

Biologische parameters en oppervlaktewater (meetnetten)

1. Inleiding

Om inzicht te verkrijgen in de mate en het verloop van de belasting van het oppervlaktewater met voor mens en milieu schadelijke chemische stoffen, wordt reeds vele jaren regelmatig de concentratie van chemische verbindingen op diverse plaatsen in het Nederlandse oppervlaktewater gemeten [Greve, 1980; Zijlstra, 1980; Van de Meent, 1982; De Kruijff, 1983]. De keuze van de chemische parameters wordt in eerste instantie bepaald door wettelijke regelingen (bijv. Wet verontreiniging oppervlaktewater,



W. SLOOFF



C. F. VAN KREIJL



D. DE ZWART

Rijnchemieverdrag, EG-richtlijnen), doch thans mede door meer recent verkregen (wetenschappelijke) inzichten in de mogelijke schadelijkheid van stoffen. In tegenstelling tot de beperkte groep van anorganische verontreinigingen vormen de organische stoffen in deze een 'mer à boire'. Zo heeft de ontwikkeling van geavanceerde concentratie- en analysetechnieken gedurende de laatste tien jaar inmiddels geleid tot identificatie van enige honderden organische verbindingen in het water van Rijn en Maas [o.m. Linders et al, 1981]. Aangenomen wordt dat de tot op heden geïdentificeerde verbindingen slechts een fractie vertegenwoordigen van het werkelijke aantal aanwezige stoffen [Van de Meent, 1982]. De kennis omtrent de schadelijke effecten van de meeste van de thans bekende stoffen is echter zeer beperkt. Het zowel kwalitatief als kwantitatief bepalen van alle in het oppervlaktewater voorkomende organische verontreinigingen moet voorts om technische en economische redenen als onhaalbaar worden beschouwd. Eén en ander leidt tot de conclusie dat het gebruikelijke pakket aan chemische parameters hoofdzakelijk een indruk kan geven over de fluctuaties en het verloop van de concentraties van de gemeten stoffen en stofgroepen, en beslist onvoldoende infor-

matie verschaft over de mate van toxische (chemische) belasting van het water. Om deze reden is het wenselijk als aanvulling op het huidige meetpakket tevens biologische parameters in de meetnetactiviteiten te betrekken die inzicht kunnen verschaffen over de totale belasting met schadelijke stoffen.

2. Biologische meetmethoden

In de laatste jaren zijn verschillende biologische methoden toegepast om een indruk te krijgen over de schadelijke effecten van chemische verontreinigingen in bijv. Rijnwater. Zo werden door het KIWA diverse vissoorten gedurende lange tijd (weken tot maanden) aan het Rijnwater blootgesteld en werd hun gezondheids-toestand vergeleken met die van vissen die onder vergelijkbare omstandigheden in een goede kwaliteit grondwater verbleven [Poels et al, 1980; Van der Gaag, 1982]. Door het RID werd een andere benaderingswijze gevolgd, waarbij de gezondheids-toestand van brasems (*Abramis brama*) afkomstig uit de Maas, Rijn, Waal en Lek vergeleken werd met die van brasems uit een chemisch weinig belast water, het Braassemermeer [Slooff, 1982, 1983; Slooff en De Zwart, 1983; Slooff et al, 1983a]. Uit de resultaten van beide onderzoeken met verschillende invalshoek kan worden afgeleid dat het Rijnwater verontreinigd is met chemische verbindingen in concentraties welke sublethale effecten veroorzaken bij vissen, maar tevens dat de kwaliteit van het Rijnwater de laatste jaren is verbeterd. Ofschoon dit resultaat zeker van betekenis is, zijn dergelijke laboratorium- c.q. veld-onderzoeken toch te tijdrovend en te kostbaar om routinematig uit te voeren in de vorm van meetnetactiviteiten. Dit nadeel, dat helaas als kenmerkend voor veel biologische methoden beschouwd kan worden, heeft waarschijnlijk geleid tot de ondergeschikte rol die biologische bepalingen spelen ten

opzichte van chemische bepalingen in het controleren en beoordelen van de waterkwaliteit. Hierbij komt nog dat de resultaten van het biologisch onderzoek zich niet direct lenen voor sanerings/lozingsbeperkende wettelijke maatregelen; ze vormen géén direct aangrijpingspunt voor het beleid. De terughoudendheid jegens het gebruik van biologische methoden kan vermoedelijk enigszins doorbroken worden door de biologische bepalingswijze op een vergelijkbare leest te schoeien als die van chemische technieken. Hiertoe dient de experimentele opzet dusdanig gewijzigd te worden dat alleen 'overall-effecten' (biologische somparameters) bestudeerd worden in vooral eenvoudige en standaardiseerbare toetsen, waarmee binnen een tijdsbestek van enkele uren of dagen een indicatie verkregen kan worden over de schadelijkheid van een watermonster met vertalingsmogelijkheid naar stoffen. Een praktische beperking in de uitvoering hierbij wordt gevormd door de veelal lage concentraties van chemische verontreinigingen in het water, waardoor biologische 'overall-effecten' niet altijd op korte termijn gemeten kunnen worden. Het toepassen van een concentratieprocedure (alvorens het water biologisch te toetsen) komt aan dit euvel tegemoet en biedt tevens de mogelijkheid tot het vaststellen van 'concentratie'-effect relaties.

2.1. Concentratieprocedures

Een tekortkoming bij het concentreren van organische stoffen uit water is het feit dat er geen algemeen gangbare procedure voorhanden is die resulteert in een concentraat dat qua (organische) chemische samenstelling representatief geacht kan worden voor het oorspronkelijke uitgangsmateriaal. Evenals bij de chemische analysetechnieken zijn ook de beschikbare concentratiemethoden selectief voor bepaalde groepen van organische stoffen doordat ze gebaseerd zijn op verschillen in fysische eigenschappen,

TABEL 1 – Methoden voor het concentreren van organische bestanddelen uit water [naar: Kool, Van Kreijl en Zoeteman, 1983].

Methoden	Selectiviteit	Geschatte efficiëntie (percentage teruggevonden opgeloste organische koolstof)
1. verwijderen van water		
– vriesconcentratie	laag : niet specifieke verbindingen	goed (50–70)
– vriesdrogen	laag : niet vluchtige verbindingen	hoog (80–90)
– verdamping	laag : niet vluchtige verbindingen	hoog (80–90)
– omgekeerde osmose	matig: hogere molecuulgewichten	hoog (80–90)
2. vloeistof-vloeistof extractie		
– apolaire oplosmiddelen: pentaan, (cyclo)hexaan, benzeen, ethylacetaat, chloroform, dichloormethaan, diethylether	zeer hoog: apolaire en slecht in water oplosbare verbindingen, niet vluchtige verbindingen	laag (1–10)
3. adsorptie-desorptie		
– anorganisch: actieve kool, SiO ₂ , etc.	laag : geen specifieke verbindingen	variabel
– organisch: XAD-harsen, Tenax, polyurethaanschuimen	hoog : apolaire en weinig polaire lipofiele verbindingen	laag (1–10)

zoals wateroplosbaarheid, polariteit en vluchtigheid, etc. In principe kunnen 3 soorten concentratiemethoden onderscheiden worden (zie tabel I). De eerste groep omvat de minst selectieve methoden met een hoge DOC-opbrengst.

Als belangrijke nadelen bij deze groep van methoden moeten echter genoemd worden het meeconcentreren van anorganische zouten, de beperkte capaciteit en de lange tijdsduur. De tweede groep omvat de meer klassieke vloeistof-vloeistofextractie technieken. Deze methode is niet alleen zeer selectief maar ook omslachtig omdat er met grote volumina water en oplosmiddelen gewerkt moet worden. De derde groep omvat zowel oude als nieuwe adsorptie/desorptie-technieken. De adsorptie aan actieve kool of silica is weinig selectief en wordt dan ook veelvuldig toegepast. Omdat de desorptie van de geadsorbeerde organische stoffen niet zo reproduceerbaar is als met de overige media, wordt actieve kool tegenwoordig niet meer aanbevolen voor analytische isolatie.

Ondanks de hoge selectiviteit heeft adsorptie van waterverontreinigende stoffen aan organische polymeren, en in het bijzonder aan XAD, de laatste 5 jaar aan populariteit gewonnen. Zowel vluchtige als minder vluchtige stoffen met voornamelijk apolair of zwak polair lipofiel karakter worden aan macroporeuze harsen geadsorbeerd. Het zijn juist dit soort stoffen die in staat moeten worden geacht biologische membranen te passeren en dus in zekere mate biologisch actief te zijn. De fractie niet vluchtige lipofiele verbindingen – die als geheel 90-95% van de organische stof in het water omvat – is betrekkelijk eenvoudig en snel te isoleren door het water over een kolom met XAD-hars te leiden. Grote volumina water, tot enige honderden liters, zijn op deze manier op arbeidsextensieve wijze automatisch 'snachts te concentreren. De relatief vluchtige verbindingen worden uit het water gedreven door middel van het doorleiden van stikstofgas, geadsorbeerd aan bijvoorbeeld TENAX en vervolgens thermisch gedesorbeerd. Dit resulteert voornamelijk in een kleine groep van stoffen (DOC < 10%) waarvan het merendeel veelal chemisch analytisch goed identificeerbaar is. De belangstelling gaat vanzelfsprekend uit naar de meest schadelijke (fractie van) organische stoffen en dus naar die concentratiemethode waarbij de laagste concentratiefactor de meest ernstige biologische effecten teweeg brengt. De XAD-methode lijkt in deze een voor de hand liggende eerste keuze waar het periodieke biologische karakterisering van het oppervlaktewater betreft, en wel om de volgende redenen:

– een relatief hoge specificiteit voor biologisch actieve stoffen;

– compatibiliteit met chemische analyse-methodieken (GC/MS);
– eenvoud, snelheid en reproduceerbaarheid. Recent RID-onderzoek bevestigt de goede toepassingsmogelijkheid van de XAD-methoden in vergelijking tot die van andere technieken wat betreft het concentreren van toxische en genotoxische stoffen uit Rijnwater [Kool et al, 1981; Slooff et al, 1983b]. Aangezien echter de effectiviteit van de concentratiemethoden van water tot water kan verschillen, verdient het toch aanbeveling eerst de verschillende methoden toe te passen alvorens een keuze te maken.

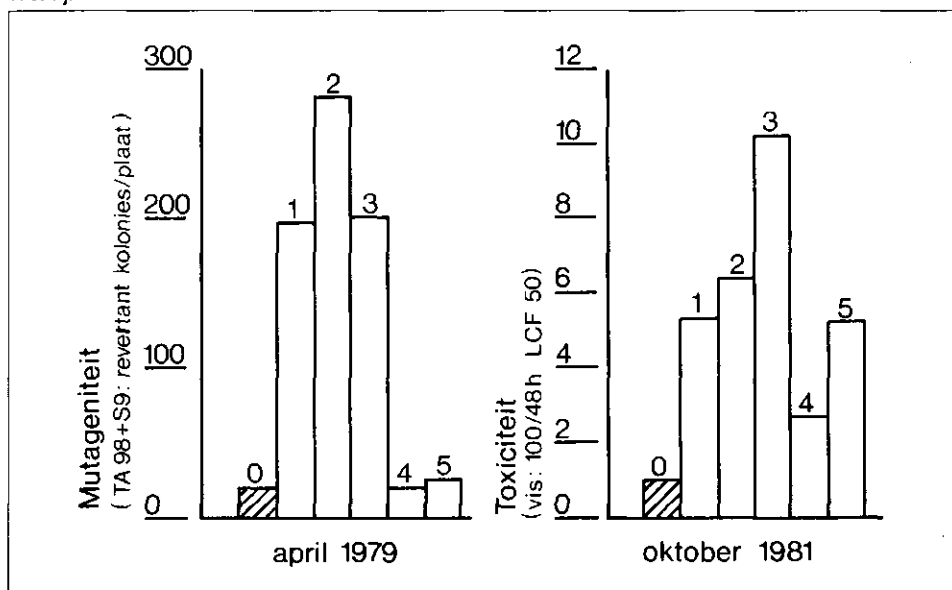
2.2. Biologische toetssystemen

Ofschoon in principe een ruime keuze voorhanden is in biologische toetssystemen, wordt een duidelijke beperking opgelegd door te stellen dat de toetsen eenvoudig, snel en althans enigermate standaardiseerbaar moeten zijn. Voorts dienen de biologische parameters een zodanig karakter te hebben dat in relatie tot de gebruiksfuncties van het oppervlaktewater (met betrekking tot de volksgezondheid en de milieuhygiëne) de extrapolatie *in vivo* op voldoende betrouwbare wijze kan geschieden. Voor het vaststellen van (acute) overall-toxiciteit kan zowel gebruik gemaakt worden van organismen *in vivo* (watervlo, vis), als van celculturen (*in vitro*); in dit laatste geval wordt gesproken van cytotoxiciteit. Hoewel dit type onderzoek met zoogdiercellen voor waterconcentraten is toegepast [Naruoka, 1978; Gerin-Roze et al, 1979] moet de waarde hiervan als beperkt beschouwd worden. Immers, een (extrapoleerbaar) relatie met enig *in vivo* effect ontbreekt hierbij. Hetzelfde kan gesteld worden voor meer algemene biochemische parameters als

ATP-gehalte, DNA-synthese, eiwitsynthese etc., die zich ook heel goed in celculturen laten meten, maar waarvan de gegevens moeilijk te interpreteren zijn. Derhalve kan wat de overall-toxiciteit betreft het best gebruik gemaakt worden van kortdurende proeven met organismen *in vivo*. Teneinde zuinig om te springen met het organische waterconcentraat verdienen testen met kleine organismen, die in een gering volume kunnen worden uitgevoerd, de voorkeur (bijv. de watervlo).

Vanuit het oogpunt van vooral de volksgezondheid bestaat er echter ook grote belangstelling voor chemische verontreinigingen met een specifieke werking die niet in kortdurende toxiciteitstesten tot uiting komt, namelijk de mutagene en carcinogene stoffen. De effecten van mutagene stoffen zijn bijzonder goed in kortdurende *in vitro* toetsen te bestuderen, en het verband met de *in vivo* situatie bestaat hier uit het feit dat dergelijke stoffen door middel van beschadigingen in het erfelijk materiaal (mutaties) aanleiding kunnen geven tot enerzijds het ontstaan van kankercellen, en anderzijds tot het introduceren van geboorteen overerfbare afwijkingen. Voorts wordt voor dergelijke genotoxische stoffen het ontbreken van een 'no-effect-level' verondersteld. Van de beschikbare kortdurende mutageniteitstoetsen is de Ames-Salmonella/microsomale mutageniteitstoets [Ames et al, 1975] het meest toegepast voor het detecteren van genotoxische stoffen in water. Ook in Nederlands oppervlaktewater zijn hiermee de laatste jaren veel resultaten verkregen [Van Kreijl et al, 1980; Kool et al, 1981; Poels, 1981; Slooff en Van Kreijl, 1982]. Om nu een indruk te krijgen omtrent de mate

Afb. 1 - Mutageniteit en toxiciteit van watermonsters van de Rijn en de Maas. De Rijn werd bemonsterd en Lobith (1), Gorinchem (2) en Vreeswijk (3), en de Maas in Eijsden (4) en Keizersveer (5). [Naar Slooff en Van Kreijl, 1982; Slooff et al, 1983b].

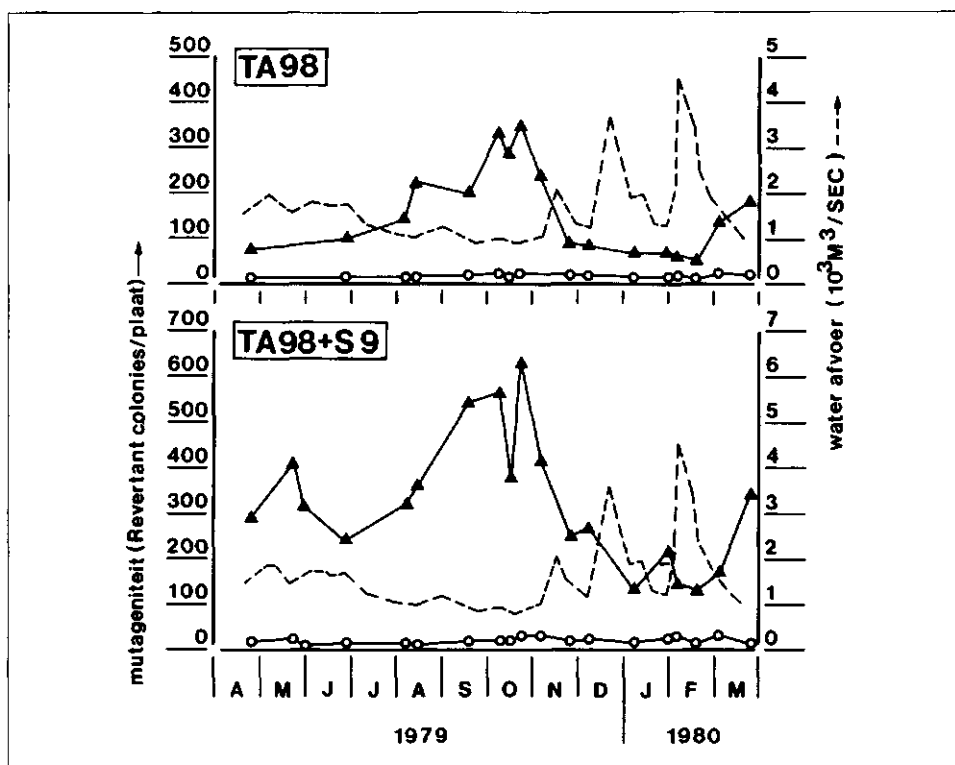


van schadelijkheid van een waterconcentraat zou in eerste instantie volstaan kunnen worden met een kortdurende toxiciteits- en mutageniteitstoets, temeer daar een verdere ontwikkeling op het gebied van deze toetsen ten gunste van inpassing in meetnetten te verwachten is. Zo werden onlangs resultaten gemeld die de toetsduur van de Ames-test kunnen terugbrengen tot minder dan 24 uur [Khoudonkormov, 1982; Karube et al, 1982], terwijl toepassing van het Microtox® systeem een aanzienlijke tijdsbesparing, zonder verlies van gevoeligheid, zou betekenen voor het vaststellen van de toxiciteit [De Zwart en Slooff, 1983]. Automatisering van dergelijke toetssystemen lijkt binnen handbereik en daarmee mogelijke inpassing in meetnetssystemen.

3. Enige praktijkvoorbeelden

In de afgelopen jaren zijn kortdurende methoden toegepast voor het bepalen van de schadelijkheid van nog onbekende organische chemische verontreinigingen in de Rijn en Maas [Van Kreijl et al, 1980; Kool et al, 1981; Van Hoof en Verheijden, 1981; Poels, 1982; Slooff en Van Kreijl, 1982; Slooff et al, 1983b].

Afb. 1 geeft een voorbeeld van een momentopname op diverse locaties. In deze afbeelding is de mutageniteit, gemeten in oppervlakte-waterconcentraten, uitgedrukt in het aantal ontstane revertantkolonies per plaat (Ames-test), en de toxiciteit als reciproke van de concentratiefactor waarbij 50% van de vissen (gup, *Poecilia reticulata*) sterft binnen 48 uur (LCF_{50}), vermenigvuldigd met een factor 1.000. Dit laatste werd gedaan om waarden te krijgen welke voor de meeste oppervlakte-wateren zullen liggen tussen 1 en 10 en die toenemen bij toenemende toxiciteit. De afbeelding laat zien dat duidelijke verschillen aantoonbaar zijn in de mate van verontreiniging met schadelijke stoffen tussen de verschillende rivieren: de gemeten mutageniteit van Rijnwater ligt tenminste een factor 10 hoger dan die van het Maaswater, terwijl de toxiciteit ca. een factor 2 hoger ligt. Een interessant gegeven is de constatering dat de toxiciteit van Maaswaterconcentraten consistent hoger is gebleken in Keizersveer dan in Eijsden [Slooff et al, 1983b]. Dit in tegenstelling tot de concentraties van de meeste van de gemeten organische stoffen die over het algemeen in Keizersveer lager zijn dan in Eijsden. Mogelijkerwijs worden tussen deze locaties toxische stoffen in de Maas geloosd, die niet in het chemisch meetprogramma opgenomen zijn dan wel ontsnappen aan de gangbare methoden. In de afb. 2 en 3 wordt weergegeven dat de waarde van deze biologische variabelen, evenals die van fysisch-chemische parameters, aan fluctuaties en seizoensvariaties onderhevig zijn. In het algemeen zullen in de



Afb. 2 - Variaties in de mutagene activiteit van Rijnwater bij Gorinchem (\blacktriangle). De open rondjes (\circ) geven het spontaan aantal revertanten aan. Het debiet (---) is gebaseerd op weekgemiddelden van dagelijkse metingen [naar Slooff en Van Kreijl, 1982].

winter en zomer de minste biologische effecten worden waargenomen. Als gevolg van de verhoogde afvoer vindt 's winters verdunning plaats, terwijl de verhoogde temperatuur 's zomers voor een versnelde afbraak zorgt.

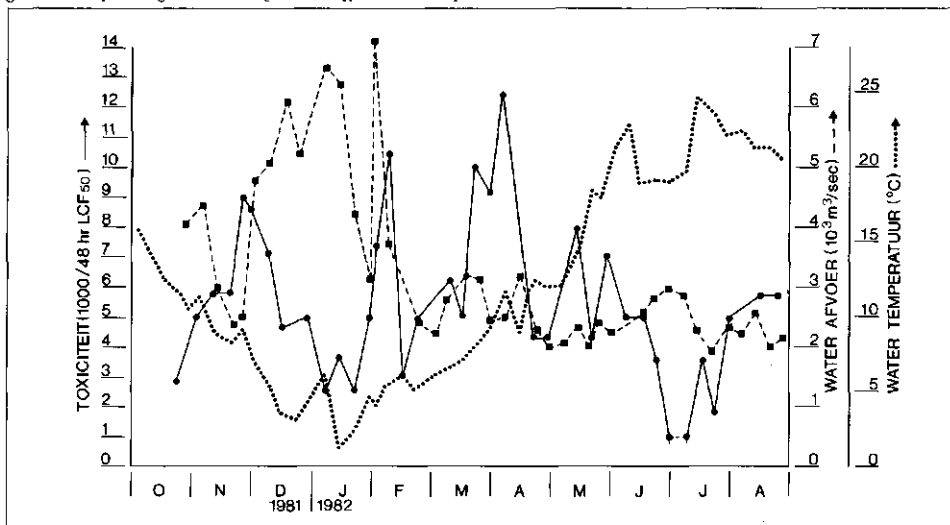
De plotselinge stijging van de toxiciteit in februari bleek min of meer samen te vallen met een plotselinge stijging van het debiet, en zou toegeschreven kunnen worden aan afspoeling van het land en opwerveling van toxische sedimenten.

Tabel II illustreert dat de plaats van monsternamen [zie ook Jaffe et al, 1982] en de mate van replicerbaarheid van de toetsen mede verantwoordelijk kunnen zijn voor fluctuaties in de toxiciteitsresultaten.

4. Beperkingen en mogelijkheden van biologische parameters

Bij het afwegen van de bruikbaarheid van bedoelde biologische meetmethoden, dient men zich terdege rekenschap te geven van de beperkingen en de mogelijkheden van de

Afb. 3 - Variaties in de toxiciteit van Rijnwater bij Gorinchem (\circ). Het debiet (---) en de watertemperatuur (.....) zijn gebaseerd op weekgemiddelden [naar Slooff et al, 1983b].



TABEL II – Verskil in toxiciteitsmetresultaten door verschil in bemonsteringslocatie in een rivierdoorsnede. De mutagene activiteit werd in 1981 bepaald met de Ames-toets [Slooff en Van Kreijl, 1982]; de toxiciteit in 1982 met een vistoeets [Slooff et al, 1983b].

Locatie (Rijn bij Gorinchem)	Diepte (m)	Mutageniteit TA 98 + S9 Aantal revertanten (standaarddeviatie)	1000 LCF ₅₀	Toxiciteit	
				1000 LCF ₀	1000 LCF ₁₀₀
blanco	–	31 (4)		<1	
10 m van de zuidkant	0,25–0,50	175 (6)		5,3 (3,6–12,5)	
10 m van de noordkant	0,25–0,50	164 (15)		6,4 (3,6–14,3)	
in het midden van de rivier	0,25–0,50	164 (12)		9,5 (4,9–18,2)	
150 m van de zuidkant	3,0 –3,5	171 (11)		9,1 (5,7–14,3)	
150 m van de noordkant	3,0 –3,5	192 (12)		5,4 (3,6–11,1)	

methoden. Reeds eerder werd gewezen op het selectieve karakter van de concentratieprocedures, met als gevolg dat wellicht niet het totale pakket aan schadelijke stoffen integraal gemeten kan worden. Dit nadeel kan enigszins ondervangen worden door het toepassen van de meest effectieve concentratiemethode(n) voor een gegeven water. Men dient hierbij op zijn hoede te blijven voor eventuele artefacten, zoals contaminatie of verlies c.q. introductie van (geno)toxiciteit door chemische omzettingen tijdens de concentratieprocedure. Hiervoor dienen controles te worden ingebouwd. Een tweede belangrijk punt is dat deze biologische methoden geen uitsluitend geven over de voor de gemeten effecten verantwoordelijke stoffen. Plotselinge veranderingen kunnen niet gerelateerd worden aan aanwijsbare verontreinigende stoffen. De identificatie van organische stoffen in complexe concentraten is vooralsnog een moeizame en kostbare aangelegenheid en leent zich derhalve niet voor routinematige aanpak. Wel moet het echter mogelijk zijn om door een adequate opzet van het meetnet de vermoedelijke bron ten naaste bij te lokaliseren. Verdere aanwijzingen kunnen vervolgens verkregen worden door in de hiervoor in aanmerking komende effluent metingen te verrichten. Het is hierbij uitermate belangrijk de (geno)toxiciteitsgegevens te vergelijken met gemeten chemische somparameters om correlaties vast te kunnen stellen en op deze wijze aanknopingspunten te vinden voor verder identificatie-onderzoek. Een derde beperking betreft de waarde van de met de biologische toetsen verkregen resultaten. De gegevens verkregen met de acute toxiciteitstoetsen (watervlo, vis) gelden slechts voor één soort en geven slechts informatie over een beperkt tijdvak binnen de totale levenscyclus. De resultaten geven op geen enkele wijze een indicatie over de effecten op ecosysteem-niveau, terwijl extrapolatie naar de mens ook de nodige problemen oplevert. Eenzelfde beperking geldt voor de resultaten verkregen met de mutageniteitstoets: de Ames-toets is een kunstmatig, overgevoelig toetsstelsel en een bewijs van bacteriële

mutagenese is nog geen bewijs van gevaar voor de volksgezondheid in termen van overerfbare schade. De relatie met kanker is nog moeilijker te leggen, daar een neoplastische transformatie niet alleen afhangt van de directe biochemische en cellulaire respons op een mutageen carcinogeen, maar ook van het resultaat van interacties tussen de beschadigde cellen en het scala van compenserende en stimulerende factoren die in zoogdierweefsels werkzaam zijn [Vesselinovitch, 1980]. Indien echter uitgegaan wordt van de veronderstelling dat er voor genotoxische stoffen geen drempelwaarde bestaat, kan een biotoets niet gevoelig genoeg zijn. Hoe laag de waargenomen activiteit ook is, men moet zonder meer aannemen dat biologische schade kan worden toegebracht.

5. Conclusie

Uit het bovenstaande kan afgeleid worden dat de indicatorwaarde van beide biotoetsen vooral gelegen is in het aangeven van geografische en temporale verschillen in de mate van (geno)toxische chemische belasting van oppervlaktewateren, zonder daaraan conclusies te verbinden met betrekking tot de volksgezondheid, het functioneren van aquatische ecosystemen of de specifiek verantwoordelijke stoffen. Inpassing van deze technieken in waterkwaliteitsmeetnetten zou kunnen leiden tot (1) het vaststellen van de meest door (geno)toxische stoffen verontreinigde wateren en de daarvoor verantwoordelijke bronnen, (2) het verkrijgen van een indruk over de effecten van saneringsmaatregelen en (3) door correlaties met chemische parameters en combinatie van fysisch-chemische fractionering en biologische toetsing, identificatie van gezondheids-schadelijke verbindingen.

Literatuur

- De Kruijff, H. A. M. (1983). *Toxicol. Environm. Chem.* 6, 41-63.
De Zwart, D. and Slooff, W. (1983). *Aquatic Toxicol.* 4, 129-138.
Gerin-Roze, G., Hemon, D., Berger, C. and Festy, B. (1979). *Water Res.* 13, 739-743.
Greve, P. (1980). *H₂O* 13, 360-365.
Jaffe, P. R., Parker, F. L. and Wilson, D. J. (1982). *J. Environm. Engin. Dir., ASCE*, 108, 639-649.

- Karube, I., Nakahara, T., Matsunaga, T. and Suzuki, S. (1982). *Anal. Chem.* 54, 1725-1727.
Khoudekormoff (1982). *Abstr. 12th EEMS Meeting*. Dipoli, Finland.
Kool, H. J., Van Kreijl, C. F., Van Kranen, H. J. and De Greef, E. (1981). *Chemosphere*, 10, 85-98.
Kool, H. J., Van Kreijl, C. F. and Zoeteman, B. C. J. (1982). *CRC. Crit. Rev. Environm. Control* 12, 307-357.
Linders, J. B. H. J., Morra, C. F. H., Den Boer, A. C. and Ruijgrok, E. T. M. (1981). *RID-mededeling*, 81-7, 37 pp.
Muruoka, S. (1978). *Water Res.* 12, 371-375.
Parkhurst, B. R., Gehrs, C. W. and Rubin, I. B. (1979). *Aquatic Toxicology*. ASTM STP 667, pp. 122-130.
Poels, C. L. M., Gaag, M. A. van der and Kerkhoff, J. F. J. van de (1980). *Water Res.* 14, 1029-1035.
Poels, C. L. M. (1981). *8th IAWR*. May, 18-20, Amsterdam.
Slooff, W. (1982). *Aquatic Toxicol.* 2, 157-173.
Slooff, W. and Van Kreijl, C. F. (1982). *Aquatic Toxicol.* 2, 89-98.
Slooff, W. (1983). *Aquatic Toxicol.* 3, 127-139.
Slooff, W. and De Zwart, D. (1983). *Sci. total Environ.* 27, 149-162.
Slooff, W., Van Kreijl, C. F. and Baars, A. J. (1983a). *Aquatic Toxicol.* 4, 1-14.
Slooff, W., De Zwart, D. and Kerkhoff, J. F. J. van de (1983b). *Aquatic Toxicol.* 4, 189-198.
Meent, W. van de (1982). *H₂O* 15, 9-16.
Gaag, M. A. van der (1982). *Symposium Ecologische Indicatoren voor de Waterkwaliteitsbeoordeling van Lucht, Water, Bodem en Ecosystemen*. Utrecht, 14-15 oktober.
Van Hoof, F. and Verheijden, J. (1981). *Sci. Total Environ.* 20, 15-22.
Van Kreijl, C. F., Kool, H. J., De Vries, M., Van Kranen, H. J. and De Greef, E. (1980). *Sci. Total Environ.* 15, 137-147.
Vesselinovitch, S. D. (1980). *Progress in Environm. Mut.* (M. Alacevic), 281-296.
Zijlstra, K. C. (1980). *H₂O* 13, 93-97.

Nieuwe normontwerpen

Bij een aantal methoden om koolstofdioxide, waterstofcarbonaat en carbonaat te bepalen is het noodzakelijk de ionensterkte te schatten. Als de gehalten aan andere ionen bekend zijn, zijn benaderde waarden voor waterstofcarbonaat en carbonaat af te leiden door de opstelling van een ionenbalans. Om te voorkomen dat deze bepalingen herhaaldelijk in de genoemde methoden worden beschreven, is het nodig om de berekening of schatting van de ionensterkte en de opstelling van de ionenbalans in aparte normen te geven. Deze normontwerpen zijn opgesteld door de werkgroep 390 147 003 'Anorganische koolstof' van de normcommissie 390 147 'Waterkwaliteit'. NEN 6530 Water – De ionenbalans NEN 6535 Water – Berekening of schatting van de ionensterkte. Kritiek wordt gaarne ingewacht vóór 1 april 1984 bij het NNI, Postbus 5059, 2600 GB Delft, waar ook exemplaren van deze ontwerpen tegen vergoeding verkrijgbaar zijn.