

Modelonderzoek aan algengroei in spaarbekkens m.b.v. een lichtanalogon

Mededeling nr. 2 van de Commissie Limnologie van spaarbekkens

1. Inleiding

Het in Nederland voor opslag in spaarbekkens beschikbare water is organisch sterk verontreinigd met huishoudelijk en industrieel afvalwater en bevat grote hoeveelheden nutriënten. Enerzijds zal tijdens de opslagperiode een aanzienlijke kwaliteitsverbetering door zelfreinigingsprocessen kunnen optreden (Rook en Oskam 1970), maar anderzijds kan het hypertrofe water van Rijn en Maas aanleiding geven tot het optreden van massale algengroei (waterbloei). Bij werkelijk massaal optreden



DRS. G. OSKAM
Commissie Limnologie van
Spaarbekkens



IR. A. H. HAVELAAR
Commissie Limnologie van
Spaarbekkens

wordt de waterkwaliteit zeer ongunstig beïnvloed, terwijl ook in de zuivering problemen worden ondervonden.

De bezwaren laten zich als volgt samenvatten:

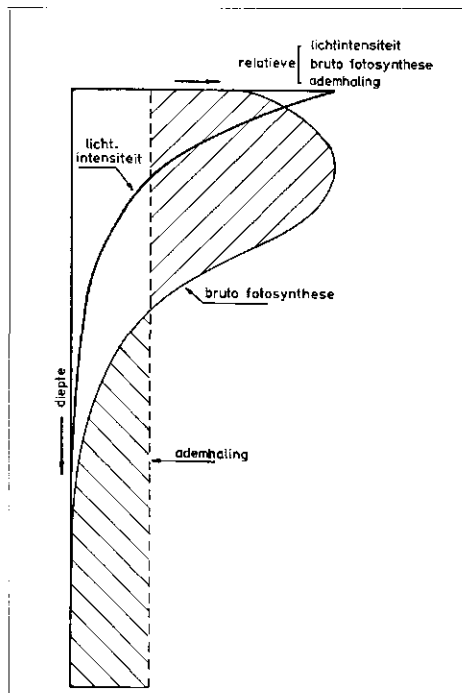
- reuk- en smaakbezwaren, met name bij aanwezigheid van blauwwieren (en geassocieerde Actinomyceten);
- verhoging van het gehalte aan organische stoffen, waardoor verhoogde kans op nagroei van bacteriën in het distributienet;
- vorming van toxinen door sommige blauwwieren, zoals Microcystis en Anabaena;
- groot zuurstofdeficit, bij afsterven;
- organische verrijking van het bodemslib, met gevolgen voor de zuurstofhuishouding van de bodem op langere termijn;
- filterverstopping of passage in de zuivering.

Hoewel uiterst summier, geeft deze opsomming voldoende indicatie voor de noodzaak tot het zo mogelijk tegengaan van een al te intensieve ontplooiing van het fytoplankton.

Voor de groei van algen zijn 2 factoren van overheersende betekenis:

- Nutriënten.
- Licht.

Het belang van voedingszouten voor de aquatische fotosynthese werd reeds in 1923 vastgelegd, toen Atkins zijn studies over het



Afb. 1 - Bruto fotosynthese en ademhaling als functie van lichtindringing en diepte.

verband tussen fosfaatgehalte en algengroei publiceerde. In de limnologie heeft dit aspect sindsdien de grootste aandacht gekregen, omdat inderdaad bleek, dat in natuurlijke meren soms nitraat, maar in de meeste gevallen fosfaat als beperkende factor optrad.

Gezien de zeer hoge fosfaatgehalten van Rijn en Maas zal in Nederlandse spaarbekkens van nutriëntenbeperking geen sprake kunnen zijn, indien niet het instromende water op enigerlei wijze wordt behandeld om de fosfaatconcentratie te verlagen. De wijze waarop dit het beste kan geschieden en het praktisch effect op de algengroei, wordt onder auspiciën van de Commissie Limnologie van Spaarbekkens onderzocht in modelbekkens, die geplaatst zijn bij het GEB Dordrecht.

In de oceanografie werd daarnaast ook aandacht geschonken aan de rol van het licht van ecologische faktor. Dit leidde tot de opvatting dat turbulente menging over voldoende diepte grote invloed kon uitoefenen op de planktongroei. Gran en Braarud concludeerden in 1935, dat de voorjaarsopbloei van plankton pas dan mogelijk werd, als de mengdiepte onder invloed van natuurlijke turbulentie kleiner werd dan 5 maal de diepte van de fotosynthetische zone. Deze relatie tussen turbulente en fytoplanktongroei werd door Sverdrup (1953) mathematisch behandeld in zijn 'critical depth' theorie, ter verklaring van de voorjaarscyclus van het plankton in de Noordzee. Sverdrup beschouwde

de groei van algen als de balans van bruto fotosynthese en ademhaling, beide geïntegreerd over de gehele diepte. Het principe is weergegeven in afb. 1, waarin een karakteristiek fotosyntheseprofiel over de diepte is gegeven.

Voor een uniform verdeelde algengroei kan de ademhaling als constant en min of meer onafhankelijk van de diepte beschouwd worden. Groei vindt nu alleen plaats als de integrale bruto fotosynthese de integrale ademhaling overtreft. Dit is slechts mogelijk als de diepte, waarover homogeen gemengd wordt, kleiner is dan de kritische diepte m.a.w. het energiebudget van een algengroei zal negatief zijn bij overschrijding van een bepaalde mengdiepte.

Talling (1957) introduceerde Sverdrup's gedachtegang over het verband tussen (natuurlijke) mengdiepte en fytoplanktongroei in de limnologie. In plaats van 'critical depth' gebruikte bij de term 'column compensation depth', om aan te geven bij welke diepte fotosynthese en ademhaling elkaar in evenwicht hielden. Vooral Vollenweider (1965, 1970) heeft veel bijgedragen aan het inzicht betreffende lichtbeperking en algengroei onder natuurlijke omstandigheden.

Inmiddels bleek, in de tweede helft van de zestiger jaren, dat ook bij kunstmatige manipulatie van de mengdiepte in reservoirs een gunstig effect op de algengroei werd verkregen. Publicaties over de ervaringen bij destratificatie-experimenten in bekkens in de VS, Duitsland en Engeland door resp. Robinson et al (1969), Bernhardt (1967) en Windle Taylor (1968) toonden aan, dat in bepaalde gevallen een beperking van de algengroei als neveneffect van de menging optrad. Een met de destratificatie gepaard gaande verdieping van de mengzone zou de oorzaak kunnen zijn.

Op grond van hun ervaringen met het continu mengen van het 17 m diepe Queen Elizabeth II reservoir hebben Ridley en Steel van de Metropolitan Water Board de gedachte gelanceerd, dat kunstmatige turbulente menging over voldoende diepte als een zinvolle en goedkope methode van planktonbeheersing beschouwd kan worden, mits de optische eigenschappen van het spaarbekkenwater hiervoor geschikt zijn. De algengroei in bovengenoemd spaarbekken is veel minder dan in de overige Londense spaarbekkens. In een rapport aan de OESO vermeldt Windle Taylor (1969), dat de zuiveringskosten van dit water 40 % lager liggen dan voor de andere reservoirs.

Op grond van deze resultaten werd het zinvol geacht te onderzoeken of turbulente menging over voldoende diepte ook voor de Nederlandse spaarbekkens tot beperking

van de algengroei kon leiden.

2. Kwantitatief model

Uitgegaan wordt van een fotosynthese-model, dat tegenwoordig algemeen wordt gehanteerd voor kwantitatieve beschouwingen over fotosynthese (Vollenweider 1965). Voorwaarde voor de geldigheid van het model is, dat het plankton homogeen over de vertikaal verdeeld is, terwijl nutriënten niet als beperkende faktor optreden. Daar de algen zelf aan de troebeling van het water bijdragen, is bovendien een 'zelf-beschaduwings-faktor' ingevoerd (Oskam 1973).

De algemene gedaante van de formule voor de integrale fotosynthese per eenheid van oppervlakte en tijd is:

$$\Sigma P = n \cdot \frac{P_{\max}}{2,3 (\epsilon_w + \epsilon_p)} \cdot f(I) \quad (1)$$

Hierin is ΣP de bruto fotosynthese per uur in een willekeurig diepe waterkolom van 1 m² (dimensie g C/m² · h);

n de fytoplankton concentratie (dimensie l/m³);

P_{\max} de fotosynthese per cel per uur onder optimale lichtomstandigheden (dimensie g C/h);

ϵ_w de extinctiecoëfficiënt van het water zelf t.g.v. kleur en minerale troebeling;

ϵ_p de extinctiecoëfficiënt t.g.v. de aanwezigheid van algen;

$f(I)$ dimensieloze functie van de lichtintensiteit.

Voor de berekening van de ademhalingsintensiteit veronderstellen we, dat deze over de vertikaal constant is en een fractie r bedraagt van de maximale fotosyntheseintensiteit.

Voor de totale ademhaling per eenheid van oppervlakte en tijd geldt dan:

$$\Sigma R = n \cdot r \cdot P_{\max} \cdot z_m \text{ g C/m}^2 \cdot \text{h} \quad (2)$$

Hierin is ΣR de ademhaling per uur in een waterkolom van 1 m² en een diepte van z_m m.

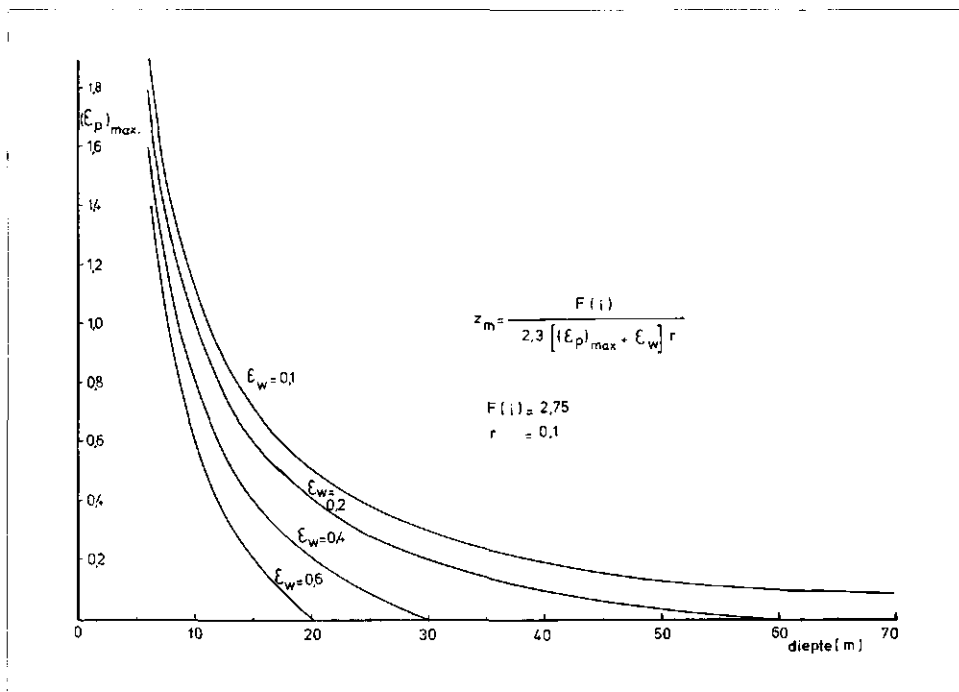
De netto fotosynthese is het verschil tussen bruto fotosynthese en ademhaling.

$$P_{\text{netto}} = n P_{\max} \left[\frac{f(I)}{2,3 (\epsilon_p + \epsilon_w)} - r z_m \right] \text{ g C/m}^2 \cdot \text{h} \quad (3)$$

$P_{\text{netto}} = 0$ is de voorwaarde voor een in evenwicht zijnde energiebalans van de fytoplanktonpopulatie, waardoor geen toename in de biomassa meer plaatsvindt.

$$\frac{f(I)}{2,3 (\epsilon_p + \epsilon_w)} - r z_m = 0 \quad (4)$$

Dit betekent, dat voor elke mengdiepte een



Afb. 2 - Verband tussen maximale biomassa (uitgedrukt als ϵ_p) en mengdiepte z_m als functie van ϵ_w .

maximum biomassa bestaat, uitgedrukt in ϵ_p als andere factoren constant worden verondersteld.

$$(\epsilon_p)_{\max} = \frac{f(I)}{2,3 r z_m} - \epsilon_w \quad (5)$$

Deze benadering toont aan, dat er een kwantitatief verband bestaat tussen de mengdiepte en de potentiële biomassa van algen.

Een verdere vereenvoudiging is mogelijk door voor $f(I)$ en r numerieke waarden te substitueren, die het gemiddelde op de lange duur zo goed mogelijk benaderen. Waarden van 2,75 voor $f(I)$ en 0,1 voor r zijn voor optimale omstandigheden algemeen gebruikelijk.

Formule (5) kan dan vereenvoudigd worden tot:

$$(\epsilon_p)_{\max} = \frac{12}{z_m} - \epsilon_w \quad (6)$$

Afb. 2 brengt deze relatie tussen de potentiële biomassa $(\epsilon_p)_{\max}$ en de mengdiepte z_m in beeld. Voor elke ϵ_w bestaat een bepaalde kritische diepte, waarboven geen groei meer mogelijk is ($\epsilon_p = 0$).

Tenslotte kan uit een kinetische formulering van het model ook nog afgeleid worden, dat niet alleen de maximale biomassa van de algen (verzadigingsniveau), maar ook de groeisnelheid in sterke mate door de mengdiepte kan worden bepaald (Oskam 1973). De Commissie Limnologie van Spaarbek-

kens heeft overwogen of niet het hierboven geschetste verband tussen diepte van een reservoir en de algengroei in een model zou kunnen worden onderzocht. Drs. Boorsma van het RID heeft toen het idee geopperd, dit te doen met behulp van een lichtanalogon. Het effect van een grotere diepte is terug te voeren tot de verhoudingsgewijs langere tijd, die de algen in de 'donkere diepte' verblijven t.o.v. de tijd die zij doorbrengen in de goed belichte bovenlaag (eufotische zone), waarvan de diepte wordt bepaald door de waterextinctie ϵ_w . Diepte kan dus worden gesimuleerd door de belichtingstijd van een modelbekken met algen te variëren (verkorten). Volgens de toendertijd bekende ervaring (1969) zou de ϵ_w van opgeslagen Rijn- of Maaswater ca. 0,4/m bedragen, overeenkomend met een zichtdiepte (Secchi) van 2 à 3 m. De diepte van de eufotische zone (bij afwezigheid van algen!) zou dan ca. 5 m bedragen. Hiermede werd de diepte van de modeltanks op 5 m vastgelegd. Er van uitgaande dat de 'circulatie tijd' van algen in de eufotische zone een etmaal bedraagt, zou door een licht-donker regime (uren) van resp. 24 - 24; 24 - 48; 24 - 72 een diepte van resp. 10 m; 15 m en 20 m kunnen worden gesimuleerd.

Vanuit deze gedachtegang werd een opstelling ontworpen, bestaande uit 2 tanks. Eén tank diende als referentie (ondiep bekken van 5 m), terwijl het lichtregime in de tweede tank door afdekken werd gemanipuleerd. Uitvoering met kunstmatige belichting was om budgetaire redenen niet mogelijk.

3. Uitvoering

A. Opstelling.

De proeven werden in eerste instantie uitgevoerd in twee gesloten tanks van 5 m diepte met een inhoud van 60 m³, gelegen in het binnenbassin van het productiebedrijf Honingerdijk te Rotterdam (zie afb. 3).

De tanks werden gevuld met water uit het Berenplaatspaarbekken en dagelijks ververs met 0,75 m³, eerst met de hand en later continu. De aldus verkregen theoretische verblijftijd van 80 dagen leverde tesamen met de verblijftijd van 20 dagen in het Berenplaatbekken een totale verblijftijd op van 100 dagen.

Teneinde een homogene verdeling van de algen over de vertikaal te waarborgen werd het water continu geroerd. De tanks konden worden afgedekt met aluminium deksels die met de hand op een raamwerk werden geplaatst. In 1971-'72 werd een derde tank aan de opstelling toegevoegd.

B. Methodiek.

De tanks werden wekelijks ca. 50 cm onder het wateroppervlak in een glazen fles bemonsterd, de monsters werden onderzocht op een aantal fysische, chemische en biologische parameters. De fysische en chemische parameters werden volgens standaardmethodieken bepaald.

Planktononderzoek

Het plankton uit 1 l van het met Lugol's oplossing gefixeerde monster werd afgecentrifugeerd en weer gesuspendeerd in 50 ml water. Van deze suspensie werd 4 ml geteld in een planktontelkamer volgens Van Heusden. De resultaten werden opgegeven in een aantal cellen per liter.

Chlorofylbepaling

De toegepaste chlorofylbepaling is gebaseerd op het werk van Moss (1967a, b). Door een papierfilter (Schleicher + Schüll GF 92) werden 5 ml van een magnesiumcarbonaat suspensie (1 g/l) en een passende hoeveelheid monster (meestal 500 ml) gezogen. Het papierfilter werd daarna in een Potterapparaat fijn gemalen in 90 % aceton.

De ontstane suspensie werd in een maatkolf tot 50 ml aangevuld en 1 uur in het donker weggezet. Na de extractie werd gefiltreerd over watten en werden in een Uvispek-spektrofotometer (Hilger and Watts) de extincties bij 410, 430, 665 en 750 nm gemeten in een 1 cm kuwet.

De gemeten extincties werden gecorrigeerd voor troebelings door vermindering met de extinctie bij 750 nm. Uit de extinctieverhouding E₄₃₀/E₄₁₀ werd via een in het laboratorium opgestelde ijklijn de verhouding tussen chlorofyl en feofytine



Afb. 3 - Ligging van de tanks.

bepaald waarna berekening van de concentraties volgde.

Uit het in tabel I gegeven overzicht blijkt dat bij hogere E₄₃₀/E₄₁₀ verhouding ook het aandeel van chlorofyl hoger is, m.a.w. in een actief groeiende populatie is E₄₃₀/E₄₁₀ hoog, in een afstervende populatie laag.

TABEL I - Verband tussen E₄₃₀/E₄₁₀ en percentage chlorofyl in een monster.

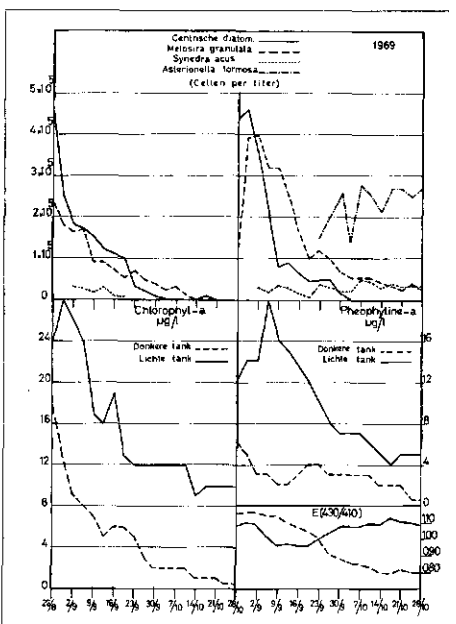
E ₄₃₀ /E ₄₁₀	% chlorofyl
1,45	100
1,40	96
1,30	88
1,20	78
1,10	67
1,00	55
0,90	44
0,80	31
0,70	17
0,60	0

4. Beschrijving van de resultaten

1969 (gesimuleerde diepte 20 m)

De tanks werden in juli 1969 opgevuld met water uit het spaarbekken Berenplaat, dat voor transport naar de Honingerdijk

Afb. 4 - Fytoplankton, chlorofyl en E 430/E 410 in 1969.



een lichte chloring had ontvangen. Hierdoor waren de in de tanks gebrachte algen in een slechte conditie, wat onder andere bleek uit de verhouding E₄₃₀/E₄₁₀ die 0,80 - 0,90 was tegen een verhouding van 1,20 in het spaarbekken. Ook bleek dat de zuurstofopname in de tanks onvolledig was zodat werd besloten de proef te onderbreken. Nadat de roerders waren versteld, werden de tanks opnieuw doorgespoeld, nu met ongechloroed water, waarna op 25 augustus opnieuw met de proeven werd begonnen. In afb. 4 zijn de belangrijkste resultaten weergegeven.

Het plankton in beide tanks bestond voornamelijk uit diatomeeën met als dominante soorten *Stephanodiscus* spp. en *Melosira granulata*. In de donkere tank daalde de fytoplanktonconcentratie naar zeer lage waarden maar in de lichte tank trad nog een duidelijke groei op, in eerste instantie van *Melosira granulata*, later gevolgd door *Asterionella formosa*. Naast deze beide soorten vertoonden ook *Synedra acus* een bescheiden groei.

Het verschil in activiteit van het plankton in beide tanks bleek ook duidelijk uit het verloop van E₄₃₀/E₄₁₀ die in de donkere tank van 1,16 naar ca. 0,80 daalde, maar in de lichte tank tussen 1,00 en 1,10 bleef schommelen.

Omdat de lichte tank enigszins scheef stond werd veel detritus opgewerveld. Deze kunstmatige troebelings zou de resultaten ongunstig kunnen beïnvloeden. Daarom werd na beëindigen van de proef de tank rechtgezet.

1970 (gesimuleerde diepte 20 m)

In april 1970 werd de inhoud van de tanks 5 x ververs waarna met de proef werd begonnen. De donkere tank werd na 1 dag open geweest te zijn 3 dagen afgedekt.

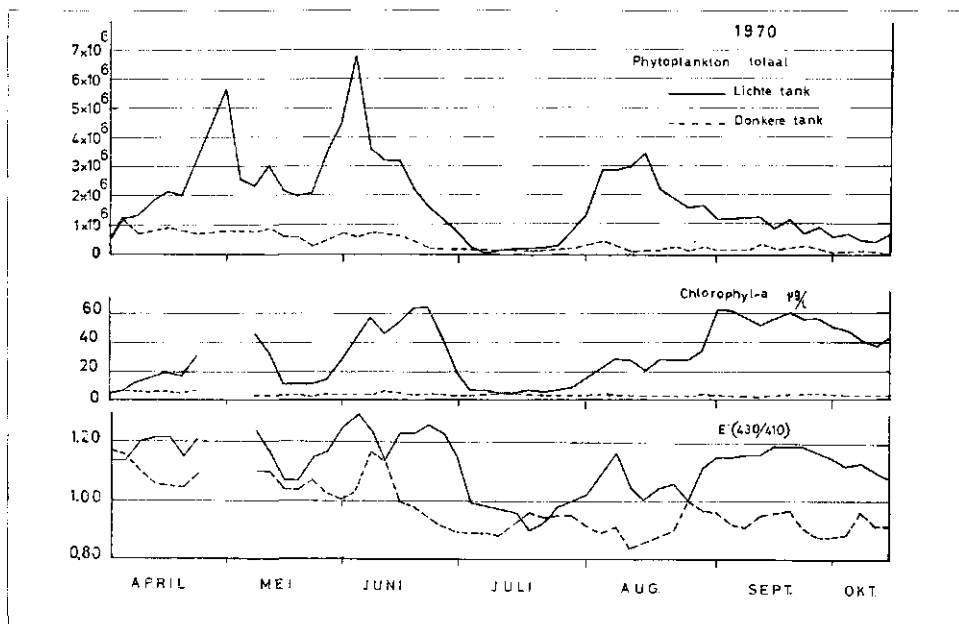
Na een lichte initiële stijging in beide tanks, handhaafde de algenpopulatie in de donkere tank zich gedurende de eerste twee maanden op een konstant niveau van ca. 8 x 10⁵ cellen/l (zie afb. 5).

In juli zette zich een daling in naar een uiteindelijke waarde van 1 - 2 x 10⁵ cellen/l die gedurende de rest van het jaar gehandhaafd bleef.

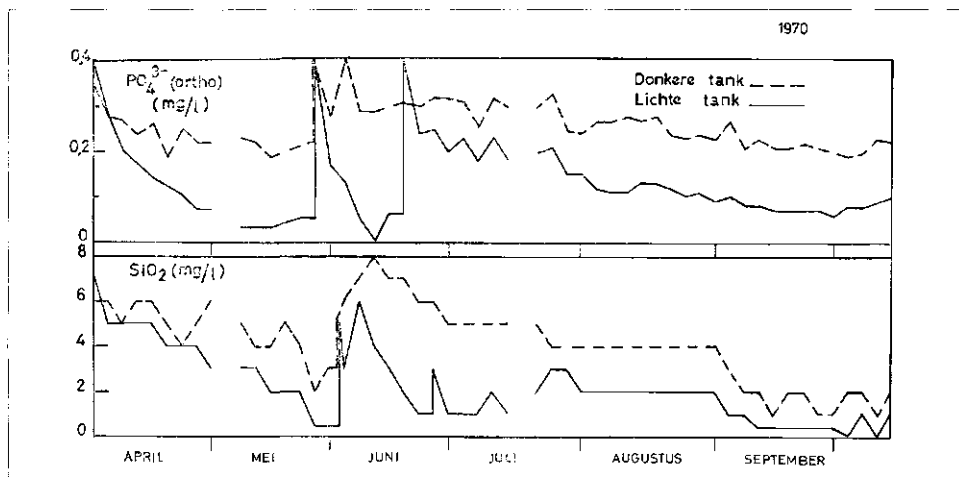
In de lichte tank trad echter een sterke algengroei op met twee duidelijke pieken in het voorjaar en één in het najaar.

De voorjaars- en nazomerpieken werden gescheiden door een minimum in juli, waarbij de aantallen algen even laag waren als in de donkere tank.

In afb. 6 is het verloop van de nutriënten fosfaat en kiezel weergegeven. Omdat de proeven waren opgezet om een studie te maken van de lichtbeperking, was besloten om de nutriënten door dosering op een niet beperkend niveau te houden. Daartoe

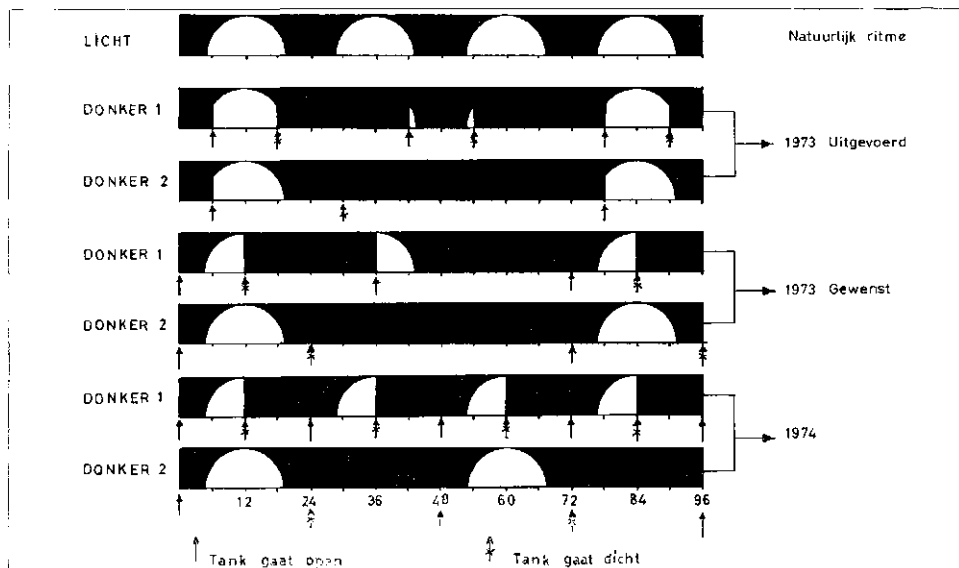


Afb. 5 - Fytoplankton, chlorofyl en E 430/E 410 in 1970.



Afb. 6 - Ortho-fosfaat en kiezel in 1970.

Afb. 7 - Licht - donkerritme in 1973 en 1974.



werd diverse malen fosfaat (als KH_2PO_4) en kiezel (als Na_2SiO_3) aan de tanks toegevoegd. Het is duidelijk dat dit een onnatuurlijke successie van het fytoplankton veroorzaakte. Zo zette zich direct na de dosering van fosfaat op 29 mei weer een sterke algengroei in, terwijl het voorkomen van kiezelwieren in juni vermoedelijk mag worden toegeschreven aan de kiezeldosering op 5 juni.

In de donkere tank kwamen gedurende het gehele jaar dezelfde soorten voor als in de lichte tank, zij het op een lager niveau. Ondanks deze veel geringere algengroei was er toch sprake van een vastlegging van kiezel.

De resultaten van het chlorofylonderzoek stemmen goed overeen met de plankton-tellingen, zowel wat betreft de ligging van de pieken als de hoogte daarvan. Evenals in 1969 was het verschil in biologische activiteit tussen de beide tanks zichtbaar in het E_{430}/E_{410} .

In de lichte tank schommelde de waarde tussen 1,00 en 1,20 en in de donkere tank tussen 0,80 en 1,00.

1971 (gesimuleerde diepte 15 m)

Eind april werd een aanvang gemaakt met de proeven, in de donkere tank werd nu het lichtklimaat als volgt geregeld: 1 dag open, 2 dagen dicht enz.

In de lichte tank werd het planktonbeeld sterk overheerst door draadvormende diatomeeën, vnl. *Melosira varians* en *Fragilaria capucina*. Deze algen konden zich aan de licht gecorrodeerde wand van de tank hechten en werden gedeeltelijk door de roeders los geslagen. De beïnvloeding van de algen in het vrije water door deze wandbegroeiing was zo groot dat geen kwantitatieve vergelijking tussen de twee tanks gemaakt kan worden. Wel kan gezegd worden dat ook dit jaar de biologische activiteit in de lichte tank duidelijk groter was dan in de donkere tank.

De beide tanks werden na beëindiging van de proef geheel gereviseerd en opnieuw gecoat.

Ook werd een derde tank geïnstalleerd om de invloed te kunnen onderzoeken van de tijdsduur van 'de aaneengesloten 'licht' periode. Het kon nl. niet uitgesloten worden geacht dat door het afdekken van de tanks de fotosynthetische periode van een alg werd onderbroken op een zodanig moment dat in de donkere periode nog geen deling kon optreden.

Door nu het wisselen van de wel en niet afgedekte periode meer of minder frequent te maken konden bekkens met verschillende circulatietijd (d.w.z. verblijftijd in de donkere of lichte zone) gesimuleerd worden.

1972 (gesimuleerde diepte 15 m)

De start van de proeven liep enige vertraging op tengevolge van de hierboven beschreven werkzaamheden. Daarom werd pas in juli begonnen met in de beide donkere tanks het volgende lichtritme: Donker I: 12 uur open, 24 uur dicht. Donker II: 24 uur open, 48 uur dicht.

In ieder van de tanks nam het fytoplanktonbestand snel af tot zeer lage waarden. Het bleek al spoedig dat de oorzaak hiervoor gezocht moest worden in het voorkomen van grote hoeveelheden grazend zoöplankton (*Daphnia*). In de volgende jaren werd om het voorkomen van zoöplankton tegen te gaan wat vis (stekelbaarsjes en jonge witvis) in de tanks uitgezet.

De overeenkomst tussen chlorofylbepaling en totaal fytoplanktontelling was dit jaar zeer goed.

1973 (gesimuleerde diepte 15 m)

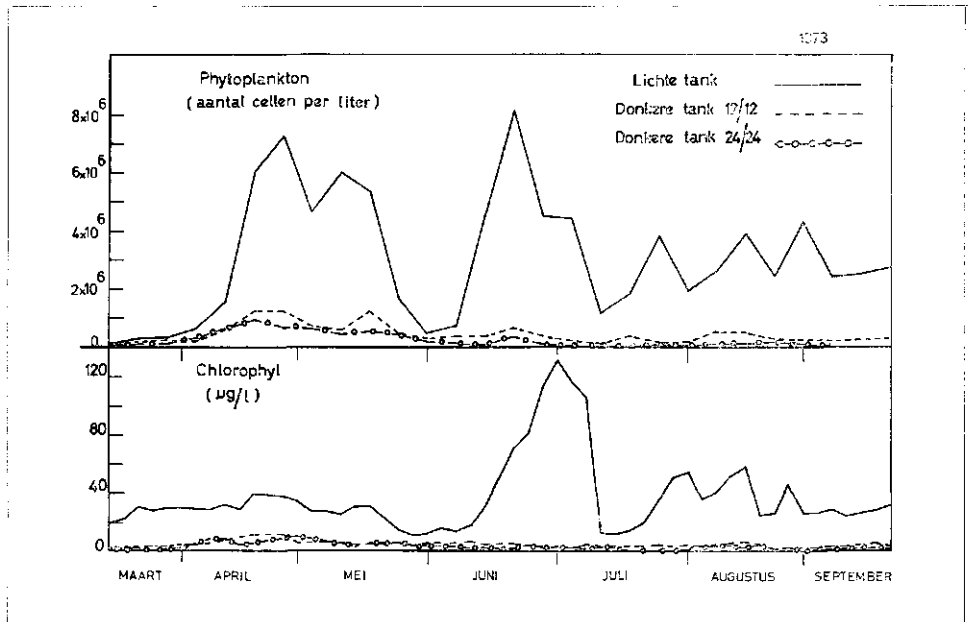
De simulatie van 15 m diepte in de beide donkere tanks werd uitgevoerd als in 1972. Door een misverstand werd de verwisseling open-dicht niet uitgevoerd om 12 uur maar om 6 uur. Zoals uit afb. 7 valt te lezen werd hierdoor het lichtdonker ritme in beide tanks vrijwel identiek.

Bij het volgende onderzoek bleken de tanks zich ook als zodanig te gedragen (zie tabel II).

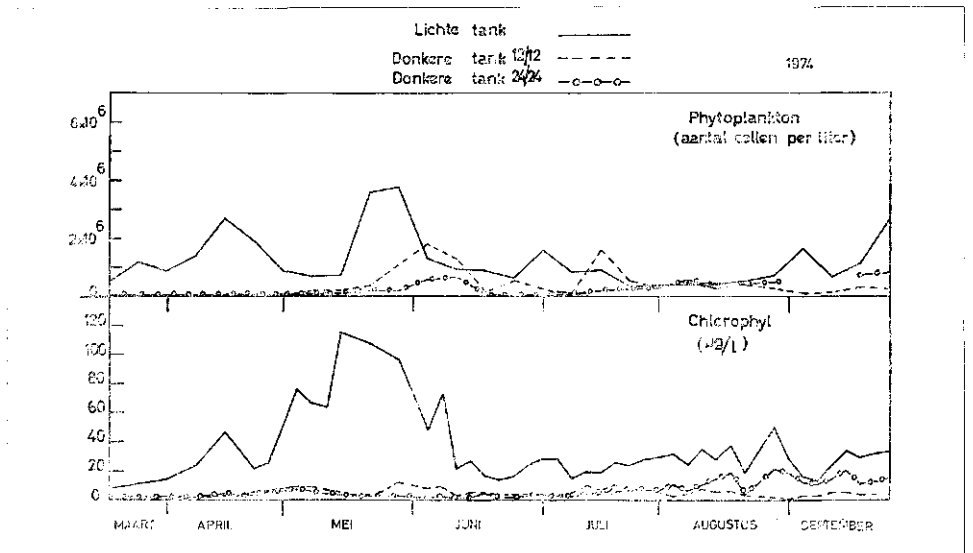
TABEL II - Gemiddelde uitkomsten chemisch onderzoek in 1973.

Meet-parameter (mg/l)	Lichte tank	Donkere tank	
		12 uur open 24 uur dicht	24 uur open 48 uur dicht
Zwevende stof	4,2	1,7	0,9
pH	8,64	8,27	8,30
Zuurstof	10,6	10,4	10,0
KMnO ₄ ongef.	16	12	11
KMnO ₁ gef.	14	11	11
TOC ongef.	7,2	6,3	5,7
TOC gef.	6,5	5,7	5,3
Doorzicht (cm)	224	321	361
Chlorofyl-a µg/l	37	4	3

In de lichte tank was de algengroei gemiddeld over het gehele jaar een faktor 10 hoger dan in de donkere tanks (zie afb. 8). Opvallend was de grote discrepantie tussen de chlorofylbepaling en de planktontellingen. Hoewel de voorjaarspieken wel enigszins herkenbaar zijn in het chlorofylgehalte, bleef de waarde daarvan veel te laag. De algenpieken in juni en juli waren wel in het chlorofylgehalte te herkennen, maar de toppen lagen niet synchroon. Het planktonbeeld is in het gehele jaar sterk overheerst door diatomeeën, de gemiddelde verhouding tussen kiezelwieren, groenwieren en flagellaten was 73 : 25 : 2. De voornaamste reden voor deze sterke dominantie



Afb. 8 - Fytoplankton en chlorofyl in 1973.



Afb. 9 - Fytoplankton en chlorofyl in 1974.

was vermoedelijk het suppleren van kiezel aan de tanks.

De chemische parameters gaven een duidelijk hogere biologische activiteit in de lichte tank aan, de meeste parameters varieerden synchroon met het chlorofylgehalte.

Alleen in het koolzuurevenwicht (pH, HCO₃⁻, CO₃²⁻) was duidelijk het patroon van de algentellingen te herkennen.

1974 (gesimuleerde diepte 10 m)

Het lichtritme in de tanks werd geregeld zoals in afb. 7 is weergegeven. Al spoedig na de start van de proeven bleek dat zich weer een sterke wandbegroeiing ontwikkelde, vooral in de lichte tank. Om deze wandbegroeiing te bestrijden werden de wanden regelmatig met een bezem schoon-

gemaakt, waarna de roeders enige tijd werden stopgezet om het plankton te laten bezinken.

In juni werd de ruwwaterbron van het productiebedrijf Honingerdijk veranderd: in plaats van water uit het spaarbekken Berenplaat werd direct water uit de Biesboschleiding aangevoerd. Omdat dit water chloor bevatte kon het niet gebruikt worden voor het doorstromen van de tanks. Daarom werden vanaf 13 juni de tanks doorgespoeld met water uit de Nieuwe Maas, wat een sterke verandering van de kwaliteit van het water veroorzaakte. In het voorjaar was er een sterke opbloei van algen in de lichte tank, tot een ca. 10 x hoger niveau dan in de donkere tanks (zie afb. 9).

Gedurende deze periode was de groei in de

donkere tank 12 - 12 hoger dan in de donkere tank 24 - 24. In juni nam de algengroei in de lichte tank af en bleef toen betrekkelijk gering. Grazen door zoöplankton kan geen verklaring voor deze waarneming zijn omdat de uitgezette vis het zoöplankton volledig consumeerde. Zoals uit afb. 10 blijkt nam in juni de zichtdiepte sterk af tengevolge van een sterke toename van de zwevende stof. Deze toename was veel groter dan die in de beide donkere tanks zodat niet alleen een hogere belasting door het Nieuwe Maaswater de oorzaak kan zijn. Mogelijk had zich zoveel detritus op de bodem verzameld dat dit in het water terecht kwam. Als gevolg van deze troebeling van het water was ook in de lichte tank de plankton-groei lichtbeperkt.

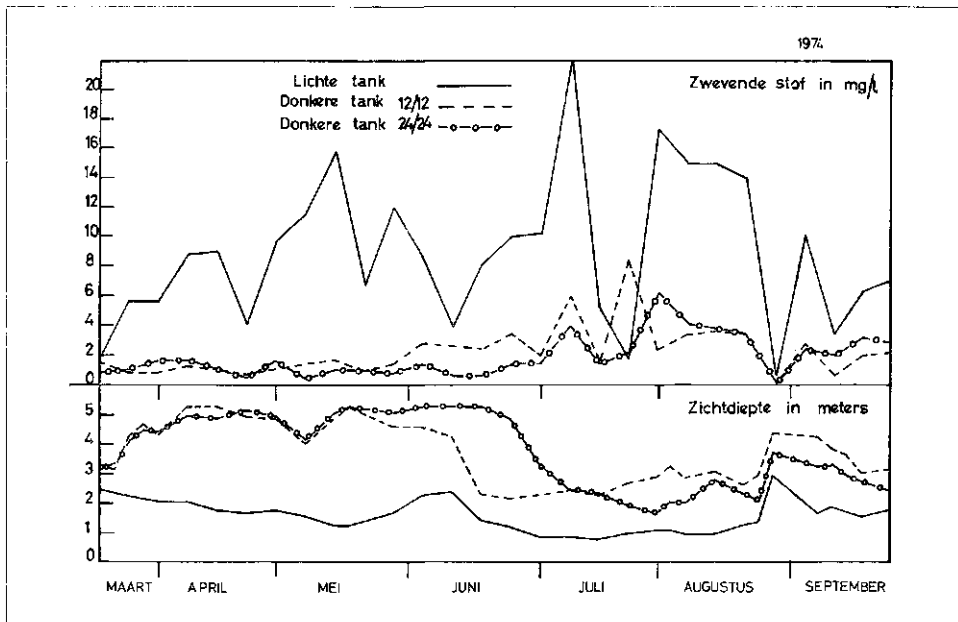
De invloed van de wandbegroeiing op het plankton in de lichte tank blijkt uit afb. 11. Het aantal *Nitzschia* cellen in de 12 - 12 tank was in mei tweemaal zo hoog als in de lichte tank, waarvoor beschaduwing en kiezelconsumptie door de wandpopulatie de redenen waren.

In het najaar was juist de groei in de 24 - 24 tank hoger dan in de 12 - 12 tank, veroorzaakt door een lichte opbloei van *Asterionella formosa*. De biologische activiteit in de donkere tank was gemiddeld hoger dan in voorgaande jaren.

5. Discussie

De experimenten zijn uitgevoerd, om zo mogelijk het in formule (6) weergegeven verband tussen algenbiomassa, mengdiepte en waterextinctie te verifiëren.

In tabel III is een overzicht gegeven van de parameters, die de optische kwaliteit van het water bepalen (zwevende stof, extinctie,



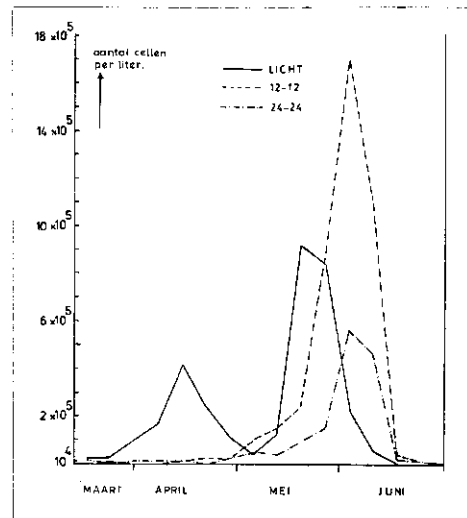
Afb. 10 - Doorzicht en zwevende stof in 1974.

zichtdiepte) en de gevonden biomassa's, uitgedrukt als chlorofyl.

Tevens zijn, voor zover aanwezig, gegevens opgenomen van de spaarbekkens Honderden Dertig, Petrusplaat en Berenplaat, teneinde lichtanalogon en praktijkresultaten te kunnen vergelijken.

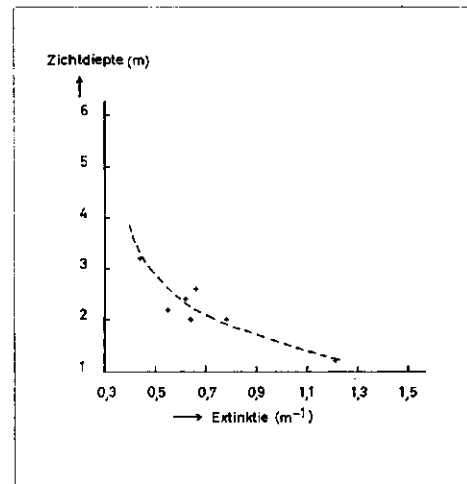
Tussen de optische parameters onderling is een redelijke overeenstemming. Het verband tussen zichtdiepte en extinctiecoëfficiënt is in afb. 12 weergegeven. Met behulp van de visueel ingetekende kromme zijn uit de zichtdiepten de gemiddelde extinctiecoëfficiënten geschat waar ze niet waren gemeten (spaarbekkens 1973 en 1974, lichtanalogon 1974).

Uit de totale extinctie ϵ kan de water-



Afb. 11 - Voorjaarsopbloei van *Nitzschia* spp in 1974.

Afb. 12 - Verband tussen zichtdiepte en extinctiecoëfficiënt.



TABEL III - Overzicht van optische parameters en chlorofylgehalten.

Jaar	Parameter Tank	ϵ			Zwevende stof			Zichtdiepte			Chlorofyl		
		min.	gem.	max.	min.	gem.	max.	min.	gem.	max.	min.	gem.	max.
1970	licht	0,44	0,89	1,69	1,2	6,3	18,4	0,7	1,7	3,1	4	31	63
	24 - 72	0,40	0,55	0,98	0,8	3,0	7,2	1,3	2,3	3,2	2	3	7
1971	licht	0,70	1,21	2,10	1,2	12,3	34,0	0,8	1,2	2,4	21	53	160
	24 - 48	0,36	0,64	1,27	0,2	3,3	11,0	1,1	2,0	3,6	2	8	26 (13)
1972	licht	0,49	0,66	1,21	1,6	3,5	7,2	1,7	2,6	3,7	2	7	19 (7)
	12 - 24	0,47	0,62	1,28	2,0	3,0	6,4	1,6	2,4	3,2	1	6	18 (9)
	24 - 48	0,47	0,62	1,24	1,4	3,0	6,9	1,6	2,4	3,1	2	5	16 (6)
1973	licht	0,53	0,78	1,63	1,4	4,2	15,0	1,2	2,0	3,7	10	37	130
	12 - 24	0,23	0,44	1,20	0,2	1,7	5,8	1,4	3,2	5,2	1	4	12
	24 - 48	0,23	0,41	0,66	0,2	0,9	2,0	2,6	3,6	5,2	1	3	10
	130	—	(0,66)	—	1,0	4,7	22,0	0,9	2,2	4,5	1	11	26
	P.pl.	—	(0,74)	—	1,0	6,8	15,0	1,1	2,0	3,8	1	7	30
	B.pl.	—	(0,78)	—	1,0	7,5	22,0	—	—	—	1	30	92
1974	licht	—	(1,09)	—	0,6	8,9	22,0	0,7	1,4	2,9	7	34	114
	12 - 12	—	(0,41)	—	0,0	2,2	6,0	2,1	3,6	5,2	1	5	12
	24 - 24	—	(0,41)	—	0,0	1,9	6,2	1,6	3,6	5,2	1	6	21
	130	—	(0,52)	—	1,0	2,8	8,0	1,2	2,7	4,6	1	5	29
	P.pl.	—	(0,42)	—	1,0	2,0	8,0	1,4	3,5	6,8	1	4	38
	B.pl.	—	(0,55)	—	1,0	3,0	10,0	—	—	—	1	11	70

TABEL IV - *Vergelijking van berekende en gemeten maximale biomassa.*

Jaar	Tank	$\epsilon_p + \epsilon_w$	ϵ_p	ϵ_w	'Z _m '	(ϵ_p) max.	max. chlorofyl
1970	licht	0,89	0,31	0,58	5	1,82	63
	24 - 72	0,55	0,03	0,52	20	0,08	6
1971	licht	1,21	0,53	0,68	5	1,72	160
	24 - 78	0,64	0,08	0,56	15	0,24	13
1972	licht	0,66	0,07	0,59	5	1,81	7
	12 - 24	0,62	0,06	0,56	15	0,24	9
	24 - 48	0,62	0,05	0,57	15	0,23	6
1973	licht	0,78	0,37	0,41	5	1,99	130
	12 - 24	0,44	0,04	0,40	15	0,40	12
	24 - 48	0,41	0,03	0,38	15	0,42	10
	130	(0,66)	0,11	0,55	14,8	0,26	51 (26)
	P.pl.	(0,74)	0,07	0,67	12,4	0,30	30
	B.pl.	(0,78)	0,30	0,48	6	1,52	92
1974	licht	(1,09)	0,34	0,75	5	1,65	114
	12 - 12	(0,41)	0,05	0,36	10	0,84	12
	24 - 24	(0,41)	0,06	0,35	10	0,85	21
	130	(0,52)	0,05	0,47	14,8	0,34	29
	P.pl.	(0,42)	0,04	0,38	12,4	0,59	38
	B.pl.	(0,55)	0,11	0,44	6	1,56	70

extinctie ϵ_w worden berekend, als het aandeel van de algen in de extinctie (ϵ_p) bekend is. Uit zeer frekwente chlorofyl en zichtdiepte metingen in Honderd en Dertig en Petrusplaat kan worden afgeleid, dat globaal 1 $\mu\text{g/l}$ chlorofyl een extinctie van 0,01 m^{-1} met zich meebrengt. Het resultaat van de berekening van ϵ_w is weergegeven in tabel IV.

Uit de waarnemingen blijkt, dat er een duidelijk effect valt te bespeuren van de overgang van Rijnwater via de Berenplaat (1970 t/m 1972) op Maaswater via Biesbosch en Berenplaat (1973 - 1974). In de eerste periode bedroeg de basisextinctie van het water in de tanks ca. 0,55 m^{-1} , met uitzondering van de lichte tank in 1971, toen veel niet-biologisch actieve zwevende stof in suspensie was (zie tabel III). In 1973 en 1974 bedroeg ϵ_w 0,35 - 0,40 m^{-1} ; ook hier vormde de lichte tank in 1974 een uitzondering om dezelfde reden.

Het resultaat van de berekening van de mogelijke algenbiomassa uit waterextinctie en (gesimuleerde) mengdiepte is eveneens weergegeven met daarnaast de werkelijk opgetreden maxima, uitgedrukt als chlorofyl. Opvallend is, dat de grootte-orde van de berekende en gemeten biomassa's in de lichte tank redelijk overeenstemden (uitgezonderd in 1972, toen het zoöplankton in de lichte tank elke opbloei voorkwam), maar dat in de donkere tanks de werkelijke groei vooral in 1973 en 1974 een faktor 4 lager was dan de berekende biomassa. Hoewel zich een trend manifesteerde van iets hogere biomassa's bij kleinere gesimuleerde diepte (20 m: 6 $\mu\text{g/l}$; 15 m: 13 $\mu\text{g/l}$; 10 m: 21 $\mu\text{g/l}$) kan van een goede overeenstemming tussen theorie en experiment niet gesproken worden.

Grazen door zoöplankton was hiervan niet de oorzaak daar door het uitzetten van vis geen zoöplankton in de tanks in 1973 en 1974 aanwezig was.

Vergelijking met de reservoirs Honderd en Dertig en Petrusplaat met vergelijkbare diepten laat zien, dat daarin wel een biomassa werd gevonden, die de berekende waarde benaderde. Het maximum van 51 $\mu\text{g/l}$ in de Honderd en Dertig was een gevolg van een inhomogene toestand t.g.v. thermische gradiënten in het voorjaar van 1973, toen de luchtinjectie nog niet gereed was. De toegepaste benadering vraagt een homogene verdeling der algen. In die situatie bedroeg het maximum 26 $\mu\text{g/l}$. Ook is duidelijk, dat de ondiepere Berenplaat hogere biomassa's opleverde. Dat de werkelijke biomassa in de Berenplaat achter bleef bij de berekende kan hier (zeker in 1974) samenhangen met grazen door zoöplankton.

Mogelijke oorzaken voor het verschil tussen lichtanalogon en bekkens op praktisch-schaal kunnen worden gezocht in de licht-donkerencyclus of in het onderwaterlichtklimaat in de tanks zelf.

De toegepaste licht-donkercycli berusten op de opvatting dat de circulatietijd van de algen over de diepte één tot enkele dagen bedraagt.

Uit metingen in de Petrusplaat is gebleken, dat de grootte-orde van deze veronderstelling juist is. In het enige jaar, waarin de donkere tanks inderdaad een verschillend lichtregime hadden (1974, zie afb. 7) was van een duidelijke voorkeur geen sprake. In voorjaar en zomer kwamen de hoogste chlorofylgehalten voor in de tank met 12 - 12 ritme, terwijl in augustus en september de 24 - 24 tank de hoogste biomassa had. Een verkeerd gesimuleerde circulatie-

tijd als oorzaak voor de lage algenniveaus ligt niet voor de hand.

Als tweede oorzaak is reeds genoemd het onderwaterlichtklimaat zelf. De wand van de tanks stak 0,5 m boven het wateroppervlak uit. Ook was de wand niet doorzichtig, zodat het intreden van zijdelings in het water verstrooid licht niet mogelijk was. Door deze twee oorzaken zouden de tanks veel 'donkerder' kunnen zijn geweest dan het 'vrije' water in een bekken.

Hiertegen pleit, dat in de lichte tank de chlorofylniveaus wel min of meer aan de verwachtingen beantwoordden.

Dit zou echter het gevolg kunnen zijn van de wandbegroeiing met sessiele diatomeeën die het gehele planktonbeeld domineerde. Het water in de tank werd geënt met algen, die permanent in de lichte zone boven in de tank gegroeid waren, waardoor toch verhoudingsgewijs hoge chlorofylgehalten werden gevonden. In het jaar, dat de wandbegroeiing een nog ondergeschikte rol speelde (1970), bedroeg het maximale chlorofylgehalte in de lichte tank vermoedelijk daarom slechts 63 $\mu\text{g/l}$. Daar ook in de donkere tanks de wandbegroeiing vrijwel ontbrak, genoten deze tanks dit 'voordeel' niet. Metingen van het onderwaterlichtklimaat van de modeltanks die bij het GEB Dordrecht nog zijn opgesteld, zouden enige informatie kunnen geven over dit aspect van het lichtanalogon.

6. Samenvatting en conclusies

Door het simuleren van diepte werd in het lichtanalogon sterke beperking van algengroei bewerkstelligd. Toetsing van de uitkomsten aan een kwantitatief model leverde geen resultaat op. De oorzaken hiervoor zijn niet geheel duidelijk.

De uitkomsten van het onderzoek van de bekkens Honderd en Dertig, Petrusplaat en Berenplaat in 1973 en 1974 vertoonden een bevredigende overeenstemming met de uit het model berekende waarden. Uit de resultaten van het lichtanalogon en praktijkuitkomsten uit spaarbekkens gezamenlijk kan worden geconcludeerd, dat efficiënte menging over een gemiddelde diepte van 10 - 15 m een belangrijk instrument kan zijn in het beperken van groeisnelheid en biomassa van algen in situaties waar nutriënten-aanbod niet beperkend is voor de groei. Daarnaast zijn uit de ervaringen met het lichtanalogon de volgende lessen geleerd: De schaal van het lichtanalogon is niet geschikt voor lange duur (seizoen omspannende) experimenten. Er ontstaat een wandbegroeiing van sessiele diatomeeën (in dit geval nog in de hand gewerkt door kiezel-dosering), waardoor het planktonbeeld van het water in de tanks wordt 'vertroebeld'. Ook is duidelijk geworden dat zoöplankton

zeer efficiënt op algen kan grazen en onder gunstige omstandigheden de algenbiomassa tot vrijwel nul kan reduceren. Eveneens is aangetoond, dat door het uitzetten van jonge vis het zoöplankton tot verwaarloosbare proporties kan worden teruggebracht.

Dankbetuiging

De auteurs zijn veel dank verschuldigd aan de volgende personeelsleden en afdelingen van de DWL Rotterdam: P. Visser en G. Veluwenkamp voor het uitvoeren van de biologische analyses, het chemisch laboratorium voor het uitvoeren van de fysisch/chemische analyses, ir. H. W. Kockx voor het ontwerp van de installatie en de afdeling produktie Honingerdijk voor de technische begeleiding van de experimenten. Bovendien gaat hun dank uit naar drs. F. I. Kappers (RID) voor het tijdelijk waarnemen van het biologisch onderzoek.

Literatuur

1. Rook, J. J. and Oskam, G. (1970), 'Biological and Chemical Aspects of Rhine Water in the Berenplaat Reservoir', Jour AWWA, 62, p. 249-.
2. Gran, H. H. and Braarud, T. (1935), 'A Quantitative Study of the Phytoplankton in the Bay of Fundy and the Gulf of Maine (including Observations on Hydrography, Chemistry and Turbidity)', J. Biol. Bd. Can., 1, p. 279-467.
3. Sverdrup, H. U. (1953), 'On Conditions for the Vernal Blooming of Phytoplankton', J. Cons. Explor. Mer., 18, p. 287-295.
4. Talling, J. F. (1957a), 'Photosynthetic Characteristics of some Freshwater Plankton Diatoms in Relation to Underwater Radiation', New. Phytol., 56, p. 29-50.
5. Talling, J. F. (1957b), 'The Phytoplankton Population as a Compound Photosynthetic System', New. Phytol., 56, p. 133-149.
6. Vollenweider, R. A. (1965), 'Calculation Models of Photosynthesis-Depth Curves and some Implications regarding Day Rate Estimates in Primary Production Measurements', Mem. Inst. Ital. Idrobiol., 18 (suppl.), p. 425-457.
7. Vollenweider, R. A. (1970), 'Models for Calculating Integral Photosynthesis and some Implications regarding Structural Properties of the Community Metabolism of Aquatic Systems', in Prediction and Measurement of Photosynthetic Productivity, IBP Meeting, Trebon, p. 455-472.
8. Robinson, E. L., Irwin, W. H. and Symons, J. M. (1969), 'Influence of Artificial Destratification on Plankton Populations in Impoundments', Trans. Kentucky Acad. Sci., 30, p. 1-18.
9. Bernhardt, H. (1967), 'Aeration of Wahnbach Reservoir without changing the Temperature Profile', JAWWA, 59, p. 943-964.
10. Windle Taylor, E. (1968), 'Further Studies on Thermal Stratification in Storage Reservoirs, and some Experiences of Artificial Destratification'. In: Report on the Results of the Bacteriological, Chemical and Biological Examination of the London Waters for the Years 1965-1966, 42, p. 96-106.
11. Ridley, J. R. en Steel, J. A. P., persoonlijke mededelingen.
12. Windle Taylor, E. (1969) in: Report of Expert Group on Eutrophication Control, OECD-Report DAS/CSI/W.69.85, p. 9.
13. Oskam, G. (1973), 'A Kinetic Model of

Phytoplankton Growth and its Use in Algal Control by Reservoir Mixing in 'Symposium on Man-Made Lakes: Their Problems and Environmental Effects', Geophysical Monograph Series, Vol 17, p. 629-631.

14. Moss, B. (1967a), 'A Spectrophotometric Method for the Estimation of Percentage Degradation of Chlorophylls to Pheo-pigments in Extracts of Algae', Limnol. Oceanogr. 12, p. 335-340..

15. Moss, B. (1967b), 'A Note on the Estimation of Chlorophyll a in Fresh Water Algal Communities', Limnol. Oceanogr., 12, p. 340-342.

