstallatie | | 10 950 | 10 950 | |
| Sprinklerinstallatie | | 1 100 | 1 100 | |
| Lekbak en overkapping | | 6 250 | 6 250 | |
| Ondiepe onttrekking | | | | |
| - Plaatsen en afwerken putten | 25 stuk | 460 | 11 500 | |
| - Putleidingen | | | | |
| * Aanbrengen | 1500 m | 13.95 | 20 925 | |
| * Appendages | | | | |
| - Pompleidingen | | | | |
| * Aanbrengen | 30 m | 32 | 960 | |
| * Appendages | | 9 500 | 9 500 | |
| - Pompen, incl. appendages | 3 stuk | 750 | 2 250 | |
| - Verzamelleiding | | | | |
| * Aanbrengen | 50 m | 40 | 2 000 | |
| * Appendages | | 3 500 | 3 500 | |
| Diepere grondwateronttrekking | | | | |
| - Plaatsen en afwerken putten | 3 stuk | 4 000 | 12 000 | |
| - Install. pompen + appendages | 3 stuk | 1 000 | 3 000 | |
| - Putleidingen | | | | |
| * Aanbrengen | 60 m | 24 | 1 440 | |
| * Appendages | | 3 500 | 3 500 | |
| - Verzamelleiding | | | | |
| * Aanbrengen | 70 m | 35 | 2 450 | |
| * Appendages | | 2 500 | 2 500 | |
| Zuiveringsinstallatie | | | | |
| - Biorotor | 3 stuk | 1 400 | 4 200 | |
| - Zandfilter met terugspoelfac. | | 3 200 | 3 200 | |
| Subtotaal | | | | 130 466 |

| Omschrijving | Hoeveel | Prijs à [f] | | Bedrag [f] |
|-------------------------------------|--------------------|----------------|--------|---------------|
| Luchtbehandeling | | | | |
| - Actief-koolfilter | | 2 600 | 2 600 | |
| - Bufferreservoir | | 3 200 | 3 200 | |
| - Leidingwerk en appendages | | 8 500 | 8 500 | |
| Aansluiten op riool | | | | |
| - Aanbrengen rioolleiding | 75 m | 42 | 3 150 | |
| - Aansluiten hoofdriool | | 1 500 | 1 500 | |
| - Afvoerputten op rioolleiding | | 2 500 | 2 500 | |
| Bemonstering | | | | |
| - Automat. bemonsteringsapparaten | 4 stuk | 1 375 | 5 500 | |
| - pH en O ₂ -metingen | 5 stuk | 1 100 | 5 500 | |
| Besturingscontrole en alarm | | 19 000 | 19 000 | |
| Subtotaal | | | | 58 850 |
| Exploitatie | | | | |
| Installatie | 26 weken | 300 | 7 800 | |
| Ondiepe onttrekking | 26 weken | 375 | 9 750 | |
| Diepere onttrekking | 26 weken | 400 | 10 400 | |
| Zuiveringsinstallatie | 26 weken | 2 300 | 59 800 | |
| Subtotaal | | | | 87 750 |
| Verwijderen en herinrichten | | | | |
| Verwijderen aangegeven objecten | | 5 700 | 5 700 | |
| Opnemen en aanbrengen bestrating | 200 m ² | 18.25 | 3 650 | |
| Subtotaal | | | | 9 350 |
| Werk algemene aard | | | | |
| Werkterrein | | | | |
| - Inrichten en weer opruimen | | 5 500 | 5 500 | |
| - Inrichten schaftkeet met sanitair | | 2 500 | 2 500 | |
| - Inrichten nissenhut | | 2 500 | 2 500 | |
| - Gebruik en onderhoud nissenhut | 26 weken | 425 | 11 050 | |
| Subtotaal | | | | 21 550 |
| Overige werkzaamheden | | | | |
| Veiligheid klasse 2T en 2F | | 3 500 | 3 500 | 3 500 |
| Overige kosten | | | | |
| Vulling actief kool en zand | | 12 100 | 12 100 | |
| Uitvoeringskosten | | 12 000 | 12 000 | |
| Algemene kosten | | 27 500 | 27 500 | |
| Winst en risico | | 13 434 | 13 434 | |
| Stelposten | | | | |
| - Verwijdering drijf laagbemaling | | 1 000 | 1 000 | |
| - Verwijdering oude brandstoftanks | | 2 000 | 2 000 | |
| Nutsvoorzieningen | | | | |
| - Aanbrengen en verwijderen oude | | 2 500 | 2 500 | |
| - Verbruikskosten water en elektra | | 5 000 | 5 000 | |
| Grondstoffen | | 6 000 | 6 000 | |
| Verkeersmaatregelen | | 2 000 | 2 000 | |
| Subtotaal | | | | |
| Totaal (excl. BTW) | | | | 395 000 |

Ad Exploitatie: huur, bediening, bewaking en onderhoud

Verwijdering oude brandstoftanks heeft f 18070,= gekost.

BIJLAGE 11 Nieuw bestek in situ bio restauratie Asten

| Investering | Hoeveel | Prijs à [f] | Bedrag [f] | Totaal [f] |
|--|--------------------|----------------|---------------|---------------|
| Algemene kosten | | | | |
| - Voorbereidende werkzaamheden door aannemer | | | 10 000 | |
| - Inrichten en opruimen werkterrein | | | 10 000 | |
| - Aan- en afvoer materieel | | | 10 000 | |
| - Stelpost t.b.v. kleine werkzaamheden | | | 15 000 | |
| - Opnemen en aanbrengen bestrating | | | 15 000 | |
| - Treffen van verkeersvoorzieningen | | | PM | |
| - Bijkomende kosten (ondersteunen/omleggen kabels, leidingen, etc.) | | | 5 000 | |
| Subtotaal | | | | 65 000 |
| Aanleg | | | | |
| Dosering en infiltratie | | | | |
| - Doseringsinstallatie | | | 5 100 | |
| * pompen, voorraadvaten en regelapparatuur | | | | |
| * sprinklerinstallatie | 1 stuk | 2 800 | 2 800 | |
| * lekbak en overkapping | 1 stuk | 4 500 | 4 500 | |
| - Pomp | 1 stuk | 1 500 | 1 500 | |
| - Hoofddrain (diameter 150 mm, lengte ca. 75 m) | 1 stuk | 2 600 | 2 600 | |
| - Appendages hoofddrain (debietmeter, etc.) | | | 7 500 | |
| - Infiltratieputten | 3 stuk | 2 000 | 6 000 | |
| - Subdrains (diameter 100 mm, lengte ca. 14 m) | 14 stuk | 350 | 4 900 | |
| - Appendages subdrains (elek. debietmeter, etc.) | | | 12 000 | |
| Subtotaal | | | | 46 900 |
| Onttrekkingsinstallatie | | | | |
| - Aanleg dampremmende folie (boven gehele syst.) | 465 m ² | 10 | 4 650 | |
| - Aanleg freatische onttrekkingsputten | 25 stuk | 240 | 6 000 | |
| * filterstelling 4-5,5 m-mv, PVC-filter 60x52 mm | | | | |
| - Pomp (vacuum; 2m ³ /h, incl. appendages) | 1 stuk | 3 500 | 3 500 | |
| - Pompleidingen | 30 m | 20 | 600 | |
| - Putleidingen | 1 500 m | 4 | 6 000 | |
| - Verzamelleiding | 50 m | 40 | 2 000 | |
| - Appendages (monsternamepunten, watermeters) | | | 10 000 | |
| - Aanleg onttrekkingsput diep grondwater | 1 stuk | 8 000 | 8 000 | |
| * filterstelling 6,5-13,5 m-mv, PVC-filter 150mm | | | | |
| - Pomp (onderwater; 2m ³ /h) | 2 stuk | 3 500 | 7 000 | |
| - Pompleidingen | 60 m | 20 | 1 200 | |
| - Putleidingen | 60 m | 4 | 240 | |
| - Verzamelleiding | 70 m | 40 | 2 800 | |
| - Appendages (monsternamepunten, watermeters) | | | 6 000 | |
| - Aanleg elektriciteit | | | 5 000 | |
| - Aanleg telefoonlijn | | | 1 500 | |
| Subtotaal | | | | 64 490 |

| Investering | Hoeveel | Prijs à [f] | Bedrag [f] | Totaal [f] |
|---|---------|----------------|---------------|---------------|
| Zuiveringsinstallatie | | | | |
| - Waterzuiveringsinstallatie in container | 1 | 110 000 | 110 000 | |
| * biorotor | | | | |
| * zandfilter | | | | |
| * bufferbassin | | | | |
| * leidingen en appendages | | | | |
| * automatische bemonsteringsapparaten | | | | |
| * pH en O2-metingen | | | | |
| * PLC-besturing, incl. programmatuur | | | | |
| - Alarmering | | | 40 000 | |
| Subtotaal | | | | 150 000 |
| Luchtzuivering | | | | |
| - Ringkanaalventilator | 1 | 30 000 | 30 000 | |
| - Druppelvanger | | | | |
| - Compostfilter | | | | |
| Rioolleidingen + aansluiting | | | | |
| - Aanbrengen rioolleiding | 75 m | 20 | 1 500 | |
| - Aansluiting op riool | | | 1 000 | |
| - Aansluiting afvoerputten op rioolleiding | | | 1 500 | |
| Subtotaal | | | | 34 000 |
| Subtotaal aannemingskosten | | | | 360 390 |
| Uitvoerings- en algemene kosten, winst/risico | 20% | | 72 078 | |
| Aannemingsom | | | | 432 500 |
| Milieukundige begeleiding | | | | |
| - Vergunningen (aanvraag + leges) | | | 8 000 | |
| * ontrekkingsvergunning Grondwaterwet | | | 4 000 | |
| * lozingsvergunning WVO (lozing op riool) | | | 3 500 | |
| * bouwvergunning grondwaterzuivering | | | 5 000 | |
| - Begeleiding aanleg biorestauratie-systeem | 10 dag | 760 | 7 600 | |
| - Bodemsaneringsverzekering | | | 36 000 | |
| - Opleveringsrapport | | | 15 000 | |
| Subtotaal | | | | 79 100 |
| - Onvoorzien | 10% | | 7 910 | |
| Totaal eenmalige kosten | | | | 519 500 |

| Jaarlijkse exploitatiekosten | Hoeveel | Prijs à [f] | Bedrag [f] | Totaal [f] |
|---|---------|----------------|---------------|------------------|
| Biorestauratie | | | | |
| - Personeelskosten | 52 week | 140 | 7 280 | |
| - Energiekosten (gem. 3,7 kWh à 20 ct/kWh) | 365 dag | 19,98 | 7 293 | |
| - Rioleringsheffing (0,9 m ³ /h à 10 ct/m ³) | 365 dag | 2,16 | 788 | |
| - Lozingsheffing op riool (f 70/i.e. à 5,45 i.e./dag) | 365 dag | 381,5 | 382 | |
| - Chemicaliën | | | 31 000 | |
| - Actief-koolverbruik | | | 1 000 | |
| - Telefoonkosten | | | 200 | |
| Subtotaal | | | | 47 943 |
| Monitoring 1^e jaar | | | | |
| - Bemonstering en analyse effluent | 12 maal | 500 | 6 000 | |
| - Bemonstering en analyse influent | 6 maal | 400 | 2 400 | |
| - Bemonstering en analyse 3 monitoringspeilbuizen | 6 maal | 900 | 5 400 | |
| - Bemonstering en analyse 5 bodemmonsters | 1 maal | 2 300 | 2 300 | |
| - Rapportage en overleg | 1 maal | 5 000 | 5 000 | |
| Subtotaal | | | | 21 100 |
| - Onvoorzien (biorestauratie en monitoring) | 10% | | 6 904 | |
| Totaal kosten 1^e jaar | | | | 75 900 |
| Monitoring na 1 jaar | | | | |
| - Bemonstering en analyse effluent | 2 maal | 500 | 1 000 | |
| - Bemonstering en analyse influent | 6 maal | 400 | 2 400 | |
| - Bemonstering en analyse 3 monitoringspeilbuizen | 6 maal | 900 | 5 400 | |
| - Bemonstering en analyse 5 bodemmonsters | 1 maal | 2 300 | 2 300 | |
| - Rapportage en overleg | 1 maal | 5 000 | 5 000 | |
| Subtotaal | | | | 16 100 |
| - Onvoorzien (biorestauratie en monitoring) | 10% | | 6 404 | |
| Totaal jaarlijkse kosten, na 1^e jaar | | | | 70 400 |
| Gekapitaliseerde kosten | | | | |
| Investering | | | | 519 500 |
| Exploitatie (npv) | | | | 599 347 |
| Totaal | | | | 1 120 000 |