

Afbraak van PAK's en PCB's door micro-organismen in een waterbodem. Een experiment in situ.

1. Inleiding

Door menselijk handelen komen grote hoeveelheden organische verbindingen in het aquatische milieu terecht, die door hun toxiciteit als problematisch worden beschouwd. Naast het voorkomen in het oppervlaktewater hechten deze stoffen, ook gezien hun geringe oplosbaarheid in water, zich vooral aan slibdeeltjes. Elk jaar voeren de Rijn en Maas 3,5 miljoen ton verontreinigd slib naar Nederland. Hiervan wordt circa 1 miljoen ton doorgevoerd naar de zee, terwijl de rest in ons land bezinkt.



W. M. E. DROSSAERT
Student Biologie, Laboratorium
voor Aquatische Oecologie,
KUN*



A. J. M. SMITS
Rijkswaterstaat
Directie Gelderland

Een groot deel van het verontreinigd slib blijft bij de jaarlijkse overstromingen achter op de uiterwaarden en strangen. Doordat de verontreinigingen moeilijk af te breken zijn, kunnen ze jarenlang in de waterbodem blijven zitten. In Nederland zijn veel waterbodems verontreinigd met polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK's), polychloorbifenylen (PCB's) en zware metalen.

Uit wetenschappelijk onderzoek is gebleken dat deze verontreinigingen veel schadelijke effecten kunnen hebben op het aquatische milieu. Ze hopen zich niet alleen op in sedimenten, maar ook in het lichaamsvet van organismen (bio-accumulatie) [Hellawell, 1986; Connolly, 1985]. Bij overschrijding van de normen [Derde Nota Waterhuishouding] wordt het noodzakelijk om tot sanering over te gaan. De huidige saneringstechnieken zijn echter nauwelijks in staat om de waterbodempkwaliteit te verbeteren. Meestal zijn ze te kostbaar of niet op grote schaal te gebruiken [POSW, 1992; Biekart en Leuven, 1991].

Het is bekend dat micro-organismen in staat zijn om organische verbindingen af te breken. Overal en onder alle omstandigheden komen in de natuur micro-organismen voor die in staat zijn complexe organische stoffen om te zetten tot meer eenvoudige stoffen.

* Thans werkzaam bij Milieu adviesbureau 'De Straat', Delft.

Samenvatting

Een nieuwe biotechnologie is ontwikkeld waardoor PAK's en PCB's microbieel kunnen worden afgebroken. Voor het eerst is deze technologie *in situ* toegepast op onderwaterbodems. Specifiek geadapteerde micro-organismen zijn toegevoegd aan een met PAK's en PCB's verontreinigde waterbodem.

De voorlopige resultaten van het nog lopende project, geven een significante daling van het PAK-gehalte in het sediment na 120 dagen. Het PCB-gehalte, met uitzondering van PCB-28, is vooralsnog niet significant gedaald. De microbiële toepassing voor het saneren van waterbodems, is een arbeids- en kapitaal-extensieve methode, waardoor het een veel belovend perspectief biedt.

Deze zogenoemde biodegradatie, is een natuurlijk proces waarbij decompositie van organische stoffen plaatsvindt door bacteriën. De micro-organismen verkrijgen hun energie door het afbreken van organische stof. Het gecontroleerde gebruik van biodegradatie, waarbij de organische verontreinigingen als voedsel en energiebron dienen voor de afbraak, wordt 'bioremediatie' genoemd [Bourquin, 1990].

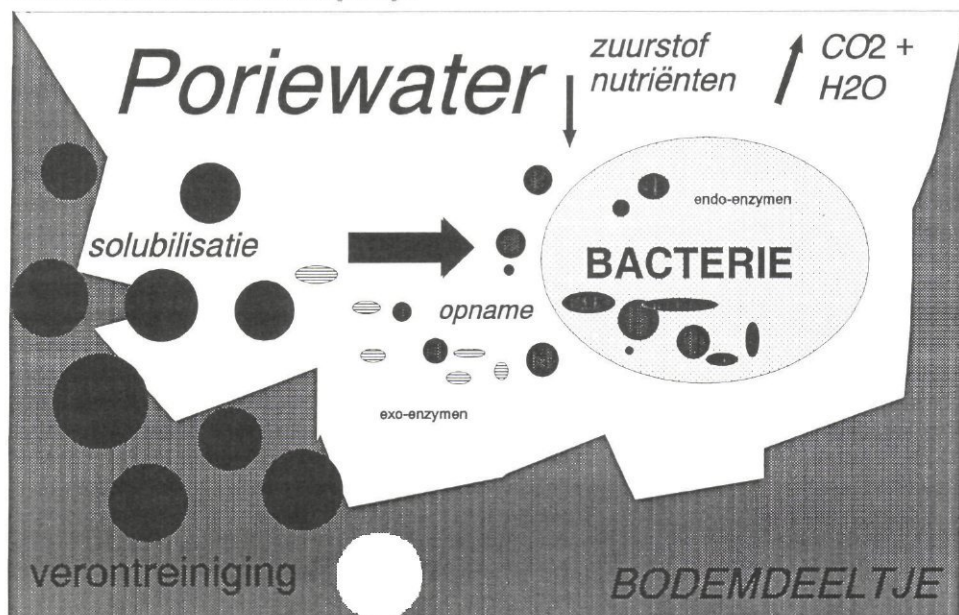
Voor de meeste organische verbindingen hebben micro-organismen in de loop van de evolutie enzymsystemen ontwikkeld die volledige mineralisatie mogelijk maken [Alexander, 1981]. De moeilijke afbreekbaarheid van organische micro-verontreinigingen in de natuur, suggereert dat de bacteriën eerst moeten beschikken over specifieke enzymen voor de afbraak van deze verbindingen. De vraag is in hoeverre micro-organismen ook milieuvreemde (*xenobiotische*) verbindingen kunnen afbreken. Onder geconditioneerde omstandigheden is aangetoond dat veel

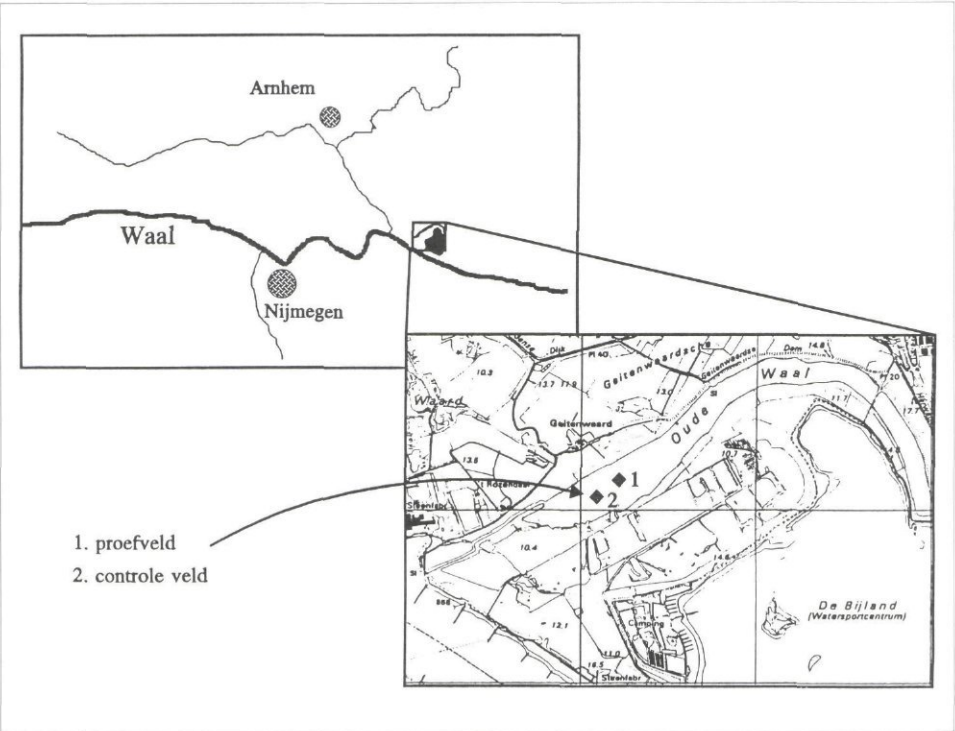
milieuvreemde verbindingen te degraderen zijn door specifieke micro-organismen. De degradatie kan variëren van totale mineralisatie tot een beperkte verandering in de structuur van het molecuul. De laboratoriumbevindingen hebben geleid tot een commerciële toepassing van bacteriën.

Bacterieculturen worden geselecteerd en geadapteerd op hun vermogen om moeilijk afbreekbare stoffen als PAK's en PCB's af te breken. Op deze *in vitro* gekweekte bacteriën (veelal geïsoleerd uit het mariene milieu) wordt een biotechnologie toegepast die inwerkt op hun enzymatische activiteit. Vooral wordt door dit procédé de exo-enzymproductie van de bacteriën verhoogd. De behandelde bacterieculturen worden hierdoor veel effectiever dan de normaal aanwezige bacteriën in het milieu van de verontreiniging (zie afb. 1).

Om er voor te zorgen dat de bacteriën beter kunnen overleven, vermenigvuldigen en opereren in een sterk veront-

Afb. 1 - Bioremediatie van een verontreinigde waterbodem. Voordat micro-organismen een verontreiniging kunnen afbreken, moet die oplossen in het poriewater. Dit proces staat bekend als solubilisatie. Na solubilisatie worden de ketens van de complexe verontreinigingen door exo-enzymen opengeknippt. Hierna kan, via diffusie, de bacterie de opgeloste verontreiniging opnemen. In de bacterie aanwezige endo-enzymen zetten de organische micro-verontreinigingen uiteindelijk om in CO_2 en H_2O .



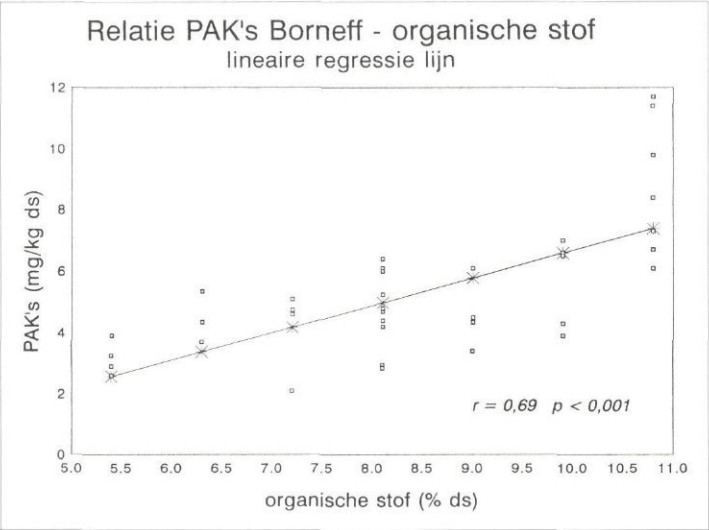


Afb. 2 - Ligging van het onderzoekgebied.

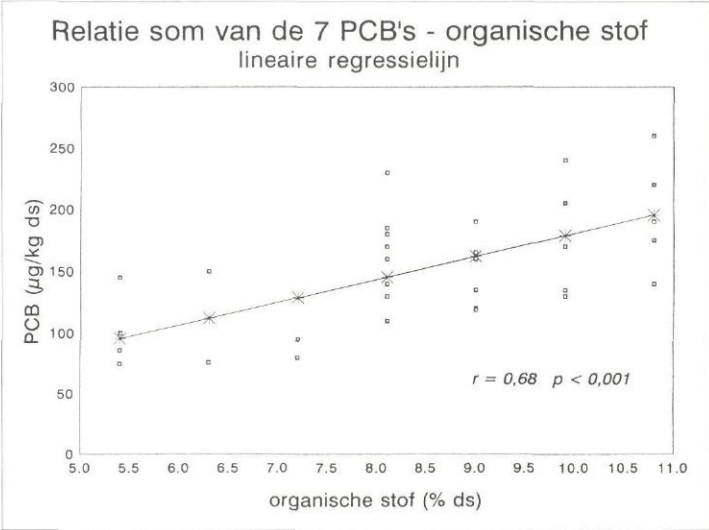
reinigd milieu dan vrij bewegende bacteriën, worden ze gefixeerd in 'fossiele kalkskeletjes'. De bacteriën worden geïmmobiliseerd in de capillairen van deze kalkskeletjes door een verschil in lading tussen de bacteriecelwand en wand van het kalkskelet (zgn. biofixatieproces). In de capillairen worden ook minimale voedingsstoffen en sporenelementen ingebracht. Doordat het gehele complex een oxyderend karakter heeft, kan het ook functioneren onder beperkte aërobe omstandigheden. Tot nu toe zijn de meeste bioremediatie-

experimenten uitgevoerd onder geconditioneerde omstandigheden. Hierdoor worden allerlei *in situ* factoren uitgesloten. De toepasbaarheid van dergelijke resultaten naar afbraak *in situ* is daardoor beperkt. Het aquatische milieu is een complex geheel, opgebouwd uit een veelvoud van biotisch en abiotische factoren, die allemaal invloed kunnen hebben op het afbraakproces. In de geconditioneerde experimenten is bovendien gewerkt met veel hogere concentraties van de af te breken stoffen, dan in de praktijksituatie voorkomen.

Afb. 3 - Lineair verband tussen het organisch-stofgehalte en de concentratie van de som van de 6 PAK's van Borneff. Correlatiecoëfficiënt *r* met significantie (regressie-analyse, Statistix 3.5). Regressie volgens de vergelijking: $Y = -2,25 + 0,89X$. ($r^2 = 0,47$; $n = 38$).



Afb. 4 - Lineair verband tussen het organisch-stofgehalte en de concentratie van de som van de 7 PCB's. Correlatiecoëfficiënt *r* (Pearsons) met significantie (regressie-analyse, Statistix 3.5). Regressie volgens de vergelijking: $Y = -7,03 + 18,77X$. ($r^2 = 0,43$; $n = 32$).



Om meer toepasbare resultaten te krijgen, wordt in opdracht van Rijkswaterstaat Directie Gelderland een *in situ* proef uitgevoerd. Onderzocht wordt, in hoeverre het mogelijk is om PAK's en PCB's in de waterbodem, met behulp van gebiofixeerde bacteriën, zodanig af te breken, dat er sprake is van kwaliteitsverbetering van het gehele aquatische systeem.

2. Proef-opzet

De *in situ* proef wordt uitgevoerd in de Oude Waal (gemeente Herwen, Gelderland), een 30 ha. grote oude Rijnarm (zie afb. 2). De waterbodem is bedekt met een circa 1 tot 2 meter dikke sliblaag. Toetsing van de bodemkwaliteit aan de normen van de Derde Nota Waterhuishouding, wijst uit dat de toplaag (± 20 cm) als klasse III omschreven kan worden. Voornamelijk zijn er verhoogde PAK's en PCB's-concentraties gevonden. In het Westelijk deel van de Oude Waal is een proefveld en een controleveld aangelegd (van ieder $\pm 0,5$ ha.). In het proefveld zijn de gebiofixeerde bacteriën, geselecteerd door het bedrijf Udati bv., uitgestrooid. Op de kalkskeletjes zijn de bacteriën geïmmobiliseerd. In totaal is 1.250 kg Bio Vase PG (10^6 bacteriën per gram) en 15 kg Bac.Indus (10^{10} bacteriën per gram) over een oppervlakte van 0,5 ha verspreid. De soortensamenstelling van de bacteriën is weergegeven in tabel I.

TABEL I - Soortensamenstelling van de bacteriën gefixeerd in de kalkskeletjes (Bio Vase PG).

<i>Lactobacillus helveticus</i> , <i>Bacillus subtilis</i> , <i>Pseudomonas fluorescens</i> , <i>Nitrosomas</i> sp., <i>Streptococcus lactis</i> , <i>Serratiamarcescens</i> sp., <i>Pseudomonas putida</i> , <i>Azobacter</i> sp., <i>Trichoderma roseus</i> , <i>Rhizopus microsporus</i> , <i>Disporotrichum</i> sp.
--

De behandeling heeft eind juli 1992 plaatsgevonden. Na ongeveer 8 maanden zal de behandeling worden herhaald. De gehele proefperiode bedraagt drie jaar. Maandelijks worden 4 mengmonsters (bestaande uit 4 x 8 steekmonsters) genomen van de bovenste 20 cm van de bodem en ook van het bovenstaande water. De monsters worden geanalyseerd volgens Rijkswaterstaat/RIZA-voorschrift.

3. Verwerking gegevens

Sedimenten kunnen onderling sterk in samenstelling verschillen: waterbodems bestaan uit zand, klei, veen e.d. in alle mogelijke verhoudingen. De organische micro-verontreinigingen accumuleren, gezien hun hydrofobe en geringe oplosbaarheid in water, vooral in en aan de organische fractie van de waterbodem [Beurskens *et al.*, 1990]. Door de verschillen in het percentage organische stof zullen de adsorptie-eigenschappen van sedimentmonsters in een bepaald gebied dan ook sterk variëren. Uit analysegegevens van de Oude Waal blijkt dat er een lineaire relatie bestaat tussen het organisch-stofgehalte en de concentraties van PAK's en PCB's (zie afb. 2 en 3). Bij een hoger percentage organische stof wordt een hogere concentratie PAK's en PCB's gemeten.

Om de analyseresultaten onderling te kunnen vergelijken wordt een correctie toegepast op de gemeten concentraties conform de Derde Nota Waterhuishouding. Hierbij worden de absolute concentraties teruggerekend naar die van de zogenaamde standaardbodem. Deze is gedefinieerd als een bodem met 25% lutum (fractie kleiner dan 2 µM) en 10% organische stof.

Het organisch-stofgehalte is geschat m.b.v. (100-gloeirest) x 0,90.
Het lutumgehalte is geschat m.b.v. 0,63 x (% < 16 µM).

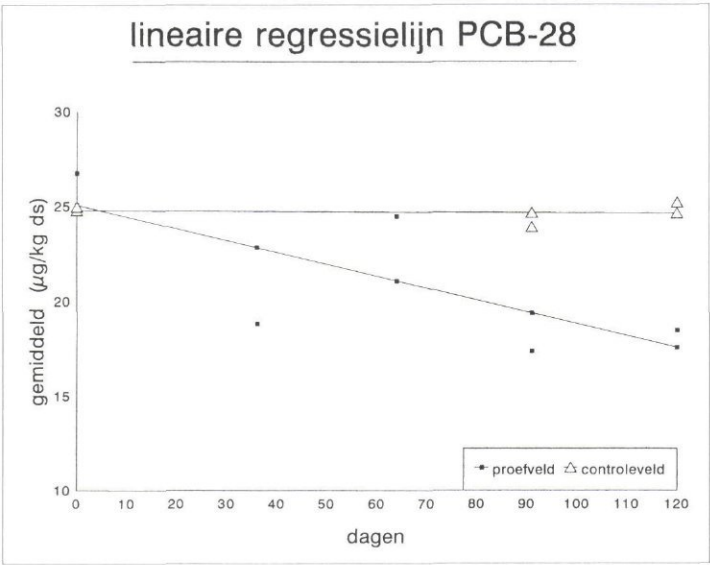
De organische microverontreinigingen (PCB's en PAK's) zijn voor het gehalte aan organische stof aangepast volgens:

- Y = X x 10/ (OS)
- Y =Gecorrigeerd gehalte van een micro-verontreiniging
- X =Gemeten gehalte van een organische microverontreiniging
- OS =Percentage organische stof

4. Resultaten

De concentraties van de PAK's in het proefveld, met uitzondering van benzo(a)pyreen en benzo(k)fluorantheen, nemen significant af in de tijd (afb. 5).

Afb. 6 - Regressielijn van het PCB-28 gehalte van zowel het proefveld als controleveld. Het gaat om gehalte gecorrigeerd naar standaardbodem. Significantie met behulp van regressie-analyse (Statistix 3.5), volgens de vergelijking:
Y proefveld: Y = 24,80-0,06042X (r = - 0,64; p < 0,05; n = 18)
Y controle : Y = 24,86-0,00003X (r = 0,01; p = n.s.; n = 10).



TABEL II – Regressievergelijkingen, met correlatiecoëfficiënten en significantie, van de 6 PAK's van Borneff. Gegevens behoren bij afbeelding 5. Regressie-analyse (Statistix 3.5) volgens de algemene vergelijking: Y = a + bX.

fluorantheen	proefveld:	Y = 1,68 – 0,005X	r = – 0,76 p < 0,001	(n = 16)
	controle veld:	Y = 1,96 – 2,574X	r = – 0,44 p = ns	(n = 10)
benzo(k)fluorantheen	proefveld:	Y = 0,54 – 0,001X	r = – 0,42 p = ns	(n = 18)
	controle veld:	Y = 0,63 – 0,000X	r = – 0,02 p = ns	(n = 12)
benzo(b)fluorantheen	proefveld:	Y = 1,44 – 0,004X	r = – 0,69 p < 0,01	(n = 16)
	controle veld:	Y = 1,54 – 0,002X	r = – 0,43 p = ns	(n = 11)
benzo(a)pyreen	proefveld:	Y = 0,94 – 0,001X	r = – 0,25 p = ns	(n = 16)
	controle veld:	Y = 1,06 + 0,002X	r = 0,40 p = ns	(n = 12)
indeno(1,2,3-cd)pyreen	proefveld:	Y = 0,84 – 0,002X	r = – 0,55 p < 0,05	(n = 16)
	controle veld:	Y = 0,89 – 0,000X	r = – 0,04 p = ns	(n = 11)
benzo(g,h,i)peryleen	proefveld:	Y = 0,99 – 0,003X	r = – 0,65 p < 0,01	(n = 16)
	controle veld:	Y = 1,05 – 0,001X	r = – 0,38 p = ns	(n = 12)
som van de 6 PAK's	proefveld:	Y = 6,43 – 0,016X	r = – 0,66 p < 0,01	(n = 16)
	controle veld:	Y = 7,20 – 0,007X	r = – 0,40 p = ns	(n = 8)

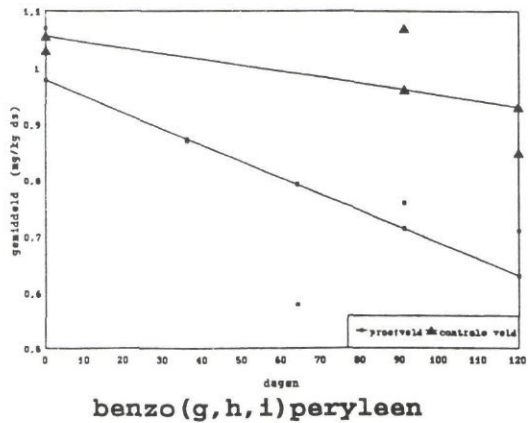
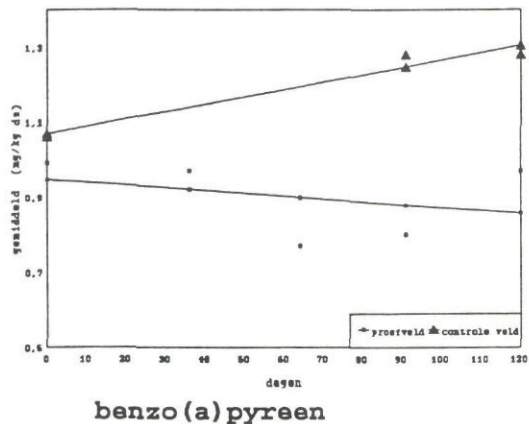
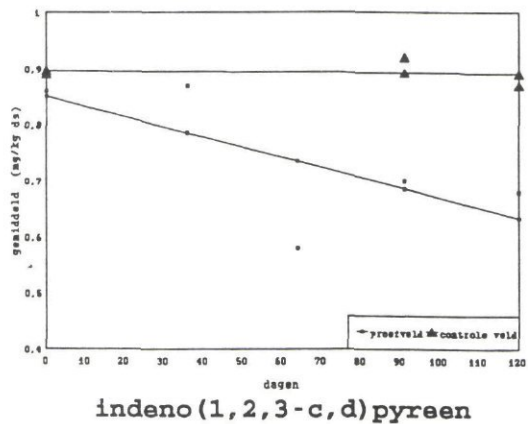
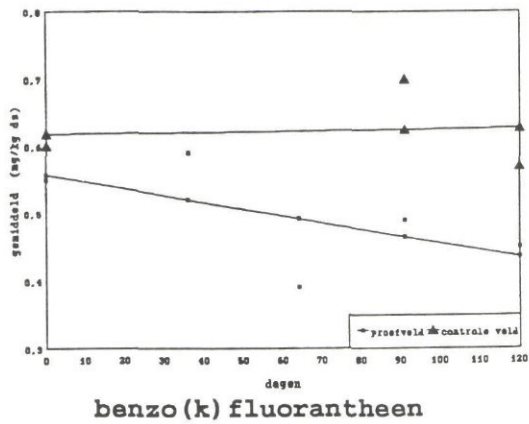
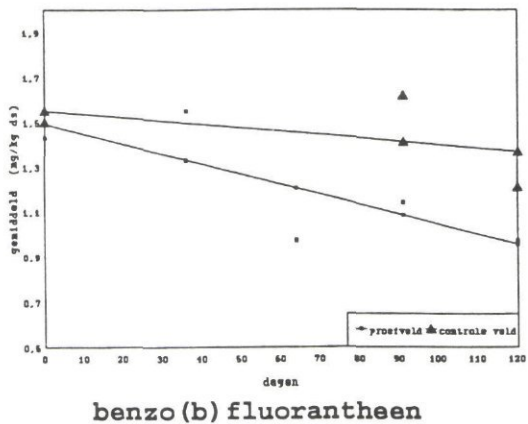
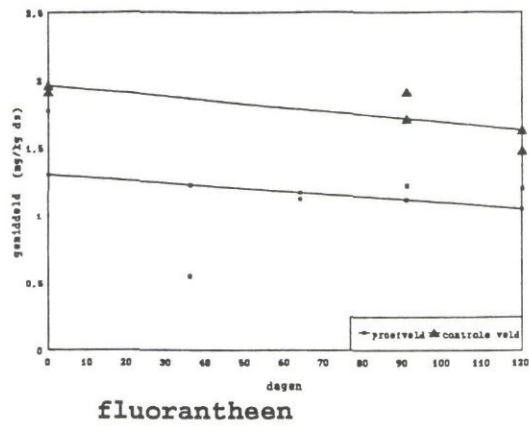
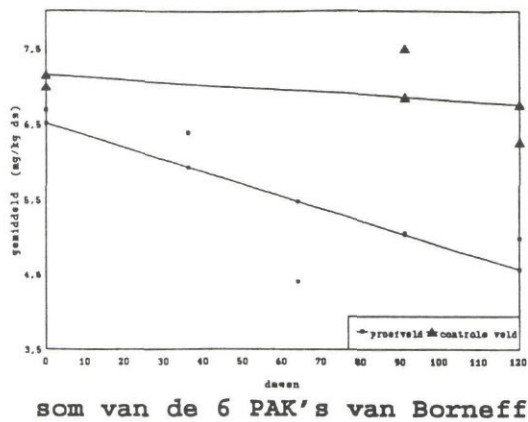
Binnen het controleveld verandert in de tijd niets (tabel II). Het PCB-gehalte na 120 dagen is niet of nauwelijks afgenomen. Alleen een significante daling van het gehalte van PCB-28 (afb. 6) is binnen het proefveld aangetoond. Het controleveld vertoonde geen significante afname van PCB-28. De concentraties aan PAK's opgelost in het oppervlaktewater in het proefveld (± 0,2 µg/l) is niet veranderd na 120 dagen. Het PAK-gehalte boven het controleveld is toegenomen van ± 0,2 µg/l naar ± 1 µg/l. Het PCB-gehalte opgelost in het oppervlaktewater is in beide velden niet veranderd (< 0,01 µg/l).

5. Discussie

Voor de PAK's in het proefveld is al na 120 dagen een afname van 30% waargenomen. Het PCB-gehalte is daarentegen binnen het proefveld nauwelijks gedaald. De verwachting, gebaseerd op de regressielijnen, is dat het PAK-gehalte in de loop van de tijd zal blijven dalen binnen het proefveld. Dit geldt ook voor PCB-28, echter niet voor de andere PCB's. PAK's met een toenemend aantal aroma-

tische ringen zijn langzamer afbreekbaar [Keuning en Janssen, 1991; Herbes en Schwall, 1978]. Op basis van deze veronderstelling is fluorantheen (3 ringen) het snelst afbreekbaar vervolgens benzo(b)fluorantheen en benzo(k)fluorantheen (4 ringen), indeno(1,2,3-c,d)pyreen en benzo(a)pyreen (5 ringen) en het minst snel benzo(g,h,i)peryleen (6 ringen). De afbraaksnelheden berekend aan de hand van de lineaire regressie zijn weergegeven in tabel III. De afbraaksnelheden bevestigen dat PAK's met een toenemend aantal ringen minder snel afgebroken worden. Een uitzondering vormt benzo(g,h,i)peryleen.

Keuning en Janssen [1991] beschrijven dat PCB's, door de aanwezige chlooratomen, de meest moeilijk afbreekbare groep van micro-verontreinigingen vormen. Een toenemend aantal chlooratomen in een aromatische verbinding vertraagt de reactiesnelheid, terwijl de plaats van het chlooratoom ook snelheidsbepalend is [Wood, 1982]. De biologische afbreekbaarheid van PCB's neemt snel af met een toenemend aantal chlooratomen per molecuul. Volgens Keuning [1991] kunnen



Afb. 5 - Regressielijnen van de 6 verschillende PAK's van Borneff (van zowel het proefveld als het controleveld). Het gaat om gehalten gecorrigeerd naar standaardbodem. Tabel II geeft de regressie en significantie weer van de 6 PAK's.

TABEL III – Afbraaksnelheid in mg/kg ds-dag.

	Afbraaksnelheid	
fluorantheen	proefveld	– 0,00523
	controle veld	– 0,00257
benzo(b)fluorantheen	proefveld	– 0,00421
	controle veld	– 0,00172
benzo(k)fluorantheen	proefveld	– 0,00088
	controle veld	– 0,00005
indeno(123cd)pyreen	proefveld	– 0,00179
	controle veld	– 0,00008
benzo(a)pyreen	proefveld	– 0,00084
	controle veld	– –
benzo(ghi)peryleen	proefveld	– 0,00314
	controle veld	– 0,00105

mono-, di-, tri- en soms tetra-chloor-bifynylen microbiel omgezet worden. In dit experiment zou dat betekenen dat alleen PCB-28 (tri-) en eventueel PCB-52 (tetra-) afgebroken kunnen worden. Uit de resultaten blijkt dat inderdaad alleen een significante afname van het PCB-28-gehalte wordt gevonden. Het PCB-52-gehalte nam op een niet-significante wijze af.

De beperkte mate van aërobie van de bodem speelt ook een rol in de afbraak. Onder anaërobe omstandigheden kunnen bacteriën geen PAK's of PCB's afbreken. Alhoewel er extra zuurstof-moleculen zijn toegevoegd via de biofixatie, kan zuurstof de limiterende factor voor de bacteriën worden. Rittmann en McCarty [1980] toonden aan dat de mate van concentratie van de verontreiniging, ook de afbraak-snelheid bepaalt. Keuning [1991] beschrijft dat in niet of nauwelijks verontreinigd sediment de afbraaksnelheid voor de verschillende PAK's, een factor 10-400 lager ligt.

Een moeilijk te kwalificeren aspect zijn de abiotische processen. Bossert en Barthä [1986] constateerden dat naast biodegradatie ook abiotische factoren een rol spelen bij het verdwijnen van PAK's (tot 48% van de totale afname). In dit experiment zijn de abiotische invloeden nauwelijks bestudeerd. De fysische factoren als zuurgraad, redoxpotentiaal en zuurstofverzadiging leverde geen verschillen op tussen het proefveld en controleveld. Het seizoen speelt ook een rol bij het afbraakproces. Bij een lagere temperatuur (winter) zal de bacteriële werking beperkt zijn. Bovendien zullen in de winter en najaar overstromingen plaatsvinden vanuit het Bijlandsch kanaal, waardoor nieuwe verontreinigingen afgezet worden. Vooral nog is er geen sprake van een algemene klasseverbetering, zoals gehanteerd wordt volgens de Derde Nota Waterhuishouding. Wel is het overschrijdingspercentage van de klassegrens in het proefveld van voornamelijk de

PAK's duidelijk gedaald en bij benzo(g,h,i)peryleen en indeno-(1,2,3,-c,d)pyreen is zelfs een klasseverbetering geconstateerd. In het controleveld is geen enkele klasseverbetering waargenomen.

6. Conclusies

De eerste resultaten bieden een redelijk optimistisch perspectief voor bodemsanering. Er is een duidelijke trend waarneembaar in de afname van het PAK-gehalte. Voor de PCB's, met uitzondering van PCB-28, is voornamelijk geen echte afname te zien. Er zijn geen aanwijzingen gevonden dat de verdwenen PAK's uit de bodem in het oppervlaktewater terecht komen.

Alhoewel er geen zekerheid bestaat of de waargenomen afname van PAK's ook een afbraak inhoudt, is het een verbetering van de bodemkwaliteit. Volgens Ilnitzky [1971] zijn de eventueel ontstane metabolieten van PAK's bij microbiële omzetting niet carcinogeen. Degradatieproducten hebben vaak een lagere toxiciteit, omdat ze minder goed kunnen accumuleren in het lichaamsvet. Echter, veelal ontbreken voldoende gegevens over de vormingssnelheid en toxiciteit van de metabolieten [Verschuere, 1985]. Deze biologische wijze van sanering is een langzaam proces, maar het biedt desondanks ook vele voordelen. Het is een arbeids- en kapitaalextensieve methode, die het bovendien mogelijk maakt om natuurgebieden te saneren zonder grootschalige ingrepen te verrichten. Pas na beëindiging van het experiment, over ruim twee jaar, zal duidelijk worden in hoeverre een gehele kwaliteitsverbetering van het aquatische milieu is opgetreden. De wetenschap over de bioremediatie mag dan nog in haar kinderschoenen staan, toch zijn er al vele aanwijzingen dat micro-organismen, naast natuurlijke, ook xenobiotische producten kunnen afbreken.

Verantwoording

Wij zijn prof. dr. G. van der Velde (Katholieke Universiteit Nijmegen) en ir. H. van der Weijer (Rijkswaterstaat Directie Gelderland) erkentelijk voor hun kritische aantekeningen.

Literatuur

Alexander, M. (1981). *Biodegradation of Chemicals of Environmental Concern*. Science 211: 132-138.
Beurskens, J. E. M. en Schraa, G. (1990). *Effecten van verontreinigde Waterbodems op aquatische Ecosystemen*. Uitgave van de Vereniging voor Milieuwetenschappen.
Biekart, J. W. en Leuven, R. (1991). *Van vuile bagger tot schoon slib. Waterbodemsanering: visies, onderzoek, oplossing*. Stichting Natuur en Milieu en Stichting Nederland Giftvrij. Utrecht. 122-320.

Bossert, I. D. and Barthä, R. (1986). *Structure-biodegradability relationships of polycyclic aromatic hydrocarbons in soils*. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 37: 490-495.
Bourquin, W. (1990). *Bioremediation of hazardous waste*. Biofutur 9: 24-34.
Connolly, J. P. (1985). *Predicting single species toxicity in natural water systems*. Environ. Toxicol. and Chem. 4: 573-582.
Hellowell, J. M. (1986). *Biological indicators of freshwater pollution and environmental management*. Elsevier applied science. London and New York. 1-546.
Herbes, S. E. and Schwall, L. R. (1978). *Microbial transformations of polycyclic aromatic hydrocarbons in pristine and petroleum-contaminated sediments*. Appl. Environ. Microbiol. 35: 306-316.
Ilnitzky, A. P., Khesina, A. Ya. et al. (1971). *J. Nat. Cancer Inst.* 47:79.
Keuning, S. en Janssen, D. B. (1987). *Microbiologische afbraak van zwarte en prioritare stoffen voor het milieubeleid*. Biochemisch Laboratorium Groningen Biotechnology Center, Rijksuniversiteit Groningen.
Ministerie van Verkeer en Waterstaat (1989). *Derde Nota Waterhuishouding. Water voor nu en later*. Tweede Kamer, vergaderjaar 1988-1989.
POSW (1992). *Eindrapport Fase I (1989-1990)*. Programma Ontwikkeling Saneringsprocessen Waterbodems. RIZA notanummer 92036, Lelystad.
Rittmann, B. E. en McDarty, P. L. (1980). *Model of steady-state-biofilm kinetics*. Biotechnol. Bioeng. 22: 2343-2357.
Verschuere, (1982). *Bodemchemie*. Intern Ontwikkelingsrapport Heidemij Adviesbureau BV.
Wood, J. M. (1982). *Chlorinated hydrocarbons: oxidation in the biosphere*. Envir. Sci. Technol. 16: 291A-297A.



Afvalwaterproblematiek bij vatenwasserijen

De Coördinatiecommissie Uitvoering Wet Verontreiniging Oppervlaktewateren (CUWVO) heeft een rapport opgesteld over de afvalwaterproblematiek bij vatenwasserijen. Bij vatenreconditioneringsbedrijven worden gebruikte vaten opnieuw geschikt gemaakt voor de verpakking van een grote verscheidenheid van stoffen. Het gaat voornamelijk om stalen vaten met een inhoud van 240 liter. Onderdeel van het reconditioneren is het wassen van het vat met loog en het spoelen met water. Door de zeer grote verscheidenheid aan produktrestanten in de vaten ontstaat er een afvalwaterstroom die een veelheid aan verontreinigingen bevat. Hierbij zijn ook verbindingen die behoren tot de groep van de zwarte lijst-stoffen. Dit is onder meer de reden waarom lozingen op de riolering van reconditioneringsbedrijven vergunningplichtig zijn in het kader van de WVO. In het rapport is ook aandacht besteed aan de vergunningverlening aan de reconditioneringsbedrijven, alsmede aan handhavingaspecten en aan mogelijkheden van samenwerking met toezichthouders op de naleving van andere milieuwetten.