

Eutrofiëring van recreatiewateren; oorzaken en mogelijke maatregelen

1. Inleiding

De factoren die voor de recreanten tijdens het baden bepalend zijn voor de wijze waarop de kwaliteit van het water wordt beleefd, hebben grotendeels betrekking op direct waarneembare zaken; bijvoorbeeld de helderheid van het water, het aanwezig zijn van drijvend vuil en van sliblagen, de eventuele geur van het water, e.d. Een niet of nauwelijks waargenomen element op het moment dat gezwommen wordt, is daarentegen de bacteriologische gesteldheid van het water, welke in de wetgeving in principe wordt afgemeten aan het gehalte thermotolerante bacteriën van de coligroep.



J. A. BOERE
Centrilab B.V., Soest

Veel van de direct waargenomen verschijnselen zijn terug te voeren op de mate waarin algengroei plaatsvindt in het water. Hiermee is de verbinding gelegd met de op grote schaal spelende eutrofiëringsproblematiek, de (overmatige) toevoer van nutriënten als fosfor en stikstof met als gevolg een sterk toenemende algengroei in het water. In de navolgende beschouwing wordt ingegaan op verschillende eutrofiëringsaspecten in relatie tot de kwaliteit van recreatiewateren. Verderop wordt een nadere afbakening van het onderwerp gemaakt.

2. Eutrofiëring en kwaliteit van recreatiewater

Binnen het waterkwaliteitsbeheer vormt de eutrofiëring van oppervlaktewateren een der belangrijkste problemen. Op welke wijze uit zich nu de eutrofiëringsproblematiek in de wijze waarop zwemmers de waterkwaliteit beleven?

De helderheid van het water

Vaak vormt de dichtheid van in het water zwevende algen (fytoplankton) de voornaamste factor voor de helderheid – afgemeten aan de zichtdiepte zoals deze wordt bepaald met behulp van een Secchi-schijf. Bij toenemende algengroei wordt in het algemeen de zichtdiepte minder. De afnemende helderheid gaat op een zeker moment gepaard met een verschuiving van de soortensamenstelling naar meer schaduwminnende blauwalgensoorten. In veel gevallen verdwijnen tegelijkertijd de waterplanten. De hoeveelheid algenbiomassa wordt meestal uitgedrukt als het gehalte chlorofyl-a. De chlorofylconcentratie is echter een vrij ruwe maat voor de algendichtheid, onder meer doordat deze concentratie mede

afhangt van de algensoort en van de conditie waarin de algen verkeren. Naast de algendichtheid spelen verder ook andere factoren een rol bij het uiteindelijke doorzicht van het water, zoals de opwerveling van organisch en anorganisch bodemslib.

Genoemde factoren zijn er tesamen mede verantwoordelijk voor dat in de praktijk geen eenduidige samenhang wordt gevonden tussen het chlorofylgehalte enerzijds en de zichtdiepte anderzijds. Wel bestaat er, een grote mate van spreiding daargelaten, een zekere samenhang, zoals blijkt uit afb. 1. Behalve de esthetische achtergronden – helder water scoort hoog bij recreanten – is een voldoende doorzicht gewenst om veiligheidsredenen. Troebel water bemoeilijkt bijvoorbeeld het zicht op eventuele scherpe voorwerpen op de bodem, evenals de controle op zwemmende kinderen. In de meeste Nederlandse badzones wordt niet voldaan aan de wettelijk vastgestelde doorzichtsnorm van $\geq 1,0$ m.

Vorming van drijfslagen

Bepaalde algensoorten zijn berucht om hun vermogen om tijdens een bloei drijfslagen te vormen. In Nederland veel voorkomende soorten met een dergelijk vermogen zijn onder meer *Microcystis aeruginosa* en *Aphanizomenon flos-aquae*. Door de windwerking kunnen de drijfslagen zich ophopen bij dode hoeken, op stranden e.d. Vanuit recreatief oogpunt is dit uiterst onaantrekkelijk, temeer door het feit dat in de drijfslagen stank veroorzakende producten kunnen worden gevormd, o.a. als gevolg van rottingsprocessen.

Overlast veroorzakende algensoorten

Naarmate de eutrofiëring van een bepaald water verder gaat, neemt vaak het aandeel blauwalgen in de algenbiomassa toe, wat uiteindelijk tot een vrijwel permanente dominantie door blauwalgen kan leiden. Van verschillende soorten die ook in Nederland voorkomen, is bekend dat deze voornamelijk tijdens massale bloei tot vorming van toxinen in staat zijn [lit. 2, 3], zoals *Microcystis*, *Oscillatoria*, *Aphanizomenon* en *Anabaena*. De toxineproductie hangt onder meer af van de heersende omstandigheden; een bepaalde blauwalgengroei is de ene keer wel en de andere keer minder of niet giftig.

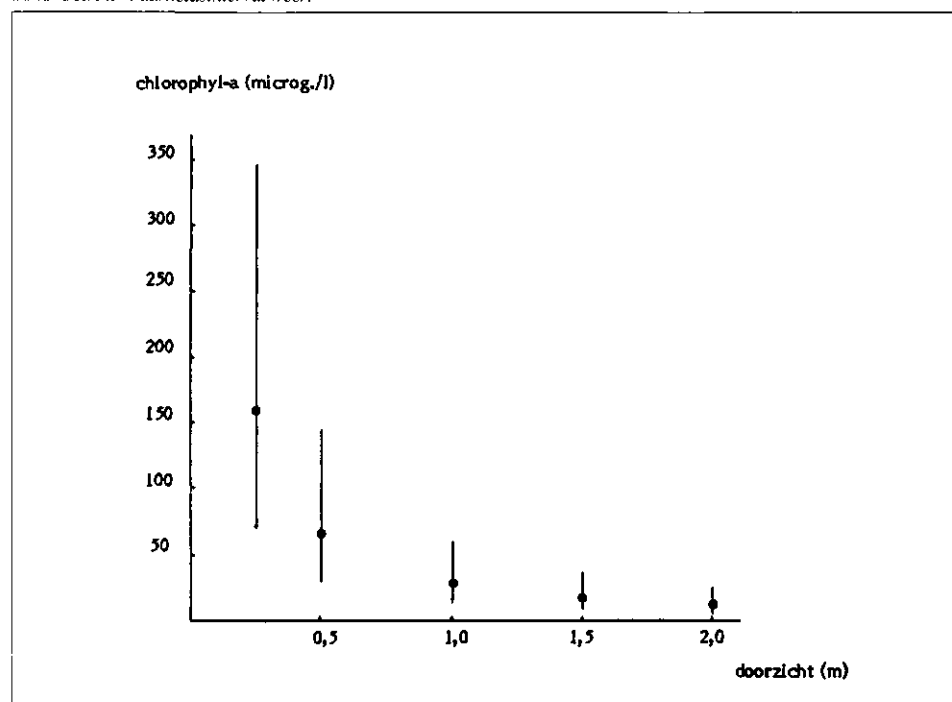
Bij zwemmers die vertoeven in oppervlaktewater waarin een massale blauwalgenbloei heerst, kunnen irritaties van de huid en slijmvliezen en ingewandsstoornissen optreden [o.a. in: lit. 2]. Door blauwalgen kan verder een heel scala aan geurstoffen worden uitgescheiden [lit. 4].

Hinder door algengroei hoeft zich overigens niet te beperken tot sterk geëutrofiëerde situaties. Zo kunnen zich bijvoorbeeld op de bodem van sterk verzuurde wateren, die in het algemeen een grote mate van helderheid hebben, slijmvormende kolonies van draadvormige groenwieren ontwikkelen. Direct huidcontact met dergelijke slijm massa's wordt als onaangenaam ervaren.

Vorming van sliblagen

Door de afgifte van huidschilfers e.d. van recreanten, het inwaaien van stof, een zekere algen- en/of plantengroei in het water etc. ontstaat in de loop der tijd een sliblaag op de

Afb. 1 - Relatie tussen het chlorofylgehalte en het doorzicht naar lit. 1; de verticale strepen geven het 80%-betrouwbaarheidsinterval weer.



bodem van het water. De mate waarin dit gebeurt, hangt af van de intensiteit van de verschillende processen. In recreatieplassen die niet aan lozingen van afvalwater e.d. blootstaan, bedraagt de aangroei van de sliblaag enkele millimeters per jaar. Bij toenemende primaire produktie als gevolg van algengroei in het water zal in beginsel de aangroei van de sliblaag ook intensiever worden. Het bodemslib wordt daarbij immers verrijkt o.a. met afstervende algencellen wanneer deze sedimenteren. Overmatige slibvorming is in het kader van de kwaliteit van een bepaalde badzone voor de recreatie ongewenst vanwege:

- een (verdere) vertroebeling van het water bij opwerveling door recreanten;
- nalevering van nutriënten vanuit de sliblaag naar de waterfase, die weer tot algengroei aanleiding kan geven;
- het optreden van rottingsprocessen: overlast ontstaat met name wanneer sulfaat-reductie gaat optreden, aangezien hierbij een onaantrekkelijke zwartkleuring en een onaangename geur optreden;
- de in het algemeen grotere overlevingstijd van (pathogene) bacteriën in het bodemslib ten opzichte van de waterfase;
- het 'belevingseffect' door de recreanten: waden door een slib- of modderlaag verlaagt de aantrekkelijkheid.

Overige aspecten

Zonder te pretenderen een uitputtende opsomming te geven, kunnen verder de volgende ongewenste bijverschijnselen van eutrofiëring worden genoemd. Bij intensieve algengroei treden relatief grote schommelingen op in het zuurstofgehalte en de pH-waarde van het water. De WHVZ-norm voor de pH ($\leq 9,0$) kan daarbij veelvuldig worden overschreden. Een en ander kan tot vissterfte leiden wanneer het zuurstofgehalte ten gevolge van afsterving van algen te ver daalt. Ook sterk verhoogde pH-waarden en de door algen gevormde toxinen [in: lit. 2] kunnen voor vissterfte verantwoordelijk zijn.

3. Eutrofiërende invloeden door recreanten zelf

Tal van potentiële bronnen van eutrofiëring kunnen worden onderscheiden, waarover reeds veel is gepubliceerd. Op deze plaats zal hiervan geen opsomming worden gegeven, maar wordt ingegaan op de rol die de badgasten zelf in het eutrofiëringsproces kunnen spelen. Zover mogelijk zal, deels op basis van eigen onderzoeksgegevens, getracht worden om dit nader te kwantificeren. Tijdens het zwemmen worden door de recreanten stoffen aan het water afgestaan die bijdragen tot een verhoogde nutriëntenbelasting. Vooral in wateren waarop geen lozingen van afvalwater, effluënten e.d. plaatsvinden, zal de recreatiedruk een relatief grote rol spelen in de nutriëntenbelasting.

Om voor een gegeven lokatie het recreatie-effect te kunnen kwantificeren, dient bekend te zijn hoeveel N en P gemiddeld per zwemmer wordt afgestaan. Allereerst is in tabel I aangegeven om welke componenten het gaat en in welke orde grootte de afgifte voor deze componenten ligt.

Tabel I – *Overzicht van door zwemmers afgegeven stoffen.*

Component	Gemiddelde afgifte per zwemmer
Zweet	0,2- 0,5 l
Urine	10 -100 ml
Haren	20 - 50 mg
Huidschilfers e.d.	0,3- 0,5 g
verder:	
talg	
cosmetica (zonnebrandoliën e.d.)	
zeepresten	
speeksel e.a.	

Voor de P- en N-afgifte vormen urine en zweet de belangrijkste componenten; in tabel II is de gemiddelde samenstelling vermeld op basis van literatuurgegevens.

Tabel II – *Gemiddelde samenstelling van urine en zweet, naar lit. 5, 6 en 7.*

	N (g/l)	P (g/l)
Urine	10,1	0,8
Zweet	1,0	sporen

De belangrijkste vorm waarin stikstof via urine wordt afgescheiden, is als ureum, daarnaast via aminozuren, ammonium, kreatinine, urinezuur etc.; P komt in urine voornamelijk voor als opgelost fosfaat. Ook in zweet vormt ureum het belangrijkste N-bevattende bestanddeel. Haren bestaan praktisch volledig uit keratine, een complex eiwit met variërende aminozuren-samenstelling met een hoog cysteine-aandeel. Huidschilfers bestaan ook ten dele uit keratine. Een bepaalde gewichtsfractie (in de orde grootte van circa 10%) van deze eiwitten bestaat uit stikstof.

Van de overige genoemde componenten (tabel I) zou men zich met name af kunnen vragen in hoeverre resten van zonnebrandoliën kwantitatief een rol kunnen spelen in de hoeveelheid door zwemmers afgegeven N en P. Navraag bij diverse fabrikanten van deze produkten leverde het beeld op dat N- en P-bevattende verbindingen niet of nauwelijks worden toegepast, zodat de rol van zonnebrandoliën ten aanzien van de nutriëntenbelasting door zwemmers beperkt kan worden geacht. Op basis van bovengenoemde gegevens kan een voorzichtige inschatting worden gemaakt van de hoeveelheid N en P die gemiddeld door zwemmers wordt afgestaan. Feitelijk kan hierbij onderscheid worden gemaakt tussen een 'basisafgifte' en een aandeel afkomstig van urinelozingen (tabel III). De in tabel III opgegeven basisafgifte is berekend onder de gestelde aannamen; door middel van een beperkt aantal experimenten

waarbij de afgifte van proefpersonen in badwater werd bepaald, is de juistheid van de opgegeven waarden gecontroleerd en bevestigd gevonden. Uit de berekeningen blijkt dat de urine-afgifte in sterke mate bepalend is voor het berekende eindresultaat, vooral wat betreft P. Juist deze component valt kwantitatief gezien moeilijk in te schatten. De mate waarin in het water geurineerd wordt, zou namelijk per lokatie kunnen verschillen, bijvoorbeeld afhankelijk van het wel of niet aanwezig zijn van voldoende bruikbare sanitaire voorzieningen.

Tabel III – *Gemiddelde afgifte van P en N door zwemmers*.*

	P (g/persoon)	N (g/persoon)
Basisafgifte	0,002-0,006	0,2-0,4
Basisafgifte + 10 ml urine	0,01	0,5
Basisafgifte + 50 ml urine	0,05	0,9
Basisafgifte + 100 ml urine	0,09	1,4

* 'Basisafgifte' is: 250 ml zweet; geringe hoeveelheden faeces en urine; 400 mg huidschilfers en haren).

Wat betekenen genoemde waarden van de P- en N-afgifte nu voor de nutriëntenbelasting van een recreatiewater in de praktijk? Wanneer gerekend wordt per m² wateroppervlak, speelt de verhouding badgasten : totaal wateroppervlak een doorslaggevende rol. Voor druk bezochte recreatieplassen, waar deze verhouding relatief ongunstig ligt, dient rekening te worden gehouden met een jaarlijkse nutriëntenbelasting in de orde grootte van 0,1-0,3 g P/m², respectievelijk 2-5 g N/m² door het recreatie-effect. Opgemerkt wordt dat een dergelijke stikstofbelasting vergelijkbaar is met de geschatte gemiddelde N-belasting via atmosferische depositie zoals deze is opgegeven in lit. 8.

De atmosferische depositie van P ligt, uitgaande van gegevens in lit. 9, beduidend lager. Voor het optreden van (overmatige) algengroei is de fosfaatconcentratie vaak van overwegend belang. De relatieve bijdrage van het recreatie-effect in de totale P-belasting is uiteraard per situatie afhankelijk van de rol van de overige bronnen. Bijvoorbeeld in geïsoleerd liggende recreatieplassen die niet aan lozingen van afvalwater e.d. blootstaan, is het recreatie-effect relatief groot. In dit kader is het van wezenlijk belang dat, alhoewel de P-belasting per jaar is opgegeven, de werkelijke P-inbreng door recreanten plaatsvindt in een tijdsbestek van circa 3-4 maanden, juist tijdens zonnige perioden. Bovendien wordt de P grotendeels ingebracht in een voor algen goed opneembare vorm, namelijk als opgelost fosfaat.

Naast de directe afgifte van fosfaat kunnen badgasten nog op een geheel andere wijze de fosfaathuishouding in een recreatiewater beïnvloeden, namelijk door opwerveling van bodemslib. In tal van studies is reeds aangetoond dat vanuit het bodemsediment een aanzienlijke nalevering van fosfaat kan

plaatsvinden. Wanneer het sediment wordt opgewerveld, is het mogelijk dat dit effect wordt versterkt. De mate waarin dit proces plaatsvindt, zal onder meer afhangen van de aard van het bodemslib en van de mate van opwerveling.

Beide genoemde aspecten, het directe (nutriëntenafgifte) en het indirecte (via opwerveling van bodemslib) recreatie-effect, kunnen in principe bijdragen tot een versterking van de algengroei in recreatie-wateren. Of de algengroei daadwerkelijk zal toenemen, hangt in sterke mate af van de aard van het ontvangende water. Dit kan worden toegelicht aan de hand van het volgende voorbeeld. Verschillende recreatie-plassen die zijn gelegen op kalkarme zandgronden, zijn sterk verzuurd, waarbij pH-waarden van 4,5 en lager worden gemeten [in: lit. 10]. Bij dergelijke wateren zal in beginsel de algengroei in het water worden geremd als gevolg van de lage pH-waarde.

4. Bestrijding van eutrofiëring (sverschijselen)

Verschillende mogelijke maatregelen, variërend van klein- tot grootschalig, kunnen worden genoemd in het kader van de bestrijding van eutrofiëring en/of van sverschijselen die een gevolg zijn van eutrofiëring. De mogelijkheden zullen in beginsel slechts in het kort worden opgesomd; op bepaalde maatregelen zal, deels naar aanleiding van recente ontwikkelingen, iets verder worden ingegaan.

Reduceren van de fosfaatbelasting

Reeds enige jaren vormt het reduceren van de fosfaatbelasting van oppervlaktewater een belangrijk thema in het waterkwaliteitsbeleid. Via een geïntegreerde aanpak dienen de praktische mogelijkheden om de fosfaatbelasting te reduceren op elkaar te worden afgestemd, zoals ook is verwoord in het IMP-water [lit. 11]. Als mogelijke maatregelen kunnen worden genoemd: het defosfateren van effluent van rioolwaterzuiveringsinstallaties, het aanleggen van riet- en biezenvelden, het gebruiken van fosfaatvrije wasmiddelen, beperken van grensoverschrijdende vervuiling via o.m. de Rijn, terugdringen van de emissie van meststoffen uit landbouwgebieden, aanpassen van het waterhuishoudkundig beheer (bijvoorbeeld de doorspoelexperimenten in het Veluwe- en Drontermeer [lit. 12], defosfateren van inlaatwater (zoals thans bij de Loosdrechtse Plassen en het Naardermeer), aanpakken van verspreide lozings en het verwijderen van fosfaatrijk bodemslib ter reductie van de interne fosfaatbelasting. Afhankelijk van de effectiviteit van de te nemen maatregelen dient per situatie (regio) een aanpak te worden gekozen.

Om de invloed van de recreatie zelf op de P-belasting zoveel mogelijk aan banden te

leggen, dienen in elk geval voldoende bruikbare toiletvoorzieningen aanwezig te zijn. Daarnaast behoort een restrictie van het bezoekersaantal tot de mogelijkheden, hetgeen in het algemeen moeilijk haalbaar zal zijn.

Bio-manipulatie

De mate waarin algengroei in oppervlaktewater optreedt, is niet louter en alleen afhankelijk van het nutriëntengehalte, maar hangt ook samen met andere componenten van het aquatische ecosysteem. Door actief gericht biologisch beheer als aanvullende maatregel naast een reductie van de fosfaatbelasting kan getracht worden om een evenwicht te bereiken waarin geen overmatige algengroei optreedt [zie lit. 13, 14].

Het in het water aanwezige fytoplankton wordt geconsumeerd door zoöplankton-organismen – met name organismen behorende tot de klasse der *Crustacea*, waaronder diverse soorten watervlooien – en door zg. benthische filterfeeders, waarbij met name kan worden gedacht aan de Driehoeksmossel. Om deze organismen een reële kans te geven, dient onder meer de graasdruk door zoöplankton-etende vis aanzienlijk te worden gereduceerd.

Qua biomassa worden Nederlandse binnenwateren meestal gedomineerd door brasem, waarvan vooral de juvenile exemplaren veel zoöplankton eten. Het dieet van de oudere brasem bestaat uit zoöplankton en daarnaast uit benthische organismen (Driehoeksmosselen, muggelaren e.d.). Overigens wordt door brasem het bodemslib hierbij intensief omgewoeld, hetgeen tot een verhoogde nalevering van nutriënten kan leiden. Teneinde de dichtheid van zoöplankton-etende vis binnen de perken te houden, dienen gunstige ontwikkelingsmogelijkheden voor roofvis (snoekbaars, snoek) aanwezig te zijn. Voor snoek betekent dit o.a. de aanwezigheid van voldoende waterplanten als schuilplaats.

Waterplanten, welke juist als gevolg van de eutrofiëring grotendeels zijn verdrongen, spelen in het uiteindelijk te bereiken evenwicht een uitermate belangrijke rol. Waterplanten fungeren namelijk als een schuilplaats voor zoöplanktonorganismen en voor snoeken; bovendien kunnen ze een geschikte ondergrond vormen voor Driehoeksmosselen. Verder kunnen de planten grote hoeveelheden nutriënten uit het water opnemen en opslaan en zodoende een competitie voeren met het fytoplankton om nutriënten en vooral licht. Bij een zekere dichtheid van waterplanten wordt de turbulentie van het water verlaagd, waardoor minder sediment opwervelt; dit heeft een gunstig effect op de troebelheid van het water en op de nalevering van nutriënten uit het bodemslib.

Om de mogelijkheden van actief visstands-

beheer na te gaan zijn door de OVB in samenwerking met DBW/RIZA experimenten verricht in proefvijvers, welke een gunstig resultaat gaven. Als praktijk-experiment wordt thans bio-manipulatie toegepast onder meer in een recreatieplas gelegen aan de Utrechtse Vecht bij Nieuwersluis.

Bestrijden van drijfslagen

Naast de meer brongerichte respectievelijk ecosysteemgerichte maatregelen die zijn genoemd, kan worden gedacht aan maatregelen die zijn gericht op bepaalde hinderlijke symptomen, waartoe drijfslagen kunnen worden gerekend. Gedacht kan worden aan kunstmatige intensieve menging van het water om de ontwikkeling van drijfslagen zoveel mogelijk tegen te gaan. Zijn er eenmaal drijfslagen gevormd, dan kan worden overwogen om met behulp van technische middelen de gevormde drijfslagen te verwijderen of de badzone af te schermen. In dit kader wordt thans in opdracht van de STORA een studie verricht, waarbij tevens het mechanisme dat bepalend is voor het ontstaan van drijfslagen, onderwerp van onderzoek vormt.

Slibverwijdering

In de praktijk wordt de slibverwijdering op verschillende wijzen uitgevoerd:

- droogzetten en vervolgens schoon-schrapen van de bodem; deze variant is alleen toepasbaar bij geïsoleerd liggende wateren;
- wegbaggeren van de sliblaag; in het algemeen blijkt het niet gemakkelijk om met een geschikte methode een relatief dunne sliblaag welke gemakkelijk in opwerveling gaat – zoals in veel recreatieplassen het geval is – op een efficiënte wijze te verwijderen. Algemene criteria over de wijze en frequentie van de uit te voeren slibverwijdering kunnen uiteraard niet worden gegeven daar deze sterk situatie-afhankelijk zijn. Bovendien kan het succes afhangen van het gestelde doel van de slibverwijderingsmaatregel.

In beginsel kunnen nog andere mogelijke beheersmaatregelen ter bestrijding van eutrofiëring (sverschijselen) worden aangevoerd, zoals het gebruik van chemicaliën, het toepassen van zuiverings-systemen, etc. Op principiële dan wel praktische gronden zijn deze in het algemeen echter niet goed realiseerbaar, zodat ze in dit kader onbesproken blijven.

Slot

In het voorgaande is een aantal aspecten samenhangend met het eutrofiëringprobleem genoemd die van bijzonder belang zijn in verband met de recreatie. Er zijn gegronde redenen om algengroei in recreatiewateren zoveel mogelijk te beperken, hetgeen reeds een belangrijk uitgangspunt vormt in het beleid. Op het terrein van de bestrijding van eutrofiëring (sverschijselen), al dan niet

Ervaringen van een waterkwaliteitsbeheerder met de WHVZ

brongericht, is van een aantal interessante ontwikkelingen sprake. Een factor in de nutriëntenbelasting die echter moeilijk kan worden uitgeschakeld, vormen de recreanten zelf. Door het directe en indirecte effect op de P-huishouding in het water kan in bepaalde gevallen een wezenlijke invloed van de recreanten worden verwacht. Afhankelijk van de gewenste toestand, zullen bepaalde beheersmaatregelen, zoals bijvoorbeeld slibverwijdering, aanbevelenswaardig zijn.

Literatuur

1. CUWVO-werkgroep VI. *Ontwikkeling van grenswaarden voor doorzicht, chlorofyl, fosfaat en stikstof: resultaten van de tweede eutrofiëringenquête*. RIZA Lelystad, 1980.
2. Kappers, F. I. (1973). *Gifige blauwwieren en de drinkwatervoorziening*. H₂O (6), 396-400.
3. Leeuwangh, P., Kappers, F. I., Dekkers, M. en Koerselman, W. (1983). *Toxicity of cyanobacteria in Dutch lakes and reservoirs*. Aquat. Toxicol. 4, 63-72.
4. Slater, G. P. en Blok, V. C. (1983). *Volatile compounds of the cyanophyceae - a review*. Wat. Sci. Techn. 15, 181-190.
5. Steensma, P. (1950). *Hoofdpijnen der biochemie*. Scheltema en Holkema, Amsterdam.
6. Neumüller, O. (ed.), (1973). *Römpps Chemie - Lexikon*. Franck. Verlagshandlung, Stuttgart.
7. Eichelsdörfer, D. en Slovak, J. (1976). *Untersuchung der Augenreizung durch freies und gebundenes Chlor im Schwimmbeckenwasser*. Arch. d. Badew. 29, 9-13.
8. Aalst, R. M. van (1984). *Depositie van verzurende stoffen in Nederland*. in: E. H. Adema en J. van Ham (red.), *Zure regen: oorzaken, effecten en beleid*. Pudoc Wageningen.
9. KNMI en RIVM (1985). *Landelijk meetnet regenwaterkwaliteit*. De Bilt.
10. Ministerie van VROM (1986). *Kwaliteitsbeheer van zwemgelegenheden in oppervlaktewater*. Publikatiereeks Milieubeheer nr. 11. Staatsuitgeverij, 's-Gravenhage.
11. Ministerie van Verkeer en Waterstaat en Ministerie van VROM (1984-1985). *Indicatief Meerjaren Programma Water 1985-1989*. Tweede Kamer, 1984-1985, 19153, nrs. 1-2.
12. Hosper, S. H., Meijer, M. L. en Eulen, J. R. (1986). *Herstel van het Veluwemeer, recente ontwikkelingen*. H₂O (19), 416-420.
13. Richter, A. F. (1985). *Mogelijkheden van biomaniplatie ten behoeve van het waterkwaliteitsbeheer in Nederland*. Limnol. Instituut Oosterzee/Nieuwersluis, verslag nr. 1985-8.
14. Richter, A. F. (1986). *Biomaniplation and its feasibility for water quality management in shallow eutrophic water bodies in The Netherlands*. Hydrobiol. Bull. 20, 165-172.

Inleiding

Een van de functies die in het kader van waterkwaliteitsplannen aan het oppervlaktewater kan worden toegekend is de zwemwaterfunctie. De aanwijzing van deze functie houdt voor de kwaliteitsbeheerder de verplichting in om waterkwaliteitsonderzoek te verrichten en daar waar de waterkwaliteit niet voldoet aan de geldende normen in het kader van de WVO, inspanningen te verrichten welke tot verbetering van de waterkwaliteit leiden.



J. W. DE JONG
Provincie Friesland
Hoofdgroep Waterstaat en Milieu
Hoofd milieulaboratorium

Bij interprovinciaal overleg is gebleken, dat opgedane ervaringen en gevonden oplossingen van problemen op en rond zwemplaatsen in oppervlaktewater veelal ook kunnen worden gehanteerd voor gelijksoortige problemen elders. Om die reden zijn ten behoeve van het WHVZ-WHO symposium 'Toepassingen van de Wet hygiëne en veiligheid zwemgelegenheden en de relatie met de Wet verontreiniging oppervlaktewateren', ervaringen met betrekking tot verbetering van de zwemwaterkwaliteit in de provincie Friesland geïnventariseerd en weergegeven.

Wettelijk kader

Het waterkwaliteitsbeheer is in Nederland niet in iedere provincie op gelijke wijze georganiseerd. In enkele provincies, waaronder Friesland, wordt zowel het actieve als het passieve waterkwaliteitsbeheer in eigen beheer uitgevoerd. In de meeste andere provincies zijn beheers-taken gedelegeerd naar of bestaande instanties als hoogheemraadschappen of waterschappen of zijn de beheerstaken ondergebracht bij daarvoor opgerichte zuiveringsschappen. De rijkswateren zijn in beheer bij rijkswaterstaat. Met betrekking tot de WHVZ zijn de onder de werkingssfeer van de wet vallende zwemgelegenheden ingedeeld in een viertal categorieën:
Categorie A: dit betreft zwembaden, zowel overdekt als niet overdekt, waarvan één of meer bassins dieper zijn dan 0.5 meter.
Categorie B: zwembaden waarvan geen van de bassins dieper is dan 0.5 meter.
Categorie C: gelegenheden, die zijn ingericht voor het zwemmen in oppervlaktewater.
Categorie D: gelegenheden, die gebruikt worden voor het zwemmen in oppervlaktewater, doch niet daartoe zijn ingericht.
Niet elke genoemde instantie heeft taken in alle categorieën zwemgelegenheden.

De provincies kennen taken in alle categorieën, voor de overige genoemde instanties beperken de taken zich tot de categorieën C en D, de zwemgelegenheden in oppervlaktewater (afb. 1). Voor zwemplaatsen in de categorieën C en D is het aandachtsveld te splitsen in veiligheid enerzijds en waterkwaliteit anderzijds. In afb. 2 is de relatie tussen waterkwaliteits-beherende instanties en het aandachtsveld weergegeven.

Problemen en oplossingen

Een zwemplaats maakt in vele gevallen een onderdeel uit van een groter geheel aan oppervlaktewater. Indien een waterkwaliteitsbeheerder maatregelen gaat treffen ter verbetering van de zwemwaterkwaliteit is het van belang in eerste instantie een breed inzicht te hebben in de kwaliteit van de grondstof, het 'voedingswater' van de zwemplaats. De grondstof kan bestaan uit:
- rivierwater bij een zwemplaats aan een rivier;
- zeewater bij zwemplaatsen aan de kust of langs de waddeneilanden;
- water in meren, plassen en kanalen bij zwemplaatsen aan meren, plassen en kanalen. Wanneer de waterkwaliteit van het voedingswater onvoldoende is, is het onwaarschijnlijk dat bij de aanliggende zwemplaatsen wel de geschikte waterkwaliteit wordt aangetroffen. Bij grensoverschrijdende wateren valt ter verbetering van de waterkwaliteit te denken aan internationale afspraken met betrekking tot vermindering van de verontreiniging van buiten Nederland.

Voor toestromend water van buiten het beheersgebied is overleg met betrokken waterkwaliteitsbeheerders wenselijk. Echter ook per beheersgebied is het mogelijk maatregelen te treffen, die tot verbetering van de waterkwaliteit kunnen leiden. Ter verbetering van de grondstof rond zwemplaatsen kunnen

Afb. 1 - Relatie tussen waterkwaliteitsbeherende instanties en de categorieën zwemplaatsen.

- PROVINCIE	- CATEGORIE A - CATEGORIE B
- ZUIVERINGSSCHAP - HOOGHEEMRAAD-SCHAPPEN/WATERSCHAPPEN - RIJK	- CATEGORIE C - CATEGORIE D

Afb. 2 - Relatie tussen waterkwaliteitsbeherende instanties en het aandachtsveld binnen de WHVZ.

- PROVINCIE	HYGIENE VEILIGHEID
- ZUIVERINGSSCHAP - HOOGHEEMRAAD-SCHAPPEN/WATERSCHAPPEN - RIJK	WATERKwaliteit