

Een evaluatie van biologische testsystemen ter bewaking van de waterkwaliteit

1. Inleiding

Teneinde de gezondheidsrisico's tot een minimum te beperken dient het voor consumptiedoelinden aan te wenden oppervlaktewater nauwlettend en efficiënt op de aanwezigheid van toxische stoffen te worden gecontroleerd. Deze controle bestaat momenteel uit het verrichten van bepalingen van de concentratie van een aantal toxische verbindingen in watermonsters afkomstig van diverse plaatsen in het oppervlaktewater.

Het is echter technisch en economisch niet



DRS. W. SLOOFF
RID, Voorburg

haalbaar om met deze chemisch-fysische methodieken alle eventueel in het oppervlaktewater voorkomende verontreinigingen zowel kwalitatief als kwantitatief continue of zeer frequent te bepalen. Daar dergelijke methoden tevens geen uitsluitel kunnen geven over de toxiciteit van de gemeten stoffen, met name in het geval van het optreden van interacties, zijn deze meetmethoden minder geschikt om als operationeel waarschuwingssysteem voor de aanwezigheid van gevaarlijke hoge concentraties van toxische stoffen te dienen.

Om deze redenen wordt op verschillende plaatsen in de wereld onderzoek verricht naar een adequate bewakingsmethode, waarbij gebruik gemaakt wordt van levende organismen als indicatoren voor de toxische effecten van de waterverontreiniging. Deze methoden zijn gebaseerd op het detecteren van een reactie in een organisme welke, afhankelijk van de concentratie, in een bepaalde mate en op een bepaalde wijze door iedere stof of mengsels van stoffen worden teweeggebracht. Vanwege het feit dat de problematiek rond de watervervuiling primair gericht is op de uiteindelijke effecten op het aquatisch leven en de volksgezondheid, zou het bijzonder zinvol kunnen zijn deze zgn. biologische monitorsystemen mede op grond van hun intrinsieke voordelen na hun ontwikkelingsfase in de naaste toekomst op te nemen in een geïntegreerd waterkwaliteitsbewakings-systeem.

2. Biologische indicatoren en parameters

Het gebruik van organismen ter controle van de kwaliteit van het leefmilieu is in wezen eeuwenoud. In de laatste decennia is echter de kennis aangaande de toxische

effecten van verontreinigingen noodzakelijkerwijs zeer snel toegenomen, hetgeen tesamen met de huidige technische mogelijkheden heeft geleid tot de ontwikkeling van meer geavanceerde en gevoeliger biologische detectiemethoden (zie foto). De verschillende mogelijkheden van biologische systemen waarin gebruik gemaakt wordt van meer gevoelige criteria dan mortaliteit is dan ook uitgebreid en kan in volgorde van toenemende biologische complexiteit ingedeeld worden in de volgende klassen:

— cel-vrije preparaten;

— cel cultures;

— weefsels en organen;

— micro-organismen;

— macro-organismen.

2.1. Celvrije preparaten, cel cultures, weefsels en organen

De tot deze klassen behorende indicatoren kunnen meer als biochemische dan als biologische indicatoren worden beschouwd, daar de verkregen informatie voornamelijk een biochemisch karakter draagt. De diverse soorten indicatoren van deze aard waaronder plantaardige weefsels [1, 2], dierlijke weefsels [3, 4] en bloed [5] zijn in 1972 samengevat door Goldstein [6].

Hoe verder echter de indicator verwijderd is van de hoogste vorm in de bio-organisatie, hoe minder betrouwbaar het test-systeem zal zijn als methodiek ter bescherming van de gezondheid van de mens.

Zo behoeven verontreinigingen die in vitro bepaalde biochemische processen remmen, voor de hogere organismen niet toxisch te zijn omdat onder normale omstandigheden deze stoffen hun doel niet bereiken door onoverkomelijke cellulaire of weefselbarrières of omdat de stoffen door een efficiënte detoxificatie vroegtijdig onschadelijk worden. Om deze redenen zijn dergelijke indicatoren, alhoewel nuttig in farmacologische studies, minder geschikt voor het detecteren van waterverontreinigingen die een gevaar kunnen betekenen voor organismen en in het bijzonder de mens.

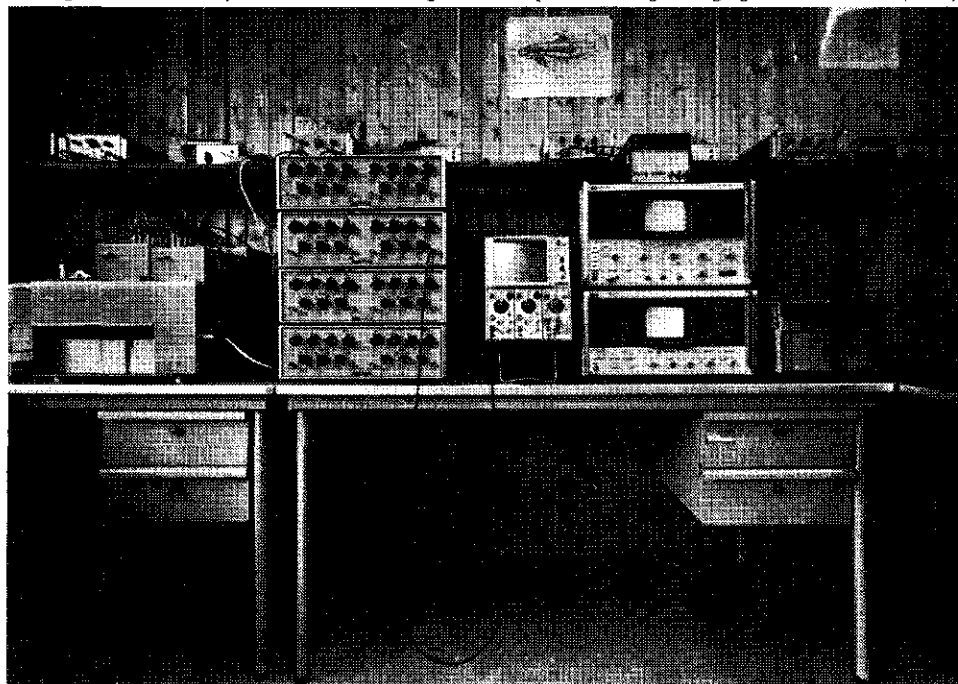
Uit de literatuur [7, 8] blijkt dat aquatische organismen gevoeliger zijn voor toxische stoffen in water dan zoogdieren, waarschijnlijk omdat waterorganismen veel meer afhankelijk zijn van de kwaliteit van het aquatische milieu daar ze gedurende hun gehele leven voortdurend hieraan zijn blootgesteld. Mede uit praktische overwegingen kunnen waterorganismen daarom in dit kader als de meest nuttige en bruikbare biologische indicatoren beschouwd worden ter bescherming van het aquatische milieu en de volksgezondheid.

2.2. Micro-organismen

Het voordeel van het gebruik van micro-organismen is dat hun snelle vermenigvuldiging een continue controle van het water met een zich voortdurend vernieuwende populatie mogelijk maakt.

Twee indicatororganismen worden veelal bestudeerd: bacteriën en algen.

De techniek in toxiciteitsstudies: Elektronische apparatuur t.b.v. het verwerken van gegevens verkregen met het testsysteem m.b.v. vissen gebaseerd op ademhalingsbewegingen te Dordrecht (RID).



2.2.1. Bacteriën

Bij de bacteriesystemen worden de volgende toxicologische criteria gebruikt:

— *Zuurstofconsumptie:*

In dit systeem wordt met lucht verzadigd water in een testkamer met bacteriën gebracht en wel zodanig dat gedurende de retentietijd in de testkamer nagenoeg alle zuurstof door de bacteriën wordt verbruikt. Indien het water toxische stoffen bevat zal de metabolische activiteit van de bacteriën verminderen, hetgeen een toename van het zuurstofgehalte in de testkamer, te registreren m.b.v. een zuurstofmeter, tot gevolg heeft [9, 10, 11].

— *Glucose assimilatie:*

Indien glucose als koolstofbron wordt aangewend is het door de glucose assimilatie mogelijk m.b.v. elektrochemische of colorimetrische methoden de zuurexcretie door de bacteriën te volgen. Aanwezigheid van toxische stoffen in het water zal veranderingen in de metabolische activiteit teweegbrengen, hetgeen gedetecteerd kan worden door het bepalen van de veranderingen in de zuurexcretie door de bacteriën [12, 13].

— *Nitrificatie:*

Dit systeem is gebaseerd op de omzetting van ammoniak tot nitraat door autotrophe nitrificerende bacteriën, welke omzetting is te meten met elektrochemische methoden. De remming van de nitrificatie wordt beschouwd als een gevoelige methode om organische verontreinigingen aan te tonen [14].

— *Groei:*

Teneinde de groei van de bacteriën op continue wijze vast te stellen, worden in dit systeem het aantal cellen m.b.v. een turbidimetrische methode bepaald: de extinctie wordt als relatieve maar representatieve maat beschouwd voor het aantal bacteriën. Pleomorfe bacteriën, welke kunnen ontstaan o.i.v. toxische stoffen, verstoren echter het detectiesysteem [15, 16].

— *Ames test:*

Deze methode is specifiek gericht op het aantonen van mutagene stoffen. Hiertoe wordt een watermonster in een petrischaal gebracht waarin een bacteriestam is geënt, welke door een mutatie niet in staat is om in dat medium te groeien. Indien in het watermonster een mutagene stof aanwezig is die in een bepaalde bacterie een terugmutatie bewerkstelligt, zal deze bacterie groeien en een zichtbare kolonie gaan vormen. Daar sommige (potentiële) mutagenen en carcinogenen door microsomale

leverenzymen geactiveerd moeten worden, kan de detectiecapaciteit vergroot worden door toevoeging van leverhomogenaten [17, 10].

Alhoewel het mogelijk is om m.b.v. de bovenstaande methoden met bacteriën snel een groot aantal toxische verbindingen in het water aan te tonen zijn er nog diverse problemen te onderkennen. Een algemeen probleem vormen de grote verschillen in gevoeligheid tussen de verschillende bacteriespecies [16], hetgeen de mogelijkheid om met deze testorganismen verkregen toxicologische resultaten naar de mens te extrapoleren bemoeilijkt. Een uitzondering hierop vormt de Ames-test daar mutagenen in principe op DNA-structuren van alle organismen werken, ongeacht tot welk organisatie niveau het organisme behoort. Niettemin is het mogelijk dat een mutagene stof die effectief is in bacteriën het DNA van de mens niet kan bereiken door de eerder genoemde factoren.

Op het gebied van de bacteriële methoden verricht het Rijksinstituut voor Drinkwatervoorziening momenteel onderzoek naar de gevoeligheid en de gebruiksmogelijkheden van het systeem gebaseerd op de zuurstofconsumptie en voor de Ames-test. Hierop zal in het kader van dit artikel niet verder worden ingegaan.

2.2.2. Algen

M.b.t. algen is een systeem ontwikkeld, waarin gebruik gemaakt wordt van een optisch filter systeem om diatomeeën op grond van hun karakteristieke structuren snel te kunnen identificeren [18]. Op deze wijze is het mogelijk om de diversiteit van de diatomeeën en het aantal individuen per species te bepalen en daarmee de kwaliteit van het water voortdurend te controleren.

In het algemeen kan voor ieder micro-organisme gesteld worden dat de extrapolatie van de met de hierboven beschreven systemen vastgestelde schadelijkheid naar de gezondheidsrisico's voor de mens als consument van het uit oppervlaktewater bereide drinkwater zeer moeilijk is. Daar aan dit systeem m.b.v. diatomeeën veranderingen in een basaal aquatische micro-cosmische structuur ten grondslag liggen, zal dit type monitorsysteem voornamelijk bij de waterkwaliteitscontrole ter bescherming van aquatische ecosystemen van dienst kunnen zijn.

2.3. Macro-organismen

Van deze groep waterorganismen worden vnl. vissen als biologische indikator gebruikt. De volgende systemen gebaseerd op gedragsfysiologische reacties van de vis op

waterverontreinigingen zijn of worden bestudeerd:

— *'Propeller-tail' reflex:*

De 'propeller-tail' reflex is een propellerachtige beweging van de staart, welke opgewekt kan worden door het toedienen van een lichte elektrische schok als ongeconditioneerde stimulus en van licht als geconditioneerde stimulus. Het detectiesysteem is gebaseerd op de vermindering van de snelheid waarmee de geconditioneerde reactie tot stand komt o.i.v. toxische stoffen in het water [19].

— *'Rotatory-flow' techniek:*

In dit systeem wordt de vis in een nauwe ronde buis blootgesteld aan een waterstroom die met toenemende snelheid rond de initiële stromingsrichting geroteerd wordt. De mate van rotatie waarbij de vis zijn normale positie in de buis niet meer kan handhaven wordt beschouwd als een maatstaf voor de conditie van een vis; een afname van de kritieke rotatiesnelheid is een indicatie voor toxische condities van het water [20].

— *'Rectilinear-flow' techniek:*

Deze methode is vergelijkbaar met de 'rotatory-flow techniek: de vis wordt in een nauwe buis blootgesteld aan water met een toenemende stromingssnelheid. De afname van de kritieke stromingssnelheid wordt als een maat voor de toxiciteit beschouwd [21].

— *'Flicker-frequency' reactie:*

In dit systeem wordt gebruik gemaakt van het vermogen van een vis om zich visueel op zijn naaste omgeving te oriënteren. De kritieke 'flicker-frequency' wordt bepaald door het vermogen van de vis om in een ronde testkamer zijn positie t.o.v. continue met een bepaalde snelheid roterende strepen te handhaven; een toe- of afname van de rotatiesnelheid van de 'gestreepte' omgeving veroorzaakt boven of beneden een bepaalde kritieke drempelwaarde het verlies van het oriëntatievermogen, waardoor de vis zijn omgeving niet meer volgt. In deze methode worden toxische stoffen in het water gedetecteerd door het optreden van significante veranderingen in de kritieke drempelwaarde [22]. Alhoewel deze vier methoden bruikbaar zijn voor kortdurende toxiciteitsexperimenten, zijn hieraan teveel nadelen verbonden om in aanmerking te komen voor toepassing als biologische monitorsystemen. Allereerst zullen deze methoden niet continu dag en nacht toegepast kunnen worden op grond van de gebruikte parameters. Tevens wordt de vis in sommige gevallen tot het verrichten van onnatuurlijke gedragingen

geforceerd, hetgeen, vooral indien de vis zich in een zeer nauwe ruimte bevindt, zal leiden tot het optreden van een ongewenste mate van stress, waardoor een vals alarm veroorzaakt kan worden. Bovendien zijn deze detectiesystemen moeilijk te automatiseren.

De navolgende methoden bieden betere perspectieven:

— *Doorstromingstechniek:*

In dit systeem wordt gebruik gemaakt van de eigenschap van vissen om zich zwermend tegen de stroom in op een bepaalde plaats in die stroom te kunnen handhaven (positieve rheotaxis). Alhoewel dit type monitorsysteem in zijn algemeenheid vergelijkbaar is met de voorgaande systemen, worden de vissen bij deze methode in een ruime testkamer blootgesteld aan een dusdanig gekozen continue stromingssnelheid van het water, dat bij langdurig verblijf geen vermoeidheid van de vis optreedt. Indien in het water toxische stoffen aanwezig zijn, zal dit kunnen leiden tot een vluchtreactie of een conditievermindering van de vis. In beide gevallen zal de vis zich stroomafwaarts bewegen, hetgeen d.m.v. fotocellen gedetecteerd wordt [23]. Teneinde het optreden van vals alarm tot een minimum te beperken worden de vissen geconditioneerd om stroomopwaarts van de fotocellen te blijven d.m.v. het afgeven van elektrische prikkels op het moment dat de fotocellen gepasseerd worden. Alhoewel weinig bekend is over de gevoeligheid van het systeem voor toxische stoffen, biedt het in gemodificeerde vorm [24] een goede mogelijkheid om toxische stoffen op biologische wijze te detecteren.

— *Vermijdingsgedrag:*

Het vermijden van waterverontreinigingen door aquatische organismen wordt reeds lange tijd m.b.v. diverse technieken bestudeerd. In verschillende studies, waarin een vis moest kiezen tussen een met een toxische stof verontreinigde en een niet verontreinigde waterstroom, werd het vermijdingsgedrag van vissen d.m.v. directe visuele waarnemingen bestudeerd [25, 26, 17, 28, 29, 10]. Tevens werd dit gedrag in het veld onderzocht [31, 32], waarbij gebruik gemaakt werd van akoestische technieken teneinde de vissen te localiseren [33, 34]. Uit deze onderzoeken blijkt dat vissen in staat zijn sublethale concentraties van verschillende waterverontreinigingen te detecteren en vervolgens te vermijden. Niettemin vindt men voor diverse stoffen geen relatie tussen de mate van toxiciteit en het vermijdingsgedrag [26, 35, 36, 37]. Sommige verbindingen worden bij zeer hoge lethale concentraties niet verme-

den [37] en in enkele gevallen is zelfs attractie van de vissen door lethale concentraties waargenomen [38]. Daar het vermijdingsgedrag zich door de complexiteit van het interferentiepatroon tussen toxische stoffen en de chemoreceptoren van de vis en de mogelijk daaruit voortvloeiende gedragsfysiologische verschijnselen zich niet leent voor het monitoren van een breed spectrum van toxische stoffen, zijn deze methoden minder geschikt.

— *Activiteitspatronen:*

Deze systemen zijn verwant aan de systemen die gebruikt worden bij het bestuderen van het vermijdingsgedrag, daar het vermijdingsgedrag één van de vele mogelijke gedragsreacties van vissen op de aanwezigheid van toxische stoffen is. Het systeem berust op het detecteren van veranderingen in activiteitspatronen van vissen, veroorzaakt door allerlei factoren, zoals osmotische of respiratoire stress, aantasting van het centraal zenuwstelsel of prikkeling van chemoreceptoren bijv. als gevolg van de aanwezigheid van toxische stoffen. Hiertoe werden diverse detectiemethoden ontwikkeld, zoals mechanische [39] en akoestische sensoren [40], fotocellen [41, 42, 43, 44], fotocamera's [45] en filmcamera's [46].

Daar de activiteit van de vis als een algemeen criterium wordt beschouwd, bieden deze systemen meer mogelijkheden dan het hiervoor vermelde systeem. Het gebruik van fotocellen als detectiemethodiek geniet hierbij de voorkeur, daar de andere methoden de verdenking hebben mogelijke invloeden op de testorganismen uit te oefenen, of eenvoudig minder betrouwbaar zijn. Niettemin zijn er aan dit systeem een aantal nadelen verbonden. Zo kunnen in experi-

menten met één vis binnen het tijdsbestek van een uur grote fluctuaties optreden, welke niet aan toxische stoffen kunnen worden toegeschreven [47]. Bij het bestuderen van het scholingsgedrag van een groep vissen blijkt dat de begrenzing van het testbassin dit gedrag beïnvloedt, waardoor, zelfs indien zeer grote en kostbare testbassins gebruikt worden, randstoringen op kunnen treden.

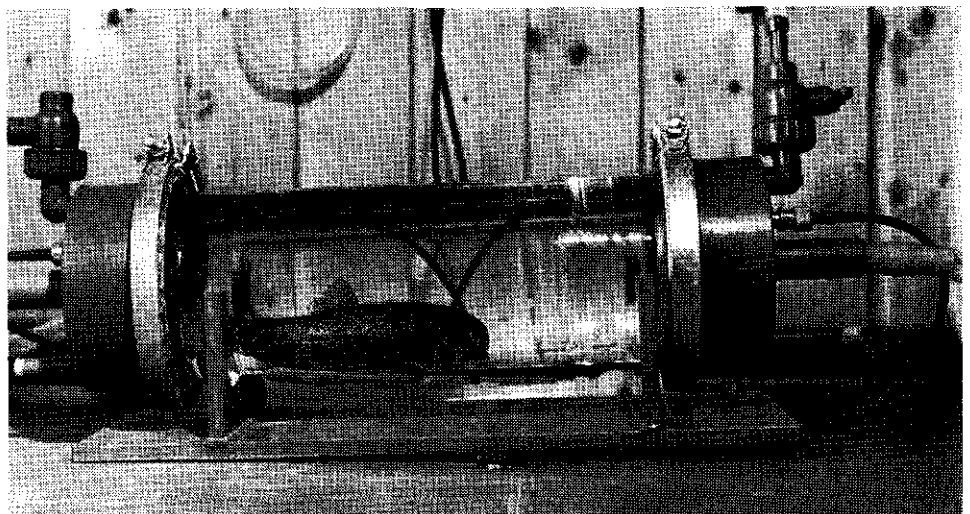
— *Ademhaling:*

Verscheidene chemische, chemo-fysische en fysische detectiemethoden zijn ontwikkeld om ademhalingsveranderingen van vissen door toxische stoffen te detecteren. Naast methoden die gebaseerd zijn op het meten van de zuurstofconsumptie en het visueel waarnemen van de ademhalingsfrequentie van de vissen [48, 49, 50, 51], behoren hiertoe tevens methoden waarin gebruik gemaakt wordt van in of aan het lichaam bevestigde elektroden [52, 53, 54, 55], drukreceptoren [56, 57], membranen [58], catheters [56] en fotocellen [59], welke systemen eerder in dit blad werden samengevat door Van Rhijn [60].

Alhoewel deze directe meetmethoden over het algemeen vrij nauwkeurig zijn, is de betrouwbaarheid klein. Zo zal de zeer beperkte bewegingsvrijheid vanwege de insluiting in nauwe testkamers en door allerlei bevestigingen in en aan het lichaam leiden tot een bepaalde stress toestand van de vis, hetgeen mogelijkwerwijs een vals alarm kan veroorzaken. Tevens kunnen de geïmplanteerde elektroden, fotocellen of catheters op den duur weefselbeschadigingen veroorzaken en losraken [61].

Een eenvoudig en betrouwbaar systeem voor detectie van de ademhalingsbewegingen wordt verkregen door het plaatsen van

Meetsluis ter detectie van ademhalingsignalen van vissen.



TABEL I - De gevoeligheid van een waterbewakingssysteem gebaseerd op het detekteren van ademhalingsignalen van vissen, vergeleken met de toxiciteit voor de vis, rat en de mens.

Geteste stoffen	Toxiciteit voor vissen (modelonderzoek)		Toxiciteit voor zoogdieren (literatuur)		
	Detectiegrens waterbewakingssysteem; aantal mg/l stof dat nodig is om binnen 24 uur alarmering te veroorzaken	LC ₅₀ -48 uur zebra-vissen in mg/l	LD ₅₀ -ratten in mg/kg lichaamsgewicht	Acuut toxische dosis voor de mens, berekend op een lichaamsgewicht van 70 kg en een dagelijkse orale inname van 2,5 l in mg/l	ADI-waarde (acceptable daily intake) voor de mens berekend op een lichaamsgewicht van 70 kg in mg
Chloroform	20	100	2000	(20.000)	(carcinogeen)
O, m Dichloorbenzeen	0,5	10	500	(6.000)	—
Cadmiumchloride (als Cd ²⁺)	0,025	2,5	150	(1.250)	0,070
Kopersulfaat (als Cu ²⁺)	0,06	0,6	120	(3.360)	0,035

elektroden in het water aan de uiteinden van een testkamer waarin zich de vis bevindt. Het is gebaseerd op de detectie en het meten van cyclische potentiaalveranderingen veroorzaakt door de ademhaling van de vis [62, 63, 64].

Op grond van het feit dat in dit systeem een relatief grotere bewegingsvrijheid van de vis gekoppeld is aan het gebruik van gevoelige biologische parameters, biedt deze methode een goede toepassingsmogelijkheid.

Op het Rijksinstituut voor Drinkwatervoorziening is momenteel een dergelijk systeem in ontwikkeling (afb. 1), waarbij de gevoeligheid van het systeem voor een aantal chemicaliën wordt gemeten (tabel I). Hiertoe werden na een gewenningsperiode de hoogste en laagste ademhalingsfrequentie gedurende de dag- en nachtperiode onder normale omstandigheden van iedere vis bepaald. Indien tijdens het toedienen van een bepaalde concentratie van een teststof in het water de ademhalingsfrequentie van 3 van de 4 vissen gelijktijdig deze individuele minima of maxima van de corresponderende dag- en nachtperiode overschreed, was er sprake van alarm. De detectiegrens van het systeem werd hierbij gedefinieerd als de hoeveelheid stof die nodig is om binnen 24 uur alarmering te veroorzaken en werd bepaald door het testen van een reeks van concentraties van de betreffende stof.

3. Bioaccumulatie

Naast de beschreven biologische benaderingen van de monitorproblematiek zijn andere methoden ontwikkeld, die beschouwd kunnen worden als een intermediair tussen de biologische en chemische methoden. De basis van deze methode wordt gevormd door het verschijnsel dat sommige waterorganismen in staat zijn om bepaalde stoffen in hun weefsels t.o.v. de in het water voorkomende concentraties in

sterke mate te concentreren (bioaccumulatie). Door gebruik te maken van dit biologisch concentratieproces is het mogelijk om op analytisch chemische wijze de in het water voorkomende en stapelende verontreinigingen te volgen.

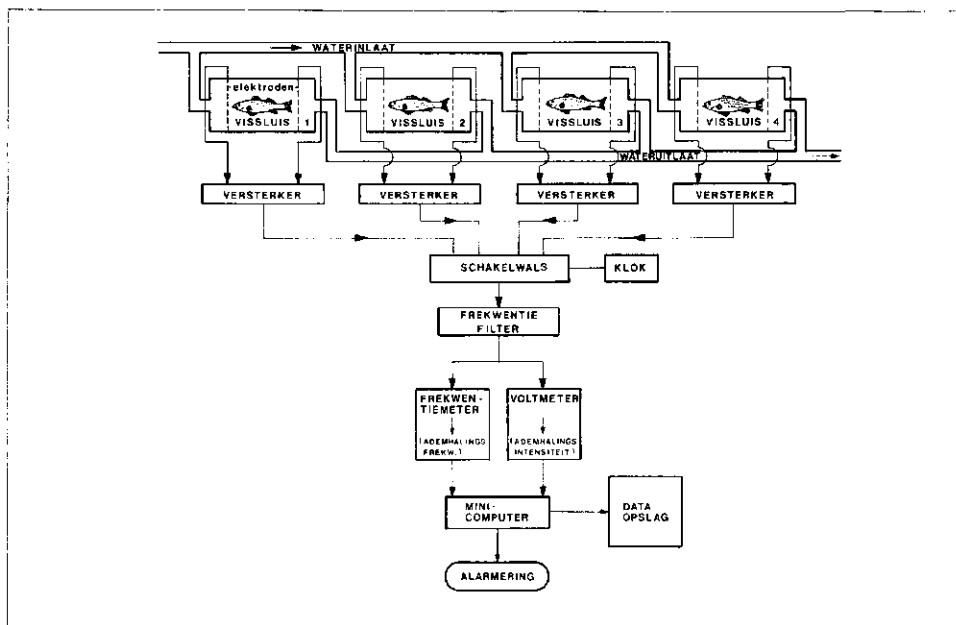
Ter indicatie van de mate van waterverontreiniging werden concentraties van diverse stoffen in verschillende soorten weefsels en organismen bepaald, zoals in gal [65] en bloed [66] van vissen, in de schelp van mosselen [67], in garnalen [68] en in algen [69]. Deze benadering biedt echter dezelfde nadelen als eerder genoemd voor de huidige chemisch-fysische methodiek. Bovendien vergt het proces van bioaccumulatie enige tijd en is de monsternamen moeilijk te automatiseren. Alhoewel om deze redenen dergelijke methoden minder geschikt zijn als waarschuwingssysteem voor plotseling optredende calamiteiten ('short term monitoring'), kunnen ze waardevol zijn ter indicatie van trendmatige veranderingen in de waterkwaliteit ('long term monitoring').

4. Toepassingsmogelijkheden van biologische testsystemen

Gezien de korte tijdsduur tussen de introductie van sublethale concentraties van toxische stoffen in het water en de reactie hierop van de waterorganismen kan gesteld worden dat m.b.v. biologische monitorsystemen over het algemeen snel informatie verkregen kan worden omtrent ongewenste effecten van de waterkwaliteit. Bovendien is de verkregen biologische informatie vaak van dien aard dat automatisering van het waarschuwingssysteem mogelijk is.

Eerder is een lijst van eisen samengesteld [70] waaraan een praktisch bewakingssysteem moet voldoen. Alhoewel op dit moment de meeste biologische systemen zich nog in een ontwikkelingsstadium bevinden en verder onderzoek betreffende detectiegrenzen en mogelijke praktijkproblemen nodig zal zijn voordat deze systemen operationeel ingezet kunnen worden, zijn sommige methoden veel

Afb. 1 - Schematisch model van een automatisch biologisch waterbewakingssysteem m.b.v. vissen.

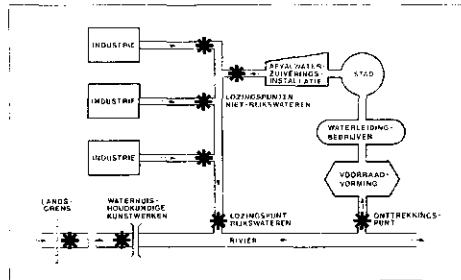


belovend te noemen. Met name de doorstromingstechniek waarin gebruik gemaakt wordt van de positieve rheotaxis van de vis, en het systeem gebaseerd op het detecteren van ademhalingsbewegingen van de vis d.m.v. vrije elektroden bieden goede toepassingsmogelijkheden. Het eerstgenoemde systeem wordt door het KIWA te Nieuwegein ontwikkeld, terwijl het laatstgenoemde systeem, dat relatief complexer maar zeer waarschijnlijk gevoeliger is, door het RID te Dordrecht in studie is.

Dergelijke systemen zouden in de naaste toekomst routinematig bij een operationeel kwaliteitsbewakingssysteem voor de oppervlaktewateren opgenomen kunnen worden en geplaatst worden op strategische punten langs de grote rivieren (afb. 2). In dit verband kan gedacht worden aan grensoverschrijding, onttrekkingspunten t.b.v. de drinkwatervoorziening en ter plaatse van waterhuishoudkundige kunstwerken.

Tezamen met fysisch/chemische monitors en met name de veelal nog in ontwikkeling zijnde meer specifieke monitors kunnen zij in belangrijke mate het operationele gedeelte van een geïntegreerd waterkundig informatiesysteem vormen. De specificaties van deze biologische monitorsystemen zullen dan mede worden ingegeven door de beheersmogelijkheden in het kader van de waterhuishoudkundige infrastructuur. In dit verband kan gedacht worden aan de responsietijd van het systeem (tijd tussen optreden toxiciteit en alarmering) die o.m. afgestemd zal moeten zijn op looptijden van rivieren en de mogelijkheden voor corrigerende beheersmaatregelen. Tevens zijn deze automatische biologische waarschuwingssystemen geschikt om industriële effluënten direct aan de bron op toxiciteit te controleren, waarbij de vissen worden blootgesteld aan een bepaalde verdunning van het effluent. In het geval dat een aan een lozingsbron gesitueerd bewakingssysteem alarmeert, kunnen de alarmsignalen dienen voor het bedienen van kleppen, waardoor het effluent naar een opslagbassin afgevoerd kan worden voor nader analytisch chemisch onderzoek en ter preventie van eventueel te berokkenen schade. Op dezelfde wijze kan een bewakingssysteem gesitueerd op een onttrekkingspunt langs een rivier door alarmering een mechanisme bedienen, waardoor gedurende het optreden van een calamiteit de wateronttrekking wordt gestaakt.

Gerelateerd aan het voorkomen van organische microverontreinigingen in drinkwater, vormt het detecteren van lage niet direct toxische concentraties carcinogenen in water een belangrijk probleem. In dit kader zouden snelle screeningsmethoden [71, 72, 73] geschikt zijn om na toepassing



Afb. 2 - Schematische weergave van potentiële toepassingsmogelijkheden voor biologische bewakingssystemen.

van effectieve concentratietechnieken het produktwater van de waterleidingbedrijven periodiek te controleren.

Literatuur

1. Thorhaug, A., and Fernanden, M. (1973). *Mar. Poll. Bull.* 4 (5) 70-73.
2. Holm, Hansen, O., (1970). *Plant and Cell Physiol.* 11, 689.
3. Racklin, J. W. and Perlmutter, A. (1968). *Water Research* 2, 409-414.
4. Li, M. F. and Traxler, G. S. (1972). *J. Fish. Res. Board Can.* Vol. 29, 5, 501-505.
5. Silbergeld, E. K. (1974). *Bull. Environm. Contam. Toxicol.* Vol. 11, 1, 20-25.
6. Goldstein, G. (1972). *Environ. Science Research* Vol. 1, 109-119.
7. Althaus, H. und Jung, K. D. (1972). *Hygiene Institut, Gelsenkirchen* (Germany).
8. Dawson, G. W., Stradley, M. W. and Shuckrow, A. J. (1975). *EPA*, Vol. 3, 440/9-75-005-c, Wash. DC 204600.
9. Axt, G. van (1973). *Gewässerschutz-Wasser-Abwasser*, 10, 297-306.
10. Kool, H. J. (1975). *BECEWA*, Gent, 36-45.
11. Blok, J. and Berge, W. F. ten (1975). *H₂O*, 16, 329-333.
12. Bringmann, G. und Kühn, R. (1959). *Gesundheits-Ingenieur*, 4, 115-120.
13. Bringmann, G. (1973). *Gesundheits-Ingenieur*, 12, 94.
14. Blok, J. (1976). *Persoonlijke mededeling*.
15. Bringmann, G. und Kühn, R. (1973). *Gesundheits-Ingenieur*, 121-129.
16. Schubert, R. H. W. (1973). *Zbl. Bakt. Hyg.* 156, 545-550.
17. Ames, B. M., Durston, W. E., Yamasaki, E. E. and Lee, F. D. (1973). *Proc. Nat. Acad. Sci., USA* 70, 228.
18. Cairns, J. Jr., Dickson, K. L., Lanza, G. R., Almeida, S. P. and Del Balzo, D. (1972). *Arch. Mikrobiol.* 83, 141-146.
19. Anderson, J. M. and Prins, H. N. (1970). *J. Fish. Res. Board. Can* 27 (2), 331-334.
20. Lindahl, P. E. and Schwanbom, E. (1971). *Oikos* 22, 354-357.
21. Davis, G. E., Foster, J., Warren, C. E. and Douderoff, P. (1963). *Trans. Am. Fish. Soc.* 92, 111-124.
22. Scheier, A. and Cairns, J. Jr. (1968). 23rd Purdue Industrial Waste conference, May 1968.
23. Besch, W. K., Loseries, H. G., Meijer-Waarden, K. und Schmitz, W. (1974). *Arch. Hydrobiol.* 4, 551-565.
24. Poels, C. L. M. (1976). 11th Intern. Wat. Supply Congr., A'dam, sept. 1976.
25. Sprague, J. B. (1964). *J. Water Poll. Contr. Fed.* 36, 990-1004.
26. Hansen, D. J. (1969). *Trans. Amer. Fish. Soc.* 98, 426-429.
27. Rehwoldt, R. and Bida, G. (1970). *Bull. Environm. Contam. Toxicol.* Vol. 5, 3, 205-206.
28. Davy, F. B. and Kleerekoper, H. (1973). *Wat. Res. Research*, Vol. 9, 4, 900-905.
29. Hansen, D. J., Schimmel, S. C. and Matthews, E. (1974). *Bull. Environm. Contam. Toxicol.* Vol. 12, 2, 153-256.
30. Kynard, B. (1974). *Trans. Amer. Fish. Soc.* 103 (3), 557-561.
31. Brett, J. R. and MacKinnon, D. (1954). *J. Fish. Res. Board Ca.* 11, 310-318.
32. Saunders, R. L. and Sprague, J. B. (1967). *Water Research* 1, 419-432.
33. Dodson, J. J., Legget, W. C. and Jones, R. A. (1972). *Fish. Prog. Rep. Project AFC 6-3*, US Bur. Commerce 61 p.
34. Elson, P. F., Lauzier, L. M. and Zitko, V. (1972). *Marine Pollution and Sea Life* FAO Bulletin Fishing News (Book) Ltd, 325-330.
35. Ishio, S. (1965). *Adr. Wat. Poll. Res. Proc. 2nd Intern Conf. Wat. Poll. Res. Tokio (1964)*. Pergamon Press, London 1, 19-33.
36. Sprague, J. B. and Drury, D. E. (1969). *Adv. Wat. Poll. Res. Proc. 4th Intern. Conf. Wat. Poll. Res. Prague* 169-179.
37. Summerfelt, R. C. and Lewis, W. (1967). *J. Wat. Poll. Contr. Fed.* 39, 2030-2038.
38. Kleerekoper, H., Waxman, J. B. and Matis, J. (1973). *J. Fish. Res. Board Can.* 30, 725-728.
39. Spoor, W. A. (1941). *Ecology*, 22 (3), 329-331.
40. Cummings, W. C. (1963). *Trans. Am. Fish. Soc.* 92, 178-180.
41. Shirer, H. W., Cairns, J. Jr., and Waller, W. T. (1968). *Water Res. Bull.* Vol. 4, 3, 27-43.
42. Müller, K. and Schreiber, K. (1967). *Oikos* 18, 135-136.
43. Bengtsson, B. E. (1974). *Water Research* 8, 829-833.
44. Wildish, D. J. (1974). *Water Research* 8, 579-583.
45. Cullen, J. M., Shaw, E., and Boldwin, H. A. (1965). *Animal Behaviour*, 13, 534-543.
46. Weis, P. and Weis, J. S. (1974). *Environm. Res.* 7, 68-74.
47. Meffert, P. (1968). *Trans. Amer. Fish. Soc.* 97 (1), 12-17.
48. Belding, D. L. (1929). *Trans. Amer. Fish. Soc.* 59, 238-246.
49. Ellis, M. M. (1937). *Bull. US Bur. Fish.* 48, 365-437.
50. Jones, J. R. E. (1947). *J. Exp. Biol.* 23, 298-311.
51. Skimore, J. F. (1970). *J. Exp. Biol.* 52, 481-494.
52. Shelton, G. and Randall, D. J. (1962). *Comp. Biochem. Physiol.* 3, 237-250.
53. Marin, D. E. and Heath, A. G. (1968). *Comp. Biochem. Physiol.* 27, 349-355.
54. Aubin, J. E. and Johansen, P. H. (1969). *Can. J. Zool.* 47, 163-166.
55. Sutterlin, A. M. (1969). *Phys. Zool.* 42, 36-51.
56. Hughes, G. M. and Saunders, R. L. (1970). *J. Exp. Biol.* 53, 529-545.
57. Sellers, C. M. Jr., Heath, A. G. and Bass, M. L. (1975). *Water Research* 9, 401-408.

**Een evaluatie van biologische testsystemen
ter bewaking van de waterkwaliteit**

58. Davis, J. C. and Cameron, J. N. (1970).
J. Exp. Biol. 54, 1-18.
59. Murat, J. C. and Gire, M. P. (1971). *Exper-
imenta* 27 (12) 1504.
60. Rhijn, J. J. M. van (1974). *H₂O*, 7 (11),
217-220.
61. Heath, A. G. (1971). *Water Research*, 6, 1-7.
62. Spoor, W., Neiheisel, T. W. and Drummond,
R. A. (1971). *Trans. Am. Fish. Soc.* 100, (1), 22-28.
63. Cairns, J. Jr., Sparks, R. E. and Waller, W. T.
(1973). *Hydrobiologia* Vol. 41, 2, 151-167.
64. Morgan, W. S. G. and Kühn, P. C. (1974).
Water Research 8, 67-77.
65. Lech, J. J., Pepple, S. K. and Statham, C. N.
(1973). *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 25, 430-434.
66. Mount, D., Vigor, L. W. and Schafer, M. L.
(1966). *Science*, 152, 1388-1390.
67. Clarke, A. N. and Clarke, J. H. (1974).
Environ. Letters 7 (3), 251-260.
68. Bertine, K. K. and Goldberg, E. D. (1972).
Limnol. Oceanogr. 17, 877-884.
69. Keeney, W. L., Breck, W. G., Vanloon, G. W.
and Page, J. A. (1976). *Water Research* 10,
981-984.
70. Poels, C. L. M. and Voorburg, J. (1974).
H₂O, 7 (3), 38-41.
71. Kroes, R. (1977). *T. Soc. Geneesk.* 55,
126-132, 135.
72. Mattern, I. E. (1977). *T. Soc. Geneesk.* 55,
136-139.
73. Tates, A. D. (1977). *T. Soc. Geneesk.* 55,
140-145, 161.

