

Inleiding

In 1963 werd de Internationale Rijn-commissie geïnstalleerd met het doel verdere verontreiniging van de Rijn tegen te gaan en een verbetering van de waterkwaliteit te bereiken. Nu, ruim twintig jaar later, moet worden geconcludeerd dat de officiële resultaten zeer beperkt zijn [De Kruijf, 1983]. Ook met betrekking tot de in 1976 aangenomen EG-richtlijn 76/464 kan worden gesteld dat voor een effectief beleid meer voortvarendheid wenselijk is dan tot nu toe in de zin van wettelijke maatregelen is



W. SLOOFF
Rijksinstituut voor Volks-
gezondheid en Milieuhygiëne



J. H. CANTON
Rijksinstituut voor Volks-
gezondheid en Milieuhygiëne



M. A. VAN DER GAAG
KIWA NV

gerealiseerd [Blom, 1983]. Niettemin blijkt van de discussies rondom de zwarte en grijze lijsten problematiek een preventieve werking uit te gaan. Regelmatige metingen aan fysisch-chemische parameters hebben immers aangetoond dat in de afgelopen tien jaar een duidelijke verbetering van de waterkwaliteit van de Rijn is opgetreden [Rijkswaterstaat, 1980]. De biologische betekenis van deze verbetering is echter minder duidelijk. Het onderzoek naar de invloed van toxische verontreinigingen in Rijnwater op waterorganismen en ecosystemen kwam pas in de loop van de jaren zeventig op gang en verloopt tot nu toe nog steeds op weinig constructieve wijze. Aan de hand van resultaten van biologisch veld- en laboratoriumonderzoek zal aandacht geschonken worden aan de kwaliteitsveranderingen van het Rijnwater gedurende het afgelopen decennium. Vervolgens zal de relevantie van dergelijk onderzoek voor het beleid besproken worden.

Enige achtergronden

In de afgelopen 100-150 jaar is het ecosysteem van de Rijn sterk verarmd. Zo zijn naar schatting ca. 30% van de vissoorten en meer dan 50% van de bodembewonende ongewervelde dier-

soorten, die oorspronkelijk voorkwamen, verdwenen [Kinzelbach, 1978; Wolff, 1978; Böving, 1981]. Thans resteert een bestand van ca. 15 vissoorten [Wolff, 1978] en 85 evertrebratensoorten (exclusief oligochaeten) [Klink en Moller Pillot, 1982]). Deze verschraving van de Rijn als ecosysteem mag echter niet alleen toegeschreven worden aan de toegenomen verontreiniging met giftige chemische stoffen van het water; ook andere menselijke ingrepen hebben hierin in belangrijke mate bijgedragen [Slooff, 1984]. In de laatste tien jaar heeft een aantal onderzoeksinstellingen in Nederland vanuit een soms verschillende optiek aandacht besteed aan de toxische invloeden van de chemische belasting van het Rijnwater. Deze onderzoeken zijn in diverse opzichten complementair. In laboratoriumonderzoek werden vissen (KIWA) en water-vlooien (RIVM) gedurende een beperkte tijd aan Rijnwater blootgesteld, waardoor, mede gezien de wisselende waterafvoer, slechts momentopnamen werden verkregen. Door blootstelling van waterorganismen aan een mengmonster van in de tijd verzamelde organische concentraten werd dit probleem enigszins ondervangen (RIVM). Hierbij werd echter door het selectieve karakter van de concentratieprocedure niet het totale pakket aan schadelijke stoffen gemeten [Slooff et al., 1984]. Bij het veldonderzoek (RIVM, RIZA) spelen deze aspecten een minder grote rol, maar werd de interpretatie van de gegevens bemoeilijkt door variabelen, welke in het

laboratorium constant gehouden kunnen worden. Het laboratoriumonderzoek betreft zowel kort- (RIVM) als langdurend (KIWA, RIVM) toxiciteitsonderzoek, terwijl in de veldstudies aandacht werd besteed aan effecten op verschillende biologische integratieniveaus, namelijk zowel op die van één soort (RIVM) als op het niveau van levensgemeenschappen (RIZA).

Onderzoeksresultaten

– Onderzoek aan vissen

In de periode 1974-1982 werden door het Keuringsinstituut voor Waterleidingartikelen (KIWA) verscheidene malen forellen in het laboratorium blootgesteld aan Rijnwater en werd hun gezondheidstoestand vergeleken met forellen die onder vergelijkbare omstandigheden in een goede kwaliteit grondwater verbleven [Van der Gaag et al., 1983]. Forellen, die vanaf het ei- of larvale stadium gedurende 3 maanden in het Rijnwater werden gehouden vertoonden verhoudingsgewijs meer sterfte, meer skeletafwijkingen en een geringere groei (Tabel I). Jonge forellen, die langdurig (6-18 maanden) in Rijnwater verbleven, vertoonden naast ophoping van organo-chloorverbindingen ook groeiremming, leververgroting en afwijkingen in het bloed. Door het Rijksinstituut voor Drinkwater-voorziening (RID, thans RIVM) werden guppen gedurende 6 maanden aan concentraten van organische stoffen uit het Rijnwater blootgesteld [Slooff, 1983]. Bij een concentratiefactor groter of gelijk aan 100 trad zeer snel sterfte op, terwijl geen effect werd waargenomen bij een concentratiefactor van 10. In een 33x concentraat werd abnormaal zwemgedrag, hypertrofie van de lever en sterfte geconstateerd. Door hetzelfde instituut werden in de periode 1979-1984 ca. 9.000 vissen (voornamelijk brasem) afkomstig uit de Rijn, Waal, Lek en de Maas onderzocht waarbij vissen uit het relatief weinig chemisch vervuilde Braassemermeer als referentie dienden [Slooff, 1983]. Dit veldonderzoek gaf resultaten vergelijkbaar met die van de forellenproeven (Tabel II). Vissen afkomstig uit de chemisch meest vervuilde wateren (Rijn, Waal, Lek) vertoonden meer tumoren

TABEL I – De gezondheidstoestand van forel (*Salmo gairdneri*) langdurig gehouden in Rijnwater, afgemeten aan die van forel gehouden in grondwater (= 1). Weergegeven zijn gemiddelde waarden over de periode 1975-1982 (Gewijzigd naar Van der Gaag et al., [1982]).

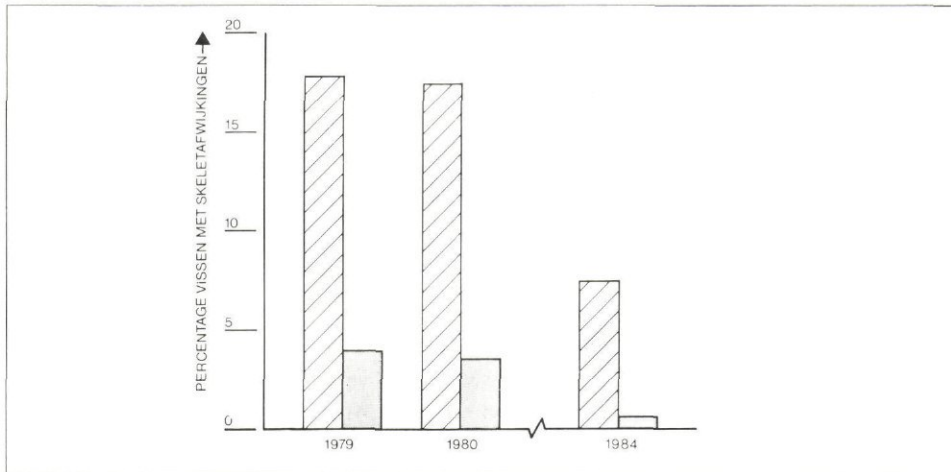
Biologische parameter	Rijnwater t.o.v. grondwater (= 1)
Mortaliteit	
– eifase	1,1
– larvale fase	1,8
Skeletafwijkingen	
– mopsneuzen	44,5
Groei	
– lengte	0,9
– gewicht	0,7
Relatieve orgaangewicht	
– lever	1,4
– nier	1,4

TABEL II – De gezondheidstoestand van brasem (*Abramis brama*) afkomstig uit Maas- en Rijnwater afgemeten aan die van brasem (= 1) uit het chemisch minder vervuilde Braassemermeer [Slooff, 1983].

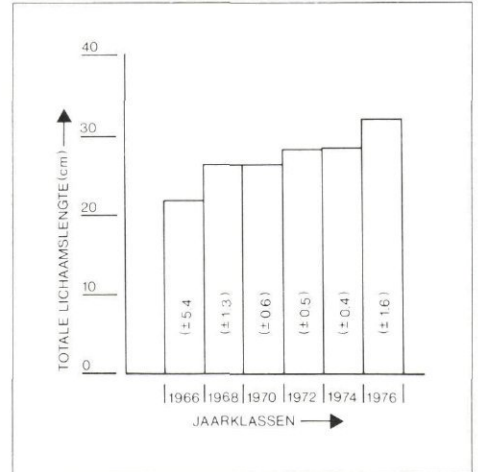
Biologische parameter	Maas	Rijn	Waal	Lek
Tumoren	1,0		1,7*	
Gedeformeerde vinnen	1,5	3,6	3,8	5,8
Mopsneuzen	1,7	9,0	8,7	9,7
Relatief levergewicht	2,0	2,3	2,1	1,7
p-Nitroanisol 0-demethylase	1,8	2,2	—**	—**
Jaarlijks sterfte % (♂♂)	1,5	2,1	1,7	1,4
Jaarlijks sterfte % (♀♀)	1,5	1,9	1,9	1,7
Fecunditeit	1,0	1,3	1,0	1,2
Activatie pre-mutagenen uit Rijn	3,8	—**	6,3	—**

* Gemiddeld voor Rijn, Waal en Lek.

** Niet gemeten.



Afb. 1 - De prevalentie (%) van gedeformeerde vinnen en mopsneuzen bij brasem (*A. brama*, totaal 4.258 stuks) uit Rijn, Waal en Lek over de periode 1979-1984. Op basis van gegevens 79/80 werd reeds eerder [Slooff, 1983] voorspeld dat de prevalentie sterk af zou nemen (gearceerd: % met gedeformeerde vinnen, grijs: % met mopsneuzen).



Afb. 2 - De totale lichaamslengte (cm) van 5-jarige brasems uit de Rijn van verschillende geboorteklassen (met 95% betrouwbaarheidsgrenzen).

en skeletafwijkingen, hogere relatieve levergewichten gepaard gaande met een verhoogde activiteit van leverenzymen en een toegenomen vermogen om pre-mutagene stoffen aanwezig in Rijnwater te activeren, een hogere jaarlijkse sterfte, en, wellicht als compensatie, een hoger potentieel aantal nakomelingen (fecunditeit). De mate waarin bepaalde schadelijke effecten optreden, is echter in de laatste jaren afgenomen. Zo bleek uit het veldonderzoek dat tenminste het percentage skeletafwijkingen (afb. 1) en het niveau van de relatieve levergewichten (tabel III) en enzymactiviteiten in Rijnvissen was verlaagd, terwijl de groei was verbeterd (afb. 2). Ook in de laboratoriumexperimenten kon een vermindering in de toxiciteit van het Rijnwater worden vastgesteld, gepaard gaande met een afname van de stapeling van organochloorverbindingen.

— Onderzoek aan ongewervelde dieren
De resultaten van onderzoeken aan ongewervelde dieren geven een vergelijkbaar beeld. Een in 1981-1982 verricht veldonderzoek door Klink en Moller Pillot [1982] wees uit dat de soortenrijkdom aan bentische evertetraten in de Rijn en zijtakken geringer is dan die in de Maas. In het Rijnwater werden echter meer soorten aangetroffen dan op grond van eerdere

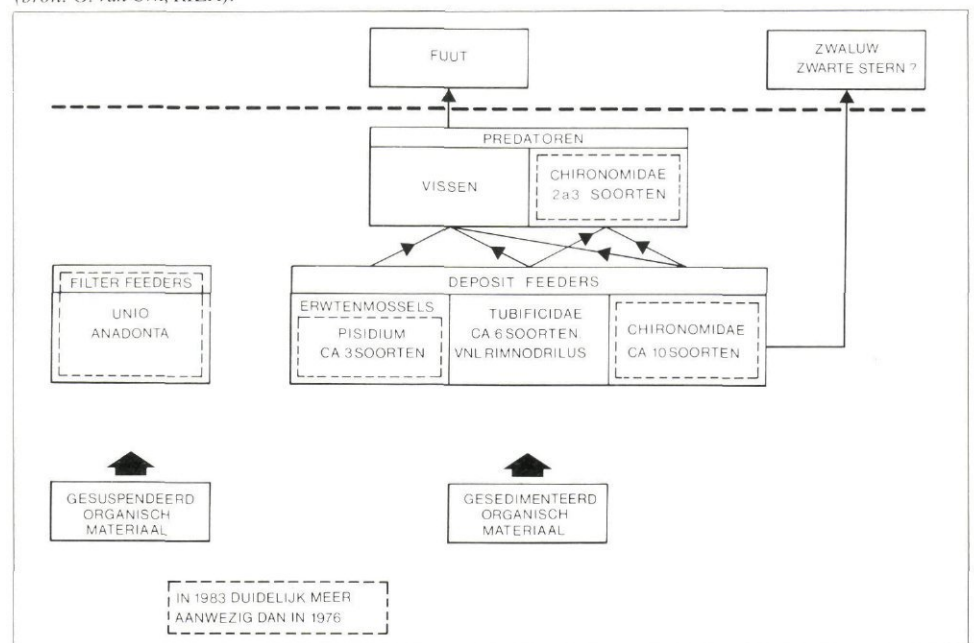
waarnemingen werd verwacht. Wellicht is het aantal soorten in de Rijn in de laatste jaren dan ook weer wat toegenomen. Dit beeld wordt bevestigd door onderzoek aan de IJssel, dat sinds 1975 door het Rijksinstituut voor Zuivering van Afvalwater (RIZA) wordt uitgevoerd [Van Urk, 1981]. Met de ontwikkeling van een kokerjuffersoort (*Hydropsyche contubernalis*) en andere soorten voedsel filtersoorten is het ecosysteem in de IJssel complexer geworden dan een tiental jaren geleden (afb. 3), hetgeen een aanwijzing kan zijn voor een verbetering van de waterkwaliteit.

Dat er inderdaad sprake is van een verminderde giftigheid van het Rijnwater werd in de tweede helft van de jaren zeventig door het Rijksinstituut voor de Volksgezondheid (RIV, thans RIVM) door middel

van laboratoriumonderzoek aangetoond. Aanvankelijk trad acuut sterfte en verlamming op onder watervlooiën na een verblijf van 48 uur in Rijnwater, zelfs als dit driemaal was verdund. Sinds eind 1977 zijn deze effecten niet meer waargenomen (afb. 4). Recent onderzoek door het RIVM wijst uit dat thans het Rijnwater minimaal tienmaal geconcentreerd dient te worden, om de eerste verschijnselen van verlamming en sterfte bij watervlooiën te kunnen waarnemen.

— Conclusies uit het onderzoek
Hoewel de beschreven onderzoeksresultaten zijn verkregen vanuit verschillende invalshoeken, bestaat er een sterke overeenkomst in hun eindconclusies ten aanzien van de kwaliteit van het Rijnwater en de veranderingen hierin:

Afb. 3 - Schema van enkele veranderingen in het (benthische) ecosysteem in de IJssel (Kampen) sinds 1976 (bron: G. van Urk, RIZA).



TABEL III - Het relatief levergewicht (SLI: levergewicht x 100/lichaamsgewicht) van brasem (*A. brama*) uit de Waal over de periode 1979-1984.

Periode	SLI	95% betrouwbaarheidsgrenzen (Aantal)
voorjaar 1979	3,24 ± 0,65	(26)
najaar 1979	2,60 ± 0,59	(68)
voorjaar 1980	2,61 ± 0,47	(67)
najaar 1980	2,41 ± 0,43	(68)
voorjaar 1981	2,56 ± 0,22	(25)
najaar 1981	2,01 ± 0,16	(25)
voorjaar 1984	2,03 ± 0,11	(25)

– Het Rijnwater is verontreinigd met chemische stoffen in concentraties die bij chronische blootstelling schadelijk zijn voor waterorganismen.

– De ernst van de verontreiniging van het Rijnwater met schadelijke stoffen is in de laatste tien jaar afgenomen tot beneden het niveau waarbij acute schade optreedt. Verder tonen deze onderzoeksresultaten aan dat biologische test- en meetsystemen mogelijkheden bieden om veranderingen in de waterkwaliteit waar te nemen en te volgen.

Relevantie voor het beleid

Een voor de hand liggende vraag is wat de betekenis is van dergelijke onderzoeksgegevens voor het beleid.

– Ecologische normdoelstellingen

In het IMP Water 1980-1984 is gesteld dat in het feitelijke waterkwaliteitsbeheer het ecologisch element in de doelstellingen een centrale plaats dient in te nemen. In dit kader zal elk oppervlaktewater dienen te voldoen aan de eisen die voortvloeien uit een ecologische doelstelling. De nadere invulling van deze doelstellingen is daarbij afhankelijk van de aard van het oppervlaktewater en het belang van (conflicterende) mensgerichte functies. Ofschoon de ecologische doelstelling in het IMP niet exact is gedefinieerd, wordt duidelijk aangegeven dat het hierbij gaat om de aard en grootte van de structuur- en procesvariabelen van aquatische ecosystemen en dat nadere informatie hierover vereist is. De huidige kennis over het functioneren van aquatische ecosystemen is echter beperkt. Daarom is het moeilijk eenvoudig hanteerbare criteria op te stellen om een ecologische

waarde te beoordelen [Ringelberg, 1984]. Thans wordt op diverse niveaus gewerkt aan de 'parametrisering' ten behoeve van ecologische doelstellingen (Commissie Uitvoering Wet verontreiniging oppervlaktewater V, Commissie Ecologische Normen Waterbeheer van de Gezondheidsraad, en provinciale overheden [zie bijvoorbeeld Verdonschot, 1983]).

Als een bijzonder aspect bij deze vorm van milieuhygiënische normstelling wordt de noodzaak genoemd om aan de natuurlijke toestand van het milieu te refereren [Kroes, 1983]. Het is echter de vraag of deze 'retrospectieve' benadering ook werkelijk tot resultaat zal kunnen leiden. Immers, gestoorde systemen als de Rijn hebben ecologisch waardevolle dimensies verloren en het zal moeilijk zijn om te weten te komen wat de essentiële kenmerken van de Rijn als een normaal functionerend ecosysteem zijn geweest [Ringelberg, 1984]. Bovendien is het gezien de aard en de ernst van de verstoringen aannemelijk dat de oorspronkelijke structuur en functies mogelijk voor altijd verloren zijn [Slooff, 1983]. Een alternatief kwaliteitsconcept wordt ons door Schroevens [1983] voorgesteld. Dit houdt in dat weliswaar de oude waarden die verdwenen zijn als zodanig nooit meer terugkomen, maar ook dat nieuwe economische verhoudingen nieuwe

kansen voor de natuur kunnen scheppen, waarvoor de mogelijkheden aangewezen en de voorwaarden aangegeven kunnen worden. Ook door H. T. Odum wordt een dergelijke benadering voorgestaan door te pleiten voor een symbolische relatie tussen mens en natuur, hetgeen versterkt zou moeten worden via de weg van de 'ecotechnologie' [Van de Kam, 1983], in plaats van het blijven hanteren van een conflictmodel.

Een vergelijkbare aanpak werd onlangs door Verdonschot [1983] voorgesteld; een algemene milieuverbetering zou bereikt dienen te worden door basiskwaliteit, mensgerichte en ecologische waterkwaliteitsdoelstellingen op ecologische grondslag te integreren en te relateren aan de mate van 'ecosysteemontwikkeling' in samenhang met de menselijke beïnvloeding. Welk concept ook gevolgd gaat worden en welke ecologische waarden men ook aan de Rijn wil toekennen, het is duidelijk dat de gepresenteerde onderzoeksresultaten betrekkelijk weinig informatie geven met betrekking tot ecologische doelstellingen zoals deze verwoord zullen worden in het nieuwe IMP 1985-1989. Ze geven slechts aan dat de toxiciteit van het Rijnwater zodanig is afgenomen dat sub-acute effecten niet meer optreden en chronische effecten verminderd zijn, hetgeen mogelijk heeft bijgedragen tot de waargenomen verbetering van het ecosysteem.

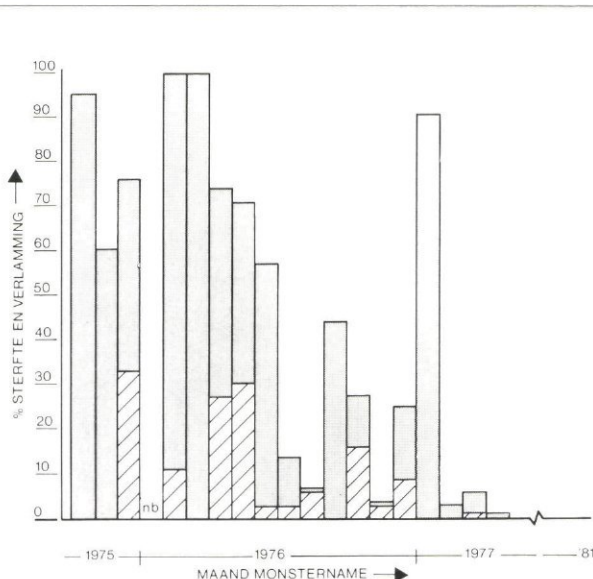
Uit het voorgaande zou men kunnen afleiden dat dit type onderzoek voor het beleid weinig relevant is om tot ecologische normering te komen. Beschouwt men echter het proces van de milieuhygiënische normstelling zoals zich dat in de praktijk afspeelt [Kroes, 1983] (Tabel IV), dan doet zich de vraag voor op grond van welke criteria bepaalde verschijnselen als onwenselijk worden beschouwd. Veelal geschiedt deze constatering 'onwenselijk' op toevallige wijze, waarbij een waarde-oordeel gehanteerd wordt dat voor iedereen zonder meer acceptabel is (bijvoorbeeld massale vissterfte, stankoverlast, dikke algenpakketten). Biomonitoring vormt echter een essentiële schakel tussen ecologische waternormdoelstellingen en de beleids- en beheersmaatregelen met betrekking tot de waterkwaliteit. Toepassing van de als voorbeeld gegeven biologische meetnet-activiteiten kan hierbij leiden tot een meer genuanceerde beoordeling:

– Door hantering van meer gevoelige biologische criteria kunnen problemen onderkend worden voordat deze geëscaleerd zijn tot ingrijpende milieuverstoringen. Tegelijkertijd maakt dit verificatie van het vermeende nut van getroffen maatregelen op

TABEL IV – Proces van milieuhygiënische normstelling in de praktijk [Kroes, 1983].

- Constatering van ongewenste verschijnselen
- Voorlopige vaststelling van de oorzaak
- Nader wetenschappelijk onderzoek
- Voorstellen van normen door deskundigen
- Beleidsbeslissing

Afb. 4 - Het percentage sterfte en verlamming van watervlooien (*D. magna*) na 48 uur blootstelling aan onverdund (grijs) en driemaal verdund (gearceerd) Rijnwater over de periode 1975-1981.



uitvoeren van veel (en soms ook saai en weinig spectaculair overkomend) basis-onderzoek. Voor de komende 10 à 15 jaar lijken de volgende elementen belangrijk te zijn:

1. Tussen onderzoekers en praktijkmensen zal overeenstemming moeten bestaan betreffende een te hanteren interactiemodel waarmee het op uitwendige factoren reagerende ecosysteem adequaat te beschrijven valt, waarbij de afzonderlijke componenten van dit (denk)model in een praktijkrelevant kader geplaatst kunnen worden.

2. Er zullen harde gegevens op tafel dienen te komen met betrekking tot de vraag in welke gevallen er sprake is van waterstagnatie door waterplantengroei. Naast het aspect van de verschillende vegetatietypes dient daarbij grote aandacht besteed te worden aan de relatie tussen groeivorm en omgevingsfactoren.

3. Voortzetten en stimuleren van op de Nederlandse situatie betrekking hebbend autecologisch onderzoek aan dominante waterplantensoorten. Treffend is bijvoorbeeld dat van een 'lastige' soort als *Elodea nuttallii* (smalbladige waterpest) nog zo weinig bekend is.

Wanneer de meest elementaire gegevens ontbreken met betrekking tot zaken als groeicapaciteit en overlevingsstrategie van een soort in relatie tot omgevingsfactoren (nutriënten, licht, temperatuur) zal een uitgebalanceerd beheer onmogelijk blijven.

4. Verschillende beheersmaatregelen zullen afzonderlijk en in detail wat betreft hun uitwerking en werkingsmechanisme bestudeerd moeten worden. Daarbij is te denken aan:

— *Mechanisch reinigen van watergangen*

Hierbij is de invloed van de maatregel te bestuderen op bijvoorbeeld de overlevingsstrategie (zie 3).

— *Oeverbeplanting*

Invloed van bijvoorbeeld licht op de overleving van soorten, alsmede hun groeivorm (zie 2,3).

— *Graskarper*

Wat betreft het gebruik van dit organisme, ligt een aantal onderzoekslijnen voor de hand. Gezien het verschil van inzicht betreffende de effecten van de (interne) eutrofiërende werking van dit organisme, lijkt het onderzoek zich allereerst hierop te moeten concentreren. Momenteel is de gevoerde discussie te verward om tot een standpuntsbepaling te komen inzake het gebruik van de graskarper.

— *Overdimensionering watergangen*

Ideeën van deze strekking zijn van tamelijk recente datum. Gezien de kosten van het invoeren van deze maatregel lijkt gedegen wetenschappelijk vooronderzoek vereist.

5. Er zal meer aandacht besteed moeten

worden aan de relaties tussen water-kwantiteits- en waterkwaliteitsbeheer. Van het allergrootste belang bij het uitvoeren van bovengenoemd onderzoek is het wederzijds afstemmen ervan. Steeds vaker blijkt dat een overmaat aan losse literatuurgegevens, aangevuld met wat origineel onderzoek niet een resultaat oplevert waarmee de praktijk iets kan doen. Aangezien onderzoek veel geld kost, zal bij velen de vraag naar voren komen hoe duur bovengeschetst onderzoek dan wel niet zal gaan worden. Wij willen erop wijzen dat men door het financieren van delen van onderzoek via de 3e geldstroom mee kan helpen aan het opzetten en ondersteunen van grotere onderzoeksprojecten.

Het is wellicht goed dat 'de praktijk' nog eens gewezen wordt op deze mogelijkheden vanwege de grote taak die er wetenschappelijk en vanuit de praktijk gezien ligt. We hopen dat 'de praktijk' met ons mee wil denken. Een ieder die met ons van gedachten wil wisselen over het huidige en toekomstige onderzoek is van harte welkom!

Literatuur

1. Hootsmans, M. J. M. and Vermaat, J. E. *The effect of periphyton on grazing by three epifaunal species on the growth of Zostera marina L. under experimental conditions*. Aquat. Bot. (geaccepteerd).
2. Phillips, G. L., Eminson, D. F. and Moss, B. (1978). *A mechanism to account for macrophyte decline in progressively eutrophicated freshwaters*. Aquat. Bot., 4: 103-126.
3. Vierssen, W. van and Prins, Th. C. *On the relationship between the growth of algae and aquatic macrophytes in brackish water*. Aquat. Bot., 21 (in druk).
4. Vierssen, W. van (1984). *Enige aspecten van oecologisch onderzoek ten behoeve van het behoud en beheer van wetlands*. De Levende Natuur, 85: 121-127.
5. Zweerde, W. van der (1983). *Beheer van watergangen in het bijzonder met behulp van de graskarper*. Waterschapsbelangen 68: 525-533.



Ecotoxicologisch onderzoek

- *Slot van pagina 121*

snelle wijze mogelijk, zodat kostbare ingrepen zonder een daaruit voortvloeiend significant biologisch voordeel vermeden kunnen worden.

— Door integratie van toxicologische en ecologische onderzoeksgegevens kan inzicht verkregen worden in de betekenis van bijvoorbeeld structurele veranderingen in ecosystemen in relatie tot een belasting met toxische verontreinigingen, hetgeen kan leiden tot meer gefundeerde ecologische normdoelstellingen in de toekomst.

Literatuur

- Blom, G. (1983). *Vertaling van EG-richtlijnen in het oppervlaktewaterbeheer in Nederland*. H₂O 16 (1983) nr. 25, 580-584.

Bövig, H. P. (1981). *Der fischfauna des Rheinstromes und seiner direct angrenzenden Altwässer im Niederrheingebiet*. Decheniana, 134, 260-273.

Cairns, J. Jr. (1979). *Biological monitoring-concept and scope, environmental biomonitoring, assessment, prediction and management* (ed. J. Cairns, Jr., G. P. Patie and W. E. Waters). Int. Co-op. Publ. House, Fairland, Maryland.

Gaag, M. A. van der en Kerkhoff, J. F. J. van der (1984). *Toxiciteitstesten in oppervlaktewater met vissen*.

Ecologische Indicatoren voor de Kwaliteitsbeoordeling van Lucht, Water, Bodem en Ecosystemen (ed. E. P. H. Best en J. Haack). PUDOC, Wageningen, 51-61.

Kam, J. van de (1983). *Ecotechnologie*. De Ingenieur, 7/8, 17-22.

Kinzelbach, R. (1978). *Veränderungen der Fauna des Oberrheins*. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 11, 291-301.

Klink, A. G. en Moller Pilot, H. (1982). *Onderzoek aan de macro-evertebraten in de grote Nederlandse rivieren*. 57 pp.

Kroes, H. W. (1983). *Achtergronden van milieuhygiënische normstelling voor oppervlaktewater*. H₂O 16 (1983) nr. 12, 281-284.

Kruijff, H. A. M. de (1983). *Progress in the application of the convention against the chemical pollution of the river Rhine*. Toxicol. Environ. Chem. 6, 41-63.

Ringelberg, J. (1984). *Inleiding tot waterkwaliteit. Ecologische Indicatoren voor de Kwaliteitsbeoordeling van Lucht, Water, Bodem en Ecosystemen* (ed. E. P. H. Best en J. Haack). PUDOC Wageningen, pp. 136-139.

Rijkswaterstaat (1980). *De waterkwaliteit van de Rijn in Nederland in de periode 1972-1979*. Rapport 80-032, RIZA, Lelystad, 71 pp.

Schroevens, P. J. (1984). *De noodzaak van een ecologisch kwaliteitsconcept. Ecologische Indicatoren voor de Kwaliteitsbeoordeling van Lucht, Water, Bodem en Ecosystemen* (ed. E. P. H. Best en J. Haack). PUDOC, Wageningen, pp. 20-27.

Slooff, W. (1983). *Biological effects of chemical pollutants in the aquatic environment and their indicative value*. Proefschrift, Utrecht, 191 pp.

Slooff, W. (1984). *Rijn, Lek, Waal, IJssel en uiterwaarden onder invloed van ingrepen en verontreinigingen. Rijnwater in Nederland* (eds. G. P. Hekstra en W. Joenje). Oecologische Kring, Arnhem, pp. 13-33.

Slooff, W., Kreijl, C. F. van en Zwart, D. de (1984). *Biologische parameters een oppervlaktewater (meetnetten)*. H₂O 17 (1984) nr. 1, 2-5.

Urk, G. van (1981). *Verandering in de macro evertebraten fauna van de IJssel*. H₂O 14 (1981) nr. 21, 494-499.

Verdonschot, P. F. M. (1983). *Ecologische karakterisering van oppervlaktewater in Overijssel*. H₂O 16 (1983) nr. 25, 574-579.

Wolff, W. J. (1978). *The degradation of ecosystems in the Rhine. The Breakdown and Restoration of Ecosystems* (ed. M. W. Holdgate and M. J. Woodman). Plenum Press New York, pp. 169-188.

