

Gedrag van enkele gesubstitueerde benzenen, bestrijdingsmiddelen en complexvormers tijdens langzame zandfiltratie

Inleiding

Langzame zandfiltratie (LZF), een van de oudste drinkwaterzuiveringstechnieken staat de laatste tijd opnieuw in de belangstelling. De reden hiervoor is dat in de geïndustrialiseerde landen het gevaar van vorming van schadelijke stoffen bij het gebruik van chemische zuiveringsmethoden wordt onderkend. Hierdoor komen biologische zuiveringsmethoden, zoals LZF meer in beeld. Bovendien blijkt dat bij gebruik van

Samenvatting

Onderzoek naar het gedrag van enkele organische microverontreinigingen (OM) tijdens langzame zandfiltratie heeft aangetoond dat dit proces in combinatie met andere drinkwaterbereidingsprocessen zoals duininfiltratie en actieve-koolfiltratie een belangrijke rol bij de verwijdering van OM kan spelen. Uit de resultaten blijkt dat van de bestudeerde OM de volgende stoffen effectief verwijderd kunnen worden: p- en o-dichloorbenzenen, nitrobenzeen, p-chloornitrobenzeen, 2,4 D, MCPA, Mecoprop, Fenoprop, TCA en NTA. Tot de stoffen die weinig of helemaal niet tijdens de filtratie verwijderd werden, behoren: m-dichloorbenzeen, o-chloornitrobenzeen, 2,4-dichlooraniline, Atrazin en Bentazon en EDTA.



J. HRUBEC
RIVM, Bilthoven



G. DEN ENGELSMAN
RIVM, Bilthoven



A. P. J. M. DE JONG
RIVM, Bilthoven



R. S. DEN HARTOG
RIVM, Bilthoven

2-2,5 meter hoog en 0,8-1 meter in diameter. De hoogte van het zandbed bedroeg 1 meter en die van de steunlaag 0,3 meter. De filtratie-snelheid bedroeg 0,2 m/uur.

Tijdens het onderzoek werden de volgende stoffen bestudeerd:

Periode 1:

- 1,2-, 1,3- en 1,4-Dichloorbenzenen, nitrobenzenen, 2,4-dichlooraniline, Atrazin.

Periode 2:

- Bentazon, 2,4-D, MCPA, Mecoprop (MCP), Fenoprop (2,4,5-TP, Silvex), TCA, NTA, EDTA.

De belangrijkste criteria voor de selectie van de te bestuderen OM waren:

- De gezondheidsrelevantie (het voorkomen op de 'lijst van grijze en zwarte stoffen' van de EG en in de lijst met 'Priority pollutants' van de EPA).
- De frequentie van voorkomen in het oppervlaktewater.

biologische methoden de verwijdering van enkele potentieel schadelijke stoffen effectiever kan zijn dan bij gebruik van chemische methoden.

Voor toepassing in ontwikkelingslanden werd LZF aantrekkelijk wegens het vrij hoge zuiverings- en vooral desinfecterend effect, door de betrouwbaarheid en omdat het bedienen en onderhouden van de filters eenvoudig is.

In de loop van de tijd is een behoorlijke kennis opgebouwd van de zuiverings-effecten van LZF op de klassieke waterkwaliteitsparameters, zoals troebelheid, kleur, reuk, smaak, chemische zuurstofgebruik, ammonium, ijzer, mangaan en conventionele pathogene organismen. Informatie over het gedrag van potentieel schadelijke organische microverontreinigingen (OM) is echter schaars. Om een beter inzicht in het gedrag van enkele belangrijke groepen van OM te krijgen is een proefinstallatie-onderzoek verricht [1].

In de eerste fase van het onderzoek werd het gedrag van dichloorbenzenen, nitrobenzenen, chloornitrobenzenen en 2,4-dichlooraniline bestudeerd. In de tweede fase werden enkele bestrijdingsmiddelen (BM) en complexvormers onderzocht.

Naast het gedrag van de geselecteerde OM onder de karakteristieke omstandigheden van de drinkwaterbereidingspraktijk, is getracht om informatie over de invloed van toevoeging van een primair substraat in het te zuiveren water op de

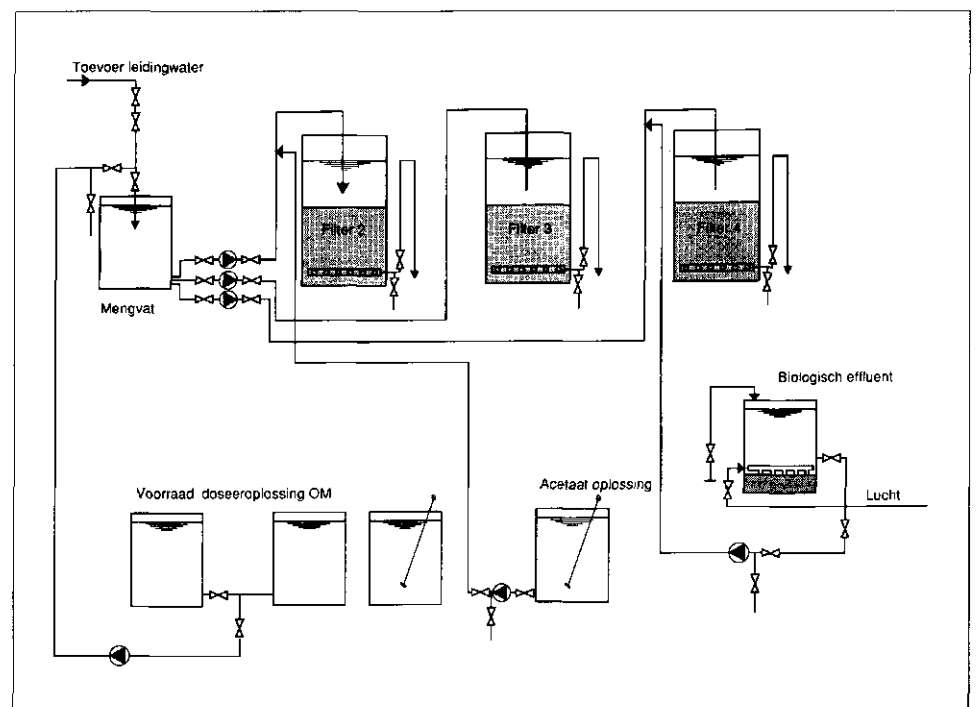
verwijderbaarheid van OM te krijgen.

Uit de literatuur blijkt, dat de afbraak van OM door primair substraat aanzienlijk beïnvloed kan worden [2].

Uitvoering van de proeven

De proeven werden uitgevoerd in de proefinstallatie van het RIVM te Dordrecht. Het schema van de proefinstallatie staat in afb. 1. Voor de proeven werden drie filters gebruikt van

Afb. 1 - Schema van de proefopstelling.



Bij de selectie van de onderzochte BM werden nog de volgende aspecten in overweging genomen:

– Atrazin en Bentazon werden beschouwd als de momenteel meest relevante BM voor de Nederlandse drinkwatervoorziening. Dit vanwege hun aanwezigheid in het water van de grote rivieren en in het uit dit water bereide drinkwater.

– De fenoxymethyl-herbiciden werden gekozen wegens hun uitgebreide toepassing als herbicide [3, 4] en voornamelijk omdat zij in het oppervlaktewater in vrij hoge concentraties kunnen voorkomen. Dit houdt verband met hun vrij hoge oplosbaarheid in water en geringe adsorbeerbaarheid in de grond. Eén en ander leidt tot run-off van landbouwgronden.

– TCA wordt in de landbouw frequent gebruikt en daarnaast ontstaat het tijdens de chloring bij de drinkwaterbereiding in concentraties van enkele $\mu\text{g/l}$ [5].

Wat de complexvormers betreft, worden NTA en EDTA in het huishouden en in de industrie als fosfaatvervangers respectievelijk complexvormers toegepast. In het Rijn- en Maaswater komen concentraties van NTA voor in de orde van $\mu\text{g/l}$ en van EDTA van tientallen $\mu\text{g/l}$ [6].

Naar aanleiding van de tijdens de proeven waargenomen afname van de bestudeerde fenoxymethyl-herbiciden, werd ook het gedrag van chloorfenolen onderzocht. De volgende chloorfenolen werden onderzocht:

- 2,4-dichloorfenol;
- 2-methyl-4-chloorfenol;
- 2,4,5-trichloorfenol.

Er werd getracht de concentraties in het toevoerwater van de filters op de in de praktijk mogelijk voorkomende niveaus te houden. Op deze wijzen kon de invloed van de concentratie op de snelheid van biologische afbraak zo laag mogelijk worden gehouden. De concentraties van de bestudeerde stoffen in het toevoerwater, met uitzondering van TCA, NTA en EDTA, lagen in de orde van tienden $\mu\text{g/l}$. De toevoerconcentratie van TCA was circa $2 \mu\text{g/l}$, van NTA en EDTA 250 respectievelijk $25 \mu\text{g/l}$.

Gezien de informatie in de literatuur over de invloed van adaptatie van organismen op de biologische afbraak van OM, werd met een adaptatieperiode van minimaal zes maanden rekening gehouden. Het te filtreren water was leidingwater uit Dordrecht. Dit water werd in filter F3 gefiltreerd. In het toevoerwater van filter F2 werd natriumacetaat als primair substraat gedoseerd en in de toevoer van F4 werd biologisch gezuiverd afvalwater

toegevoegd. Door de toevoeging van het biologische effluent werd het DOC-gehalte in het toevoerwater van F4 met circa $0,4 \text{ mg/l}$ en het fosfaatgehalte met circa $0,45 \text{ mg/l}$ verhoogd. Het gehalte aan organische stoffen in het toevoerwater van filter F2 werd door de acetaatdoseringsverhoogd met circa $0,3 \text{ mg/l}$ oxydeerbaar DOC.

De gebruikte methoden van de analyses van de OM staan elders beschreven [1].

Resultaten en discussies

Periode 1

De resultaten van de proeven over periode 1 zijn samengevat in tabel I.

Dichloorbenzenen (DCB)

In tabel I is te zien dat de afname van 1,2-DCB (circa 60-75%) en 1,4-DCB (75-85%) aanzienlijk was, terwijl 1,3-DCB alleen in het filter waarin het biologische effluent gedoseerd werd (F4) noemens-

dichloorbenzenen, een verschillend beeld:

- een substantiële afname van 1,4 CNB in alle filters (60-85%);
- geen afname van 1,2 CNB in filters F2 en F3 en een bescheiden afname in het filter waarin het biologische effluent werd gedoseerd (F4, 40%).

Een vrij hoge afname van 1,4 CNB in alle filters is in overeenstemming met de resultaten van het infiltratie-onderzoek van het RIVM in Leiduin [12]. Hier was ook tijdens infiltratie onder anaërobe omstandigheden en strikt aërobe omstandigheden voor 1,4 CNB de afname het grootst.

In het algemeen bestaat er in de literatuur over het gedrag van nitrobenzenen tijdens aërobe biologische processen veel minder informatie dan over het gedrag onder anaërobe omstandigheden. Niettemin lijkt er voldoende bewezen dat biologische afbraak zowel onder aërobe als anaërobe omstandigheden kan plaatsvinden [13].

TABEL I – Gemiddelde percentage van de afname van OM na de filtratie (%) (F2 = filter F2, F3 = filter F3, F4 = filter F4).

Verbinding	Boven water	Afname		Boven water	Afname	
	concentratie 1:2-F3 (ng/l)	% F2	% F3	concentratie F4 (ng/l)	% F4	% F4
1,2-Dichloorbenzeen	378	58	65	322	74	74
1,3-Dichloorbenzeen	389	21*	17*	347	43	43
1,4-Dichloorbenzeen	226	73	81	228	87	87
Nitrobenzeen	85	82	77	80	70	70
1,2-Chloornitrobenzeen	248	2*	-4*	221	38	38
1,4-Chloornitrobenzeen	118	84	82	78	60	60
2,4-Dichlooraniline	371	42	18*	321	45	45

* statistisch niet significant.

waardig afnam (circa 40%). De resultaten over het gedrag van de DCB'n zijn in goede overeenstemming met literatuurgegevens betreffende de afbraak bij aërobe biologische processen. Deze wijzen meestal op een redelijke afbreekbaarheid van de 1,2- en 1,4-isomeren en op een matige afbreekbaarheid van 1,3-DCB. Een goede afbreekbaarheid van 1,2- en 1,4-DCB werd ook tijdens de percolatie van water door de grond gerapporteerd [7-10]. Biologische afbraak van 1,3-DCB wordt slechts zelden gevonden [11].

Nitrobenzenen (NB) en chloornitrobenzenen (CNB)

Wat NB betreft wijzen de resultaten erop dat de afbraak in alle drie de filters zeer snel verliep. Eén en ander blijkt ook uit de lage concentraties in het bovenwater in de filters (tabel I). Hieruit kan men concluderen dat reeds tijdens het verblijf in het bovenwater (circa 5 uur) NB in belangrijke mate afgebroken werd. De bestudeerde isomeren van chloornitrobenzenen vertoonden, evenals die van

2,4-Dichlooraniline (2,4 DCA)

2,4 DCA werd gekozen voor het onderzoek als modelstof voor chlooranilines. Chlooranilines zijn de meest voorkomende afbraakproducten van vele BM. De resultaten van onze proeven (circa 40% afname in F2 en F4) bevestigen de gerapporteerde trage afbraak van chlooranilines onder aërobe condities [13, 14].

Bestrijdingsmiddelen

Het percentage afname van de onderzochte BM staat in tabel II weergegeven

TABEL II – Afbraakpercentage van de onderzochte BM en de gepubliceerde halfwaardetijden van afbraak in de grond onder aërobe omstandigheden.

Stof	Gevonden afbraak (%)	Max. t 1/2 (dagen)	Ref.
Atrazin	0	120	19
Bentazon	0	60	16
2,4-D	100	32	16
MCPA	100	41	19
Meceprop	100	28	16
Fenoprop	60	90	4
TCA	50	40	19

samen met de in de literatuur gevonden maximale halfwaarde tijd ($t_{1/2}$) in de grond onder aërobe omstandigheden.

Atrazin en Bentazon

De verkregen resultaten voor deze BM wijzen erop dat in geen van de filters afbraak plaatsvond. Dat Bentazon biologisch slecht afbreekbaar is, blijkt uit de duininfiltratiepraktijk [15] en uit de gegevens over het gedrag in de grond [19]. De informatie over de biologische afbraak van Atrazin is minder eenduidig. De gevonden halfwaardetijden van de afbraak variëren van enkele tot honderden dagen [16, 17]. In het algemeen wordt aangenomen dat de afbraak onder aërobe omstandigheden veel sneller verloopt dan onder anaërobe. De verwijderbaarheid van Atrazin tijdens biologische filtratie van het oppervlaktewater werd door Montiel *et al.* [18] onderzocht. Bij filtratiesnelheden van 0,5 m/uur tot 1 m/uur werd een afname van 24-45% waargenomen. De tegenstrijdigheid van deze gegevens met onze resultaten kan verklaard worden uit de korte duur van de bovengenoemde proeven, waardoor een kortdurende sorptie op de biologische massa van de filters een rol heeft gespeeld.

Fenoxy BM (2,4-D, MCPA, Mecoprop en Fenoprop)

Van deze vier fenoxy BM waren de concentraties van 2,4-D, MCPA en Mecoprop volledig en van Fenoprop met circa 60% afgenomen (tabel II). Van de fenoxy BM behoren 2,4-D en MCPA tot de meest bestudeerde BM wat betreft het gedrag in de grond. Op grond van deze onderzoeken kunnen beide stoffen als redelijk afbreekbaar beschouwd worden [4, 17, 19].

Over het gedrag van Mecoprop en Fenoprop is aanzienlijk minder bekend. Uit de beschikbare literatuurgegevens blijkt dat onder aërobe omstandigheden de afbreeksnelheid van Mecoprop in dezelfde orde van grootte ligt als die van 2,4-D en MCPA [16]. De biologische afbraak van Fenoprop lijkt langzamer te zijn [4].

Informatie over de afbreekbaarheid van fenoxy BM tijdens de aërobe biologische zuivering van afvalwater is tegenstrijdig. Zo hebben Hemmet [20] en Mills [21], die het gedrag van fenoxy BM tijdens zuivering met actief slib en door trickling filters onderzochten, een snelle afbraak gevonden. Anderzijds was volgens de studies van Seleh *et al.* [22] en Hill *et al.* [23] de afbreekbaarheid van de onderzochte BM (2,4 D, MCPA, Mecoprop, 2,4,5-T en Fenoprop) met actief slib slechts matig.

TABEL III - Gemiddelde toename van de concentratie chloorfenolen na filtratie (%).

Verbinding	Bovenwater concentratie (ng/l)	Toename (%)
2,4-Dichloorfenol	31	42 *
2-Methyl-4-chloorfenol	0	0
2,4,5-Trichloorfenol	24	350

* statistisch niet significant.

De belangrijkste oorzaak van de tegenstrijdige gegevens over afbraak tijdens de zuivering van afvalwater lijkt te zijn gelegen in verschillen in de concentratie van de bestudeerde BM in het te zuiveren water en/of het ontbreken van een voldoende lange adaptatieperiode voor de organismen.

Over de afbraak van fenoxy BM in het oppervlaktewater werden ook verschillen in de afbraaksnelheid gerapporteerd [4, 24]. Deze verschillen in het gedrag in het oppervlaktewater, kunnen gedeeltelijk verklaard worden door hun fotochemische gevoeligheid.

Chloorfenolen

Van de groep van chloorfenolen werden in het bovenwater en afvoerwater van filter F3 geanalyseerd:
 - 2,4-dichloorfenol (afbraakprodukt van 2,4-D);
 - 2-methyl-4-chloorfenol (afbraakprodukt van MCPA en Mecoprop);
 - 2,4,5-trichloorfenol (afbraakprodukt van Fenoprop).

De resultaten van de analyses zijn samengevat in tabel III. Hieruit blijkt dat 2-methyl-4-chloorfenol niet in het boven- en afvoerwater is gevonden.

2,4-Dichloorfenol werd in het boven- en afvoerwater aangetroffen in concentraties die rond de detectiegrens van de bepaling (50 ng/l) lagen. De verschillen tussen boven- en afvoerwater waren statistisch niet significant.

De concentratie 2,4,5-trichloorfenol is echter na de filtratie gemiddeld met circa 350% toegenomen. Dit betekent dat circa 25% van de hoeveelheid Fenoprop tijdens de filtratie tot 2,4,5-trichloorfenol was omgezet. Een mogelijke verklaring van bovengenoemde waarnemingen, een duidelijke toename van 2,4,5-trichloorfenol en geen toename van 2,4-dichloorfenol en 2-methyl-4-chloorfenol, zijn de verschillen in de afbreekbaarheid van chloorfenolen tijdens de filtratie. Op grond van de beschikbare literatuur blijkt namelijk dat bij de afbraak van fenoxy BM als eerste de bijbehorende chloorfenolen ontstaan. Vervolgens worden deze met verschillende snelheid afgebroken. In de studie van Wijnen *et al.* [25] naar de

TABEL IV - Gemiddelde afname van de concentratie complexvormers na de filtratie (%).

Verbinding	Bovenwater concentratie ($\mu\text{g/l}$)	Afname (%)
NTA (hoge toevoer conc.)	217	87
NTA (lage toevoer conc.)	23	74
EDTA (hoge toevoer conc.)	230	3
EDTA (lage toevoer conc.)	25	8

biologische afbreekbaarheid van chloorfenolen blijkt dat 2,4,5-trichloorfenol meer resistent is dan mono- en dichloorfenolen.

Trichloorazijnzuur (TCA)

TCA werd los van de andere BM onderzocht. Voor de bepaling werd een aparte analytische techniek toegepast. Voorts werd het gedrag van TCA bij hogere toevoerconcentraties onderzocht in vergelijking met de andere BM. Het is namelijk mogelijk dat TCA in het toevoerwater van langzame zandfilters bij bedrijven die een proceschlorering toepassen, in vrij hoge concentraties voorkomt.

De waargenomen afname tijdens de filtratie van circa 50% (tabel II) is redelijk in overeenstemming met de informatie over TCA afbraak in grond. De gevonden halfwaarde-tijden variëren onder veldomstandigheden van 9 tot 40 dagen [19].

Complexvormers (NTA, EDTA)

Het gedrag van NTA en EDTA werd onderzocht in F3 bij twee concentratieniveaus van de toediening. In de eerste periode werd het gedrag bij hoge doseringen (circa 250 $\mu\text{g/l}$) en tijdens de tweede periode bij lage doseringen (circa 25 $\mu\text{g/l}$) onderzocht.

Uit tabel IV, blijkt dat NTA, ongeacht de toevoerconcentraties, snel afgebroken werd. EDTA nam tijdens de filtratie niet af. Dit beeld komt overeen met literatuurgegevens. Hierin wordt NTA als gemakkelijk afbreekbaar en EDTA als moeilijk afbreekbaar beschouwd [6, 26-29].

Conclusies

1. De resultaten van het onderzoek wijzen erop dat met behulp van LZF enkele OM effectief verwijderd kunnen worden. Van de gesubstitueerde benzenen betreft het hier: o-dichloorbenzeen (60-75% afname), p-dichloorbenzeen (75-85%), nitrobenzeen (70-80%), p-chloornitrobenzeen (60-85%).
 Van de BM: 2,4-D (a.o.d.*), MCPA (a.o.d.), Mecoprop (a.o.d.), Fenoprop (60%), TCA (50%).
 Van de complexvormers: NTA (75-85%).

*a.o.d. = afname onder detectiegrens

2. Tot de stoffen die met behulp van LZF slechts beperkt of niet verwijderd werden, behoren:

- Van de gesubstitueerde benzenen: m-dichloorbenzeen (20-40%), o-chloor-nitrobenzeen (< 40%), 2,4-dichlooraniline (20-40%).

- Van de BM: Atrazin en Bentazon.

- Van de complexvormers: EDTA.

3. Vele van de stoffen die tijdens de proeven door LZF effectief werden verwijderd, worden ook in andere aërobe processen (bijvoorbeeld afvalwater-zuivering, kunstmatige infiltratie van oppervlaktewater en biologische afbraak in de landbouwgronden) afgebroken, dus onder omstandigheden, die in vergelijking met LZF voor vele parameters sterk afwijkend zijn. Men dient de informatie over het gedrag van OM tijdens deze processen echter met voorzichtigheid te beschouwen, vooral vanwege mogelijke concentratie-effecten op de afbraaksnelheden. De gegevens over het OM-gedrag zijn in de meeste gevallen gebaseerd op proeven met aanzienlijk hogere concentraties.

4. De resultaten van de proeven geven geen duidelijk antwoord op de vraag of het toevoegen van acetaat, als primair substraat, een positief effect op de OM-verwijdering heeft. De toevoeging van gezuiverd afvalwater als primair substraat van koolstof en fosfor laten een tendens tot verbetering van verwijderings-effecten zien. Deze verbetering was echter in de meeste gevallen statistisch niet significant. Nader onderzoek is hier wenselijk.

5. Over de rol van LZF bij de drinkwaterbereiding kan geconcludeerd worden dat dit proces een waardevolle bijdrage tot verwijdering van OM kan leveren. Onder omstandigheden waarbij tijdens de drinkwaterbereiding duininfiltratie in combinatie met LZF in de nazuivering wordt toegepast, kan door combinatie van aërobe en anaërobe processen de OM-verwijdering effectiever worden. Dit geldt ook voor de combinatie van LZF met actieve-koolfiltratie. Voor de verwijdering van hoog-polaire stoffen kan namelijk actieve koolfiltratie minder effectief zijn dan LZF.

Literatuur

1. Hrubec, J. et al. (1990). *Gedrag van enkele gesubstitueerde benzenen, bestrijdingsmiddelen en complexvormers tijdens langzame zandfiltratie*. Rapport nr. 714701001, RIVM, Bilthoven.
2. Rittman, B. E. (1985). *Biological processes and organic micropollutants in treatment processes*. Sci. Total Environ. (47), 99-113.
3. Loos, M. A. (1975). *Phenoxy alkanooic acids*. Chap. 1. In: *Herbicides: Chemistry, Degradation and Mode of Action*. Vol. 1, 2nd Ed. Kearney, P. C., Kaufman, D. D. (Eds.), Marcel Dekker, N. Y.

4. *Canadian Water Quality Guidelines*. Canadian Council of Resources and Environment Ministers. Ottawa, 1987.
5. Peters, R. J. B., et al. (1990). *De bepaling van halozijnzuren chloriet en chloraat in drinkwater*. Rapport nr. 718629007, RIVM, Bilthoven.
6. Dijk-Looijaard, A. M., van et al. (1990). *EDTA in drinkwater en oppervlaktewater*. Rapport nr. 718629005, RIVM, Bilthoven.
7. Schwarzenbach, R. P., et al. (1983). *Behaviour of organic compounds during infiltration of river water to ground water*. Field studies. Environ. Sci. Technol. (17), 472-479.
8. Heigler, B. E., et al. (1988). *Degradation of 1,2-dichlorobenzene by a Pseudomonas Sp.* Appl. Environ. Microbiol. (54), 294-301.
9. Schraa, G., et al. (1985). *Microbial transformation of micropollutants in soil systems*. In *Microbial communities in soil*. Eds. Jansen, U., et al. Elsevier, Londen.
10. Springer W. und Rast, H. G. (1988). *Biologischer Abbau mehrfach halogener mono- und polycyklischer Aromaten*. GWF, Wasser-Abwasser (129), 16-21.
11. Bont, J. A. M. de, et al. (1986). *Microbiol. degradation of 1,3-dichlorobenzene*. Appl. Environ. Microbiol. (52), 667-680.
12. Hrubec, J., et al. (1987). *Modellering van het gedrag van organische microverontreinigingen tijdens drinkwaterbereiding*. RIVM. Rapport nr. 840134001.
13. Zeyer, J. (1988). *Abbau aromatischer Nitroverbindungen*. GWF, Wasser-Abwasser. (129), 25-27.
14. Rochkind, M. E., et al. (1986). *Microbiol. decomposition of chlorinated aromatic compounds*. Rapport EPA/60/2/090.
15. Smeenk, J. G. M. M., et al. (1988). *Bentazon in de Rijn, in drinkwater en in regen*. H₂O (21), 1988, 183-185.
16. Linden, A. M. A., van der en Loch, J. P. G. (1986). *Beoordeling van risico's van bestrijdingsmiddelen voor de drinkwatervoorziening. Prioriteitsstudie naar risico's van stoffen*. RIVM, Rapport nr. 728620001.

17. Edwards, C. A. (1975). *Persistent pesticides in het environment*. 2nd Ed. CRC Press. Cleveland.
18. Montiel, A., et al. (1989). *Elimination d'atrazine: traitements physico-chimiques et/ou traitements biologes*. Water Supply, (7) 213-223.
19. Hurler, K. (1982). *Untersuchungen zum Abbau von Herbiciden in Böden*. Verlag Paul Parey, Berlin.
20. Hemmer, R. B. (1972). *The biodegradation kinetics of selected phenoxyacetic acid herbicides and phenols by aquatic micro-organisms*. Thesis, Rutgers, University. Diss. Abstr. 32B, 7097.
21. Mills, R. E. (1959). *Development of design criteria for biological treatment of an industrial effluent containing 2,4-D waste water*. Canad. J. Chem. Eng., Oct., 177-183.
22. Seleh, F. Y., et al. (1980). *Selected organic pesticides, occurrence, transformation, and removal from domestic waste water*. J. Wat. Poll. Contr. Fed., (52), 19-28.
23. Hill, N. P., et al. (1986). *Behaviour of chlorophenoxy herbicides during the activated sludge treatment of municipal waste water*. Wat. Res., 20, 45-52.
24. Scott, B. F., et al. (1981). *Fate and Effects of 2,4-D Formulations as Herbicides in Aquatic Ecosystems*. Part I. NWRS, Burlington, Ontario.
25. Wijnen, Ph. H. C., et al. (1989). *Biodegradatie van chloorfenolen in de bodem*. RIVM. Rapport nr. 728603005.
26. Hrubec, J., Delft, W., van (1981). *Behaviour of nitroacetic acid during groundwater recharge*. Water Research (15), 121-128.
27. Means, J. L., et al. (1980). *Relative degradation rates of NTA, EDIA en DTPA and environmental implications*. Environ. Pollut. Ser. B., (1), 45-60.
28. Giger, W. (1987). *Behaviour of organic micropollutants during infiltration of river water into groundwater: field studies*. Water Pollution Research (3), 33-36. Rap. EEG.
29. Brauch, H. J. and Schullerer, S. (1987). *Verhalten von Ethyleindiamin tetra-acetat (EDTA) und Nitrilo-acetat (NTA) bei der Trinkwasser-aufbereitung*. Vom Wasser, (69), 155-164.

'Ingenieursopleiding aan TU's moet vijf jaar duren'

De cursusduur van de ingenieursopleidingen aan de technische universiteiten moet weer op vijf jaar gesteld worden, in plaats van de huidige vier jaar. Alleen dan kan de aansluiting van deze opleidingen bij de Europese top worden gewaarborgd.

Aldus de Colleges van Bestuur van de drie technische universiteiten (Delft, Eindhoven en Twente) in een brief aan de vaste Kamercommissie voor Onderwijs en Wetenschappen.

Volgens de technische universiteiten staat de erkenning van Nederlandse ingenieurs in het buitenland de laatste tijd onder sterke druk.

'Bij de beroepserkenning blijkt de nominale cursusduur een doorslaggevende factor te zijn danwel te worden.

De Nederlandse TU-ingenieur dreigt niet te worden opgenomen in dezelfde categorie als zijn collega's uit andere Europese landen', zo schrijven de drie bestuurscolleges.

Zij wijzen er op, dat de minister van Onderwijs en Wetenschappen recent heeft

aangekondigd de studiefinanciering te beperken tot de huidige nominale cursusduur plus een jaar.

'De technische universiteiten zullen dan gedwongen worden het studieprogramma nog verder te beknootten om de feitelijke verblijfsduur binnen vijf jaar te houden. De daardoor optredende verarming is in strijd met de aanbevelingen van de visitatiecommissies en deze zal de concurrentiepositie van de Nederlandse ingenieurs in Europa verder doen verslechteren.

Ook wordt gevreesd dat de animo om een ingenieursstudie te gaan volgen af zal nemen, hetgeen een versterking zal betekenen van de helaas zich nu al aftekenende trend dat de student kiest voor minder zware studierichtingen'.