

De Sandoz-calamiteit, de balans na twee jaar

Inleiding

Milieucalamiteiten brengen nogal wat te weeg. De endosulfan-affaire vormde in 1969 de aanleiding tot het uitbreiden van het waterkwaliteits-meetnet van Rijks-waterstaat met automatische meetstations, met name om de drinkwaterfunctie van de grote rivieren veilig te stellen. Met de realisatie van deze meetstations waren enorme investeringen gemoeid. Ruim 15 jaar verder, na heel veel andere milieu-incidenten heeft de Sandoz-affaire de aandacht getrokken. Hierbij stond niet meer



KEES VAN LEEUWEN
Directie Stoffen en
Risicobeheersing
Ministerie VROM



GEERT VAN URK
Afdeling Biologie
DBW/RIZA

de bescherming van de mens maar van het aquatisch milieu centraal. Ruim twee jaar na de Sandoz-calamiteit is het goed eens de balans op te maken, niet alleen in beleidsmatige maar ook in ecologische zin. In dit artikel zal een overzicht gegeven worden van een beperkt aantal aspecten namelijk de beleidsmatige context, een beschrijving van het incident zelf, het ecotoxicologische onderzoek, het preventieve beleid inzake milieucalamiteiten, het biomonitoring-onderzoek en het ecologische veldonderzoek.

Over de vraag hoe, in internationaal opzicht, het tempo van de sanering van de Rijn was voor de Sandoz-calamiteit kan oud-minister Winsemius geciteerd worden. Hij heeft namelijk na de Sandoz-calamiteit in opdracht van minister Smit-Kroes als projectleider in dienst van McKinsey een rapport opgesteld getiteld 'Naar een slagvaardig Rijn Actie Plan' [1987]. In dit McKinsey-rapport werd forse kritiek geuit, niet zozeer op de Sandoz-calamiteit zelf maar op het gehele stoffenbeleid van de Internationale Rijn-commissie (IRC). Hij verwoordde hiermee ook de gevoelens van veel betrokkenen. Op zich zelf was dit geen nieuws, maar Winsemius deed dit op een moment dat de tijd er rijp voor was, namelijk ná de calamiteit. Hij zei onder andere het volgende: 'De internationale besluitvormings-procedures in IRC-verband over maatregelen ter beperking van emissies in de Rijn voldoen niet. Weliswaar is de opzet van het inter-

Samenvatting

Het internationale overleg over de Rijn verliep in een zeer traag tempo tot het moment dat door de Sandoz-calamiteit de zaak in de schijnwerpers kwam. De calamiteit versnelde niet alleen het stoffenbeleid binnen de IRC, maar stimuleerde eveneens het ecologische en ecotoxicologische onderzoek en de implementatie hiervan in het waterkwaliteitsbeheer, onder andere in de vorm van bio-alarm-systemen. Onzeker is echter, omdat de Rijn belast wordt met honderden stoffen en de effecten van deze stoffen toxicologisch opelbaar zijn, of de beperking van de emissies van een relatief kleine groep stoffen in de eerste fase van het Rijn-Actieprogramma tot een reële verbetering van de waterkwaliteit zal leiden. Het is echter een stap in de goede richting.

Door rekolonisatie trad binnen een jaar na de Sandoz-calamiteit herstel op van de populaties van verschillende insecten(larven). De huidige fauna verschilt overigens sterk van de oorspronkelijke, ook door de morfologische veranderingen in de rivier en de vestiging van uitheemse soorten, zodat een volledig herstel in de zin van een reconstructie van de toestand rond 1800 of 1900 niet mogelijk is. Toch kunnen nog veel maatregelen worden getroffen om zowel de biologische als chemische toestand van de Rijn te verbeteren.

nationale overleg in beginsel toereikend en lijkt de technische voorbereiding adequaat te worden uitgevoerd, maar het tempo van besluitvorming ligt te laag. Sinds de inwerkingtreding van het Rijn-Chemie-Verdrag op 1 februari 1979 zijn voor slechts drie prioritaire stoffen grenswaarden voor lozing vastgesteld. De oorzaken van deze moeizame voortgang worden gegeven in tabel I. Gesteld kan worden dat – om in termen van de 2e Kamer te spreken – 'de lont' er nu eens niet werd uitgehaald, maar er juist met kracht werd ingeduwd. Kortom, de Sandoz-calamiteit was niet alleen een ecotoxicologische calamiteit maar leidde in zekere zin ook tot een internationaal bestuurlijke bewustwording, die achteraf voor velen als een zegen uit de hemel kwam. Een aantal voorstellen uit het McKinsey rapport zijn overgenomen in het Rijn-Actieprogramma [1987] van de IRC. Inmiddels is ook een opmerkelijke versnelling te constateren in het beleid aangaande stoffen. In totaal worden nu al circa 20 stoffen door de IRC als zwarte-lijst-stof beschouwd.

De Sandoz-calamiteit

Wat gebeurde er nu tijdens de Sandoz-calamiteit? Op zaterdag 1 november 1986 raakte als gevolg van een brand in een opslaghal bij de firma Sandoz te Bazel met het bluswater een grote hoeveelheid

kleurstoffen en pesticiden in de Rijn. Het betrof in hoofdzaak rhodamine-derivaten en organofosforesters (bestrijdingsmiddelen; voornamelijk disulfoton, thiometon en parathion). De gifgolf bereikte Nederland 8 dagen later. In de piek werden te Lobith concentraties gemeten van 5 µg/l disulfoton en 2 µg/l thiometon, terwijl deze biociden in de Rijn normaal niet meer worden gemeten boven de detectiegrens (0,1 µg/l). Tot voorbij Mainz waren de ecologische gevolgen enorm. Er trad met name sterfte op onder vissen (voornamelijk paling) en andere aquatische organismen. In Nederland is dankzij verdunning en dispersie geen vissterfte opgetreden. Wel werd, aan de hand van concentratie-berekeningen met behulp van looptijdmodellen en toxiciteitsgegevens ontleend aan laboratoriumtoetsen, voorspeld dat effecten op kreeftachtigen en insecten te verwachten waren. Deze voorspellingen klopten. In experimenteel onderzoek met water uit de gifgolf te Lobith bleek dat sterfte optrad onder watervlooiën (*Daphnia magna*), terwijl uit biologisch veldonderzoek bleek dat sterfte optrad onder muggelarven (*Chironomidae*) en kokerjuffers (*Ecnomus tenellus* en *Hydropsyche contubernalis*). Onder mollusken (slakken en twee-kleppigen zoals de driehoeksmossel *Dreissena polymorpha*) in de IJssel is geen sterfte ten gevolge van de giflozingen geconstateerd [Schäfer et al, 1987; CCRX, 1987].

Deze feitelijke weergave klopt, maar in de praktijk waren de eerste dagen na de brand niet zo rustig en geordend. De berichtgeving uit het buitenland in de richting van Rijkswaterstaat (DBW/RIZA) was chaotisch, onvolledig en traag en de vermoedens dat er meer dan alleen kleurstoffen in het water waren geraakt werden

TABEL I - Oorzaken van de trage voortgang binnen de IRC (McKinsey, 1987).

1. Vertraging van de besluitvorming in afwachting van maatregelen in EG-verband.
2. Technisch-wetenschappelijke voorstudies en ambtelijk overleg duren 2 tot 4 jaar per stof.
3. Stoffen komen in zeer lage concentraties of helemaal niet meer voor.
4. Er worden geen grenswaarden vastgesteld door ontbreken van industriële lozingen.

met horten en stoten bewaarheid. Op vragen hoeveel bluswater er in de Rijn terecht was gekomen, om welke stoffen het ging, hun hoeveelheden en giftigheid voor aquatische organismen, kwamen zeer gebrekkige antwoorden. Gelukkig zijn er ook meer 'positieve' zaken te melden:

1. Het ongeluk was in Bazel, dus er was voor Nederland genoeg voorbereidings-tijd.
2. Rhodamine is een prima te detecteren stof.
3. Door de goede contacten van DBW/RIZA met het RIVM en de afdeling bestrijdingsmiddelen van het ministerie VROM kon redelijk snel wat informatie verzameld worden over de stoffen. Ook werd on-line literatuurresearch uit-gevoerd. Overigens resulteerde dit in een gering aantal gegevens uit toxiciteits-toetsen met vissen en invertebraten en dat voor notoire bestrijdingsmiddelen!
4. Het Waterlopkundig Laboratorium had voor Rijkswaterstaat een adequaat Rijn-model ontworpen voor looptijd- en concentratieberekeningen.
5. Tot slot was DBW/RIZA net verblijd met een gloednieuw berichtencentrum be-rekend op onder andere deze calamiteiten.

Het ecotoxicologisch laboratorium-onderzoek

Zoals hierboven reeds werd aangegeven kon uit voorspellingen van de gifconcentraties en toxiciteitsgegevens uit de literatuur (tabel II), vroegtijdig worden voor-speld dat Nederland geen vissterfte hoefde te vrezen, maar wel sterfte bij kreeftachtigen en waarschijnlijk andere organismen die de Duitsers zo mooi aan- duiden als 'Kleinbewesen'. Simpel ge-standaardiseerd laboratorium-onderzoek met Rijnwater bemonsterd in Duitsland en Nederland met watervlooiën, be-vestigde dat. Een belangrijke constatering was ook dat de resultaten goed repro-duceerbaar bleken. In Duitsland en Nederland leidde het onderzoek tot de-zelfde resultaten. Dat kan van veel ander onderzoek niet worden gezegd. Hieruit blijkt het enorme belang van gestandaar-diseerde testmethoden. Watervlooiën bleken dus een uitstekend model voor dit doel. De beelden die Hugo van Rhijn van de NOS in het DBW/RIZA-laboratorium voor ecotoxicologie maakte van de ziel-togende watervlooiën als representanten van het 'Kleinbewesen' dat door deze gifgolf was aangetast, bleken enorm aan te slaan bij het Nederlandse publiek. Ook in het buitenland werd deze videoclip diverse keren vertoond. Misschien is deze 'politieke' acceptatie van de watervlo als relatief gevoelig testmodel voor onder andere calamiteiten, op basis van het zeer

simpele onderzoek dat hiermee verricht werd, wel te beschouwen als de grootste winst voor het ecotoxicologisch onder-zoek. In het Rijn-Actieprogramma [1987] heeft het ecotoxicologische onderzoek een duidelijke plaats gekregen (tabel III).

Preventie van milieucalamiteiten

Ruim twee jaar na de Sandoz-calamiteit kan worden geconstateerd dat het externe veiligheidsbeleid verwoord in de 'richtlijn inzake de risico's van zware ongevallen bij bepaalde industriële activiteiten (82/501/ EEG)', de zogenaamde Post-Seveso richt-lijn, nog steeds voornamelijk gericht is op de bescherming van de mens. Dit blijkt onder andere uit het feit dat de milieu-toxicologische onderbouwing grotendeels ontbreekt, hoewel een meer op eco-toxicologische effecten gebaseerde uit-werking mogelijk is [Van Leeuwen, 1988].

Bij deze uitwerking wordt gebruik ge-maakt van het feit dat de voorspelling van

effecten in het veld op basis van een-voudige milieuchemische modellen en gestandaardiseerden toetsen blijkt te vol-doen. Door effectgegevens te koppelen aan een milieuchemisch riviermodel, in dit geval het model Simplespill van het RIVM [Canton et al, 1986], kan de kritische emissieomvang van een stof op ver-schillende locaties aan de Rijn berekend worden. In tabel IV wordt dit geïllustreerd aan de hand van enkele bestrijdings-middelen. Op deze wijze kunnen in principe de resultaten van milieuchemisch en ecotoxicologisch laboratoriumonder-zoek gebruikt worden voor het veilig-stellen van de veldsituatie. Inmiddels heeft het Directoraat-Generaal Milieu-beheer samen met DBW/RIZA een start gemaakt met een project om dergelijke berekeningen uit te voeren voor de stoffen genoemd in de Post-Seveso richtlijn en het Rijn-Actieprogramma. De resultaten van dit project zullen worden ingebracht in EG- en IRC-kader.

TABEL II - *Acute toxiciteitsgegevens van enige relevante verbindingen voor kreeftachtigen en vissen en hun concentraties tijdens de Sandoz-calamiteit (bron: CCRX, 1987).*

Stof	LC ₅₀ kreeftachtigen (µg/l)	LC ₅₀ vis (µg/l)	Hoogst gemeten waarden (Lobith) (µg/l)	
			DBW	WRK
Disulfoton	3,9	60	5,3	4,6
Thiometon	550	3200	2,0	2,0
Parathion	0,04	18	-	0,03
Dinitro-o-cresol	3400	360	-	1,9
Endosulfan	5,8	0,3	-	-
Kwik totaal	-	-	0,22	-
Atrazine	5700	4300	1,1	0,6

TABEL III - *Stoffen en andere parameters welke gereduceerd dienen te worden in het Rijn-Actie programma.*

Reeds behandeld	Te behandelen	Andere stoffen
kwik	drins	fosfaat
cadmium	endosulfan	ammonium
chromium	chloornitrobenzeen	Somparameters
koper	trichloorbenzeen	
nikkel	HCB	
zink	HCBd	AOX
lood	PCP	
tetrachloorkoolstof	trichlooretheen	biologische parameters
chloroform	tetrachlooretheen	
PCB	chlooraniline	vistoxiciteit daphnia-toxiciteit AChE-remming bacterie-toxiciteit algen-toxiciteit mutageniteit
	parathion	
	benzeen	
	1.1.1-trichloorethaan	
	1.2-dichloorethaan	

TABEL IV - *Berekende lozing van enkele bestrijdingsmiddelen in de benedenloop van de Rijn in Duitsland die zal resulteren in acute toxische effecten in Nederland (bron: Canton et al., 1986).*

Stof	Lozing die acute effecten veroorzaakt (kg)	Effect concentratie (µg/l)	Aangetaste organismen
Parathion	7,5	0,2	insekten, crustacea
Methyl-azinfos	75	2	crustacea, insekten
Dieldrin	100	3	insekten, vissen
Disulfoton	200	5	crustacea, insekten
Lindaan	750	20	insekten, crustacea
Propoxur	1000	30	insekten, crustacea

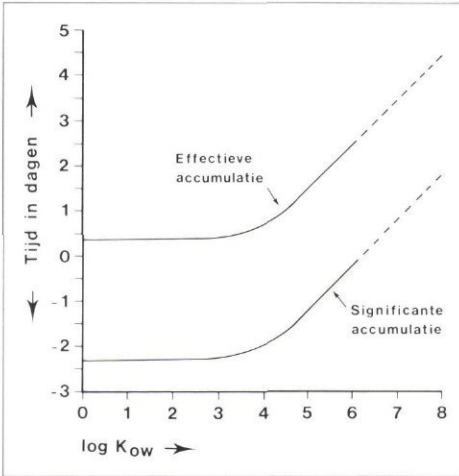
Biomonitoring en mengseltoxiciteit

In het kader van het Rijn-Actie-programma wordt onder andere door Nederland aandacht geschonken aan de ontwikkeling en implementatie van biologische bewakingssystemen. Helaas bleek het op de Ministersconferentie over de Rijn in Rotterdam in 1986 niet haalbaar deze systemen voor te schrijven voor de biologische bewaking van de kwaliteit van het afvalwater van grotere industrieën aan de Rijn. Omdat de Rijn nu eenmaal niet bij Lobith kan worden tegengehouden, hoeft het verder geen betoog dat juist signalering en terugdringing bij de bron de aangewezen weg is. Momenteel zijn biologische bewakingsunits met vissen en watervlooiën opgesteld op het meetpunt in Lobith en bij enkele innamepunten voor de drinkwaterproductie. Het grote voordeel van bio-alarm-systemen is dat een bewaking wordt verkregen voor veel meer stoffen dan in de chemische monitoringprogramma's, omdat de biologische effecten veroorzaakt door alle stoffen integraal worden gemeten. Hierin schuilt echter ook meteen een beperking, namelijk hoe wordt vastgesteld welke individuele stoffen de 'bad guys' zijn? Daarvoor zijn zowel chemische monitoring, ecotoxicologisch laboratoriumonderzoek als veldonderzoek noodzakelijk.

Biomonitoring en met name de interpretatie van de waargenomen toxische effecten, maakt direct duidelijk dat wij in de praktijk van het waterkwaliteitsbeheer veelal te maken hebben met zeer veel stoffen, dus met het probleem van de mengseltoxiciteit. Dit blijkt ook uit het onderzoek van Freudenthal [1988]. Hij schreef in zijn artikel over de vervuiling van de Rijn met organische microverontreinigingen over deze problematiek van de vele stoffen onder andere het volgende: 'In het voorgaande hebben we nog geen enkele stof van de zwarte lijst (opgesteld door de IRC) kunnen aanwijzen die een belangrijk deel van het toxisch effect in de Rijn heeft kunnen verklaren. Men zou zich kunnen voorstellen dat er in het geheel geen stof aan te wijzen is, die een belangrijk deel van het toxisch effect voor zijn rekening neemt. Het zou een toxisch effect kunnen zijn, dat samengesteld is uit een aantal toxische steentjes die bijdragen aan het totale toxische effect'. Voor groepen stoffen (cholinesterase remmers) of bepaalde zware metalen (cadmium) is een effect daarentegen wel aantoonbaar [Van Urk et al., 1987]. Deze mengsel- of combinatietoxiciteit is geen denkbeeldig probleem maar een reëel probleem, dat ook experimenteel is vast-

gesteld. Het speelt zo nadrukkelijk mee bij de chemische verontreiniging van de Rijn dat wij deze problematiek hieronder kort uiteen willen zetten. Het principe van de mengseltoxiciteit, c.q. combinatietoxiciteit is als volgt: in een mengsel van stoffen die elkaars werking niet beïnvloeden en een identieke werking hebben, zijn de effecten in bijvoorbeeld een LC₅₀-experiment (LC = letale concentratie) theoretisch voorspelbaar. Bij blootstelling aan één stof zal 50% sterfte optreden bij een concentratie van die stof gelijk aan zijn LC₅₀. Bij een mengsel van twee stoffen, zal eveneens 50% sterfte optreden, maar al bij een concentratie gelijk aan de helft van de LC₅₀ van iedere stof. Voor een mengsel van 10 stoffen zal dit gebeuren bij een concentratie van 0,10 van hun LC₅₀. Steeds geldt dat de som van de fracties van de LC₅₀ gelijk is aan 1. In dit voorbeeld hebben wij ons beperkt tot het geval dat de concentraties van de afzonderlijke stoffen, toxicologisch gezien, steeds aan elkaar gelijk zijn. In de praktijk is dit natuurlijk nooit het geval, maar het principe – en dat is wat hier belangrijk is – blijft hetzelfde.

Uit al het onderzoek met vissen en kreeftachtigen met mengsels van vele industriële chemicaliën en bestrijdingsmiddelen blijkt steeds dat de effecten toxicologisch optelbaar zijn, c.q. dat er sprake is van concentratie-additie. Uit het meest recente onderzoek, dat is uitgevoerd door Deneer [1988], blijkt dat industriële chemicaliën bij een concentratie van 0,0025 van hun LC₅₀, een significante bijdrage hebben aan de giftigheid van het mengsel volgens het principe van de concentratie-additie. Ook voor zware metalen, in een meer op de praktijk toegesneden experiment, bleek deze combinatietoxiciteit een feit, ook voor een chronisch subleetaal effect als groeireductie. In een experiment met 8 zware metalen werd aangetoond dat als voor elk van deze metalen de concentraties zouden worden 'opgevuld' tot de basiskwaliteitsnormen, dit desastreus zou zijn voor watervlooiën. Zelfs als de basiskwaliteitsnormen voor zware metalen met een factor 5 zouden



Afb. 1 – De relatie tussen de partitie-coëfficiënt octanol/water (K_{ow}) en de tijd (log-schaal) die nodig is om significant te accumuleren (arbitrair gedefinieerd als 0,01 x BCF; onderste lijn) en effectief te accumuleren (arbitrair gedefinieerd als 0,99 x BCF; bovenste lijn).

worden verlaagd, dan nog treedt er 10% reductie op in hun groei [Van Leeuwen et al., 1987]. Combinatietoxiciteit is dus beslist geen academisch probleem, maar een aspect waarbij in zowel het effect- als brongerichte milieubeleid, terdege rekening moet worden gehouden.

Een ander onderbelicht aspect van biomonitoring betreft de methodologie. Biomonitoring met vissen en watervlooiën is ten dele op te vatten als een serie laboratoriumproefjes. Waarom het gaat is de gevoeligheid van deze testsystemen. Dan bedoelen wij niet zozeer het optreden van een vals alarm – dat is alleen maar lastig – maar meer het optreden van vals-negatieven. Hiermee wordt het volgende bedoeld: wanneer zou een toxische golf, of over de tijd bezien een serie toxische golven, tot schade kunnen leiden die niet wordt gedetecteerd? Dit zou het geval kunnen zijn bij lipofiele stoffen. Daarvoor kan de duur van de calamiteit (veelal maximaal 1 à 2 dagen) weleens te kort zijn om tot acuut-toxische effecten aanleiding te geven. Toch zijn het deze lipofiele stoffen die door adsorptie aan het slib de kwaliteit van waterbodems, met name in sedimentatiegebieden, be-

TABEL V – Het verband tussen de octanol/water partiticoëfficiënt (K_{ow}), de evenwichtstijd voor bioconcentratie, de bioconcentratiefactor (BCF) en de toxiciteit voor de gup (LC₅₀).

Log K_{ow}	t_{eq} (d) ^a	BCF ^b	LC ₅₀ (μ mol/l) ^c
≤ 3	2,6	≤ 48	≥ 182
4	5,0	480	24,5
5	30	4800	3,3
6	275	48000	0,45

^a t_{eq} (uren) = $6,54 \times 10^{-3} K_{ow} + 55,31$ (Hawker and Connell, 1988).

^b BCF = $0,048 K_{ow}$ (Mackay, 1980).

^c $\log LC_{50} = 4,87 - \log K_{ow}$ (Könemann, 1981).

dreigen. Dit aspect kan worden uitgelegd aan de hand van recent gepubliceerd werd van Hawker en Connell [1988] over de accumulatie van chemische stoffen in vissen. Uit het verband tussen de verdelings-coëfficiënt octanol/water (K_{ow}) en de tijd die een stof nodig heeft om genoeg maximaal (effectief) te accumuleren (afb. 1) blijkt dat goed water-oplosbare stoffen in circa 2 dagen accumuleren, maar dat voor lipofiele stoffen dit veel langer duurt. Bekend is (tabel V) dat de toxiciteit van stoffen voor vissen, binnen bepaalde grenzen, toeneemt met de K_{ow} . Dit geldt ook voor de bioconcentratiefactor. Maar de tijd die een stof nodig heeft om te bioconcentreren blijkt voor stoffen met een $\log K_{ow}$ van 5 en 6 respectievelijk 30 en 275 dagen te duren. Kortom, er stapelen zich stoffen op die een chronisch probleem vormen terwijl zij acuut-toxicologisch niet kunnen worden gedetecteerd.

Aanpak chemische verontreiniging

Bij het opmaken van de balans van de Sandoz-calamiteit is het goed ook enkele kanttekeningen te plaatsen bij de verwachtingen van de baten van de sanering van de emissies. Voor de eerste fase van het Rijn-Actieprogramma is afgesproken dat de emissies van een 30-tal stoffen (groepen) met 50% gereduceerd dienen te worden vóór 1995 (tabel III). Toch vormen deze stoffen in feite slechts een zeer beperkte selectie, gelet op het uitgebreide scala aan stoffen dat momenteel in de Rijn aanwezig is [Freudenthal, 1988]. Ook blijken, zoals hierboven is uitgelegd, de effecten van stoffen optelbaar en worden oppervlaktewateren niet alleen door industriële en communale lozingen verontreinigd, maar ook door diverse diffuse bronnen. Bovendien zijn de 30 stoffen (groepen) in feite onomstreden prioriteiten. Het zijn dus stoffen waarover relatief snel een politiek compromis kan worden bereikt om ze op deze lijst (tabel III) geplaatst te krijgen. Het zijn stoffen waarvoor reeds relatief veel aan emissiereductie is gedaan. In sommige gevallen (cadmium en cholinesteraseremmers) mogen we aannemen dat dit mede een belangrijke toename van bepaalde groepen macro-invertebraten mogelijk gemaakt heeft [Van Urk et al., 1987]. Bij de voorgestelde verdere reductie van 50%, in het licht van het fenomeen combinatietoxiciteit, is de bijdrage aan een verdere 'totaal effect reductie' echter op zijn minst zeer onzeker. Ter illustratie van deze bewering het volgende voorbeeld. Stel dat in de Rijn 300 stoffen een rol spelen bij het tot stand komen van een toxisch effect – en dat

aantal is echt niet overdreven hoog – dan zou bij de halvering van de concentratie van 30 stoffen (10% van het totaal) het netto-effect niet meer dan 5% bedragen! Natuurlijk begint elke lange reis met een eerste stap, maar de echte uitdaging in de volgende fase van het Rijn-Actieprogramma zal zitten in de selectie en emissie-reductie van een nieuwe reeks van stoffen, waarbij gestreefd moet worden naar een betere, meer optimale verhouding tussen enerzijds inspanning c.q., de saneringskosten die het bedrijfsleven en de gemeenschap moeten opbrengen en anderzijds het profijt voor de drinkwater-, sediment- en ecologische doelstelling van de Rijn: de terugkeer van hogere organismen, inclusief de zalm. Deze selectie zou kunnen plaatsvinden op grond van basale ecotoxiciteitsgegevens en emissiegegevens, respectievelijk gegevens over de concentratie van deze stoffen in de Rijn. Daar de effecten van stoffen afhangen van zowel hun giftigheid als hun concentratie, zou een verzameling van deze gegevens (ontleend aan de literatuur en aan experimenteel onderzoek) en de verwerking hiervan tot een meer systematische aanpak van het vervuilingprobleem van de Rijn kunnen leiden. Het selecteren van individuele stoffen op basis van bovengenoemde gegevens blijft echter een moeizame weg. Een snellere oplossing van het vervuilingprobleem van de Rijn veroorzaakt door industriële lozingen, zou kunnen worden bereikt via signalering van het probleem door biomonitoring van het afvalwater van de grote industrieën aan de Rijn, gevolgd door brongerichte maatregelen. Voor dit onderzoek zijn kortdurende toxiciteitstoetsen met bacteriën, algen, kreeftachtigen, tweekleppigen en vissen operationeel. Ook zijn kortdurende mutageniteitstesten met bacteriën en vissen beschikbaar. Het toepassen van dit toxicologische onderzoek eventueel gecombineerd met chemisch onderzoek, waarbij een belangrijk deel van de uitvoerende taak bij deze bedrijven zelf gelegd zou kunnen worden, komt in belangrijke mate tegemoet aan het grote probleem van de combinatietoxiciteit. Dit laatste vormt waarschijnlijk het grootste probleem in de aanpak van de chemische vervuiling in het algemeen en die van de Rijn in het bijzonder. Ondanks de tekortkomingen van het biomonitoring onderzoek, zoals hierboven geschetst, zou met name de praktische toepassing van dit onderzoek ('end of the pipe control') een belangrijke extra dimensie kunnen toevoegen aan de signalering en bestrijding van de vervuiling veroorzaakt door puntlozingen.

Het ecologisch onderzoek na Sandoz

Hierboven is geconstateerd dat het ecotoxicologisch onderzoek in het Rijn-Actieprogramma een duidelijke plaats heeft gekregen, mede door het bewezen nut van gestandaardiseerde laboratoriumtoetsen bij het beoordelen van de schade door de Sandoz-gifgolf. In het veldonderzoek is men nog niet zover; het vaststellen van de directe schade na 'Sandoz' is met geïmproviseerde methoden gedaan, waarbij geen sprake was van een 'communis opinio' over de beoordeling van de resultaten. Deze beoordeling verschilt daardoor per land en zelfs per onderzoeker. Er zijn zelfs nauwelijks langjarige tijdreeksen voorhanden op basis waarvan de lange-termijneffecten van 'Sandoz' beoordeeld kunnen worden. Meestal zijn slechts semi-kwantitatieve schattingen van dichtheden of aantallen organismen voorhanden die zich op geen enkele manier statistisch laten bewerken. Uitzonderingen zijn alleen het bodemonderzoek van de Bundesanstalt für Gewasserkunde met een duikerklok, de detailonderzoeken van het Zoölogisch Instituut van de Universiteit van Keulen onder andere naar de ecologie van de kokerjuffer *Hydropsyche contubernalis* in de Rijn en het onderzoek van Rijkswaterstaat in de IJssel. Beide eerstgenoemde onderzoeken hebben een incidenteel karakter, zodat alleen het onderzoek in de IJssel overblijft voor het beoordelen van de lange termijn-effecten van Sandoz. Het zou interessant zijn geweest vergelijkbare tijdreeksen te hebben met betrekking tot andere riviertrajecten, maar die zijn eenvoudig niet voorhanden.

Waarnemingen over de aantallen macro-invertebraten op de kribben van de IJssel zijn beschikbaar over een periode van 15 jaar. De IJssel is voor dit onderzoek gekozen omdat door manipulatie van de stuwen in de Nederrijn de waterstandsschommelingen in de IJssel beperkt zijn, waardoor het effect van een belangrijke foutenbron is geminimaliseerd. Niettemin werden de laatste jaren op het meetstation Kampen ook nog enkele andere monstermethoden getest zoals het verzamelen van exuviae van insecten met een driftnet en het verzamelen van volwassen insecten met een vanglamp. Aan de hand van dit getallenmateriaal wordt getracht een beeld te geven van de eventuele lange-termijneffecten van de Sandoz-calamiteit op de insectenfauna van het Nederlandse deel van de Rijn.

Kokerjuffers (*Trichoptera*)

Bij larven van Trichoptera (kokerjuffers) werden indicaties verkregen voor een

dreigen. Dit aspect kan worden uitgelegd aan de hand van recent gepubliceerd werd van Hawker en Connell [1988] over de accumulatie van chemische stoffen in vissen. Uit het verband tussen de verdelings-coëfficiënt octanol/water (K_{ow}) en de tijd die een stof nodig heeft om genoeg maximaal (effectief) te accumuleren (afb. 1) blijkt dat goed water-oplosbare stoffen in circa 2 dagen accumuleren, maar dat voor lipofiele stoffen dit veel langer duurt. Bekend is (tabel V) dat de toxiciteit van stoffen voor vissen, binnen bepaalde grenzen, toeneemt met de K_{ow} . Dit geldt ook voor de bioconcentratiefactor. Maar de tijd die een stof nodig heeft om te bioconcentreren blijkt voor stoffen met een $\log K_{ow}$ van 5 en 6 respectievelijk 30 en 275 dagen te duren. Kortom, er stapelen zich stoffen op die een chronisch probleem vormen terwijl zij acuut-toxicologisch niet kunnen worden gedetecteerd.

Aanpak chemische verontreiniging

Bij het opmaken van de balans van de Sandoz-calamiteit is het goed ook enkele kanttekeningen te plaatsen bij de verwachtingen van de baten van de sanering van de emissies. Voor de eerste fase van het Rijn-Actieprogramma is afgesproken dat de emissies van een 30-tal stoffen (groepen) met 50% gereduceerd dienen te worden vóór 1995 (tabel III). Toch vormen deze stoffen in feite slechts een zeer beperkte selectie, gelet op het uitgebreide scala aan stoffen dat momenteel in de Rijn aanwezig is [Freudenthal, 1988]. Ook blijken, zoals hierboven is uitgelegd, de effecten van stoffen optelbaar en worden oppervlaktewateren niet alleen door industriële en communale lozingen verontreinigd, maar ook door diverse diffuse bronnen. Bovendien zijn de 30 stoffen (groepen) in feite onomstreden prioriteiten. Het zijn dus stoffen waarover relatief snel een politiek compromis kan worden bereikt om ze op deze lijst (tabel III) geplaatst te krijgen. Het zijn stoffen waarvoor reeds relatief veel aan emissiereductie is gedaan. In sommige gevallen (cadmium en cholinesteraseremmers) mogen we aannemen dat dit mede een belangrijke toename van bepaalde groepen macro-invertebraten mogelijk gemaakt heeft [Van Urk et al., 1987]. Bij de voorgestelde verdere reductie van 50%, in het licht van het fenomeen combinatietoxiciteit, is de bijdrage aan een verdere 'totaal effect reductie' echter op zijn minst zeer onzeker. Ter illustratie van deze bewering het volgende voorbeeld. Stel dat in de Rijn 300 stoffen een rol spelen bij het tot stand komen van een toxisch effect – en dat

aantal is echt niet overdreven hoog – dan zou bij de halvering van de concentratie van 30 stoffen (10% van het totaal) het netto-effect niet meer dan 5% bedragen! Natuurlijk begint elke lange reis met een eerste stap, maar de echte uitdaging in de volgende fase van het Rijn-Actieprogramma zal zitten in de selectie en emissie-reductie van een nieuwe reeks van stoffen, waarbij gestreefd moet worden naar een betere, meer optimale verhouding tussen enerzijds inspanning c.q., de saneringskosten die het bedrijfsleven en de gemeenschap moeten opbrengen en anderzijds het profijt voor de drinkwater-, sediment- en ecologische doelstelling van de Rijn: de terugkeer van hogere organismen, inclusief de zalm. Deze selectie zou kunnen plaatsvinden op grond van basale ecotoxiciteitsgegevens en emissiegegevens, respectievelijk gegevens over de concentratie van deze stoffen in de Rijn. Daar de effecten van stoffen afhangen van zowel hun giftigheid als hun concentratie, zou een verzameling van deze gegevens (ontleend aan de literatuur en aan experimenteel onderzoek) en de verwerking hiervan tot een meer systematische aanpak van het vervuilingprobleem van de Rijn kunnen leiden. Het selecteren van individuele stoffen op basis van bovengenoemde gegevens blijft echter een moeizame weg. Een snellere oplossing van het vervuilingprobleem van de Rijn veroorzaakt door industriële lozingen, zou kunnen worden bereikt via signalering van het probleem door biomonitoring van het afvalwater van de grote industrieën aan de Rijn, gevolgd door brongerichte maatregelen. Voor dit onderzoek zijn kortdurende toxiciteitstoetsen met bacteriën, algen, kreeftachtigen, tweekleppigen en vissen operationeel. Ook zijn kortdurende mutageniteitstesten met bacteriën en vissen beschikbaar. Het toepassen van dit toxicologische onderzoek eventueel gecombineerd met chemisch onderzoek, waarbij een belangrijk deel van de uitvoerende taak bij deze bedrijven zelf gelegd zou kunnen worden, komt in belangrijke mate tegemoet aan het grote probleem van de combinatietoxiciteit. Dit laatste vormt waarschijnlijk het grootste probleem in de aanpak van de chemische vervuiling in het algemeen en die van de Rijn in het bijzonder. Ondanks de tekortkomingen van het biomonitoring onderzoek, zoals hierboven geschetst, zou met name de praktische toepassing van dit onderzoek ('end of the pipe control') een belangrijke extra dimensie kunnen toevoegen aan de signalering en bestrijding van de vervuiling veroorzaakt door puntlozingen.

Het ecologisch onderzoek na Sandoz

Hierboven is geconstateerd dat het ecotoxicologisch onderzoek in het Rijn-Actieprogramma een duidelijke plaats heeft gekregen, mede door het bewezen nut van gestandaardiseerde laboratoriumtoetsen bij het beoordelen van de schade door de Sandoz-gifgolf. In het veldonderzoek is men nog niet zover; het vaststellen van de directe schade na 'Sandoz' is met geïmproviseerde methoden gedaan, waarbij geen sprake was van een 'communis opinio' over de beoordeling van de resultaten. Deze beoordeling verschilt daardoor per land en zelfs per onderzoeker. Er zijn zelfs nauwelijks langjarige tijdreeksen voorhanden op basis waarvan de lange-termijneffecten van 'Sandoz' beoordeeld kunnen worden. Meestal zijn slechts semi-kwantitatieve schattingen van dichtheden of aantallen organismen voorhanden die zich op geen enkele manier statistisch laten bewerken. Uitzonderingen zijn alleen het bodemonderzoek van de Bundesanstalt für Gewasserkunde met een duikerklok, de detailonderzoeken van het Zoölogisch Instituut van de Universiteit van Keulen onder andere naar de ecologie van de kokerjuffer *Hydropsyche contubernalis* in de Rijn en het onderzoek van Rijkswaterstaat in de IJssel. Beide eerstgenoemde onderzoeken hebben een incidenteel karakter, zodat alleen het onderzoek in de IJssel overblijft voor het beoordelen van de lange termijn-effecten van Sandoz. Het zou interessant zijn geweest vergelijkbare tijdreeksen te hebben met betrekking tot andere riviertrajecten, maar die zijn eenvoudig niet voorhanden.

Waarnemingen over de aantallen macro-invertebraten op de kribben van de IJssel zijn beschikbaar over een periode van 15 jaar. De IJssel is voor dit onderzoek gekozen omdat door manipulatie van de stuwen in de Nederrijn de waterstandsschommelingen in de IJssel beperkt zijn, waardoor het effect van een belangrijke foutenbron is geminimaliseerd. Niettemin werden de laatste jaren op het meetstation Kampen ook nog enkele andere monstermethoden getest zoals het verzamelen van exuviae van insecten met een driftnet en het verzamelen van volwassen insecten met een vanglamp. Aan de hand van dit getallenmateriaal wordt getracht een beeld te geven van de eventuele lange-termijneffecten van de Sandoz-calamiteit op de insectenfauna van het Nederlandse deel van de Rijn.

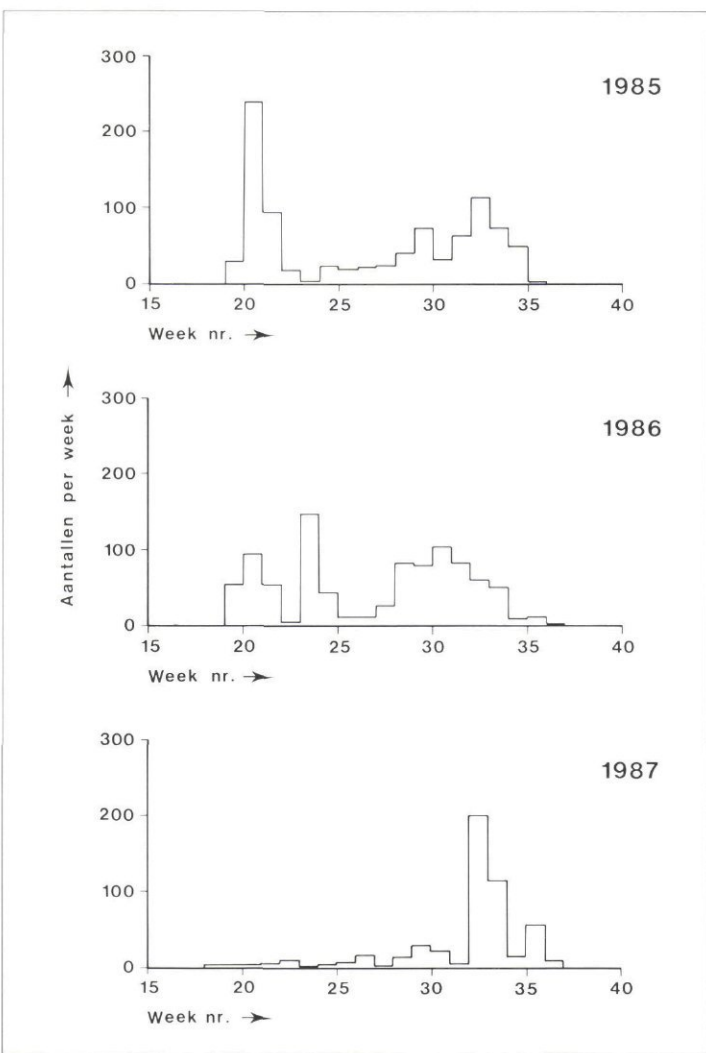
Kokerjuffers (*Trichoptera*)

Bij larven van Trichoptera (kokerjuffers) werden indicaties verkregen voor een

directe schade na de Sandoz-gifgolf: larven van de soort *Ecnomus tenellus* waren direct na het passeren van de gifgolf nauwelijks meer op de kribben in de IJssel te vinden, terwijl de soort *Hydropsyche contubernalis* na enkele weken verdwenen was [Van Urk & Kerkum, 1987]. De aantallen van beide soorten in de routinebemonsteringen in september in de jaren 1981-1987 staan vermeld in tabel VI. Door de hoge afvoer in september 1984, zijn voor dat jaar geen gegevens beschikbaar.

Uit de tabellen blijkt dat *H. contubernalis* in 1987 de hoogste aantallen had sinds '80, terwijl voor *E. tenellus* juist de laagste aantallen werden geregistreerd sinds de eerste waarnemingen van deze soort in 1980/81. Op het eerste gezicht is dit een nogal tegenstrijdig resultaat; om het verschil te kunnen verklaren, moet wat meer gedetailleerd naar de levenscyclus van beide soorten gekeken worden. De levenscyclus van *H. contubernalis* in de Rijn bij Keulen is onderzocht door Becker [1987]. Uit het voorkomen van de verschillende larvenstadia, de poppen (via de exuviae) en de vangsten van volwassen exemplaren in een vanglamp concludeerde hij dat de soort twee generaties per jaar heeft. Dit patroon is ook te herkennen in de vangsten van *Hydropsyche* in de vanglamp bij Kampen (afb. 2), althans in de jaren 1985 en '86. In 1987 blijkt de voorjaarsgeneratie nagenoeg afwezig. Dit kan natuurlijk samenhangen met het nagenoeg verdwijnen van de larven in de herfst van '86 die tot hetzelfde cohort behoren. In de zomer van '87 werd *Hydropsyche* weer evenveel gevangen als in voorgaande jaren en in de herfst blijken de larven weer volop aanwezig. Voor de wijze waarop de populatie zich hersteld heeft, zijn verschillende verklaringen te geven. Om niet in te veel details verzeild te raken, wordt hier alleen de meest plausibele verklaring gegeven en dat lijkt de rekolonisatie via drift. De dichtheden van *Hydropsyche* in de benedenloop van de IJssel zijn gering, in elk geval veel kleiner dan die in de middenloop van de Rijn en

Afb. 2 - Aantallen *Hydropsyche*-imago's in een vanglamp op het DBW-meetstation Kampen van 1985-1987.



zijrivieren zoals de Main. Becker [1987] ziet als belangrijke oorzaak van aantalsverminderingen van *Hydropsyche*-larven in de winter een drift, die geïnduceerd wordt door verplaatsing van bodemmateriaal. In de IJssel waar stroomsnelheden geringer zijn en de bodem anders van samenstelling is, nemen in de winter de aantallen juist toe. Als aangenomen wordt dat in de middenloop van de Rijn *Hydropsyche* ook is aangetast – waar geen gegevens over voorhanden zijn – dan zou rekolonisatie vanuit de zijrivieren tot stand moeten zijn gekomen en is het heel goed denkbaar dat dit pas in de zomer leidt tot een herstel van de populatie bij Kampen.

Anders ligt het voor de soort *Ecnomus tenellus*; over de levenscyclus van deze soort zijn geen literatuurgegevens beschikbaar. In de exuviae-bemonsteringen en de vangsten in de vanglamp bij Kampen is slechts een piek per jaar zichtbaar – in Augustus, wat zou betekenen dat de soort maar een generatie per jaar heeft. De vangsten van imago's van 1984 tot '88 zijn

weergegeven in afb. 3. De vangsten in '87 zijn kleiner dan in andere jaren; deze imago's behoren tot het cohort waarvan de larven aan de Sandoz-gifgolf blootgesteld zijn geweest. In '88 zijn de vangsten van imago's weer volledig op peil; daaruit blijkt overigens ook dat er geen directe koppeling tussen aantallen larven en de vangsten van imago's aanwezig is. Het zijn slechts twee momenten in een levenscyclus van vermoedelijk een jaar en vele factoren zijn van invloed op overlevingskansen. Het effect van een sterfte zoals waarschijnlijk veroorzaakt door de Sandoz-gifgolf blijft alleen zichtbaar als andere factoren min of meer gelijk blijven. In het geval van *Ecnomus tenellus* kan geen rekolonisatie door drift plaats vinden omdat de soort bovenstrooms in de Rijn nauwelijks voorkomt; wel zit de soort in oude rivierlopen, kanalen en andere wateren met zwakke of intermitterende stroming.

Dansmuggen (*Chironomidae*)
Onmiddellijk na de Sandoz-calamiteit is, behalve het verdwijnen van kokerjuffers,

TABEL VI - Aantallen kokerjuffer-larven in 8 monsters van de kribben van de IJssel genomen in september 1981-1987.

Jaar	Hydropsyche contubernalis	Ecnomus tenellus
1981	598	35
1982	131	786
1983	26	790
1984	n.b. ^a	n.b. ^a
1985	151	341
1986	312	159
1987	722	46

^a niet bepaald

ook sterfte geconstateerd bij Chironomidenlarven in de IJssel, met name bij de genera *Dicrotendipes*, *Glyptotendipes* en *Endochironomus*. Over de levenscyclus van deze groepen is nog minder bekend dan voor *Ecnomus tenellus*. De aantallen exuviae en imago's vertonen meerdere pieken per jaar, maar het patroon is niet zo regelmatig dat dit is terug te voeren tot twee, drie of nog meer generaties in een jaar. Over het voorkomen van de verschillende larvestadia is nagenoeg niets bekend. Lastig is bovendien dat de taxonomie van de Chironomiden op de mannetjes is gebaseerd en geen gegevens beschikbaar zijn over het voorkomen van de vrouwtjes van de afzonderlijke soorten. Deze maken echter 80-90% uit van de totale vangsten in de vanglamp. De totale vangsten in de vanglamp op het meetstation Kampen waren in 1987 bijna gelijk aan die in 1986; de piek van de vangsten lag echter in '87 duidelijk later (tabel VII). Van vrijwel alle Chironomiden-soorten, uitgezonderd het genus *Cricotopus*, zijn in '87 minder mannetjes gevangen dan in voorgaande jaren. Bij enkele soorten waaronder *Glyptotendipes* en *Endochironomus*-soorten waren vooral in het voorjaar de vangsten opvallend minder. Weersinvloeden kunnen hierbij echter ook een rol hebben gespeeld, wat bij de *Trichoptera* gezien hun vliegperiode onwaarschijnlijk is. De gegevens sluiten een effect van de Sandoz-calamiteit op de aantallen imago's niet uit bij bepaalde soorten; alleen bij *Rheotanytarsus photophilus*, bovenstrooms de meest algemene soort in de Rijn, is de aantalsvermindering duidelijk veroorzaakt door slechte weersomstandigheden tijdens de eerste periode van ei-afzetting in mei '87.

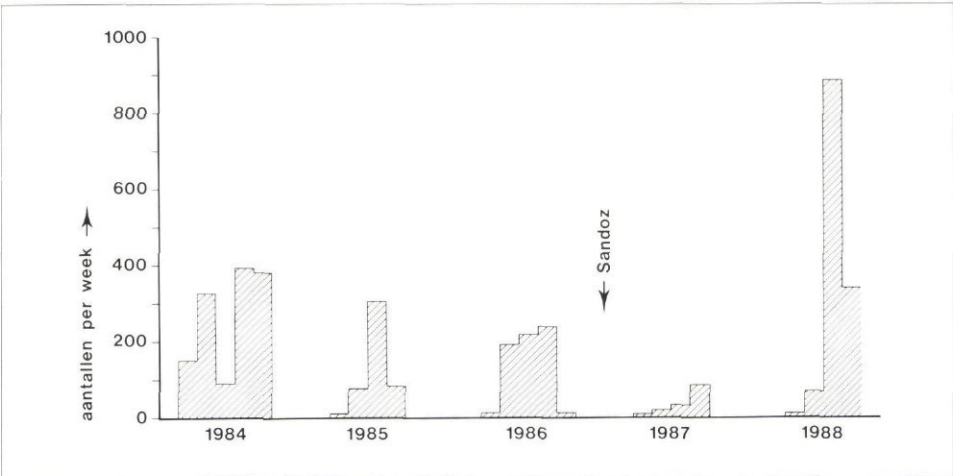
Ecologisch onderzoek in het Rijn-Actieprogramma

Uit het voorgaande zal duidelijk zijn geworden, dat in de herfst van '87 de samenstelling van de insectenfauna van de IJssel nagenoeg dezelfde was als voor Sandoz. Uit paleo-ecologisch onderzoek is echter duidelijk geworden dat deze insectenfauna maar een geringe overeenkomst heeft met de oorspronkelijke Rijnfauna; het is een 'Ersatzfauna' zoals onze oosterburen dat zo mooi kunnen aanduiden, aangepast aan de huidige toestand van de rivier waarin concentraties insecticiden zoals gemeten tijdens de Sandoz-calamiteit met enige regelmaat kunnen voorkomen (afb. 4). Voor het herstel van de oorspronkelijke fauna, voor zover dat nog kan, zijn naast maatregelen op het gebied van de waterkwaliteit, zeker ook aanpassingen van de riviermorfologie nodig (Smit & Van Urk,

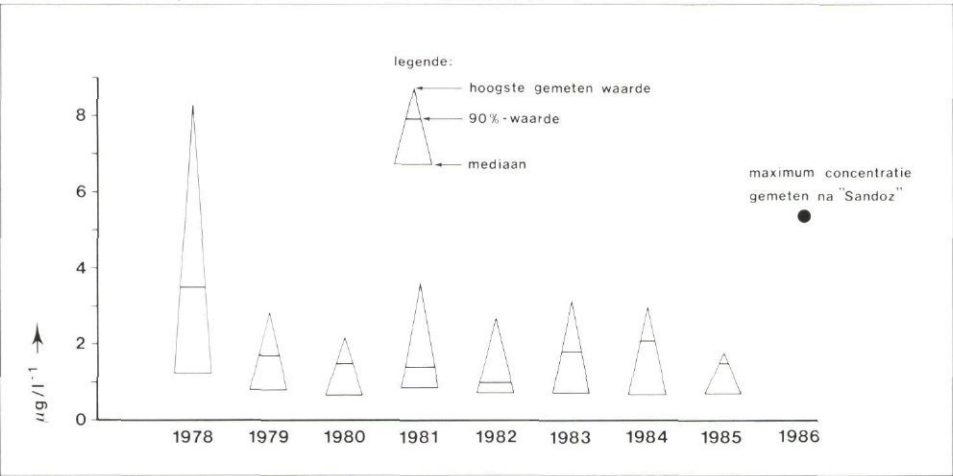
1987]. Bovendien komen in de Rijn een groot aantal oorspronkelijk uitheemse soorten voor (zoals de vlokreeft *Gammarus tigrinus* en de rivierkreeft *Orconectes limosus*) die de plaats van autochtone soorten hebben ingenomen en niet meer uit de rivier te verdrijven zijn.

In het onderzoeksprogramma (Ecologisch Herstel Rijn, 1988^a) ligt de nadruk op de analyse van de huidige toestand van het Rijnecosysteem. De vraag is of een dergelijke analyse voldoende aanknopingspunten oplevert wat betreft de

oorzaken van de achteruitgang van het Rijn-ecosysteem en de mogelijkheden voor herstel. Zoals bij bio-alarm-systemen de kans op 'vals-negatieven' bestaat voor stoffen waarvan de effecten zich door langzame opname pas op lange termijn manifesteren, zouden in het ecologisch onderzoek ook de effecten van de inmiddels overal aanwezige achtergrondverontreiniging wel eens onzichtbaar kunnen blijven, net als de effecten van de verstoring die gepaard gaat met intensieve landgebruik en verkeer. Nog afgezien van deze factoren kan het



Afb. 3 - Aantallen imago's van *Ecnomus tenellus* in een vanglamp op het DBW-meetstation Kampen in de maanden augustus 1984-1988.



Afb. 4 - Mediaanwaarde, 90%-waarde en maximaal gemeten concentraties van cholinesterase-remmers uitgedrukt als paraoxon-eenheden van 1978 tot 1985 (gegevens uit het routine meetprogramma van Rijkswaterstaat).

TABEL VII - Aantallen chironomiden in een vanglamp op het DBW-meetstation Kampen in 1985-1987.

Periode	1985	1986	1987
Week 19-22	n.b. ^a	8.303	2.497
Week 23-26	6.772	8.628	5.916
Week 27-30	27.144	30.700	18.840
Week 31-34	21.144	23.541	24.353
Week 35-38	n.b.	696	11.209
Totaal		71.868	62.815

^a niet bepaald

niet de bedoeling zijn de situatie van de Rijn terug te draaien naar de situatie van het begin van de 19e eeuw. De noodzaak van een veilige afvoer van hoogwater moet beschouwd worden als een harde randvoorwaarde. Erkenning daarvan betekent dat de ecologische doelstelling voor de rivier aan deze factoren aangepast moet worden; dat moet niet gezien worden als een soort fatalisme, maar als een zin voor realiteit en moet juist de stimulans zijn voor het nemen van maatregelen die nog wel mogelijk zijn.

Conclusies

1. De internationale besluitvormingsprocedures in IRC-verband over maatregelen ter beperking van emissies in de Rijn vóór de Sandoz-calamiteit voldeden niet. Met name het tempo van de besluitvorming lag te laag.
2. Door de Sandoz-calamiteit lijkt een versnelling ontstaan in de besluitvorming op het gebied van de beperking van emissies. Geconstateerd wordt echter ook, dat er in de eerste fase van het Rijn-Actieprogramma stoffen zijn geselecteerd waarover snel een politiek compromis kon worden bereikt waarbij, leidend op de voor deze stoffen reeds geleverde inspanning ten aanzien van de emissiebeperking, het fenomeen combinatietoxiciteit en het probleem van de diffuse verontreiniging, de bijdrage in de 'totaal-effectreductie' zeer onzeker is. Deze eerste fase dient dan ook beschouwd te worden als een eerste stap in de goede richting. Veel aandacht zal echter nodig blijven voor de goede voortgang, c.q. voortgangscontrole op dit gebied in de IRC.
3. De Sandoz-calamiteit heeft ertoe bijgedragen dat er meer tijd en geld is gereserveerd voor uitvoering en implementatie van ecologisch en ecotoxicologisch onderzoek in het waterkwaliteitsbeheer.
4. Zowel de chemische als biologische bewakingsmethoden van de kwaliteit van het Rijnwater hebben hun beperkingen. Zo schiet de chemische bewaking tekort omdat slechts een fractie van de waterverontreinigende stoffen wordt gemeten. Met bio-alarmsystemen kunnen veel meer stoffen worden gedetecteerd, maar veel stoffen, met name persistente lipofiele stoffen die langzaam accumuleren, kunnen niet worden gedetecteerd, omdat de tijd die nodig is om een meetbaar schadelijk effect te induceren veelal beduidend langer is dan de duur van de 'gifgolf' (-tabel V).
5. Ecologisch herstel van de Rijn na de Sandoz-calamiteit tot de toestand onmiddellijk vóór november 1986 is snel opgetreden voor soorten met een relatief korte generatietijd, zoals kokerjuffers en

dansmuggen. Hierbij speelt met name de rekolonisatie via 'drift' of via de lucht een belangrijke rol.

6. Een vergelijking van de huidige insectenfauna met de oorspronkelijke fauna ontleend aan paleo-ecologische gegevens, leert dat hiertussen maar een geringe overeenkomst bestaat. Ook hebben zich uitheemse soorten gevestigd, die niet meer uit de rivier te verdrijven zijn. Een volledig ecologisch herstel van de Rijn in de zin van een reconstructie van de situatie in het jaar 1800 of 1900 is daarom onmogelijk. Desalniettemin kunnen momenteel nog veel maatregelen genomen worden om zowel de chemische als biologische toestand van de Rijn te verbeteren.
7. Een meer systematische selectie van stoffen op grond van toxiciteitsgegevens, emissie-gegevens respectievelijk hun concentraties in het water of de waterbodems, leidt tot een meer doelgerichte prioriteitstelling voor terugdringing van de chemische vervuiling van de Rijn. Bio-monitoring en chemisch onderzoek aan de effluënten van chemische bedrijven aan de Rijn, waarbij een belangrijk deel van de uitvoerende taak bij de bedrijven zelf gelegd zou kunnen worden, is waarschijnlijk de snelste manier om vervuiling door puntlozingen ('end of the pipe control') te signaleren en op te lossen.
8. Wanneer de *pick*-concentraties aan cholinesterase-remmers gedurende de Sandoz-calamiteit worden vergeleken met de *gemiddelde* concentraties van ca. 10 jaar geleden (afb. 4), dan is de Sandoz-calamiteit een bewijs voor het groeiend besef dat er ecologisch inpasbaar moet worden omgegaan met de natuur. Onder de voorwaarde van een goede voortgang in het Rijn-Actieprogramma, willen wij derhalve concluderen dat de Sandoz-calamiteit goed was voor de Rijn.

Referenties

- Aktionsprogramm Rhein (1987). *Internationalen Kommission zum Schutze des Rheins gegen Verunreinigung*, Strassburg.
- Becker, G. (1987). *Lebenszyklus, Reproduktion und ökophysiologische Anpassungen von Hydropsyche contubernalis, einer Köcherfliege mit Massenverkommen im Rhein*. Dissertation, Universität zu Köln.
- Canton, J. H. e.a. (1986). *Risk evaluation of accidental spills of toxic compounds in the Rhine basin*. National Institute of Public Health and Environmental Hygiene.
- CCRX (1987). *Betekenis van de Sandoz-calamiteit voor de bewaking van de kwaliteit van de Rijn (1987)*. Coördinatie-Commissie voor de metingen van Radioactiviteit en Xenobiotische stoffen.
- Council Directive of 24 June 1982 on the major-accident hazards of certain industrial activities (82/501/EEC). Official Journal of the European Communities No. L 230/1-18.
- Deneer, J. (1988). *The toxicity of aquatic pollutants: QSARs and mixture toxicity studies*. Proefschrift. R.U. Utrecht.

- Ecologisch Herstel Rijn (1988). *Publikaties en rapporten van het project 'ecologisch herstel Rijn'; onderzoeksprogramma*. DBW/RIZA, RIVM en RIVO.
- Freudenthal, J. (1988). *Organische chemische verontreiniging van de Rijn*. H₂O 21: 1988, 721-723.
- Hawker, D. W. en Connell, D. W. (1988). *Influence of partition coefficient of lipophilic compounds on bioconcentration kinetics with fish*. Wat. Res. 22: 701-701.
- Könemann, H. (1981). *Quantitative structure-activity relationships in fish toxicity studies*. Toxicology 19: 209-221.
- Mackay, D. (1982). *Correlation of bioconcentration factors*. Environ. Sci. Technol. 16: 274-278.
- McKinsey (1987). *Naar een slagvaardig Rijnactieplan*. Bureau McKinsey.
- Schäfer, A. J., Urk, G. van en Leeuwen, C. J. van (1986). *De gevolgen van de brand bij Sandoz in Bazel voor de waterkwaliteit in Nederland*. H₂O (19) 1986, 605-609.
- Smit, H. en Urk, G. van (1987). *Het herstel van de ecologische waarden van de Rijn: over de zalm en ecologische doelstellingen*. H₂O (20) 1987, 427-430.
- Leeuwen, C. J. van, Niebeek, G. en Luttmer, W. (1987). *Basiskwaliteitsnormen voor zware metalen: een effectgerichte evaluatie*. H₂O (20) 1987, 200-206.
- Leeuwen, C. J. van. (1988). *Ecological effects caused by chemical accidents*. OECD Workshop on ecological effects assessment, Washington.
- Urk, G. van en Kerkum, F. C. M. (1987). *Nogmaals de ecologische gevolgen van Sandoz*. H₂O (20) 1987, 50-51.
- Urk, G. van, Kerkum, F. C. M. en Marquenie, J. M. (1987). *Stressparameters bij waterorganismen als middel voor het beoordelen van effecten van toxische stoffen*. In: P. F. M. Verdonschot en L. W. G. Hügler. *Biologische waterbeoordeling RIN*. Leersum, 132-142.

