

Theoretische aspecten van de samenhang tussen waterkwaliteit en -kwantiteit in oppervlaktewater

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

1. Inleiding

Gewoonlijk beginnen theoretische beschouwingen met een definitie van de begrippen die gebruikt worden. Bij het begrip waterkwaliteit stuit men dan al direct op de moeilijkheid dat de inhoud, die aan dit begrip wordt gegeven, verandert met de functie of bestemming van het betrokken water. Voor koelwater, recreatiewater, irrigatiewater, proceswater of water waaruit men drinkwater wenst te bereiden, wordt het accent steeds op andere hoedanigheden van het water gelegd. In feite is het begrip



DR. L. LIJKLEMA
TH Twente

waterkwaliteit dan ook een zeer algemene aanduiding voor een complex van fysische, chemische en biologische eigenschappen van het beschouwde water, die van belang zijn voor de verschillende mogelijke bestemmingen van dat water. Kwaliteitsnormen wisselen dan ook met de toepassing. Toch zijn er enkele aspecten die vrijwel altijd van belang zijn voor de beoordeling van de bruikbaarheid van oppervlaktewater. Het zuurstofgehalte wordt met name zeer algemeen van belang geacht, omdat het aanwezig zijn van voldoende zuurstof niet alleen op zichzelf van belang is voor bijv. de visstand, maar indirect ook een indicatie is van de afwezigheid van belangrijke organische verontreiniging, ziektekiemen, botulisme, etc. De belangrijkste kwaliteitsaspecten voor water zijn samengevat in tabel I.

TABEL I - Belangrijke waterkwaliteitsaspecten.

| Fysische aspecten | Chemische aspecten | Biologische aspecten |
|-------------------|-----------------------------|----------------------|
| kleur | zuurstof | Coli - titer |
| temperatuur | BZV, CZV, TOC | kiemgetallen |
| zichtdiepte | nutriënten: N, P, Si | virussen |
| reuk/smaak | zware metalen | chlorophyl |
| radio activiteit | organische toxische stoffen | |
| | phenolen, olie | |
| | hardheid | |
| | detergenten | |
| | pH, redoxconditie | |

Het begrip kwantiteit geeft minder aanleiding tot verwarring. Hierbij wordt gedacht aan zowel de aanwezige hoeveelheid water (volume) als aan de per tijds-eenheid getransporteerde hoeveelheid (debiet).

De relatie, die tussen kwaliteit en kwantiteit

bestaat, is nogal éézijdig: de kwaliteit wordt vrijwel altijd beïnvloed door de kwantiteit, terwijl omgekeerd de kwaliteit zelden de waterbeweging in belangrijke mate beïnvloedt. Alleen het ontstaan van dichtheidsstromingen ten gevolge van temperatuurverschillen en zoutgradiënten is in de praktijk van belang.

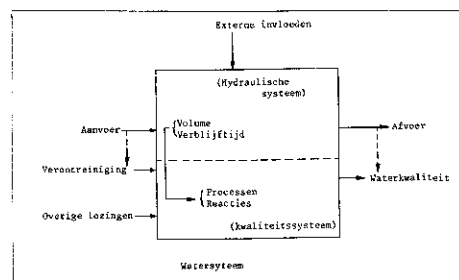
Voor zoet oppervlaktewater zijn het dus voornamelijk temperatuurverschillen, die bijv. in meren en bekens tot stratificatie aanleiding kunnen geven, waardoor de verblijftijd van het instromende water wordt beïnvloed.

Dit betekent dat men, indien de terugkoppeling kwaliteit → kwantiteit ontbreekt, een onafhankelijke beschrijving van de waterbeweging kan opstellen en de uitkomsten van zo'n hydrodynamisch model als ingangsgrootheid kan gebruiken voor een beschrijving van de kwaliteit. Is echter de terugkoppeling wel aanwezig, dan moeten ook de kwantitatieve en kwaliteitsbeschrijving aan elkaar gekoppeld zijn. In modelstudies betekent dit dat de differentiaalvergelijkingen voor beiden tegelijkertijd opgelost worden. Dit laatste is dus het geval in de meeste thermische modellen en in beschrijvingen voor de zoutconcentratie in estuaria.

Een zeer elementaire beschrijving van de optredende gebeurtenissen in een willekeurig watersysteem is gegeven in afb. 1. De aanvoer van water via regen, kwel, riolen, gemalen, waterlopen en oppervlakte afvloeiing gaat gepaard met een belasting van het systeem door de daarin meegevoerde opgeloste of gesuspendeerde stoffen. Behalve via water kan deze belasting ook plaats vinden langs andere wegen; bijv. door dumping van afvalstoffen, neervallend blad etc., terwijl ook de afgifte van stoffen door de bodemsedimenten als een vuilozing kan worden opgevat, indien de sedimenten niet tot het systeem zelf worden gerekend.

De aan- en afvoer van het water bepalen voor het beschouwde systeem hoe de verblijftijd, het peil (volume), de menging etc. zullen zijn, waarbij ook externe invloeden een rol kunnen spelen, met name wind. De in het water aanwezige organismen en

Afb. 1 - Blokdiagram voor een waterkwaliteits-systeem.



stoffen ondergaan in het systeem allerlei fysische, chemische en biologische transformaties die in belangrijke mate door de verblijftijd en de menging bepaald worden, maar ook door externe factoren (wind, instraling).

Als gevolg hiervan zal het in het systeem aanwezige water en het afgevoerde water een 'kwaliteit' bezitten die op twee te onderscheiden wijzen mede door de kwantiteit worden bepaald:

- direct door de aan de aanvoer gekoppelde belasting met verontreinigingen;
- indirect via de door de grootte van de aanvoer veroorzaakte verblijftijd, menging, stroomsnelheidsverdeling enz.

Meestal is het variabele karakter van zowel de aanvoer, de belasting alsook de externe factoren er de oorzaak van dat de waterkwaliteit in meerdere of mindere mate zal variëren in de tijd. Afhankelijk van de omstandigheden, de beschikbare gegevens, de doelstellingen en het belang zal men bij de analyse van waterkwaliteits- en kwantiteitsproblemen moeten kiezen voor een in het algemeen eenvoudiger, op gemiddelde waarden gebaseerde stationaire beschouwing of gebruik moeten maken van meer gedetailleerde beschrijvingen die recht doen aan het dynamische karakter van het systeem. Soms worden ook beide beschrijvingswijzen naast elkaar gebruikt, waarbij slechts gedeelten van het systeem dynamisch beschreven worden.

De onderdelen uit het schema van afb. 1 worden in het navolgende nader beschreven.

2. Bronnen

Een onderzoek naar de waterkwaliteit van een systeem zal altijd een inventarisatie van de bronnen waardoor het gevoed wordt met zich mee brengen. Zowel een waterbalans als stoffbalansen zullen een indruk geven van het belang van afzonderlijke bijdragen.

In systemen met grote hydraulische verblijftijden zal het belang van neerslag en verdamping en eventueel ook kwel of wegzijging relatief groot zijn. Zo wordt de waterbalans in bepaalde gedeelten van het plassengebied in NW Overijssel in de zomer grotendeels bepaald door de wegzijging. Meer gebruikelijk is echter dat de waterbalans bepaald wordt door aan- en afvoer via beken, rivieren, gemalen en in natte perioden ook door oppervlakkige afvloeiing.

De nauwkeurigheid waarmee men zowel water- als stoffbalansen dient te kennen hangt af van het waterkwaliteitsaspect dat ter zake is en de precisie waarmee men daaromtrent uitspraken wenst te doen. Zo is het voor een goede beschrijving van de algengroei in het IJsselmeer niet nodig

over een gedetailleerde waterbalans te beschikken terwijl ook — althans op een termijn van enkele jaren — zulke kennis over de aangevoerde hoeveelheden fosfaat, stikstof en silicaat via o.a. de IJssel niet van overwegend belang is. Dit omdat het lichtklimaat en de interne kringloop van genoemde voedingsstoffen de bepalende factoren zijn voor de algenbloei. Voor een systeem met een veel kortere hydraulische verblijftijd dan het IJsselmeer wordt de externe beïnvloeding wel belangrijk. Als vuistregel kan gelden dat de waterbalans nauwkeurig bekend moet zijn zodra de hydraulische verblijftijd gelijk is aan of kleiner dan de tijdconstante van het langzaamst lopende proces dat men nog wil bestuderen. Voor het middelen van in de tijd variërende lozingsgegevens geldt iets dergelijks. Het al of niet toelaatbaar zijn van het gebruik van uurgemiddelden, dag-gemiddelden, weekcijfers of zelfs maandcijfers hangt mede af van de snelheid waarmee de te beschouwen processen verlopen. Daar het verzamelen van goede gegevens voor een waterbalans en de inventarisatie van lozingsgegevens bijzonder tijdrovend en kostbaar kan zijn, is het van groot belang de opzet van meetprogramma's niet aan het toeval over te laten. Door de verschillende instanties in Nederland is een indrukwekkend aantal metingen in het oppervlaktewater verricht, waarbij echter vaak de doelstelling onvoldoende duidelijk geformuleerd is of een compromis is gesloten tussen meerdere oogmerken. Het cijfermateriaal is dan vaak slechts gedeeltelijk of niet bruikbaar voor een analyse van de processen die de waterkwaliteit uiteindelijk bepalen. Ten dele is dit ook het geval omdat er vaak onevenredig veel meer gegevens bekend zijn over de resulterende waterkwaliteit in oppervlaktewater dan over de lozingen die deze kwaliteit veroorzaken. Er is dan weinig mogelijkheid tot systeem identificatie op basis van input - output analyse. Aantal, plaats en frequentie van monsternamen moeten derhalve zorgvuldig gekozen worden.

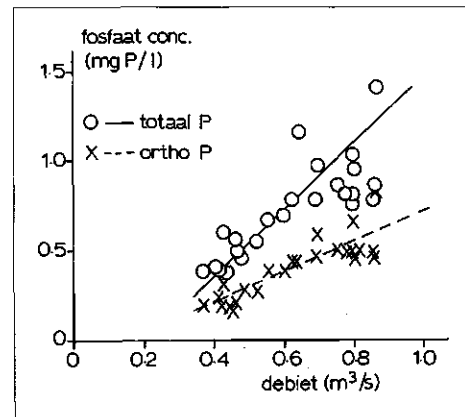
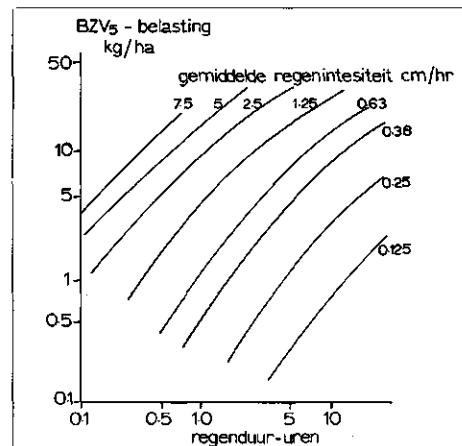
Voor het waterkwaliteitsbeheer zijn in het bijzonder extreme omstandigheden van belang; periodes van grote droogte en weinig verdunning van afvalstoffen enerzijds, anderzijds zeer hoge belastingen, die vaak juist het gevolg zijn van zware regenval. De statistische bewerking van meteorologische- en afvoergegevens kan waardevol inzicht geven over de waarschijnlijkheid dat bepaalde droogte-periodes zullen voorkomen. In het algemeen is minder bekend over de effecten die dit heeft op de concentraties van de meegevoerde stoffen. Van rivieren die ongerepte natuurgebieden ontwateren is bekend, dat bij toenemende afvoer de concentratie aan opgeloste stof-

fen afneemt maar de concentratie aan zwevende stof toeneemt zodat de vracht aan opgeloste stof minder dan evenredig, de vracht aan gesuspendeerd materiaal meer dan evenredig toeneemt met het debiet [1]. Door hydrologen is veel kennis verzameld over de wijze waarop neerslag in landelijke en stedelijke gebieden afvloeit naar het oppervlaktewater en de daarbij optredende tijdvertragingen en de vorming van de pluviogrammen. Door menselijk toedoen, zoals het verbeteren van de ontwatering van landbouwgrond en het doen ontstaan van uitgebreide verharde oppervlakten in stedelijke gebieden, is de snelheid waarmee water wordt afgevoerd toegenomen en ook de vracht van opgeloste en gesuspendeerde stoffen sterk beïnvloed.

Is bij droog weer de dag en nacht variatie in afvoer in gemengde rioolstelsels reeds ongeveer een factor drie, de variatie in belasting met BZV, ammoniak etc. is reeds in de grootte-orde van een factor tien, doordat de concentraties daarvan overdag ook veel hoger plegen te zijn. In rioolwaterzuiveringsinstallaties worden dergelijke concentratieverschillen meestal sterk afgevlakt, maar het optreden van regenoverstorten kan weer veel grotere variaties doen ontstaan in de belasting van het ontvangende oppervlaktewater. De vervuilinggraad van dergelijk overstortend water is o.a. afhankelijk van het rioleringsstelsel, de lengte van de daaraan voorafgaande droge periode, de regenduur en de regenintensiteit.

Afb. 2 geeft een voorbeeld van in een gemengd rioolstelsel waargenomen relaties. Kortdurende intensieve regenval na een lange droge periode veroorzaakt de hoogste belasting.

Afb. 2 - Belasting met koolstof-BZV door Wingohocking riool in N. Philadelphia als functie van regenduur en regenintensiteit. Ontwaterd gebied 2200 ha; afvoer $\pm 20\%$ van de regenval. Overgenomen uit: R. V. Thomann: *Systems Analysis and water quality management*; New York, 1972.



Afb. 3 - Relatie afvoer - Fosfaatconcentratie in Kleine Valkse Beek; november 1977.

Omdat na het gereedkomen van de traditionele biologische waterzuivering in ons land in de komende jaren de overblijvende belasting van het oppervlaktewater met BZV en nutriënten voor een belangrijk deel via overstorten zal plaats vinden, is het van belang op dit punt de samenhang tussen kwantiteit en kwaliteit te onderzoeken. De STORA [2] heeft een dergelijk project in zijn onderzoekprogramma opgenomen. Voor de waterbeheerder zal een afweging van het belang van zo'n vuiluitworp tegenover andere, zoals diffuse bronnen en restvervuiling van zuiveringsinstallaties, moeten plaats vinden om verdergaande zuiveringstechnische maatregelen te kunnen verantwoorden (derdetrapszuivering, bergingsvijvers, uitbreiding riolering). Het is daarvoor nodig de gevolgen van dergelijke lozingen voor de waterkwaliteit te kennen, zo mogelijk kwantitatief. Het stochastische karakter van regenoverstorten en de zo verschillende tijdschalen in de optredende processen in het ontvangende water maken deze analyse er niet eenvoudiger op.

Ook in landbouwgebieden blijkt de concentratie van potentieel vervuulende stoffen te zijn gekoppeld aan de afgevoerde hoeveelheid water. Toename van de afvoer leidt niet automatisch tot verdunning. Een onderzoek naar de nutriëntvruchten in het Barneveldse-beek gebied in een zeer natte periode [3] toonde een positieve correlatie tussen debiet en zowel totaal-fosfaat als ortho-fosfaat concentratie (afb. 3). Het met het debiet toenemen van het verschil tussen totaal-P en ortho-P kan worden verklaard door oppervlakkige afvoer van particulier-P bij intensieve regenval. Steenvoorden en Oosterom [4], die een overzicht geven van nutriëntbalansen van polders en beekgebieden, geven een andere verklaring. Op het betrokken meetpunt werd geen verband gevonden tussen het debiet en de stikstofconcentratie. Dit zal samenhangen met het feit dat stikstof beter uitspoelt dan fosfaat,

zodat het hiervoor weinig verschil maakt of de cultuurgrond via het ondiepe grondwater of via oppervlakkige afstroming wordt ontwaterd, althans wanneer geen belangrijke omzettingen in de bodem plaatsvinden.

Meer in het algemeen zal gelden dat voor stoffen, die via diffuse bronnen het oppervlaktewater belasten (bijv. pesticiden) de samenhang tussen afvoer en concentratie in sterke mate zal afhangen van fysisch-chemische eigenschappen als oplosbaarheid, adsorptie aan klei etc. Voor een schatting van deze samenhang is het wellicht mogelijk stoffen in te delen in categorieën met overeenkomstige fysisch-chemische eigenschappen. Tenslotte is het van belang op te merken dat hoewel er een samenhang bestaat tussen afvoer en concentratie van meegevoerde stoffen, er benedenstrooms in rivieren een groot tijdsverschil kan ontstaan tussen de toename in debiet en de bijbehorende concentratie-verandering. Dit komt doordat afvoergolven zich sneller voortplanten dan de gemiddelde watersnelheid. Samenvattend kan gesteld worden dat de belasting van watersystemen met afvalstoffen sterk afhankelijk kan zijn van de aangevoerde hoeveelheid water en dat het belang van de variatie in de tijd mede afhangt van de tijdconstanten van de beschouwde processen in het ontvangende water.

3. Processen

Bij de beschouwing van de processen die de waterkwaliteit kunnen beïnvloeden is het voor de overzichtelijkheid nuttig een aantal onderscheidingen aan te brengen. Van belang zijn de begrippen:

- a. conservatief — niet conservatief, waarbij onder conservatief materiaal al die stoffen worden verstaan die niet onderhevig zijn aan afbraak, bezinking, adsorptie, verdamping etc., zodat de concentratie uitsluitend door mengprocessen kan worden gewijzigd;
- b. enkelvoudige — gekoppelde variabelen, waarbij voor een gekoppelde variabele geldt, dat de concentratie van de betrokken stof (mede) bepaald wordt door de concentratie van een andere stof. Voor het systeem BOD — O₂ geldt dat zuurstof een gekoppelde variabele is;
- c. lineaire — niet lineaire systemen, waarbij voor lineaire systemen geldt dat de effecten van afzonderlijke invloeden op een variabele onafhankelijk van elkaar zijn; met andere woorden de respons is additief;
- d. statisch — dynamisch gedrag, waarbij een in de tijd variërende ingangsgrootte tot dynamisch gedrag leidt.

In het bijzonder voor het menggedrag is het voor een theoretische beschrijving van

belang de uit de chemische technologie stammende onderscheiding tussen propstroomreactoren en ideaal gemengde reactoren ook toe te passen op waterkwaliteitsystemen. Daarbij zijn rivieren, beken en kanalen in eerste instantie wat hun menggedrag betreft op te vatten als propstroomreactoren, hetgeen betekent dat een hoeveelheid vloeistof die in de rivier aanwezig is zonder menging met aangrenzende vloeistofpakketjes stroomafwaarts beweegt.

Volledig daaraan tegenovergesteld zijn de ideale mixers, waarin elke hoeveelheid vloeistof met de daarin aanwezige bestanddelen die de reaktor wordt ingevoerd instantaan met de totaal aanwezige vloeistof wordt opgemengd. Deze beschrijving kan soms met succes worden toegepast op meren. In de praktijk worden vele voorbeelden gevonden die een tussenvorm vertegenwoordigen tussen propstroomreactoren en ideale mixers, waarbij weliswaar concentratiegradiënten door mengprocessen worden afgevlakt, maar toch wezenlijke concentratieverschillen in één of meer ruimtelijke dimensies blijven bestaan. Estuaria behoren o.a. hiertoe. In de reaktorkunde worden dergelijke systemen vaak beschreven als propstroomreactoren met axiale dispersie, maar ook vele andere modelvoorstellingen worden gehanteerd [5].

Het menggedrag bij diverse ingangssignalen wordt toegelicht in afb. 4. De in deze afbeelding weergegeven verbanden zijn van toepassing op de concentraties van stoffen die zich conservatief gedragen, zoals zout en in de praktijk ook sommige pesticiden en kleurstoffen, bijv.

rhodamine dat vaak als tracer wordt gebruikt om het menggedrag in het veld te meten. Treden bovendien reacties en andere omzettingen op die de concentraties beïnvloeden, dan worden de concentratie-tijd curves daardoor gewijzigd, waarbij de concentraties lager worden naarmate de tijd toeneemt en de reactiesnelheid hoger is. Voor elk van de besproken reaktortypen zal bij wijze van illustratie de respons op één type lozing worden besproken, waarbij voor de inzichtelijkheid gekozen is voor situaties die door analytisch eenvoudig oplosbare differentiaal vergelijkingen kunnen worden beschreven. Voor de optredende processen wordt aangenomen dat ze eerste-orde zijn; hetgeen in de praktijk vaak een goede benadering is.

Voorbeeld 1 - Propstroomreactoren; gekoppeld systeem, dynamisch gedrag, puntbron op x = 0.

Massabalansen over een klein volume elementje voor de stof S₁ die op x = 0 wordt geloosd met een snelheid M(t) kg/hr en voor de stof S₂, die gevormd wordt door ontleding van S₁ leveren:

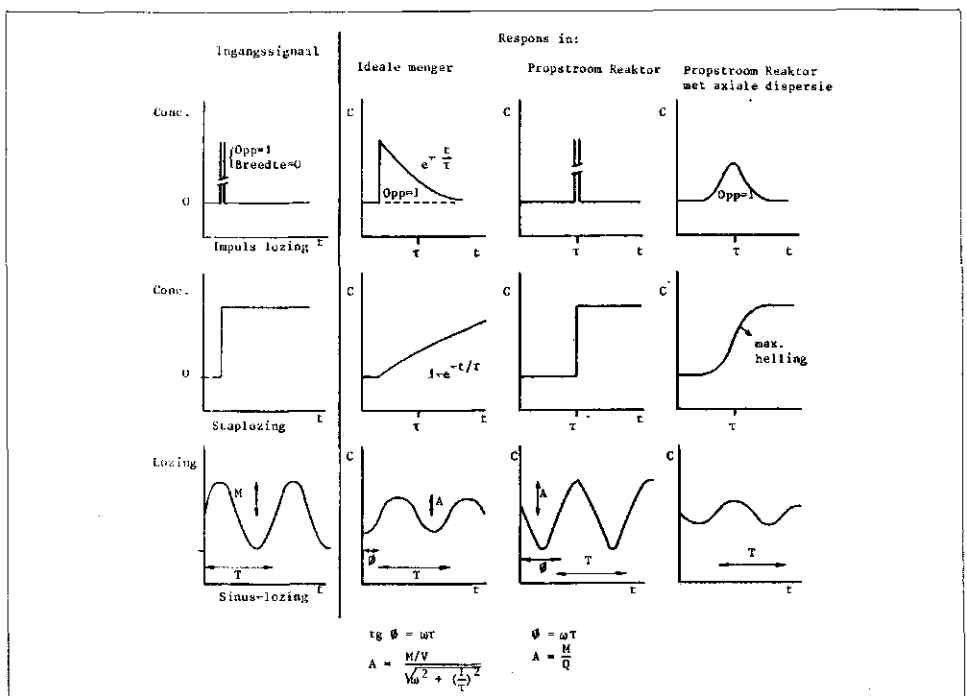
$$\frac{\delta S_1}{\delta t} = -u \frac{\delta S_1}{\delta x} - K_{11} S_1 \tag{1a}$$

en

$$\frac{\delta S_2}{\delta t} = -u \frac{\delta S_2}{\delta x} - K_{22} S_2 + K_{12} S_1 \tag{2a}$$

waarbij S₁ en S₂ concentraties zijn, u de stroomsnelheid en K₁₁, K₁₂ en K₂₂ eerste-orde snelheidscoëfficiënten. De afbraak K₁₁S₁ van de eerste component resulteert

Afb. 4 - Menggedrag van verschillende typen reaktoren.



in een hoeveelheid $K_{12}S_1$ gevormd S_2 , waarbij K_{12} niet noodzakelijkerwijze gelijk moet zijn aan K_{11} , omdat K_{11} meerdere processen kan omvatten waarvan er slechts één tot de vorming van S_2 leidt.

De oplossingen voor deze vergelijkingen met genoemde randvoorwaarden zijn:

$$S_1(x, t) = \frac{M(t-t^*)}{Q} \exp\left(-\frac{K_{11}}{u}x\right) \quad (1b)$$

en

$$S_2(x, t) = \frac{M(t-t^*)}{Q} \cdot \frac{K_{12}}{K_{22} - K_{11}} \left[\exp\left(-\frac{K_{11}}{u}x\right) - \exp\left(-\frac{K_{22}}{u}x\right) \right] + S_{02} \exp\left(-\frac{K_{22}}{u}x\right) \quad (2b)$$

waarin S_{02} de eventueel op de plaats van lozing aanwezige beginconcentratie van S_2 is en Q het debiet door de reaktor.

Deze vergelijkingen leren dat het effect van de lozing benedenstrooms op een afstand $x = ut^*$ geheel bepaald wordt door de verdunning (Q) en de optredende reacties, waarbij de looptijd t^* bepaalt welke voorafgaande lozing $M(t-t^*)$ op tijdstip t zijn invloed op de concentraties op plaats x doet gevoelen.

Voor een periodiek variërend ingangssignaal $M(t)$ zou de faseverschuiving $\Phi = \omega t^*$ bedragen, terwijl de amplitude van het uitgangssignaal onafhankelijk is van de hoekfrequentie ω ; hetgeen karakteristiek is voor looptijdverschijnselen. De demping wordt dus uitsluitend veroorzaakt door de optredende reacties.

In het beschreven systeem is aangenomen dat het debiet en daarmee de stroomsnelheid steeds constant zijn. Vergelijkingen (1b) en (2b) leveren de bekende Streeter-Phelps relaties voor het systeem BOD/ O_2 op voor een constante lozing. De grootte S_2 moet dan als zuurstofdeficiet en K_{22} als reeratieconstante gelezen worden. De laagste zuurstofconcentratie wordt gevonden op het punt waar

$$\frac{dS_2}{dt} = 0, \text{ hetgeen oplevert:}$$

$$t_c = \frac{1}{K_{22} - K_{11}} \ln \frac{K_{22}}{K_{11}} \left[\frac{S_{02}(K_{22} - K_{11})Q}{K_{11}M} \right] \quad (3)$$

als de kritische tijd waarop dit minimum optreedt. Door vermenigvuldiging $x_c = ut_c$ wordt de bijbehorende plaats gevonden.

Afgezien van de initiële verdunning M/Q wordt deze tijd geheel bepaald door de

optredende reacties. De waarde van het kritische deficiet kan worden gevonden door vergelijking (3) te substitueren in (2b). De invloed van de kwantiteit (Q en daarmee u) op de kwaliteit is dan eenvoudig te evalueren. Opgemerkt moet worden dat in het algemeen een ingewikkelder verband zal bestaan doordat de 'kwantiteit' ook de systeemparameters kan beïnvloeden. In dit voorbeeld is dit het geval doordat een verhoogd debiet een verandering van de reeratieconstante K_{22} zal teweeg brengen door de toegenomen watersnelheid en/of waterdiepte.

Voorbeeld 2 - Propstroomreaktor met axiale dispersie, impulslozing, enkelvoudig systeem.

Een massabalans voor een situatie met constante afvoer Q , een constante natte doorsnede A en dientengevolge constante stroomsnelheid $u = Q/A$ levert:

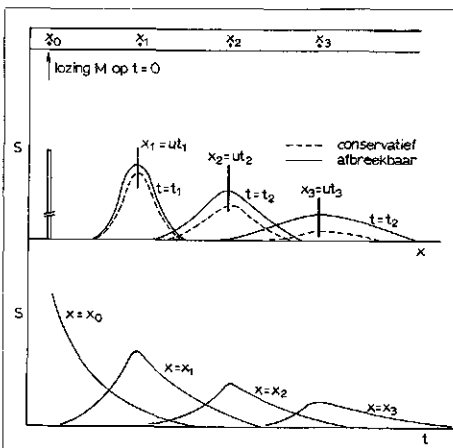
$$\frac{\delta S}{\delta t} = -u \frac{\delta S}{\delta x} + E \frac{\delta^2 S}{\delta x^2} - KS \quad (4a)$$

waarbij E de dispersiecoëfficiënt voorstelt, die onafhankelijk van x verondersteld is. De dispersieterm is analoog aan de tweede wet van Fick en beschrijft de concentratieverandering ten gevolge van turbulente menging. De dimensie van E is dezelfde als die van de moleculaire diffusiecoëfficiënt, nl. m^2/s (oppervlakteverversingssnelheid), maar de grootte-orde is geheel verschillend. De oplossing van (4a) voor een lozing van M kg op $t=0$ op $x=x_0$ is:

$$S(x, t) = \frac{M}{2A \sqrt{\pi Et}} \exp\left[-\frac{(x-x_0-ut)^2}{4Et} - Kt\right] \quad (4b)$$

Deze betrekking leert dat op ieder tijdstip de concentratieverdeling rondom $x = x_0 + ut$

Afb. 5 - Dispersie van een impulslozing in een propstroomreaktor met axiale menging.



een normale Gausse verdeling is met standaarddeviatie $\sigma_x = \sqrt{2Et}$. De verdeling in de tijd voor een vaste plaats is echter niet symmetrisch maar scheef, met

$$\text{standaarddeviatie } \sigma_t = \frac{1}{u} \sqrt{2Et + \frac{8E^2}{u^2}}$$

indien $K=0$. Afb. 5 beeldt een en ander uit. Deze beschrijving kan behulpzaam zijn om een indruk te krijgen van het concentratieverloop in een rivier benedenstrooms van een punt waar zich een calamiteit heeft voorgedaan. De daling in de (piek)-concentratie vindt plaats door menging en door reactie indien $K \neq 0$. Het effect van de dispersie wordt weerspiegeld in de met de tijd afnemende waarde van de factor

$$\frac{M}{2A \sqrt{\pi Et}} \quad (5)$$

en de bijdrage van de afbraak door exp. $(-Kt)$.

De invloed van de 'kwantiteit' op de kwaliteit komt direkt tot uiting in de term u (4b), die in verband staat met de afmetingen van de reaktor (rivier) A en het debiet Q . Indirekt is er ook een invloed doordat de dispersiecoëfficiënt pleegt toe te nemen met de afmetingen van het systeem en de frictiesnelheid [6]. Daar rivieren stroomafwaarts breder en dieper worden en nabij de kust ook vaak de invloed van het getij zich doet voelen, zal E in de praktijk zelden over grote trajecten als constant kunnen worden verondersteld. Interessant is in dit verband de mogelijkheid om het menggedrag van een rivier ook te benaderen door een beschrijving als een cascade van ideale mengers. Hierbij is het Peclet getal uL/E , dat de verhouding tussen advectief en dispersief transport aangeeft, maatgevend voor het aantal ideale mengers dat in het stuk rivier met lengte L moet worden gepast om overeenkomstig menggedrag te krijgen. Een hoog Peclet getal betekent een groot aantal mengers.

In werkelijkheid gedragen rivieren zich niet als de geïdealiseerde hierboven beschreven systemen, maar zullen zich bijv. door het aanwezig zijn van dode zone's, neren, etc. allerlei afwijkingen voordoen. De informatie die besloten ligt in de opgemeten respons van een impulslozing is bijzonder waardevol, daar hieruit de zgn. overbrengingsverhouding kan worden afgeleid [7], een complexe functie, die aangeeft hoe het systeem periodieke ingangssignalen transformeert, zodat daarmee de respons van het systeem kan worden berekend. Belangrijk voor ons onderwerp is dat deze overbrengingsverhouding leert in welke mate de amplitude van een ingangssignaal wordt gedempt als functie van de frequentie. Snelle wisselingen worden sterker door

een dispersief systeem afgevlakt omdat de lozing grotere concentratiegradiënten veroorzaakt en dispersief transport daarmee evenredig is. Een analyse van impulsresponsies kan dus helpen uitsluitsel te geven over de vraag of het voor een bepaalde lozing toelaatbaar is al of niet met gemiddelden te werken. In het volgende voorbeeld is een kwantitatieve relatie tussen amplitude en frequentie uitgewerkt.

Voorbeeld 3 - Ideale menger, enkelvoudig systeem, sinusvormige lozing.

Aannemende dat peilverschillen relatief gering zijn, zodat het volume constant is en tevens de beperking invoerend dat het debiet door de reaktor constant is, wordt de differentiaalvergelijking die resulteert uit een massabalans over de reaktor:

$$V \frac{dS}{dt} = M(t) - Q S - K V S \quad (6a)$$

waarin $M(t) = M_0 + M \sin(\omega t)$ de variabele lozing voorstelt, die al of niet geassocieerd is met de aangevoerde hoeveelheid water Q . Ons beperkend tot de respons op het variabele deel van de lozing is de oplossing van (6a):

$$S = AM \sin(\omega t - \phi) \quad (6b)$$

waarin

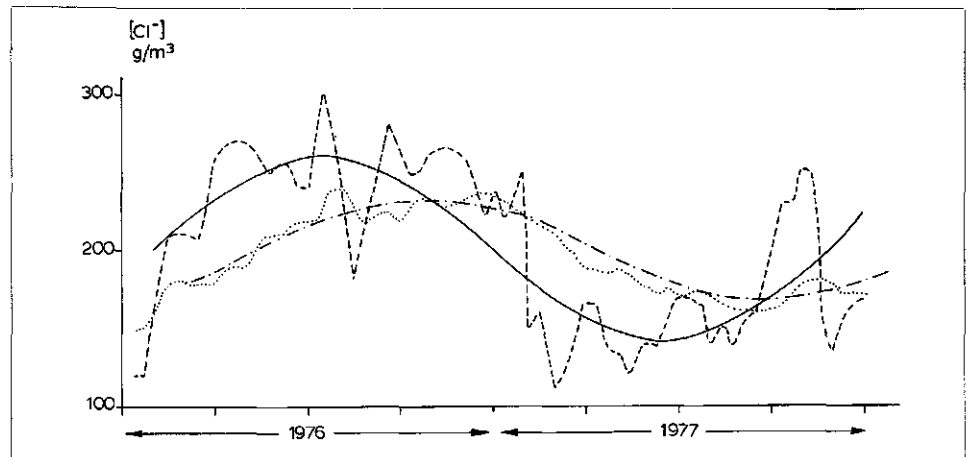
$$\tan \phi = \frac{\omega}{k'} \quad \text{met } k' = k + \frac{1}{\tau} \quad (6c)$$

en

$$A = \frac{1/V}{\sqrt{(k')^2 + \omega^2}} \quad (6d)$$

A stelt de amplitudeverhouding voor; de verhouding tussen de concentratie in de reaktor S en de lozingsnelheid M ; de dimensie is bijv. hr/m^3 . ϕ is de faseverschuiving; de concentratie in de reaktor gaat later door zijn maximum dan de variabele lozing. Duidelijk blijkt dat een sterke demping van hetingangssignaal optreedt wanneer het volume groot is en de lozingsfrequentie ω en/of de faktor k' hoog. Deze laatste faktor bestaat uit bijdragen van de reaktiesnelheid en de doorspoeling; een hoge reaktiesnelheid en een korte verblijftijd bevorderen de demping van hetingangssignaal. Ook hier kan dus afgeschat worden of het toelaatbaar is om met gemiddelde belastingcijfers te werken of niet.

De optredende faseverschuiving ϕ kan er de oorzaak van zijn, dat vooral bij weinig reaktieve materialen in systemen met een grote verblijftijd de maximale concentratie eerst wordt waargenomen lange tijd nadat de belasting door zijn maximum is. De maximale waarde van ϕ is 90° , de tijdvertraging dus maximaal één kwart van de periode van hetingangssignaal. Hoewel



Afb. 6 - Gedrag van een spaarbekken als ideale menger t.o.v. een periodieke lozing.

----- Chloride gemeten in Wantij
- . - . - Berekende Cl⁻ in spaarbekken

..... Gemeten Cl⁻ in spaarbekken

ook temperatuureffecten en andere factoren daarbij een rol spelen is bijv. duidelijk uit cijfers rond 1960 dat het effect van de lozingen van afvalwater tijdens de najaarscampagne in NO-Groningen met een vertraging van verscheidene weken merkbaar wordt in een verhoging van de BZV₅ in het binnendeel van het Eems-Dollard estuarium [8]. Een ander voorbeeld is het gedrag van chloride in het spaarbekken 'de Grote Rug' bij Dordrecht, dat gevoed wordt vanuit het Wantij [9]. De gemiddelde hydraulische verblijftijd in dit bekken is ± 150 dagen. Met enige fantasie kan de belasting van het bekken in 1976 en 1977 worden benaderd door een sinusvormige functie met periode 660 dagen en een amplitude voor de ingangconcentratie van $60 \text{ g Cl}^- \cdot \text{m}^{-3}$ (afb. 6).

Toepassing van de vergelijking (6c) en (6d) levert een vertragingseffect van ongeveer 100 dagen op met een amplitude voor de Cl⁻ concentratie in het bekken van $34 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$. De zo berekende chloride concentratie stemt goed overeen met de waarnemingen. Uit afb. 6 is ook duidelijk waarneembaar dat de hoogfrequente variatie in de invoer in juli-augustus 1976 met een veel geringere tijdvertraging herkenbaar is in de respons, echter veel sterker gedempt is. Doordat het aantal meetpunten over deze periode relatief klein is en ook het debiet in de praktijk onregelmatigheden vertoont, is het niet verantwoord op deze tijdschaal de modelbeschrijving van vergelijking 6 toe te passen.

Nadat in bovenstaande voor enkele eenvoudige gevallen is nagegaan wat de relaties zijn tussen belasting, menggedrag en reactiviteit, wordt tenslotte nog voor enkele afzonderlijke processen die voor de waterkwaliteit van belang zijn, beknopt aangegeven hoe de kwantiteit (stroomsnelheid, peil) deze processen beïnvloedt. In het

bovenstaande is reeds aangegeven dat de dispersie samenhangt met de afmetingen van het systeem en de frictiesnelheid en de reeratieconstante door de watersnelheid en de waterdiepte; voorts door wind wordt bepaald.

Een nadere analyse voor deze twee processen wordt gegeven door Van Straten [10].

3.1. Sedimentatie/resuspensie

Het gehalte aan zwevende stof in rivieren en meren wordt sterk bepaald door de stroomsnelheid, in meren vooral door wind en golven veroorzaakt. Voor niet-cohesief homogeen materiaal is gevonden dat het aantal deeltjes in suspensie evenredig is met de gemiddelde schuifspanning tot de macht $\pm 1/8$, waarbij de evenredigheidsconstante afhangt van de deeltjesgrootte en de dichtheid en bovendien van de vraag of men de evenwichtssituatie bereikt vanuit een hogere beginconcentratie (sedimentatie) of vanuit een lagere (erosie). In het tweede geval is ook de eindconcentratie lager [11]. Consolidatie van sediment leidt tot hogere waarden van de kritische schuifspanning van cohesief materiaal waarbij opnieuw erosie zal optreden [12]. Dergelijke verschijnselen zijn belangrijk o.a. in verband met de vraag hoe het met regenoverstorten meegevoerde slib tot bezinking komt en eventueel opnieuw kan worden gesuspenderd bij hoge rivierafvoeren. In diepe meren zijn op basis van strijklengte, waterdiepte en bodemhelling voorspellingen mogelijk over de plaatsen waar erosie, transport en sedimentatie zullen voorkomen [13].

3.2. Biologisch zuurstofverbruik/afsterven van bacteriën

In laboratorium studies is gebleken dat het zuurstofverbruik van gesuspenderde slibvlokken en bacterieslijmlagen toeneemt met de turbulentie [14, 15]. Ook in het veld

is te verwachten dat de afbraaksnelheid voor BZV enigszins afhankelijk is van de stroomsnelheid.

De verhouding contactoppervlak-volume speelt waarschijnlijk een belangrijke rol in de verwijdering van organisch materiaal en het afsterven van micro-organismen die zich aan bodemmateriaal en planten plegen te hechten. De turbulentie in het water beïnvloedt het transport van voedingsstoffen en zuurstof. In ondiep en snelstromend water is een hogere verwijderingssnelheid van coliforme organismen waargenomen dan in diepe, traagstromende rivieren [16].

3.3. Algen groei

De afhankelijkheid van de groeisnelheid van algen van de lichtintensiteit betekent dat de waterdiepte een belangrijke factor is in de regulering van algengroei. Naast de variatie in de tijd is het lichtklimaat immers ook een exponentiële functie van de diepte. De over tijd en diepte geïntegreerde groeifunctie is dan ook in sterke mate afhankelijk van de zgn. extinctiediepte ϵH , waarin H de waterdiepte en ϵ de extinctiecoëfficiënt is [17]. Een belangrijke beheersmaatregel voor spaarbekkens is het handhaven van een voldoende (meng)diepte om hinderlijke algengroei tegen te gaan. In Nederland zijn de Biesbosch-bekkens hierop ingericht [18].

Samenvattend kan gesteld worden dat de aangevoerde hoeveelheden water via verblijftijd en menggedrag een grote invloed kunnen uitoefenen op de kwaliteit van het water, terwijl ook een aantal voor de waterkwaliteit belangrijke processen door kwantitatieve aspecten als stroomsnelheid en waterdiepte mede bepaald worden.

4. Conclusies

De waterkwaliteit wordt in hoge mate mede bepaald door de kwantiteit. In Nederland wordt zeer intensief de kwantiteit gestuurd; soms met het oog op de kwantiteit zelf (bijv. peilbeheersing in rivieren, kanalen, polders), soms met het oog op de kwaliteit (bijv. doorspoeling van de Zaan en stadsgrachten, zoutbestrijding) en vaak met het oog op beiden (bijv. opslag in spaarbekkens; duinfiltratie). In verband met de nauwe samenhang tussen kwaliteit en kwantiteit is het van groot belang dat er integratie plaats vindt zowel op het gebied van onderzoek als op het gebied van beheer. Een toenevende interactie tussen hydrologen, waterzuiveraars en waterkwaliteitsspecialisten is gewenst.

Het is te hopen dat de betrokkenheid van meerdere departementen bij verschillende aspecten van het waterbeheer niet tot ver-

snippering en ondoelmatigheid in het beheer zal leiden, maar dat zich een wettelijk kader zal ontwikkelen waarin verschillende beheersaspecten op zinvolle wijze kunnen worden afgewogen en geïntegreerd. Dit zelfde geldt voor de ruimtelijke integratie van het waterbeheer, waar landelijke, regionale en lokale instanties bij betrokken zijn.

Literatuur

1. Meybeck, M., 1976. *Dissolved and suspended matter carried by rivers: composition, time and space variations, and world balance*. In: Interactions between sediments and fresh water; Proceedings of an international symposium, Amsterdam, september 1976. Junk - PUDOC.
2. STORA, 1977. *Project 38b: Vuiluitworp van rioolstelsels*. Jaarverslag 1977. Stichting Toegestapt Onderzoek Reiniging Afvalwater. Rijswijk.
3. Beunders, B. A. J., 1978. *Fosfaat huishouding en algengroei in het Barneveldse Beekgebied*. D-Verslag, TH Twente, maart 1978, in samenwerking met Commissie Bestudering Waterhuishouding Gelderland.
4. Steenvoorden, J. H. A. M., Oosterom, H. P., 1979. *Fosfaat en stikstofbalansen van polders en beekgebieden*. H₂O 2 (12) 33-39.
5. Levenspiel, O., 1967. *Chemical Reaction Engineering*; John Wiley, New York.
6. Bansal, K., 1971. *Dispersion in natural streams*; J. Hydr. Div. ASCE, November 1971, p. 1867 e.v.
7. Solodovnikov, V. V., 1960. *Introduction to the statistical dynamics of automatic control systems*. Dover Publications Inc., New York.
8. Eggink, H. J., 1965. *Het estuarium als ontvangend water van grote hoeveelheden afvalstoffen*; Staatsdrukkerij, 's-Gravenhage.
9. Limnologisch onderzoek: *Project planktonbeheersing in bekkens*. Limnologisch onderzoek 1976; concept 1977. Afdeling Milieu Onderzoek Deltadienst en Chemisch-Biologische Afdeling RID.
10. Straten, G. van, 1978. *Hydrologische aspecten bij zuurstofhuishouding en algenbloei in riviersystemen*.
11. Graf, W. H., Papis, G. C., 1977. *Les phenomenes de deposition et d'erosion dans un canal alluvionnaire*. J. of Hydraulic Research 15 [2] 151-166.
12. Terwindt, J. H. J., 1976. *Deposition, transportation and erosion of mud*. In: Interactions between sediments and fresh water; Proceedings of an international symposium, Amsterdam, september 1976. Junk - PUDOC.
13. Håkanson, L., 1977. *The influence of wind, fetch and waterdepth on the distribution of sediments in Lake Vänern, Sweden*. Can. J. Earth Sciences 14, 397-412.
14. Hartmann, L., 1967. *Influence of turbulence on the activity of bacterial slimes*. J. Water Poll. Control Fed. 39, 958.
15. Rickard, M. D., Gaudy Jr., A. F., 1968. *Effect of mixing energy on sludge yield and cell composition*. J. Water Poll. Control Fed. 40 R. 129.
16. Fair, G. M.; Geyer, J. C.; Okun, D. A., 1968. *Water and Wastewater Engineering: Volume 2; Chapter 33: Ecology and management of receiving waters*. John Wiley; New York.
17. Lorenzen, M.; Mitchell, R., 1973. *Theoretical effects of artificial destratification on algal production in impoundments*. Env. Science and Technol. 7 (10) 939-944.
18. Oskam, G., 1974. *Enkele limnologische aspecten van de Biesbosch-bekkens*. H₂O 17 (7) 363-366.

• *vervolg van pagina 26*

Algemeen overzicht over de relatie tussen waterkwaliteit en waterkwantiteit

satie van voedingselementen, de N-opname door organismen, de groei en het afsterven van organismen. Door deze processen wordt met name de zuurstofhuishouding en de algenbloei in oppervlaktewateren in sterke mate bepaald. Voor een nadere kwantificering van deze processen wordt verwezen naar Van Straten (1979). De uitvoering van de waterstaatkundige werken in het deltagebied hebben voor de waterhuishouding in Zuidwest-Nederland grote consequenties in verband met de vorming van een aantal afgesloten bekkens. De wijzigingen in de watersamenstelling en het opheffen of beperken van de getijdebeweging zullen het natuurlijk watermilieu sterk beïnvloeden. Voor de gevolgen van deze afsluiting en de problemen die bij het beheer van deze bekkens ontstaan wordt verwezen naar Bannink (1979).

Literatuur

- Boheemen, P. J. M. van, 1977. *Het waterverbruik binnen de land- en tuinbouwgebieden in de droge zomer van 1976*. Nota ICW 975: 114 pp.
- Bots, W. C. P. M., Jansen, P. C. en Noordewier, G. J., 1978. *Fysisch-chemische samenstelling oppervlakte- en grondwater Noorden des Lands*. Regionale Studies ICW 13: 111 pp.
- Lijklema, L., 1978. *Theoretische aspecten van de samenhang tussen waterkwaliteit en -kwantiteit in oppervlaktewater*. H₂O (12) 1979, nr. 2, blz. 27.
- Rijkswaterstaat, 1968. *De waterhuishouding in Nederland*.
- Rijtema, P. E., 1974. *Te verwachten landbouwkundige gevolgen van de waterwinning in Oost-Gelderland*. Nota ICW 797: 20 pp.
- Steenvoorden, J. H. A. M., 1978. *Fosfaat- en stikstofbalans voor het oppervlaktewater in het Barneveldse Beekgebied*. Nota ICW 1080: 24 pp.
- Steenvoorden, J. H. A. M. en Oosterom, H. P., 1978. *Fosfaat- en stikstofbalansen van polders en beekgebieden*. H₂O (12) 1979, nr. 2, blz. 33.

