

Eutrofiëringsmodellen: overmaat schaadt?

Inleiding

'Modelleren op maat' was de titel van een themadag van de STOWA en de publikatie die hiervan verschenen is [Geldof & Wentholt, 1993]. Hieruit blijkt dat het gebruik van modellen bij het beleid over en beheer van oppervlaktewater niet meer weg te denken is. Ook wordt geconcludeerd dat hierbij vaak behoefte is aan 'maatwerk', afhankelijk van de specifieke vraagstelling en informatiebehoefte in verschillende fasen van het besluitvormingsproces.



D. T. VAN DER MOLEN
RIZA



J. H. JANSE
RIVM



I. DE VRIES
RIKZ

In de loop der jaren zijn al vele modellen ontwikkeld, blijkens bijvoorbeeld het STOWA-modellenbestand [Heikens & Van Leeuwen, 1991]. Een inventarisatie in 1988 resulteerde in ruim 60 oppervlaktewatermodellen. Sommigen wijzen op het gevaar van overmaat. Zo stelt prof. E. van Beek in zijn intrede dat de versnippering van de onderzoeksinspanning één van de redenen is waardoor Nederland zich maar matig op de Europese markt voor modellen voor het integraal waterbeheer profileert. Hij constateert overlap in de functionaliteit tussen verschillende modellen [Van Beek, 1993].

Met de toegenomen ervaring met modellen en de complexer wordende vraagstellingen in het waterbeheer gaat echter ook de modelontwikkeling aan de verschillende onderzoeksinstellingen door.

In dit artikel worden de overeenkomsten en verschillen aangegeven tussen enkele belangrijke eutrofiëringsmodellen, die in de Nederlandse zoete wateren worden toegepast, in het licht van de vragen die waterbeheerders veelvuldig stellen (afb. 1).

Ook wordt een aanzet gegeven voor de discussie welke modelontwikkeling voor de komende jaren gewenst is.

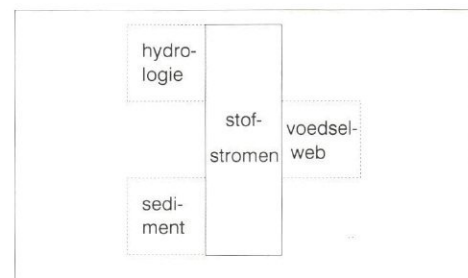
Samenvatting

Modellen zijn een belangrijk hulpmiddel bij het beleid en beheer van oppervlaktewater. Er zijn in Nederland vele verschillende eutrofiëringsmodellen. In dit artikel wordt onderscheid gemaakt tussen eutrofiëringsmodellen met de accenten hydrologie, sediment en voedselweb. Het is van belang om de keuze voor een model te laten sturen door de vraagstelling en de aard van het systeem. Daarnaast spelen aspecten als beschikbaarheid en bruikbaarheid een belangrijke rol. Er zijn verschillende opvattingen over de modellering van de hogere trofische niveaus van het voedselweb in het aquatische milieu. Aan de ene kant wordt getracht variabelen als waterplanten en vis in te bouwen in stofstroommodellen, aan de andere kant wordt een pragmatische aanpak gevolgd van specifieke modellen voor de verschillende doelvariabelen van het waterbeheer. De voor- en nadelen van beide opvattingen worden belicht. De verbetering en afstemming van de verschillende typen modellen voor de hogere trofische niveaus is een uitdaging voor de komende jaren.

Soorten modellen in Nederland

We beperken ons tot stofstroommodellen. Hieronder wordt verstaan: massabalansmodellen, waarin de hoeveelheid van een stof in het systeem wordt bepaald door import, export en lozingen en waarmee de verdeling over en flux tussen bepaalde 'pools' wordt beschreven. Alle modellen in deze groep beschrijven de hoeveelheid koolstof en de nutriënten fosfor, stikstof en silicium als functie van de tijd met behulp van differentiaalvergelijkingen. Ze richten zich primair op nutriëntenconcentraties, algen en doorzicht als functie van bepaalde ingrepen. Naast de overeenkomst zijn er ook duidelijk verschillende accenten; we hebben er drie onderscheiden (afb. 2). Op het gevaar af dat we één van deze modellen tekort doen, hebben we bij deze grove indeling de namen van bekende modellen in Nederland geplaatst. Hierbij hebben we niet gestreefd naar volledigheid.

Het model DUFLOW V2.0 [Aalderink & Klaver, 1994] is een waterbewegingsmodel, waaraan kwaliteitsprocessen zijn toegevoegd, zodat hier het accent *hydrologie* bij past. Delwaq-Bloom-Switch

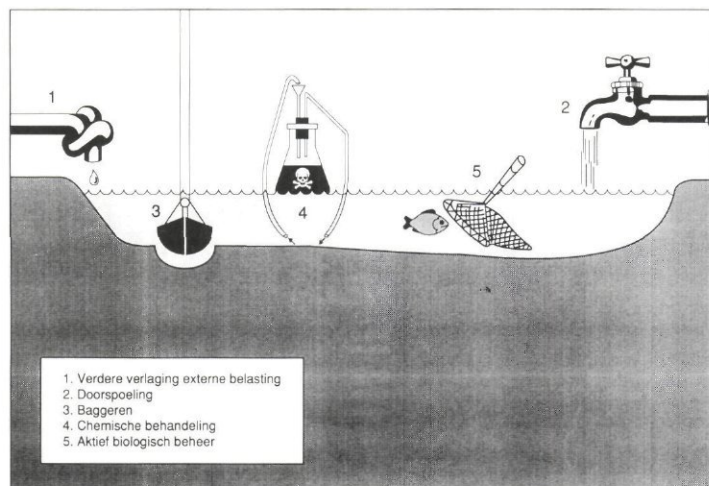


Afb. 2 - Stofstroommodellen; overeenkomst en verschillen.

(DBS) [Los, 1992; Van der Molen *et al.*, 1994] heeft de meest uitgebreide beschrijving voor de interactie tussen water en het onderliggende *sediment*. PCLAKE [Janse *et al.*, 1992; Janse *et al.*, 1994] krijgt het accent *voedselweb*, omdat hierin aanvullende beschrijvingen zijn opgenomen voor onder andere hogere waterplanten en vis. Hieronder worden de verschillende accenten toegelicht.

Hydrologie

Een juiste beschrijving van de hydrologie is belangrijk voor de beschrijving van de waterkwaliteit. In het algemeen geldt dat



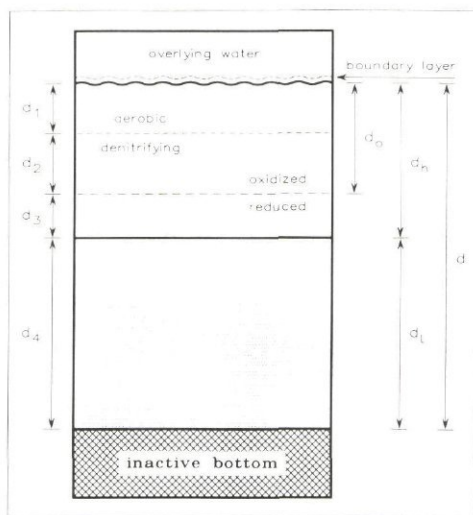
Afb. 1 - Schematisch overzicht van ingrepen die waterbeheerders kunnen doen.

de waterbalans, maar ook de stoffenbalans, voldoende bekend moet zijn, voordat zinvol tot modellering en zeker tot de simulatie van maatregelen kan worden overgegaan [Boers *et al.*, 1994]. Voor systemen met een korte verblijftijd is de aan- en afvoer vaak belangrijker voor de concentratie in het systeem dan de processen. Voor meer stagnante wateren moeten soms verschillende segmenten worden onderscheiden door plaatselijke omstandigheden (lozingen, afwijkende diepte). Er moet dan een uitspraak worden gedaan over de uitwisseling tussen de segmenten. Wanneer de hydrologie dominant is (vuistregel: verblijftijd van het water minder dan een week) ligt het voor de hand om uit te gaan van een waterbewegingsmodel, met daaraan gekoppeld een (relatief eenvoudig) waterkwaliteitsmodel. Voorbeelden hiervan zijn het model DUFLOW en diverse netwerkstudies, waaronder de Policy Analysis of the Watermanagement for the Netherlands (PAWN) voor de rijkswateren. In andere situaties zullen de processen belangrijker zijn voor de concentraties.

Daarom wordt in veel modellen uitgegaan van één gemengde bak (PCLAKE) of van een aantal gemengde bakken met daartussen netto transport en een extra dispersie term voor menging (DBS). Het geschikt maken van deze modellen voor een complexere hydrologie maakt diverse vereenvoudigende aannames noodzakelijk.

Sediment

Het betrekken van het sediment in een eutrofiëringsmodel is essentieel, omdat in de toplaag van het sediment een veelvoud voorkomt van de massa van stoffen, die zich in het bovenstaande water bevinden. Dit is vooral van belang voor systemen waarbij het evenwicht tussen water en bodem wordt verstoord door verandering van de belasting, zoals een reductie van de fosforlozingen. De meeste modellen hebben daarom wel een soort 'geheugen' meegenomen. Alleen de bodemmodule SWITCH van het model DBS bevat meerdere sedimentlagen (afb. 3) en is in staat om explosieve fosfaatnalevering te genereren door het gereduceerd raken van de toplaag van de bodem [Smits & Van der Molen, 1993]. Uit toepassingen is gebleken dat voor een aantal situaties het water weliswaar mag worden geschematiseerd als een gemengde bak, maar dat verschillende typen sediment een verdere compartimentering vereisen. De koppeling met resuspensie behoeft in alle modellen nog aandacht.



Afb. 3 - Schematisatie van het sediment in DBS (overgenomen uit [Smits & Van der Molen, 1993]).

Voedselweb

Het is bekend dat de algenbiomassa behalve door 'bottom up' effecten (nutriëntenbelasting, nalevering door de bodem) ook wordt beïnvloed door 'top-down' mechanismen (vis → zoöplankton). Systeemingenrepen als actief biologisch beheer stimuleren de vraag naar modellen die hierover uitspraken kunnen doen. Moeilijkheden bij het betrekken van hogere trofische interacties in een stofstroommodel zijn [De Vries *et al.*, 1992]:

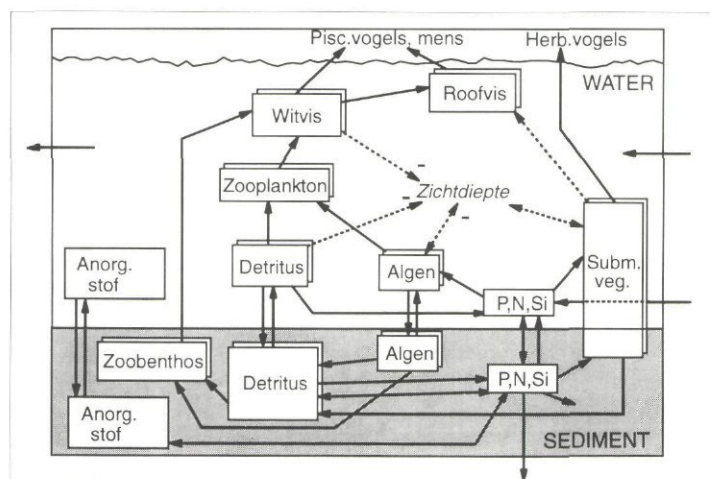
- Concentraties van stoffen en algen zijn onderhevig aan continue processen, terwijl voor hogere organismen naast continue processen (zoals groei) ook discrete gebeurtenissen (zoals massale vogelsterfte door botulisme) van belang zijn. Verder kan bijvoorbeeld niet-causaal gedrag van invloed zijn op het voorkomen van hogere organismen.
- De specifieke tijdconstanten van de dynamiek van de verschillende systeemvariabelen lopen vaak sterk uiteen. Een

cyclos van algen en zoöplankton duurt enkele dagen tot weken, voor waterplanten is dit maanden en voor vissen en detritus in het sediment veelal maanden tot jaren.

– In stofstroommodellen worden de variabelen onderscheiden die het gemiddelde weergeven van alle deeltjes of individuen. Dit gaat goed bij hoge dichtheden en weinig verschillen tussen de deeltjes of individuen. Voorbeelden zijn concentraties van opgeloste stoffen (10^{17} - 10^{26} moleculen m^{-3}) en gesuspendeerde stoffen en algen (10^6 - 10^{12} deeltjes m^{-3}). Bij vissen zijn de dichtheden veel lager (10^{-1} - 10^{-6} individuen m^{-3}). De aanname van een 'gemengde bak' is verdedigbaar voor stoffen en algen, maar vaak niet voor waterplanten en vissen, zelfs al zouden de individuen onderling gelijk zijn. Waterplanten zijn vaak geconcentreerd in een deelgebied en vissen kunnen zich massaal verplaatsen, bijvoorbeeld tussen diepere en ondiepere plaatsen. Als de verschillen tussen de individuen groot zijn en sommige processen slechts aangrijpen op een deel van de populatie is het noodzakelijk om in de modelbeschrijving hiermee rekening te houden.

– Vaak ontbreekt kennis over de causaliteit in de relaties tussen met beheer stuurbare milieufactoren enerzijds en hogere organismen anderzijds. Verrassende ervaringen met actief biologisch beheer, zoals de opkomst van de aasgarnaal *Neomysis* na verwijdering van een groot deel van de vissen in het Wolderwijd [Meijer *et al.*, 1994], zijn veelzeggend in dit verband.

Om bovengenoemde redenen beschrijft DBS nutriënten en algen, maar legt de graas van zoöplankton op door het invoeren van (meet)waarden en enkele parameters. PCLAKE biedt wel de optie om een aantal van de overige systeemvariabelen ook mee te nemen (afb. 4).



Afb. 4 - Modelstructuur van PCLAKE (overgenomen uit [Aldenberg et al., 1994]).

Toepasbaarheid van de modellen

Naast het bereik van de mogelijkheden van het instrument en de betrouwbaarheid van de resultaten, speelt ook de beschikbaarheid en de bruikbaarheid van het model een rol bij de keuze van het beheersinstrument.

Behalve de processen die zijn gerelateerd aan eutrofiëring, zijn er wensen voor een instrumentarium dat is gekoppeld aan een beschrijving van het gedrag van toxische stoffen. Een andere mogelijke uitbreiding is de koppeling met 'scenario-aanmaak' modellen. Een voorbeeld hiervan is een model waarbij de berekening van de af- en uitspoeling van nutriënten is gecombineerd met een eutrofiëringsmodel. De relatie tussen bemesting van landbouwgronden en doorzicht in het meerwater kan dan in samenhang worden bestudeerd. Uiteraard maken dergelijke koppelingen de hanteerbaarheid wel moeilijker.

De eutrofiëringsmodellen DBS en PCLAKE zijn op vele meren toegepast en het blijkt dat voor de meeste modelparameters vaste waarden kunnen worden gekozen. Bij de kalibratie van de modelparameters en bij de gevoeligheidsanalyse kunnen diverse technieken worden gehanteerd (Aldenberg *et al.*, 1994). In de praktijk levert dit echter de nodige problemen op. Zo moet bedacht worden of men geïnteresseerd is in één of meerdere modelvariabelen, of een gemiddelde belangrijk is of juist bepaalde uitschieters, etc. [Van der Molen & Pintér, 1993]. Een uitgebreide beschrijving van het sediment en het meenemen van extra systeemvariabelen voor de hogere trofische niveaus hebben uiteraard een toename van onzekere parameters en startwaarden tot gevolg.

In het algemeen zijn de modellen goed beschikbaar. In de praktijk is er echter vaak (kostbare) hulp nodig, voordat de modellen zelf kunnen worden toegepast. DUFLOW en DBS zijn door menubesturing, handleidingen en cursussen gericht op toepassing buiten de ontwikkelaars. Bij PCLAKE is dit tot dusver niet het geval. Het blijkt dat de gebruiker ondanks voorbeelden en een handleiding een redelijke ervaring met de chemische en biologische processen moet hebben om de modelresultaten te interpreteren. Dit is de reden waarom veel toepassingen toch door de ontwikkelaar worden uitgevoerd. Last but not least, het blijkt in de praktijk dat de gegevensinwinning en verwerking tot balansen voor de modelinvoer relatief veel tijd kosten. Dit geldt zowel voor complexe modellen als voor eenvoudige empirische relaties. Hulpmiddelen voor

het maken van invoer, zoals bij DBS, komen de bruikbaarheid ten goede.

Discussie

Bij de keuze van een eutrofiëringsmodel moet het belang van de waterbeweging en de processen vooraf tegen elkaar worden afgewogen. In de praktijk zal bij netwerkstudies of bij studies van inhomogene meren met een belangrijk slibtransport, de nadruk meer komen te liggen op de waterbeweging en minder op de chemische en biologische processen. Welke modelvariabelen en bijbehorende processen worden meegenomen hangt af van de vraagstelling en van de beschikbaarheid van gegevens.

Het belang van een goede modelmatige beschrijving van de sediment-water uitwisseling blijkt onder andere uit de grote rol van kwel en wegzijging op de fosforbalans van de Loosdrechtse Plassen en de Veluwerandmeren. De meeste modellen bezitten de optie om met een eenvoudige bodemformulering te werken. Door het inbouwen van variabelen als waterplanten en vis in een model is het mogelijk om een completer beeld te geven van de stofstromen in het systeem. Door terugkoppeling van de extra variabelen op de 'primaire' variabelen kan de kennis van het systeem toenemen. Wanneer waterplanten en vis expliciet in een model worden opgenomen verschuift de 'grens' van het model echter van opgelegde graas door zoöplankton naar bijvoorbeeld de invloed van vogels op de waterplanten en vis.

Veranderingen in het ecosysteem, zoals de opkomst van een aasgarnaal, kunnen nog steeds niet worden voorspeld. Daarnaast zijn er nog veel onzekerheden in de interacties tussen de hogere trofische niveaus. Zo is na verwijdering van een groot deel van de vis uit het Wolderwijd de zoöplanktongraas nauwelijks toegenomen, terwijl dat vooraf wel werd verwacht. Het inbouwen van een interactie in een model kan daarom ook wel eens een schijn-nauwkeurigheid geven [Scheffer & Beets, 1994]. Toename van het aantal onzekere interacties en bijbehorende parameters moet daarom samengaan met een uitbreiding van de modelanalyse.

Naast voedselwebmodellen worden ook andere vormen van modellering getest. Een voorbeeld is de Habitat Evaluatie Procedure [Laane, 1994], waarbij de geschiktheid van een gebied voor een soort wordt bepaald door voor bepaalde milieufactoren een score te geven (0 = niet geschikt, 1 = optimaal). Ook in stofstroommodellen op basis van stelsels gewone differentiaalvergelijkingen is het mogelijk om toestandsvariabelen van

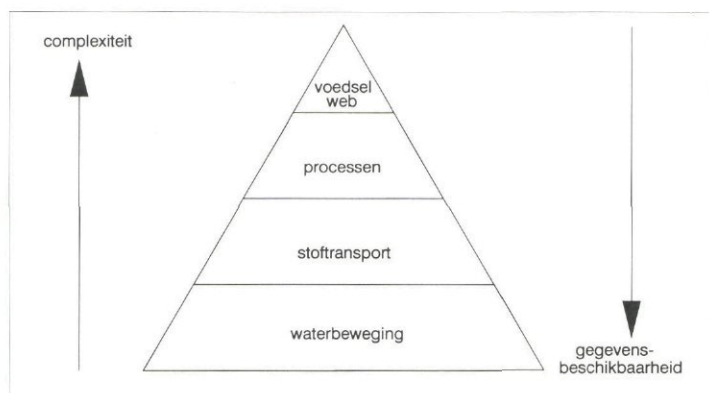
populaties te splitsen in een aantal leeftijds- of grootteklassen, en de populatiegroei op te delen in individugroei en -reproductie [Metz & Diekmann, 1986]. Daarnaast is recentelijk ook ervaring opgedaan met structuurmodellering van populaties [Van Boven & Schobben, 1993]. Deze vormen van modellering zijn vooral zinvol als de aandacht in het bijzonder op specifieke groepen of soorten organismen is gericht.

In PCLAKE is de nutriënten- en algenmodellering geïntegreerd met de beschrijving van populaties. Het nutriënten- en algenmodel DBS is losgekoppeld van de hogere trofische niveaus. Er wordt dus een pragmatische aanpak gevolgd van specifieke modellen voor verschillende doelvariabelen van het waterbeheer [De Vries *et al.*, 1992].

Conclusies

Om het effect van maatregelen te kunnen inschatten is het nodig om kennis te hebben van de variabelen die bij de ingreep zijn betrokken en van de variabelen, waaraan de kwaliteitsdoelstellingen worden opgehangen. Daarom is bijvoorbeeld de sediment-water uitwisseling van belang bij ingrepen in de belasting en hogere trofische niveaus bij actief biologisch beheer. Modellen verliezen snel aan bruikbaarheid als er veel verschillende processen gedetailleerd worden meegenomen. In dit opzicht geldt dus 'overmaat schaadt', maar uit het bovenstaande komt ook naar voren dat het bestaan van meerdere eutrofiëringsmodellen niet per se fout is. Verschillen in vraagstelling, inhoudelijke verschillen, bruikbaarheid en beschikbaarheid van gegevens (afb. 5) zijn redenen waarom het naast elkaar bestaan van verschillende stofstroommodellen zelfs wenselijk is.

In situaties waar geen grote veranderingen in het systeem plaatsvinden, kan heel goed worden volstaan met eutrofiëringsmodellen waarin de concentraties van nutriënten en algen worden beschreven. Beschrijving van vissen, vogels en hogere waterplanten, met de daarmee samenhangende onzekerheden, is dan niet nodig. Er moeten hoge eisen worden gesteld aan de gebruikersvriendelijkheid. Wanneer grote veranderingen in het ecosysteem te verwachten zijn kan er behoefte zijn aan modellen die ook de hogere trofische niveaus meenemen. Ook bij deze modellen moeten de massabalansen sluitend zijn en dienen de uitkomsten kwantitatieve informatie te bevatten. Diverse processen kunnen met behulp van empirie vereenvoudigd worden en daarnaast dienen nieuwe modelleringstechnieken te worden gehan-



Afb. 5 - Piramide modelonderwerpen.

teerd. Met behulp van wiskundige technieken dienen uitgebreide onzekerheidsanalyses en gevoeligheidsanalyses te worden uitgevoerd.

Hierdoor zal aan gebruikersvriendelijkheid worden ingeleverd.

Het eerstgenoemde type eutrofiëringsmodel is beschikbaar, hoewel in de praktijk een up-to-date eutrofiëringsmodel nooit 'af' is. Voor de modellering van de hogere trofische niveaus worden momenteel verschillende lijnen in Nederland verder ontwikkeld en getoetst. Voor de koppeling, integratie of juist splitsing van modellen is een pragmatische aanpak nodig, gericht op een doelgericht en hanteerbaar instrument. De verbetering en de onderlinge afstemming van de verschillende typen modellen voor de hogere trofische niveaus is een uitdaging voor de komende jaren.

Literatuur

- Aalderink, R. H. & Klaver, N. (1994). *DUFLOW V2.0 a micro-computer package for the simulation of 1-dimensional flow and water quality in a network of open water courses*. International symposium on water quality modeling, Kissimmee, Florida, USA. In voorbereiding.
- Aldenberg, T., Janse, J. H. & Kramer, P. R. G. (1994). *Fitting the dynamical model PCLAKE to a multi-lake survey through Bayesian statistics*. Ecological Modelling (in druk).
- Boers, P. C. M., Does, J. van der, Quaak, M. P. & Vlucht, J. C. van der (1994). *Phosphorus fixation with iron(III)chloride: A new method to combat internal phosphorus loading in shallow lakes?* Arch. Hydrobiol. 129: 339-351.
- Vries, I. de, Schobben, J. H. M. & Scheffer, M. (1992). *Ecologische modellering bij Rijkswaterstaat (RIZA en DGW)*. Werkdocument GWA0-92.201X.
- Geldof, G. D. & Wentholt, L. R. (1993). *Modelleren op maat*. STOWA rapport nr. 9.
- Heikens, D. L. J. & Leeuwen, P. E. R. M. van (1991). *Komputermodellen in het waterbeheer; het SAMWAT modellenbestand*. STOWA rapport nr. 7.
- Janse, J. H., Aldenberg, T. & Kramer, P. R. G. (1992). *A mathematical model of the phosphorus cycle in Lake Loosdrecht and simulation of additional measures*. Hydrobiologia 233: 119-136.
- Janse, J. H., Donk, E. van & Gulati, R. D. (1994). *Modelling nutrient cycles in relation to food web structure in a biomaniplulated shallow lake*. Neth. J. Aquat. Ecol., in druk.
- Laane, W. E. M. (1994). *Studiemiddag habitat modellen*. INRO-TNO & RIZA, Utrecht.
- Los, F. J. (1992). *Proces formuleringen DBS*; documentatie rapport. T542, Waterloopkundig Laboratorium & Rijkswaterstaat, RIZA.

- Metz, J. A. J. & Diekmann, O. eds. (1986). *Dynamics of physiologically structured populations*. Lecture notes in Biomathematics, Springer.
- Meijer, M.-L., Nes, E. H. van, Lammens, E. H. R. R., Gulati, R. D., Grimm, M. P., Backx, J., Hollebeek, P., Blaauw E. M. & Breukelaar, A. W. (1994). *The consequences of a drastic fish stock reduction in the large and shallow Lake Wolderwijd, The Netherlands. Can we understand what happened?* Hydrobiologia 275/276: 31-42.
- Scheffer, M. & Beets, J. (1994). *Ecological models and the pitfalls of causality*. Hydrobiologia 275/276: 115-124.
- Smits, J. G. C. & Molen, D. T. van der (1993). *Application of SWITCH, a model for sediment-water exchange of nutrients, to Lake Veluwe in The Netherlands*. Hydrobiologia 253: 281-300.
- Beek, E. van (1993). *Duurzame modellering voor duurzaam waterbeheer*. Intreerede 22-09-'93, Technische Universiteit Delft.
- Boven, R. M. van & Schobben, J. H. M. (1993). *Risico-analyse voor een indicatorsoort van het zeemilieu: De populatiedynamica van de grote stern in Nederland*. Rapport DGW-93.006, Dienst Getijdewateren.
- Molen, D. T. van der, Los, F. J., Ballegooijen, L. van & Vat, M. P. van der (1994). *Mathematical modelling as a tool for management in eutrophication control of shallow lakes*. Hydrobiologia 275/276: 479-492.
- Molen, D. T. van der & Pinter, J. (1993). *Environmental model calibration under different specifications: an application to the model SED*. Ecological Modelling 68: 1-19.

Integraal waterbeleid

- Slot van pagina 33.

Literatuur

- Awatar, R. H. C. M. & Nes, Th. J. van de (1990). *'Onderzoek en integraal waterbeleid'*. In: *Water in onderzoek*. Provincie Gelderland.
- Berghuis, J.-M. (1991). *Het oppervlaktewaterbeheer in de provincie Groningen: Beleidsafstemming in een bestuurlijk netwerk*. Rijksuniversiteit Groningen.
- Klapwijk, S. P. (1992). *'Beleidsanalyse gezien vanuit de praktijk van een waterbeheerder'*. In: *Beleidsanalyse in het waterbeheer*. STOWA Rapporten 8. KIVI/STOWA.
- Luiten, J. P. A. (1989). *'Afwegingen op nationaal niveau'*. In: *Beleidsanalyse voor het Nederlandse waterbeheer*. SAMWAT Rapporten 4. Bureau SAMWAT/TNO.
- Udo de Haes, H. A. & Dekker, E. A. (1987). *'Verklarend en ontwerpend milieukundig onderzoek aan watersystemen'*. Milieu 2(3): 78-83.
- Verbeek, M. (1994). *Mondelinge mededeling*.

Provincie Overijssel/Universiteit Twente, Visée, H. A. (1982). *De provinciale planvorming inzake de waterhuishouding*. Waterloopkundig Laboratorium.

Wisserhof, J. (1994). *Matching Research and Policy in Integrated Water Management, Delft Studies in Integrated Water Management 4*. Delft University Press.

TNO-cursus: Procesbewaking door microscopisch slibonderzoek

Bij het biologisch zuiveren van afvalwater met behulp van het actief-slibproces is de kwaliteit van de biomassa in belangrijke mate bepalend voor de processtabiliteit en het zuiveringsresultaat. Een minder goede kwaliteit van het actief slib leidt tot operationele problemen (bijvoorbeeld licht slib), een verslechtering van het zuiveringsresultaat en een stijging van de kosten. Ongewenste ontwikkelingen in de slibsamenstelling kunnen alleen via het regelmatig uitvoeren van microscopisch slibonderzoek tijdigesignaleerd worden.

Tevens is deze analyse een belangrijk hulpmiddel om een juiste diagnose te kunnen stellen, indien een zuiverings-inrichting niet goed functioneert. De methode is vastgelegd in de 'Handleiding voor microscopisch slibonderzoek' (STORA, Rijswijk, 1979).

In het verleden is een aantal cursussen over dit onderwerp gegeven. De cursus zal van 25 tot en met 27 maart 1996 nogmaals worden georganiseerd.

Het cursusprogramma omvat:

- instellen en gebruik microscoop;
- het leren herkennen van afwijkingen van de gewenste vlokqualiteit;
- draadvormende bacteriën: identificatie en het schatten van het aantal draden;
- herkennen van hogere organismen als protozoën en metazoën;
- functie van analyse bij procesbewaking.

Tevens zal een aantal lezingen worden gegeven over oorzaken en bestrijding van licht slib, drijfslagvorming en de invloed van de procesomstandigheden op de actief-slibkwaliteit. Voor zover daarvoor tijd beschikbaar is, zal ook ingegaan kunnen worden op specifieke problemen die aangedragen worden door de deelnemers van de cursus.

De cursus duurt drie dagen en zal in Delft worden gegeven. De kosten bedragen f 1.850,- per persoon.

Nadere inlichtingen: ir. D. H. Eikelboom, TNO Milieu, Energie en Procesinnovatie, Postbus 6011, 2600 JA Delft, telefoon 015-269 62 40.