Toepassing van algen voor nazuivering van afvalwater en behandeling van seizoensgebonden bronnen

Samenvatting

Algen kunnen met behulp van licht uit CO_2 biomassa vormen, waarbij N en P, en ook andere nutriënten worden vastgelegd, en waarbij zuurstof wordt geproduceerd. Bij de aanwezigheid van voldoende nutriënten bepaalt de hoeveelheid licht de hoeveelheid gevormde biomassa, en daarmee de hoeveelheden N en P die worden vastgelegd. Als de algen vervolgens uit het water worden verwijderd, worden ook de nutriënten en de aan of in de algenmassa vastgelegde microverontreinigingen verwijderd.

Aan de hand van een modelmatige benadering is berekend dat de hoeveelheid licht in Nederland in de wintermaanden zodanig is, dat voor de verwijdering van 1 mg $P{\cdot}l^{-1}$ tenminste 4,5 m^2 per i.e. benodigd is. In de zomermaanden daalt de terreinbehoefte tot 0,5 m^2 per mg $P{\cdot}l^{-1}$ per i.e. In de zomermaanden kan een algenvijver voor de verwijdering van BZV redelijk functioneren, zij het dat veel ruimte nodig is: tenminste 3 à 4 m^2 terrein per i.e.

De afscheiding van algen uit een algenvijver is zeer problematisch. Microstrainers, membraanfilters en eventueel centrifuges zijn de enige systemen die realiseerbaar worden geacht. Deze systemen zijn relatief kostbaar en vereisen betrekkelijk veel onderhoud.

Naast algensystemen zijn verwante systemen beschouwd: die met drijvende waterplanten. Deze kunnen weliswaar wellicht beter geoogst worden, maar de produktiviteit is nog veel geringer dan die van algensystemen.

De jaarkosten van een algensysteem voor verwijdering van 1 mg $P{\cdot}l^{-1}$ gedurende de maanden maart t/m oktober zouden circa f 40,– per i.e. per jaar bedragen, exclusief circa f 20,– voor de rente over de aanschaf van grond. Dat is een factor 6 tot 15 hoger dan bij zandfiltratie. De kosten van kleinere algenvijvers voor BZV-verwijdering, bedragen circa f 90-100 per i.e. per jaar, exclusief de kosten voor landbeslag en/of grondaankoop, en de afvoer van slib ter verwerking elders.

De conclusie van deze studie is dat de kosten van een systeem waarin algengroei wordt bedreven niet kunnen concurreren met andere systemen voor nutriëntverwijdering.



W. M. WIEGANT
HASKONING BV



J. W. MULDER
Hoogheemraadschap van Rijnland
Thans werkzaam bij Advies- en ingenieursbureau Grontmij



B. VAN DER VEER
Hoogheemraadschap van Rijnland

Inleiding

Fotosynthese is het biologische proces waarbij fysische lichtenergie wordt omgezet in chemische energie. Deze energie wordt gebruikt om CO_2 te reduceren. Hierbij wordt waterstof van het watermolecuul gebruikt, waarbij het vrijkomende zuurstof wordt afgegeven. De eerste produkten van de fotosynthese zijn suikers. Deze suikers worden weer gebruikt voor de omzetting in energie en CO_2 onder verbruik van zuurstof en voor de vorming van biomassa.

Hierbij worden macro- en micronutriënten opgenomen en eventueel worden zware metalen en xenobiotica aan en in de biomassa vastgelegd. In de waterzuivering kunnen fotosynthetische organismen op meerdere manieren nuttig worden toegepast. Allereerst kan de bij de fotosynthese geproduceerde zuurstof worden gebruikt bij de verwijdering van organische vervuiling: zuurstof wordt daarbij door bacteriën verbruikt. Een tweede manier is het doen groeien van plantaardige biomassa. Bij de vorming van de biomassa worden nutriënten en eventueel xenobiotica vastgelegd. Door vervolgens de biomassa te verwijderen uit het water worden daarmee de nutriënten en de xenobiotica verwijderd. Fosfaat kan bij intensief zonlicht efficiënt worden verwijderd door precipitatie bij pH-verhoging door excessieve consumptie van CO_2.

Het voordeel van fotosynthetische systemen is dat lichtenergie wordt gebruikt, terwijl bij vergelijkbare systemen voor de verwijdering van nutriënten en BZV andere vormen van energie moeten worden toegepast.

Het voordeel van algen boven drijvende waterplanten is hun hoge groeisnelheid (0,4-0,5 dag^{-1} bij 5 °C tot 0,9-1,3 dag^{-1} bij 20 °C [Van Donk, 1983]) en hun efficiënte gebruik van lichtenergie. Waterplanten en algen kunnen een potentieel nuttige bron van biomassa vormen. In de literatuur houdt een aantal studies zich bezig met de waarde van algenbiomassa als veevoer [Oswald, 1978]. De biomassa van algen zou een nuttige meststof zijn [Kuiper & Mur, 1991].

Aan de toepassing van algen is ook een aantal nadelen verbonden. De groei en de zuurstofproduktie van algen is rechtstreeks gerelateerd aan de hoeveelheid zonlicht. Dit betekent, dat de zuurstofconcentratie in het water 's nachts, door het zuurstofverbruik tijdens de respiratie, en, afhankelijk van de belasting met organisch afval, een groot gedeelte van de ochtend [Carberry & Brunner, 1991], vrijwel nul is. Om de algen efficiënt van het gezuiverde afvalwater te scheiden zijn gespecialiseerde technieken nodig. Door de gemakkelijke rotbaarheid kan de verwerking van de afgescheiden algenbiomassa gepaard gaan met stankoverlast.

In dit artikel wordt bestudeerd of de toepassing van fotosynthetische systemen, en systemen met algen in het bijzonder, toepasbaar zijn onder Nederlandse condities. Hierbij ligt de nadruk op toepassing voor nazuivering van effluenten van rwzi's om aan scherpere eisen voor N en P te kunnen voldoen.

Algensystemen

Er zijn verschillende systemen bekend, waarin de activiteit van algen een grote rol speelt.

Een algenvijver is in feite een modificatie van een oxydatievijver in die zin, dat gestreefd wordt naar volledig aërobe omzetting van de biologisch afbreekbare componenten (verder voor het gemak met 'BZV' aangeduid). De zuurstofvoorziening die nodig is voor het omzetten van BZV wordt verzorgd door de groei van algen. De CO_2 die nodig is voor de groei van algen wordt aangeleverd door de bacteriën die de BZV omzetten.

Een HRAP (High-Rate Algal Pond) is een ondiep systeem, met een diepte geringer dan 0,6 m, uitgevoerd in de vorm van een circuit, waarin het water mechanisch in beweging wordt gehouden. Eventueel wordt een zekere mate van beluchting toegepast, voor de voorziening van CO_2. In een HRAP wordt gestreefd naar een zo hoog mogelijke produktiviteit van de biomassa.

De natuurlijke hechting van algen aan de wanden en bodem van zogenaamde 'raceways', watergangen waarin een

stroomsnelheid van tenminste 2 m per minuut [Les & Walker, 1984] wordt aangelegd, is op te vatten als een vorm van immobilisatie. Door de hoge stroomsnelheid kunnen alleen zich aan de bodem hechtende algen ontwikkelen. De produktiviteit van dergelijke systemen zou vergelijkbaar zijn met die van systemen waarin de algen zich in het water bevinden [Davis *et al.*, 1991]. Het oogsten lijkt echter een groot probleem te zijn: er is geen geschikte methodiek voor.

Dimensionering

Afhankelijk van het doel van de toepassing van algensystemen kan de dimensionering van het systeem plaatsvinden met als randvoorwaarde de mate van benodigde biomassa-ontwikkeling. Twee toepassingen zijn in dit opzicht voor de Nederlandse situatie interessant: het polijsten van effluenten van rwzi's door verwijdering van nutriënten en het bedrijven van algenvijvers als zuiveringsmethode voor afvalwater bij 'zomergebonden' bronnen als campings en recreatieterreinen.

Gehalten aan nutriënten van algen

Er bestaat een grote variatie in nutriëntgehalten tussen verschillende soorten algen. Voor een twintigtal soorten was het P-gehalte 1,1% ± 0,5% en het N-gehalte 5,6% ± 2,8% van de droge stof [Hemens & Mason, 1968]. De P-gehalten in algen hangen samen met de groeisnelheid, de soort alg en het P-gehalte in het groeimedium [Goldman *et al.*, 1972]. De algen nemen bij voorkeur opgelost fosfaat op [Young *et al.*, 1982].

Fosfaatverwijdering in algensystemen kan ook een chemische oorzaak hebben: door de uitputting van CO_2 door de fotosynthese kan de pH stijgen, waardoor fosfaat precipiteert. Op deze manier kan in oxydatievijvers een hoog P-verwijderingsrendement worden behaald. Deze verwijdering berust op neerslag met calcium. Waarschijnlijk slaat P neer als amorf tricalciumfosfaat $Ca_3(PO_4)_2$ [Moutin *et al.*, 1992]. De P-gehalten in de te verwijderen (bio)massa kunnen onder deze condities stijgen tot 3 à 4%. Voor dimensioneringsdoeleinden onder minder extreme condities kan globaal een P-gehalte van 1% en een N-gehalte van 6% van de droge stof worden aangehouden.

Gehalten aan micro-nutriënten en xenobiotica van algen

Zware metalen worden door algen voornamelijk aan de celwand geadsorbeerd, door het ontstaan van complexen van de metalen met componenten van de celwand. Ook treedt er diffusie-gedreven accumulatie in de cel op [Xue *et al.*, 1988]. De concentratiefactoren kunnen zeer hoog liggen, bijvoorbeeld tot 3.300 voor cadmium [Les & Walker, 1984], en 1.500-7.000 voor arseen [Kesava-Rao, 1991]. De specifieke hoeveelheden geadsorbeerd metaal kunnen van soort tot soort sterk verschillen. De adsorptie van zware metalen aan algen ligt in dezelfde grootteorde als, en vertoont grote overeenkomsten met die aan bacteriën [Xue *et al.*, 1988].

De hoeveelheden zware metalen, aangetroffen in perifyton (= aan waterplanten vastgehechte algen) in sterk vervuild rivierwater in de USA, en in algenbiomassa in de Braassemermeer in Zuid-Holland, zijn samengevat in tabel I.

TABEL I – *Gehalten aan zware metalen (in mg·kg^{-1} droge stof) aangetroffen in perifyton in sterk vervuild rivierwater in de USA [Ramelow et al., 1992] en in algen in de Braassemermeer in Zuid-Holland [STOWA, 1992].*

Metaal	Sterk vervuild (USA)	Braassemermeer Zuid-Holland
koper	450	65
chroom	110	8,0
zink	250	200
lood	100	37
cadmium	0,4	0,1
nikkel	60	9,6
kwik	nb[1]	1,3
arseen	nb[1]	3,3
zilver	0,2	1,4

1: nb: Niet bepaald.

De 'biosorptie' van niet of moeilijk afbreekbare organische verbindingen verschilt enigszins met die van metalen: de rol van de adsorptie aan de celwand is minder belangrijk. De biosorptie heeft een sterke positieve correlatie met de octanol/water partitiecoëfficiënt. De concentratiefactor (in $mg \cdot g^{-1} \cdot (mg \cdot l^{-1})^{-1} = l \cdot g^{-1}$) kan dan voor verschillende verbindingen wel een factor 10.000 verschillen [Tsezos & Bell, 1989]. Voor het gebruiken van de groei van algen voor de verwijdering van zware metalen en organochloorverbindingen is aan de hand van de literatuur moeilijk een voorspelling te doen over de hoeveelheid algen die gekweekt moet worden. Zoals duidelijk zal zijn, hangt dat niet alleen af van de hoeveelheid, maar ook van de aard van de te verwijderen stoffen en de combinatie met andere verontreinigingen.

Produktie van algenbiomassa

In gematigde streken is de hoeveelheid licht vaak bepalend voor de mate van groei van algen. Een voorbeeld van het verloop van de hoeveelheid straling is gegeven in afbeelding 1. De produktiviteit van een licht-gelimiteerde algenculture kan beschreven worden met een vereenvoudiging van het model van Radmer *et al.* [1987]:

$$Y_A = E_m I_0 K(1-e^{-cD}) - RcD \qquad (1)$$

waarin Y_A de opbrengst is per m^2 per uur, E_m = maximum bereikbare fotosynthetische energieconversie, I_0 is de lichtintensiteit ($W \cdot m^{-2}$), K is het energie-equivalent van algen (g biomassa$\cdot h^{-1} \cdot W^{-1}$), α is extinctiecoëfficiënt ($L \cdot cm^{-1} \cdot g^{-1}$), c is biomassa-concentratie ($g \cdot l^{-1}$), R is respiratiesnelheid in uur^{-1} en D is diepte (cm).

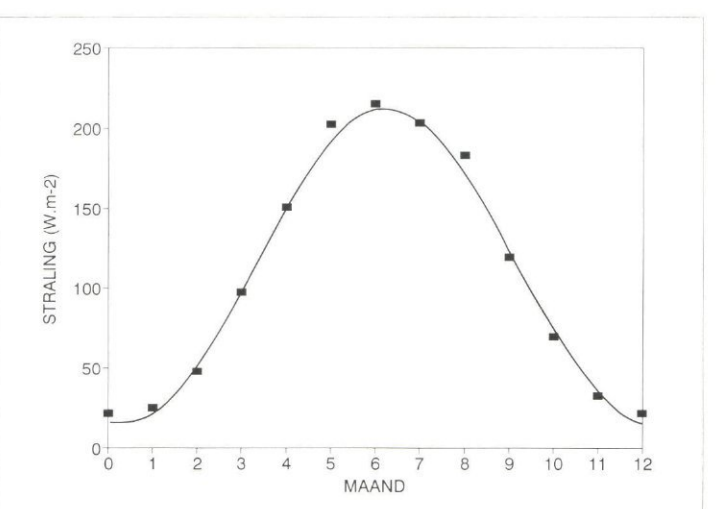
Voor een systeem in evenwicht geldt, met A is oppervlakte, Q is debiet en Θ is verblijftijd:

$$Y_A A - Qc = 0 \qquad (2)$$

en met $Q = DA/\Theta$ geldt dus:

$$Y_A = E_m I_0 K(1-e^{-cD}) - RcD - cD/\Theta \qquad (3)$$

Uit vergelijking (3) volgt dat voor een bepaalde diepte en biomassa-concentratie de verblijftijd vastligt. Het belang van de concentratie van algen voor de produktie



Afb. 1 – Het verloop van de hoeveelheid stralingsenergie over het jaar. Gebruikt zijn gemiddelde data gemeten te Eelde over 1984-1990.

per oppervlakte-eenheid wordt ook bij andere modellen benadrukt en aangetoond [Pearson *et al.*, 1987]. Voor systemen waarin algen na afscheiding worden teruggevoerd kan de verblijftijd Θ in formule (3) vervangen worden door Θ_c, de celverblijftijd of slibleeftijd. Hoewel terugvoer van algen het principiële voordeel heeft dat er selectiedruk wordt uitgeoefend op goed afscheidbare algen [Weissman & Bennemann, 1979], zijn in de literatuur geen praktische voorbeelden te vinden.

De waarden van de verschillende parameters in het model zijn onderhevig aan enig 'verschil van inzicht'. De waarde van de extinctiecoëfficiënt voor reincultures is afhankelijk van het chlorofyl-gehalte en de afmetingen van de alg. De waarde bedraagt 1,0-tot 3,9 $L \cdot cm^{-1} \cdot g^{-1}$ [Hemens & Mason, 1968; Oswald, 1988] en neemt bij lagere algenconcentraties hogere waarden aan [Radmer *et al.*, 1987]. Bij systemen waarin ook een grote hoeveelheid BZV verwijderd moet worden, zullen aanzienlijke hoeveelheden bacteriën in het water aanwezig zijn. Deze zullen een negatief effect op de extinctiecoëfficiënt hebben.

De waarde voor de efficiëntie van de fotosynthese E_m verschilt sterk voor reincultures en open systemen. Waarden van 2,5% [Oswald, 1988] voor modellen zonder respiratie worden aangehouden. In experimenten werd echter slechts 0,53-1,55% gevonden, terwijl voor verschillende reincultures waarden tot 7,5% werden gevonden [Oswald, 1970]. Metingen aan systemen met algen in afvalwater gaven 15% als maximale waarde aan [Oswald, 1970]. Voor modellen met respiratie worden voor reincultures waarden rond 20% [Oswald, 1978; Radmer *et al.*, 1987] aangehouden. In de praktijk zijn ze echter aanzienlijk lager [Fallowfield & Garret, 1985]. Een maximale waarde van 4 tot 5% zou realistisch zijn [Oswald, 1980]. Het optreden van begrazing van algen door protozoën kan de produktie negatief beïnvloeden.

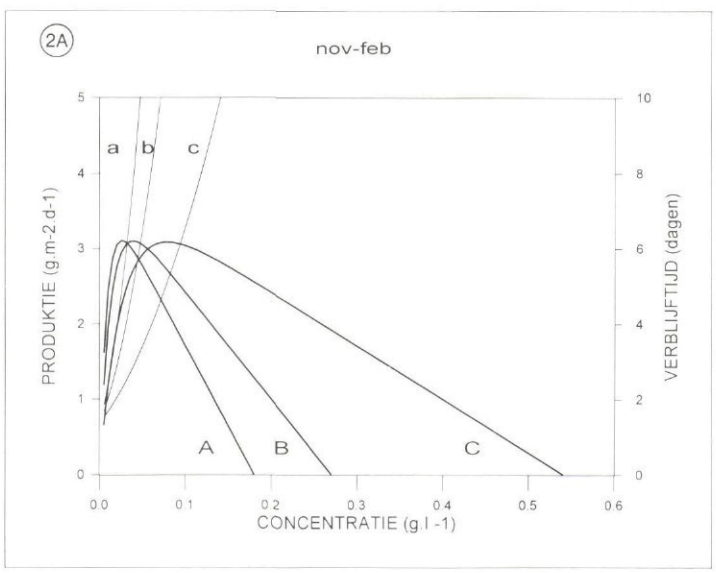
De efficiëntie van de lichtconversie is over het algemeen het hoogst bij een groeisnelheid, die de helft is van de maximale groeisnelheid [Oswald, 1970]. De waarde van K, het energie-equivalent van algen is betrekkelijk constant, 0,156 $g \cdot h^{-1} \cdot W^{-1}$ (=5,5 $Kcal \cdot g^{-1}$ verbrandingsenergie).

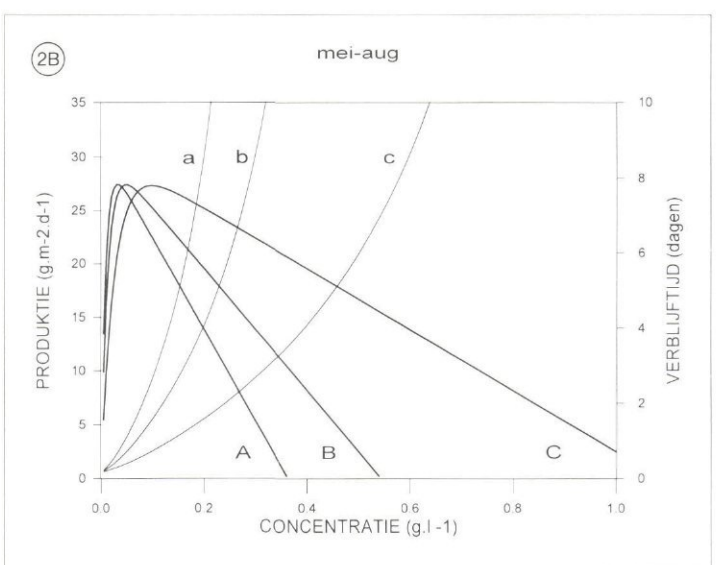
De waarden van de parameters temperatuur en lichtintensiteit zijn eenvoudig te bepalen. In dit rapport is gebruik gemaakt van de gegevens van het KNMI over de lichtintensiteit over 1984-1990 van het weerstation te Eelde (zie afb. 1).

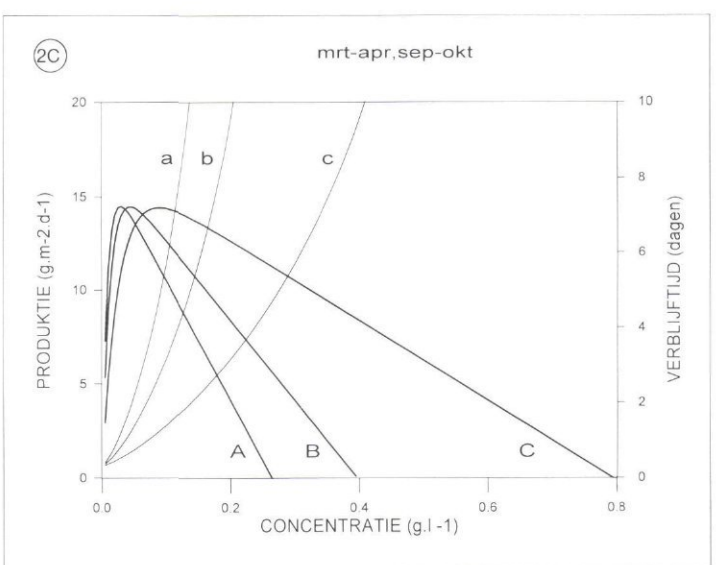
In Nederland vallen perioden met lage lichtintensiteit samen met die van lage temperatuur. De temperatuur heeft belangrijke invloed op de respiratie van algen, die een negatief effect heeft op de algenproduktie. Hoe lager de temperatuur, hoe geringer de respiratie.

Ontwerp-parameters

In te stellen variabelen van een algen-







Afb. 2 - Modelmatige berekening van de algen-produktiviteit (linkerschaal, dikke lijnen, hoofdletters) als functie van de concentratie aan algen, en de (cel)verblijftijd die bij die concentratie hoort (rechterschaal, dunne lijnen, kleine letters). De gebruikte waarde van de parameters is $E_m = 0{,}04$, $\alpha = 1\ L \cdot cm^{-1} \cdot g^{-1}$, $K = 3{,}74\ g \cdot d^{-1} \cdot W^{-1}$, $R = 0{,}142 \cdot T - 0{,}05\ (d^{-1})$.

De berekening is uitgevoerd voor drie diepten van een algenvijver, 0,2 m (A,a), 0,4 m (B,b) en 0,6 m (C, c).

In afbeelding 2A (boven) is de berekening gepresenteerd voor de maanden november t/m februari, (gemiddelde lichtenergie en temperatuur resp. 25 $W \cdot m^{-2}$ en 5°C) in afbeelding 2B (midden) voor mei t/m augustus (resp. 201 $W \cdot m^{-2}$ en 20°C) en in afbeelding 2C (onder) voor de overige maanden (resp. 110 $W \cdot m^{-2}$ en 15°C).

systeem zijn vooral de hoeveelheid algen (c.q. nutriënten) die verwijderd moeten worden om een bepaald gesteld doel te realiseren. De diepte van het systeem en de te handhaven algenconcentratie bepalen volgens het model de verblijftijd die aangehouden moet worden. Bij nutriëntverwijdering zal in ieder geval de hoeveelheid te verwijderen algenbiomassa gemaximaliseerd moeten worden. Gesteld dat per liter afvalwater 1 mg P – en daarmee circa 10 mg N – verwijderd dient te worden, dan dient 100 mg algenbiomassa verwijderd te worden, per liter aangevoerd afvalwater.

Op basis van bovenstaande gegevens is een aantal berekeningen uitgevoerd, waarvan de resultaten grafisch zijn weergegeven in de afbeeldingen 2A t/m 2C. In de afbeeldingen is voor drie verschillende dieptes de produktiviteit per m^2 berekend als functie van de algenconcentratie. De (cel)verblijftijd die hoort bij die algenconcentratie is eveneens weergegeven. De waarde van de modelparameters is gegeven in de legenda bij de afbeelding.

Uit afbeelding 2, die een goede overeenstemming vertoont met produktiviteiten en verblijftijden die gerapporteerd worden voor gematigde klimaatgebieden [Fallowfield & Garrett, 1985] kan een aantal conclusies getrokken worden. Gedurende de wintermaanden kan er geen sprake zijn van een redelijke primaire produktie: de produktiviteit van een algensysteem ligt nog onder 3 $g \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$. Bij een effluent van een waterzuiveringsinrichting, dat een bepaalde concentratie aan fosfaat bevat, moet voor de verwijdering per mg P per i.e. dus tenminste 4,5 m^2 aan algenvijver geïnstalleerd worden. In de maanden mei t/m augustus is slechts 0,5 m^2 per mg P per i.e. benodigd.

Bij het ontwerp van algenvijvers voor de verwijdering van BZV dient de hoeveelheid zuurstof die gegenereerd moet worden om de BZV te kunnen elimineren als belangrijkste parameter. Is bijvoorbeeld de BZV van het afvalwater 500 $mg \cdot l^{-1}$, dan dient per liter afvalwater 260 mg algen geproduceerd te worden. Bij een diepte van 0,4 m komt dat overeen met een verblijftijd van circa 5 dagen. Het benodigde oppervlak per i.e. bedraagt dan 1,7 m^2 in de zomer.

Bij algenvijvers voor BZV-verwijdering moet echter een veiligheidsfactor worden ingebouwd die garandeert dat een bepaalde zuurstofproduktie wordt gehaald. Op een bewolkte dag is de hoeveelheid lichtenergie, en dus de zuurstofproduktie, namelijk aanzienlijk geringer dan op een onbewolkte dag. Gebaseerd op de dagwaarden over 1990 voor Eelde zijn veiligheidsfactoren berekend, gebaseerd op de kans dat de lichthoeveelheid kleiner is dan een aangegeven percentage, voor een aantal dagen achter elkaar. Deze gegevens zijn gepresenteerd in tabel II. De tabel dient als volgt geïnterpreteerd te worden: het aantal gevallen per jaar dat de lichthoeveelheid bijvoorbeeld gedurende 3 achtereenvolgende dagen minder was dan 50% van de gemiddelde lichthoeveelheid over die maand (die gebruikt kan worden voor de dimensionering) is 4. Dat is eenmaal per kwartaal. Bij een veiligheidsfactor van 2 in de dimensionering tolereert men dus één serieuze kans op anaërobie in de vijver per zomerseizoen.

TABEL II – *Aantal gevallen in 1990 dat de gemeten hoeveelheid globale straling te Eelde gedurende een aantal achtereenvolgende dagen (N) geringer was dan het aangegeven percentage van het voortschrijdend maandgemiddelde.*

percentage	80	67	50	40
veiligheid	1,25	1,5	2,0	2,5
N = 1	131	95	55	35
N = 3	28	15	4	0
N = 5	8	0	0	0
N = 7	0	0	0	0

Uit tabel II kan geconcludeerd worden, dat een veiligheidsfactor van 2 tot 2,5 aangehouden moet worden voor de oppervlaktebehoefte, als die gerelateerd is aan de gemiddelde hoeveelheid stralingsenergie. Deze veiligheidsfactor is dan voldoende om te garanderen dat een vijver niet langere tijd achtereen anaëroob wordt. In een rapport over de toepassing van algenvijvers voor de zuivering van het afvalwater van 'zomer-gebonden' bronnen is onvoldoende rekening gehouden met de noodzaak van deze veiligheidsfactor [Eckhardt *et al.*, 1990].

Afscheiding en verwerking van algen

Microfilters en membraanfiltratie, en eventueel centrifugeren, in alle gevallen te combineren met flocculatie, lijken de enige realistische technieken te zijn voor de verwijdering van algen uit het water. In de literatuur worden geen realistische systemen beschreven waarin recirculatie van de algenbiomassa wordt toegepast, waardoor het moeilijk is te oordelen over de verbeterde afscheiding die een dergelijke selectiedruk op de algensamenstelling van een algenvijver zou kunnen hebben.

Bij de verwerking van algen verandert het voordeel van de capaciteit van algen om xenobiotica en zware metalen op te nemen in een nadeel: de gehalten van deze stoffen worden te hoog om een nuttige toepassing van de verwijderde biomassa, bijvoorbeeld als veevoer, mogelijk te maken. Bovendien moet voor het oogsten een substantiële hoeveelheid vlokkingsmiddel worden toegevoegd. Dit impliceert dat de geoogste biomassa eenzelfde lot beschoren is als de biomassa in een zuiveringsinstallatie: nuttige afzet is zo goed als onmogelijk.

Meest voor de hand liggend is de geoogste biomassa door indikking en vergisting te verwerken tot een restprodukt, dat verbrand of gestort kan worden. Bij voldoende lage concentraties van xenobiotica en zware metalen zou een in de landbouw toepasbare compost resteren, waarvan op basis van de vooruitzichten voor de afzet van compost op basis van groente-, fruit- en tuinafval voorlopig aangenomen wordt dat het eventueel tegen nulkosten zou kunnen worden afgezet.

Andere fotosynthetische systemen

De fotosynthetische verwijdering van BZV en nutriënten, en eventueel andere verbindingen, hoeft niet *per se* door de groei van algen te geschieden. Ook hogere planten kunnen daarvoor worden toegepast. De meeste literatuur betreft de waterhyacinth, die voor Nederland niet relevant is, omdat deze niet of nauwelijks kan groeien bij temperaturen beneden 17 °C. In gematigde klimaatzones zijn eendekroos-soorten interessant. Een belangrijk nadeel van eendekroos is dat het reaëratie kan hinderen: er kan anaërobie ontstaan [Van der Does & Klink, 1991; Oron *et al.*, 1986]. Vijvers met eendekroos kunnen daarom niet voor de verwijdering van BZV bij 'zomer'-gebonden bronnen worden toegepast.

De gehalten aan N en P in eendekroos verschillen niet noemenswaardig van die in algen. De produktiviteit van verschillende eendekroos-soorten in vijvers van 20 cm diep was (in Israël) maximaal 10 tot 18 $g \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$ voor drie geteste soorten [Oron *et al.*, 1986]. Dit is veel minder dan de produktie die met algen behaald zou kunnen worden onder dezelfde omstandigheden. Uitgaande van een primaire produktie die een factor drie lager is dan die van algen, zou onder verder dezelfde omstandigheden per i.e. voor de verwijdering van 1 mg $P \cdot l^{-1}$ circa 6 m^2 benodigd zijn.

Kunstmatige moerassen, met biezen of riet begroeide vloeivelden, behoren ook tot systemen die gebruik maken van hogere planten [Greiner & Butijn, 1985]. Hier zijn

de verwijderingsmechanismen voor BZV en nutriënten echter grotendeels anders. De planten zelf spelen een min of meer ondergeschikte rol. Dergelijke systemen zouden goed geschikt zijn voor de verwijdering van BZV, N en P, waarbij een significante eliminatie van N optreedt door denitrificatie. Door het oogsten van de planten wordt P verwijderd. Riet kan in de winter geoogst worden, maar dan bevindt een groot deel van de P zich in de ondergrondse delen van de plant. De investeringskosten (exclusief aanschaf van de grond) en jaarlijkse lasten zijn aanzienlijk geringer dan die voor actief-slib-installaties met vergelijkbare capaciteit. De aanschaf van de grond drukt echter zwaar op de investeringskosten: er moet ongeveer 5 m^2 per i.e. voor worden gerekend [Greiner & Butijn, 1985].

Kosten van algenvijvers

Ter indicatie van de kosten van de verwijdering van nutriënten door algenvijvers is een globale schatting gemaakt voor de verwijdering van 1 mg $P \cdot l^{-1}$ (zie tabel III).

TABEL III – *Globale kostenraming voor een algenvijver-systeem voor verwijdering van 1 mg $P \cdot l^{-1}$ voor 50.000 i.e. Bij de berekening is uitgegaan van een vijveroppervlak van 2,04 m^2 per i.e., verdeeld over 9 vijvers, die voorzien zijn van bodemfolie en 25 cm zand, een terreinbehoefte van 1,25 x het vijveroppervlak, een rondweg en omheining, verder een cross-flow membraanfiltratie-eenheid voor 14.000 m^3/dag, twee indikkers à f 650,- per m^3, vergisting à f 800,- per m^3, en verwerking met behulp van centrifugatie.*

	Civiele werken	Elektro-mechanisch
(terrein à f 100,–/m^2)	(12.750.000,)	
vijvers 10,2 ha	4.067.500,–	900.000,–
membraanfiltratie	816.000,–	2.584.000,–
indikking	495.000,–	200.000,–
gisting	400.000,–	40.000,–
verwerking	250.000,–	50.000,–
TOTAAL	6.028.500,–	3.774.000,–

Bij de dimensionering is uitgegaan van een systeem dat alleen gedurende de maanden maart tot en met oktober aan de gestelde eisen kan voldoen. De jaarkosten, opgebouwd uit kapitaallasten (met afschrijving over 30 jaar van bouwkundige zaken en 15 jaar over elektro-mechanische werken, inclusief advieskosten, bouwrente, onvoorzien en risico, en bij een rentevoet van 9%) en variabele kosten inclusief onderhoud, 3 man personeel, energie en slibafzet) zouden circa f 41,– per i.e per jaar bedragen. Dit bedrag komt overeen met f 830,– per kg P verwijderd.

Bij de berekening van de kosten speelt de grondprijs een belangrijke rol. Als de rente van de aanschafkosten van de grond wordt doorberekend bedragen de globale kosten circa f 64,– per i.e. per jaar.

Voor de kosten van kleinere algenvijvers voor BZV-verwijdering die alleen in de zomer gebruikt worden, kan worden gesteld dat het ruimtebeslag nog groter is, omdat de veiligheidsfactor in de dimensionering (om anaërobie te voorkomen) groot is. Bij een eerdere globale kostenvergelijking werd geconstateerd dat de kosten van een algenvijver te vergelijken zijn met die voor een biorotor-installatie [Eckhard *et al.*, 1992], f 60,– tot f 70,– per i.e. per jaar. Omdat deze te krap gedimensioneerd waren, onder andere door het ontbreken van een veiligheidsfactor, moet dit voor de algenvijver worden bijgesteld tot circa f 90,– tot f 100,– per i.e. per jaar. Dit bedrag is exclusief de kosten voor landbeslag en/of grondaankoop en de afvoer van het slib voor verwerking elders.

In Nederland zijn momenteel voor de verregaande verwijdering uit huishoudelijk afvalwater van andere stoffen dan de nutriënten N en P nog geen systemen operationeel. Voor de verwijdering van nutriënten worden momenteel wel (proef)inspanningen verricht. Zo is continue zandfiltratie, voorafgegaan door precipitatie met ijzerchloride, wel beproefd. De kosten daarvan werden globaal geschat op f 13,60 per i.e. per jaar [Oesterholt & Bult, 1992]. Voor algemene gevallen is f 13,– tot f 20,– een redelijke schatting.
De extra kosten van vergaande P- en N-verwijdering (tot $P < 1$ mg$\cdot l^{-1}$ en tot $N < 7{,}5$ mg$\cdot l^{-1}$) kan, afhankelijk van de lokatie, in Nederland geschat worden op f 20,– tot f 40,– per i.e. per jaar. De kosten van een systeem waarin algengroei wordt bedreven kunnen hiermee niet concurreren.
De verwijdering van (lage concentraties van) zware metalen of xenobiotica kan bijna niet anders dan door adsorptie aan biomassa geschieden. Het is de vraag of daarvoor de biomassa van algen beter geschikt is dan enige andere biomassa.

Conclusies

Het gebruik van algenvijvers voor het verwijderen van nutriënten uit effluenten van zuiveringsinrichtingen kan alleen realiseerbaar geacht worden gedurende de zomermaanden. Vooral door het grote ruimtebeslag, maar ook door de hoge kosten van de afscheiding van algen, en doordat de biomassa hoogstwaarschijnlijk niet nuttig toegepast kan worden, zijn systemen voor nutriëntverwijdering door algengroei kostbaar. De globale kosten bedragen circa f 40,– per mg $P \cdot l^{-1}$ per i.e. per jaar zonder de kosten van de aanschaf van terrein, die bij benadering f 20,– per i.e. per jaar bedragen. De kosten voor bijvoorbeeld zandfiltratie zijn aanzienlijk lager: circa f 13,– tot f 20,– per i.e. per jaar, exclusief grondkosten.
Algenvijvers voor kleine, 'zomer'-gebonden bronnen vereisen een ruimtebeslag van circa 3-4 m^2 per i.e. Nog afgezien van de vraag of ze esthetisch wel gewenst zijn, zijn ook hier de kosten hoog: f 90,– - f 100,– per i.e. per jaar, zonder kosten voor grondaanschaf. Systemen met drijvende waterplanten zijn nog duurder vanwege de geringe produktiviteit.

De slotconclusie luidt dat biologische, 'fotosynthetische' systemen voor de verwijdering van nutriënten uit effluenten van waterzuiveringsinrichtingen in Nederland veel duurder zijn dan alternatieve systemen als filtratietechnieken en derhalve momenteel niet interessant zijn.

Literatuur

Carberry, J. B. & Brunner, C. M. (1991). *Predictions of diurnal fluctuations in an algal bacterial clay wastewater treatment system.* Wat Sci Technol 23: 1553-1561.
Davis, L. S., Hoffmann, J. P. & Cook, P. W. (1990). *Production and nutrient accumulation by periphyton in a wastewater treatment facility.* J Phycol 26: 617-623.
Does, J. van der & Klink, F. J. (1991). *Excessive growth of Lemnaceae and Azolla in ditches observed by false colour teledetection.* Verh Internat Verein Limnol 24: 2683-2688.
Donk, E. van (1983). *Factors affecting phytoplankton growth and succession in Lake Maarsseveen (I).* Ph. D. Thesis, Univ of Amsterdam, Amsterdam , The Netherlands.
Eckhard, F, Paul, P. G. & Kuppens, E. A. M. (1992). *Algenculturen voor zuivering van afvalwaterstromen.* Publikatiereeks Milieutechnologie Rapport nr 1992/5. Min van VROM.
Fallowfield, H. J. & Garrett, M. K. (1985). *The photosynthetic treatment of pig slurry in temperate conditions: a pilot plant study.* Agric Wastes 12: 111-136.
Goldman, J. C., Porcella, D. B. & Middlebrooks, E. J. (1972). *The effect of carbon on algal growth- its relationship to eutrophication.* Wat Res 6: 637-679.
Greiner, R. W. & Butin, G. D. (1985). *Afvalwaterzuivering met behulp van begroeide rietvelden.* Utrecht Plant Ecology News Report, PAO cursus *'Moerassen voor de zuivering van afvalwater'*, Dec. 1985, pp 39-63.
Hemens, J. & Mason, M. H. (1968). *Sewage nutrient removal by a shallow algal stream.* Wat Res 2: 277-287.
Kesava-Rao, C., Chinnaray, C., Indamar, S. N.& Utawale, A. G. (1991). *Arsenic content in certain marine brown algae and mangroves from Goa coast.* Ind J Marine Sci 20: 283-285.
Kuiper, D. & Mur, L. R. (1991). *De technologische perspectieven van algen.* De ingenieur 1991, (6/7): 15-18.
Les, A. & Walker, R. W. (1984). *Toxicity and binding of copper, zinc, and cadmium by the blue-green algae Chroococcus paris.* Water Air Soil Pollut 23: 129-139.
Moutin, T., Gal, J. Y., Halouani, H. el, Picot, B. & Bontoux, J. (1992). *Decrease of phosphate concentration in a high rate pond by precipitation of calcium phosphate: theoretical and experimental results.* Water Research 26: 1445-1450.
Oesterholt, F. I. H. M. & Bult, B. A. (1992). *Improving municipal wastewater quality by effluent*

polishing: a pilot scale experiment at Winterswijk, The Netherlands. Proc Int Conf 'Sewage into 2000', Amsterdam, part 2, pp 65-76. IAWPRC, EWPCA, NVA.
Oron, G., Porath, D. & Wildschut, L. R. (1986). *Wastewater treatment and renovation by different duckweed species.* J Environ Enging 112: 247-263.
Oswald, W. J. (1970). *Growth characteristics of micro-algae cultured in domestic sewage: environmental effects on productivity.* In: Prediction and measurements of Photosynthetic Activity, pp 473-487. Proc IBP/PP Tech Meet Trebon. Centre for Agric Publ and Doc, Wageningen, The Netherlands.
Oswald, W. J. (1978). *The engineering aspects of microalgae.* In: Handbook of Microbiology (A I Laskin & H A Lechevalier, eds) pp 519-552. CRC Press, Boca Raton, Fla, USA.
Oswald, W. J. (1988). *Micro-algae and wastewater treatment.* In: Micro-algal biotechnology (M. A. Borowitzka & L. J. Borowitska, eds), Cambridge University Press, 1988, 5-328.
Pearson, H. W., Mara, D. D., Mills, S. W. & Smallman, D. J. (1987). *Factors determining algal populations in waste stabilization ponds and the influence of algae on pond performance.* Wat Sci Technol 19 (12): 131-140.
Radmer, R., Behrens, P. & Arnett, K. (1987). *Analysis of the productivity of a continuous algal culture system.* Biotechnol Bioeng 29: 488-492.
Ramelow, G. J., Diven, S. L., Zhang, Y., Beck, J. N., Young, J. C., Callahan, J. D. & Marcon, M. F. (1992). *The identification of point sources of heavy metals in an industrially impacted waterway by periphyton and surface sediment monitoring.* Water Air Soil Pollut 65: 175-190.
STOWA (1992). *Bestrijding van overlast van drijflagen van Blauwwieren.* Rapport 92/03.
Tsezos, M. & Bell, J. P. (1989). *Comparison of the biosorption and desorption of hazardous organic pollutants by live and dead biomass.* Water Research 23: 561-568.
Weissman, J. C. & Bennemann, J. R. (1979). *Biomass recycling and species composition in continuous cultures.* Biotechnol Bioeng 21: 627-648.
Xue, H-B., Stumm, W. & Sigg, L. (1988). *The binding of heavy metals to algal surfaces.* Water Research 22: 917-926.
Young, T. C., DePinto, J. V., Flint, S. E., Switzenbaum, M. S. & Edzewald, J. K. (1982). *Algal availability of phosphorus in municipal wastewater.* J Wat Pollut Contr Fed 54: 1505-1516.

• • •

Commentaar: Massacultures van algen in breder perspectief

Wiegant, Mulder en Van der Veer bespreken het gebruik van massacultures van algen voor het verwerken van huishoudelijk afvalwater. Massacultures hebben echter veel bredere toepassingsmogelijkheden dan in dit artikel wordt aangegeven. In dit commentaar zal getracht worden om vanuit een bredere benadering van de potentiële capaciteit van de alg het gebruik van massacultures nader uit te werken.

Het aantal algensoorten wordt geschat op meer dan 30.000. Tussen deze soorten bestaat een enorme variatie en celsamenstelling en fysiologie. Selectie en toepassing van deze fotosynthetische micro-organismen voor (milieu)biotechnologische doelen staan nog in de kinderschoenen.

De potentiële mogelijkheden worden onder meer geïllustreerd door de zeer grote verspreiding van algen, die niet alleen worden gevonden in alle mogelijke typen wateren, maar ook in de eeuwige sneeuw, op rotsen en in duinzand. Door een flexibel metabolisme beschikken algen over een enorm aanpassingsvermogen waarmee ze snel op veranderende milieucondities kunnen reageren. Dit uit zich onder meer door een snelle en voortdurende aanpassing van het micro-organisme aan veranderende lichtcondities, waardoor de fotysynthese-efficiëntie optimaal blijft ondanks de fluctuatie in het lichtaanbod. Het door Wiegant en mede-auteurs gebruikte model gaat uit van een statische relatie tussen invallend licht en fotosynthese en houdt geen rekening met deze aanpassingen. Dit type modellen is dan ook niet geschikt voor het voorspellen van het gedrag van massacultures van algen over langere perioden. Om niet te vervallen in uitgebreide behandelingen van groeimodellen zal in dit commentaar alleen uitgegaan worden van op dit moment in de praktijk gevonden produktiecapaciteiten en zal enigszins aangegeven worden hoe de produktiviteit verbeterd kan worden.

Het gebruik van algencultures is de laatste dertig jaar snel toegenomen. Op dit moment kunnen drie belangrijke toepassingsgebieden onderscheiden worden:
- de biologische vastlegging van zonne-energie en CO_2;
- de zuivering van verschillende typen huishoudelijk en industrieel afvalwater;
- de winning van produkten, waarbij het kan gaan om bulkprodukten (energiedragers, voedingsstof voor aquacultuur, veevoer, voedingssupplementen) en fijnchemicaliën met uiteenlopende toepassingen waaronder pigmenten (β-caroteen en andere carotenoïden zoals astaxanthine en canthaxanthine, phycobiliproteinen), industrieel toepasbare koolhydraten en farmacologisch actieve stoffen.

De grote belangstelling voor het gebruik van algen voor het zuiveren van afvalwater en het fixeren van CO_2 en energie komt vooral voort uit de hoge groeisnelheid en de grote efficiëntie waarmee algen zonlicht vastleggen in biomassa. In tabel I wordt een overzicht gegeven van de produktiviteit van de High Rate Algal Pond onder de Nederlandse klimatologische condities in vergelijking met de produktiviteit van een aantal belangrijke agrarische gewassen.

TABEL I – *Produktiviteit van algencultures in vergelijking met verschillende andere gewassen in Nederland (NOVEM, 1993).*

Gewas	Produktie in tonnen droge stof per ha·jaar	Bruto energie-inhoud in GJ per ha·jaar
Wintertarwe (zaad)	6,6	112
Wintertarwe (stro)	3,9	59
Suikerbieten (wortel)	15,1	280
Suikerbieten (loof)	5,4	–
Koolzaad (zaad)	3,7	101
Koolzaad (stro)	5,3	80
Populier	15,0	270
Miscanthus	16,0	272
Algen*	30-32	690-736

* Voor een groeiseizoen van 240 dagen (maart tot en met oktober).

De in de tabel genoemde produktiviteit van 30 ton per ha kweekoppervlak wordt behaald in 240 dagen (maart tot en met oktober) en bij een fotosynthese-efficiëntie van 5% van het zichtbaar licht. Laws *et al.* [1988] rapporteerden echter al fotosynthese efficiënties in vijvers van 9,6%. Daarnaast kan door het gebalanceerd kweken van algen de respiratie sterk verlaagd worden, hetgeen de nettoproduktie verder kan verhogen. Ook Kroon *et al.* [1989] tonen aan dat door optimalisatie van de kweek de efficiëntie aanzienlijk kan worden opgevoerd. Een verdubbeling van de produktiviteit tot 60 ton droge stof per ha per jaar behoort tot de mogelijkheden.

De elementaire samenstelling van een algecel verschilt niet aanzienlijk van die van ander plantaardig materiaal zoals gras. Door de hogere produktiviteit kan de algenvijver per oppervlakte-eenheid echter aanzienlijk meer nutriënten verwerken dan land in agrarisch gebruik. Van groot belang is ook dat de verhouding waarin de nutriënten worden opgenomen in algenbiomassa (N/P ratio) gekenmerkt wordt door een hoge flexibiliteit. Dit betekent dat hoge verwijderingspercentages kunnen worden gerealiseerd over een brede range van samenstellingen van de toegevoerde afval(water)stroom. Het gebruik van algencultures voor het verwerken van mestoverschotten ligt dan ook voor de hand. In de loop van deze reactie wordt hierop teruggekomen.

Door Wiegant en mede-auteurs wordt ingegaan op het gebruik van de massacultuur van algen voor het verwerken van huishoudelijk afvalwater. Deze methode wordt in Californië, Israël en in verscheidene tropische landen veelvuldig toegepast. Het grote voordeel van deze methode is dat het fosfaat- en stikstofgehalte van het effluent tot zeer lage waarden (1-10 μgram P respectievelijk 10-50 μg N per liter) kan worden terug-