

# Hydrologische aspecten bij zuurstofhuishouding en algengroei in riviersystemen

Lezing gehouden tijdens de technische bijeenkomst van de CHO 'Samenhang tussen waterkwaliteit en -kwantiteit bij studies van oppervlaktewateren' op 18 oktober 1978.

## 1. Inleiding

Bij het bestuderen van de zuurstofhuishouding en algenbloei in beken en rivieren wordt men herhaaldelijk geconfronteerd met de relatie met de waterhoeveelheid. De omvang van de afvoer bepaalt rechtstreeks de tijd die beschikbaar is voor biologische en chemische processen. Daarnaast heeft de afvoer via stroomsnelheid en diepte invloed op processen als menging, herbeluchting en dispersie. Het eerste doel van deze publicatie is deze aspecten nader te analyseren en toe te lichten. Hierbij zal



IR. G. VAN STRATEN  
Technische Hogeschool Twente  
(momenteel:  
International Institute for  
Applied Systems Analysis,  
Laxenburg, Oostenrijk)

geput worden uit praktijkvoorbeelden uit het onderzoek in de Gelderse Achterhoek, dat gedurende een reeks van jaren door de TH Twente ten behoeve van de Commissie Bestudering Waterhuishouding Gelderland is uitgevoerd.

De beken in de Achterhoek zijn veelal geregulariseerd. Het zijn typische laaglandbeken, die karakteristiek zijn voor vele andere beken en waterlopen in ons land. Bij beekregularisatie treden drastische veranderingen ten opzichte van de meer natuurlijke situatie op: door verbreding van het profiel en de bouw van stuwen wordt een aanzienlijk groter bergend volume bereikt, met een grotere diepte en (veel) grotere verblijftijd als gevolg. De tweede doelstelling is na te gaan welke kwaliteits-effecten van dergelijke kwantiteitsbeheersmaatregelen zijn te verwachten, waarbij gebruik gemaakt wordt van de bevindingen in het voorgaande. De grondgedachte is, dat het wellicht nuttig kan zijn kwaliteitsmodellen, zelfs in simpele vorm, bij regularisatieprojecten toe te passen.

## 2. Waterkwaliteitsmodellen

Een bespreking van de kwantiteitsaspecten bij het waterkwaliteitsonderzoek kan het beste geschieden aan de hand van een nadere beschouwing van enkele veel gebruikte kwaliteitsmodellen. Daarom volgt nu eerst een beknopte beschrijving van een dergelijk model, zoals dat door ons bij het onderzoek in de Achterhoek is toegepast. Uitgangspunt is een massabalans. Voor elke willekeurige in het water opgeloste stof kan deze worden geschreven als

$$\frac{\partial C}{\partial t} = - \frac{\partial (uC)}{\partial x} + \frac{\partial}{\partial x} D \frac{\partial C}{\partial x} + B - P \quad (1)$$

waarin  $C$  de concentratie,  $u$  de over de dwarsdoorsnede gemiddelde stroomsnelheid,  $D$  de dispersiecoëfficiënt en  $B$  en  $P$  resp. de bronnen en putten voorstellen. Vergelijking (1) is een één-dimensionaal model, hetgeen in verband met de in rivieren aanwezige dominante stroming in de lengterichting een redelijke voorstelling lijkt. We komen op dit punt nog terug. Indien de bovenstaande parameters, die zowel tijds- als plaatsafhankelijk kunnen zijn, alsmede de beginvoorwaarden en de randvoorwaarden bekend zijn, kan de concentratie op tijd  $t$  en plaats  $x$  in principe worden berekend.

Welke stoffen nu concreet in het model moeten worden opgenomen is in hoge mate afhankelijk van de doelstelling. Wie geïnteresseerd is in de effecten van BZV- verwijdering uit rioolwaterlozingen zal zich in de eerste plaats op zuurstof en BZV richten. Vergelijking (1) wordt voor zowel zuurstof ( $C$ ) als BZV ( $L$ ) uitgeschreven. De beide balansen zijn via de putterm aan elkaar gekoppeld.

$$\frac{\partial C}{\partial t} = - \frac{\partial (uC)}{\partial x} + \frac{\partial}{\partial x} D \frac{\partial C}{\partial x} - k_1 L + k_2 (c_s - c) \quad (2)$$

$$\frac{\partial L}{\partial t} = - \frac{\partial (uL)}{\partial x} + \frac{\partial}{\partial x} D \frac{\partial L}{\partial x} - k_1 L \quad (3)$$

Het systeem wordt gekenmerkt door de parameters  $k_1$  (de BZV-afbraakconstante) en  $k_2$  (de reaeratie). Voor de stationaire toestand en bij verwaarlozing van de dispersietermen gaat het stelsel (2), (3) over in het klassiek geworden model van Streeter en Phelps [15].

Inmiddels is in grote delen van ons land de biologische zuivering van afvalwater een vanzelfsprekende zaak geworden. Voor BZV-zuurstof-modellen is daarbij nauwelijks nog plaats, alhoewel in de wat verdere toekomst de vraag naar de effecten van de rest-BZV nog actueel kan worden. Wel ligt nog een duidelijk terrein braak in verband met de gevolgen voor het ontvangende water van rioolwateroverstorten. Het is duidelijk dat hier niet met de stationaire Streeter-Phelps versie kan worden volstaan.

Aan de andere kant zijn misschien wel juist als gevolg van de vergaande zuiveringsmaatregelen de gevolgen van de algemene hypertrofie van ons oppervlaktewater duidelijker aan het licht getreden, hetgeen ook in rivieren, vooral in gestuwde rivierpanden, in een excessieve algenbloei tot uiting komt. De lange verblijftijd en het verbeterde doorzicht, gecombineerd met hoge tot zeer hoge nutriëntlozingen, zijn hiervoor verantwoordelijk (zie verderop). Onder deze omstandigheden zijn de vraagstellingen van de beheerder verschoven naar kwesties als: welk effect mag worden

verwacht van fosfaat- (nutriënt-)verwijdering? Een model, dat als gereedschap dienst moet doen zal dan naast BZV en zuurstof ook (misschien) algen en fosfaat moeten bevatten.

Tot zover enkele achtergronden van de modelontwikkeling. Eén opmerking moet nog gemaakt worden, juist in verband met de kwantiteitsaspecten. De vereiste nauwkeurigheid van de hydrodynamische termen moet worden bezien tegen het decor van de nauwkeurigheid van de biologische termen. In feite geven onze modellen een bijzonder grove beschrijving van de biologische werkelijkheid. De mate van detail is opnieuw een functie van de doelstellingen, en van de hoeveelheid meetgegevens die ter beschikking staan of ter beschikking kunnen komen om een meer complex model te kunnen calibreren. Om een voorbeeld te geven: een betere dynamische beschrijving van de BZV afbraak zou men kunnen verkrijgen door ook bacteriën als modelvariabele op te nemen. Met name voor de voorspelbaarheid van de effecten van stikstofreductie op het zuurstofverbruik door nitrificatie kon dit wel eens noodzakelijk blijken. Maar tegelijkertijd neemt de noodzakelijke meetinspanning aanzienlijk toe, en de nadelen hiervan zal men tegen de voordelen moeten afwegen.

Voor ons huidige doel de effecten van kwantiteit op kwaliteit toe te lichten zijn bovenstaande overwegingen minder interessant. We willen hier verder volstaan met de vergelijkingen te geven van een model, dat wij in iets gecompliceerder vorm bij het eutrofiëringsonderzoek in de Gelderse Achterhoek hebben gebruikt. Zie tabel I [12, 13]. Het model bevat vergelijkingen voor BZV, zuurstof, algen en (ortho)fosfaat. De algengroeisnelheid wordt bij lage orthofosfaatgehalten (zo in de orde van enkele tientallen microgram P per liter) door fosfaat beperkt, terwijl bij hoge fosfaatgehalten alleen het licht beperkend is (of de verblijftijd zoals verderop nog zal worden toegelicht).

## 3. Menging over de dwarsdoorsnede

Een belangrijke aanname bij vergelijking (1) is dat een één-dimensionale beschrijving voldoende is, m.a.w. dat geen significante verschillen in de dwarsdoorsnede voorkomen. Direct na een lozing wordt hieraan niet voldaan. Bij een dispersie-experiment in de Groenlose Slinge bijv. konden nog verschillen in laterale richting worden geconstateerd op 1000 m na de kleurstof-injectie. Hoe lang de afstand is, die nodig is om volledige menging te bereiken, de zgn. menglengte, kan worden geschat met een door Fisher [7] afgeleide formule.

TABEL 1 - Vereenvoudigde modelvergelijkingen.

		groei	sterfte	BZV-afbraak	reaeratie	reactie
algen	$\frac{dA}{dt} =$	$+k_{pa}FA$	$-k_{da}A$			
BZV	$\frac{dL}{dt} =$		$+Y_1k_{da}A$	$-k_1L$		
zuurstof	$\frac{dC}{dt} =$	$+Y_2k_{pa}FA$	$-Y_3k_{da}A$	$-k_1L$	$+k_2(C_s - C)$	
fosfaat	$\frac{dP}{dt} =$	$-Y_4k_{pa}FA$	$+Y_5k_{da}A$			$-k_sP$

k: snelheidscoëfficiënten  
Y: verhoudingsfactoren

C<sub>s</sub>: zuurstof verzadigingsconcentratie  
F: over de diepte gemiddelde lichtfactor (zie tekst)

TABEL II - Globale waarden voor menglengte en dispersiecoëfficiënt.

NB De menglengte voor de Waal zal in de praktijk door kribben, bochten, havenconstructies e.d. geringer zijn.

Beek	Q (m <sup>3</sup> /s)	B (m)	H (m)	u (m/s)	L <sub>m</sub> (m)	D (m <sup>2</sup> /s)	D/uH (-)
Hupselse beek	0,08	3	0,5	0,06	100	0,04	1
Groenlose Slinge	1	20	1	0,05	2000	0,08	2
Oude IJssel	10	40	4	0,07	2500	1,7	6
Bornse Beek	0,6	5	0,3	0,40	600	1,3	10
Brielse Meer — kanaal	60	60	3	0,40	7000	28	25
Waal	1500	260	5	1,0	250000	200	40

Na enige omwerking kan men voor de menglengte schrijven

$$L_{meng} = 1,8 \frac{b^2 Ch}{R \sqrt{g}} \quad (4)$$

waarin b de karakteristieke breedte (in de praktijk ongeveer de halve breedte), Ch de Chezy-coëfficiënt (gewoonlijk zo'n 30 à 40 m<sup>1/2</sup>/s), g de versnelling van de zwaartekracht en R de hydraulische straal voorstelt. Interessant is dat in vergelijking (4) het debiet niet voorkomt. De verklaring hiervoor is, dat weliswaar bij toenemend debiet de benodigde mengtijd verminderd wordt als gevolg van de hogere turbulentiegraad, maar dat uiteraard in deze kortere tijd ook een grotere afstand wordt afgelegd. Bij brede rivieren (waar R ≈ H, H is de diepte) is de menglengte kleiner naarmate de diepte groter is. Dit op het eerste gezicht vreemde verschijnsel vindt zijn oorzaak in de wervelstructuur. De maximale wervelgrootte wordt door de diepte bepaald; met toenemende diepte neemt de verticale turbulente menging dus toe, waardoor ook in laterale richting een sterkere menging geïnduceerd wordt.

Toepassing van verg. (4) op de gegevens van de Groenlose Slinge levert een menglengte van ongeveer 2000 m op hetgeen redelijk overeenstemt met de metingen.

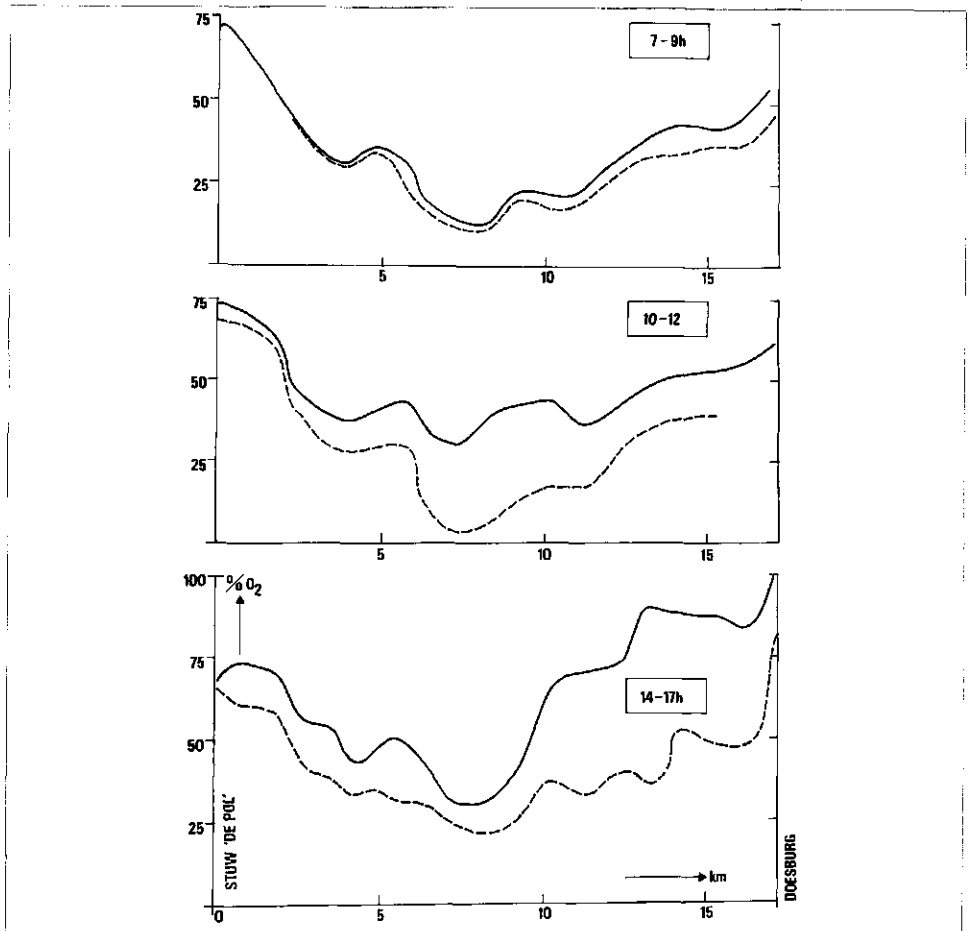
Hoezeer beschouwing van de menglengte noodzakelijk is wordt geïllustreerd in tabel II voor enkele typerende voorbeelden. Het blijkt dat vooral voor grote rivieren

(Rijn!) de toepasbaarheid van een één-dimensionaal model twijfelachtig is. Hoewel de menging in de verticale richting door de veel kleinere mengweg veelal geen probleem zal zijn is gebleken dat in rustige periodes, tijdens stagnatie in stuwpannen wel degelijk belangrijke verticale gradiënten kunnen voorkomen (zie afb. 1). Dit geldt met name voor zuurstof. De algengroei en de daarmee geassocieerde zuurstofproductie vindt vooral in de oppervlaktelagen plaats, doordat daar het lichtklimaat het gunstigst is, terwijl juist aan de bodem vaak zuurstofverbruik optreedt. Bij voldoende verticale menging kunnen de zo gevormde gradiënten blijven bestaan. Een belangrijke consequentie is, dat continue registratie van het zuurstofgehalte met behulp van elektroden aan het oppervlak onder zulke omstandigheden tot aanzienlijke fouten kan leiden.

4. Rol van debiet en diepte - dispersie

De dispersieterm maakt van vergelijking (1) een tweede orde partiële differentiaalvergelijking, waardoor de (numerieke) oplossing aanzienlijk gecompliceerd wordt. Het is dan ook niet te verwonderen dat in

Afb. 1 - Ontwikkeling van verticale gradiënten in de Oude IJssel. Zuurstofprofielen (in % van de verzadigingswaarde) in de vroege ochtend, tegen de middag en in de middag op 19 sept. 1974 [10]. — op 0,5 m onder het oppervlak - - - - op 1,5 m onder het oppervlak



het onderzoek nogal wat aandacht is besteed aan de vraag onder welke omstandigheden de dispersie-effecten kunnen worden verwaarloosd. Als dispersie mag worden verwaarloosd is dit ook in het veld een groot voordeel, omdat dan de kinetiek kan worden onderzocht door een prop water op zijn weg te volgen zonder dat men zich zorgen hoeft te maken over wat in 'aangrenzende' proppen gaande is. De voorwaarden waaronder verwaarlozing van dispersie mogelijk is zijn onder andere door De Boer onderzocht [4, zie ook 13 en 16].

Voor een eenvoudig BZV-model luiden de voorwaarden:

$$D \ll \frac{u^2}{4k} \quad (5)$$

$$\omega \ll \frac{u}{2,5 x} \sqrt{\frac{ux}{2D}} \quad (6)$$

Hierin is  $k$  de eerste orde afbraakconstante voor BZV. Vergelijking (5) is de voorwaarde voor de statische component van de lozing, waaraan door de geringe waarde van  $k$  (orde van grootte  $0,2 - 0,7 \text{ dag}^{-1}$ ) vrijwel steeds is voldaan. Vergelijking (6) stelt de voorwaarde voor de dynamische component voor, met  $\omega$  als de karakteristieke (hoek)frequentie. Bij een rioolwaterzuiveringsinstallatie is door de etmaalcyclus  $2\pi/24 \text{ h}^{-1}$  een karakteristieke frequentiecomponent, maar door het bij en afschakelen van pompgemalen komen ook hogere frequenties voor. Bij overstorten moet door de steile flanken van de puls met een breed frequentiespectrum worden gerekend. Met andere woorden: door het stootsgewijze karakter van de overstort komen in de rivier grote longitudinale gradiënten voor, waardoor concentratievereffening reeds bij relatief kleine dispersiecoëfficiënten belangrijk is.

Om bovenstaande formules te kunnen toepassen is uiteraard informatie omtrent de dispersiecoëfficiënt nodig. In het algemeen verdient het de voorkeur de dispersie door een geschikt tracerexperiment te bepalen. Om de relatie met debiet en diepte te verduidelijken is echter een voorspelformule gewenst. Als globale vuistregel kan men hanteren

$$D = c_1 u_* R \quad (7)$$

ofwel, voor brede rivieren

$$D = c_2 u H \quad (8)$$

waarin  $u_*$  de frictiesnelheid ( $u \sqrt{g/Ch}$ ) en  $R$  de hydraulische straal voorstelt. De constante  $c_2$  blijkt echter geenszins universeel te zijn (evenmin als  $c_1$ ), maar is een functie van de geometrie en de bodemruwheid. In tabel II zijn enkele globale waarden aangegeven. Met toepassing van (8) kunnen de eerder

genoemde voorwaarden nu geschreven worden als

$$u \gg 4 k c_2 H \quad (9)$$

$$\omega \ll \frac{1}{2,5 \sqrt{2} c_2} \frac{u}{x} \sqrt{\frac{x}{H}} \quad (10)$$

Uit de dynamische voorwaarde (10) kan men nu besluiten, dat dispersie minder snel verwaarloosd mag worden naarmate de afstand toeneemt of de snelheid afneemt. Vooral dit laatste punt is belangrijk: tijdens stagnante periodes zoals die zich vooral in de zomer kunnen voordoen moet men beducht zijn op relatief belangrijke dispersie-effecten.

### 5. Rol van debiet en diepte - reaeratie

De zuurstofoverdracht van atmosfeer naar water is een belangrijk fysisch proces, dat in feite de basis is voor het zelfreinigend vermogen. In de literatuur wordt een groot aantal reaeratieformules genoemd. Bansal [4] geeft hiervan een overzicht. De verklaring voor het bestaan van deze bonte verzameling van beschrijvingen is deels te vinden in het feit dat een rechtstreekse bepaling in het veld uiterst moeilijk is door de aanwezigheid van andere zuurstofvragende en zuurstofleverende processen. Een populaire formule, gebaseerd op theoretische overwegingen, is die van O'Connor en Dobbins [11], welke hier in een enigszins ongebruikelijke vorm wordt weergegeven:

$$k_2 = H^{-2} B^{-0,5} D_L^{0,5} Q^{0,5} \quad (11)$$

Hierin zijn  $H$  en  $B$  resp. de gemiddelde diepte en de gemiddelde breedte,  $D_L$  de moleculaire diffusiecoëfficiënt voor zuurstof en  $Q$  het debiet.

Uit vergelijking (11) blijkt dat de reaeratie toeneemt met de wortel uit het debiet en

afneemt met het kwadraat van de diepte. Het is op eenvoudige wijze mogelijk het effect dat het debiet via de reaeratie heeft te illustreren. Daartoe maken we gebruik van de oplossing van de Streeter-Phelps vergelijkingen (stationaire toestand, geen dispersie), gegeven in tabel III. Werken we dit uit voor een gestuwd pand, waar de diepte nauwelijks een functie van het debiet is, dan ontstaat een figuur als gegeven in afb. 2. Voor de overige parameters zijn waarden gekozen die typerend zijn voor de beken in de Achterhoek (Berkel).

Bij de berekeningen is ervan uitgegaan dat de lozingsomvang constant is, zodat de begin-BZV lager wordt naarmate het debiet toeneemt. In de praktijk is dit niet zo, waardoor de figuur voor de hogere debieten een iets te optimistisch beeld geeft. Omdat het maximum deficiet een lineaire functie is van de lozing kan gemakkelijk worden nagegaan welk deficiet zou optreden, als de belasting met het debiet zou stijgen (zie stippellijn voor een lineair toenemende belasting). Aan de andere kant geeft afb. 2 een iets te pessimistisch beeld, omdat het effect van de beluchting op de stuw niet is meegerekend. Samenvattend kan geconcludeerd worden dat in gestuwde rivierpanden het optredende zuurstofminimum het laagst is bij lage debieten, en bovendien in dat gebied zeer gevoelig is voor debietvariaties. De plaats waar het minimum optreedt komt bij lagere debieten dicht bij de bron te liggen. De plaats is onafhankelijk van de omvang van de lozing.

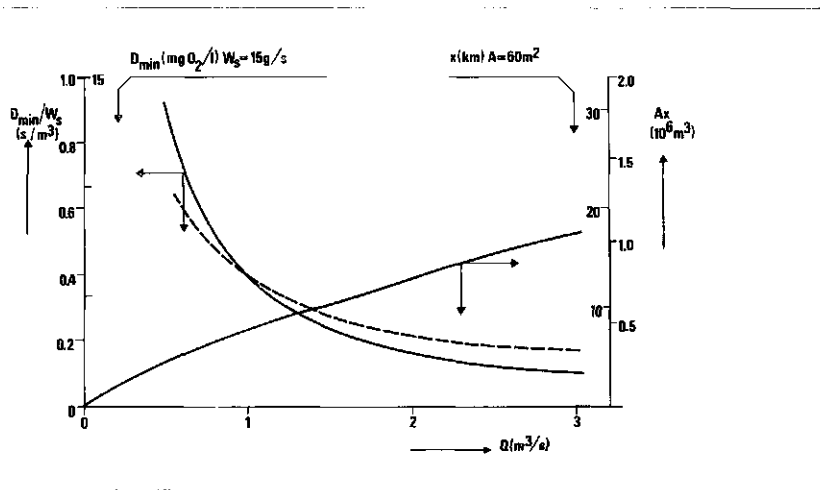
### 6. Relatie hydrologie - algengroei

#### 6.1. Beschrijving algengroeiproces

Uit tabel I kan worden afgeleid, dat de

TABEL III - Toepassing Streeter-Phelps op natuurlijke en gestuwde beken.

Oplossing Streeter-Phelps	
als $k_1 \neq k_2$ :	als $k_1 = k_2$ :
$D(\tau) = \frac{k_1}{k_2 - k_1} \frac{W}{Q} \exp(-k_1\tau) - \exp(-k_2\tau)$	$D(\tau) = k_1\tau \frac{W}{Q} \exp(-k_1\tau)$
$\tau_{min} = \frac{1}{k_2 - k_1} \ln(k_2/k_1)$	$\tau_{min} = 1/k_1$
$D_{min} = D(\tau_{min})$	$D_{min} = \frac{W}{Q} \exp(-1)$
Reaeratie	
$k_2 = H^{-2} Q^{1/2} B^{-1/2} D^{1/2}$	
in natuurlijke beken:	in stuwpanden:
$H = Q^{2/3} Ch^{-2/3} S^{-1/3} B^{-2/3}$	$H \approx \text{constant}$
$k_2 = a_n Q^{-5/6}$	$k_2 = a_s Q^{1/2}$
$a_n = B^{5/6} Ch^{4/3} S^{2/3} D^{1/2}$	$a_s = H^{-2} B^{-1/2} D^{1/2}$



Afb. 2 - Voor een gestuwde beek: Hoogste zuurstofdeficiet  $D_{min}$  per lozingshoeveelheid  $W_s$ , en afstand waar het minimum optreedt, als functie van het debiet  $Q$ . Op de verticale as is als voorbeeld  $D_{min}$  bij een constante lozing van 15 g/s aangegeven. (NB: Stuwefect verwaarloosd.) Stippellijn: voorbeeld van  $D_{min}$  bij met debiet stijgende lozing ( $W_s = 10 + 5 Q$ ). (Parameters:  $H = 2$  m;  $B = 30$  m;  $k_1 = 0,2$  dag<sup>-1</sup>.)

groesnelheid van algen wordt bepaald door de maximale groeisnelheid  $k_{pa}$ , een Michaelis-Menten factor voor de nutriënt-limitering, en een lichtfactor  $F$ , welke het effect van het lichtklimaat weergeeft. Een redelijke beschrijving van de lichtfactor wordt gegeven door de volgende elementen [12]:

— de relatieve groeisnelheid als functie van het licht, bijv. volgens Steele:

$$G(I) = \frac{I}{I_s} \exp\left(-\frac{I}{I_s} + 1\right) \quad (12)$$

$I_s$  is hierin de lichtintensiteit waarbij de groeisnelheid maximaal is (de optimale lichtintensiteit);

— de lichtintensiteit als functie van de diepte

$$I(z) = I(0) \exp(-k_e z) \quad (13)$$

Hierin is  $k_e$  de totale extinctiecoëfficiënt, die een functie is van de algenconcentratie zelf (de zgn. zelfschaduw) en het overige zwevende stof gehalte  $S$

$$k_e = k(S) + \alpha A \quad (14)$$

Combinatie van (12) en (13) levert de over de diepte gemiddelde relatieve groeisnelheid:

$$F = \frac{1}{H} \int_0^H G(I) dz \quad (15)$$

De factor  $F$  ligt tussen 0 en 1 en is uiteraard een functie van het tijdstip; gedurende de nacht is  $F$  nul. In afb. 3 is de lichtfactor als functie van de diepte weergegeven, bij verschillende waarden van de extinctiecoëfficiënt, met parameterwaarden zoals die ongeveer in de Achterhoek gelden [14]. De afbeelding is geldig op het midden van de dag. Te zien is dat bij afnemende diepte eerst een grotere lichtfactor wordt bereikt, omdat het over de diepte gemiddelde lichtklimaat gunstiger wordt. Bij verdere ver-

kleining van de diepte treedt weer een vermindering in  $F$  op ten gevolge van de toenemende invloed van de fotoinhibitie bij hoge lichtintensiteiten.

### 6.2. De maximale biomassa

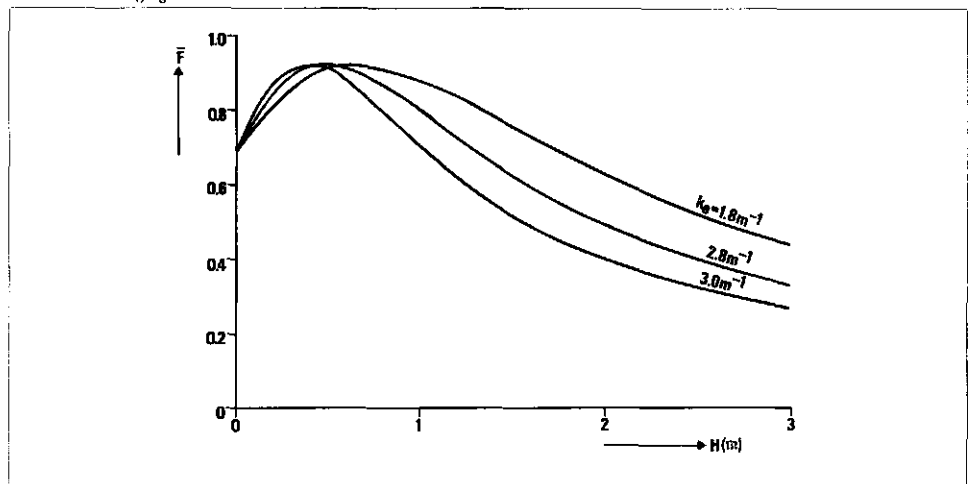
In meren wordt de maximale biomassa bereikt indien [vgl. 9]:

- de groeisnelheid als gevolg van de verhoogde zelfschaduwing zover is gedaald, dat zij gelijk is geworden aan de som van de sterftesnelheden (incl. graas);
- niet voldoende nutriënten aanwezig zijn om een hogere algenconcentratie te onderhouden.

Voorwaarde a. kan tot uitdrukking worden gebracht door in de over 24 uur gemiddelde relatie

$$\frac{d\bar{A}}{dt} = \frac{\bar{k}_{pa} \bar{F} - k_{da}}{A} \quad (16)$$

Afb. 3 - Lichtfactor versus waterdiepte, bij drie waarden voor de extinctiecoëfficiënt. (Parameter:  $I_0/I_s = 2,14$  - Berkel [14].)



het linkerlid nul te stellen. Als  $A$  over een etmaal niet te veel varieert is dit equivalent met de voorwaarde

$$k_{pa} \bar{F} - k_{da} = 0 \quad (17)$$

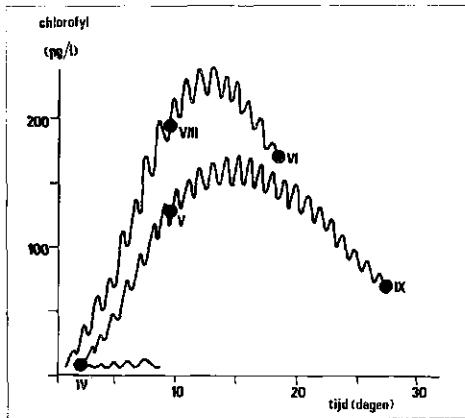
waar  $\bar{F}$  de over 24 uur gemiddelde waarde van  $F$  is.  $\bar{F}$  brengt aldus het gecombineerde effect van de middeling van de groei over diepte en tijd, en van de zelfschaduwing tot uiting.  $A_{max}$  kan door oplossing van (17) worden verkregen. En passant moet worden opgemerkt, dat deze waarde zeer gevoelig is voor de sterfteterm, welke incidenteel hoge waarden kan aannemen als gevolg van graas door zooplankton.

In de redenering tot nu toe speelde de tijd geen rol: vroeger of later wordt de maximale biomassa bereikt. Bij rivieren ligt dit echter anders. Het is immers zeer wel mogelijk dat de prop al aan het eind van de rivier aankomt nog lang voor het maximum bereikt is. Door de ingewikkelde structuur van  $\bar{F}$ , waarin  $A$  via de extinctie in de noemer voorkomt, is het moeilijk in vergelijking (16) een analytische oplossing te vinden voor de tijd die nodig is om het maximum te bereiken. Een numerieke oplossing is echter geen probleem. Een voorbeeld van het effect van de verblijftijd wordt gegeven in afb. 4.

De maxima die mogelijk zijn onder de heersende niveaus van fosfaat en licht worden in dit geval (Oude IJssel) bij verblijftijden korter dan ca. 12 dagen niet bereikt.

### 6.3. Discussie

Uit het voorgaande komt het volgende beeld van de relatie debiet-fotosynthese naar voren. Stijgt het debiet na een voldoende lange periode van stagnatie, dan kan de daarbij behorende biomassa zich niet handhaven door de geringere tijd die voor groei voorhanden is. Er vindt uitspoeling plaats. Bovendien neemt ook de groeisnelheid af



Afb. 4 - Ontwikkeling van de algenbloei als functie van de stroomtijd. Simulaties voor de Oude IJssel 1975 [12].

De stippen geven de verblijftijd in de aangeduide maanden aan. De diverse krommes ontstaan als gevolg van verschillen in temperatuur en lichtniveau.

omdat meestal de troebelheid toeneemt. Anderzijds treedt soms ook een verhoging van de nutriëntconcentraties op als gevolg van de verhoogde uitspoeling uit landbouwgebieden (zie bijv. [3]). Op de algengroei heeft dit alleen effect als de nutriënten limiterend waren. Na de afvoergolf neemt het doorzicht eerst wat toe, en de algencconcentratie stijgt als gevolg van de verlengde verblijftijd. Het is evenwel denkbaar dat een wijziging in de populatie is opgetreden doordat tijdens de afvoergolf nieuw entmateriaal uit de beken en sloten kan zijn aangevoerd. Daardoor wordt de algencconcentratie in beken en rivieren meer dan in meren door de hydrodynamica bepaald. Dit wordt nog versterkt door wisselende meteorologische condities, vooral in de variabiliteit in zuurstofgehalten zichtbaar [12].

## 7. Mogelijke effecten van beekregularisatie op de waterkwaliteit

Kenmerkend voor beekregularisatie is een vergroting van het doorstroomprofiel, en een niveaubeheersing door middel van stuwning. Beide factoren resulteren in een flinke vergroting van het bergingsvolume en daardoor, bij hetzelfde debiet, in een aanzienlijke verlenging van de verblijftijd. Verder wordt de waterdiepte behoorlijk vergroot, terwijl deze praktisch onafhankelijk wordt van debietfluctuaties. Uit het voorgaande is duidelijk dat dit alles belangrijke consequenties voor de waterkwaliteit heeft.

Een nadere uitwerking kan worden gegeven door de in sectie 5 gegeven berekeningen te herhalen voor de ongestuwde situatie. Omdat nu geldt dat de waterdiepte met het debiet toeneemt ( $H \approx c Q^{2/3}$ ) neemt de reaeratiecoëfficiënt in een ongestuwde beek

af met het debiet. Overigens is bij gelijk debiet de reaeratieconstante in de ongestuwde beek belangrijk hoger dan in het gestuwde beekpand.

Overeenkomstige toepassing van de vergelijkingen uit tabel III levert als voorbeeld afb. 5a. De parameters zijn zo gekozen, dat een vergelijking met afb. 2 mogelijk is (onder redelijke veronderstellingen voor de wijziging van de dwarsdoorsnede bij regularisatie; in een concreet geval kunnen uiteraard de juiste waarden worden gesubstitueerd).

Wat direct opvalt is dat het maximum deficiet in het ongestuwde geval met het debiet toeneemt. Daarnaast blijkt dat de gevoeligheid voor debietvariatiës belangrijk geringer is dan in het gestuwde geval. De locatie van het minimum verwijderd zich bij de ongestuwde beek sneller van de bron bij toenemend debiet dan in het gestuwde pand.

Door de veel hogere reaeratie heeft de ongestuwde beek bij gelijk debiet een aanzienlijk hoger zelfreinigend vermogen, althans bij de (kritieke) lage debieten. Afb. 5b geeft weer hoeveel maal de lozing bij vrije stroming hoger zou mogen zijn om op hetzelfde deficiet uit te komen. Benadrukt moet worden, dat de reaeratie op de stuwen niet in de berekening is opgenomen, hetgeen vanzelfsprekend een geflatteerd beeld t.o.v. de gestuwde situatie geeft. Het probleem is hier, dat slechts beperkte kennis over de beluchtingscapaciteit van stuwen beschikbaar is. Dat het effect belangrijk kan zijn wordt bijv. ge-

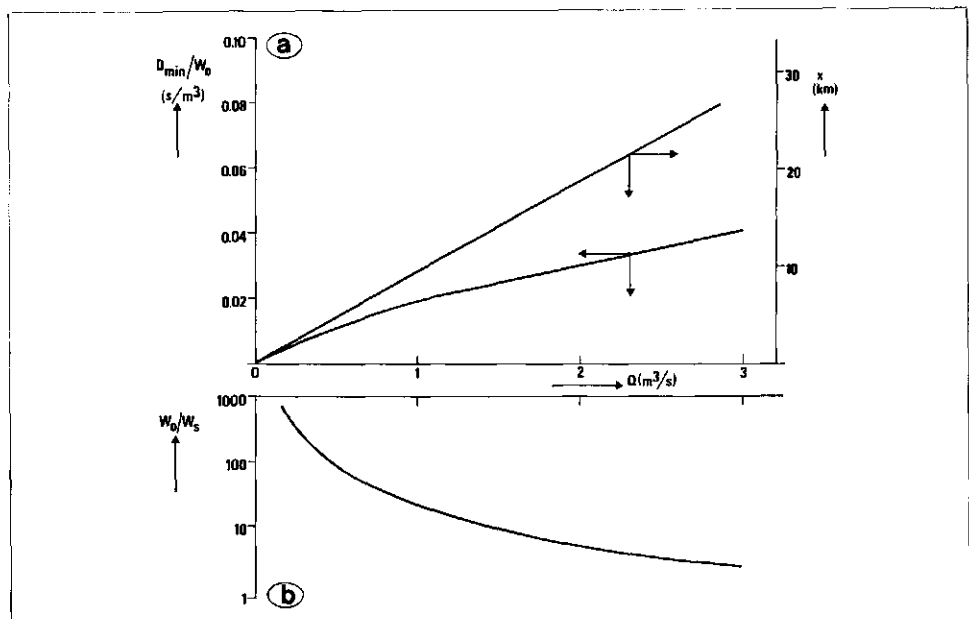
illustreerd in een soortgelijke berekening voor de rivier de Doubs in Frankrijk [5]. Aldaar wordt ook een formule voor de beluchting bij een stuw aangehaald. Helaas worden dergelijke formules gekenmerkt door een hoge mate van onzekerheid. Factoren die meestal niet expliciet in de formuleringen voorkomen maar wel belangrijk zijn, zijn bijv. de constructie van de stuw en de aard van het benedenstroomse stuwbed.

Ondanks de genoemde beperkingen lijkt een berekening volgens het bovenstaande bij beekregularisatieprojecten nuttig. Het lijkt mogelijk zelfs bij prioriteit van de belangen van het kwantiteitsbeheer toch tenminste een deelopimalisatie naar de kwaliteitsaspecten uit te voeren. Beslissingsvariabelen zouden in zo'n geval bijv. het aantal stuwen en de situering ervan kunnen zijn.

Het tweede aspect dat bij de beekregularisatie een rol speelt is de problematiek van de algengroei. Uit afb. 3 valt af te lezen dat de afname van de groefactor bij toenemende diepte in het algemeen meer dan gecompenseerd zal worden door de verblijftijdverlenging, met name als men bedenkt dat met regularisatie ook veelal een verbreding van het profiel gepaard gaat. In concrete gevallen kan men door simulatie een indruk krijgen welke van de effecten dominant is.

Twee kanttekeningen zijn nog op zijn plaats. Het spreekt vanzelf, dat algengroei ook consequenties heeft voor de zuurstofhuishouding. Beschouwt men sterke zuur-

Afb. 5 - Voor een natuurlijke beek: a) Hoogste zuurstofdeficiet  $D_{min}$  per lozingshoeveelheid  $W_s$ , en afstand waar het minimum optreedt, als functie van het debiet  $Q$ . (Parameters:  $B = 10$  m;  $Ch = 35$  m<sup>1/2</sup>/s;  $S = 2 \times 10^{-4}$  m/m;  $k_1 = 0,2$  dag<sup>-1</sup>.) b) Aantal malen dat de lozingsomvang in een natuurlijke beek groter zou mogen zijn dan in een geregulariseerde beek om tot een gelijk deficiet te komen (vgl. afb. 2). NB: Stuwefect verwaarloosd.



stofschommelingen als ongewenst, dan is de ondiepe, ongestuwde beek duidelijk in het voordeel: door de veel sterkere reaeratie vindt een sterkere vereffening van de zuurstoffluctuaties rond de verzadigingswaarde plaats. Dit aspect wordt fraai geïllustreerd door waarnemingen in verschillende trajecten van de Aaltense Slinge [8].

Een tweede opmerking is van fundamentele aard. In bovenstaande redeneringen is ervan uitgegaan, dat de ongestuwde en gestuwde systemen met dezelfde vergelijkingen kunnen worden beschreven. Dit behoeft echter niet juist te zijn. Zo is het bijv. bekend, dat in ondiepe beken veelal bentische algen en vaste waterplanten tot ontwikkeling komen. Verbetering op dit punt is waarschijnlijk alleen na uitgebreid hydrobiologisch onderzoek mogelijk, zodat voorlopig met een grove benadering moet worden volstaan.

#### 8. Slotbeschouwing

In de voorgaande secties zijn aan de hand van relatief eenvoudige modellen de effecten van kwantiteitsbepaalde grootheden als debiet en diepte op dispersie, reaeratie en algenbloei toegelicht. Voorbeelden zijn gegeven voor situaties zoals deze in de Gelderse Achterhoek worden ontmoet. Er is op gewezen dat naast licht en nutriënten in rivieren ook de verblijftijd als limiterende factor voor de maximaal te bereiken algenconcentratie kan gelden. Hoewel met dit alles een bruikbaar beeld kan worden verkregen zijn er nog een aantal tekortkomingen en onderwerpen voor nader onderzoek te signaleren. In vogelvlucht: de rol van het sediment, vooral in relatie tot rioleringsoverstorten is niet ter sprake gekomen; geen oplossing is aangedragen voor de behandeling van de effecten van dispersie en onvolledige menging bij lage stroomsnelheden; de beluchttingscapaciteit van stuwen is onvoldoende systematisch onderzocht; er bestaat geen duidelijkheid over de kwestie of in (gestuwde) rivieren met een eigen autonome algenpopulatie gerekend mag worden, of dat deze veelmeer door inspoeling wordt bepaald; een modelmatige behandeling van bentische algen, plantengroei en kroosvorming ontbreekt; niet besproken zijn de onzekerheden in de modelbeschrijving en de parameterbepaling. Ondanks deze beperkingen mag geconstateerd worden, dat de integratie van de huidige kennis met betrekking tot de waterkwaliteitsaspecten met kwantiteitsonderzoek en kwantiteitsbeheer perspectieven biedt. Toepassing bij beekregularisatieprojecten is daarbij het meest in het oog springend.

in natural streams. Water Research, 7:769-782.

2. Beck, M. B., 1978. *Random signal analysis in an environmental sciences problem*. Appl. Math. Modelling, 2:23-29.
3. Beunders, B., 1978. *Fosfaat-huishouding en algengroei in het Barneveldse Beekgebied*. Afstudeerverslag, Afd. CT, TH Twente (Cie. Bestudering Waterhuishouding Gelderland).
4. De Boer, B., 1973. *Kwaliteitsmodellen voor beken en rivieren, in het bijzonder de Groenlose Slinge*. Afstudeerverslag, Afd. EL, TH Twente (Cie. Bestudering Waterhuishouding Gelderland).
5. Chalou, E., Momal, D., Sabaton, C., 1978. *Effects de la canalisation à grand gabarit sur la qualité des eaux du Doubs*. In: Modelling the water quality of the hydrological cycle, IAHS Publication No. 125, pp. 59-67.
6. DiToro, D. M., O'Connor, D. J., Thomann, R. V., 1974. *A dynamic model of the phytoplankton population in the Sacramento-San Joaquin Delta*. Advances in Chemistry, Series no. 106, pp. 131-180.
7. Fisher, H. B., 1967. *The mechanics of dispersion in natural streams*. ASCE J. Hydr. Div., 93:187-216.
8. Van Iersel, P., 1977. *Zuurstofritmiek in de Boven-Slinge bij Winterswijk*. Natuurbeheer Verslag No. 298, LH Wageningen (Cie. Bestudering Waterhuishouding Gelderland).
9. Lorenzen, M. W., Mitchell, R., 1975. *An evaluation of artificial destratification for control of algal blooms*, J. Am. Water Works Ass., 67:373-376.
10. Nissink, H., 1975. *Een fytoplankton en zuurstofmodel voor de Oude IJssel*. Afstudeerverslag, Afd. CT, TH Twente (Cie. Bestudering Waterhuishouding Gelderland).
11. O'Connor, D. J., Dobbins, W. E., 1956. *Mechanism of reaeration in natural streams*. Trans. Am. Soc. Civ. Engrs., 641-684.
12. Straten, G. van, 1977. *Phytoplankton and oxygen models for brooks and rivers*. In: Modelle für die regionale Wasserwirtschaftliche Planung, pp. 175-197. (Inst. für Wasserwirtschaft, Hydrologie und landwirtschaftlichen Wasserbau, Techn. Univ. Hannover, Mitteilungen Heft 41).
13. Straten, G. van, Boer, B. de, Beld, H. van den, 1979. *Model Zuurstofhuishouding*. Commissie Bestudering Waterhuishouding Gelderland, Basisrapport 18.
14. Straten, G. van, 1978. *The evaluation of photosynthetic parameters from dark and light bottle experiments*. Technical Note CT78/036/1315, Chem. Eng. Dept., Twente Univ. of Technology.
15. Streeter, H. W., Phelps, H. B., 1925. *A study of the pollution and natural purification of the Ohio River, III. Factors concerned in the phenomena of oxidation and reaeration*. Publ. Health Bull. 146, Washington, US Dept. of the Treasury.
16. Thomann, R. V., 1973. *Effect of longitudinal dispersion on dynamic water quality response of streams and rivers*. Water Resources Research, 9:355-366.



## Agenda

15 maart 1979, Den Haag: CHO Bijeenkomst 'Zoute kwel in Nederland'. Inl.: mw. W. Schaap, tel. (070) 851303.

28 maart t/m 1 april 1979, Frankfurt: ISH '79. Inl.: Messe und Ausstellungsgesellschaft mbH, ZB IV-3, Postfach 970126, D-6000 Frankfurt am Main 97.

9 - 10 april 1979, Delft: Vakantieleergang Corrosie. Inl.: Ned. Corrosiecentrum.

9 t/m 11 april 1979, Oxford: WRC congres 'River Pollution Control'. Inl.: WRC, Medmenham Laboratory, P.O. Box 16, Marlow, Bucks SL7 2 HD, England.

23 t/m 27 april 1979, Mexico City. Inl.: III Congreso Mundial Sobre Aprovechamientos Hidraulicos Comité Organizador, P.O. Box 19-434, Mexico, D.F.

8 - 11 mei 1979, Dordrecht: vaktentoonstelling 'Fabrieksefficiency'. Inl.: Tentech Internationaal BV, Waalhaven ZZ 44, 3088 HJ Rotterdam, tel. (010) 299655.

9 - 11 mei 1979, Basel: zesde Arbeitstagung IAWR.

14 t/m 18 mei 1979, Dortmund: Symposium 'Künstliche Grundwasseranreicherung'. Inl.: dr. Karlheinz Schmidt, Institut für Wasserforschung Dortmund, Zum Kellerbach, D-5840 Schwerte 1-Geisecke, BRD.

29 - 31 mei 1979, Basel: zevende Arbeitstagung IAWR.

28 mei t/m 31 mei 1979, Amsterdam: Congres 'Suikerindustrie en het milieu'. Inl.: drs. W. Visser, Suikerstichting Nederland, Postbus 7498, 1007 JL Amsterdam.

8 t/m 15 november 1979, Utrecht, Jaarbeurs: Vakbeurs INVIA '79. Inl.: Jaarbeurs, Utrecht, tel. (030) 914914.

9 - 13 oktober 1979, Budapest: Hydrologencongres 'hergebruik van water voor de watervoorziening'. Inl.: Mayar Hidrológiai Társaság, H-1372 Budapest, V., Kossuth L. tér 6-8. IV. 425. Telefon Nr.: 121-470, 113-250/224, 225. Telex: 22-5792 MTESZ.

28 t/m 31 mei 1980, Cleveland, Ohio, USA: 'IFAC symposium on water and related land resource systems'. Inl.: IFAC-Water Systems 1980, c/o AGU Meetings, American Geophysical Union, 1909 K Street, NW, Washington, DC 20006.



#### Literatuur

1. Bansal, M. K., 1973. *Atmospheric reaeration*