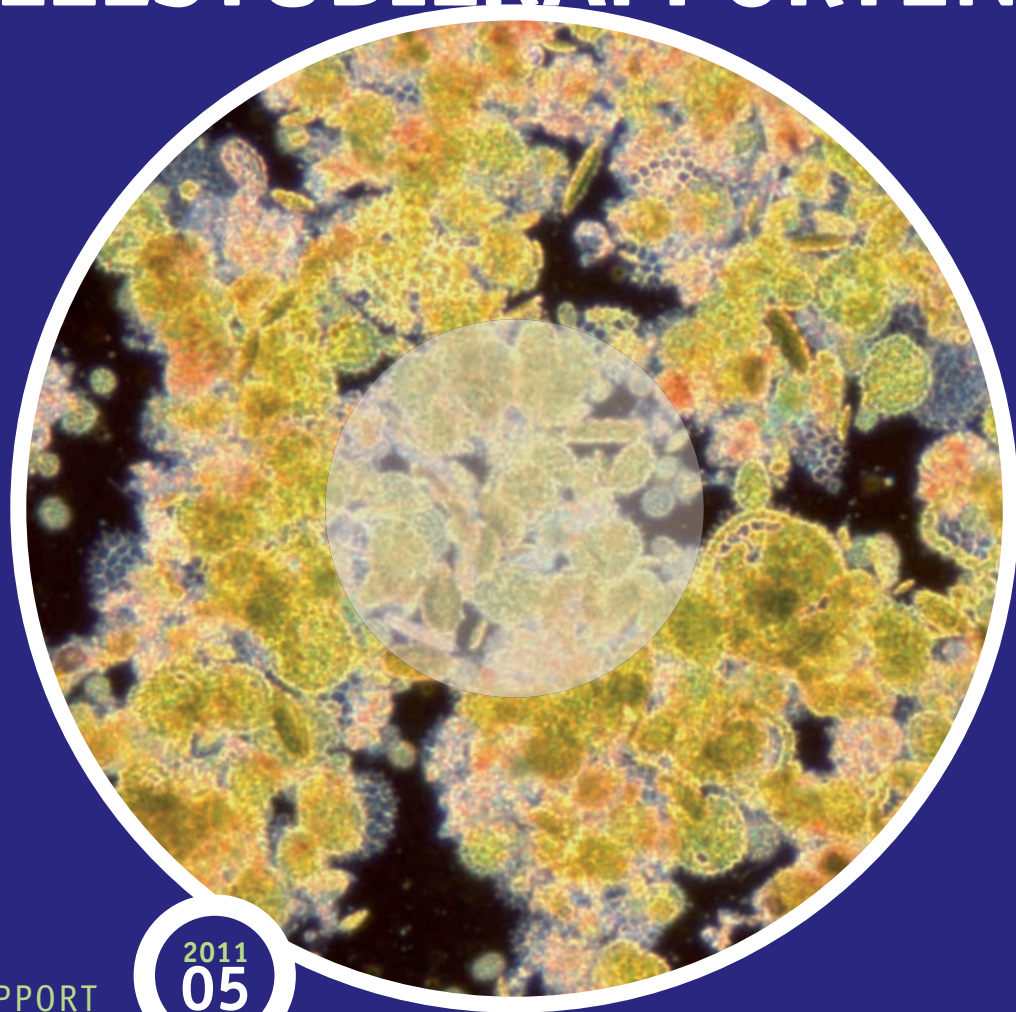


EFFLUENTPOLISHING MET ALGEN DEELSTUDIERAPPORTEN



RAPPORT

2011
05

INVENTARISATIE
MODELSTUDIE
LABORATORIUMEXPERIMENTEN
PILOTONDERZOEK ALKMAAR 2009
PILOTONDERZOEK ALKMAAR 2010
ONTWERPMODEL

EFFLUENTPOLISHING MET ALGENTECHNOLOGIE
DEELSTUDIERAPPORTEN

STOWA

2011

05

ISBN 978.90.5773.516.5



Publicaties van de STOWA kunt u bestellen op www.stowa.nl

COLOFON

Amersfoort, 2011

UITGAVE STOWA, Amersfoort

COÖRDINATIE

ir. C.A. Uijterlinde, STOWA
ir. N.W. Heijkoop, DHV B.V.
ir. J.W. van Sluis, DHV B.V.

DEELSTUDIE INVENTARISATIE

ir. G. IJpelaar, Royal Haskoning B.V.
dr. ir. W.M. Wiegant, Royal Haskoning B.V.
dr. C. Bruning, Grontmij B.V.
dr. G.R. Zoutberg, Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier

DEELSTUDIE MODELSTUDIE

ir. A. Otte, Tauw B.V.
ir. J.T.A. van Veldhoven, Waterschap De Dommel

DEELSTUDIE LABORATORIUMEXPERIMENTEN

drs. R.R. Jonker, Grontmij B.V.
dr. C. Bruning, Grontmij B.V.
ing. B. Hommel, Waterschap Aa en Maas

DEELSTUDIE PILOTONDERZOEK OP RWZI ALKMAAR

drs. F. Horjus, DHV B.V.
ing. M. Kerstholt, DHV B.V.
dr. G.R. Zoutberg, Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier
drs. D. Koot, Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier
ing. J. Goverde, Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier

DEELSTUDIE ONTWERPMODEL

ing. T.A.E. Wijffels, Witteveen+Bos B.V.
ir. J.T.A. van Veldhoven, Waterschap De Dommel

DRUK Kruyt Grafisch Adviesbureau

STOWA rapportnummer 2011-05
ISBN 978.90.5773.516.5

DE STOWA IN HET KORT

De Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, kortweg STOWA, is het onderzoeksplatform van Nederlandse waterbeheerders. Deelnemers zijn alle beheerders van grondwater en oppervlaktewater in landelijk en stedelijk gebied, beheerders van installaties voor de zuivering van huishoudelijk afvalwater en beheerders van waterkeringen. Dat zijn alle waterschappen, hoogheemraadschappen en zuiveringsschappen en de provincies.

De waterbeheerders gebruiken de STOWA voor het realiseren van toegepast technisch, natuurwetenschappelijk, bestuurlijk juridisch en sociaal-wetenschappelijk onderzoek dat voor hen van gemeenschappelijk belang is. Onderzoeksprogramma's komen tot stand op basis van inventarisaties van de behoefte bij de deelnemers. Onderzoekssuggesties van derden, zoals kennisinstituten en adviesbureaus, zijn van harte welkom. Deze suggesties toetst de STOWA aan de behoeften van de deelnemers.

De STOWA verricht zelf geen onderzoek, maar laat dit uitvoeren door gespecialiseerde instanties. De onderzoeken worden begeleid door begeleidingscommissies. Deze zijn samengesteld uit medewerkers van de deelnemers, zonodig aangevuld met andere deskundigen.

Het geld voor onderzoek, ontwikkeling, informatie en diensten brengen de deelnemers samen bijeen. Momenteel bedraagt het jaarlijkse budget zo'n 6,5 miljoen euro.

U kunt de STOWA bereiken op telefoonnummer: 033 - 460 32 00.

Ons adres luidt: STOWA, Postbus 2180, 3800 CD Amersfoort.

Email: stowa@stowa.nl.

Website: www.stowa.nl

EFFLUENTPOLISHING MET ALGENTECHNOLOGIE

INHOUD

	TEN GELEIDE	
	STOWA IN HET KORT	
1	INLEIDING	1
1.1	Aanleiding	1
1.2	Probleemstelling	1
1.3	Doelstelling	2
1.4	Aanpak op hoofdlijnen	2
1.5	Verantwoording	3
1.6	Leeswijzer	3
	DEELSTUDIERAPPORT INVENTARISATIE	5
	DEELSTUDIERAPPORT MODELSTUDIE	45
	DEELSTUDIERAPPORT LABORATORIUMEXPERIMENTEN	83
	DEELSTUDIERAPPORT PILOTONDERZOEK ALKMAAR 2009	103
	DEELSTUDIERAPPORT PILOTONDERZOEK ALKMAAR 2010	139
	DEELSTUDIERAPPORT ONTWERPMODEL	185

1

INLEIDING

1.1 AANLEIDING

In het bereiken van de KRW-doelstellingen¹ voor een goede ecologische en chemische toestand van oppervlaktewater spelen rioolwaterzuiveringsinstallaties (RWZI's) als puntbron een belangrijke rol. De RWZI's van de huidige generatie produceren in veel gevallen een effluentkwaliteit die ontoereikend is om in de nabije toekomst de gewenste kwaliteit van het oppervlaktewater te realiseren. Vooral de lozing van stikstofverbindingen en fosfaten is in vele gevallen te groot. Voor een extra emissiereductie zijn nieuwe geïntegreerde of aanvullende, nageschakelde zuiveringstechnieken noodzakelijk. Realisatie van de benodigde emissiereductie op RWZI's leidt met conventionele technieken tot hoge investeringen en (jaarlijkse) operationele kosten. De totale jaarlijkse extra kosten zijn gekwantificeerd in de range van 850 miljoen tot 3,2 miljard².

Zandfiltratie is de meest toegepaste techniek, die door de efficiënte verwijdering van zwevende stof de emissie van onopgeloste vormen van restvervuiling sterk reduceert. In combinatie met chemische precipitatie/flocculatie worden ook opgeloste fracties van bijvoorbeeld fosfaat vergaand verwijderd. De kosten van zandfiltratie zijn aanzienlijk, terwijl de flocculanten het effluent met extra zout en zuur belasten. Ammoniumstikstof wordt door zandfilters niet tegengehouden.

Er is daarom behoefte aan een technologie die:

- De effluentkwaliteit van RWZI's verbetert.
- Op korte termijn (circa 2015) geïntroduceerd kan worden.
- Goedkoper is dan beschikbare technologieën.

1.2 PROBLEEMSTELLING

Een zuiveringstechnologie op basis van algenkweek kan aan deze voorwaarden voldoen, is mogelijk veelbelovend voor vergaande verwijdering van N en P uit afvalwater en levert potentieel een grote kostenbesparing op. Er is echter geen ervaring met deze technologie voor de nabehandeling van afvalwater. De vraag die moet worden beantwoord is:

“Hoe kan algentechnologie in de Nederlandse zuiveringssituatie, als energiezuinige en kostenefficiënte, nageschakelde maatregel voor verwijdering van stikstofverbindingen en fosfaten worden ingezet om daarmee een bijdrage te leveren aan een goede ecologische en chemische toestand van het oppervlaktewater in het jaar 2015?”

1 KRW staat voor Kaderrichtlijn Water. Deze is in 2000 door de EU vastgesteld en moet in 2015 leiden tot het bereiken van de goede ecologische en chemische toestand van het oppervlakte- en grondwater.

2 RIZA / STOWA 2006. Quick scan kostenscenario's vergaande zuivering - KRW en RWZI. RWS RIZA / STOWA Lelystad / Utrecht 2006. STOWA rapport 2006-08.

De effecten van de Nederlandse afvalwatercondities en de klimatologische omstandigheden op de groei van algen zijn onvoldoende bekend. Onderzocht is of de gematigde groeiomstandigheden (licht, temperatuur) voldoende zijn om een algensysteem voor effluentpolishing effectief te exploiteren. Daarnaast is het van belang of er voldoende kooldioxide vanuit de lucht kan worden opgenomen of dat extra kooldioxide moet worden gedoseerd. Ook de rol van zuiveringstechnische randvoorwaarden is niet bekend. Te denken valt aan:

- De samenstelling en de verhouding van de aanwezige nutriënten en sporenelementen voor groei van algen in het te behandelen water, c.q. de aanwezigheid van eventuele groei-remmende stoffen.
- Debietfluctuaties door het verschil tussen droogweeraanvoer en regenweeraanvoer.
- De dimensioneringsgrondslagen om te komen tot een goed ontwerp, en daarmee een kostenraming, van dit zuiveringsconcept.

Een mogelijk knelpunt voor de Nederlandse situatie is dat bij vele grotere RWZI's het beschikbare terreinoppervlak voor algensystemen beperkend zal zijn. Vertaling van ontwerpgrondslagen naar een zo compact mogelijk algensysteem is daarom een belangrijk bijkomend onderzoeksthema.

1.3 DOELSTELLING

Het doel van dit project is het ontwikkelen van een reactor voor vergaande verwijdering van stikstofverbindingen en fosfaten uit afvalwater door middel van algen en het onderzoeken van mogelijkheden voor een compacte configuratie.

Bij vergaande verwijdering moet worden gedacht aan bereikte restconcentraties in de grootteorde van: 2,2 mg/l totaal stikstof en 0,15 mg/l totaal fosfor. Deze waarden zijn in dit onderzoek gehanteerd als richtwaarden voor het ontwerp.

1.4 AANPAK OP HOOFDLIJNEN

Het onderzoek is onderverdeeld in een vijftal logische delen (deelstudies) met ieder duidelijk gedefinieerde deelresultaten. In Tabel 1 staan de deelstudies beschreven:

TABEL 1 OVERZICHT DEELSTUDIES, DOELEN EN RESULTATE

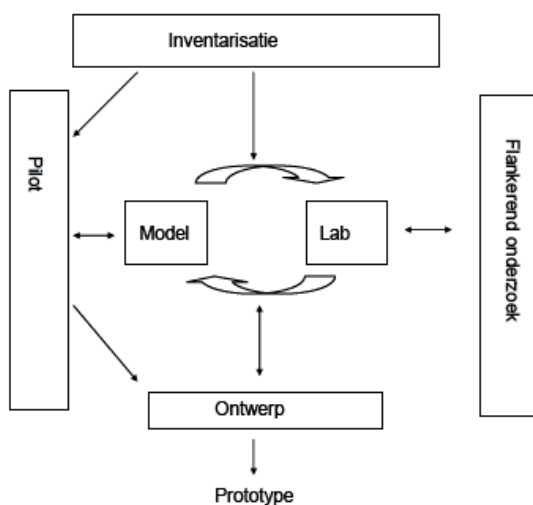
Deelstudie	Doel
Inventarisatie	Vergaren van beschikbare kennis voor een efficiënte uitvoering van lab- en pilotonderzoek.
Modelstudie	Het ontwikkelen van een model voor effluentpolishing met algen en het valideren van procescondities voor algenkweek als nabehandelingstechniek
Laboratoriumexperimenten	Ontwikkelen en valideren van kennis over de procescondities voor algenkweek.
Pilotonderzoek op RWZI Alkmaar	Ontwikkelen van kennis over de prestaties van algen in een open reactor onder Nederlandse omstandigheden.
Ontwerpmodel	Vertalen van de onderzoeksresultaten naar een ontwerp van een algenreactor en opstellen ruwe kostenraming.

De deelstudies zijn aan elkaar gerelateerd zoals in Figuur 1 staat weergegeven.

FIGUUR 1

RELATIES TUSSEN DE DEELSTUDIES

VOOR HET BEANTWOORDEN VAN DE ONDERZOEKSVRAGEN IS KENNIS VAN BIJVOORBEELD DE OPTIMALE GROEICONDITIES VOOR DE ALGEN, DE GEHALTEN STIKSTOF EN FOSFAAT IN DE BIOMASSA EN DE AFSCHEIDING VAN DE ALGEN BELANGRIJK. DEZE ONDERWERPEN LOPEN ALS EEN RODE DRAAD DOOR DE DEELONDERZOEKEN HEEN



Het project “Effluentpolishing met algentechnologie” is in maart 2009 van start gegaan en kende twee fasen. De eerste fase heeft plaatsgevonden van maart 2009 tot en met september 2009. De tweede fase heeft plaatsgevonden van maart 2010 tot en met september 2010.

1.5 VERANTWOORDING

Dit onderzoek is totstand gekomen met financiële steun van de provincie Noord-Holland en Agentschap NL in het kader van het KRW innovatieprogramma.

1.6 LEESWIJZER

De resultaten van het onderzoek zijn in de volgende twee STOWA-rapporten opgenomen:

- Hoofdrapport (STOWA 2011-04)
- Deelstudierapporten, met de verschillende thematische rapporten (STOWA 2011-05)

Het hoofdrapport richt zich vooral op technisch managers en bestuurders. Voor technisch specialisten en onderzoekers zijn ook de deelstudierapporten van belang. Daarin zijn uitgangspunten, werkwijze, meetdata, evaluatie en bronnen uitgebreid beschreven.

Opgemerkt wordt dat met het uitkomen van deze eindrapportages de tussenrapportage Effluentpolishing (STOWA, 2009w08) komt te vervallen.

Dit rapport bestaat uit de volgende deelstudierapporten:

- Inventarisatie
- Modelstudie
- Laboratoriumexperimenten
- Pilotonderzoek Alkmaar 2009 en 2010
- Ontwerpmodel

Daarnaast heeft dit onderzoek geresulteerd in een ontwerpmodel voor algensystemen dat te downloaden is van www.stowa.nl.

DEELSTUDIERAPPORT INVENTARISATIE

INHOUD

	SAMENVATTING	7
1	INTRODUCTIE	9
	1.1 Aanleiding	9
	1.2 Doelstelling	9
2	PARAMETERS DIE ALGENGROEI BEPALEN	10
	2.1 Inleiding	10
	2.2 Licht	11
	2.3 Koolstofdioxide	12
	2.4 Aanwezigheid van organische stoffen	12
	2.5 Stikstof en fosfaat	12
	2.6 Zware metalen	14
	2.7 Groeiremming	14
	2.8 Temperatuur	14
	2.9 Opbrengst	14
3	KWEEKSYSTEMEN VOOR ALGEN	15
	3.1 Kweeksystemen met gesuspendeerde algen	15
	3.2.1 Gesloten systemen	15
	3.1.2 Open systemen	16
	3.2 Kweeksystemen met niet-gesuspendeerde algen	16
	3.2.1 Geïmmobiliseerde algen	16
	3.2.2 Perifyton	16

4	PRODUCTIVITEIT VAN OPEN ALGENKWEESYSTEMEN	17
4.1	Inleiding	17
4.2	Steady state	17
4.3	Eenvoudig productiemodel	18
4.3.1	Lichtlimitatie	18
4.3.2	Nutriëntlimitatie	20
4.4	Ontwerprichtlijnen voor een algenvijver	21
4.4.1	Algemeen	21
4.4.2	De diepte van de vijver	23
4.5	Algendichtheden	23
4.6	Capaciteit en ruimtebeslag van nazuiveringsvijvers.	24
4.7	Oogsten	26
4.7.1	Flocculatie	26
4.7.2	Bezinking	27
4.7.3	Filtratie	27
4.7.4	Flotatie	27
4.7.5	Centrifugeren	27
4.7.6	Ultrasone aggregatie	28
5	OPTIMALISEREN VAN EEN ALGENVIJVER VOOR NUTRIËNTVERWIJDERING	29
5.1	Optimaliseren van het nutriëntgehalte van de algen	29
5.1.1	Minimum cell quota en luxury uptake	29
5.1.2	Nutriëntaanvoer en lichtlimitatie	30
5.2	Optimaliseren van de algenproductie	30
5.2.1	Effecten van diepte en verdunning op de algendichtheid.	30
5.2.2	Effecten van diepte en verdunning op de algenproductie.	30
5.3	Optimaliseren van nutriëntgehalte en productie van de algen	31
5.4	Consequenties voor het vijverontwerp	33
6	BIJLAGE 1. ANALYSE VAN DE EFFECTEN VAN VIJVERDIEPTE EN VERDUNNING OP ALGENDICHTHEID EN ALGENPRODUCTIE	34
6.1	Verdunning	34
6.2	Diepte	35
6.3	Licht op de bodem	37
7	REFERENTIES	38

SAMENVATTING

De conventionele technieken die beschikbaar zijn om de benodigde emissiereductie op de RWZI's te realiseren leiden tot hoge investerings- en operationele kosten. Het kweken van algen is een potentiële zuiveringstechnologie die kan zorgen voor vergaande stikstof- en fosfaatverwijdering. De stikstof- en fosfaatverwijdering vindt plaats door de groei van algen. Voor algen zijn om te kunnen groeien echter ook andere parameters van belang, zoals de beschikbaarheid van koolstofdioxide en licht.

Om algen te kweken zijn er verschillende systemen beschikbaar. In tegenstelling tot een open systeem heeft een gesloten systeem als grote voordeel dat de condities voor het groeien van algen instelbaar en beheersbaar zijn. Daartegenover staat dat een open systeem goedkoop in aanleg en onderhoud is. De hoge kosten van aanleg en onderhoud vormen een belangrijk nadeel van een gesloten systeem. In dit door Agentschap NL, Provincie Noord-Holland en STOWA gefinancierde onderzoek is gekozen voor een open systeem (algenvijver) voor de verwijdering van stikstof en fosfaat uit RWZI effluent.

Voor de stikstof- en fosfaatverwijdering zou in theorie een specifieke algensoort kunnen worden gekweekt. In een open systeem is het echter niet voorspelbaar welke soort alg dominant is of gaat worden. Daar is moeilijk op te sturen. In een open systeem is de kans groot dat een geënte algensoort weggeconcurrereerd wordt door een andere, meer dominante, algensoort¹. Dit is het gevolg van het feit dat de condities voor algen om te groeien niet constant zijn.

De biomassaopbrengst aan algen is te beschrijven met een groeimodel. In dit groeimodel is zowel licht- als nutriëntlimitatie opgenomen. Uit het model volgt dat de opbrengst aan algen in Nederland sterk afhankelijk is van het seizoen. De te verwachten concentraties aan algen worden bepaald door de lighthoeveelheid, de waterdiepte en de verblijftijd. Aan de hand hiervan zijn algemene richtlijnen geformuleerd voor het ontwerpen van een algenvijver.

De algendichtheden bij stikstof- fosfaatconcentraties zoals die in effluenten voorkomen, zijn zelden hoger dan 300 mg/l. De door de algen opgenomen stikstof en fosfaat worden pas echt uit het effluent van de RWZI verwijderd als de algen in de vorm van algenbiomassa worden geoogst. Dit kan op vele verschillende manieren zoals chemische flocculatie of autoflocculatie, bezinking, filtratie, flotatie, centrifugeren en ultrasone aggregatie. Al deze verschillende oogstechnieken hebben ieder hun eigen voor- en nadelen. Van deze technieken is centrifugeren de meest betrouwbare, maar ook de meest energieverbruikende techniek. Autoflocculatie, gevolgd door bezinking, lijkt een zeer interessante techniek om algen te oogsten. Bij autoflocculatie worden namelijk geen chemicaliën verbruikt en het energieverbruik is laag. Hierdoor zijn de kosten voor het oogsten van de algen met autoflocculatie relatief laag ten opzichte van andere oogstmethodes.

- In dit rapport worden tevens de grenzen van algendichtheid, nutriëntverwijdering en vereist vijveroppervlak verkend zoals die zijn af te leiden uit fysiologische karakteristieken van algen. Uit een eenvoudig algenfysiologisch model zijn suggesties afgeleid die tot optimalisatie en verminderd ruimtebeslag van een algenvijver kunnen leiden. Belangrijk voor het bedrijf van een algenvijver is, dat wordt gestreefd naar lichtlimitatie (in plaats van nutriëntlimitatie) omdat dan de verwijdering per vierkante meter het hoogst is.
- De verblijftijd van een algenvijver kent een optimale waarde, waarbij de nutriëntverwijderingscapaciteit maximaal is. Om bij variabel effluent-aanbod de optimale verblijftijd te kunnen handhaven is een bypass nodig.
- Deeltjes en gekleurde stoffen in het effluent nemen licht op en verminderen daardoor algengroei en zuiveringscapaciteit. Dit effect is te beperken door vijver zo ondiep mogelijk uit te voeren.
- In te ondiepe vijvers kan echter de nutriëntaanvoer bij de optimale verblijftijd lager worden dan de nutriëntverwijderingscapaciteit. De vijver gaat dan minder presteren als gevolg van nutriëntlimitatie.
- Vijvers met steile oevers kunnen ondieper uitgevoerd worden, en daardoor effectiever nutriënten verwijderen dan vijvers met flauwe taluds.
- Aan het in bedrijf nemen van een algenvijver gaat dus een optimalisatie-fase vooraf waarin optimale verblijftijd en minimaal mogelijke vijverdiepte worden vastgesteld.

1

INTRODUCTIE

1.1 AANLEIDING

De conventionele technieken die beschikbaar zijn om de voor de Kaderrichtlijn Water benodigde emissiereductie op de RWZI's te realiseren leiden tot hoge investerings- en operationele kosten^{2,3,4}. Het kweken van algen is een potentiële zuiveringstechnologie die kan zorgen voor vergaande stikstof- en fosfaatverwijdering, een relatief laag energieverbruik heeft (mogelijk zelfs energie kan produceren) en op korte termijn (rond 2015) geïmplementeerd kan zijn.

De hoeveelheid literatuur over algen(kweek) is zeer omvangrijk. Het gaat daarbij echter vaak om literatuur zoals algenbloei in oppervlaktewater, plaats van algen in de voedselketen, morfologie van algen, algen als biobrandstof en algenproductie voor fijnchemicaliën. Over de toepassing van algen als nageschakelde zuiveringstechniek is echter niet veel bekend.

1.2 DOELSTELLING

Het doel van de literatuurinventarisatie is om een overzicht te maken van bekende literatuur over algenkweek als nageschakelde zuiveringstechniek, en om de benodigde informatie te vinden die bruikbaar is om de vertaalslag te maken naar de toepassing van algen als effluent-nabehandelingstap.

2

PARAMETERS DIE ALGENGROEI BEPALEN

2.1 INLEIDING

Algen zijn de meest eenvoudige planten. Algen groeien op licht en CO₂ en hebben daarbij nutriënten (onder andere stikstof en fosfor) nodig. Net als bij alle andere eenvoudige organismen is hun groeisnelheid afhankelijk van de temperatuur. Om een eenheid te ontwerpen met een zo hoog mogelijke productie van algen en een zo hoog mogelijke opname van nutriënten, is kennis van de lichthoeveelheid, de temperatuur, de productie van algen en de opname van CO₂ dus onontbeerlijk.

Het effluent van rioolwaterzuiveringen (RWZI's) bevat gewoonlijk rond 1 mg P/l en 5 mg N/l. Bij zulke concentraties kunnen veel algen snel groeien, en daarbij worden aanzienlijke hoeveelheden N en P opgenomen. Pas als de nutriëntconcentraties zijn gedaald tot zeer lage waarden (rond 0,01 mg/l) gaat afname van de groeisnelheid door nutriënt-limitatie een grote rol spelen. Wanneer RWZI-effluent door een algenvijver wordt geleid kan dus in principe een zeer aanzienlijke verlaging van de N-en P-concentraties worden bereikt. Daarvoor is wel vereist dat ook andere groeicondities - licht, temperatuur en overige nutriënten - gunstig zijn voor het bereiken van hoge groeisnelheden, en er geen sprake is van aanwezigheid van remmende componenten.

Bij nutriëntverwijdering met algen wordt de afloop van de nabezinktanks door een vijver met algen geleid. In de vijver treedt algengroei op, waarbij de algen het effluent-N en -P opnemen. Algen en het gezuiverde effluent stromen na een relatief korte verblijftijd de vijver weer uit. De algen in dit vijver-effluent, met daarin de verwijderde nutriënten, zullen vervolgens geogst moeten worden. Deze biomassa kan voor diverse doeleinden worden toegepast, variërend van grondstof voor vergisting tot bijvoorbeeld (vee-) voedingssupplement.

Algen zijn inheemse organismen die in ieder oppervlaktewater voorkomen. Er zijn zeer veel verschillende soorten algen, met elk hun eigen karakteristieken, zoals groeisnelheid, afsterfingssnelheid, celopbrengst, en nutriëntgehalte. In een niet-beënt systeem met competitie om één beperkend aanbod (licht, CO₂, nutriënten) zal slechts een zeer beperkt aantal soorten voorkomen, andere worden weggeconcurrerd. Beënting zal dus minder effect hebben dan het aanleggen van de juiste condities, voor het streven naar een bepaalde soort of type alg in een kweekstelsel.

Het is echter zeker niet zo, dat in een situatie waarin één soort dominant is, van te voren voorspeld kan worden bij welke wijziging van de omstandigheden deze meer dominant wordt. Dat kan alleen proefondervindelijk worden aangetoond, en het kan zijn dat daar bijzonder veel tijd mee is gemoeid. Zo is bijvoorbeeld theoretisch en experimenteel vastgesteld dat het lang tot zeer lang (enkele jaren) kan duren voordat de competitie om acetaat door methaanvormende en sulfaatreducerende bacteriën de voorspelde meest effectieve winnaar heeft⁵.

Hetzelfde, maar op iets minder dramatische tijdschaal, is bekend van de competitie tussen azijnzuur omzetzende methaanbacteriën met respectievelijk hoge en lage groeisnelheid en verzadigingsconcentratie. Factoriële experimenten met gedachte invloedsfactoren (licht, N, P, CO₂, temperatuur) met meting van zowel de maximale groeisnelheid als de K_s van de verschillende parameters zou hierbij van nut kunnen zijn, maar het experimentele programma zou vele honderden individuele experimenten omvatten.

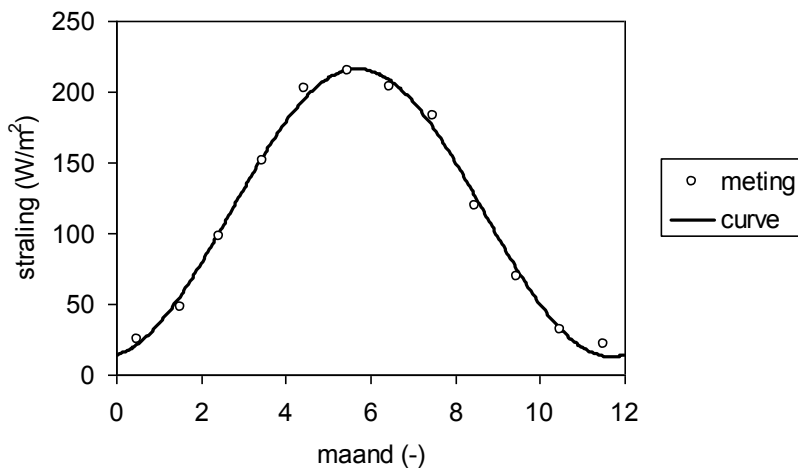
Voorts is het bekend dat een algensysteem, waarbij de groeiomstandigheden constant gehouden worden, er meerdere soorten aanwezig zijn en er minstens drie nutriënten limiterend zijn, een chaotisch systeem is⁶. Het is zelfs een robuust chaotisch systeem, dat wil zeggen dat het een chaotisch systeem is over een groot bereik van nutriëntenwaarden. In een open vijver zullen meerdere algensoorten aanwezig zijn, en kunnen er minstens drie nutriënten limiterend zijn (N, P, CO₂ en licht bijvoorbeeld). Hierdoor zal de 'algenpopulatie' in de algenvijver een chaotisch systeem zijn. Er zal dus waarschijnlijk nooit één algensoort dominant zijn. Door het veranderen van koolstofdioxideconcentraties en/of andere parameters is het dus haast onmogelijk om te sturen op de productie van een specifieke algensoort. Het produceren van één specifieke algensoort in open vijvers kan alleen met een algensoort die het beste groeit onder bepaalde extreme omstandigheden zoals bijvoorbeeld *Spirulina*⁷. *Spirulina* gedijt het beste bij een temperatuur van 35-40°C en een pH van 9,5-9,8. De hoge temperatuur en pH voorkomen invasie van andere algensoorten.

Tevens is een conclusie uit het Aquatic Species Program⁸ de volgende: "An important lesson from the outdoor testing of algae production systems is the inability to maintain laboratory organisms in the field. Algal species that looked very promising when tested in the laboratory were not robust under conditions encountered in the field. *In fact, the best approach for successful cultivation of a consistent species of algae was to allow a contaminant native to the area to take over the ponds.*"

2.2 LICHT

Licht is de belangrijkste groeifactor voor algen. De groei van algen is rechtsreeks afhankelijk van de hoeveelheid licht. De hoeveelheid licht mag niet te weinig maar ook niet teveel zijn, aangezien er anders foto-inhibitie kan plaatsvinden. Remming door licht zou vooral bij lage temperaturen kunnen optreden⁹. De lichthoeveelheid in Nederland als functie van de tijd van het jaar is gegeven in figuur 1. De gegevens zijn ontleend aan het KNMI.

FIGUUR 1 GEMIDDELDE LICHTENERGIE IN NEDERLAND ALS FUNCTIE VAN DE TIJD VAN HET JAAR



Door wind kan de reflectie van zonlicht door het wateroppervlak toenemen. De hoeveelheid gereflecteerd zonlicht kan bij hogere windsnelheden oplopen tot 30% van de totale hoeveelheid zonlicht¹⁰. Door variatie in de hoeveelheid licht over de dag zal de algenproductie beperkt zijn tot het belichte deel van de dag. 's Nachts is er vrijwel geen productie en zal de algenproductie door verademing negatief zijn. Hierop wordt verderop nog teruggekomen.

2.3 KOOLSTOFDIOXIDE

Fotosynthese, de biochemische synthese van algen- of plantenbiomassa onder invloed van licht, is alleen mogelijk bij aanwezigheid van voldoende koolstofdioxide (CO₂). De toevoer van CO₂ is heel vaak beperkend voor de groei van algen. De concentratie in de lucht is heel laag (0,038 %) en uitwisseling van CO₂ uit de lucht met de vloeistoffase kan, met name in ondiepe systemen waar de productiviteit hoog is, snel leiden tot CO₂-beperking. In algenkweeksystemen waar geen kunstmatige toediening van koolstofdioxide plaatsvindt, kan de pH stijgen tot waarden boven de 10. De pH-stijging duidt erop dat de uitwisseling van koolstofdioxide tussen de lucht en het water, via het wateroppervlak, niet voldoende is om de consumptie van koolstofdioxide door algen te compenseren. Er is weinig bekend over de biomassa-opbrengst bij algenkweeksystemen zonder kunstmatige CO₂-toevoeging. Het is dus moeilijk te zeggen wat de algenopbrengst is, en dus de stikstof- en fosforverwijdering, zonder kunstmatige CO₂-toevoeging. Theorie en praktijk van de dosering van CO₂ zouden niet goed overeenkomen¹¹.

2.4 AANWEZIGHEID VAN ORGANISCHE STOFFEN

Behalve op CO₂ kunnen sommige algen ook op andere organische stoffen groeien, zoals organische zuren, suikers, acetaat en glycerol⁹. Deze of vergelijkbare stoffen zullen in het effluent van een RWZI slechts in bijzonder lage concentraties aanwezig zijn, want ze zijn alle zeer goed afbreekbaar en zijn dus allang afgebroken voordat ze de RWZI gepasseerd zijn. De organische verbindingen kunnen zowel als energiebron en C-bron gebruikt worden door sommige algen, maar weer alleen als C-bron door andere.

2.5 STIKSTOF EN FOSFAAT

Het kweken van algen op effluent van RWZI's is doorgaans bedoeld om stikstof (N) en fosfaat (P) tot lage concentraties te verwijderen. Als richtwaarden voor effluentnabehandeling worden 2,2 mg N_{TOT}/l en 0,15 mg P_{TOT}/l als zomergemiddelden genoemd. Stikstof is hoofdzakelijk in de vorm van ammonium- en nitraatstikstof aanwezig in effluenten van RWZI's en fosfor in de vorm van fosfaat. Er is al geruime tijd belangstelling voor nutriëntenverwijdering door algen¹². De redelijk hoge concentraties nutriënten die in de algen zijn opgeslagen geven daar aanleiding toe. Er worden waarden gerapporteerd (gemiddelde en standaardafwijking van 20 soorten) van 1,1 ± 0,5 % voor P_{TOT} en 5,6 ± 2,8 % voor N_{TOT}¹³. Deze waarden komen aardig overeen met andere waarden uit de literatuur^{14,15,16,17} die door Reynolds¹⁸ worden samengevat, weergegeven in tabel 1.

TABEL 1 P EN N GEHALTEN VAN ALGEN, UITGEDRUKT IN % DROOGGEWICHT

Groeiconditie	Interne P	Interne N
P-limitatie	0,2 – 0,4%	10 – 12%
Optimaal	1,0 – 1,2%	7 – 8,5%
N-limitatie	2 – 3%	3%

Door het optreden van chemische reacties kunnen de P-concentraties in de droge stof veel hoger worden dan de zojuist genoemde waarden, tot wel 10%¹⁹.

De half-verzadigingsconstanten voor stikstof en fosfaat voor algen zijn laag. In de literatuur worden half-verzadigingsconstanten waarden van 20 tot 650 µg N/l²⁰ en 0,03 tot 0,25 µg P/l²¹ vermeld. Door schommelingen in de concentraties stikstof en fosfaat in het RWZI-effluent kan het in bepaalde situaties echter nodig zijn om extra stikstof of fosfaat toe te dienen, als één van deze twee nutriënten limiterend is. Of N dan wel P het limiterende nutriënt is wordt bepaald door de verhouding waarin deze nutriënten in het effluent voorkomen. Om een aanwijzing te krijgen welk nutriënt waarschijnlijk limiterend is wordt vaak de Redfield ratio gebruikt. De Redfield ratio geeft de gemiddelde verhouding tussen N en P in algen aan en bedraagt ongeveer 7^{19,22,23}. Algen bevatten dus ongeveer 7 keer zoveel N als P. Wanneer de verhouding N:P in het effluent lager is dan 7, dan zal N waarschijnlijk het eerst uitgeput raken en limiterend worden. Bij effluent N:P ratio's >7 is P-limitatie te verwachten.

Tabel 2 geeft N:P ratio's in enkele RWZI-effluenten, berekend uit metingen van de concentratie opgelost N en P. Met een gemiddelde waarde van 8,6 wijkt de effluent N:P ratio niet veel af van de N:P ratio in algen, maar er zijn grote verschillen tussen de zuiveringen onderling; er zijn duidelijk P-gelimiteerde en duidelijk N-gelimiteerde effluenten in de tabel. In de rapportage over de laboratoriumexperimenten wordt ingegaan op de biobeschikbaarheid van de nutriënten.

TABEL 2 N:P RATIO'S IN EFFLUENTEN VAN EEN AANTAL ZUIVERINGSINSTALLATIE

RWZI	Type	N:P ratio
Emmen	Oxidatiesloot	1,6
Dinther	Oxidatiesloot	2,2
Sint-Oedenrode	-	4,0
Oijen	Oxidatiesloot	4,1
Haaren	Oxidatiesloot (Pho-redox bio-P)	4,6
Den Bosch	Propstroom actief slib	4,6
Zwijndrecht	-	5,0
Land van Cuijk	Ronde tank – actief slib	6,4
Biest-Houtakker	Oxidatiesloot (chemische P)	6,9
Hapert	Oxidatiesloot (Pho-redox bio-P)	7,3
Ridderkerk	-	7,4
Tilburg Noord	-	7,8
Soerendonk	-	7,9
Dordrecht	-	10,1
Eindhoven	Actief slib systeem bio-P (m-UCT)	12,6
Varsseveld	MBR	16,5
Boxtel	Actief slib met voordentrificatie	37,4
	Gemiddeld	8,6

2.6 ZWARE METALEN

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^{24,25}. De concentratiefactoren kunnen zeer hoog zijn, bijvoorbeeld tot 3.300 voor cadmium²⁶ en 1.500 - 7.000 voor arseen²⁷. De instelling van het evenwicht verloopt snel²⁸. De adsorptie van zware metalen aan algen ligt in dezelfde grootte-orde als die aan bacteriën en vertoont er grote overeenkomsten mee²⁴. Dit zou betekenen dat Freundlich isothermen kunnen worden opgesteld²⁹, maar ook dat de extra opname door algen gering zou moeten zijn, want als dezelfde evenwichtswaarden als voor slib gelden, dan is het RWZI-effluent met veel meer slib in contact geweest dan het met algen zal zijn.

2.7 GROEIREMMING

Tallose stoffen in het effluent van een rwzi kunnen een remmende werking op de groei van algen. Over de individuele stoffen valt in dit kader niet veel te zeggen. Remming van de groei van algen als de som van de effecten van alle aanwezige remmende stoffen kan wel worden vastgesteld. Hierop wordt in het deelstudierapport van de laboratoriumonderzoekingen verder ingegaan.

2.8 TEMPERATUUR

Temperatuur is een factor die de maximale groeisnelheid van algen bepaalt. Ook dit is, net zoals licht, een factor waarop in veel gevallen weinig invloed uitgeoefend kan worden. De maximale groeisnelheden van algen in oppervlaktewater bedragen 0,4 - 0,5 d⁻¹ bij 5°C en 0,9 - 1,3 d⁻¹ bij 20°C³⁰. Bij ondiepe algenvijvers, zoals beoogd bij maximalisatie van de algengroei, bestaat een gerede kans op dichtvriezen in de winter. Het zal duidelijk zijn dat er dan van algengroei geen sprake meer is. Het kan een argument zijn voor het trachten te gebruiken van restwarmte. Bij ondiepe algenvijvers zal ook de temperatuur over het etmaal aanzienlijk fluctueren, hetgeen in modellen voor de groei en opbrengst van algenvijvers in onze regio van belang kan blijken te zijn.

2.9 OPBRENGST

Opbrengsten van meer dan 30 tot zelfs 60 g ds.m⁻².d⁻¹ worden soms gerapporteerd voor korte perioden, maar waarden van 15 tot 25 g ds.m⁻².d⁻¹ zijn normaal voor langere perioden³¹. Bij een energie-efficiëntie van de fotosynthese van circa 20% zou theoretisch de maximale opbrengst circa 50 tot 70 g ds.m⁻².d⁻¹ bedragen^{32,33}. Met sommige soorten algen zou deze waarde bijna gerealiseerd zijn. In de rest van dit rapport wordt uitgegaan van een productiviteit van een Nederlands algensysteem voor de zomer van 12 g.m⁻².d⁻¹.

In de praktijk zijn de opbrengsten vaak aanzienlijk lager dan 50 tot 70 g ds.m⁻².d⁻¹³⁴. Een energie-efficiëntie van 4 - 5% zou realistisch zijn³⁵. De exact te berekenen hoeveelheid stralingsenergie uit zonlicht is natuurlijk een maximum, dat door allerlei factoren (wolkendek, reflectie door golflaag) kan worden beperkt. In die zin kunnen experimentele data worden geïnterpreteerd als een stochastische grensfunctie (frontier function)^{36,37}, die een maximum bepaalt met een ruis die normaal verdeeld is en een afwijking van deze waarde die éézijdig normaal verdeeld is (en een functie van bijvoorbeeld wolkendek en windsnelheid).

3

KWEEKSYSTEMEN VOOR ALGEN

Er zijn verschillende systemen voor het kweken van algen die onderwerp van onderzoek zijn voor bijvoorbeeld de productie van fijnchemicaliën, algen als biobrandstof, of voor stikstof- en fosfaatverwijdering. De systemen kunnen worden ingedeeld in systemen met gesuspenderde en niet-gesuspenderde algen.

Er zijn vier manieren om algen in monoculture te kweken³⁸:

- toepassing van sterk selectieve omstandigheden die resulteren in de dominantie van één algensoort; dit gebeurt met *Dunatiella*, *Scenedesmus*- en *Spirulina*-soorten;
- het kweken van een soort die dominant is in open algenvijvers;
- voorkweken in een (vrijwel) steriele cultuur om met een relatieve hoge dichtheid te enten in een open algenvijver, zodat eventuele besmetting beperkt blijft;
- kweken in monoculture in gesloten fotobioreactoren;

Combinatie van de laatste twee:steriel voorkweken in fotobioreactoren en beënting van batch-gewijze kweek in open algenvijvers is voorgesteld als optimale methode voor kweek van algen op industriële schaal³².

3.1 KWEEKSYSTEMEN MET GESUSPENDEERDE ALGEN

Voor gesuspenderde algen zijn er hoofdzakelijk twee verschillende soorten kweeksystemen, zogenaamde 'open' en 'gesloten' systemen.

3.2.1 GESLOTEN SYSTEMEN

Gesloten algenkweeksystemen zijn systemen waarbij de kweek van algen in buizen of zakken plaatsvindt. Doordat de systemen gesloten zijn, zijn veel parameters zoals temperatuur, hoeveelheid licht en nutriëntentoevoeging, goed regelbaar. Doordat gesloten systemen beter regelbaar zijn dan open systemen kan de opbrengst aan gekweekte alg per volume-eenheid ook groter zijn dan bij open systemen^{39,40,41,42}. De hogere algendichtheden die gehanteerd kunnen worden bij gesloten systemen, leiden tot een reductie in oogstkosten. Nadelen van gesloten systemen zijn onder andere de vermindering van lichtpenetratie, controle over de zuurstofconcentratie en mogelijke oververhitting in periodes met veel zonlicht en/of hoge temperaturen^{39,42}. Vermindering van lichtpenetratie kan veroorzaakt worden door zowel de eigenschappen van het gebruikte materiaal zelf, als wel door biofouling (hechting van biomassa aan het oppervlak) aan de binnenkant van de gesloten systemen. Voorts is inbreng van CO₂ in een gesloten systeem noodzakelijk; er is immers geen contact met de buitenlucht.

Gesloten algenkweeksystemen zijn kapitaalintensief. Dit zorgt ervoor dat het gebruik van gesloten kweeksystemen voor algenkweek voor laagwaardige toepassingen niet haalbaar is⁴³. Voor de kweek van specifieke algensoorten is het veel interessanter⁴⁴.

3.1.2 OPEN SYSTEMEN

Open algenkweeksystemen zijn systemen die blootgesteld zijn aan elementen zoals wind en regen. Bij deze open kweeksystemen zijn factoren zoals hoeveelheid licht en watertemperatuur nauwelijks regelbaar. Tevens is het haast onmogelijk om mono-algenculturen rein te houden in grote open kweeksystemen⁸. Het grote voordeel van open kweeksystemen zijn de lage kosten.

Er is uitgebreide literatuur voorhanden over hoe een dergelijk kweekstelsel op grote schaal eruit zou moeten zien^{11,31,44}. Een *raceway pond* is een ondiep circuit met een hoge lengte: breedte verhouding, waarbij voorstuwing door een peddel-systeem (schoepenrad) energetisch het meest voordelig is. Dit wordt doorgaans het meest economische systeem geacht^{11,44}. Energieverliezen bij het keren zouden kunnen worden opgeheven door de middenbaan als een druppel uit te voeren. Aan de andere kant zijn de energieverliezen gering.

3.2 KWEEKSYSTEMEN MET NIET-GESUSPENDEERDE ALGEN

Het kweken van niet-zwevende algen is een manier om het probleem van het oogsten van algen te omzeilen. Het economisch rendabel en betrouwbaar oogsten van algen is namelijk één van de knelpunten bij de kweeksystemen van zwevende algen. De laatste jaren wordt er daarom ook onderzoek gedaan naar kweeksystemen, als algen geïmmobiliseerd in een matrix van polymeren^{45,46,47,48,49,50} dan wel perifyton^{51,52,53}.

3.2.1 GEÏMMOBILISEERDE ALGEN

Al het onderzoek met algen geïmmobiliseerd in een matrix van polymeren vindt tot nu toe echter alleen maar op laboratoriumschaal plaats⁵⁴. Voor zuivering van RWZI-effluent is deze techniek dus nog niet rijp genoeg.

3.2.2 PERIFYTON

Periphyton wordt in de Verenigde Staten al sinds de jaren negentig op pilot schaal toegepast voor de verwijdering van stikstof en fosfor⁵⁵. Perifyton bestaat uit bentische groenalgen, diatomeeën, cyanobacteriën en andere micro-organismen die zich hechten aan oppervlakken onder water.

In Nederland zijn in 2007 op RWZI Willem Annapolder twee pilotonderzoeken uitgevoerd naar verwijderingsrendementen, toepasbaarheid en betrouwbaarheid van perifyton filters^{52,53}. De verwijderingscapaciteit voor fosfor was ongeveer 0,07 gP/m²/d, terwijl de stikstofverwijdering ongeveer nul was. De hoeveelheden verwijderd stikstof en fosfor vertoonden sterke fluctuaties. Gezien de slechte verwijderingsrendementen voor stikstof, en de vele fluctuaties in de stikstof- en fosforverwijdering in het systeem wordt de toepassing van perifyton voor stikstof- en fosforverwijdering ongeschikt geacht. Tevens zou een heel groot oppervlak nodig zijn om voldoende fosfaat te kunnen verwijderen^{52,53}.

4

PRODUCTIVITEIT VAN OPEN ALGENKWEESYSTEMEN

4.1 INLEIDING

Algen groeien op licht en CO₂ en hebben daarbij nutriënten als stikstof en fosfor nodig. Ze zullen altijd energie verbruiken voor hun onderhoud. In een model voor de kweek van algen dient dus tenminste aan de volgende aspecten aandacht te zijn besteed:

- groei als functie van licht;
- extinctie als functie van diepte en zelfbeschaduwning;
- opname van koolstof;
- onderhoudsenergie;
- invloed van sporenelementen als ijzer en magnesium.

De groei van algen kan ernstig worden geremd door hoge zuurstofconcentraties (oververzadiging tot 400-500% in algenvijvers is geen zeldzaamheid); bij zuurstof concentraties van meer dan 25 mg/l trad ernstige remming op in cultures van *Spirulina*⁵⁶; meting en analyse van zuurstofconcentraties is dus van belang.

Voor een systeem waarin de algen ook worden geoogst zijn de volgende factoren eveneens van belang.

- grootte van de algen(-aggregaten);
- de verblijftijd;
- groeisnelheid en onderhoud als functie van de temperatuur.

Wordt de verwijdering van nutriënten beoogd, dan dient het volgende aspect tevens te worden opgenomen:

- opname van nutriënten.

Om berekeningen/modelleringen te kunnen uitvoeren wordt geadviseerd om de groeisnelheid, lichtbehoefte, CO₂-behoefte en N- en P-gehalte van de dominante algensoort ter plekke te bepalen.

4.2 STEADY STATE

Wanneer een vijver met RWZI-effluent met algen wordt geënt, zal de algendichtheid onder gunstige licht- en temperatuur-condities in korte tijd sterk toenemen. Snelgroeïende algen kunnen een verdubbelingstijd hebben van minder dan een dag⁵⁷. Wordt de vijver met effluent doorstroomd, dan treedt tegelijkertijd een verlies van algen op door uitstroming. Het verschil tussen groeisnelheid van de algen (μ) en verdunningssnelheid van de vijver (D) bepaalt in dat geval de toename van de algenpopulatie. Bij een verdunningssnelheid die groter is dan de groeisnelheid nemen de aantallen af en verdwijnen de algen door uitspoeling.

Als de verdunningssnelheid lager is dan de groeisnelheid, neemt de algenpopulatie toe met een snelheid $\mu - D$. Deze toename gaat door totdat enig nutriënt uitgeput gaat raken. Op dat moment gaat algengroeisnelheid dalen als gevolg van nutriëntlimitatie. Wanneer de groeisnelheid zover is gedaald dat groeisnelheid en doorstromingsnelheid gelijk zijn, dan blijft vanaf dat moment de algendichtheid constant. Die toestand wordt met de term *steady state* aangegeven.

Bij de hoge nutriëntgehalten zoals in rwzi-effluent voorkomen, zullen algendichtheden zo ver oplopen dat licht de groeilimiterende factor wordt voordat enig nutriënt uitgeput raakt. Ook dan zal de groeisnelheid dalen en stabiliseren op een waarde waarbij groeisnelheid en doorstromingsnelheid gelijk zijn.

Op basis van het bovenbeschreven *steady state* principe zijn de mogelijkheden van een algenvijver als nageschakelde zuiveringstechniek goed in beeld te brengen. In de praktijk zal de nutriëntaanvoer wisselen, waardoor zelden sprake is van een echte *steady state*.

4.3 EENVOUDIG PRODUCTIEMODEL

Het model dat hierna wordt besproken is een eenvoudig, statisch model. In de rapportage met betrekking tot de modellering wordt uitgebreid ingegaan op een ingewikkelder, dynamisch model. Met het eenvoudige model kunnen voorlopige uitspraken worden gedaan over algengroei en nutriëntenverwijdering onder min of meer constante condities.

4.3.1 LICHTLIMITATIE

Een eenvoudig model voor de groei van algen is beschreven door Radmer *et al*⁵⁸. In dit model wordt de groei van algen als volgt beschreven:

$$Y_L = E_M * I_0 * K * (1 - e^{-a * C * D}) - R * C * D$$

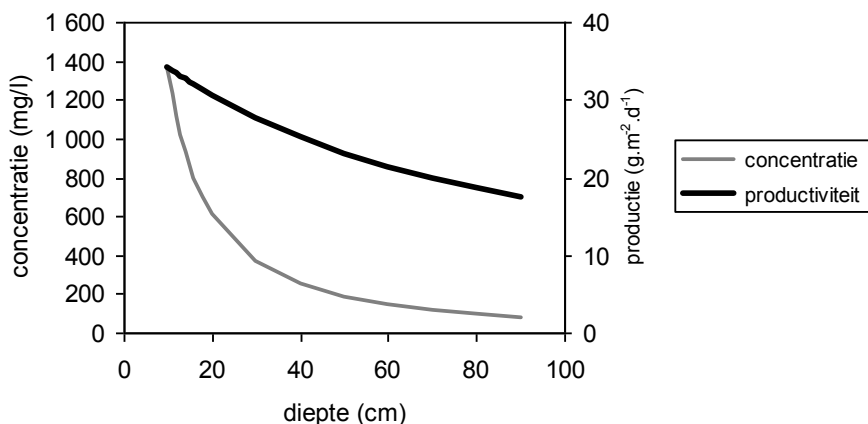
met Y_L is biomassa-opbrengst ($g \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$), E_M is licht efficiëntie (-), K is omzettingcoëfficiënt ($g \cdot d^{-1} \cdot W^{-1}$), I_0 is zonlichtenergie (W/m^2), a is extinctie ($l \cdot cm^{-1} \cdot g^{-1}$), C is biomassa concentratie (g/l), R is respiratiecoëfficiënt (mate waarin de biomassa zichzelf verteerd om in leven te blijven in $g \cdot g^{-1} \cdot d^{-1}$) en D is diepte (cm). In de berekening zijn de volgende waarden gebruikt: $E_M = 0,04$, $K = 3,84$, $R = 0,18$, and $a = 1,15 + 0,85 \cdot \exp(-1,8 \cdot C)$. Dit model is eenvoudig uit te breiden naar een model voor een continue algenvijver⁵⁹.

Voor een systeem in evenwicht geldt:

$$Y_L = E_M * I_0 * K * (1 - e^{-a * C * D}) - \left(R + \frac{1}{\Theta} \right) * C * D$$

met Θ is de verblijftijd (dag). Uit de vergelijking blijkt dat de diepte van het systeem invloed heeft op de opbrengst. Dit is geïllustreerd in figuur 2.

FIGUUR 2 BEREKENDE BIOMASSA-PRODUCTIVITEIT VAN EEN LICHT-GELIMITEERDE ALGENVIJVER ALS FUNCTIE VAN DE DIEPTE VAN HET SYSTEEM. DE VERBLIJFTIJD IN DE ALGENVIJVER BEDRAAGT VIER DAGEN. NB: BIJ VIERDAGEN VERBLIJFTIJD EN VERSCHILLENDE DIEPTEN HOREN VANZELFSPREKEND VERSCHILLENDE DEBIETEN, BIJ ÉÉN BEPAALD OPPERVLAK, OF VERSCHILLENDE OPPERVLAKKEN BIJ ÉÉN DEBIET

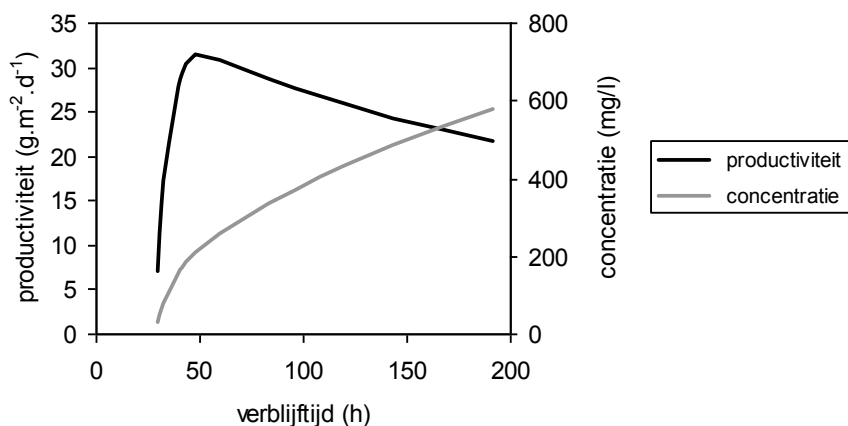


Het is duidelijk dat met een productiviteit die voornamelijk door de lichtenergie wordt bepaald, de uitgaande biomassaconcentratie van een algenvijver primair zal worden bepaald door de verblijftijd. Hoe hoger de verblijftijd, hoe hoger de concentratie, maar hoe lager de productiviteit. Dat is te zien in figuur 3.

Het bovenstaande model heeft alleen betrekking op de productie. De groeisnelheid van de betreffende alg(en) is er nog niet in opgenomen. Dit betekent dat alleen als de groeisnelheid van de betreffende alg voldoende is om evenwicht te handhaven, het model geldig is. De groeisnelheid kan eenvoudig in een dergelijk model worden opgenomen.

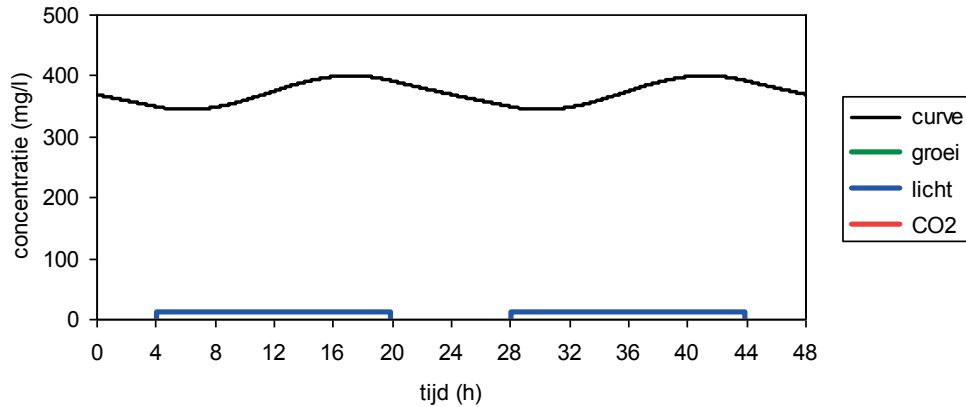
Er zijn andere modellen, die de productie in algenvijvers kunnen voorspellen^{60,61}, die gebruik maken van meer parameters. Deze modellen voegen weinig toe. Overbelichting hoeft in modellen geen rol te spelen, omdat in cultures in de open lucht de licht/donker cyclus zo kort is, dat er van remming door hoge hoeveelheden licht geen sprake is⁶².

FIGUUR 3 BEREKENDE BIOMASSA-CONCENTRATIE VOOR EEN 30 CM DIEPE, LICHT-GELIMITEERDE ALGENVIJVER IN DE MAAND MEI ALS FUNCTIE VAN DE VERBLIJFTIJD IN DE ALGENVIJVER. DE DALING VAN DE PRODUCTIVITEIT BIJ HRT > 50 H IS HET GEVOLG VAN DE GROTE INVLOED VAN DE RESPIRATIE



In een algenvijver is natuurlijk sprake van een dag / nacht ritme. Overdag vindt er groei plaats, maar 's nachts is er geen fotosynthese en treedt vooral verademing en uitspoeling op. Dit leidt tot een verloop van de concentraties over de dag. Het verloop is bij een algenvijver met een verblijftijd van 48 uur echter niet groot. Dit is te zien in figuur 4.

FIGUUR 4 VERLOOP OVER DE DAG VAN DE ALGENCONCENTRATIE IN MEI IN EEN LICHT-GELIMITEERDE ALGENVIJVER VAN 30 CM DIEP MET 48 UUR VERBLIJFTIJD. DE KLEUR VAN DE STREEP BENEDEN IN DE FIGUUR GEEFT DE AARD VAN DE LIMITATIE AAN



Bij lagere gemiddelde algencentraties en bij een kortere verblijftijd zouden de variaties aanzienlijk groter zijn.

4.3.2 NUTRIËNTLIMITATIE

De voorgaande berekeningen hadden alle betrekking op licht-gelimeerde algenkweek. Bij nutriëntlimitatie zal de algenproductie natuurlijk anders zijn. De productie wordt dan het maximum dat de nutriënten toelaten:

$$Y = \text{MIN}(Y_L, X_P * D, X_N * D) = \text{MIN}\left(Y_L, C_P * \frac{100}{F_P} * D, C_N * \frac{100}{F_N} * D\right)$$

waarbij Y de totale biomassa-opbrengst is, Y_L de eerder gegeven opbrengst op basis licht-limitatie ($\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$), X_N de biomassaconcentratie die op stikstof kan groeien, en X_P die op fosfor (mg/l), en D de diepte (m). Met de influentconcentraties C_P voor fosfor en C_N voor stikstof (mg/l) en de gehalten P en N in algen (%) zijn de waarden voor X_P en X_N te schatten. Hierbij kan mogelijk, maar niet zonder meer, worden uitgegaan van de minimumgehalten die in de tabel staan.

4.4 ONTWERPRICHTLIJNEN VOOR EEN ALGENVIJVER

4.4.1 ALGEMEEN

Aan de hand van de resultaten van berekeningen met een eenvoudig productiemodel zoals eerder beschreven kunnen de volgende conclusies worden getrokken:

- de opbrengst aan algen is in het Nederlandse klimaat zeer sterk afhankelijk van het seizoen, als andere noodzakelijke voedingsstoffen (CO_2 , N, P) in voldoende mate voorhanden zijn;
- de concentraties van de algen die verwerkt dienen te worden zijn rechtstreeks en vrijwel lineair afhankelijk van
 - de lichthoeveelheid, want die bepaalt de algenproductie per oppervlak;
 - de waterdiepte; want die bepaalt de concentratie bij een gegeven productie per oppervlak;
 - de verblijftijd, want die bepaalt hoe snel vervanging van het geproduceerde materiaal plaatsvindt.

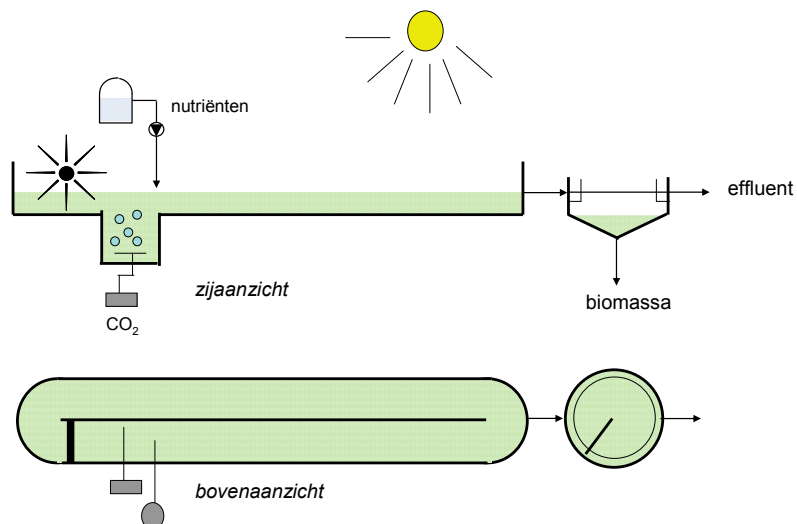
Aan de hand van bovenbeschreven eigenschappen kunnen de volgende globale praktische ontwerprichtlijnen worden geformuleerd voor het ontwerp van een algenvijver die een maximale algenproductie, voor maximale verwijdering van N en P, tot doel heeft; de ontwerprichtlijnen zijn ten dele gebaseerd op literatuuroverzichten¹¹:

- uitvoering in de vorm van een circuit;
- variabele verblijftijd tussen 2 tot 5 dagen;
- diepte varieerbaar tussen 20 en 50 cm (bijvoorbeeld door instelbare overlaat);
- snelheid in het circuit ten minste 15 cm/s, ten hoogste 25 cm/s;
- voortstuwing door middel van schoepenrad;
- dosering van CO_2 of een verbrandingsgas dat veel CO_2 bevat door middel van doseerpunt in verdieping, met inbrengpunt in tegenstroom;
- dosering van limiterende nutriënt, indien noodzakelijk (bijvoorbeeld dosering van P als verwijdering van N het doel is, of andersom);
- verwijdering van de algen door bezinking, eventueel voorafgegaan door dosering van een vlokmiddel om bezinking mogelijk te maken.

In een algenvijver als zojuist beschreven zullen de algenconcentraties variëren tussen de, bij benadering, 40 en 1.500 mg/l, afhankelijk van verblijftijd, diepte en seizoen. Een illustratie van het concept is gegeven in figuur 5.

FIGUUR 5

SCHEMATISCHE WEERGAVE VAN EEN ALGENVIJVER MET BEZINKINGEENHEID



Voor de afscheiding van de algen lijkt autoflocculatie een interessante optie⁶³. Hiervoor zou een deel van het circuit, of een apart circuit zonder CO₂-toevoeging, kunnen worden ingericht. Een illustratie van een en ander is gegeven in figuur 6. In een tweede circuit, zonder CO₂-toevoeging, zal door uitputting van CO₂ de pH stijgen en kan autoflocculatie optreden. De verblijftijd in het tweede circuit dient voldoende te zijn om de uitputting van CO₂ te realiseren. Deze bedraagt naar schatting een half uur.

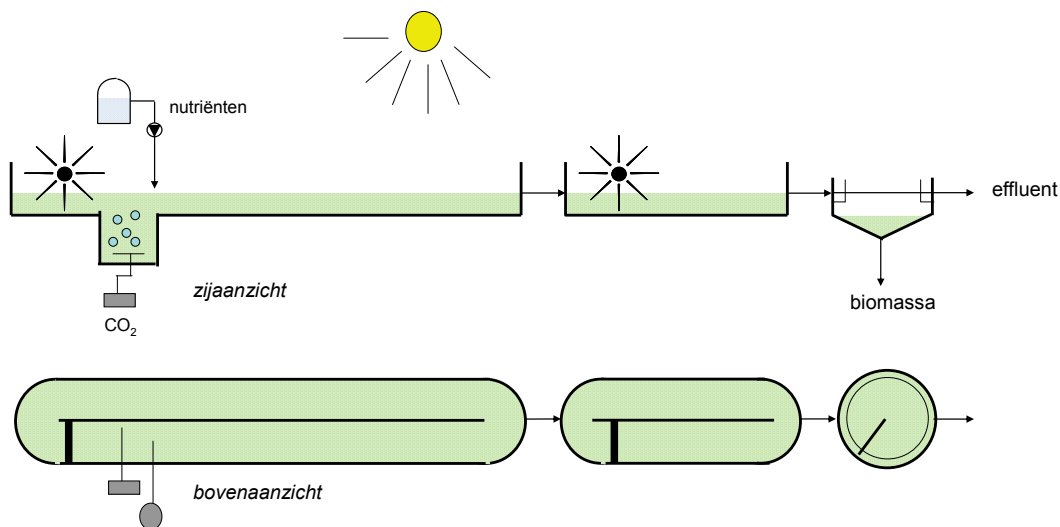
Als er sprake is van het produceren van reïncultures om een grotere culture mee te beënten of bij te enten, dan dienen er afgesloten of afsluitbare bioreactoren te worden aangeschaft, die voorzien zijn van adequate aanvoer van water, nutriënten en CO₂, die kunnen worden gesteriliseerd, en dient een installatie die gesteriliseerd of tenminste gedesinfecteerd water kan produceren deel uit te maken van het geheel.

Het toepassen van extra verlichting lijkt in eerste instantie geen goede optie. Het rendement is te klein om zinvol te zijn.

Predatie van algen kan een belangrijke sluitpost blijken te zijn; predatie en manieren om deze te voorkomen, door korte verblijftijden of doseringen, dienen dus te worden onderzocht.

FIGUUR 6

SCHEMATISCHE WEERGAVE VAN EEN ALGENVIJVER MET BEZINKINGEENHEID



4.4.2 DE DIEPTE VAN DE VIJVER

De algendichtheid in de vijver zal, afhankelijk van de concentratie van het limiterende nutriënt, naar verwachting tussen de 30 en 300 gr droge algen per m³ liggen (Zie tabel 3). Een ondiepe vijver met die algendichtheid zal minder algen bevatten dan een diepe vijver. Om de maximale productie van 12 gram droge algen per m² per dag te halen moeten algen in een ondiepe vijver dus sneller groeien dan in een diepe. De relatie luidt:

$$C = \frac{Y_A}{D * \Theta^{-1}}$$

met C is de algencentratie (g.m⁻³), Y_A is de opbrengst per eenheid van oppervlak (g.m⁻².d⁻¹), D is diepte (m) en Θ is de verblijftijd (d), en Θ⁻¹ dus de groeisnelheid.

4.5 ALGENDICHTHEDEN

De onder- en bovengrens van nutriëntgehaltenes van algen stellen beperkingen aan de bereikbare algendichtheid in een algenvijver. Tabel 2 geeft een indicatie van de maximaal mogelijke algendichtheden bij diverse effluentsamenstellingen. De algendichtheden zijn berekend uit de minimale interne N- en P-gehaltenes (zie tabel 1), en gelden voor *steady state* condities, waarbij het limiterende nutriënt nagenoeg geheel door de algen is opgenomen. De feitelijke algendichtheid hangt natuurlijk nog van diverse andere factoren af, maar hogere dichtheden dan in deze tabel vergen een lager nutriëntgehalte van de algen dan volgens de literatuur mogelijk is, en zijn om die reden niet te verwachten.

TABEL 3

MAXIMAAL MOGELIJKE ALGENDICHTHEDEN IN EEN ALGENVIJVER BIJ COMBINATIES VAN N- EN P-CONCENTRATIES IN HET TOEGEVOERDE EFFLUENT. DE DICHTHEDEN ZIJN BEREKEND MET MINIMALE INTERNE N-EN P-GEHALTES (ZIE TABEL 1). RODE GETALLEN: P-LIMITATIE; BLAUWE GETALLEN: N-LIMITATIE

	.00	.01	.02	.03	.05	.08	.1	.2	.4	.6	1.0	mgP/L in effluent
0.0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
0.1	0	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	
0.2	0	5	6	6	6	6	6	6	6	6	6	
0.3	0	5	8	9	9	9	9	9	9	9	9	
0.5	0	5	8	14	16	16	16	16	16	16	16	
0.8	0	5	8	14	23	26	26	26	26	26	26	
1.3	0	5	8	14	23	39	43	43	43	43	43	
2.2	0	5	8	14	23	39	65	72	72	72	72	
3.6	0	5	8	14	23	39	65	108	121	121	121	
6.0	0	5	8	14	23	39	65	108	181	202	202	
10	0	5	8	14	23	39	65	108	181	302	337	
mgN/L in effluent												

De getallen in tabel 3 zijn gebaseerd op de minimale gehalten, zoals aangegeven in tabel 1. Als wordt uitgegaan van de gemiddelde interne gehalten aan N en P in de algen (zie tabel 1), zullen de geschatte producties aanzienlijk lager uitvallen. De maximale productie bedraagt dan 110 mg/l.

Uit de tabel blijkt dat de algendichtheden bij N- en P-concentraties zoals die in effluënten voorkomen, zelden boven de 300 mg/l zullen uitkomen, en vaak lager zullen zijn. De maximale algendichtheden in niet-nutriëntgelimiteerde open kweeksystemen liggen rond 300 – 500 mg/l⁶⁴. De dichtheden in de nazuiveringsvijvers zullen hier dus gewoonlijk onder liggen.

4.6 CAPACITEIT EN RUIMTEBESLAG VAN NAZUIVERINGSVIJVERS

Algen zijn voor hun groei afhankelijk van licht. Theoretisch kan maximaal zo'n 20% van de energie van het zonlicht worden omgezet in algenbiomassa, maar zulke hoge producties worden in de praktijk niet gehaald. Voor de huidige open algensystemen worden efficiënties van 4 – 5 % gemeld. Dat leidt in het Nederlandse klimaat tot een jaargemiddelde productie rond 8 gram droge algen per m² per dag. In de zomer, met langere daglengtes en hogere zonnestand, is de instraling en daarmee de te verwachten dagelijkse algenproductie zo'n 50% hoger. In de zomer zouden dus algenproducties rond 12 gram droge algen per m² per dag gehaald kunnen worden

De N- en P-inhoud van deze 12 gram algenbiomassa kan door het oogsten van de algen verwijderd worden. De daarbij verwijderde hoeveelheid nutriënt wordt bepaald door het N- en P-gehalte van de algen. Dat gehalte kan variëren tussen de grenzen die zijn aangegeven in tabel 2. Uit het minimale en maximale N- en P-gehalte van deze tabel kan een range worden berekend waarbinnen de nutriëntverwijderingscapaciteit van algenvijvers zal vallen. De resultaten staan in tabel 4. De P-verwijdering varieert van 24 – 360 mg P.m².d¹. Voor N is dat veel hoger, 360 – 1440 mg N.m².d¹.

TABEL 4. NUTRIËNTVERWIJDERINGSCAPACITEIT VAN EEN ALGENVIJVER (MG P.M⁻². D⁻¹ OF MG N.M⁻². D⁻¹) BIJ MINIMALE, OPTIMALE EN MAXIMALE N- EN P-GEHALTES VAN DE ALGEN. ER IS GEREKEND MET EEN ALGENPRODUCTIE VAN 12 G.M⁻².D⁻¹

	P	N
minimaal nutriëntgehalte algen	24	360
optimaal nutriëntgehalte algen	152	930
maximaal nutriëntgehalte algen	360	1 440

Uit Tabel 4 kan het ruimtebeslag van een nazuiveringsvijver worden berekend. De resultaten staan in Tabel 5, uitgedrukt als hectare per kg te verwijderen nutriënt per dag. Ook hier levert de berekening weer een door de algenfysiologie bepaalde range van waarden op: een minimaal benodigd oppervlak, berekend met het hoogst mogelijke nutriëntgehalte van de algen, en een maximaal benodigd vijveroppervlak, berekend met het laagst mogelijke nutriëntgehalte van de algen. Het voor P-verwijdering benodigde oppervlak varieert van 0,28 – 4,2 ha per kg P/d. Voor N is dat 0,07 – 0,28 ha per kg N/d.

TABEL 5. VEREIST VIJVEROPPERVLAK (HA. KG P⁻¹.D) OF HA. KG N⁻¹.D) BIJ MINIMALE, OPTIMALE EN MAXIMALE N- EN P-GEHALTES VAN DE ALGEN. ER IS GEREKEND MET EEN ALGENPRODUCTIE VAN 12 G.M⁻².D⁻¹

	P	N
minimaal nutriëntgehalte algen	4,2	0,28
optimaal nutriëntgehalte algen	0,76	0,11
maximaal nutriëntgehalte algen	0,28	0,07

De tabel laat zien dat het benodigde zuiveringsoppervlak sterk uiteen loopt vanwege de variabiliteit van het interne nutriëntgehalte van algen. De meest realistische schatting van het benodigde oppervlak is wellicht gebaseerd op het nutriëntgehalte onder optimale groeiomstandigheden. Een middelgrote zuivering met een debiet van 20.000 m³.d⁻¹ en een effluentconcentratie van 1 g P m⁻³ loost 20 kg P per dag en zou volgens deze schatting een vijveroppervlak van 15 ha nodig hebben voor volledige P-verwijdering. Wanneer het lukt de omstandigheden in de algenvijver zodanig in te stellen dat de algen hun maximale interne P-gehalte bereiken, dan is het in dit voorbeeld vereiste vijveroppervlak te verkleinen tot ongeveer 6 ha.

Het grote ruimtebeslag is een aanzienlijk bezwaar bij de toepassing van nazuivering met algenvijvers in de praktijk. Het is dus zinvol om na te denken over mogelijkheden om de capaciteit van de vijvers te vergroten en daarmee het ruimtebeslag te verminderen. Zoals tabel 6 laat zien is er winst te behalen als het interne nutriëntgehalte van de algen naar een zo hoog mogelijke waarde gebracht kan worden. Er zijn verschillende mogelijkheden:

1 *Manipulatie van de limiterende factor.*

Het gehalte van het te verwijderen nutriënt is het hoogst als andere factoren dan de te verwijderen nutriënt groei-limiterend zijn, omdat dan *luxury uptake* van niet-limiterende nutriënten kan optreden. Door te zorgen dat licht de limiterende factor is in de vijver, kan het interne nutriëntgehalte van de algen, en daarmee de nutriëntverwijdering van de vijver omhoog gebracht worden.

2 *Bevorderen van algensoorten met een groot N- of P-accumulerend vermogen.*

Verhoging van het nutriëntgehalte van de algen kan ook bereikt worden met algensoorten met een groot N- of P-accumulerend vermogen. Een onderzoek naar de N- en P- opslag bij diverse algensoorten of -groepen kan in dit verband zinvol zijn. In de huidige opzet met open vijvers zal zo'n algensoort waarschijnlijk snel door 'wilde' algen weggeconcentreerd worden.

Wanneer gewerkt wordt met een relatief hoge verdunningssnelheid, dus korte verblijftijden, dan is wellicht toch een open opstelling mogelijk, gecombineerd met continu bijten met de gewenste algensoort. Het cascade-systeem zoals beschreven in Staats *et al*⁶⁴ is een voorbeeld van een open systeem met controle over de algensamenstelling.

- 3 *Terugvoeren van geoogste algen zou mogelijk de verwijderingscapaciteit van de vijvers kunnen vergroten.* Hiernaar is in 2009 onderzoek gedaan. Elders in dit rapport wordt daar verslag van gedaan.
- 4 *Onderwerpen van algen aan een heterotrofe fase*
Door een organisch substraat toe te dienen aan de algen kan mogelijk de opbrengst, en dus de verwijdering van nutriënten worden verhoogd. Mogelijk dienen hiertoe eerst de algen te worden afgescheiden, om daarna opnieuw in de reactor te worden gebracht.
- 5 *Verwijdering toespitsen op P-verwijdering.*
Dit wordt al gedeeltelijk onderzocht in het pilot onderzoek. Met behulp van de groei van algen (CO₂-depletie) kan de pH worden verhoogd, zodat fosfaat neerslaat met het in het effluent aanwezige calcium. Daarmee wordt het oppervlak van de vijver gekoppeld aan de CO₂ verwijdering en niet aan algenproductie. Mogelijk kan door maatregelen (strippen, voorkomen inslag CO₂ door ondergedompelde voorstuwers) op een compacte manier P worden verwijderd.

4.7 OOGSTEN

Om stikstof en fosfaat daadwerkelijk uit het effluent te verwijderen moeten de gekweekte algen worden geoogst. Het oogsten kan worden voorafgegaan door chemische flocculatie of autoflocculatie^{63,65,66}, en kan worden uitgevoerd door bezinking, filtratie^{63,67}, flotatie^{70,63,68,69}, centrifugeren^{63,70}, en ultrasone aggregatie^{63,71}. Het oogsten van algen wordt bemoeilijkt door de geringe grootte van de algen (2-40 µm in doorsnee) en de, vergeleken met het verwijderen van slib bij RWZI's, relatief lage biomassa concentratie (1 - 5 g/l)⁷². Het oogsten van de algen wordt gezien als een van de knelpunten voor een economische toepassing van algenkweek voor verschillende doeleinden^{73,74,75}.

Een adequaat overzicht van toepasbare technieken en overwegingen voor de selectie van technieken is gepresenteerd door Shelef *et al*⁷⁶. De vermelde mogelijkheden voor het oogsten van algen zullen verder hieronder verder worden toegelicht.

4.7.1 FLOCCULATIE

Er zijn verschillende methoden voor flocculatie om algen te aggregeren om de effectiviteit van de navolgende afscheiding door bijvoorbeeld bezinking, centrifugeren of filtratie te verhogen. Zo is er de chemische flocculatie^{77, 78,79}, waarbij er een flocculant wordt toegevoegd aan het water-algen mengsel. Als flocculant kunnen er verschillende producten gebruikt worden zoals metaalzouten^{73,80,81,82,83,84,85}, polyelectrolieten^{86,87} en chitosan^{88,89,90,91} (organisch polymeer). Polyelectrolieten kunnen in vergelijking tot metaalzouten echter minder effectief zijn in het laten flocculeren van algen⁹². Het grote nadeel van chemische flocculatie is de noodzakelijke additie van flocculanten.

Naast chemische flocculatie is er ook auto- en bioflocculatie^{65,66}. Autoflocculatie kan plaatsvinden in situaties waar er voldoende calcium en fosfaat in het water zit en de pH voldoende hoog is. Een hoge pH kan veroorzaakt worden door additie van basen, maar ook door de koolstofdioxide consumptie van algen. Als er voldoende calcium en fosfaat in het water aanwezig

is, zal er, bij hoge pH (pH>9), calciumfosfaat precipitatie plaatsvinden, waarbij de algen als oppervlak dienen waarop de precipitatie kan plaatsvinden^{65,66}. Voor maximale autoflocculatie dient de calciumconcentratie minimaal 40 mg/l te zijn⁶⁵. Tevens is het zo dat autoflocculatie niet meer goed werkt als de algen zich in de afnemende groei bevinden⁶⁶.

Voor bioflocculatie zijn er twee verschillende mechanismen voorgesteld als mogelijke verklaring voor dit proces. Het eerste mechanisme veronderstelt dat de algen biopolymeren produceren die als flocculant werken⁹³. Het tweede mechanisme veronderstelt dat bacteriën de door algen geproduceerde extra-cellulaire producten gebruiken voor hun groei en op die manier flocculatie induceren⁹⁴. Lavoie en de la Noüe⁶⁶ konden geen van beide mechanismen voor bioflocculatie in hun experimenten bewijzen. Bioflocculatie is een tot nu toe nog niet volledig begrepen en bewezen verschijnsel⁶⁶.

Gezien de onzekerheid van bioflocculatie en het gebruik van chemicaliën bij chemische flocculatie, is autoflocculatie een interessante oogsttechniek voor algen. Onderzoek zal moeten aantonen of autoflocculatie een bruikbare oogstmethode is voor algen, in verband met mogelijk lage calcium en fosfaatconcentraties in het effluent van RWZI's.

4.7.2 BEZINKING

Algen zouden na autoflocculatie afgescheiden kunnen worden door bezinking. Bezinking is een relatief goedkoop proces, wat weinig energie en chemicaliën vraagt.

Autoflocculatie in combinatie met bezinking lijkt, energie- en kostentechnisch, een interessante oogstmethode voor algen te zijn. De autoflocculatie kan geïnduceerd worden door de belichting van de algenvijvers stop te zetten, waarna de pH zal stijgen door CO₂ consumptie. Een hoge pH kan tot autoflocculatie leiden. Het is echter de vraag ofdat er autoflocculatie zal optreden in effluent van RWZI's vanwege de mogelijk lage calcium en fosfaatgehalten. Een belangrijk aspect is tevens de bezinksnelheid van "ge-autoflocculeerde" algen om de effectiviteit van bezinking van de algen mee te kunnen beoordelen.

4.7.3 FILTRATIE

Algen kunnen afgescheiden worden door de algen-water suspensie door of over een filter met een bepaalde poriëngrootte te laten lopen. Bij zeer kleine poriëngroottes bestaat er echter een grootte kans op het (snel) dichtslibben van het filter. Bij een poriëngrootte tussen de 14 en 20µm gaan veel algen door het filter heen⁶³. Het gebruik van filters om bacteriën mee te verwijderen werkten wel goed, maar de doorzet was veel te laag⁶³.

4.7.4 FLOTATIE

Door additie van floterende reagentia en/of aanpassing van de pH kan ervoor gezorgd worden dat de algen, door middel van schuimvorming, afgescheiden worden. Echter lang niet alle floterende reagentia zijn geschikt om algen af te scheiden. Aanpassing van de pH kan ook voor schuimvorming en afscheiding van algen zorgen. De pH moet dan echter tot 4 verlaagd worden⁹⁵. Dit leidt tot het gebruik van enorme hoeveelheden zuur en base, hetgeen dit proces economisch oninteressant maakt.

4.7.5 CENTRIFUGEREN

Centrifugeren is een effectieve, snelle en simpele manier om algen te oogsten. Het nadeel is echter dat centrifugeren veel energie kost⁴¹. Ondanks het hoge energieverbruik is het vaak de voorkeursmethode om algen te oogsten.

4.7.6 ULTRASONE AGGREGATIE

Bij ultrasone aggregatie worden de algen in het water blootgesteld aan ultrasoon geluidsgolven, die ervoor zorgen dat de algen gaan aggregeren, gevolgd door sedimentatie. Ultrasone aggregatie is echter alleen op kleinere schaal interessant. Op grotere schaal zijn centrifuges effectiever omdat deze een lager energieverbruik hebben, een hoger verwijderingsrendement en hogere concentratie factoren behalen⁹⁶.

5

OPTIMALISEREN VAN EEN ALGENVIJVER VOOR NUTRIËNTVERWIJDERING

In een nazuiveringsvijver worden nutriënten opgenomen door algen, en vervolgens door het oogsten van de algen uit het systeem verwijderd. Vanwege het grote ruimtebeslag van deze techniek is het van belang om naar een maximale nutriëntverwijdering per oppervlakte-eenheid te streven. De maximale nutriëntverwijdering wordt bereikt wanneer zowel de algenproductie (de oogst) als het nutriëntgehalte van de algen zo hoog mogelijk zijn. Hieronder wordt nagegaan op welke wijze de groeicondities in een algenvijver zodanig gekozen kunnen worden dat zowel maximale nutriëntgehalten als maximale algenproductie te verwachten zijn.

5.1 OPTIMALISEREN VAN HET NUTRIËNTGEHALTE VAN DE ALGEN

5.1.1 MINIMUM CELL QUOTA EN LUXURY UPTAKE

Algen kunnen zich aanpassen aan lage nutriëntconcentraties door hun gehalte van het limiterende nutriënt terug te brengen tot het *minimum cell quotum*, de laagst mogelijke waarde waarbij nog groei mogelijk is. Als een nutriënt in overmaat aanwezig is, dan wordt er juist méér van opgenomen dan nodig voor groei, een verschijnsel dat *luxury uptake* wordt genoemd. Door deze mechanismen kan het nutriëntgehalte van algen sterk variëren. Dat is te zien tabel 1 op bladzijde 4. Bij optimale, niet-limiterende groeicondities bestaat het drooggewicht van algen voor zo'n 1 - 1,2% uit P en voor 7 - 8,5% uit N. Bij nutriëntlimitatie kan het nutriëntgehalte dalen tot *minimum cell quota* van 0,2-0,4% P (bij P-limitatie) en rond 3% N (bij N-limitatie). Bij een overmaat van nutriënten kan het interne nutriëntgehalte als gevolg van *luxury uptake* toenemen tot maximaal zo'n 3% P en 12% N.

De eigenschap van algen om hun nutriëntgehalte aan te passen aan het aanbod kan worden ingezet om de nazuiveringscapaciteit van een algenvijver te verbeteren. Door de condities zodanig te kiezen dat N of P niet limiterend zijn voor de algen kan hun nutriëntgehalte, en daarmee de nutriëntverwijdering door de vijver worden geoptimaliseerd. Voor maximale nutriëntverwijdering moet N- en P-limitatie van de algen dus worden voorkomen. Limiterende N- en P-concentraties liggen in dezelfde grootte-orde als de detectiegrens van reguliere chemische analyses (50 µgN/l en 20 µgP/l), aanzienlijk lager dus dan de MTR-waarden (Maximaal toelaatbaar risico) voor oppervlaktewater (2200 µg N/l en 150 µg P/l). De eis van niet-limiterende nutriëntconcentraties hoeft dus niet tot onaanvaardbaar hoge uitstroomconcentraties te leiden.

5.1.2 NUTRIËNTAANVOER EN LICHTLIMITATIE

Het optreden van nutriëntlimitatie kan voorkomen worden door de aanvoer van het nutriëntrijke rwzi-effluent voldoende hoog te kiezen. Bij een hoog nutriëntaanbod zal de algendichtheid in de vijvers zo sterk oplopen dat, als gevolg van zelfschaduwing, 'vanzelf' lichtlimitatie ontstaat. Er is dan sprake van een overschot aan nutriënten, wat leidt tot *luxury uptake* en algen met hoge nutriëntgehaltenes.

Er is nog een argument om naar lichtgelimiteerde condities te streven. Lichtgelimiteerde algen passen zich aan door productie van extra fotosynthetische pigmenten. Dat leidt tot lagere lichtverliezen en een efficiëntere omzetting van licht naar biomassa.

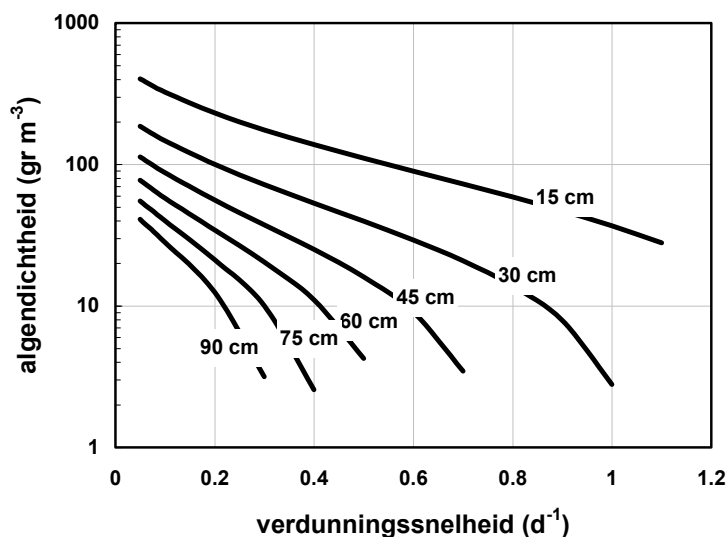
Voor maximale nutriëntverwijdering moet de effluentaanvoer zo hoog ingesteld worden dat licht de limiterende factor wordt voor de algen.

5.2 OPTIMALISEREN VAN DE ALGENPRODUCTIE

5.2.1 EFFECTEN VAN DIEPTE EN VERDUNNING OP DE ALGENDICHTHEID

De grootte van een lichtgelimiteerde algenpopulatie wordt vooral bepaald door de hoeveelheid licht. In een diepe vijver wordt deze licht-gerelateerde hoeveelheid algen over een groter volume verdeeld. De algendichtheden zullen daarom bij lichtlimitatie in diepe vijvers lager zijn dan in ondiepe vijvers. Lagere algendichtheden zijn ook te verwachten bij hogere verdunningssnelheden (dus kortere verblijftijden). Dat komt omdat de algen bij hoge verdunningsnelheden meer licht nodig hebben om zo snel te groeien dat ze niet uitspoelen. Door verlaging van de algendichtheid neemt de gemiddelde lichtintensiteit toe, waardoor de vereiste hogere groeisnelheid gehaald kan worden. In figuur 7 zijn de berekende effecten van diepte en verdunning op de algendichtheid weergegeven.

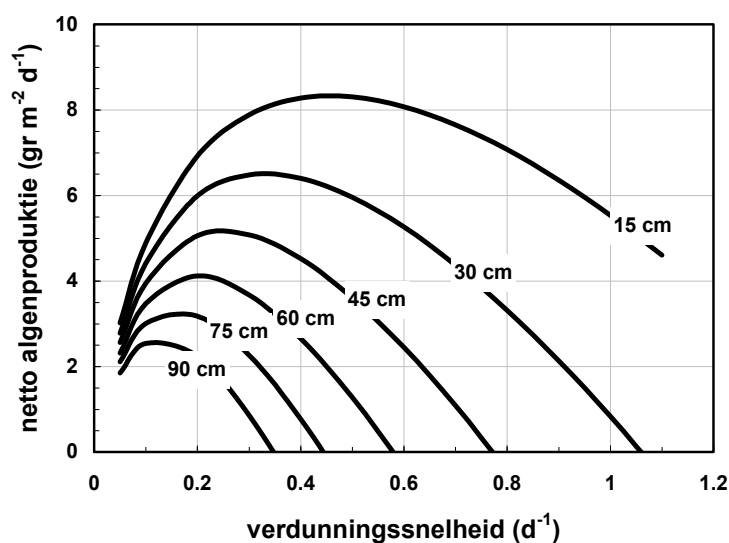
FIGUUR 7 EFFECT VAN DE VERDUNNINGSSNELHEID OP DE LICHTGELIMITEERDE ALGENDICHTHEID IN EEN NAZUIVERINGSVIJVER, BEREKEND BIJ 6 VIJVERDIEPTES TUSSEN 15 EN 90 CM



5.2.2 EFFECTEN VAN DIEPTE EN VERDUNNING OP DE ALGENPRODUCTIE

De effecten van diepte en verdunning op de algenproductie zijn minder eenvoudig in te schatten dan de effecten op algendichtheid. Figuur 8 toont de resultaten van een berekening. In bijlage 1 worden rekenwijze en resultaten nader toegelicht.

FIGUUR 8 EFFECT VAN DE VERDUNNINGSSNELHEID OP DE LICHTGELIMITEERDE ALGENPRODUCTIE IN EEN NAZUIVERINGSVIJVER, BEREKEND BIJ 6 VIJVERDIEPTES TUSSEN 15 EN 90 CM



De figuur laat zien dat de lichtgelimiteerde algenproductie sterk beïnvloed wordt door de keuze van diepte en verdunning. Er blijkt sprake van een optimale verdunningssnelheid, waarbij de algenproductie maximaal is. Bij een verdunningssnelheid onder dit optimum neemt de productie af als gevolg van toenemende respiratie-verliezen. Bij een verdunningssnelheid boven het optimum veroorzaakt vooral toenemend lichtverlies door niet-algen de lagere producties. Ook het model- en het pilot-onderzoek laten zien dat een nutriëntverwijderingsvijver een verdunningssnelheid kent waarbij de nutriëntverwijdering maximaal is.

De figuur laat bovendien zien dat de hoogste algenproductie wordt bereikt in een ondiepe vijver. Ook het pilot-onderzoek levert aanwijzingen dat algenproductie en nutriëntverwijdering beter verlopen in een ondiepe vijver. Dat komt vooral omdat in diepere vijvers veel licht verloren gaat door absorptie door niet-algen. De optimale combinatie van diepte en verdunning hangt af van de eigenschappen van de algenpopulatie (bijvoorbeeld de efficiency van de fotosynthese en de mate van licht-absorptie), en van eigenschappen van het aangevoerde rwzi effluent (achtergrondextinctie). Figuur 8 geeft een kwalitatief beeld, het feitelijke optimum zal proefondervindelijk bepaald moeten worden.

Voor een nadere toelichting op bovenstaande analyse van diepte- en verdunnings-effecten zie bijlage 1.

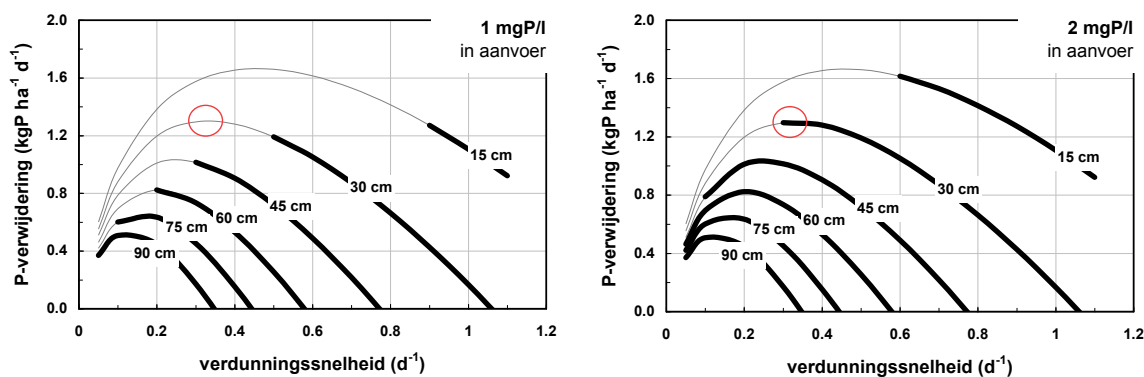
5.3 OPTIMALISEREN VAN NUTRIËNTGEHALTE ÈN PRODUCTIE VAN DE ALGEN

Nutriëntlimitatie in de algenvijver leidt vanwege lage nutriëntgehalten van de algen tot een niet-optimale nutriëntverwijdering (§ 5.1.1). Als nutriëntlimitatie dreigt kan door verhoging van het debiet meer nutriënt worden aangevoerd. Daardoor wordt echter ook de verdunningssnelheid hoger, en bij te hoge verdunningssnelheid gaat de algenproductie weer afnemen (§ 5.2.2).

De verdunningssnelheid kan weer teruggebracht worden door tegelijkertijd de vijver dieper te maken, maar ook dat gaat ten koste van de algenproductie, zo blijkt ook uit §5.2.2. De vraag is dus of optimalisatie van nutriëntgehalte en optimalisatie van algenproductie gecombineerd kunnen worden.

In figuur 9 is het effect van diepte en verdunningsnelheid op zowel algenproductie als P-limitatie weergegeven. Grijs lijnen geven aan wanneer een berekende algenproductie niet haalbaar is als gevolg van P-limitatie. Bij grijs weergegeven diepte-verdunning combinaties is de P-aanvoer dus lager dan de P-verwijderingscapaciteit van de vijver. Er is gerekend met een P-gehalte van 2% in de algen, en met een relatief lage (linker figuur) en een hogere (rechter figuur) P concentratie in het aangevoerde rwzi-effluent. De figuur laat zien dat hoge algenproductie en hoge P-inhoud van de algen soms niet te combineren zijn. Zo zou in het hier doorgerekende geval, bij aanvoer van effluent met 1 mg P/l naar een 30 cm diepe vijver, de verdunningsnelheid minstens 0,5 d⁻¹ moeten zijn om P-limitatie te voorkomen. Voor maximale algenproductie is echter een lagere verdunningsnelheid vereist, rond 0,3 d⁻¹ (○ in linker figuur). Bij hogere P-concentraties in het aangevoerde effluent speelt het probleem minder, en kan in bovenstaand voorbeeld de maximale algenproductie nog wel gehaald worden (○ in rechter figuur).

FIGUUR 9 EFFECT VAN VERDUNNINGSSNELHEID EN DIEPTE OP ALGENPRODUCTIE EN P-LIMITATIE. GRIJZE LIJNEN GEVEN AAN WAAR DE BEREKENDE ALGENPRODUCTIE NIET HAALBAAR IS ALS GEVOLG VAN P-LIMITATIE DOOR TE LAAG EFFLUENT-AANVOER. P-CONCENTRATIE IN HET AANGEVOERDE EFFLUENT: 1 MG/L IN DE LINKER FIGUUR, 2 MG/L IN DE RECHTER FIGUUR. DE LIJNEN ZIJN BEREKEND VOOR ALGEN MET EEN P-GEHALTE VAN 2%



De figuren geven zoals gezegd een kwalitatief beeld, berekend met uit de literatuur afkomstige eigenschappen van de algenpopulatie. De feitelijke optimale condities zullen proefondervindelijk moeten worden vastgesteld. Maar de berekening suggereert dat optimale P-verwijdering met een algenvijver wellicht alleen haalbaar is bij afvalstromen die een hoger P-gehalte hebben dan gemiddeld rwzi-effluent.

5.4 CONSEQUENTIES VOOR HET VIJVERONTWERP

Bovenstaande theoretische exercitie heeft enkele praktische consequenties voor het ontwerp van een optimaal functionerende nutriëntverwijderingsvijver.

1. *De keuze van het vijveroppervlak moet gebaseerd zijn op de droogweeraanvoer (dwa) van de zuiveringsinstallatie. Bij aanvoer van méér effluent kan dit beter buiten de vijver om worden geloosd, of naar een alternatieve nazuivering worden geleid. Er is dus een bypass nodig.*

Dat komt omdat er sprake blijkt te zijn van een optimale verdunningssnelheid, waarbij de nutriëntverwijdering per ha vijveroppervlak maximaal is, zie figuur 9. Zowel bij te hoge als bij te lage effluent-aanvoer gaat de verdunningssnelheid van de vijver van de optimale waarde afwijken, en dat gaat ten koste van de hoeveelheid verwijderde nutriënten. Door op de dwa te dimensioneren is het altijd mogelijk om de optimale verdunningssnelheid in te stellen, onafhankelijk van variaties in effluent-aanvoer.

Er is een tweede reden waarom een algenvijver een bypass nodig heeft. Bij hoge influent-aanvoer kan de algenpopulatie grotendeels uitspoelen, waardoor de vijver ook na de aanvoer-piek enige tijd slecht zal functioneren.

2. *Steile wanden verhogen de effectiviteit van een algenvijver.*

Zoals boven toegelicht, is de hoogste nutriëntverwijderingscapaciteit te verwachten in relatief ondiepe vijvers. Echter, in ondiepe vijvers is het influent-debiet dat bij de optimale verdunningssnelheid hoort lager dan in diepere vijvers. De nutriënt-aanvoer is dus lager in ondiepe vijvers. Afhankelijk van het nutriëntgehalte van het influent zal bij vijvers onder een zekere diepte de nutriëntaanvoer lager worden dan de nutriëntverwijderings capaciteit van de vijver. De vijver kan dan niet meer zijn maximale nutriëntverwijdering halen.

Het voor de optimale verdunningssnelheid D vereiste debiet d hangt af van het vijvervolume V volgens $d = D \times V$. De formule laat zien dat bij een groter vijvervolume het vereiste debiet, en dus de nutriëntaanvoer groter is. Vijvers met steile wanden hebben bij dezelfde diepte een groter volume dan vijvers met zwak hellende wanden. Het is natuurlijk wel zo, dat steile wanden aanzienlijk duurder zijn in de uitvoering van zwak hellende wanden, dus het is onduidelijk of er ook economisch voordeel is van steile wanden.

3. *Een eenvoudige voorfiltratie-stap kan de nutriëntverwijdering van een algenvijver verhogen.*

Rwzi-effluent bevat kleurstoffen en deeltjes die als *achtergrond-extinctie* licht wegvangen dat daardoor niet voor algengroei en nutriëntverwijdering kan worden gebruikt. Dit effect is te verminderen door voor een ondiepe vijver te kiezen, maar de mogelijkheden zijn beperkt. Ook in een ondiepe vijver treedt lichtverlies op door achtergrond. Bovendien kan in ondiepe vijvers de nutriëntaanvoer onder de verwijderingscapaciteit dalen.

Het is daarom zinvol om na te gaan of, bijvoorbeeld met een eenvoudige voorfiltratie-stap, een deel van de storende achtergrond-extinctie kan worden verwijderd. De kans dat deze betaalbaar kan worden uitgevoerd mag op dit moment overigens als laag tot zeer laag worden ingeschat.

6

BIJLAGE 1. ANALYSE VAN DE EFFECTEN VAN VIJVERDIEPTE EN VERDUNNING OP ALGENDICHTHEID EN ALGENPRODUCTIE

6.1 VERDUNNING

Om niet uit te spoelen moeten de algen gemiddeld even snel groeien als de verdunningsnelheid van de nazuiveringsvijver. Wanneer de verdunningsnelheid wordt verhoogd zal de algendichtheid afnemen. Door de afnemende algendichtheid stijgt de gemiddelde lichtintensiteit, zodat de algen aan de eis van een hogere groeisnelheid kunnen voldoen. Bij toenemende verdunningsnelheid is dus een afnemende algendichtheid te verwachten. Het effect van de verdunningsnelheid op de algenproductie is minder eenvoudig te beredeneren.

Figuur 1 geeft het effect van de verdunningsnelheid op *steady state* productie en dichtheid van algen in een 30 cm diepe lichtgelimiteerde vijver. Er zijn een aantal curves berekend waarbij een steeds minder sterk gesimplificeerde rekenmethode is gebruikt.

► De grijze lijnen geven de sterkste simplificatie. Verondersteld is hier dat alle licht door de algen wordt ingevangen, en vervolgens met een bepaalde efficiency wordt gebruikt voor groei. Er is dan dus een constante, verdunnings-onafhankelijke algenproductie (linker figuur). De algendichtheid (rechter figuur), stelt zich bij toenemende verdunning in op lagere waarden zodat de hoeveelheid uitgespoelde algen gelijk blijft aan de hoeveelheid geproduceerde algen. Er is gerekend met een fotosynthetische efficiëntie van 4% van PAR (de frequentie van 400 tot 700 nanometer binnen het lichtspectrum, welke organismen kunnen gebruiken om aan fotosynthese te doen), een omzettingscoëfficiënt/omzettingscoëfficiënt van 3,74 gr alg dag⁻¹ watt⁻¹, en een etmaalgemiddelde instraling van 100 W•m⁻² PAR.

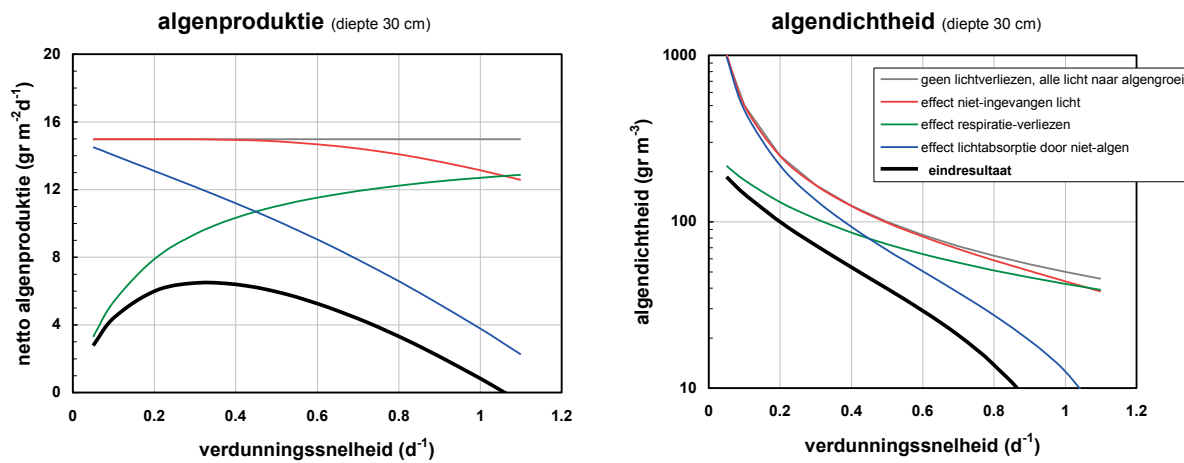
► In werkelijkheid zal een deel van het licht niet door de algen ingevangen worden, maar de bodem bereiken en verloren gaan. Het effect van niet-ingevangen licht is weergegeven met rode lijnen. Het effect is niet groot, en vooral zichtbaar bij de lagere algendichtheden zoals die voorkomen bij hoge verdunningsnelheden. Gerekend is met een algen-extinctie van 0,016 m⁻¹/ (mgChla.m⁻³).

► Een deel van het ingevangen licht zal niet voor groei worden gebruikt, maar voor respiratie en onderhoud. De groene lijnen laten de respiratie-verliezen zien. Het effect van respiratie kan aanzienlijk zijn. Hoe meer algen, hoe meer respiratie. Respiratie-verliezen zijn dus het grootst bij de hogere algendichtheden zoals die voorkomen bij lage verdunningsnelheden. Gerekend is met een respiratie-waarde van 0,18 g g⁻¹ d⁻¹.

► Als laatste factor is het effect van lichtverlies door achtergrondextinctie (absorptie door kleurstoffen, detritus) berekend. De invloed van achtergrond-extinctie is weergegeven met blauwe lijnen. Deze verliezen zijn het grootst bij sterke verdunning. Dan is de algendichtheid relatief laag. De verhouding alg : achtergrond is daardoor ongunstig, en een relatief groot deel van de lichtenergie gaat verloren als gevolg van absorptie door niet-algen. Gerekend is met een in Alkmaar-effluent gemeten achtergrondextinctie (factor voor de uitdoving van licht) van 5 m^{-1} .

► Deze factoren gezamenlijk in rekening gebracht leveren de zwarte lijnen op. Er is een productie-curve met een optimum verdunningssnelheid, in het doorgerekende geval rond $0,3 \text{ d}^{-1}$. Bij lage verdunningssnelheden is de algenproductie verlaagd als gevolg van respiratie-verliezen, bij hoge verdunningssnelheden als gevolg van achtergrond-extinctie. Het effect van niet-ingevangen licht (licht op de bodem) is niet groot.

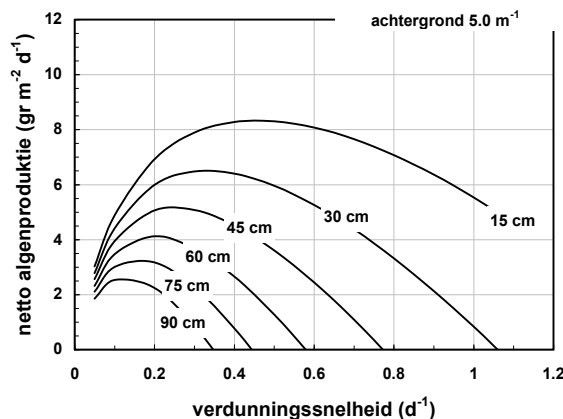
FIGUUR 1 ANALYSE VAN PRODUCTIE EN DICHTHEID VAN ALGEN IN EEN LICHTGELIMITEERDE VIJVER



6.2 DIEPTE

Figuur 2 toont nogmaals de steady state lichtgelimiteerde algenproductie en -dichtheid als functie van de verdunning, maar nu bij verschillende vijverdieptes tussen 15 en 90 cm. Hier zijn steeds de effecten van niet-ingevangen licht, respiratie en achtergrond-extinctie verwerkt. De figuur laat zien dat in het hier doorgerekende geval de hoogste algenproductie, dus in principe ook de hoogste nutriëntverwijdering, bereikt wordt in een ondiepe vijver.

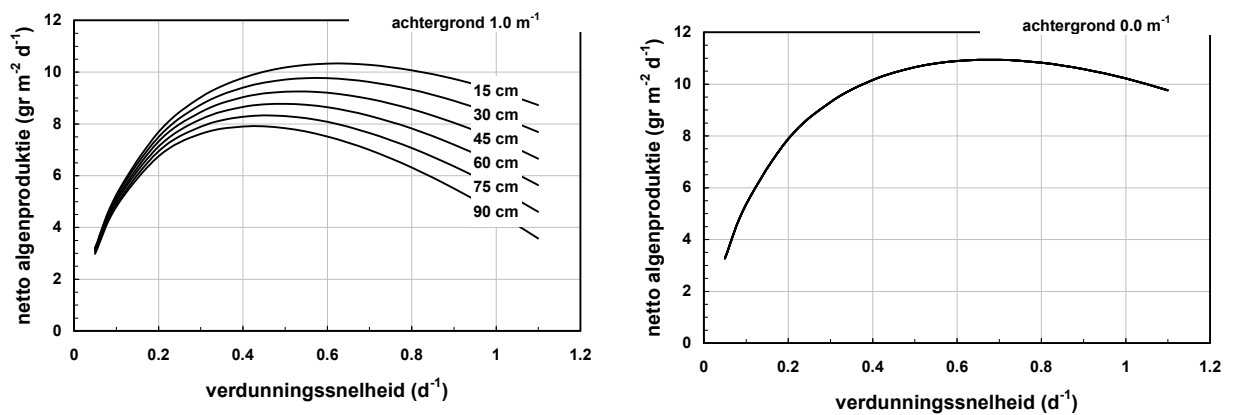
FIGUUR 2 ALGENPRODUCTIE IN EEN LICHTGELIMITEERDE VIJVER ALS FUNCTIE VAN VERDUNNINGSSNELHEID EN DIEPTE



Dat in diepe vijvers een lagere nutriëntverwijdering bereikt kan worden is het gevolg van lichtabsorptie door niet-algen (achtergrond-extinctie). Kleurstoffen en deeltjes in het aangevoerde rwzi-effluent absorberen een deel van het licht, en dat deel kan niet voor algenproductie worden gebruikt. Diepe vijvers hebben lage lichtgelimiteerde algendichtheden, waardoor de verhouding algen : niet-algen ongunstig is.

Figuur 2 is berekend met een achtergrond-extinctie, zoals gemeten in Alkmaar-effluent, van $5,0 \text{ m}^{-1}$. Figuur 3 geeft nogmaals de algenproductie als functie van verdunningssnelheid en diepte, maar nu voor een lagere achtergrond-extinctie en voor het theoretische geval zonder achtergrond. De figuur laat zien dat het diepte-effect geheel het gevolg is van lichtabsorptie door niet-algen.

FIGUUR 3 EFFECT VAN ACHTERGROND-EXTINCTIE OP DE ALGENPRODUCTIE IN EEN LICHTGELIMITEERDE VIJVER.
LINKER FIGUUR: ACHTERGROND-EXTINCTIE $1,0 \text{ M}^{-1}$, RECHTER FIGUUR: ACHTERGROND-EXTINCTIE $0,0 \text{ M}^{-1}$

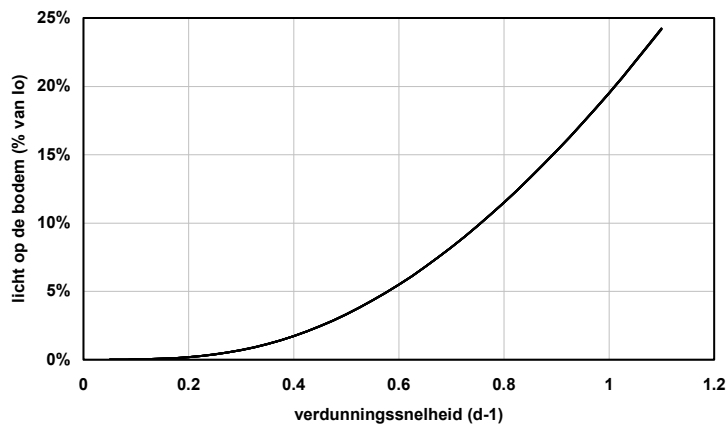


Uit vergelijking van Figuur 2 en Figuur 3 blijkt dat de nutriëntverwijdering van een algenvijver verbeterd kan worden door een deel van de niet-algen vooraf uit het effluent te verwijderen, bv door een filtratie-stap.

6.3 LICHT OP DE BODEM

Met de hier toegepaste rekenwijze kan ook op eenvoudige wijze de lichtintensiteit op de bodem van de vijver worden berekend. Het resultaat staat in Figuur 4.

FIGUUR 4 LICHT OP DE BODEM VAN EEN LICHTGELIMITEERDE VIJVER, UITGEDRUKT ALS % VAN DE LICHTINTENSITEIT AAN HET VIJVEROPPERVLAK (I_0). BIJ ALLE VIJVERDIEPTES WORDT DEZELFDE CURVE GEVONDEN



Licht dat nog niet is ingevangen als het de bodem bereikt kan grotendeels als verloren worden beschouwd, voorzover het althans fotosynthetisch actieve golflengtes betreft. Uit de berekening blijkt dat het percentage bodemlicht in een lichtgelimiteerde vijver onafhankelijk is van de vijverdiepte. Dit fenomeen is ook voor buitenwater beschreven, het wordt de 'fixed bottom light prediction' genoemd⁹⁷. Uit de berekening blijkt dat lichtverlies op de bodem in een lichtgelimiteerde vijver alleen bij hogere verdunningsnelheden een substantiële verliespost gaat vormen.

7

REFERENTIES

- 1 Sheenan J, T Dunahay, J Benemann & P Roessler 1998. A look back at the U.S. Department of Energy's Aquatic Species program – Biodiesel from algae. Golden, CO, National Renewable Energy Institute, 1998, NREL/TP-580-24190, pp. 0-329.
- 2 STOWA 2005. Verkenningen zuiveringstechnieken en KRW. STOWA, Utrecht, rapport 2005-28
- 3 RIZA / STOWA 2006. Quick scan kostenscenario's vergaande zuivering - KRW en RWZI. RWS RIZA / STOWA Lelystad / Utrecht 2006. STOWA rapport 2006-08.
- 4 Wiegant W, A Visser, G Rijs & C Uijterlinde 2006. Wat zijn de denkbare kosten van de KRW voor de rioolwaterzuivering. H2O: 39 (9): 44-47.
- 5 Visser A, L W Hulshoff Pol & G Lettinga 1996. Competition of methanogenic and sulphidogenic bacteria. Water Science & Technology 33 (X): 99-110.
- 6 Scheffer M, S Rinaldi, J Huisman & F J Weissing 2003. Why plankton communities have no equilibrium: solutions to the paradox. Hydrobiologia. 491: 9-18.
- 7 Göksan T & A Zekeriyaoglu 2007. The growth of *Spirulina platensis* in different culture systems under greenhouse conditions. Turkish journal of biology. 31: 47-52.
- 8 Sheenan J, T Dunahay, J Benemann & P Roessler 1998. A look back at the U.S. Department of Energy's Aquatic Species program – Biodiesel from algae. Golden, CO, National Renewable Energy Institute, 1998, NREL/TP-580-24190, pp. 0-329.
- 9 Larsdotter K 2006. Wastewater treatment with microalgae - a literature review. Vatten 62: 31-38.
- 10 Goldman J C 1979. Outdoor mass algal cultures - II. Photosynthetic yield limitations. Water Research 13: 119-136.
- 11 Weissman J C & R P Goebel 1987. Design and analysis of microalgal open pond systems for the purpose of producing fuels. Sole Energy Research Institute, Colorado, Rapport SERI/STR-231 2840, 1987.
- 12 Gates W E & J A Borchardt 1964. Nitrogen and phosphorus extraction from domestic waste water treatment plant effluents by controlled algal culture. Journal of the Water Pollution Control Federation 36: 443-462.
- 13 Hemens J & M H Mason 1968. Sewage nutrient removal by a shallow algal stream. Water Research 2: 277-287.
- 14 Round F E 1965. The Biology of Algae. Edward Arnold, London.
- 15 Lund J W G 1965. The ecology of freshwater phytoplankton. Biological Reviews 14, 231-293.
- 16 Lund J W G 1970. Primary production. Water Treatment and Examination 19, 332-358.

- 17 Ketchum B H & A C Redfield 1949. Some physical and chemical characteristics of algal growth in mass cultures. *Journal of Cellular and Comparative Physiology* 13, 373-381.
- 18 Reynolds C S 2006. *The ecology of Phytoplankton*. Cambridge University Press, Cambridge.
- 19 Mostert E S & J U Grobbelaar 1987. The influence of nitrogen and phosphorus on algal growth and quality in outdoor mass algal cultures. *Biomass* 13: 219-233.
- 20 Halterman S G & D W Toetz 1984. Kinetics of nitrate uptake by freshwater algae, *Hydrobiologia* 114: 209-214.
- 21 Genkai-Kato M 2004. Nutritional value of algae: a critical control on the stability of Daphnia-algal systems, *Journal of Plankton Research* 46: 711-717.
- 22 Redfield A C 1958. The biological control of chemical factors in the environment. *American Scientist* 46, 202-221.
- 23 Corner E D S & A G Davies 1971. Plankton as a factor in the nitrogen and phosphorus cycles in the sea. *Advances in Marine Biology* 9: 101-204.
- 24 Xue H B, W Stumm & L Sigg 1988. The binding of heavy metals to algal surfaces. *Water Research* 22: 917-926.
- 25 Xue H-B & L Sigg 1991. Binding of Cu(II) to algae in metal buffer. *Water Research* 24: 1129-1136.
- 26 Les A & R W Walker 1984. Toxicity and binding of copper, zinc, and cadmium by the blue-green algae. *Chroococcus parisi*. *Water, Air & Soil Pollution* 23: 129-139.
- 27 Kesava-Rao C, C Chinnaray, S N Indamer & A G Utawale 1991. Arsenic content in certain marine brown algae and mangroves from the Goa coast. *Indian Journal of Marine Science* 20: 283-285.
- 28 Chang W C, G S Hsu, S M Chiang & M C Su 2006. Heavy metal removal from aqueous solution by wasted biomass from a combined AS-biofilm process. *Bioresource Technology* 97: 1503-1508
- 29 STOWA 2005. Toekomstige kwantiteit en kwaliteit van zuiveringslib. STOWA, Utrecht, rapport 2005-06
- 30 Donk E van 1983. Factors affecting phytoplankton growth and succession in Lake Maarsseveen. Proefschrift, Universiteit van Amsterdam, 1983.
- 31 Goldman J C 1979. Outdoor mass algal cultures - I. Applications. *Water Research* 13: 1-19.
- 32 Richmond A 1990. Largescale microalgal culture and applications. *progress Phycology Research* 7: 269-329.
- 33 Huntley M E & D G Redalje 2006. CO₂ Mitigation and renewable oil from photosynthetic microbes: a new appraisal. *Mitigation and Adaptation Studies for Global Change* 12: 573-608.
- 34 Fallowfield H J & M K Garrett 1985. The photosynthetic treatment of pig slurry in temperate conditions: a pilot plant study *Agricultural Wastes* 12: 111-136.
- 35 Oswald W J 1988. Micro-algae and wastewater treatment in: *Micro-algal Biotechnology*, M A Borowitzka & L J Borowitzka, eds, CVambridge University Press 1988, pp 5-328.

- 36 Aigner D J, C A K Lovell & P Schmidt 1977. Formulation and estimation of stochastic frontier production function models. *Journal of Econometrics* **6**: 21-37.
- 37 Meeusen W & J van den Broeck 1977. Efficiency estimation from Cobb-Douglas production functions with composed error. *International Economic Review* **18**: 435-444.
- 38 Chaumont D 1993. Biotechnology of algal biomass production: a review of systems for outdoor mass culture. *Journal of Applied Phycology* **5**: 593-604
- 39 Torzillo G, B Pushparaj, F Bocci, W Balloni, R Materassi & G Florenzano 1986. Production of *Spirulina* biomass in closed photobioreactors. *Biomass* **11**: 61-74.
- 40 Cohen E & S Arad 1989 A closed system for outdoor cultivation of *Porphyridium cruentum*. *Biomass* **18**: 59-67.
- 41 Richmond A, S Boussiba, A Vonshak & R Kopel 1993. A new tubular reactor for mass production of microalgal outdoors. *Journal of applied phycology*, **5**: 327-332.
- 42 Weissman J C, R P Goebel & J R Benemann 1988. Photobioreactor design: mixing, carbon utilization and oxygen accumulation. *Biotechnology and bioengineering* **31**: 336-344.
- 43 Chamount, D. Biotechnology of algal biomass production: a review of systems for outdoor mass culture. *Journal of Applied Phycology*, 1993, vol. 5, pp 593-604.
- 44 Tapie P & A Bernardt 1988. Microalgae Production : Technical and Economic Evaluations. *Biotechnology and Bioengineering* **32**: 873-885.
- 45 Canizares R O, A R Dominguez, L Rivas, M C Montes, L Travieso & F Benitez 199X. Free and immobilized cultures of *Spirulina maxima* of swine waste treatment. *Biotechnology Letters* **15**: 321-326.
- 46 Canizares R O, L Rivas, L, M C Montes, A R Dominguez, L Travieso & F Benitez 199X, Aerated swine-wastewater treatment with k-carrageenan-immobilized *Spirulina maxima*. *Bioresource Technology* **47**: 89-91.
- 47 Chevalier P & J de la Noüe 1985. Wastewater nutriënt removal with microalgae immobilized in carrageen. *Enzyme Microbiology and Technology* **7**: 621-624..
- 48 Chevalier P & J de la Noüe 1985. Efficiency of immobilized hyper-concentrated algae for ammonium and orthophosphorus removal from wastewater. *Biotechnology Letters* **7**: 395-400..
- 49 Cordoba L T, E P S Hernandez & P Weiland 1995. Final treatment for cattle manure using immobilized microalgae. I. Study of the support media, *Resources, Conservation and Recycling* **13**: 167-175..
- 50 De la Noüe J & D Proulx 1988. Biological tertiary treatment of urban wastewaters by chitosan-immobilized *Phormidium*. *Applied Microbiology and Biotechnology* **29**: 292-297.
- 51 Craggs R J, W H Adey, K R Jenson, M S St. John, F B Green & W J Oswald 1996. Phosphorus removal from wastewater using an algal turf scrubber. *Water Science and Technology* **33** (7): 191-198..
- 52 Glorius S T, J W Rijstenbil, A Fortuin, E J Poulus & B Palsma. Perifytonfilter in Nederland – onderzoek naar werking en zuiveringsrendement, Royal Haskoning/ Hogeschool Zeeland.

- 53 Meliefste T, G Krijger & T Schomaker. Perifytonfilter in Nederland – Onderzoek naar optimalisatie van stikstof- en fosfaatverwijdering en toepassingsmogelijkheden voor het filter, Royal Haskoning/ Hogeschool Zeeland.
- 54 Lau P S, N F Y Tam, Y S Wong 1997. Wastewater nutriënts (N and P) removal by carrageenan and alginate immobilized *Chlorella vulgaris*. *Environmental Technology* **18**: 945-951.
- 55 Hoffmann J P 1998. Wastewater treatment with suspended and nonsuspended algae. *Journal of Phycology*, **34**: 757-763.
- 56 Jiménez C, B R Cossío & F X Niell 2003. Relationship between physicochemical variables and productivity in open pond for the production of Spirulina: a predictive model for algal yield. *Aquaculture* 221: 331-345.
- 57 Reynolds C S 2006. *The ecology of Phytoplankton*. Cambridge University Press, Cambridge.
- 58 Radmer R, P Behrens & K Arnett 1987. Analysis of the productivity of a continuous algal culture system. *Biotechnology & Bioengineering* 29: 488-492.
- 59 Wiegant W M, J W Mulder & B van der Veer 1994. Toepassing van algen voor nazuivering van afvalwater en behandeling van seizoensgebonden bronnen. *H2O* 27: 726 - 735.
- 60 Guterman H, A Vonshak & S Ben-Yaakov 1990. A macromodel for outdoor mass algal production. *Biotechnology and Bioengineering* 35: 809-819.
- 61 Talbot P, J M Thébault, A Dauta & J de la No é 1991. A comparative study and mathematical modeling of temperature, light and growth of three microalgae potentially useful for wastewater treatment. *Water Research* 25: 446-472.
- 62 Barbosa M J, M Janssen, N Ham, J Tramper & R H Wijffels 2003. Microalgae cultivation in air-lift reactors: modelling biomass yield and growth rate as a function of mixing frequency. *Biotechnology and Bioengineering* 82: 170-179.
- 63 Golueke C G & W J Oswald 1965. Harvesting and processing of sewage-grown planktonic algae. *Journal of the Water Pollution Control Federation* 37: 471-498.
- 64 Staats N H, A Reith, A Mels, J-W Zijffers, R Wijffels, M van Yperen & O Hazewinkel 2005. Toepassen van microalgkweeksystemen. Rapport IVAM projectnr. 5005-03-20-01-021.
- 65 Sukenik A & G Shelef 1984. Algal autoflocculation verification and proposed mechanism, *Biotechnology and bioengineering* **26**: 142-147.
- 66 Lavoie A & J De La Hue 1987. Harvesting of *Scenedesmus obliquus* in wastewaters: Auto- or bioflocculation?, *Biotechnology and bioengineering* **30**: 852-859.
- 67 Danquah M K, L Ang, N Uduman, N Moheimani & G M Forde 2009. Dewatering of microalgal culture for biodiesel production: exploring polymer flocculation and tangential flow filtration. *Journal of chemical technology and biotechnology*, 2009 (in press)
- 68 Rance Bare W F, N B Jones & E Joe 1975. Algae removal using dissolved air flotation, *Journal water pollution control federation* **47**: 153-169.
- 69 Levin G V, J R Clendenning, A Gibor & F D Bogar 1962. Harvesting of algae by froth flotation, *Applied Environmental Microbiology* **10**: 169-175.
- 70 Olaizola M 2003. Commercial development of microalgal biotechnology: from the test tube to the marketplace. *Biomedical Engineering* **20**: 459-466.

- 71 Bosma R, W A van Spronsen, J A Tramper & R H Wijffels 2003. Ultrasound, a new separation technique to harvest microalgae, *Journal of Applied Phycology* **15**: 143-153.
- 72 Li Y, M Horsman, N Wu, C Q Lan & N Dubois-Calero 2008. Biofuels from microalgae, *Biotechnology in Progress* **24**: 815-820.
- 73 Oswald W J 1988. Large scale culture systems: engineering aspects. In: Borowitzka, M, editor. *Microalgal biotechnology*. Cambridge: Cambridge University; 1988, pp 357-392.
- 74 Lincoln E P & J F K Earle 1990. Wastewater treatment with microalgae. In: Akatsuka, I., editor. *Introduction to applied phycology*. Hague (The Netherlands): SPB Academic; 1990, pp 429-446.
- 75 De La Noue J & N De Pauw 1988, The potential of microalgal biotechnology: a review of production and uses of microalgae. *Biotechnology Advances* **6**: 725-770.
- 76 Shelef G 1984. *Microalgae Harvesting and Processing - A literature review*. Subcontract for U.S. Department of Energy Contract No. 0 E-AC02-83CH 10093.
- 77 Knuckey, R.M., Brown, M.R., Robert, R., Frampton, D.M.F. 2006. Production of microalgal concentrates by flocculation and their assessment as aquaculture feeds, *Aquacultural engineering* **35**: 491-515.
- 78 Divakaran, R., Pillai, V.N.S. 2002. Flocculation of algae using chitosan, *Journal of Applied Phycology* **14**: 419-422.
- 80 McGarry M G 1970. Algae flocculation with aluminium sulfate and polyelectrolytes. *Journal Water Pollution Control Federation* **42**: 191-201.
- 81 Dodd J C 1979. Algae production and harvesting from animal wastewaters. *Agricultural Wastes* **1**: 23-37.
- 82 Benemann J R, B L Kopman, D E Weissman & R P Goebel 1980. Development of microalgae harvesting and high rate pond technologies in California. In: G Shelef & C J Soeder, editors. *Algal Biomass*. Amsterdam: Elsevier; 1980, pp 457.
- 83 Moraine R, G Shelef, F Sandbank, Z Bar-moshe & I Shvartzbard 1980. Recovery of sewage born algae: flocculation and centrifugation technique. In: G Shelef & C J Soeder, editors. *Algal Biomass*. Amsterdam: Elsevier; 1980, pp 457.
- 84 Koopman B & E P Lincoln 1983. Autoflotation harvesting of algae from high rate pond effluents. *Agricultural Wastes* **5**: 231-246.
- 85 Lincoln E P 1985. Resource recovery with microalgae. *Archea Hydrobiology* **8**: 257-265.
- 86 Tenney, M.W., Echelberger, W.F., Scheussler, R.G., Pavoni, J.L. Algal flocculation with synthetic organic polyelectrolytes. *Applied Bacteriology*, 1969, vol. 84, pp 108-112
- 87 Bilanovic, D. Shelef, G., Sukenik, A. Flocculation of microalgae with cationic polymers – effects op medium salinity. *Biomass*, 1988, vol. 17, pp 65-76
- 88 Lincoln. E.P., Earle, J.F.K. Wastewater treatment with microalgae. In: Akatsuka, I., editor. *Introduction to applied psychology*. Hague (The Netherlands): SPB Academic; 1990, pp 429-446
- 89 De La Noue, J., De Pauw, N., The potential of microalgal biotechnology: a review of production and uses of microalgae. *Biotechnology Advances*, 1988, vol. 6, pp 725-770

- 90 Levin, G.V., Clendenning, J.R., Gibor, A., Bogar, F.D., Harvesting of algae by froth flotation. *Applied microbiology*, 1962, vol. 10, pp 169
- 91 Torzillo, G., Pushparaj, B., Bocci, F., Balloni, W., Materassi, R., Florenzano, G. Production of *Spirulina* biomass in closed photobioreactors. *Biomass*, 1986, vol. 11, pp 61-74
- 92 Pushparaj, B., Pelosi, E., Torzillo, G., Materassi, R. Microbial biomass recovery using a synthetic cationic polymer. *Bioresource Technology*, 1993, vol. 43, pp 59-62
- 93 Schuessler, R.G., An investigation of the chemical flocculation and autoflocculation of algae. 1976, M.S. thesis, University of Notre Dame, South Bend, IN
- 94 Eisenberg, D.M., Koopman, B., Benemann, J.R., Oswald, W.J. Algal bioflocculation and energy conservation in microalgal sewage ponds, 1981, *Biotechnology and Bioengineering symposium*, vol. 11, pp 429-448
- 95 Levin, G. V., Clendenning, J.R., Gibor, A., Bogar, F.D. 1962. Harvesting of algae by froth flotation, *Applied Environmental Microbiology* **10**: 169-175.
- 96 Bosma, R., Van Spronsen, W.A., Tramper, J., Wijffels, R.H. Ultrasound, a new separation technique to harvest microalgae, *Journal of applied Phycology*, 2003, vol. 15, pp 143-153
- 97 Scheffer M, *Ecology of shallow lakes*, Kluwer Academic Press, Dordrecht, 1998,

DEELSTUDIERAPPORT MODELSTUDIE

INHOUD

1	SAMENVATTING	47
2	INLEIDING	48
2.1	Doelstelling	48
3	MODELBSCHRIJVING	49
3.1	Temperatuurcorrectie	49
3.2	Algengroei	49
3.3	Lichtklimaat	54
3.3.1	Instralingsberekeningen	54
3.3.2	Lichtklimaat onder water	56
3.4	Zuurstofhuishouding en nitrificatie	56
3.5	Kooldioxide en pH	57
4	MODELLERING VAN DE PROEFVIJVERS	59
4.1	Randvoorwaarden	60
4.2	Externe variabelen	60
4.3	Kalibratie	60
4.3.1	Specifieke algenproductie	62
4.3.2	Limitatiefactoren	63
4.3.3	Specifieke algengroei en limitatiefactoren	64
4.4	Geldigheid van het model	66

5	SCENARIO'S	67
5.1	Uitgangspunten	67
5.2	Resultaten	67
	5.2.1 Fosfaatverwijdering	67
	5.2.2 Productiesnelheid	70
5.3	Conclusies	72
6	PARAMETERWAARDEN	73
7	LITERATUUR	75
	BIJLAGE	
1	DUFLOW KWALITEITSMODELBESCHRIJVING	77

1

SAMENVATTING

Voor het project “Effluentpolishing met algentechnologie” is een mathematisch model gemaakt waarmee de algengroei gesimuleerd kan worden. Met dit model kunnen scenario's doorgerekend worden om te bepalen onder welke omstandigheden de algen de meeste nutriënten uit het water verwijderen.

Het model is gebouwd in Duflow. Het berekent de algenconcentraties dynamisch, in korte tijdstappen, op basis van de temperatuur, de hoeveelheid licht onder water en de nutriëntenconcentraties. Het lichtklimaat onder water wordt beïnvloed door de achtergronduitdoving van licht van het water en de concentratie algen in het water en de gemeten lichtinstraling. Door met eigenschappen van het kweekstelsel, zoals diepte en verblijftijd te variëren kunnen de meest geschikte operationele parameters van het kweekstelsel worden bepaald.

De proefvijvers die zijn aangelegd bij rwzi Alkmaar zijn in Duflow gemodelleerd. Van deze vijvers is een aantal scenario's met variërende waterdiepten en verblijftijden doorgerekend. Het effect op de zomergemiddelde concentraties van stikstof en fosfor in het water dat de vijver verlaat is hiermee bepaald. De resultaten van de berekeningen zijn in een aantal grafieken weergegeven waarmee de optimale diepte en verblijftijd voor het behalen van de gewenste concentraties kunnen worden afgelezen.

De resultaten van het model komen overeen met de bevindingen van de pilot-experimenten. De effecten van verandering van de verblijftijd op algengroei en nutriëntenconcentraties komen goed overeen. Experimenten met andere waterdiepten hebben uitgewezen dat de modelvoorspellingen overeenkomen met de werkelijkheid.

In het tweede jaar dat de proefvijvers draaien is het model wederom gebruikt. Het model is opnieuw geijkt op basis van meetresultaten in 2010. Verschillende scenario's zijn doorgerekend om de effecten van diepte, verblijftijd en nutriëntenbelasting te bepalen. Tevens is de groeisnelheid van algen als resultante van variaties in deze parameters bepaald. Deze gegevens zijn gebruikt voor de ontwikkeling van een rekenmodule voor het ontwerp van een full-scale pilotinstallatie.

2

INLEIDING

2.1 DOELSTELLING

In dit rapport worden de resultaten van het deelproject “Modellering” gepresenteerd. Het doel van het deelproject is het ontwikkelen van een computermodel waarmee berekeningen kunnen worden uitgevoerd om de proefinstallatie en het uiteindelijke ontwerp door te kunnen rekenen op effectiviteit en algenproductie.

3

MODELBSCHRIJVING

In dit hoofdstuk komt het algengroei-model aan de orde. De gebruikte modelbeschrijvingen worden besproken en keuzes toegelicht.

3.1 TEMPERATUURCORRECTIE

Biologische en chemische processen zijn sterk afhankelijk van de temperatuur. Processnelheden in het model worden dan ook aan de temperatuur aangepast volgens de gangbare formule (Janse & Aldenberg, 1990):

$$k(T) = k(T_{ref}) * \Theta^{(T-T_{ref})} \quad [1]$$

Waarin:

T	Temperatuur (°C)
T _{ref}	Referentietemperatuur (°C)
k(T)	Processnelheid bij temperatuur T (g.m ⁻³ .d ⁻¹)
k(T _{ref})	Processnelheid bij referentietemperatuur (g.m ⁻³ .d ⁻¹)
Θ	Temperatuurconstante (-).

3.2 ALGENGROEI

In de proefinstallatie komt een onbekend aantal algensoorten voor met onbekende verhouding en bovendien bestaat de mogelijkheid dat deze verhoudingen (sterk) variëren door het jaar heen. Bij het modelleren is echter aangenomen dat er één algensoort aanwezig is. Deze gemodelleerde algensoort is de algensoort die zich het best aan de omstandigheden in de proefvijver aangepast heeft.

De algencentratie wordt beschreven door de bruto productie¹, de respiratie en verliezen door sterfte en afvoer van algen met het effluent van de algenvijver. Omdat de vijver wordt gemengd met behulp van een schoepenrad, worden sedimentatie en resuspensie verwaarloosd.

De algemene formule voor de verandering van de algencentratie is:

$$\frac{dA_C}{dt} = (P(L, T) - R(T) - S) * A_C + \frac{I_{AC} - U_{AC}}{V} \quad [2]$$

1 Brutoproductie is de hoeveelheid aangemaakte biomassa als gevolg van fotosynthese zonder aftrek van verliezen door sterfte en predatie

Waarin:

A_C	Concentratie algenkoolstof (g C.m^{-3})
$P(L, T)$	Brutoproductie bij lichtsterkte L en temperatuur T ($\text{g C.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$)
$R(T)$	Respiratie bij temperatuur T ($\text{g C.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$)
S	Sterfte en andere verliezen ($\text{g C.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$)
I_{AC}	Hoeveelheid algenkoolstof dat compartiment binnenstroomt (g C.d^{-1})
U_{ac}	Hoeveelheid algenkoolstof dat compartiment uitstroomt (g C.d^{-1})
V	Volume van het compartiment (m^3)

De transporttermen in vergelijking [2] worden door Duflow intern afgehandeld en komen niet terug in de procesbeschrijvingen in Duprol, de programmeeromgeving van Duflow waarin de procesbeschrijvingen zijn ingevoerd.

Uitgangspunt voor de berekening van de koolstofassimilatiesnelheid als gevolg van de hoeveelheid licht is de functie zoals beschreven door Smith (Jassby & Platt, 1976):

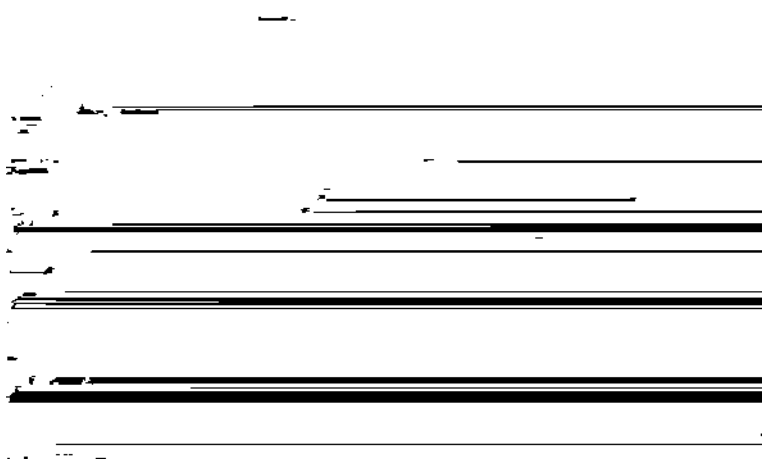
$$P(L, T) = P_{\max, T} * \frac{\alpha * L / P_{\max, T}}{\sqrt{1 + \left(\alpha * L / P_{\max, T} \right)^2}} \quad [3]$$

Waarin:

$P_{\max, T}$	Maximale koolstofassimilatiesnelheid bij temperatuur T ($\text{g C.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$)
L	Lichtintensiteit onder water (W.m^{-2})
α	Lichtomzettingsefficiëntie ($\text{m}^2.\text{W}^{-1}$)

Een grafische weergave van deze formule als functie van de lichtintensiteit staat in Figuur 3.1. Deze formule is gekozen omdat er een analytische oplossing bestaat voor het integreren over de waterdiepte om de totale productie in de waterkolom te berekenen.

FIGUUR 3.1 GRAFISCHE WEERGAVE VAN FORMULE [3]



De instraling over de diepte verandert volgens de wet van Lambert Beer volgens (Ringelberg, 1976):

$$L_Z = \xi * L_0 * e^{-\varepsilon * Z} \quad [4]$$

Waarin:

L_Z Lichtintensiteit op diepte Z (W.m⁻²)

L_0 Lichtintensiteit aan het wateroppervlakte (W.m⁻²)

ξ Correctiefactor voor reflectie aan het wateroppervlak (-)

ε Extinctiecoëfficiënt (m⁻¹)

Z Diepte (m)

Na combinatie van deze formules en integratie over de diepte is de koolstofassimilatie te berekenen als:

$$P_{L,T} = -\frac{1}{Z} * \frac{P_{\max,T}}{\varepsilon} * \ln \left(\frac{e^{-\varepsilon * Z} + \sqrt{e^{-2\varepsilon * Z} + \left(\frac{P_{\max,T}}{\alpha * L_0} \right)^2}}{1 + \sqrt{1 + \left(\frac{P_{\max,T}}{\alpha * L_0} \right)^2}} \right) \quad [5]$$

De productie is sterk afhankelijk van de lichtintensiteit die in de loop van de dag als gevolg van afwisselende beschaduwing door wolken sterk kan variëren. Omdat de instraling niet elk uur is gemeten maar gebruik wordt gemaakt van dagelijkse instralingsmetingen en vanwege de niet-lineaire relatie tussen licht en productie is gekozen voor de beproefde methode van Goudriaan (1977). Bij deze aanpak wordt de lichtintensiteit voor een standaard bewolkte dag en een standaard onbewolkte dag op de bewuste dag, tijdstip en plaats berekend (zie paragraaf 3.3.1). Door deze getallen te vergelijken met de gemeten totale instraling wordt berekend hoeveel tijd er bewolking was en hoeveel tijd niet. Per tijdstap wordt dan een verdeling gemaakt in een gedeelte met bewolking en een gedeelte zonder bewolking. Voor zowel standaard bewolkt weer en standaard onbewolkt weer wordt voor dat tijdstip de productie berekend. De productie wordt dan gewogen gemiddeld aan de hand van het percentage bewolking op het tijdstip van berekening volgens:

$$P_{L,T} = \chi * P_{bd,T} + (1 - \chi) * P_{od,T} \quad [6]$$

Waarin:

χ Fractie van de tijd met bewolking (-)

$P_{bd,T}$ Productie op standaard bewolkte dag bij temperatuur T (d⁻¹)

$P_{od,T}$ Productie op standaard onbewolkte dag bij temperatuur T (d⁻¹)

Door met een tijdstap van een uur of minder te rekenen, wordt het dag-nachtritme van lichtinstraling en productie gesimuleerd.

De waarden van P_{\max} en α zijn erg variabel (Cote en Platt, 1983). Voor *Oscillatoria agardhii* is aangetoond dat de variabiliteit in lichtintensiteit grote veranderingen van beide waarden tot gevolg kan hebben (Post, 1986). Bij een hoge lichtintensiteit hebben algen een lage efficiëntie en bij een lage lichtintensiteit een hoge efficiëntie. Bij overgang van de ene naar de andere lichtintensiteit past de alg zich met een bepaalde snelheid aan. De aanpassingssnelheid kan

bij overgang van een hoge naar een lage lichtintensiteit anders zijn dan bij de overgang van een lage naar een hoge lichtintensiteit.

Of met een hoge of met een lage efficiëntie wordt gerekend hangt af van de lichtgrenswaarde λ . Is de hoeveelheid licht halverwege de waterkolom groter dan λ dan worden P_{\max} en α berekend volgens:

$$P_{\max,t+\Delta t} = (P_{\max,t} - P_{\max,H}) * (kP_{\max}^{LH} * \Delta t) + P_{\max,H} \quad [7]$$

$$\alpha_{t+\Delta t} = (\alpha_t - \alpha_H) * (kEff_{LH} * \Delta t) + \alpha_H \quad [8]$$

Waarin:

Δt	Tijdstap van de berekeningen (d)
$P_{\max,H}$	Maximale productie bij veel licht (d^{-1})
kP_{\max}^{HL}	Aanpassingssnelheid van P_{\max} van weinig licht naar veel licht (d^{-1})
α_H	Maximale lichtomzettingsefficiëntie bij veel licht ($m^2.W^{-1}$)
$kEff_{LH}$	Aanpassingssnelheid van α van weinig licht naar veel licht (d^{-1})

Wordt de hoeveelheid licht lager dan de grenswaarde λ , dan geldt:

$$P_{\max,t+\Delta t} = (P_{\max,t} - P_{\max,L}) * (kP_{\max}^{HL} * \Delta t) + P_{\max,L} \quad [9]$$

$$\alpha_{t+\Delta t} = (\alpha_t - \alpha_L) * (kEff_{HL} * \Delta t) + \alpha_L \quad [10]$$

Waarin:

$P_{\max,L}$	Maximale productie bij weinig licht (d^{-1})
kP_{\max}^{HL}	Aanpassingssnelheid van P_{\max} van veel licht naar weinig licht (d^{-1})
α_L	Maximale lichtomzettingsefficiëntie bij weinig licht ($m^2.W^{-1}$)
$kEff_{HL}$	Aanpassingssnelheid van α van veel licht naar weinig licht (d^{-1})

Hoewel in de realiteit de aanpassing complexer is en er niet een lichtgrenswaarde bestaat, levert deze aanpak een goede benadering van de werkelijkheid op (Vermij, 1992).

Na berekening van de maximale productie bij de heersende temperatuur en lichtintensiteit wordt berekend of stikstof- of fosforlimitatie optreedt. Dit wordt bepaald aan de hand van de interne stikstof- en fosforconcentraties in de algen volgens Riegman (1985). Dit betekent dat algen nog enige tijd kunnen doorgroeien op hun interne nutriëntenvoorraad ook al is de concentratie in het water laag. Worden de concentraties in het water hoog, dan nemen de algen meer op dan zij direct voor hun groei nodig hebben. De maximale interne concentratie van nutriënten in de algen wordt als parameter in het model opgegeven.

De limitatiefactoren worden berekend volgens:

$$M_N = \frac{\Psi_N - \Psi_{N,\min}}{\Psi_{N,\max} - \Psi_{N,\min}} \quad [11]$$

Waarin:

M_N	Limitatiefactor voor nutriënt (N of P) (-)
Ψ_N	Interne nutriënt/koolstofverhouding in alg (g N.g C ⁻¹)
$\Psi_{N,\min}$	Minimale interne nutriënt/koolstofverhouding in alg (g N.g C ⁻¹)
$\Psi_{N,\max}$	Maximale interne nutriënt/koolstofverhouding in alg (g N.g C ⁻¹)

Ook koolstof kan een limiterende factor zijn voor de groei. Bij de berekening van deze limitatie wordt uitgegaan van de concentratie van koolstof (H₂CO₃, HCO₃⁻ en CO₃²⁻) in het water. Deze limitatie wordt berekend volgens de bekende Monod-vergelijking:

$$M_C = \frac{C_{CO_2}}{C_{CO_2} + K_{CO_2}} \quad [12]$$

Waarin:

M_C	Limitatiefactor voor koolstof (-)
C_{CO_2}	Concentratie koolstof als kooldioxide in het water (g.m ⁻³)
K_{CO_2}	Monod-constante koolstofopname (g.m ⁻³)

De uiteindelijke limitatie wordt is het minimum van M_N , M_P en M_C .

Voor de stikstof- en fosforconcentraties in de algen wordt een aparte massabalans bijgehouden. Opname van stikstof en fosfor door de algen is afhankelijk van de interne nutriënt/koolstofverhouding en de concentratie van het nutriënt in het oppervlaktewater (Riegman, 1985):

$$O_N = \frac{\Psi_{N,\max} - \Psi_N}{\Psi_{N,\max} - \Psi_{N,\min}} * O_{N,\max,T} * \frac{N_{NH_4+NO_3}}{N_{NH_4+NO_3} + K_N} \quad [13]$$

Waarin:

O_N	Opname van stikstof (g N.g C ⁻¹ .d ⁻¹)
$N_{NH_4+NO_3}$	Concentratie voor algen opneembaar stikstof in het water (g N.m ⁻³)
K_N	Monod-constante voor N-opname (g N.m ⁻³)

Voor fosfor geldt een analoge formule.

Voor stikstof geldt dat de algen een voorkeur (kunnen) hebben voor ammonium boven nitraat. In het model is aan te geven in hoeverre dit het geval is. De verdeling tussen ammonium en nitraat wordt berekend volgens:

$$F_{NH_4} = \Theta_{NH_4} * \frac{NH_4}{NH_4 + K_N} \quad [14]$$

$$O_{NH_4} = F_{NH_4} * O_N \quad [15]$$

$$O_{NO_3} = (1 - F_{NH_4}) * O_N \quad [16]$$

Waarin:

Θ_{NH_4}	Voorkeursfactor voor ammonium boven nitraat (-)
F_{NH_4}	Verdelingsfactor tussen ammonium en nitraat (-)
NH_4	Ammoniumconcentratie (g N.m ⁻³)

3.3 LICHTKLIMAAT

3.3.1 INSTRALINGSBEREKENINGEN

Aan de hand van het dagnummer en het tijdstip wordt een zonhoogte berekend. Hieruit volgen waarden voor de instraling bij zowel een standaard bewolkte dag als een standaard onbewolkte dag (Goudriaan, 1977). Door de gemeten instraling te vergelijken met de dagsom van de berekende instralingen per uur van een standaard bewolkte en een standaard onbewolkte dag, wordt het percentage bewolking berekend. Dit percentage wordt gebruikt voor het berekenen van de brutoproductie van de algen (zie paragraaf 3.2). Onderstaande berekeningen worden niet binnen het Duflo model uitgevoerd, maar de berekende dagsom van de instraling op een standaard bewolkte en een standaard onbewolkte dag moeten worden ingevoerd als externe variabelen.

$$FacRad = \pi / 180 \quad [17]$$

$$FacDeg = 180 / \pi \quad [18]$$

$$\lambda = 52,0 * FacRad \quad [19]$$

$$\delta = -23,4 * FacRad * \cos\left(\frac{2\pi * (D + 10)}{365}\right) \quad [20]$$

Waarin:

D	Dagnummer
---	-----------

Voor elk uur wordt een zonhoogte berekend volgens:

$$\text{SinSh} = \sin(\lambda) * \sin(\delta) + \cos(\lambda) * \cos(\delta) * \cos\left(2\pi * \frac{h+12}{24}\right) \quad [21]$$

$$\text{CosSh} = \sqrt{1 + \text{SinSh}^2} \quad [22]$$

$$\text{ZH} = \arctan\left(\frac{\text{SinSh}}{\text{CosSh}}\right) * \text{FacDeg} \quad [23]$$

Waarin:

ZH Zonhoogte (°)

h Uur van de dag (u)

Vervolgens wordt volgens Tabel 3.1 bepaald welke instraling bij de berekende zonhoogte hoort voor zowel een standaard bewolkte als een standaard onbewolkte dag.

TABEL 3.1

INSTRALING OP EEN STANDAARD BEWOLKTE DAG EN EEN STANDAARD ONBEWOLKTE DAG BIJ VERSCHILLENDE ZONHOOGTES

Zonhoogte graden	Instraling standaard bewolkte dag W.m ⁻²	Instraling standaard onbewolkte dag W.m ⁻²
0	0	0
5	6	29
15	26	130
25	45	224
35	64	318
45	80	400
55	94	470
65	105	523
75	112	558
90	116	581

Voorts wordt er een optelsom gemaakt van de totale instraling over de hele standaard bewolkte en onbewolkte dag:

$$L_{bd} = \sum 3600 * L_{bd,h} * 1,7 \quad [24]$$

$$L_{od} = \sum 3600 * L_{od,h} * 2,0 \quad [25]$$

Waarin:

L_{bd} Instraling op een standaard bewolkte dag (J.m⁻².d⁻¹)

$L_{bd,h}$ Instraling op uur h op een standaard bewolkte dag (W.m⁻²)

L_{od} Instraling op een standaard onbewolkte dag (J.m⁻².d⁻¹)

$L_{od,h}$ Instraling op uur h op een standaard onbewolkte dag (W.m⁻²)

De factoren 1,7 en 2,0 zijn frequentiebandcorrectiefactoren (De Wit, 1965).

Uit de gemeten instraling en de hierboven berekende instralingen wordt het percentage bewolking berekend:

$$\chi = \frac{L_{od} - L_{gem}}{L_{od} - L_{bd}} \quad [26]$$

Waarin:

L_{gem} Gemeten instraling (J/m .dag)

Waarbij χ altijd tussen 0 en 1 moet liggen.

Door op de hierboven beschreven wijze de lichtinstraling te berekenen wordt het jaarritme van instraling gesimuleerd.

3.3.2 LICHTKLIMAAT ONDER WATER

In paragraaf 3.2 is uiteengezet hoe de primaire productie wordt berekend aan de hand van de hoeveelheid licht onder water. De extinctiecoëfficiënt uit vergelijkingen [4] en [5] wordt berekend uit de achtergrondextinctie van het effluentwater (met daarin opgeloste en zwevende delen) en de concentratie aan chlorofyl-a in de algen:

$$\mathcal{E} = \mathcal{E}_a + a_{chl} * Chl \quad [27]$$

Waarin:

\mathcal{E}_a Achtergrondextinctie van het effluentwater (m^{-1})

a_{chl} Specifieke extinctie van chlorofyl-a ($l \cdot \mu g^{-1} \cdot m^{-1}$)

Chl Concentratie chlofofyl-a ($\mu g \cdot l^{-1}$)

Aangenomen wordt dat de verhouding tussen algenkoolstof en chlorofyl-a in de algenbio-massa constant is. Deze verhouding wordt als parameterwaarde in het model opgegeven.

3.4 ZUURSTOFHUISHOUDING EN NITRIFICATIE

Zuurstof wordt geproduceerd tijdens de koolstofassimilatie (fotosynthese) door algen en geconsumeerd door algen (respiratie), mineralisatie van organisch materiaal en nitrificatie (omzetting van ammonium in nitraat). Tevens is er uitwisseling van zuurstof met de atmosfeer. Bij een onderverzadiging diffundeert zuurstof vanuit de atmosfeer het water in en bij een oververzadiging gebeurt het omgekeerde.

Voor de zuurstofproductie bij de koolstofassimilatie wordt uitgegaan van 1 mol O_2 -productie per mol vastgelegd koolstof. Bij respiratie gebeurt het omgekeerde. Bij nitrificatie wordt per mol genitrificeerd ammonium twee mol zuurstof verbruikt.

De verzadigingsconcentratie zuurstof is afhankelijk van de temperatuur en wordt berekend volgens (Tchobanoglous & Schroeder, 1987):

$$O_{2,verz,T} = -7,588E - 5 * T^3 + 7,823E - 3 * T^2 - 0,402 * T + 14,59 \quad [28]$$

Waarin:

$O_{2,verz,T}$ Verzadigingsconcentratie in het water van zuurstof bij temperatuur T (g.m⁻³)
 T Temperatuur van het water (°C)

De stofoverdracht tussen atmosfeer en water wordt in waterkwaliteitsmodellen meestal afhankelijk gesteld van windsnelheid (stagnante wateren) of stroomsnelheid (stromende wateren). Het algenkweekstelsel dat met dit model gesimuleerd gaat worden heeft een constante stroomsnelheid door de beweging van het schoepenrad en heeft weinig beïnvloeding door de wind. Daarnaast zorgt het schoepenrad voor een grote en constante stofuitwisseling. Daarom is gekozen voor een eenvoudige benadering van de stofoverdracht tussen atmosfeer en water en deze te benaderen middels een door de gebruiker op te geven constante:

$$K_{L,T} = \frac{K_{L,20} * \Theta_R^{(T-T_{ref})} * (O_{2,verz,T} - O_2)}{Z} \quad [29]$$

Waarin:

$K_{L,T}$ Stofoverdracht bij temperatuur T (g.m⁻³.d⁻¹)
 $K_{L,20}$ Stofoverdrachtscoëfficiënt (reaëratieconstante) bij 20 graden (m.d⁻¹)

3.5 KOOLDIOXIDE EN PH

De kooldioxideconcentratie in het water wordt bepaald door de opname door algen bij de koolstofassimilatie, productie door respiratie en door uitwisseling met de atmosfeer.

De uitwisseling met de atmosfeer gaat analoog aan die van zuurstof (vergelijking [29]). De verzadigingsconcentratie van opgelost koolzuur en zijn derivaten bicarbonaat en carbonaat wordt berekend als volgt (Van Gils et al., 1993):

$$C_{CO_2,verz} = 10^6 * P_{CO_2} * 10^{C_1} \quad [30]$$

$$C_1 = - \left(\frac{-2385,73}{T_a} + 14,018 - 0,0153 * T_a + R_{ion} * (0,286 - 0,617 * 10^{-5} * T_a) \right) \quad [31]$$

Waarin:

$C_{CO_2,verz}$ Verzadigingsconcentratie CO₂ (g.m⁻³)
 C_1 Constante (-)
 R_{ion} Ionsterkte (0,0147)
 P_{CO_2} Partiële gasdruk van koolzuurgas in de atmosfeer (0,000316 atm)
 T_a Absolute temperatuur (°K)

Als algen een CO_2 -molekuul opnemen uit het water, komt er, afhankelijk van de vorm waarin CO_2 aan het water wordt onttrokken, geen, één of twee OH^- -ionen vrij. De pH van het water bepaalt de verdeling tussen H_2CO_3 , HCO_3^- en CO_3^{2-} (Tchobanoglous & Schroeder, 1987).

$$F_{\text{CO}_3^{2-}} = \frac{K_1 * K_2}{[\text{H}^+] * ([\text{H}^+] + K_1) + K_1 * K_2} \quad [32]$$

$$F_{\text{HCO}_3^-} = \frac{K_1 * (1 - F_{\text{CO}_3^{2-}})}{[\text{H}^+] + K_1} \quad [33]$$

$$F_{\text{H}_2\text{CO}_3} = 1 - F_{\text{CO}_3^{2-}} - F_{\text{HCO}_3^-} \quad [34]$$

Waarin:

$F_{\text{CO}_3^{2-}}$	Fractie CO_3^{2-} (-)
$F_{\text{HCO}_3^-}$	Fractie HCO_3^- (-)
$F_{\text{H}_2\text{CO}_3}$	Fractie H_2CO_3 (-)
$[\text{H}^+]$	Concentratie H^+ -ionen (mol.l^{-1})
K_1	Evenwichtsconstante 1 (mol.l^{-1})
K_2	Evenwichtsconstante 2 (mol.l^{-1})

De verandering van de OH^- concentratie wordt dan berekend volgens:

$$d\text{OH} = \frac{-\left(2 * F_{\text{CO}_3^{2-}} + F_{\text{HCO}_3^-}\right) * d\text{CO}_2}{44000}$$

Waarin:

$d\text{OH}$	Verandering van de OH^- concentratie (mol.l^{-1})
$d\text{CO}_2$	Verandering van de CO_2 -concentratie (mg.l^{-1})

4

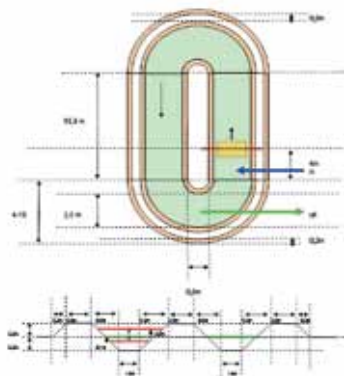
MODELLERING VAN DE PROEFVIJVERS

In de zomer van 2009 zijn twee proefvijvers aangelegd bij de rioolwaterzuiveringsinstallatie van Alkmaar. Met deze vijvers zijn praktijkexperimenten uitgevoerd waarover in een ander document wordt gerapporteerd. Deze proefvijvers zijn gebruikt om het algenmodel te kalibreren, te valideren en om scenario's door te rekenen om de effectiviteit van nutriëntenverwijdering te maximaliseren.

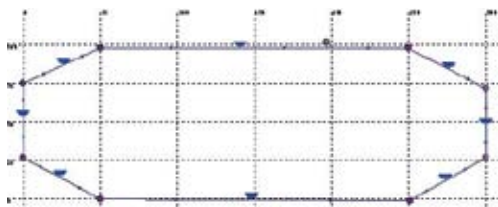
In dit hoofdstuk wordt ingegaan op de schematisatie van het model en de resultaten van kalibratie en validatie.

Figuur 4.1 geeft een overzicht van de opbouw en de maten van de proefvijvers. Deze tekening is als basis gebruikt voor de schematisatie in Duflow. Figuur 4.2 laat zien hoe de proefvijver in Duflow is geschematiseerd.

FIGUUR 4.1 BOVEN- EN ZIJAAZICHT VAN DE PROEFVIJVERS



FIGUUR 4.2 SCHEMATISATIE VAN DE PROEFVIJVER IN DUFLOW. DE BOLLETJES ZIJN REKENKNOOPPUNTEN, DE BAKJES DWARSDOORSNEDEN EN DE LIJNEN DE VERBINDINGEN TUSSEN DE KNOOPPUNTEN



4.1 RANDVOORWAARDEN

Het model kent één randvoorwaarde: de kwaliteit en kwantiteit van het effluentwater van de rwzi dat aan de algenvijver wordt toegevoegd. Het debiet en een aantal stoffen zijn in dit water gemeten en deze meetwaarden zijn als randvoorwaarde opgenomen. Het gaat dan om: pH (en daaruit OH), NH_4^+ , NO_3^- , opgelost P, totaal-P (en daaruit particulier P). De overige randvoorwaarden zijn geschat.

4.2 EXTERNE VARIABELEN

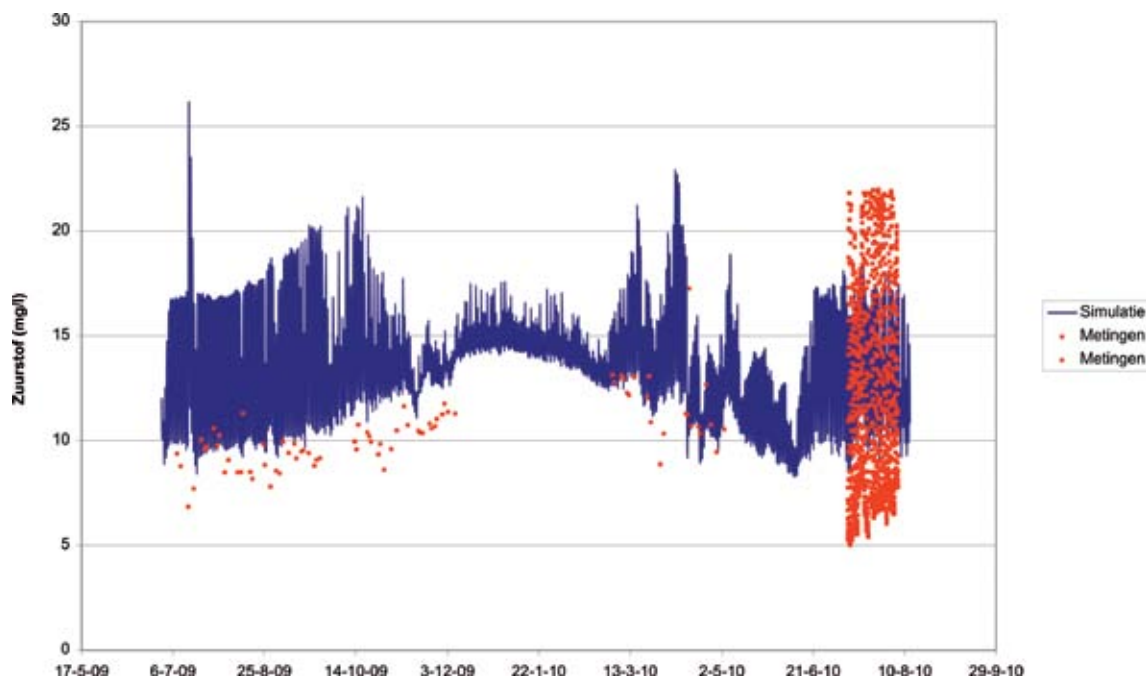
Er zijn de volgende externe variabelen: dagsom instraling, daglengte, temperatuur, N-belasting en P-belasting. De dagsom van de instraling is afkomstig van het KNMI (weerstation Wijk aan Zee). De temperatuur is gemeten in de vijver. De N-belasting is gezet op $0,011 \text{ g N.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$. Dit is de gemiddelde atmosferische depositie van stikstof in Nederland. De P-belasting is gezet op $0 \text{ g P.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$.

4.3 KALIBRATIE

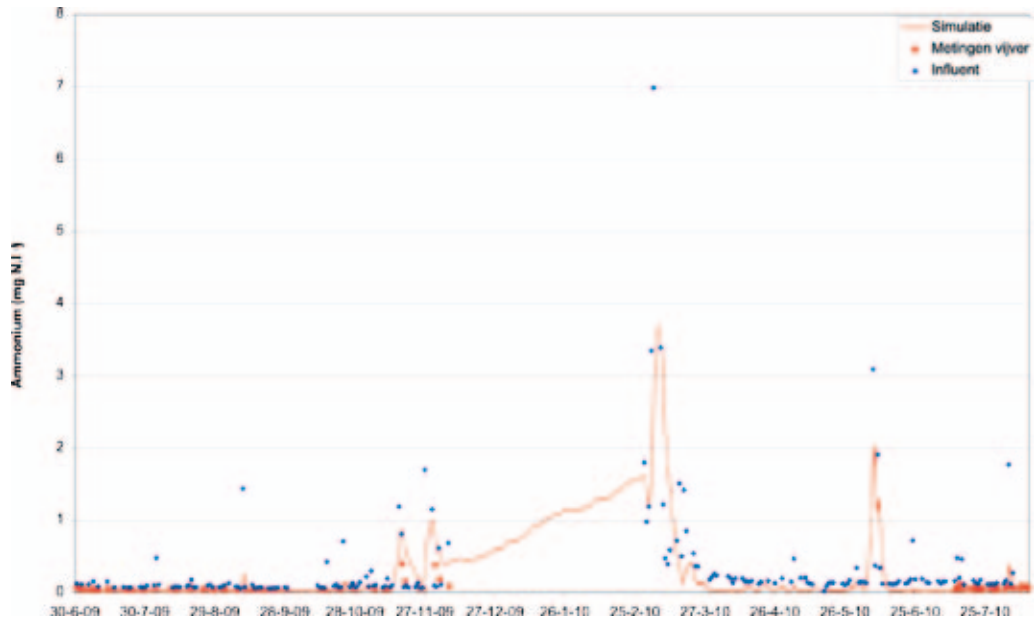
Als uitgangspunt is begonnen met parameterwaarden zoals deze in de literatuur worden gevonden. Het model is gekalibreerd op meetwaarden in de vijver van O_2 , NH_4^+ , NO_3^- , ortho-P, en algen.

Onderstaande grafieken laten de simulatieresultaten en de meetwaarden zien. De bijbehorende parameterwaarden zijn vermeld in hoofdstuk 6.

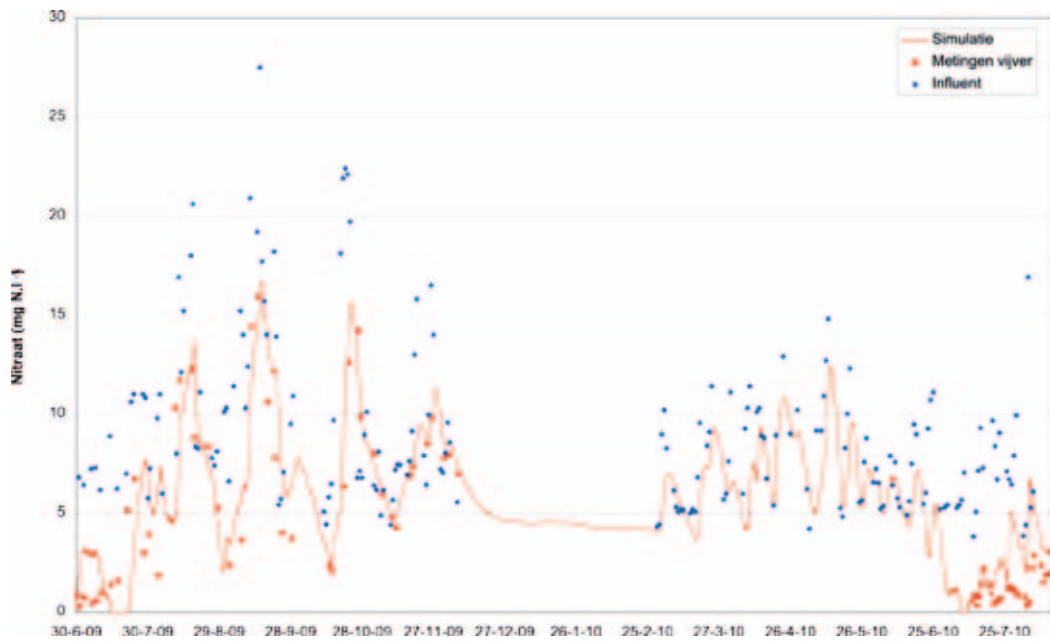
FIGUUR 4.3 GEMETEN EN GESIMULEERDE CONCENTRATIES VAN ZUURSTOF



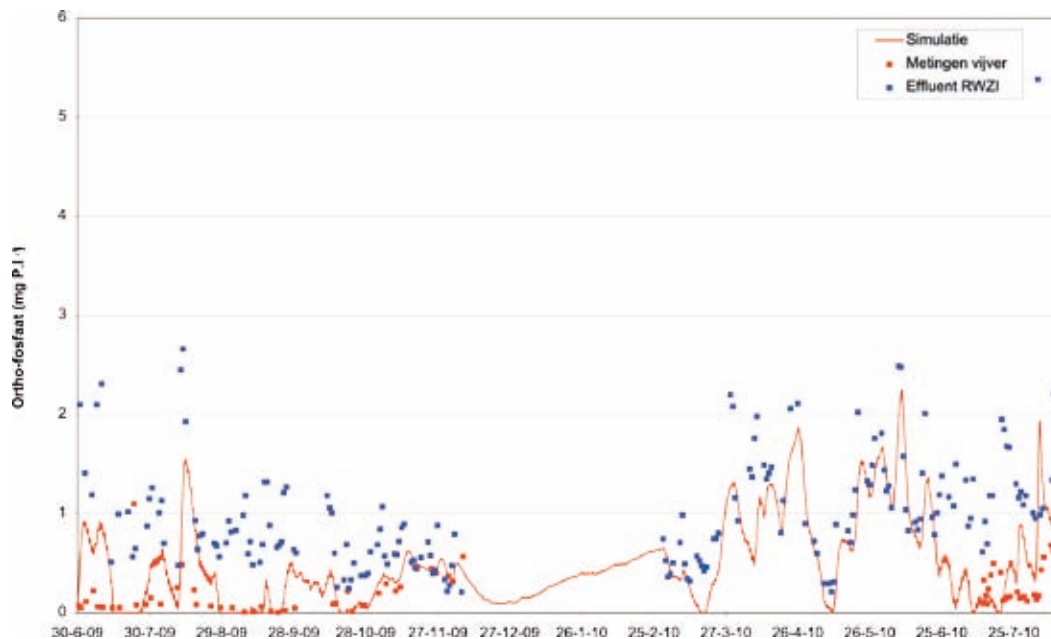
FIGUUR 4.4 GEMETEN EN GESIMULEERDE CONCENTRATIES VAN AMMONIUM



FIGUUR 4.5 GEMETEN EN GESIMULEERDE CONCENTRATIES VAN NITRAAT



FIGUUR 4.6 GEMETEN EN GESIMULEERDE CONCENTRATIES VAN ORTHO-FOSFAAT



FIGUUR 4.7 GESIMULEERDE EN GEMETEN CONCENTRATIES VAN ALGEN



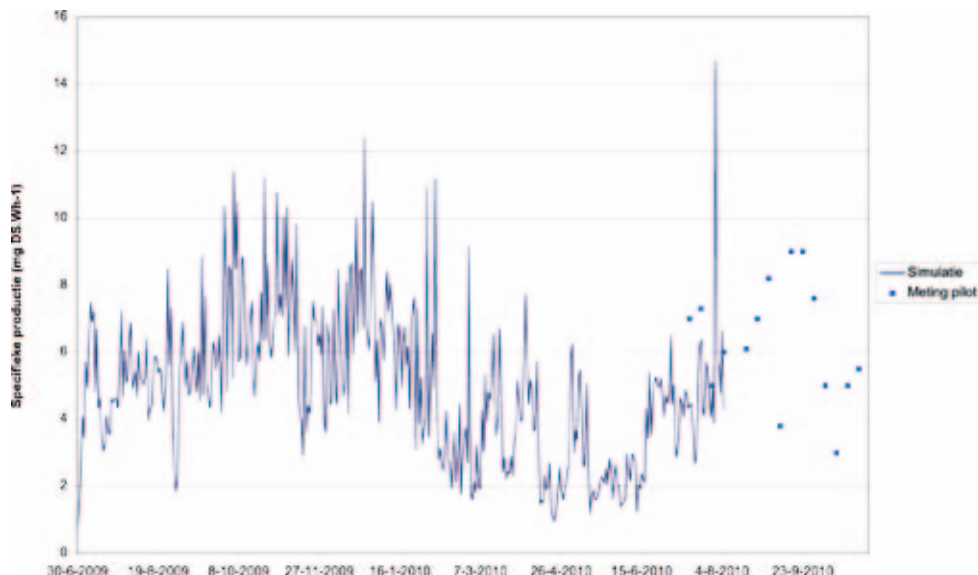
In de grafieken is terug te zien wanneer het inkomende debiet in de algenvijver sterk toeneemt. Deze toename heeft een afname van de algenconcentratie tot gevolg, omdat de groei van de algen de uitspoeling niet kan compenseren. Hierdoor nemen de concentraties van nutriënten toe.

4.3.1 SPECIFIEKE ALGENPRODUCTIE

In de rapportage over het pilotonderzoek in 2010 is de specifieke algenproductie weergegeven in mg drooggewicht per Wattuur. In de pilot bleek deze productie gemiddeld rond 7 mg DS.Wh⁻¹ te liggen.

In Figuur 4.8 is de berekende specifieke algenproductie weergegeven zoals berekend voor de kalibratieperiode. De punten geven de waarden weer uit de rapportage over het pilot-onderzoek.

FIGUUR 4.8 MET HET MODEL BEREKENDE SPECIFIEKE ALGENPRODUCTIE

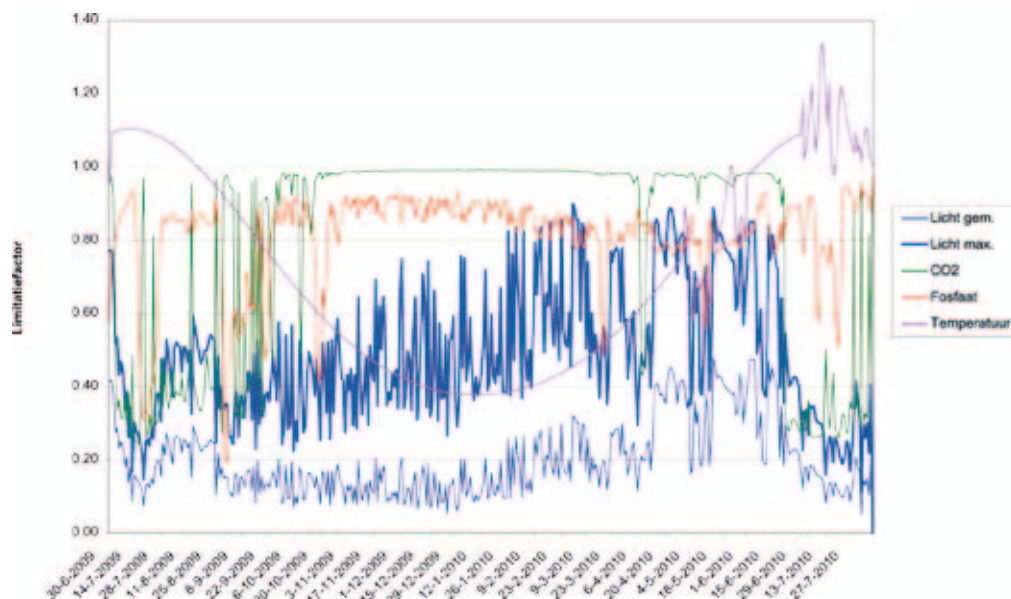


4.3.2 LIMITATIEFACTOREN

Zoals in hoofdstuk 3 is beschreven, rekt het model met limitatiefactoren. Een limitatiefactor beschrijft hoe het tekort aan een stof, licht of temperatuur de groei van de algen remt. Hoe lager een limitatiefactor, hoe lager de algengroei. In Figuur 4.9 zijn de limitatiefactoren van licht, CO₂, fosfaat en temperatuur weergegeven. De limitatiefactor van stikstof is niet weergegeven, omdat stikstof nooit groeilimiterend wordt.

De figuur laat zien dat licht meestal de limiterende groeifactor is. In de zomermaanden wordt CO₂ vaak groeilimiterend en in de winter de temperatuur. Bij een lage fosfaatbelasting kan ook fosfaat groeilimiterend worden.

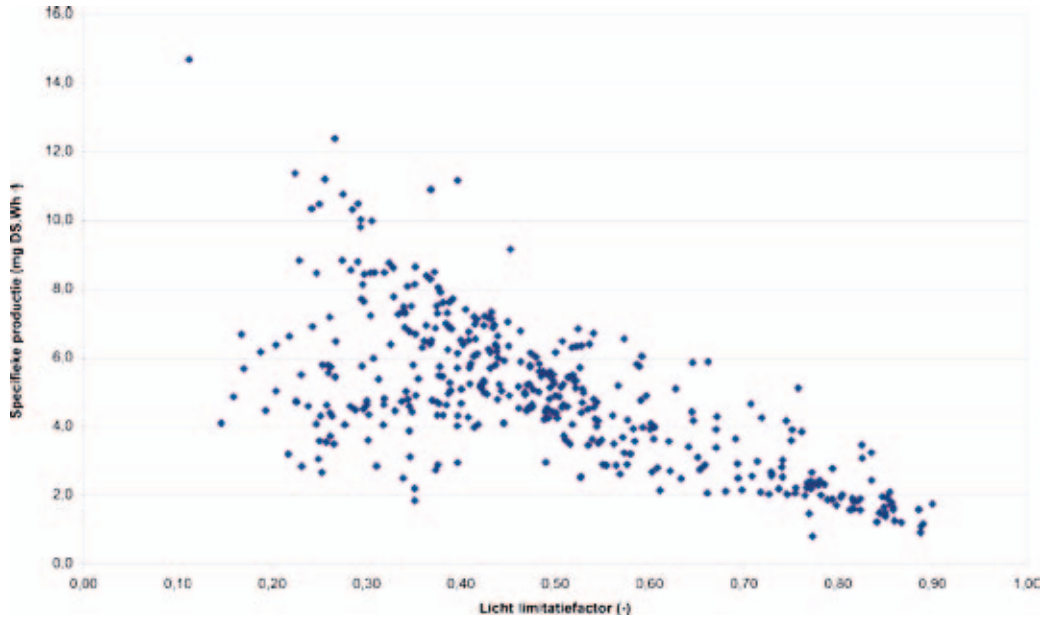
FIGUUR 4.9 LIMITATIEFACTOREN. LICHT GEM. IS DE DAGGEMIDDELTE LICHTLIMITATIEFACTOR, LICHT MAX DE LIMITATIEFACTOR TIJDENS HET LICHTSTE DEEL VAN DE DAG



4.3.3 SPECIFIEKE ALGENGROEI EN LIMITATIEFACTOREN

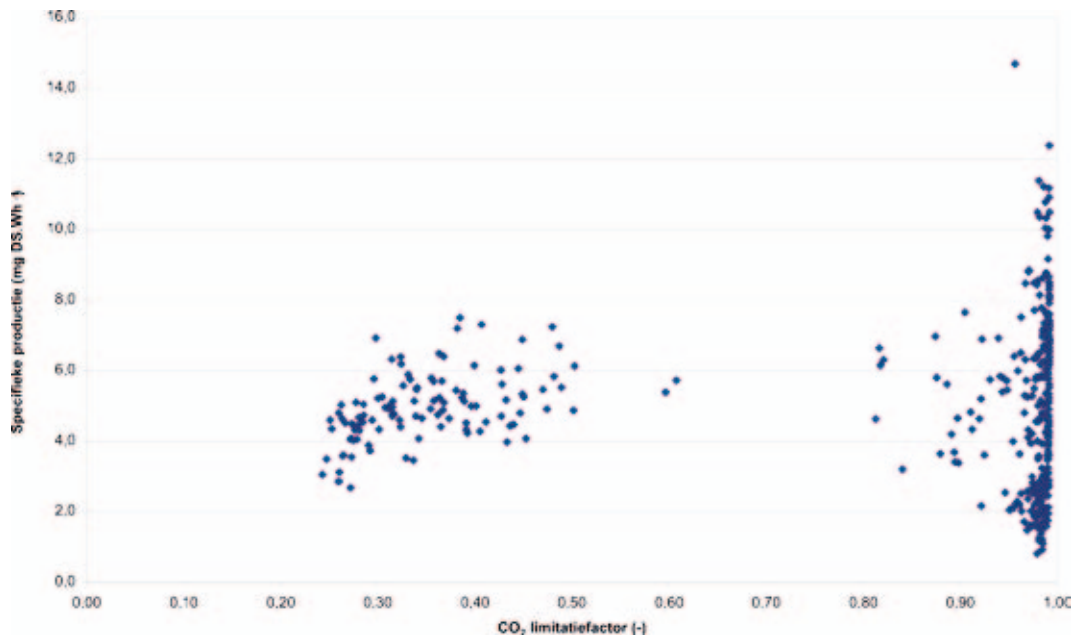
Figuur 4.8 laat zien dat de specifieke productie niet constant is, maar varieert in de tijd. In de volgende figuren is de specifieke productie afgezet tegen de limitatiefactoren, zodat duidelijk wordt hoe de specifieke productie afhangt van tekorten van licht, CO₂, fosfaat of een lage temperatuur. Elk punt geeft de situatie weer van een dag uit de kalibratiereeks.

FIGUUR 4.10 SPECIFIEKE PRODUCTIE ALS FUNCTIE VAN DE LICHT-LIMITATIEFACTOR



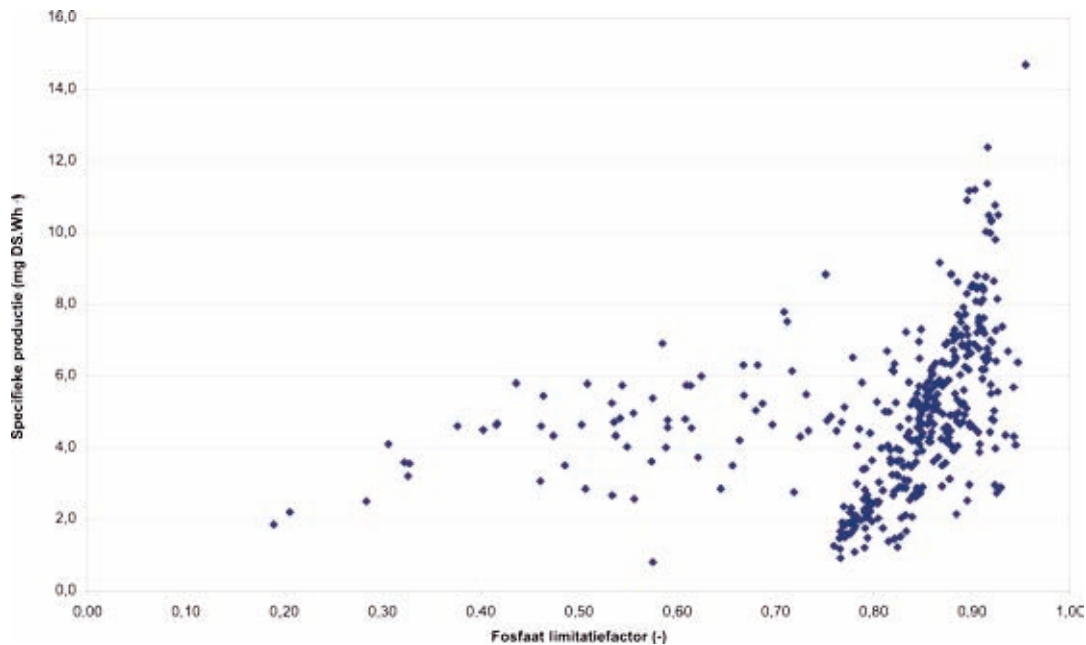
Figuur 4.10 laat zien dat de specifieke productie over het algemeen hoger wordt bij lagere lichthoeveelheden. Dit is te verklaren uit het feit dat de algen het licht efficiënter benutten naarmate er minder aanwezig is.

FIGUUR 4.11 SPECIFIEKE PRODUCTIE ALS FUNCTIE VAN DE CO₂-LIMITATIEFACTOR



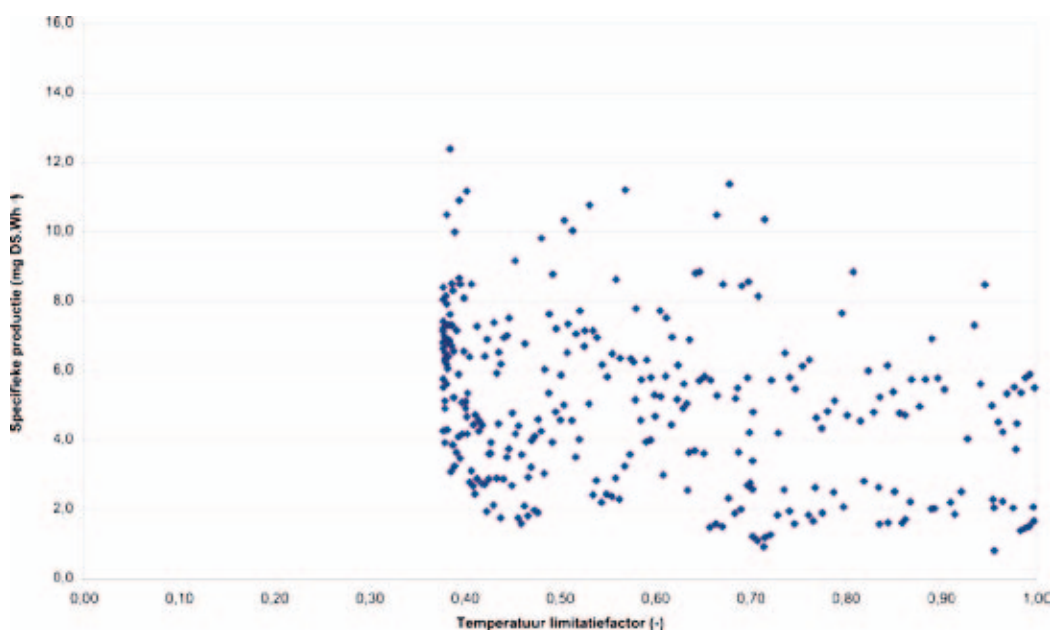
In Figuur 4.11 is te zien dat CO_2 meestal niet limiterend is, maar dit (in de zomer) wel kan worden. Er is geen sterk verband tussen CO_2 limitatie en de specifieke productie. Een sterke CO_2 -limitatie kan de specifieke productie verlagen. Toevoer van CO_2 in de vijver kan dan een productieverhogend effect hebben.

FIGUUR 4.12 SPECIFIEKE PRODUCTIE ALS FUNCTIE VAN DE FOSFAAT-LIMITATIEFACTOR



Fosfaatlimitatie kan de specifieke productie verlagen, zoals in Figuur 4.12 is te zien. Bij een sterke fosfaatlimitatie kan de specifieke productie dalen tot onder 2 mg DW.Wh⁻¹.

FIGUUR 4.13 SPECIFIEKE PRODUCTIE ALS FUNCTIE VAN DE TEMPERATUUR-LIMITATIEFACTOR



Er is geen verband tussen de temperatuur-limitatiefactor en de specifieke productie, zoals te zien is in Figuur 4.13.

De specifieke productie kan een belangrijke parameter zijn in het ontwerpen van een algenvijver. Er dient echter rekening mee te worden gehouden dat deze parameter geen constante is, zoals blijkt uit de hiervoor gepresenteerde grafieken. De specifieke productie hangt af van de lichtintensiteit (hoger bij lage lichtintensiteiten) en eventuele groei-limitatie door vooral CO₂ of nutriënten.

4.4 GELDIGHEID VAN HET MODEL

Elk model is geldig binnen bepaalde grenzen van (externe en interne) variabelen. De geldigheid van een model hangt af van de geldigheid van de onderliggende formules en van de dataset waarop het model is geïkt.

De formules die in dit algenmodel zijn gebruikt, zijn afgeleid voor algengroei onder veldomstandigheden en in het laboratorium. De geldigheid van deze formules wordt in de betreffende literatuur niet (altijd) expliciet genoemd. Zij zijn echter ontwikkeld voor de beschrijving van algengroei onder omstandigheden in de gematigde streken en aangenomen mag worden dat de geldigheid zich minimaal hiertoe beperkt. Dit betekent dat het model algengroei goed beschrijft onder verschillende in Nederland geldende licht- en temperatuuromstandigheden en onder oligotrofe tot hypertrofe omstandigheden.

Het model is gecalibreerd op de meetresultaten in de pilot. Dit betekent dat de geldigheid van het model zich strikt genomen beperkt tot de weersomstandigheden, diepten, debieten, nutriëntbelastingen en -concentraties die tijdens deze calibratieperiode in de vijver voordeden. Hiervoor wordt verwezen naar de deelrapportages over het pilotonderzoek. Enige extrapolatie naar gebieden buiten de calibratie-intervallen is mogelijk, maar bedacht moet worden dat het model onbetrouwbaarder wordt naarmate externe variabelen verder van de calibratie-intervallen afliggen. Bekijk dergelijke scenario's daarom altijd met een kritisch oog.

5

SCENARIO'S

5.1 UITGANGSPUNTEN

Met het algenmodel zijn 45 verschillende scenario's doorgerekend. Bij elk scenario is het model doorgerekend met weergegevens van de periode 30 juni 2009 tot en met 13 augustus 2010. Er is gevarieerd met diepte, debiet en concentraties van nutriënten in het influent van de vijvers. Elk scenario heeft daardoor een unieke combinatie van diepte, verblijftijd, oppervlaktebelasting en nutriëntenbelasting. Er is gerekend met debieten van tussen 6 en 27 m³.d⁻¹, met dieptes tussen 10 en 60 cm en met influentconcentraties van 5 mg N/l en 0,5 mg P/l, 10 mg N/l en 1 mg P/l en de concentraties die gemeten zijn in het influent van de vijvers gedurende de proefperiode (gemiddeld 9,98 mg N/l en 1,49 mg P/l).

De overige parameters zoals lichtinstraling en temperatuur zijn bij alle doorgerekende scenario's gelijk gehouden. In de grafieken in dit hoofdstuk is elk punt het resultaat van een scenarioberekening. Als belangrijke uitvoerparameters worden gebruikt de zomergemiddelde nutriëntenconcentraties, zomergemiddelde nutriëntenverwijdering en algenproductie.

Doel van de scenarioberekeningen is het extraheren van enkele richtgetallen en eenvoudige rekenregels die gebruikt kunnen worden in het ontwerpinstrument.

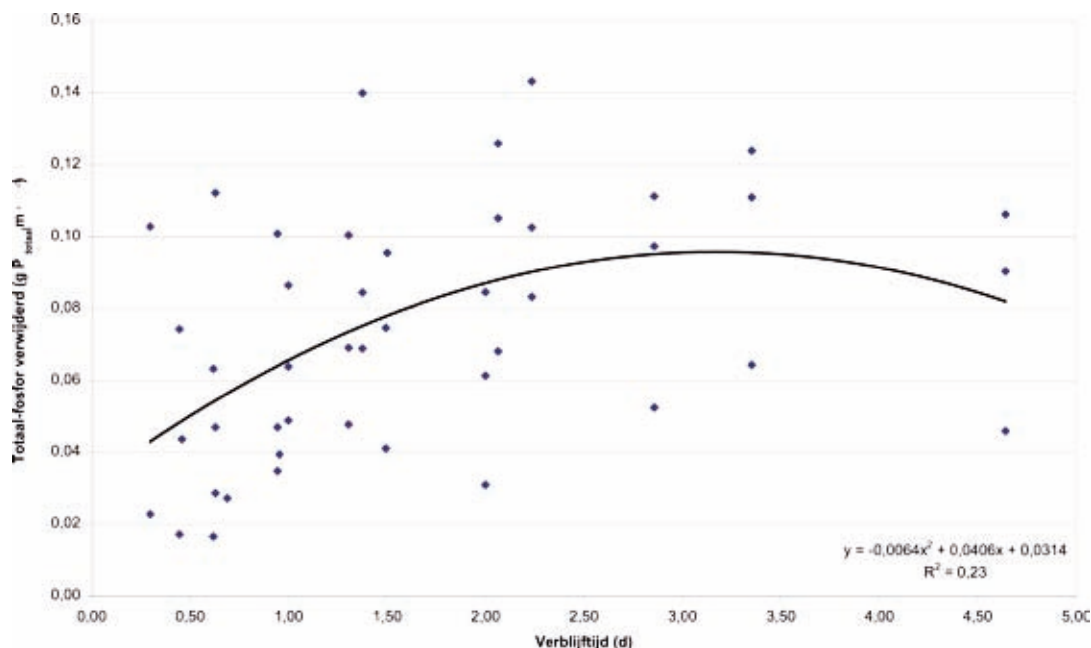
5.2 RESULTATEN

5.2.1 FOSFAATVERWIJDERING

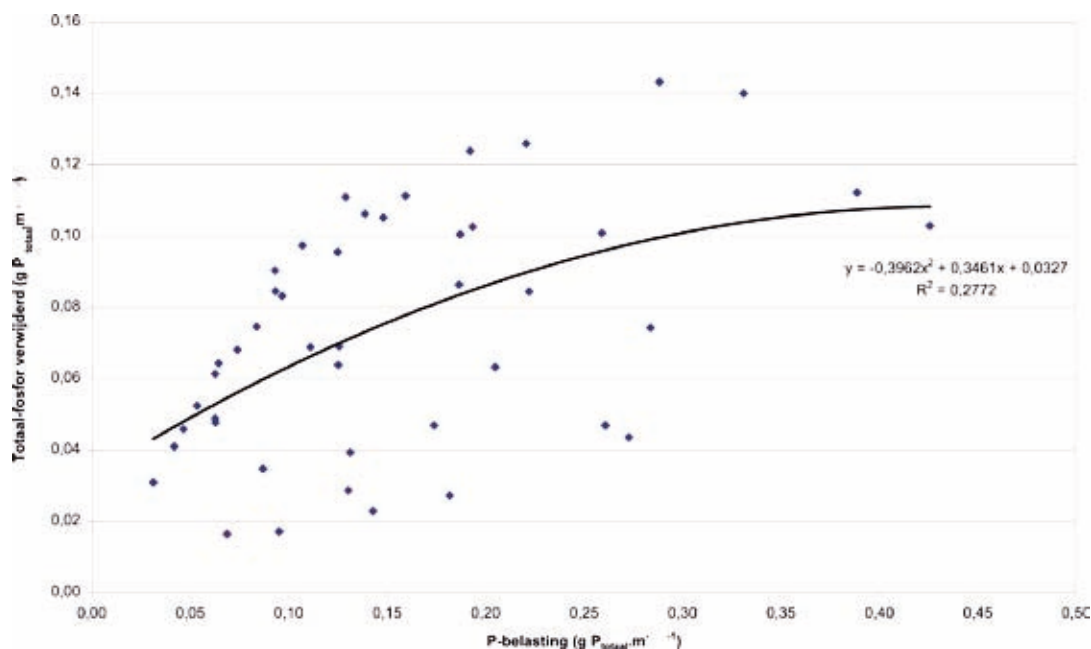
De belangrijkste stuurvariabele voor de verwijdering van nutriënten is de verblijftijd. Figuur 5.1 laat de relatie zien tussen de verwijdering van fosfaat en de verblijftijd. De spreiding wordt veroorzaakt door de verschillende oppervlaktebelastingen, verblijftijden en nutriëntenbelastingen. Er lijkt een optimum te zijn bij een verblijftijd van ongeveer 3,5 dagen. In de praktijk zal deze verblijftijd te lang zijn en ook niet nodig omdat dit leidt tot fosfaatconcentraties die onder de effluenteisen liggen.

Figuur 5.2 laat de fosfaatverwijdering als functie van de fosfaatbelasting zien. Duidelijk is te zien dat de verwijdering afvlakt naarmate de belasting toeneemt (binnen de in de scenario's gehanteerde verblijftijden). Ook is te zien aan de grote spreiding van de datapunten, dat er voor elke fosfaatbelasting een optimale mix is van verblijftijd en diepte.

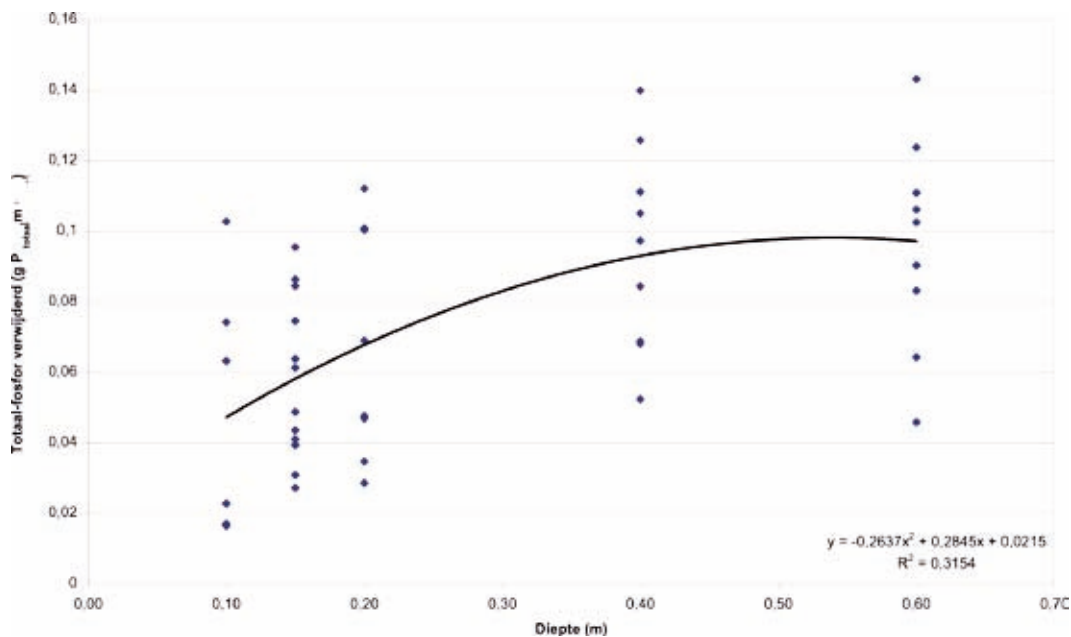
FIGUUR 5.1 ZOMERGEMIDDELDE VERWIJDERINGSPERCENTAGE VAN FOSFAAT ALS FUNCTIE VAN DE VERBLIJFTIJD. DE VERBLIJFTIJD IN DE PILOT LAG HET GROOTSTE DEEL VAN DE TIJD TUSSEN 1 EN 3 DAGEN. ELK DATAPUNT GEEFT HET RESULTAAT VAN EEN SCENARIO WEER. BIJ ALLE SCENARIO'S ZIJN DE INSTRALING EN TEMPERAATUUR GELIJK



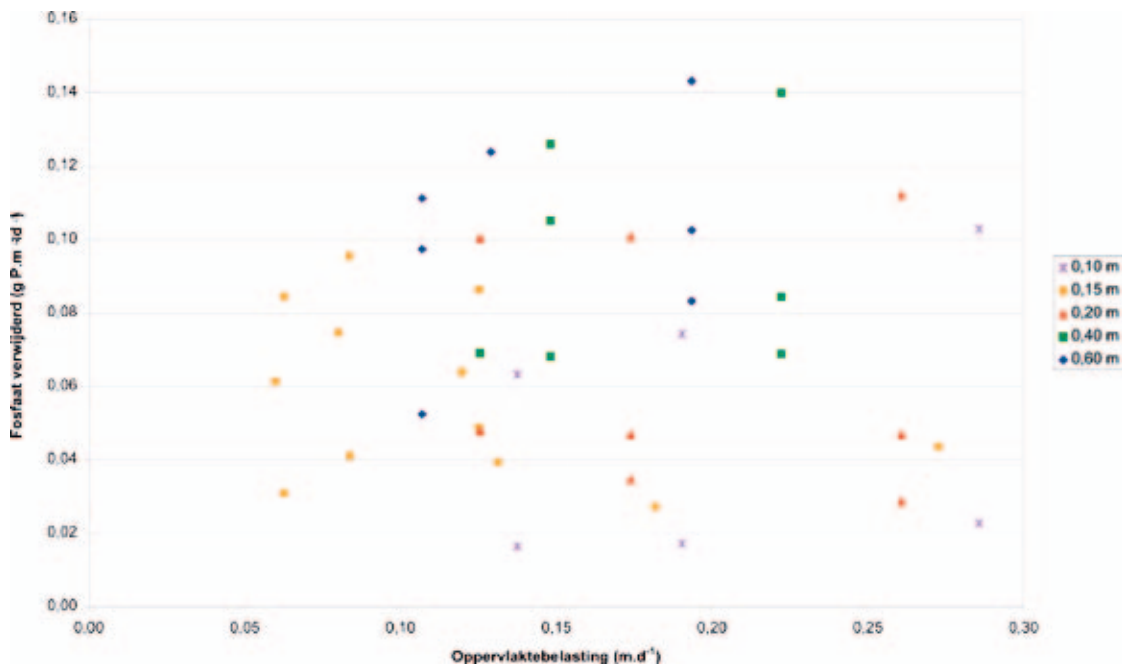
FIGUUR 5.2 ZOMERGEMIDDELDE FOSFAATVERWIJDERING ALS FUNCTIE VAN DE FOSFAATBELASTING. DE FOSFAATBELASTING VAN DE PILOT LAG HET GROOTSTE DEEL VAN DE TIJD TUSSEN 0,05 EN 0,17 $\text{g P}_{\text{totaal}} \cdot \text{M}^{-2} \cdot \text{D}^{-1}$. ELK DATAPUNT GEEFT HET RESULTAAT VAN EEN SCENARIO WEER. BIJ ALLE SCENARIO'S ZIJN DE INSTRALING EN TEMPERAATUUR GELIJK



FIGUUR 5.3 ZOMERGEMIDDELTE FOSFAATVERWIJDERING ALS FUNCTIE VAN DE VIJVERDIEPTE. IN DE PILOT LAG DE VIJVERDIEPTE TUSSEN 0,20 EN 0,40 M. ELK DATAPUNT GEEFT HET RESULTAAT VAN EEN SCENARIO' S ZIJN DE INSTRALING EN TEMPERATUUR GELIJK



FIGUUR 5.4 ZOMERGEMIDDELTE FOSFAATVERWIJDERING ALS FUNCTIE VAN DE OPPERVLAKTEBELASTING EN DE VIJVERDIEPTE. DE OPPERVLAKTEBELASTING VAN DE PILOT LAG MEESTAL TUSSEN 0,06 EN 0,20 M.D⁻¹. ELK DATAPUNT GEEFT HET RESULTAAT VAN EEN SCENARIO' S ZIJN DE INSTRALING EN TEMPERATUUR GELIJK



Figuur 5.3 geeft de relatie tussen vijverdiepte en fosfaatverwijdering. Duidelijk is te zien dat de vijverdiepte als sturingsvariabele alleen in samenhang gebruikt kan worden met de verblijftijd (c.q. oppervlaktebelasting) en nutriëntenbelasting. Bij elke diepte vanaf 20 cm kan de verwijdering van fosfaat hoog en laag (en overal tussenin) zijn.

Figuur 5.4 laat de fosfaatverwijdering (in $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$) zien als functie van de oppervlaktebelasting en de vijverdiepte. Bij bijna alle dieptes komen hoge en lage fosfaatverwijderingsnelheden voor, afhankelijk van de oppervlaktebelasting en fosfaatbelasting. De hoogste fosfaatverwijderingsnelheden komen voor bij dieptes van 40 tot 60 cm. Dat diepere vijvers een hogere productie halen dan verwacht op basis van een eenvoudiger model, is te verklaren uit het feit dat algen efficiënter met licht om gaan bij lagere lichtintensiteiten. Bij diepere vijvers is de lichtintensiteit gemiddeld over de waterkolom lager dan bij ondiepe vijvers. Bij lagere lichtintensiteiten is de specifieke productie van algen groter (zie ook Figuur 4.10).

5.2.2 PRODUCTIESNELHEID

Het ontwerpmodel rekent met algenproducties per maand en rekent van daaruit de hoeveelheid opgenomen nutriënten uit. In onderstaande alinea's worden de modelresultaten op dit punt besproken. De hier weergegeven algenproducties zijn netto producties, dus zoals zij daadwerkelijk in de vijver plaatsvinden als gevolg van eventueel optredende limitaties door tekorten aan licht en nutriënten.

De productie varieert uiteraard per maand als gevolg van wisselende licht- en temperatuuromstandigheden. De maandgemiddelde productie is het hoogst in de maand juli. In Tabel 5.1 is te zien hoeveel de productie in de overige maanden is, uitgedrukt als percentage van die van de maand juli. De productie per maand varieert over de scenario's en ook het percentage per maand ten opzichte van de productie van juli varieert per scenario. De tabel laat de gemiddelde waarden zien over alle doorgerekende scenario's, de minimum waarde en de maximum waarde.

TABEL 5.1

MAANDGEMIDDELTE ALGENPRODUCTIE ALS PERCENTAGE VAN DIE VAN DE MAAND JULI

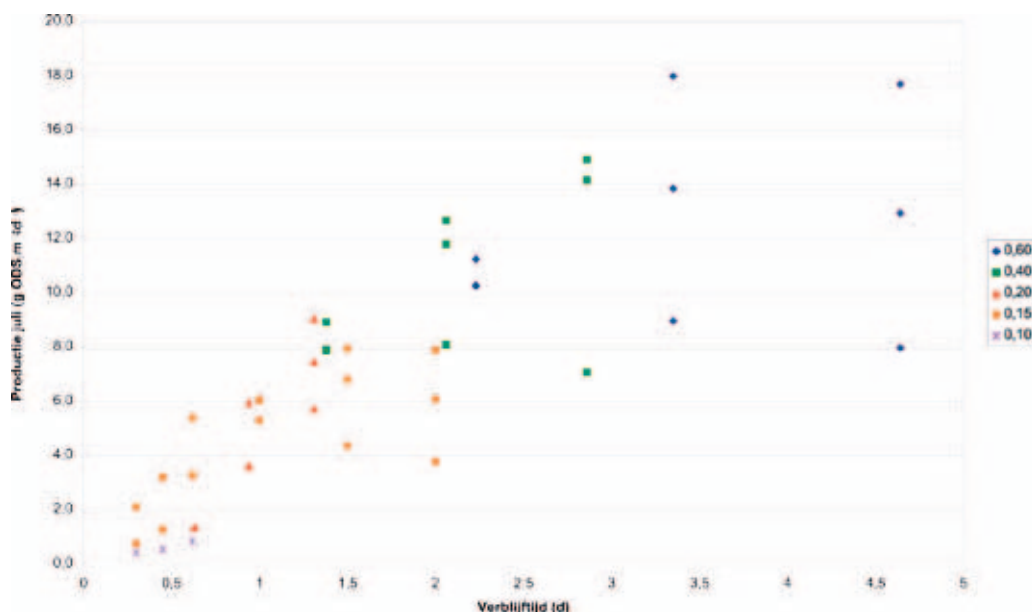
Maand	Gemiddeld	Minimum	Maximum
Januari	7 %	2 %	16 %
Februari	9 %	3 %	19 %
Maart	21 %	6 %	49 %
April	49 %	20 %	81 %
Mei	60 %	32 %	90 %
Juni	87 %	67 %	106 %
Juli	100 %	100 %	100 %
Augustus	87 %	65 %	116 %
September	47 %	19 %	73 %
Oktober	22 %	7 %	55 %
November	9 %	3 %	20 %
December	6 %	2 %	13 %

In de hierna weergegeven grafieken worden de maandgemiddelde producties van de maand juli getoond als functie van de verschillende stuurvariabelen. Met behulp van tabel 5.1 is vervolgens uit te rekenen wat in elke maand de productie is. Op deze wijze wordt het mogelijk een algenvijver te dimensioneren op de algenproductie in elke gewenste maand.

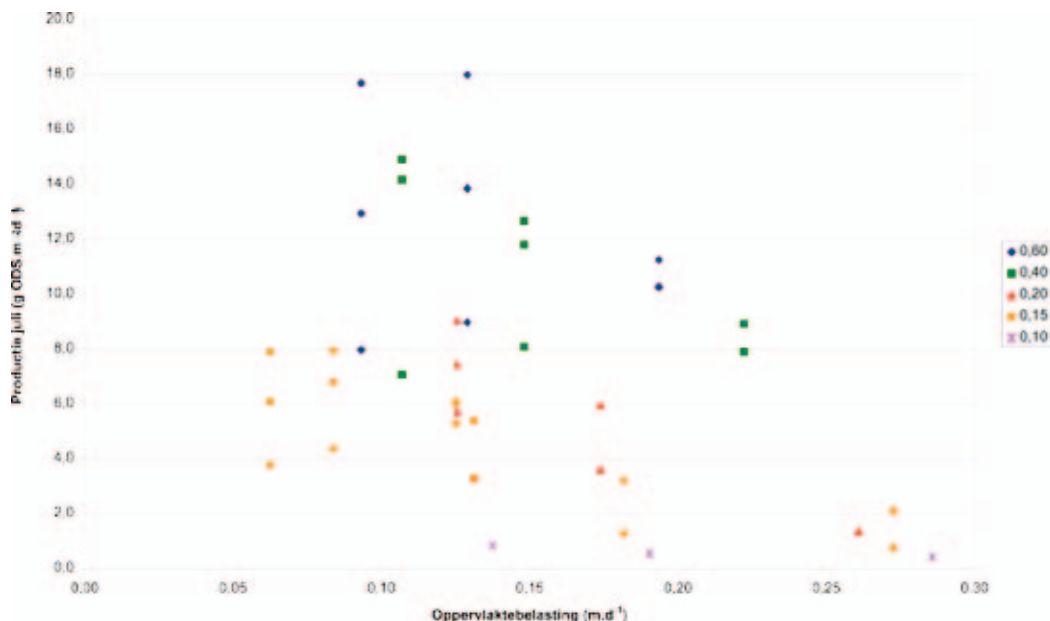
Figuur 5.5 laat de maandgemiddelde algenproductie in de maand juli zien in relatie tot de vijverdiepte en de verblijftijd en Figuur 5.6 in relatie tot de vijverdiepte en de oppervlaktebelasting.

De optimale diepte voor de algenvijvers ligt ergens tussen de 40 en 60 cm. Waar het optimum precies ligt, is mede afhankelijk van de oppervlaktebelasting en de nutriëntenbelasting. Bij de doorgerekende concentraties van nutriënten in het influent, die gangbare concentraties voor effluent van rwzi's zijn, ligt het optimum van de algenproductie bij een oppervlaktebelasting van tussen 10 en 15 cm per dag en een vijverdiepte van tussen 40 en 60 cm. Hierbij hoort een netto maandgemiddelde algenproductie in juli van tussen 12 en 18 g asvrij drooggewicht.m⁻².d⁻¹.

FIGUUR 5.5 MAANDGEMIDDELTE ALGENPRODUCTIE (ORGANISCHE DROGE STOF) IN DE MAAND JULI IN RELATIE TOT VERBLIJFTIJD EN VIJVERDIEPTE. ELK DATAPUNT GEEFT HET RESULTAAT VAN EEN SCENARIO WEER. BIJ ALLE SCENARIO'S ZIJN DE INSTRALING EN TEMPERAATUUR GELIJK



FIGUUR 5.6 MAANDGEMIDDELTE ALGENPRODUCTIE (ORGANISCHE DROGE STOF) IN DE MAAND JULI IN RELATIE TOT OPPERVLAKTEBELASTING EN VIJVERDIEPTE. ELK DATAPUNT GEEFT HET RESULTAAT VAN EEN SCENARIO WEER. BIJ ALLE SCENARIO'S ZIJN DE INSTRALING EN TEMPERAATUUR GELIJK



Met behulp van lineaire regressie is de volgende functie bepaald voor het berekenen van de maandgemiddelde algenproductie in de maand juli als functie van de oppervlaktebelasting, nutriëntenbelasting en vijverdiepte:

$$P = 5,41 + 21,69 * PB + 17,99 * D - 44,05 * OB$$

Met:

P: Maandgemiddelde algenproductie in de maand juli in g AFDW.m⁻².d⁻¹

PB: Fosfaatbelasting in g P.m⁻².d⁻¹

D Diepte in m

OB: Oppervlaktebelasting in m.d⁻¹

De r² bij deze regressiefunctie is 0,81.

Met behulp van deze berekende productie en Tabel 5.1 is de productie in elke willekeurige maand in te schatten.

5.3 CONCLUSIES

De belangrijkste stuurvariabele voor de verwijdering van nutriënten is de verblijftijd in de vijver. Omdat een zo hoog mogelijke verwijdering op een zo klein mogelijk oppervlak bereikt moet worden, moet gezocht worden naar een zo optimaal mogelijke verwijdering c.q. algenproductie bij een zo hoog mogelijke oppervlaktebelasting (uitgedrukt in m³.m⁻².d⁻¹ oftewel m.d⁻¹). De optimale algenproductie ligt (uiteraard binnen de grenzen van de doorgerekende scenario's) tussen 0,10 en 0,20 m.d⁻¹ en een verblijftijd van 2,5 dagen of meer. Bij deze oppervlaktebelasting en verblijftijden worden fosfaatverwijderingspercentages van tussen 80 % en 100 % bereikt. Het is de vraag of een dergelijke hoge nutriëntverwijdering in de praktijk nodig is, omdat het gewenste verwijderingspercentage afhangt van de influentconcentraties en de effluenteisen.

Bij een oppervlaktebelasting tussen 0,10 en 0,20 m.d⁻¹ is de algenproductie optimaal bij een vijverdiepte van tussen 40 en 60 cm. De netto algenproductie in juli ligt dan tussen 12 en 18 g AFDW.m⁻².d⁻¹. De specifieke productie ligt hierbij tussen 7 en 11 mg DW.Wh⁻¹. De jaarlijkse algenproductie is maximaal 30 ton.ha⁻¹.j⁻¹.

6

PARAMETERWAARDEN

In onderstaande tabel staan de in het model gebruikte parameters, hun symbolen en waarden en een literatuurverwijzing naar de bron(nen) van de waarden.

TABEL 6.1 GEBRUIKTE PARAMETERS EN HUN WAARDEN

Parameter	Symbol / afkorting in Duprol	Waarde	Bron
Maximale groeisnelheid algen bij weinig licht bij 20 graden	$P_{\max,L}$ / UMAXL	4,8 /dag	Vermij, 1992
Maximale groeisnelheid algen bij veel licht bij 20 graden	$P_{\max,H}$ / UMAXH	3,6 /dag	Vermij, 1992
Aanpassingssnelheid UMAX van veel naar weinig licht	kP_{\max}^{HL} / KUMAXHL	2,4 /dag	Vermij, 1992
Aanpassingssnelheid UMAX van weinig naar veel licht	kP_{\max}^{LH} / KUMAXLH	2,4 /dag	Vermij, 1992
Lichtefficiëntie bij weinig licht	α_L / ALFAL	0,048 m ² /W	Vermij, 1992. Aalderink, 1997a
Lichtefficiëntie bij veel licht	α_H / ALFAH	0,024 m ² /W	Vermij, 1992
Aanpassingssnelheid lichtefficiëntie van veel licht naar weinig licht	$kEff_{HL}$ / KALFAHL	4,0 /dag	Vermij, 1992
Aanpassingssnelheid lichtefficiëntie van weinig licht naar veel licht	$kEff_{LH}$ / KALFALH	4,0 /dag	Vermij, 1992
Grenswaarde weinig licht/veel licht	λ / KLICHT	1,75 W/m ²	Vermij, 1992
Chlorofyl-a / koolstofverhouding in algen	A_{ca} / ACA	30 µg/mg C	
Respiratieconstante bij 20 graden	R / KRESP	0,048 /dag	Vermij, 1992
Verliezen algen door dood en verderf	S / KLOSS	0,01 /dag	Kalibratie
Snelheidsconstante mineralisatie bij 20 graden	K_{min} / KMIN	0,048 /dag	Van Gils, 1993
Snelheidsconstante nitrificatie bij 20 graden	K_{nit} / KNIT	0,1 /dag	Aalderink, 1997a
Snelheidsconstante denitrificatie bij 20 graden	K_{den} / KDEN	0,025 /dag	Aalderink, 1997a
Monodconstante fosforopname	K_p / KP	0,010 mg P/l	Riegman, 1985; Aalderink, 1997a
Monodconstante stikstofopname	K_N / KN	0,060 mg N/l	Zevenboom, 1980; Aalderink, 1997a
Voorkeursfactor opname ammonium boven nitraat	Θ_{NH_4} / FNH4	0,8	Aalderink, 1997b

Parameter	Symbool / afkorting in Duprol	Waarde	Bron
Achtergrondextinctie	ϵ_o / EPSO	5 /m	gemeten
Specifieke extinctie chlorofyl-a	a_{chl} / EPSALG	0,016 m ² /μg Chl-a	Aalderink, 1997a
Temperatuurcoëfficiënt algenprocessen	Θ_{alg} / THGA	1,050	Janse & Aldenberg, 1990
Temperatuurcoëfficiënt mineralisatie	Θ_{min} / THMIN	1,070	Jeuken et. Al., 1999
Temperatuurcoëfficiënt nitrificatie	Θ_{nit} / THNIT	1,080	Jeuken et. Al., 1999
Temperatuurcoëfficiënt denitrificatie	Θ_{den} / THDEN	1,050	Jeuken et. Al., 1999
Sedimentatiesnelheid organische stof	S_{os} / VSO	1 m/dag	Aalderink, 1997a
Minimale stikstof/koolstof verhouding in algen	$\Psi_{N,min}$ / ANCmin	0,105 g N/ g C	Enriquez et al, 1993; Portielje & Lijklema, 1994
Maximale stikstof/koolstofverhouding in algen	$\Psi_{N,max}$ / ANCmax	0,190 g N/g C	Enriquez et al, 1993; Portielje & Lijklema, 1994
Maximale stikstofopnamesnelheid	$O_{N,max}$ / NOPNmax	0,24 /dag	Zevenboom, 1980; Van Donk, 1983
Minimale fosfor/koolstofverhouding in algen	$\Psi_{P,min}$ / APCmin	0,020 g P/g C	Enriquez et al, 1993; Portielje & Lijklema, 1994
Maximale fosfor/koolstofverhouding in algen	$\Psi_{P,max}$ / APCmax	0,035 g P/g C	Enriquez et al, 1993; Portielje & Lijklema, 1994
Maximale fosforopnamesnelheid	$O_{P,max}$ / POPNmax	0,088 /dag	Riegman, 1985; Van Donk, 1983, Sweerts et al, 1986
Ionsterkte	R_{ion} / Rion	0,0147	Van Gils et al., 1993.
Partiële gasdruk kooldioxide in atmosfeer	P_{co2} / Pco2	0,000316 atm	Van Gils et al., 1993
Monod constante koolstofopname door algen	K_{CO2} / hCarbon	0,5 mg CO2/l	kalibratie
Uitwisselingsconstante atmosfeer/water	$K_{L,20}$ / cReaer	56 m/dag	Kalibratie
Temperatuurcoëfficiënt uitwisseling atmosfeer/water	Θ_r / THR	1,024	Lijklema et al, 1996

7

LITERATUUR

- Aalderink, R.H. (1997a). Eutrof1A. Procesbeschrijvingen DUFLOW voor Windows. Landbouwniversiteit Wageningen, Vakgroep Waterkwaliteitsbeheer en Aquatische Oecologie.
- Aalderink, R.H. (1997b). Eutrof2A. Procesbeschrijvingen DUFLOW voor Windows. Landbouwniversiteit Wageningen, Vakgroep Waterkwaliteitsbeheer en Aquatische Oecologie.
- Cote, B. & T. Platt (1983). Day-to-day variations in the spring-summer photosynthetic parameters of coastal marine phytoplankton. *Limnol. Oceanogr.* 28(2):320-344.
- Donk, E. van (1983). Factors influencing phytoplankton growth and succession in Lake Maarsseveen (I). Ph.D. Thesis, Universiteit van Amsterdam.
- Enriquez, S., C.M. Duarte & K. Sand-Jensen (1993). Patterns in decomposition rates among photosynthetic organisms: the importance of detritus C:N:P content. *Oecologia* 94: 457-471.
- Gils, J.A.G., M.R.L. Ouboter & N.M. de Rooy (1993). Modelling of water and sediment quality in the Scheldt estuary. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology* 27: 257-265.
- Goudriaan, J. (1977). Crop micrometeorology: a simulation study. *Simulation Monographs*, Pudoc, Wageningen. 249 pp.
- Janse, J.H. & T. Aldenberg (1990). Modelling phosphorus fluxes in the hypertrophic Loosdrecht Lakes. *Hydrobiol. Bull.* 24(1):69-89.
- Jassby, A.D. & T. Platt (1976). Mathematical formulation of the relationship between photosynthesis and light for phytoplankton. *Limnol. And Oceanogr.* 21:540-547.
- Jeuken, M.H.J.L., J.H. Janse & T. Aldenberg (1999). PCLake. Procesbeschrijvingen Duflow voor Windows. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Laboratorium voor Water- en Drinkwateronderzoek (LWD), Bilthoven.
- Lijklema, L., R.H. Aalderink, H. de Rooter (1996). Zuurstofhuishouding in stromende en stagnante watersystemen. Procesbeschrijvingen DUFLOW voor Windows. Landbouwniversiteit Wageningen, Vakgroep Waterkwaliteitsbeheer en Aquatische Oecologie.
- Portielje, R. & L. Lijklema (1994). Kinetics of luxury uptake of phosphate by algae-dominated benthic communities. *Hydrobiologia* 275/276: 349-358.
- Post, A.F. (1986). Transient state characteristics of adaptation to changes in light conditions for the cyanobacterium *O. agardhii*. *Arch. Microbiol.* 145:353-357.
- Riegman, R. (1985). Phosphate-phytoplankton interactions. Ph.D. thesis, Universiteit van Amsterdam.
- Ringelberg, J. (1976). Aquatische oecologie in het bijzonder van het zoete water. Bohn, Scheltema & Holkema, Utrecht.

- Sweerts, J-P, R., A., H.J. Gons & M. Rijkeboer (1986). Phosphate uptake capacity of summer phytoplankton of the Loosdrecht Lakes in relation to phosphorus loading and irradiation. *Aquatic Ecology* 20(1-2): 101-107.
- Tchobanoglous G. & E.D. Schroeder (1987). *Water Quality. Characteristics, modeling, modification.* University of California at Davis. Addison-Wesley Publishing Company.
- Vermij, S.G. (1992). Modelling van de groei van *O. agardhii*. Intern rapport 1992-1 Lio. Directie Flevoland, Directoraat-Generaal
- Wit, C.T. de (1965). Photosynthesis of leaf canopies. Versl. Landbouwk. Onder. (Agr. Res. Rep.) 663. Pudoc, Wageningen.
- Zevenboom, W. (1980). Growth and nutrient uptake kinetics of *Oscillatoria agardhii*. Ph.D. Thesis, Universiteit van Amsterdam.

BIJLAGE 1

DUFLOW KWALITEITSMODELBESCHRIJVING

```

/* MODEL ALGENSLOOT */
/* MODEL VOOR N- en P-HUISHOUDING, ALGENGROEI, ZUURSTOF EN KOOLDIOXIDE */
/* algengroei met variabele mumax, alfa en nutriëntengehalten */
/* STOWA project Effluentpolishing met algen technologie */
/* */
/* Adrie Otte */
/* Tauw BV */
/* Postbus 133 */
/* 7400 AC Deventer */

WATER A [2.00] MG C/L ;ALGENCONCENTRATIE
WATER AN [0.352] mg N/l ;Concentratie N in algen
WATER AP [0.048] mg P/l ;Concentratie P in algen
WATER UMAX [2.50] 1/DAG ;MAXIMALE GROEISNELHEID
WATER ALFA [0.02] M2/W ;LICHTEFFICIENTIE
WATER DP [0.01] MG/L ;ORTO-P CONCENTRATIE
WATER PP [0.10] MG/L ;PARTICULAIR-P CONCENTRATIE
WATER NORG [0.20] MG/L ;ORGANISCH-N CONCENTRATIE
WATER NH4 [0.10] MG/L ;AMMONIUM-N CONCENTRATIE
WATER NO3 [0.20] MG/L ;NITRAAT-N CONCENTRATIE
WATER CO2 [6.00] mg/l ;OPGELOST CO2 CONCENTRATIE
WATER OH [0.000000316] mol/l;OH- CONCENTRATIE
WATER CL [100] mg/l ;chloride
WATER O2 [12] mg/l ;Zuurstof

BOTTOM Dag [0] - ;aantal dagen sinds begin simulatie
BOTTOM Auit [0] g ;totale algenbiomassa dat vijver verlaat
BOTTOM TPTOT [0] mgP.dag/l ;sommatie opgelost P voor berekening zomergemiddelde
BOTTOM TNTOT [0] mgN.dag/l ;sommatie opgelost N voor berekening zomergemiddelde

PARAM UMAXL [3.0] 1/DAG ;MAXIMALE GROEISNELHEID BIJ WEINIG LICHT BIJ 20 GRADEN
PARAM UMAXH [2.0] 1/DAG ;MAXIMALE GROEISNELHEID BIJ VEEL LICHT BIJ 20 GRADEN
PARAM KUMAXHL [2.4] 1/DAG ;AANPASSINGSSNELHEID UMAX VAN VEEL NAAR WEINIG LICHT
PARAM KUMAXLH [2.4] 1/DAG ;AANPASSINGSSNELHEID UMAX VAN WEINIG NAAR VEEL LICHT
PARAM ALFAL [0.048] M2/W ;LICHTEFFICIENTIE BIJ WEINIG LICHT
PARAM ALFAH [0.024] M2/W ;LICHTEFFICIENTIE BIJ VEEL LICHT
PARAM KALFAHL [4.0] 1/DAG ;AANPASSINGSSNELHEID ALFA VAN VEEL LICHT NAAR WEINIG LICHT
PARAM KALFALH [4.0] 1/DAG ;AANPASSINGSSNELHEID ALFA VAN WEINIG NAAR VEEL LICHT
PARAM KLICHT [1.75] W/M2 ;GRENSWAARDE WEINIG LICHT/VEEL LICHT
PARAM ACA [30] UG CHL/MG C;CHLOROFYL/KOOLSTOF VERHOUDING
PARAM KRESP [0.048] 1/DAG ;RESPIRATIESNELHEID BIJ 20 GRADEN
PARAM KLOSS [0.05] 1/DAG ;SNELHEIDCONSTANTE ALGENVERLIEZEN DOOR DOOD EN VERDERF

```

```

PARM KMIN      [0.048] 1/DAG      ;SNELHEIDSCONSTANTE MINERALISATIE
PARM KNIT      [0.1]   1/DAG      ;SNELHEIDSCONSTANTE NITRIFICATIE
PARM KDEN      [0.025] 1/DAG      ;SNELHEIDSCONSTANTE DENITRIFICATIE
PARM KP        [0.010] MG/L       ;MONOD CONSTANTE P
PARM KN        [0.060] MG/L       ;MONOD CONSTANTE N
PARM FNH4      [0.8]   -          ;VOORKEUR ALGEN VOOR NH4 BOVEN NO3
PARM EPS0      [0.5]   1/M        ;ACHTERGRONDEXTINCTIE
PARM EPSALG    [0.016] M2/UG CHL ;SPECIFIEKE EXTINCTIE CHLOROFYL
PARM THGA      [1.04]  -          ;TEMPERATUURCOEFFICIENT ALGENGROEI
PARM THMIN     [1.07]  -          ;TEMPERATUURCOEFFICIENT MINERALISATIE
PARM THNIT     [1.06]  -          ;TEMPERATUURCOEFFICIENT NITRIFICATIE
PARM THDEN     [1.05]  -          ;TEMPERATUURCOEFFICIENT DENITRIFICATIE
PARM VSO       [1.0]   M/DAG      ;SEDIMENTATIESNELHEID ORGANISCHE STOF
PARM ANCmin    [0.105] MG N/MG C ;MINIMALE STIKSTOF/KOOLSTOF VERHOUDING IN ALGEN
PARM ANCmax    [0.190] MG N/MG C ;MAXIMALE STIKSTOF/KOOLSTOF VERHOUDING IN ALGEN
PARM NOPNmax   [0.24]  1/DAG      ;MAXIMALE STIKSTOFOPNAME DOOR ALGEN
PARM APCmin    [0.020] MG P/MG C ;MINIMALE FOSFAAT/KOOLSTOF VERHOUDING IN ALGEN
PARM APCmax    [0.035] MG P/MG C ;MAXIMALE FOSFAAT/KOOLSTOF VERHOUDING IN ALGEN
PARM POPNmax   [0.088] 1/DAG      ;MAXIMALE FOSFAATOPNAME DOOR ALGEN
PARM Rion      [0.0147] -          ;ionsterkte
PARM Pco2      [0.000316] atm     ;partiële atmosferische druk CO2
PARM hCarbon   [0.183] mgCO2/l    ;monod constante opname co2
PARM cReaer    [0.61]  m/dag     ;Reaeratie constante
PARM THR       [1.024] -          ;Temperatuurcoefficient reaeratie

XT ISOM        [100.0] J/CM2       ;DAGSOM INSTRALING
XT ISBD        [80]    J/CM2       ;DAGSOM INSTRALING OP STANDAARD BEWOLKTE DAG
XT ISOD        [250]  J/CM2       ;DAGSOM INSTRALING OP STANDAARD ONBEWOLKTE DAG
XT ISODh       [250]  W/M2        ;INSTRALING OP STANDAARD ONBEWOLKTE DAG PER UUR OPgegeven
XT L           [12]   UUR         ;DAGLENGTE
XT T           [20]   oC          ;TEMPERATUUR
XT NFLUX       [0.0]  G/M2,DAG    ;NALEVERINGFLUX STIKSTOF
XT PFLUX       [0.0]  G/M2,DAG    ;NALEVERINGFLUX FOSFAAT
XT Quit        [0.005] M3/S       ;Debiet dat vijver uit gaat

FLOW Z         [1.0]  M           ;Waterdiepte
FLOW dt        [10]  s           ;Tijdstap kwaliteit
FLOW Q         [0.0]  m3/s        ;Debiet
FLOW As        [20.0] m2         ;Stroomvoerende doorsnede

```

```

{
/* bereken percentage bewolking over de dag uit de gemeten instraling en die van een
standaard bewolkte en een standaard onbewolkte dag */
oISOM=ISOM;
oISOD=ISOD;
oISBD=ISBD;
Bewolking=(oISOD-oISOM)/(oISOD-oISBD);

```

```

Bewolking=MIN(Bewolking,1);
Bewolking=MAX(0,Bewolking);

/* bereken extinctiecoëfficiënt uit de achtergrondextinctie en de concentratie van chlo-
rofyl-a */
CHLA=ACA*A;
ETOT=EPS0+EPSALG*CHLA;

/* aanpassing van UMAX en ALFA aan de hoeveelheid licht */
/* bereken hoeveelheid licht halverwege waterkolom */
Licht=(bewolking*0.171*ISODh+(1-Bewolking)*ISODh);
Ibodem=Licht*exp(-ETOT*Z);
Licht=Licht*exp(-ETOT*0.5*Z);

/* pas de waarden van UMAX en ALFA aan */
if (Licht>=KLIJCHT)
{
  UMA=(UMAX-UMAXH)*(KUMAXLH*(dt/(24*3600)))+UMAXH;
  ALF=(ALFA-ALFAH)*(KALFALH*(dt/(24*3600)))+ALFAH;
}
else if (Licht<KLIJCHT)
{
  UMA=(UMAX-UMAXL)*(KUMAXHL*(dt/(24*3600)))+UMAXL;
  ALF=(ALFA-ALFAL)*(KALFAHL*(dt/(24*3600)))+ALFAL;
}
}
KO(UMAX)=(UMA-UMAX);
KO(ALFA)=(ALF-ALFA);

/* bereken temperatuurcorrectie op de maximale productie */
FT=THGA^(T-20);
UMAXT=UMAX*FT;

/* bereken dieptegeïntegreerde productie bij een standaard bewolkte en een standaard
onbewolkte dag */
PTSODh=0;
if (ISODh>0)
{
  UM=(UMAXT/(ALFA*ISODh))^2;
  PTSODh=-1/Z*UMAXT/ETOT*ln((EXP(-ETOT*Z)+(EXP(-2*ETOT*Z)+UM)^0.5)/(1+(1+UM)^0.5));
  UM=(UMAXT/(ALFA*0.171*ISODh))^2;
  PTSBDh=-1/Z*UMAXT/ETOT*ln((EXP(-ETOT*Z)+(EXP(-2*ETOT*Z)+UM)^0.5)/(1+(1+UM)^0.5));
}

/* bereken productie in 1/dag uit bewolking en standaardproducties */
PT=(Bewolking*PTSBDh+(1-Bewolking)*PTSODh);
FL=PT/UMAXT;

```

/ bereken limitatie door tekort aan koolstof, fosfor en stikstof */*

$$FNC = CO2 / (hCarbon + CO2);$$

$$NCalc = AN / A;$$

$$FNN = (NCalc - ANcmin) / (ANCmax - ANcmin);$$

$$PCalg = AP / A;$$

$$FNP = (PCalg - APCmin) / (APCmax - APCmin);$$

$$FN = \text{MIN}(FNC, FNP, FNN);$$

$$FN = \text{MAX}(FN, 0);$$

/ bereken primaire productie */*

$$GA = PT * FN;$$

/ temperatuurcorrectie respiratie en verliezen */*

$$KRESPT = KRESP * THGA^{(T-20)};$$

$$KLOSST = KLOSS * THGA^{(T-20)};$$

/ opname van N en P door algen */*

$$ON = NH4 + NO3;$$

$$NOPNmaxT = NOPNmax * THGA^{(T-20)};$$

$$POPnmaxT = POPNmax * THGA^{(T-20)};$$

$$Nvraag = (ANCmax - NCalc) / ((ANCmax - ANcmin) * NOPNmaxT * ON / (ON + KN) * A);$$

$$OpnP = 0;$$

 if (DP > 0)
 {

$$OpnP = (APCmax - PCalg) / (APCmax - APCmin) * POPnmaxT * DP / (DP + KP) * A;$$

 }

/ de verdeling van stikstofopname over NH4 en NO3 */*

$$F2NH4 = FNH4 * (NH4 / (NH4 + KN));$$

 if (NH4 <= 0)
 {

$$F2NH4 = 0;$$

 }

$$OpnNO3 = Nvraag * (1 - F2NH4);$$

$$OpnNH4 = Nvraag * F2NH4;$$

/ zuurstofhuishouding */*
/ bereken verzadigingsconcentratie van zuurstof bij temperatuur T */*

$$OS = 14.652 - 0.41022 * T + 0.007991 * T^2 - 0.00007774 * T^3;$$

/ bereken stofoverdracht van zuurstof naar atmosfeer */*

$$wReaer = THR^{(T-20)} * cReaer * (OS - O2) / Z;$$

/ bereken zuurstofproductie door algen */*

$$Oprod = (GA - KRESPT) * 32 / 12;$$

/ bereken zuurstofconsumptie door nitrificatie */*

```

KMINT=KMIN*THMIN^(T-20);
KNITT=KNIT*THNIT^(T-20);
KDENT=KDEN*THDEN^(T-20);
Ocons=KNITT*NH4*64/14;

dO2=wReaer+Oprod-Ocons;

/* berekening CO2 en pH */
aTempK=T+273.15;
aC1=(-2385.73/aTempK+14.0184-0.0152642*aTempK+Rion*(0.28569-0.000006167*aTempK));
eqC=1000000*Pco2*10^aC1;

if (CO2>0)
{
  wReaer=THR^(T-20)*cReaer*(eqC-CO2)/Z;
}
else
{
  wReaer=THR^(T-20)*cReaer*eqC/Z;
}

wCcons=(GA-KRESPT)*A*(12+2*16)/12;

dCO2=wReaer-wCcons;

/* bereken verdeling over koolzuurfracties CO32-, HCO3- en H2CO3 */
if (OH>0)
{
  Hplus=0.000000000000001/OH;
  pH=-log(Hplus);
}
else
{
  Hplus=1;
  pH=1;
}

K1a=0.000000000071429*(T^2)+0.0000000093629*T+0.000000025760;
K2a=0.00000000000000028571*(T^2)+0.0000000000094943*T+0.000000000022800;

fCO3=K1a*K2a/(Hplus*(Hplus+K1a)+K1a*K2a);
fHCO3=K1a*(1-fCO3)/(Hplus+K1a);
fH2CO3=1-fCO3-fHCO3;

/* bereken hoeveel OH- vrij komt of opgenomen wordt door consumptie of aanvoer CO2 en nitrificatie */
/* OH is in mol/l */
dOH=(fCO3*2+fHCO3)*(-dCO2)/(12+2*16)/1000-(2*KNITT*NH4/14)/1000;

```


$dA = GA - KLOSST - KRESPT;$

$K1(A) = dA;$

$K0(AN) = OpnNH4 + OpnNO3;$

$K0(AP) = OpnP;$

$K1(NORG) = KMINT - VSO/Z;$

$K0(NORG) = KLOSS * AN;$

$K1(NH4) = KNITT;$

$K0(NH4) = KMINT * NORG - OpnNH4 + NFLUX/Z;$

$K1(NO3) = KDENT;$

$K0(NO3) = KNITT * NH4 - OpnNO3;$

$K1(PP) = KMINT - VSO/Z;$

$K0(PP) = KLOSS * AP;$

$K1(DP) = 0;$

$K0(DP) = KMINT * PP - OpnP + PFLUX/Z;$

$K0(CO2) = dCO2;$

$K0(OH) = dOH;$

$K0(O2) = dO2;$

$K0(Dag) = 1;$

$KJN = NORG + NH4 + AN;$

$NTOT = KJN + NO3;$

$PTOT = PP + DP + AP;$

$K0(Auit) = A * Quit * (24 * 3600);$

$AuitGem = Auit / Dag;$

if ((dag >= 91) && (dag <= 273))

{

$K0(TNTOT) = (NH4 + NO3);$

$K0(TPTOT) = DP;$

$NZG = TNTOT / (Dag - 90);$

$PZG = TPTOT / (Dag - 90);$

}

else

{

$K0(TNTOT) = 0;$

$K0(TPTOT) = 0;$

}

}

DEELSTUDIERAPPORT LABORATORIUM- EXPERIMENTEN

INHOUD

1	SAMENVATTING	85
2	INLEIDING	86
3	GROEIREMMENDE STOFFEN	88
3.1	Methode	88
3.2	Resultaten	88
3.3	Conclusies	89
4	BIOBESCHIKBAARHEID VAN P EN N	90
4.1	Methode	90
4.2	Resultaten	90
	4.2.1 Biobeschikbaarheid van effluent-P	90
	4.2.2 Biobeschikbaarheid van effluent-N	91
4.3	Conclusies	92

5	LIMITERENDE NUTRIËNTEN	93
5.1	Methode	93
5.2	Resultaten	94
5.2.1	Test met natuurlijke algenpopulatie	94
5.2.2	Test met de testalg	94
5.2.3	Groeisnelheid van de proefvijver-algen	95
5.3	Conclusies	96
6	CHEMISCHE ANALYSES	97
6.1	Methode	97
6.2	Resultaten	97
6.2.1	P-fracties en P-verwijdering	97
6.2.2	P-limitatie	98
6.2.3	N-fracties en N-verwijdering	99
6.2.4	N-limitatie	99
6.3	Conclusies	100
7	BIJLAGEN	101
7.1	Bijlage 1. P-analyses en berekende P-fracties	101
7.2	Bijlage 2. N-analyses en berekende N-fracties	101
8	LITERATUUR	102

1

SAMENVATTING

Dit rapport beschrijft laboratoriumonderzoek naar beperkingen en optimale condities voor nabehandeling van RWZI-effluent met algenvijvers. Dit in het kader van de algen-pilot op de RWZI Alkmaar die als STOWA-project 'Effluentpolishing met algentechnologie' is uitgevoerd. Beperkingen van de mogelijkheden van nutriëntverwijdering met algen kunnen zijn: groei-remmende stoffen, niet-biobeschikbare N- en P-verbindingen of te lage concentraties van voor algengroei noodzakelijke voedingsstoffen in het Alkmaar-effluent. In 2009 is hier met laboratoriumtests onderzoek aan verricht.

Voor het optimaliseren van de nutriëntverwijdering kan kennis van de voor de algen groei-limiterende factor van belang zijn. Reden daarvoor is dat de groei-limiterende factor zowel het nutriëntgehalte van algen als de algenproductie beïnvloedt, en daarmee de nutriëntver-wijderingscapaciteit van een algenvijver. Om deze reden zijn groei-limitatietests uitgevoerd.

De belangrijkste resultaten van het laboratorium-onderzoek:

- De nutriënten N en P in het effluent van RWZI Alkmaar zijn grotendeels in een biobeschikbare vorm aanwezig zijn, en dus verwijderbaar in een nazuiveringsvijver met algen.
- Er zijn geen aanwijzingen gevonden voor de aanwezigheid van groei-remmende stoffen in het effluent van RWZI Alkmaar.
- De nutriëntverrijkingstests lieten zien dat het fytoplankton in de proefvijvers niet gelimiteerd was door N, P of een ander (micro-)nutrient.
- Mogelijk veroorzaakt het terugvoeren van geoogste algen een selectie op langzaam groeiende algensoorten.

2

INLEIDING

Het werkpakket 'labtesten' van het projectvoorstel Effluentpolishing met algentechnologie (STOWA et al 2008) bestaat uit laboratoriumonderzoek naar de mogelijkheden en optimale condities voor de toepassing van algenvijvers als nabehandelingstechniek op RWZI's. Voor een meer concrete invulling van dit pakket zijn de volgende deelonderzoeken voorgesteld:

- 1 aanwezigheid van groeiremmende stoffen in het effluent
- 2 biobeschikbaarheid van N en P in het effluent
- 3 onderzoek naar de groeilimiterende factor(en) in de algenvijvers
- 4 opzetten van tests waarin het effect van de limiterende factor op nutriëntverwijdering gemeten kan worden
- 5 verwijdering van microverontreinigingen in de algenvijvers
- 6 selectie op oogstbare algen door terugvoer van de oogst

Tijdens het project is besloten is om alleen de eerste drie deelonderzoeken uit te voeren. Omdat onderzoek naar het effect van limiterende factoren en naar terugvoer van algen beter in de pilot-opstelling uitgevoerd kan worden.

1 Groeiremmende stoffen

Rwzi-effluent kan stoffen bevatten die de groei van algen remmen of zelfs geheel onmogelijk maken (STOWA 2003). Dergelijke stoffen in het Alkmaar-effluent zouden de werking van de algenvijvers sterk negatief kunnen beïnvloeden. Om op de aanwezigheid van groeiremmende stoffen te toetsen zijn experimenten ingezet waarin de groei van een testalg op effluent van RWZI Alkmaar is vergeleken met de groei op een optimaal algenmedium.

2 Biobeschikbaarheid nutriënten

In een recent door Grontmij uitgevoerd onderzoek (STOWA 2009) werd gevonden dat nutriënten in RWZI-effluenten vaak voor een deel in chemische verbindingen voorkomen waarin ze op korte termijn niet voor algen opneembaar zijn. In de onderzochte zuiveringsinstallaties was dat het geval bij gemiddeld 40% van het opgeloste P en 30% van het opgeloste N. Deze verminderde biobeschikbaarheid speelt het sterkst in zuiveringen met een hoog rendement en relatief lage effluent N- en P-concentraties. Nutriënten in een niet-biobeschikbare vorm zullen in de relatief korte verblijftijd van een nabehandelingsvijver niet door de algen verwijderd worden, en hebben dus een negatief effect op de doeltreffendheid van de nutriëntverwijdering.

Om na te gaan in hoeverre het Alkmaar-effluent niet-biobeschikbare nutriëntfracties bevat zijn biobeschikbaarheidstests uitgevoerd.

3 Groeilimiterende factor

Nazuivering met open algenvijvers vergt veel ruimte. Onderzoek naar de mogelijkheden om dit ruimtebeslag te verminderen is een belangrijk aspect van het huidige project. Meer nutriëntopname per m² algenvijver kan bereikt worden door optimalisering van de algenproductie per oppervlak, en door optimalisatie van het nutriëntgehalte van de algen.

Het nutriëntgehalte van algen wordt in belangrijke mate beïnvloed door de factor die de groeisnelheid van de algen beperkt. Zo bevatten algen bij een gebrek aan P veel minder P dan bij N-gebrek. Een N-gelimiterde algenpopulatie kan daardoor mogelijk meer P uit het effluent verwijderen dan een P-gelimiterde populatie met een vergelijkbare groeisnelheid. In het deelrapport *INVENTARISATIE* wordt hier uitgebreider op ingegaan.

De groeilimiterende factor in de algenvijver is afhankelijk van de effluentsamenstelling, maar ook van de diepte en het debiet van de vijver. Door middel van nutriëntlimitatie-tests met proefvijver-water is nagegaan of P, N, een ander nutriënt of licht de groeilimiterende factor was.

3

GROEIREMMENDE STOFFEN

3.1 METHODE

Om na te gaan of het effluent groeiremmende stoffen bevat is in een laboratoriumomgeving de groei van een testalg gevolgd op effluent van RWZI Alkmaar, waarmee de proefvijvers worden gevoed. Ter vergelijking is ook de groei van de testalg op water van beide proefvijvers gemeten.

Alle nutriënten zijn in overmaat toegevoegd, zodat de testalg in afwezigheid van groeiremmende stoffen zijn maximale groeisnelheid kan bereiken, die bij de gekozen testcondities 1,4 d⁻¹ bedraagt wat overeenkomt met een verdubbelingstijd van ongeveer een halve dag.

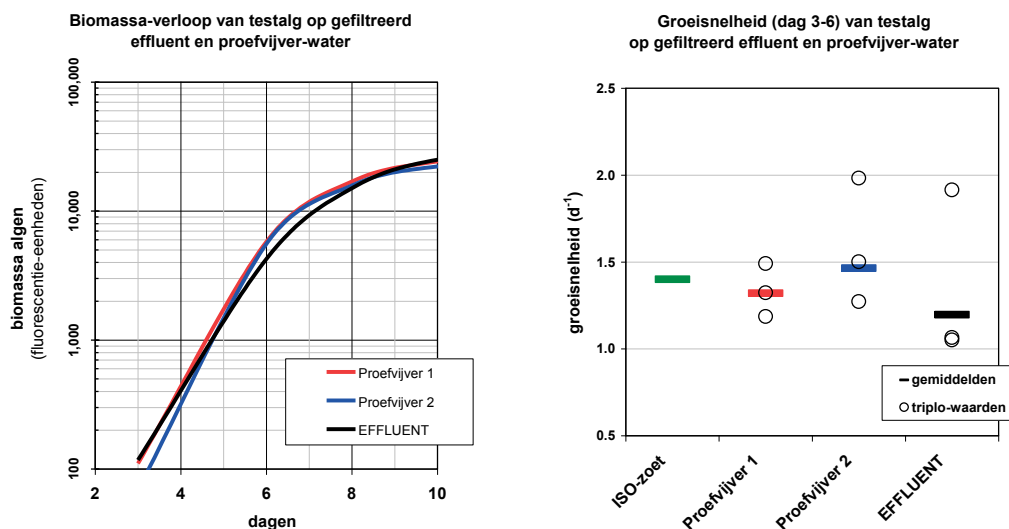
De tests zijn uitgevoerd in drievoud in 50 ml erlenmeyers met ±20 ml medium in een incubator bij continu licht met een niet-limiterende intensiteit van ongeveer 120 - 150 μEm⁻²s⁻¹, temperatuur 23°C, menging 200 rpm. De testalg was de veelvuldig voor bioassays gebruikte *Raphidocelis subcapitata*. Het verloop van de algendichtheid is gevolgd door het meten van in vivo chlorofyl-fluorescentie. Chlorofyl is een voor algen specifiek pigment, zodat storing door eventuele in het effluent voorkomende kleurstoffen minimaal is. De natuurlijke algenpopulatie is vooraf verwijderd door filtratie over 0,45 μm.

Er zijn testseries ingezet met steekmonsters van 25 augustus en van 6 oktober 2009. Beide series gaven vergelijkbare uitkomsten. Hieronder de resultaten van 25 augustus.

3.2 RESULTATEN

Figuur 1 toont links het verloop van de algendichtheid gedurende 10 dagen, en rechts de daaruit berekende groeisnelheid aan het begin van de testperiode.

FIGUUR 1 BIOMASSAVERLOOP EN GROEISNELHEID VAN TESTALG RAPHIDOCELIS SUBCAPITATA OP GEFILTREERD WATER VAN DE PROEFVIJVERS, N OP GEFILTREERD EFFLUENT, 25 AUG 2009



De linker figuur laat zien dat het verloop van de algendichtheid in proefvijver-water en in effluent nagenoeg gelijk was. De rechter figuur toont de uit het biomassaverloop berekende groeisnelheden. De gemiddelde groeisnelheid varieert van 1,2 – 1,5 d⁻¹. De relatief lage waarde op effluent zou op enige groeiremming kunnen wijzen, maar de afzonderlijk geplotte triplo-waarden laten zien dat ook deze groeisnelheid niet significant verschilt van 1,4 d⁻¹, de maximale groeisnelheid op het voor deze alg optimale ISO-zoet algenmedium.

3.3 CONCLUSIES

- Het voorkomen van groeiremmende stoffen in het aan de proefvijvers toegevoerde effluent kan goed worden gemonitord met groeimetingen van een testalg onder laboratoriumcondities
- In de tests zijn geen aanwijzingen gevonden voor de aanwezigheid van groeiremmende stoffen in het effluent van RWZI Alkmaar.

4

BIOBESCHIKBAARHEID VAN P EN N

4.1 METHODE

Voor de bepaling van de hoeveelheid biobeschikbaar P zijn testalg-cultures ingezet op effluent verrijkt met alle voor algengroei vereiste nutriënten, behalve P.

In het op deze wijze verrijkte effluent kan de testalg blijven groeien totdat alle beschikbare P uitgeput is. De maximale dichtheid van de testalg is nu een maat voor de hoeveelheid biobeschikbaar P. Als het P-gehalte van de testalg bekend is, kan de hoeveelheid biobeschikbaar P worden berekend. Het P-gehalte van de testalg is gelijktijdig gemeten op een ijk-medium met een bekende hoeveelheid P in voor de algen goed opneembare vorm.

Er is met verdund effluent gewerkt waardoor de maximale algendichtheden laag bleven. Op deze wijze wordt lichtlimitatie door zelfschaduwning voorkomen.

Voor de bepaling van de hoeveelheid biobeschikbaar N is dezelfde proefopzet gebruikt, maar nu is verrijkt met alle nutriënten behalve N; het N-gehalte van de testalg is nu gemeten op een ijk-medium met bekende hoeveelheid goed opneembaar N.

De tests zijn uitgevoerd in drievoud in 50 ml erlenmeyers met ±20 ml medium in een incubator bij continu licht met een niet-limiterende intensiteit van ongeveer 120 - 150 $\mu\text{Em}^{-2}\text{s}^{-1}$, temperatuur 23°C, menging 200 rpm. De testalg was de veelvuldig voor bioassays gebruikte *Raphidocelis subcapitata*. Het verloop van de algendichtheid is gevolgd door het meten van in vivo chlorofyl-fluorescentie. De natuurlijke algenpopulatie is vooraf verwijderd door filtratie over 0,45 μm .

In dezelfde effluentmonsters zijn de concentraties van de diverse P- en N-fracties ook chemisch gemeten, zodat de hoeveelheid biobeschikbaar P en N kan worden uitgedrukt als % van de met chemische analyses gemeten waarden.

Opgemerkt kan hier nog worden dat algen chemische verbindingen die niet-biobeschikbare nutriëntfracties bevatten mogelijk wel op andere wijze dan door nutriëntopname zouden kunnen verwijderen, bv door adsorptie aan celwanden. Een dergelijk mechanisme wordt in de huidige testopzet niet gemeten.

Een uitgebreidere beschrijving van de methode is beschreven in het rapport Biobeschikbaarheid van N en P in RWZI-effluent (STOWA 2009).

Er zijn testseries ingezet met steekmonsters van 25 augustus en van 6 oktober 2009. Beide series gaven vergelijkbare uitkomsten. Hieronder de resultaten van 25 augustus.

4.2 RESULTATEN

4.2.1 BIOBESCHIKBAARHEID VAN EFFLUENT-P

De resultaten van de metingen van biobeschikbaar P in influent van 25 aug zijn weergegeven in Figuur 2. Er zijn drie verschillende fracties van opgelost P weergegeven, met de daarvoor in de literatuur vaak gebruikte afkortingen¹: totaal opgelost P (TDP), opgelost anorganisch P

1 TDP: total dissolved P
DIP: dissolved inorganic P
DOP: dissolved organic P.

(DIP) en opgelost organisch P (DOP). Rode staven zijn resultaten van de chemische P-analyses, groene staven zijn uitkomsten van de biobeschikbaarheidstest en geven dus de biobeschikbare P-fractie weer.

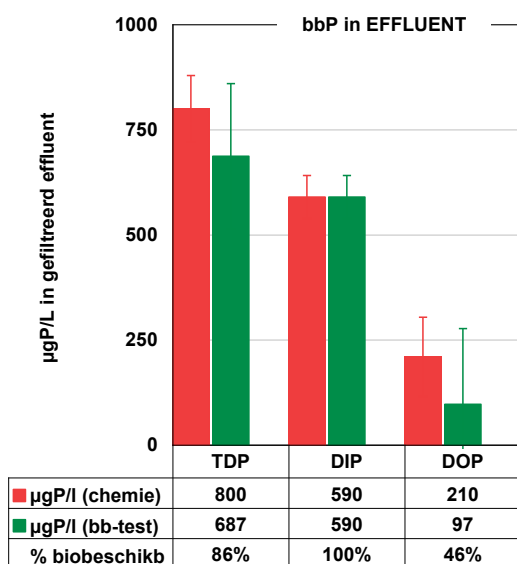
De chemische analyses laten zien dat P grotendeels in anorganische vorm aanwezig was. In deze vorm is P over het algemeen goed voor algen opneembaar. Ongeveer een kwart van het opgeloste P was in organische vorm aanwezig. P in organische verbindingen kan voor algen moeilijk of niet opneembaar zijn.

De biologische analyses laten zien dat gemiddeld 86% van alle P biobeschikbaar was. De anorganische DIP-fractie wordt als geheel biobeschikbaar beschouwd. De rode en groene staven rechts in de figuur geven aan dat de organische DOP-fractie ook nog voor een deel (46%) voor de algen opneembaar was.

Zoals gebruikelijk is de spreiding van de uitkomsten van de biologische analyse echter groot, zodat de biobeschikbaarheids-percentages van een enkele test als tamelijk ruime schattingen moeten worden gezien. Ook in monster van 6 oktober bleek het effluent-P grotendeels biobeschikbaar. Er zijn dus geen aanwijzingen voor een aanzienlijke niet-biobeschikbare P-fractie in het effluent van RWZI Alkmaar.

FIGUUR 2

CHEMISCHE (■) EN BIOLOGISCHE (■) ANALYSE VAN TOTAAL OPGELOST P (TDP), OPGELOST ANORGANISCH P (DIP) EN OPGELOST ORGANISCH P (DOP) VAN HET EFFLUENT VAN RWZI ALKMAAR, 25 AUG 2009. DE BIOLOGISCHE ANALYSE MEET ALLEEN HET BIOBESCHIKBARE, VOOR ALGEN OPNEEMBARE P



4.2.2 BIOBESCHIKBAARHEID VAN EFFLUENT-N

De resultaten van de metingen van biobeschikbaar N in influent van 25 aug zijn weergegeven in Figuur 3. Er zijn drie verschillende fracties van opgelost N weergegeven, met de daarvoor in de literatuur vaak gebruikte afkortingen²: totaal opgelost N (TDN), opgelost anorganisch N (DIN) en opgelost organisch N (DON). Blauwe staven zijn resultaten van de chemische N-analyses, groene staven zijn uitkomsten van de biobeschikbaarheidstest en geven dus de biobeschikbare N-fractie weer.

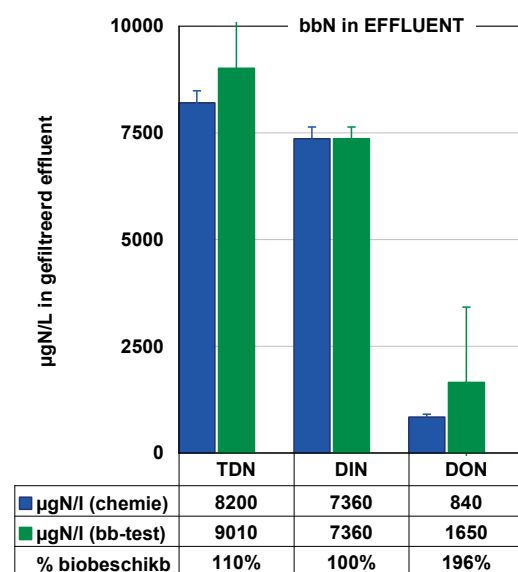
2 TDN: total dissolved N
DIN: dissolved inorganic N
DON: dissolved organic N.

De chemische analyses laten zien dat N grotendeels in anorganische vorm aanwezig was. In deze vorm is N over het algemeen goed voor algen opneembaar. Slechts ongeveer 10% van het opgeloste N was in organische vorm aanwezig. N in organische verbindingen kan voor algen moeilijk of niet opneembaar zijn.

De biologische analyses komen uit op een hogere TDN concentratie dan de chemische analyses. Dit is uiteraard het gevolg van de aanzienlijke spreiding van vooral de biologische analyse. Een N-fractie die chemisch gemist wordt maar wel in een biologische test wordt gemeten is niet waarschijnlijk. Maar het resultaat geeft wel aan dat deze biobeschikbaarheidstest geen aanwijzingen oplevert voor een aanzienlijke niet-biobeschikbare N-fractie in het effluent van RWZI Alkmaar. Ook in monster van 6 oktober werden geen aanwijzingen gevonden voor een substantiële niet-biobeschikbare N-fractie in het effluent.

FIGUUR 3

CHEMISCHE (■) EN BIOLOGISCHE (■) ANALYSE VAN TOTAAL OPGELOST N (TDN), OPGELOST ANORGANISCH N (DIN) EN OPGELOST ORGANISCH N (DON) VAN HET EFFLUENT VAN RWZI ALKMAAR, 25 AUG 2009.
DE BIOLOGISCHE ANALYSE MEET ALLEEN HET BIOBESCHIKBARE, VOOR ALGEN OPNEEMBARE N



4.3 CONCLUSIES

- Biobeschikbaarheids-tests gaven aan dat de nutriënten N en P in het Alkmaar-effluent grotendeels in een biobeschikbare vorm aanwezig zijn, en dus verwijderbaar in een nazuiveringsvijver met algen
- Een groot deel van de nutriënten in het Alkmaar effluent is in anorganische vorm aanwezig.
- Het in organische verbindingen aanwezige N en P lijkt ook nog voor een deel voor algen beschikbaar.

5

LIMITERENDE NUTRIËNTEN

5.1 METHODE

Het voorkomen van nutriëntlimitatie kan met nutriëntverrijkingstests worden onderzocht. Zo zal in een P-gelimeerde algenpopulatie verrijking met P een verhoging van de groeisnelheid veroorzaken. Echter, wanneer er voldoende P voor de algen beschikbaar is zal zo'n verrijking geen effect hebben.

Omdat verrijkingstests met de natuurlijke algenpopulatie soms praktische problemen opleverden als gevolg van aangroei en kolonievorming, zijn aanvullend ook tests met een testalg uitgevoerd.

In de tests met natuurlijke algen zijn de volgende testcondities gebruikt: onverrijkt, P-verrijkt, N-verrijkt en ALL-verrijkt. In de laatste conditie zijn alle voor algengroei vereiste nutriënten in overmaat toegevoegd.

De test met de testalg is iets anders opgezet dan de test met natuurlijk fytoplankton. Hier is nutriëntlimitatie onderzocht door te verrijken met alle noodzakelijke nutriënten behalve één. De testcondities waren: onverrijkt, ALL-P verrijkt, ALL-N verrijkt en ALL-verrijkt. Deze proefopzet geeft tevens informatie over het nutriënt dat de maximaal mogelijke biomassa in de algenvijver bepaalt. In deze tests is de natuurlijke algenpopulatie vooraf verwijderd door filtratie over 0.45 µm

De tests zijn uitgevoerd in drievoud in 50 ml erlenmeyers met ±20 ml medium in een incubator bij continu licht met een niet-limiterende intensiteit van ongeveer 120 - 150 µEm⁻²s⁻¹, temperatuur 23°C, menging 200 rpm. De testalg was de veelvuldig voor bioassays gebruikte *Raphidocelis subcapitata*. Het verloop van de algendichtheid is gevolgd door het meten van in vivo chlorofyl-fluorescentie.

Er zijn testseries ingezet met steekmonsters van 25 augustus en van 6 oktober 2009. Beide series gaven vergelijkbare uitkomsten. Hieronder de resultaten van 25 augustus.

5.2 RESULTATEN

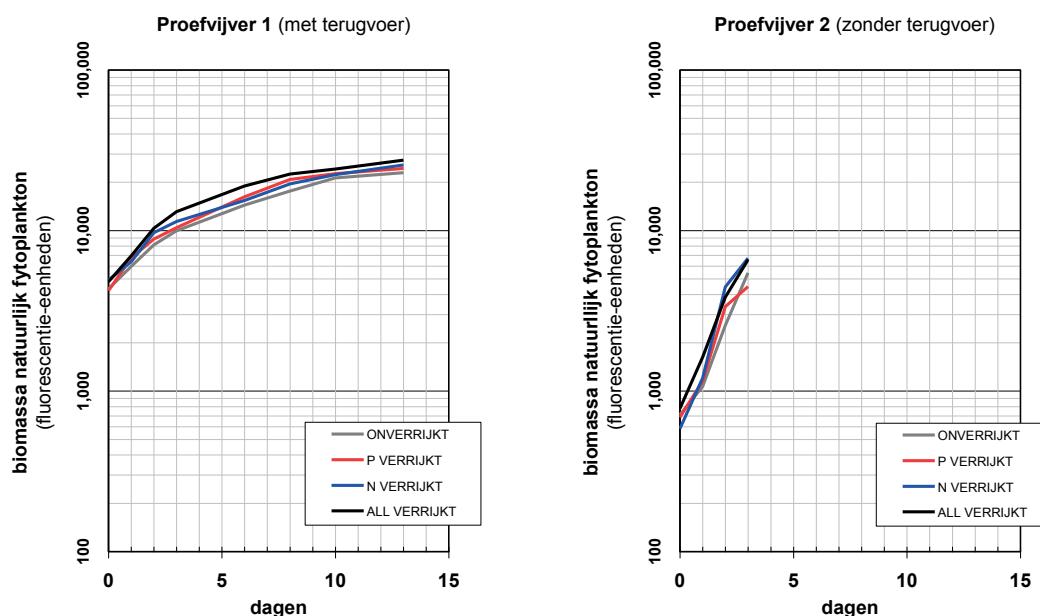
5.2.1 TEST MET NATUURLIJKE ALGENPOPULATIE

De resultaten van de verrijkingstests met de van nature aanwezige algen staan in Figuur 4. Als enig nutriënt limiterend zou zijn voor de algen, dan zou een van de verrijkingen een toename van de algengroei te zien geven.

De linker figuur laat zien dat het biomassaverloop in proefvijver 1 de eerste 10 dagen weinig of niet door nutriëntverrijkingen werd beïnvloed. Er was kennelijk geen sprake van nutriëntlimitatie op het moment dat proefvijver 1 werd bemonsterd.

Voor proefvijver 2 (rechter figuur) kon de groei van de algen niet langer dan 3 dagen gevolgd worden. Daarna was sprake van kolonievorming en wandgroei, wat een sterke onderschatting veroorzaakte in de biomassametingen. In de eerste dagen had nutriëntverrijking geen duidelijk effect op het biomassaverloop in proefvijver 2, ook hier was kennelijk geen sprake van nutriëntlimitatie.

FIGUUR 4 BIOMASSAVERLOOP VAN NATUURLIJK FYTOPLANKTON IN TESTS MET VERRIJKT EN ONVERRIJKT WATER VAN PROEFVIJVER 1 EN PROEFVIJVER 2, 25 AUG 2009

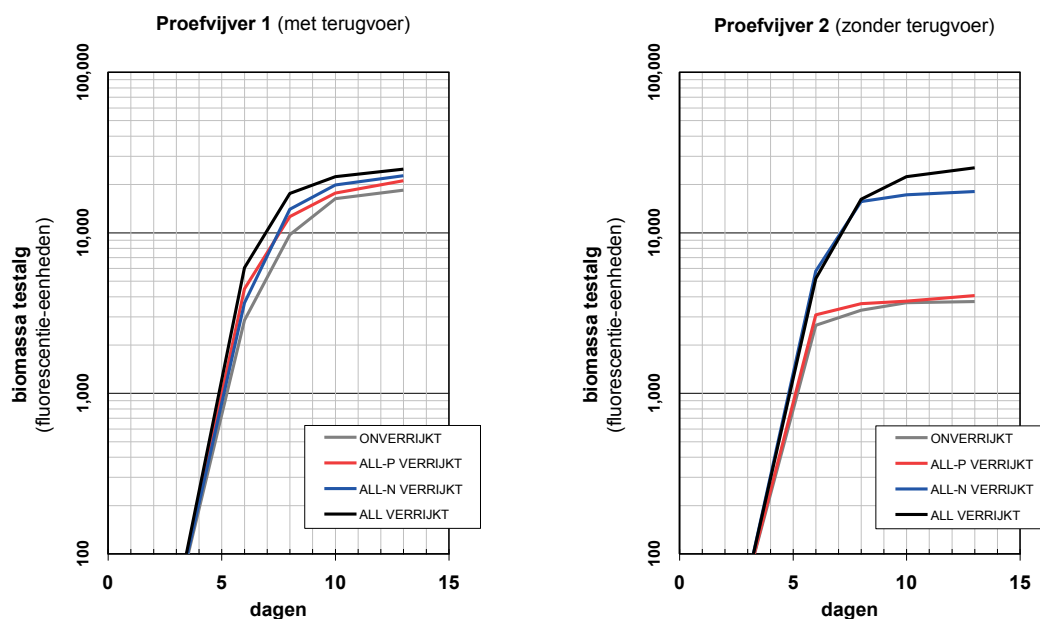


5.2.2 TEST MET DE TESTALG

De resultaten van de verrijkingstests met testalg staan in De figuren laten zien dat het biomassaverloop van de testalg aanvankelijk nauwelijks beïnvloed werden door nutriëntverrijking. Ook de test met de testalg wijst er dus op dat er geen nutriëntlimitatie was op het moment dat de proefvijvers werden bemonsterd.

In de test met water uit proefvijver 2 stopt de groei van de testalg rond dag 5 in de condities 'onverrijkt' en 'ALL-P verrijkt'. Dit zijn de niet met P verrijkte tests. In de wel met P verrijkte condities konden de algen nog enige tijd doorgroeien. Rond dag 5 trad hier dus P-limitatie op in de niet met P verrijkte testcondities. Dat betekent dat P weliswaar niet groeilimiterend was in proefvijver 2, maar dat P wel het nutriënt is dat de maximaal mogelijke algendichtheid in deze proefvijver begrenst.

FIGUUR 5 BIOMASSAVERLOOP VAN EEN TESTALG IN TESTS MET VERRIJKT EN ONVERRIJKT WATER VAN PROEFVIJVER 1 EN PROEFVIJVER 2, 25 AUG 2009



5.2.3 GROEISNELHEID VAN DE PROEFVIJVER-ALGEN

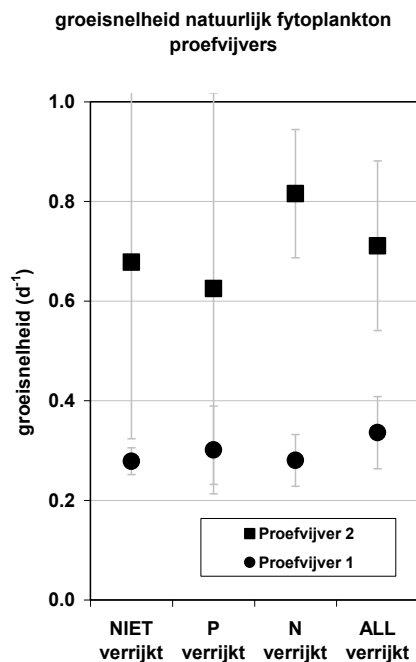
Uit het biomassaverloop in de testserie met de natuurlijke algenpopulatie kunnen de groeisnelheden van het fytoplankton in de beide proefvijvers worden berekend. Figuur 6 toont deze groeisnelheden, berekend over de eerste 6 dagen van de tests. Vooral de uitkomsten voor proefvijver 2 hebben een grote spreiding vanwege de storing door wandgroei en kolonievorming, maar niettemin is duidelijk dat het fytoplankton van proefvijver 2 sneller groeide dan dat van proefvijver 1.

De groeisnelheid in proefvijver 2 lag in de eerste testdagen in de grootteorde van $0,7 \text{ d}^{-1}$. Er was toen al wel enige wandgroei gevormd, dus mogelijk lag de feitelijke groeisnelheid nog wat hoger. In proefvijver 1 werd in de eerste dagen een groeisnelheid van rond $0,3 \text{ d}^{-1}$ gemeten. De hogere groeisnelheid in proefvijver 2 kan een gevolg zijn van selectie op snelgroeiende algen. In proefvijver 1 wordt een deel van de geogste algen teruggevoerd, waardoor ook minder snel groeiende algensoorten zich hier kunnen handhaven.

Minder snel groeiende algensoorten kunnen een lagere biomassa productie bereiken dan snel groeiende soorten. Bij vergelijkbare interne nutriëntgehalten zal dan ook de nutriëntverwijdering in de vijver minder zijn. Selectie op langzaam groeiende algensoorten zou mogelijk dus een negatief effect kunnen hebben op de nutriëntverwijderingscapaciteit.

FIGUUR 6

VERGELIJKING VAN DE GROEISNELHEID VAN DE NATUURLIJKE ALGENPOPULATIES IN DE BEIDE PROEFVIJVERS



5.3 CONCLUSIES

- Nutriëntverrijkingstests geven een duidelijk beeld van het voorkomen van nutriëntlimitatie en de aard van het limiterende nutriënt, en kunnen daardoor een rol spelen bij interpretatie en optimalisatie van de nutriëntverwijdering.
- Tests met natuurlijk fytoplankton kunnen praktische problemen opleveren vanwege kolonievorming en aangroei. Tests met testalg zijn daarom aan te bevelen.
- De nutriëntverrijkingstests, zowel die met natuurlijk fytoplankton als die met testalg, laten zien dat het fytoplankton in de proefvijvers op twee test-datums niet gelimiteerd was door P of N.
- Ook andere nutriënten waren in niet-limiterende hoeveelheden aanwezig.
- Uit de verrijkingstest met testalg blijkt dat P het nutriënt was dat de maximaal mogelijke algenbiomassa in proefvijver 2 bepaalde.
- Proefvijver 2 bevatte sneller groeiende algen dan proefvijver 1. Mogelijk vermindert het terugvoeren van geogste algen de selectie op snelgroeiende algensoorten.

6

CHEMISCHE ANALYSES

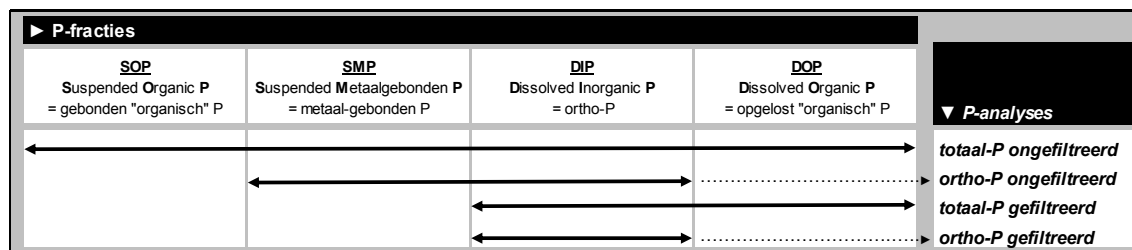
6.1 METHODE

Van de geteste monsters van effluent en proefvijvers zijn ook chemische P- en N-analyses uitgevoerd. De gebruikte analysemethoden staan in Tabel 1. Uit deze analyses kunnen diverse P- en N-fracties worden berekend. De wijze waarop deze fracties worden berekend is weergegeven in Figuur 7 en Figuur 8.

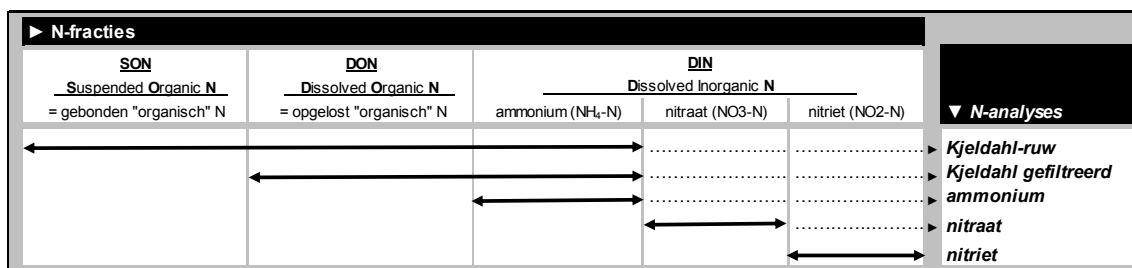
TABEL 1 CHEMISCHE ANALYSES EN TOEGEPASTE ANALYSEMETHODEN

Analyse	methode
totaal-P (na destructie) ortho-P	ICP-MS conform NEN-EN-ISO 17294-2 / Gel. CMA2/II/B spectrometrie conform NEN 6604
Kjeldahl-N (na destructie) nitriet nitraat ammonium	Ontsluiting conform NEN 6646, meting met CFA, NEN-EN-ISO 11732 Conform NEN-EN-ISO 10304-1 en/of -2, Ionchromatografie Conform NEN-EN-ISO 10304-1 en/of -2, Ionchromatografie eigen methode Alcontrol

FIGUUR 7 P-ANALYSES EN DE P-FRACTIES DIE DAARUIT BEREKEND KUNNEN WORDEN



FIGUUR 8 N-ANALYSES EN DE N-FRACTIES DIE DAARUIT BEREKEND KUNNEN WORDEN

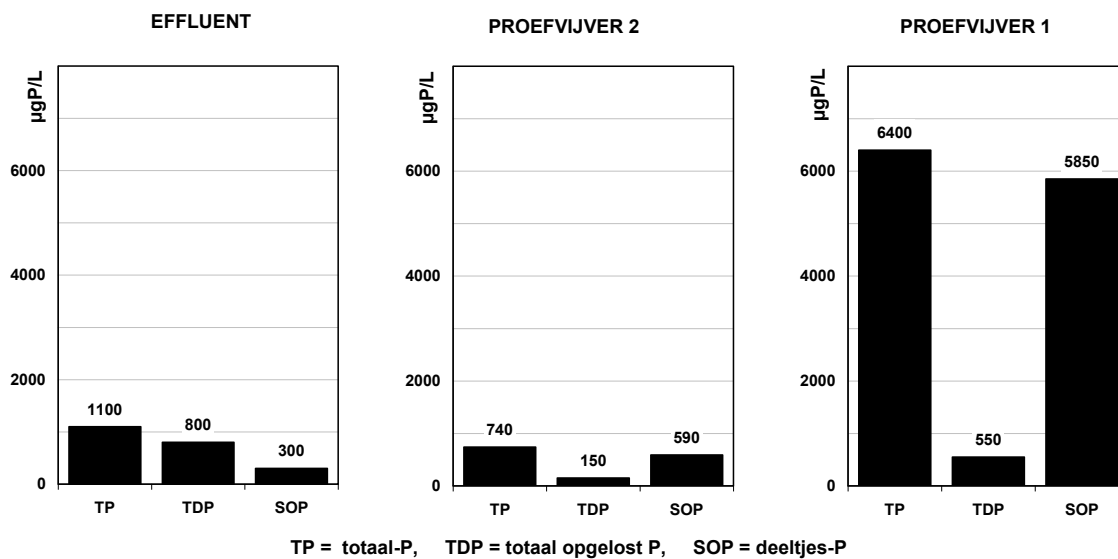


6.2 RESULTATEN

6.2.1 P-FRACTIES EN P-VERWIJDERING

Figuur 9 toont enkele uit de chemische P-analyses berekende P-fracties. De volledige uitkomsten van de P-analyses en de daaruit berekende fracties staan in Bijlage 1.

FIGUUR 9 P-FRACTIES IN DE PROEFVIJVERS EN IN HET NAAR DE VIJVERS GEVOERDE RWZI-EFFLUENT, 25 AUGUSTUS 2009



In proefvijver 2 is de concentratie van opgelost P lager, en van deeltjes-P hoger dan in het naar de vijver aangevoerde RWZI-effluent. P-opname door de algen kan deze omzetting van opgelost P naar deeltjes-P (algen) goed verklaren. Als in deze vijver het deeltjes P verwijderd zou worden door het oogsten van de algen, dan zou er dus sprake zijn van een flinke P-verwijdering.

Dat geldt in veel mindere mate voor vijver 1, de proefvijver waarin een deel van de geoogste algen naar de vijver teruggevoerd wordt. Hier is hoeveelheid opgelost P veel minder gedaald, de verwijderingscapaciteit van deze proefvijver was dus veel minder groot. Bovendien is de hoeveelheid deeltjes-P fors hoger dan in het effluent. Het lijkt er dus op dat deze vijver weliswaar meer algen bevat, maar dat er desondanks minder P wordt verwijderd.

De eenmalige chemische analyse van deze tests geeft overigens slechts een zeer globale indruk van de nutriëntverwijdering. Een oordeel over de P-verwijdering moet gebaseerd zijn op een over enige tijd herhaalde reeks P-analyses, zoals in het deelrapport over de pilot-resultaten is uitgewerkt.

6.2.2 P-LIMITATIE

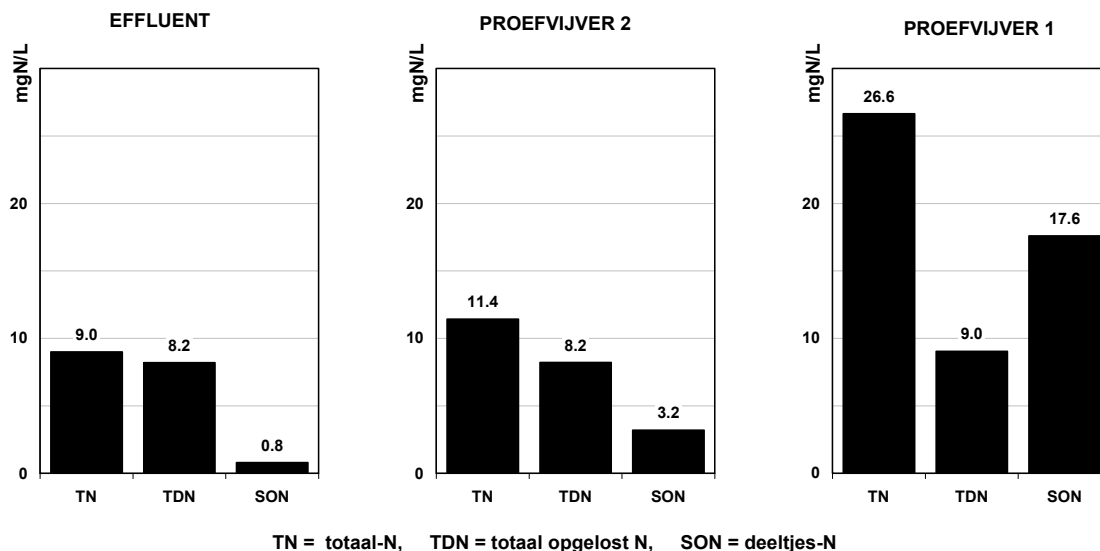
Algen kunnen P bij zeer lage concentraties nog uit het water opnemen om te groeien. Als maat voor het vermogen van algen om nutriënten op te nemen kan de halfverzadigingsconstante K_s worden gebruikt. K_s is gedefinieerd als de nutriëntconcentratie waarbij een alg als gevolg van nutriëntlimitatie nog maar de helft van zijn maximaal mogelijke groeisnelheid kan bereiken. Voor het nutriënt P worden, afhankelijk van de algensoort, K_s -waarden van 6-200 µgP/l genoemd (Reynolds 2006).

De concentratie opgelost P (DIP+DOP, de potentieel voor algen beschikbare P-fractie) bedroeg 150 µgP/l in proefvijver 2 en 550 µg P/l in proefvijver 1. De feitelijk voor de algen beschikbare hoeveelheid P ligt in dezelfde orde van grootte, want het opgeloste P bleek grotendeels bio-beschikbaar, zie 4.2.1. Opgelost P heeft in proefvijver 2 dus een waarde boven het K_s -gebied. Dat betekent dat in deze proefvijver geen (sterke) P-limitatie is te verwachten. In proefvijver 1 ligt de concentratie opgelost P wel in het K_s -gebied van 6-200 µgP/l. Hier zou P voor sommige algensoorten dus groeilimiterend kunnen zijn. Om er achter te komen of P bij zulke lage waarden limiterend is zijn groeilimitatietests nodig. De groeilimitatietests (5.2.1) geven aan dat de groeisnelheid van de algen in deze proefvijver nog niet door P werd gelimiteerd.

6.2.3 N-FRACTIES EN N-VERWIJDERING

Figuur 10 toont enkele uit de chemische N-analyses berekende N-fracties. De volledige uitkomsten van de N-analyses en de daaruit berekende fracties staan in Bijlage 2.

FIGUUR 10 N-FRACTIES IN DE PROEFVIJVERS EN IN HET NAAR DE VIJVERS GEVOERDE RWZI-EFFLUENT, 25 AUGUSTUS 2009



De figuur laat zien dat de in principe door algen verwijderbare fractie opgelost N (TDN) in de proefvijvers niet lager ligt dan in het aangevoerde effluent. Dat zou betekenen dat er geen substantiële N-verwijdering optreedt in de proefvijvers. De eenmalige chemische analyse van deze tests geeft overigens slechts een zeer globale indruk van de nutriëntverwijdering. Een oordeel over de N-verwijdering moet gebaseerd zijn op een over enige tijd herhaalde reeks N-analyses, zoals in het deeloprapport over de pilot-resultaten is uitgewerkt.

6.2.4 N-LIMITATIE

De concentratie opgelost N (TDN, de potentieel voor algen beschikbare N-fractie) bedroeg 8200 $\mu\text{gN/l}$ in proefvijver 2 en 9000 $\mu\text{g N/l}$ in proefvijver 1. De feitelijk voor de algen beschikbare hoeveelheid N ligt in dezelfde orde van grootte, want het opgeloste N bleek grotendeels biobeschikbaar (4.2.2).

Ks-waarden (zie 6.2.2) voor N liggen in de grootte-orde van 4 - 40 $\mu\text{gN/l}$ (Reynolds 2006). Dat is dus vele malen lager dan de feitelijke TDN-concentratie. Bij zulke hoge N-concentraties kan ook zonder limitatietests vastgesteld worden dat N niet limiterend is. De groei-limitatietests (5.2.1) geven aan dat het fytoplankton niet nutriëntgelimiteerd was op 25 september. Maar bij deze hoge N-concentraties had die conclusie ook zonder limitatietest getrokken kunnen worden.

6.3 CONCLUSIES

- Bij relatief hoge P- en N-concentraties kan uit chemische analyses opgemaakt worden of de algen P- of N-gelimiteerd groeien.
- Om het voorkomen van N- of P-limitatie bij lagere nutriëntconcentraties te beoordelen zijn nutriëntlimitatietests nodig.
- Nutriëntlimitatietests detecteren tevens limitaties door andere nutriënten dan N en P
- Het lijkt daarom zinvol om de condities mbt nutriëntlimitatie in de proefvijvers door middel van limitatietests te blijven volgen.
- De chemische analyses wijzen er op dat proefvijver 2 effectief P verwijderde. P-verwijdering in proefvijver 1, en N-verwijdering in beide vijvers, leek minder effectief.

7

BIJLAGEN

7.1 BIJLAGE 1. P-ANALYSES EN BEREKENDE P-FRACTIES

Alkmaar, 25-8-2009					
4 P-analyses		EFFLUENT	PROEFVIJVER 1	PROEFVIJVER 2	
t-P ongefiltreerd	TP	1100 ± 109	6400 ± 634	740 ± 73	µgP/L
t-P gefiltreerd	TDP	800 ± 79	550 ± 54	150 ± 15	µgP/L
o-P gefiltreerd	DIP	590 ± 51	420 ± 37	87 ± 8	µgP/L
berekende fracties					
P TOTAAL	TP	1100 ± 109	6400 ± 634	740 ± 73	µgP/L
1. P deeltjes	deeltjes-P	300 ± 135	5850 ± 636	590 ± 75	µgP/L
2. P totaal 'opgelost'	TDP	800 ± 79	550 ± 54	150 ± 15	µgP/L
2a. P anorg opgelost	DIP	590 ± 51	420 ± 37	87 ± 8	µgP/L
2b. P org opgelost	DOP	210 ± 94	130 ± 66	63 ± 17	µgP/L

7.2 BIJLAGE 2. N-ANALYSES EN BEREKENDE N-FRACTIES

Alkmaar, 25-8-2009					
5 N-analyses		EFFLUENT	PROEFVIJVER 1	PROEFVIJVER 2	
Kj-N ruw	Kj-N ruw	1.80 ± 0.12	21.00 ± 1.43	5.70 ± 0.39	mgN/L
Kj-N gefiltreerd	<j-N <0.45µm	1.00 ± 0.07	3.40 ± 0.23	2.50 ± 0.17	mgN/L
ammonium	NH4-N	0.16 ± 0.00	0.10 ± 0.00	0.14 ± 0.00	mgN/L
nitraat	NO3-N	7.20 ± 0.27	5.40 ± 0.21	5.60 ± 0.21	mgN/L
nitriet	NO2-N	0.00 ± 0.00	0.24 ± 0.00	0.12 ± 0.00	mgN/L
berekende fracties					
N-TOTAAL	TN	9.00 ± 0.30	26.64 ± 1.44	11.42 ± 0.44	mgN/L
1. N deeltjes	SON	0.80 ± 0.14	17.60 ± 1.45	3.20 ± 0.42	mgN/L
2. N totaal 'opgelost'	TDN	8.20 ± 0.28	9.04 ± 0.31	8.22 ± 0.27	mgN/L
2a. N anorg opgelost	DIN	7.36 ± 0.27	5.74 ± 0.21	5.86 ± 0.21	mgN/L
NH4	NH4-N	0.16 ± 0.00	0.10 ± 0.00	0.14 ± 0.00	mgN/L
NO3	NO3-N	7.20 ± 0.27	5.40 ± 0.21	5.60 ± 0.21	mgN/L
NO2	NO2-N	0.00 ± 0.00	0.24 ± 0.00	0.12 ± 0.00	mgN/L
2b. N org opgelost	DON	0.84 ± 0.07	3.30 ± 0.23	2.36 ± 0.17	mgN/L

8

LITERATUUR

Reynolds C.S., 2006. The Ecology of Phytoplankton. Cambridge University Press, Cambridge.

STOWA 2003. Ecotoxicologische aspecten bij de nabehandeling van RWZI-effluenten met behulp van biomassa kweek. STOWA rapport 2003-12.

STOWA, Waterschap De Dommel, Waterschap Aa en Maas, Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier, 2008. Effluentpolishing met algentechnologie. Subsidie-aanvraag innovatie-programme Kaderrichtlijn Water.

STOWA 2009., Biobeschikbaarheid van stikstof en fosfaat in RWZI-effluenten. STOWA-rapport 2009-3.

DEELSTUDIERAPPORT PILOTONDERZOEK ALKMAAR 2009

INHOUD

	SAMENVATTING	105
1	INLEIDING	107
1.1	Kader	107
1.2	Doel	107
1.3	Leeswijzer	107
2	OPZET PILOT ONDERZOEK	108
2.1	Opzet onderzoek	108
2.2	Pilot opstelling	108
2.3	Meetplan	109
	2.3.1 Groei condities algen	109
	2.3.2 Algen productie	110
	2.3.3 Algen populatie	110
	2.3.4 Nutriënt verwijdering	110
	2.3.5 COD	110
	2.3.6 Samenvatting metingen	110

3	RESULTATEN	112
3.1	Instellingen	112
3.1.1	Voedingsdebiet	112
3.2	Groeicondities algen	113
3.2.1	Zonne-energie en temperatuur	113
3.2.2	pH	114
3.2.3	Zuurstof	115
3.3	Algen productie	116
3.3.1	Algenconcentratie bassins	116
3.3.2	Bassin 1	117
3.3.3	Bassin 2	119
3.3.4	Vergelijking algenproductie	121
3.4	Algenpopulatie	122
3.4.1	Bepaling algenpopulatie	122
3.4.2	Algemeen resultaat	122
3.4.3	Algenpopulatie bassin 1	124
3.4.4	Algenpopulatie bassin 2	125
3.5	Nutriëntenverwijdering	127
3.5.1	Nitraat	127
3.5.2	Ammonium	129
3.5.3	Ortho-fosfaat	130
3.5.4	Nutriënt verhouding verwijderd	131
3.5.5	N en P concentratie in de alg	132
3.5.6	CZV	133
4	CONCLUSIES	134
5	SUGGESTIES VOOR VERVOLGONDERZOEK	136
5.1	Nutriëntenverwijdering	136
5.1.1	Variëren van de waterdiepte in de bassins	136
5.1.2	Dag en Nacht ritme	136
5.1.3	Chemische fosfaatverwijdering	136
5.2	Algen verwijdering	136
5.2.1	Bezinkstap	136
5.2.2	Trommelfilter	137

SAMENVATTING

Bij de RWZI Alkmaar zijn een tweetal algenvijvers (bassins) gerealiseerd.

Bassin 1: Chemostaat reactor. Alleen de algensoorten wiens groeisnelheid groter of gelijk is aan de verdunningssnelheid kunnen zich handhaven in dit bassin.

Bassin 2: Algenvijver met retentie. De algen worden middels een trommelfilter uit het effluent van de algenvijver gehaald en (deels) weer teruggeleid in de algenvijver.

Al snel na de opstart van de algenvijvers is autoflocculatie waargenomen. Voor een nageschakeld alg/water scheidingsproces kan dit proces grote voordelen bieden.

De soortensamenstelling van de algenpopulaties in beide bassins laat een verschillend verloop zien tijdens de onderzoeksperiode. Het verschil in algenpopulatie wordt veroorzaakt door het gebruik van een trommelfilter in bassin 2. Geconcludeerd kan worden dat het beoogde selectiemechanisme voor het stimuleren van grotere algensoorten, die door een filterdoek kunnen worden tegengehouden, zoals de kolonievormende alg *Pediastrum* en een draadalg, succesvol is gebleken.

Door het trommelfilter konden predatoren van algen, zoals *Rotiphieren* en *Daphnia's*, zich in bassin 2 handhaven, terwijl hun aantal in bassin 1 sterk lager lag. De invloed van deze predatiefactor kan mogelijk verminderd worden wanneer het trommelfilter vervangen wordt door een bezinktank.

De algenproductie laat een duidelijke afhankelijkheid zien van de hoeveelheid beschikbaar licht. Dit is te zien aan de gelijk lopende trend tussen productie en PAR (Photosynthetic Active Radiation, beschikbaar licht in $J \cdot s^{-1} \cdot m^{-2}$ of $w \cdot m^{-2}$) in beide bassins. Daarentegen neemt de algenproductie niet toe wanneer het influent debiet (en daarmee het aanbod nutriënten voor de groei) wordt verdubbeld. Wanneer in de loop van het onderzoek het beschikbare licht halveert, halveert ook de algenproductie in beide bassins. Geconcludeerd kan worden dat licht de limiterende factor is voor de groei in beide bassins.

De algenproductie wordt uitgedrukt als hoeveelheid alg per hoeveelheid zonne-energie. Voor bassin 1 (chemostaat) is dit 0,138 g ds/w PAR. Een praktisch waarde hiervan voor algenproductie in Nederland is 0,150 g ds/w PAR. Dit betekent dat de groeicondities in bassin 1 bijna optimaal zijn geweest.

De beoogde verhoogde algenproductie in bassin 2 (en daarmee een verhoogde N- en P- verwijderingscapaciteit) door de installatie van een trommelfilter is niet bereikt. Uitgedrukt als slibproductie per PAR is de algenproductie in bassin 2 ongeveer de helft lager. De lagere algenproductie in bassin 2 kan het resultaat zijn van een andere algenpopulatie. De verwachting is echter dat de verhoogde predatiefactor en de hogere verblijftijd van de algen in bassin 2 tot een afbraak van de algen heeft geleid.

De installatie van het trommelfilter (bassin 2) heeft niet tot een verbeterde nutriënten verwijdering geleid. De N en P gehalten van de algen in bassin 2 zijn weliswaar veel hoger dan die in bassin 1, echter doordat de algenproductie van bassin lager is, is de totale nutriëntenverwijdering van beide ongeveer gelijk gebleken.

In het influent van de zuivering zijn geregeld pieken van fosfaat geweest. Opvallend is dat deze pieken niet altijd tot hogere fosfaat concentraties in het effluent van de algenbassins hebben geleid. Ook bij de verhoging van het debiet in de beginperiode werd geen toename van de effluent P-concentratie waargenomen. Kennelijk kan er onder condities van lichtlimitatie extra P worden verwijderd in de algenbassins. Dit verschijnsel werd niet waargenomen bij NO_3 en NH_4 . Vermoed wordt dat naast een biologische P- opname er ook een chemische precipitatie plaats vindt van P. De hoge pH (10-11) en de lage CO_2 spanning maakt neerslag van Calciumfosfaat mogelijk.

De huidige resultaten van het trommelfilter zijn onvoldoende om aan de effluent eisen van RWZI's te voldoen. Om aan de effluenteisen te kunnen voldoen kan een test uitgevoerd worden met een trommelfilter met een kleinere poriëndiameter.

1

INLEIDING

1.1 KADER

Algen zijn één tot meercellige organismen die in staat zijn om zonne-energie om te zetten naar biomassa. Deze eigenschap maakt algen uitermate geschikt om een rol te spelen binnen duurzame zuiveringsconcepten.

Algen kunnen voor veel verschillende toepassingen worden gebruikt. Hierbij valt onder meer te denken aan benutting van algen als veevoer, voor de vervaardiging van biobrandstof of voor het produceren van kleurstoffen en omega-3 zuren etc. Bij de bovenstaande toepassingen ligt de nadruk op het produceren van zoveel mogelijk algenbiomassa.

Algen kunnen ook gebruikt worden voor het zuiveren van water, omdat ze net als bacteriën in staat zijn bij lage concentraties nog nutriënten uit water op te nemen. Deze eigenschap maakt algen geschikt voor waterzuivering en in het bijzonder als nageschakelde polishing stap van een conventionele afvalwaterzuivering.

Om op praktijkschaal de mogelijkheden van algen voor nutriëntenverwijdering onder Nederlandse klimatologische omstandigheden te onderzoeken is een pilotonderzoek gestart in opdracht van de STOWA. Dit onderzoek is onderdeel van het STOWA onderzoek: "Effluentpolishing met algen technologie". De uitvoering van het pilotonderzoek vindt plaats op de RWZI Alkmaar. Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier (HHNK) en advies- en ingenieursbureau DHV zijn verantwoordelijk voor de dagelijkse bedrijfsvoering en het genereren van resultaten.

1.2 DOEL

Het hoofddoel van dit pilotonderzoek is het onderzoeken/aantonen in hoeverre algen in staat zijn de nutriënten concentraties in het effluent van een RWZI significant te verlagen. Belangrijke aspecten hierbij zijn:

1. Samenstelling en ontwikkeling algen populatie
2. Kwantificeren van de algen productie
3. Opname van nutriënten door algen
4. Vaststellen limiterende factor
5. Verkleinen van het ruimtebeslag
6. Verwijderen van algen uit het behandelde water

1.3 LEESWIJZER

In hoofdstuk 3 wordt de opzet van de pilot besproken. De resultaten van fase 1 staan weergegeven in hoofdstuk 4 en de conclusies in hoofdstuk 5. Het rapport wordt afgesloten met hoofdstuk 6, waarin staat aangegeven welke onderzoeken er in fase 2 van het pilotonderzoek beoogd zijn.

2

OPZET PILOT ONDERZOEK

In paragraaf 2.1 t/m 2.3 wordt achtereenvolgens de opzet van het onderzoek, de pilotopstelling en het meetprogramma behandeld.

2.1 OPZET ONDERZOEK

Voor dit onderzoek zijn twee bassins aangelegd volgens het model van een HRAP (High Rate Algae Pond). Beide bassins worden parallel aan elkaar bedreven. Één bassin is volgens het principe van een HRAP als chemostaat ontworpen. Dit is de blanco variant, die tijdens dit onderzoek als vergelijking dient ten opzichte van het andere algenvijver. De andere algenvijver is met exact dezelfde afmetingen ontworpen, alleen is hier een trommelfilter aan toegevoegd. Het eerste doel van het trommelfilter is om de geproduceerde algen te scheiden van het gezuiverde water. De afgescheiden algen worden vervolgens teruggevoerd naar de algenvijver. Het tweede doel van het filter is om een selectiemechanisme te introduceren voor de ontwikkeling van grotere algen. De verwachting is dat hierdoor de algen/waterscheiding op de trommel uiteindelijk steeds beter zal verlopen.

Bij dit onderzoek zijn het invoerdebiet en het niveau in de bassins de variabelen waarmee geregeld kan worden. In de eerste onderzoeksperiode is de invloed van de wijziging van het invoerdebiet op de nutriëntenverwijdering in de algenvijver onderzocht. De algen retour vanuit bassin 2 is constant terug gevoerd naar het bassin.

2.2 PILOT OPSTELLING

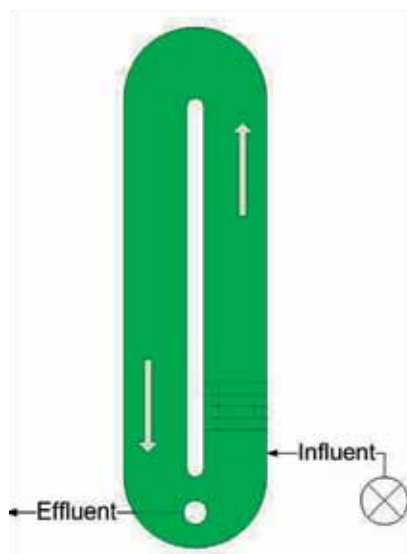
De pilot is geplaatst op een braakliggend stuk terrein op de RWZI Alkmaar. Het influent voor de pilot is het effluent van de RWZI, dat wordt onttrokken uit de effluent verzamelput net voor de overstort naar het oppervlaktewater. Vanuit deze verzamelput wordt het influent (effluent RWZI) verpompt naar een verzamelbuffer. Vanuit deze buffer worden via twee pompompen de beide bassins continue gevoed met een constant debiet.

De bassins zijn gebouwd volgens het voorbeeld van een HRAP. Beide bassins hebben een oppervlakte van 112,5 m². De diepte van de bassins kan worden gevarieerd tussen 20 en 50 cm. Tijdens de proefperiode is een constant niveau van 30 cm gehandhaafd. Beide bassins worden gemixt door een schoepenrad. Met het schoepenrad wordt een omloopsnelheid van 30 cm/s gecreëerd.

Om een logische volgorde in de uitleg van de bassins te krijgen wordt eerst bassin 1 uitgelegd. Dit bassin is een chemostaat reactor waarvoor geldt dat de hydraulische verblijftijd gelijk is aan de reciproke van de groeisnelheid van de algen. Alleen de algensoorten wiens groeisnelheid groter of gelijk is aan de verdunningssnelheid kunnen zich handhaven in dit bassin. In de onderstaande Figuur 1a staat bassin 1 weergegeven.

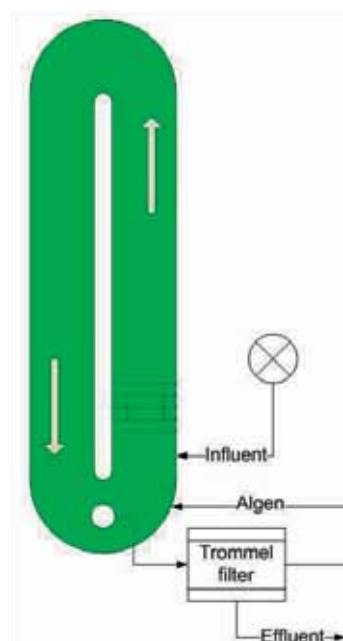
FIGUUR 1A

BASSIN 1: CHEMOSTAAT REACTOR



FIGUUR 1B

BASSIN 2: ALGEN SYSTEEM MET RETENTIE



In figuur 1b is algenvijver 2 met algenretentie gepresenteerd. Dit bassin is gelijk aan bassin 1, maar verschilt door de toevoeging van een trommelfilter, waarmee het algen/water mengsel dat overloopt uit het bassin gefilterd wordt en de alle afgefilterde algen weer teruggevoerd worden naar het bassin. Tijdens de proefperiode is er geen algenslib afgevoerd. Het water dat doorstroomt wordt geloosd. Het trommelfilter is uitgerust met een 40 μm filterdoek.

2.3 MEETPLAN

Om de biologische werking van het systeem te beoordelen zijn het influent (effluent RWZI), het effluent en het water in de algenvijvers geanalyseerd.

2.3.1 GROEI CONDITIES ALGEN

Belangrijke parameters voor de groei van algen zijn pH, CO_2 -gehalte, temperatuur en licht.

De pH, zuurstof en temperatuur worden in steekmonsters gemeten die rond 9 uur genomen worden uit beide bassins. Doordat algen alleen tijdens lichturen fotosynthetische omzetting-reacties uit kunnen voeren, zijn op dat vroege tijdstip deze parameters het laagst. Gedurende de dag zullen de pH, zuurstofgehalte en temperatuur stijgen.

Voor informatie over de lichtenergie wordt de informatie van uurgemiddelden van het KNMI station op Schiphol gebruikt. Deze informatie is te vinden op de website van het KNMI²⁾. Er is gekozen voor luchthaven Schiphol als referentie omdat dit weerstation zich dichtbij Alkmaar bevindt maar in tegenstelling tot Haarlem minder invloed van de zee heeft. De zonne-energie is weergegeven als PAR (Photosynthetical Active Radiation). Dit is het gedeelte van het licht-spectrum dat gebruikt kan worden voor fotosynthese (ca. 45% van de totale zonne-energie).

²⁾ www.KNMI.nl

2.3.2 ALGEN PRODUCTIE

Om de algenproductie in de pilot te kunnen volgen worden er zwevendestofanalyses uitgevoerd op 24-uurs monsters (tijdsproportionele) van het influent en het effluent van de pilot.

In de bassins kan het gehalte aan algen variëren. Daarom wordt ook in de bassins de zwevendestof concentratie gemeten. De steekmonsters worden vroeg in de ochtend genomen.

2.3.3 ALGEN POPULATIE

In de HRAP systemen is de algenpopulatie onderhevig aan sterke wisselingen. Tevens wordt verwacht dat er in bassin 2 een andere algenpopulatie zal ontstaan door de introductie van het trommelfilter. Om de algenpopulatie in beide bassins over de tijd te kunnen volgen worden microscopische analyses uitgevoerd. Hierbij zijn de veel voorkomende algen benoemd en gewaardeerd op voorkomen. Ook is er gekeken naar de aanwezigheid van hogere micro-organismen, vrije bacteriën, actiefslibstructuren en andere zaken die mogelijkterwijs opvallen.

2.3.4 NUTRIËNT VERWIJDERING

Gelijktijdig met de standaard bemonstering en monsteranalyses van de RWZI in Alkmaar wordt het effluent van de algenvijvers geanalyseerd op ammonium, nitraat en fosfaat. Het effluent van de zuivering is het influent van de algenspilot en daarom kunnen deze gegevens gebruikt worden voor de pilot.

Beide bassins worden tijdsproportioneel bemonsterd. In de praktijk is dit ook debietproportioneel, omdat de aanvoer nagenoeg constant is. In de verzamelde monsters wordt net als bij het effluent van de RWZI ammonium, nitraat en ortho-fosfaat gemeten. Afhankelijk van de analysefrequentie in de week zijn het 1 tot meerdaagse monsters.

Om te onderzoeken of het nutriëntengehalte in de geproduceerde algen varieert over de onderzoeksperiode en mogelijk verschilt per algenvijver worden in de effluentmonsters regelmatig de totaal-stikstof en totaal-fosfaat concentraties gemeten. Na correctie voor de opgeloste concentratie aan stikstof of fosfaat kan hierbij op basis van het zwevendestofgehalte de nutriëntenconcentratie in de algen worden berekend.

2.3.5 COD

Omdat algen CO₂ omzetten in biomassa neemt het CZV totaal in het water toe. Deze CZV kan ook weer in opgeloste vorm in de waterfase komen door predatie en afsterving. Om dit proces te volgen is CZV_{opgelost} en CZV_{totaal} gemeten in het influent en het effluent.

2.3.6 SAMENVATTING METINGEN

In Tabel 1 staat het meetschema weergegeven. Hierbij zijn de metingen van het influent gebaseerd op 24 uurmonsters, effluent op één tot meerdaagse monsters en de metingen in het bassin op steekmonsters in de ochtend.

TABEL 1

MEETPROGRAMMA

Parameters	Meetrage	Waar	Type monster
pH	1 - 10	influent/bassins	Steek
Temperatuur	0 - 40 °C	influent/bassins	Steek
O ₂	0 - 24 mg/l	influent/bassins	Steek
CZV totaal	100 - 2000 mg/l	influent/effluent	Verzamel
CZV gefilterd	0 - 150 mg/l	influent/effluent	Verzamel
NH ₄	0,015 - 2 mg-N/l	influent/effluent	Verzamel
NO ₃	0,23 - 13,5 mg-N/l	influent/effluent	Verzamel
P-Ortho	0,05 - 1,5 mg-P/l	influent/effluent	Verzamel
P-Totaal	2 - 20 mg-P/l	influent/effluent	Verzamel
N- Totaal	5 - 40 mg-N/l	influent/effluent	Verzamel
ZS	10 - 1000 mg/l	influent/effluent/bassins	Verzamel

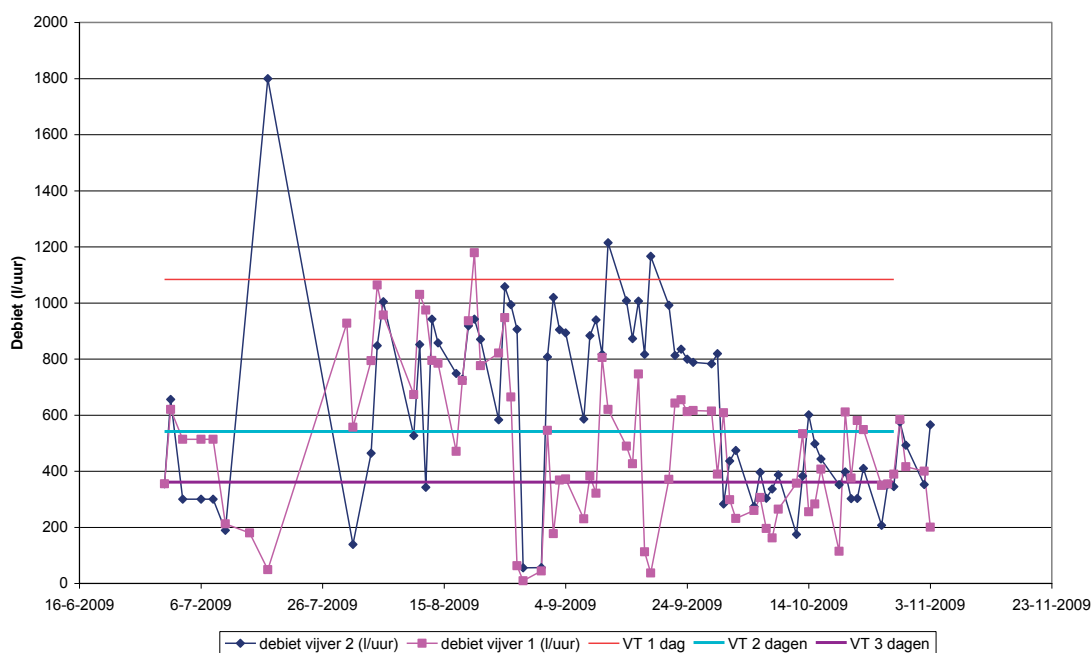
3

RESULTATEN

3.1 INSTELLINGEN

3.1.1 VOEDINGSDEBIET

FIGUUR 2 INFLUENT DEBIET



In Figuur 2 is het aanvoerdebiet van de beide bassins weergegeven. In de beginperiode (lopend tot 31 juli) hebben de debietmeters niet goed gefunctioneerd, waardoor de opgegeven waarden niet betrouwbaar zijn. *Door de onbetrouwbaarheid van deze debietwaarden, kunnen de data tot 31 juli niet worden gebruikt voor vracht- en activiteitsberekeningen.*

Na 31 juli werkten de debietmeters goed waardoor het debiet betrouwbaar ingesteld en gecontroleerd kon worden. Gedurende de maand september zijn er problemen geweest met de toevoer van bassin 1 waardoor het gemeten debiet lager was dan dat van bassin 2.

In Tabel 2 zijn de instellingen van het debiet samengevat.

TABEL 2

INSTELLINGEN DEBIET BASSIN 1 EN 2

Periode	Bassin 1	Bassin 2
Opstart tot 28-7	550 l/uur	550 l/uur
Van 28-7 tot 30-9	1100 l/uur	1100 l/uur
30-9 tot 30-10	400 l/uur	400 l/uur

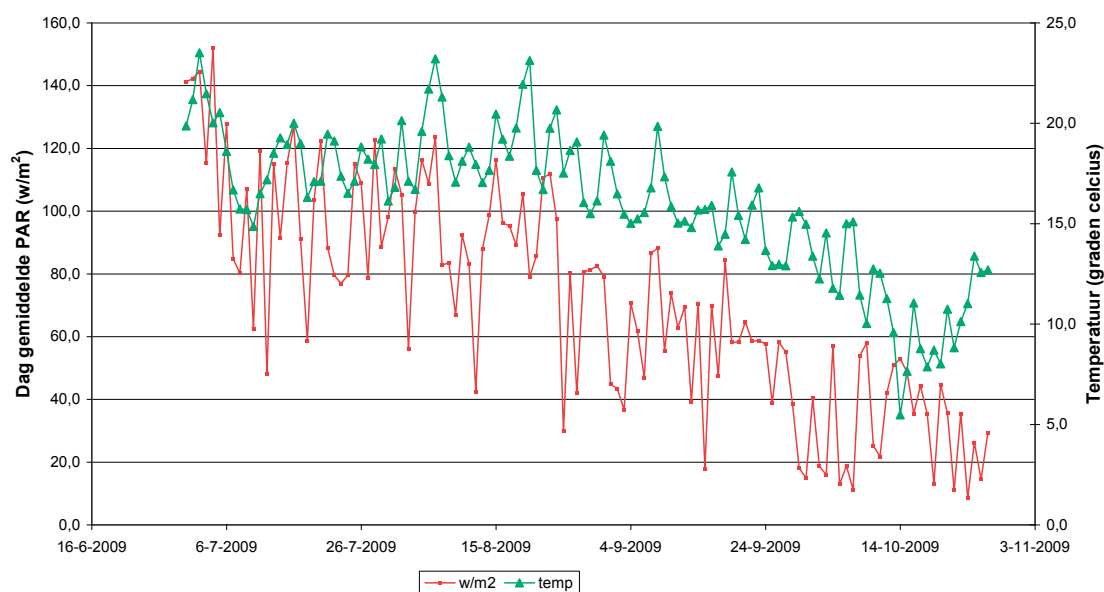
3.2 GROEICONDITIES ALGEN

3.2.1 ZONNE-ENERGIE EN TEMPERATUUR

In Figuur 3 staan de zonne-energie in PAR weergegeven en de temperatuur.

FIGUUR 3

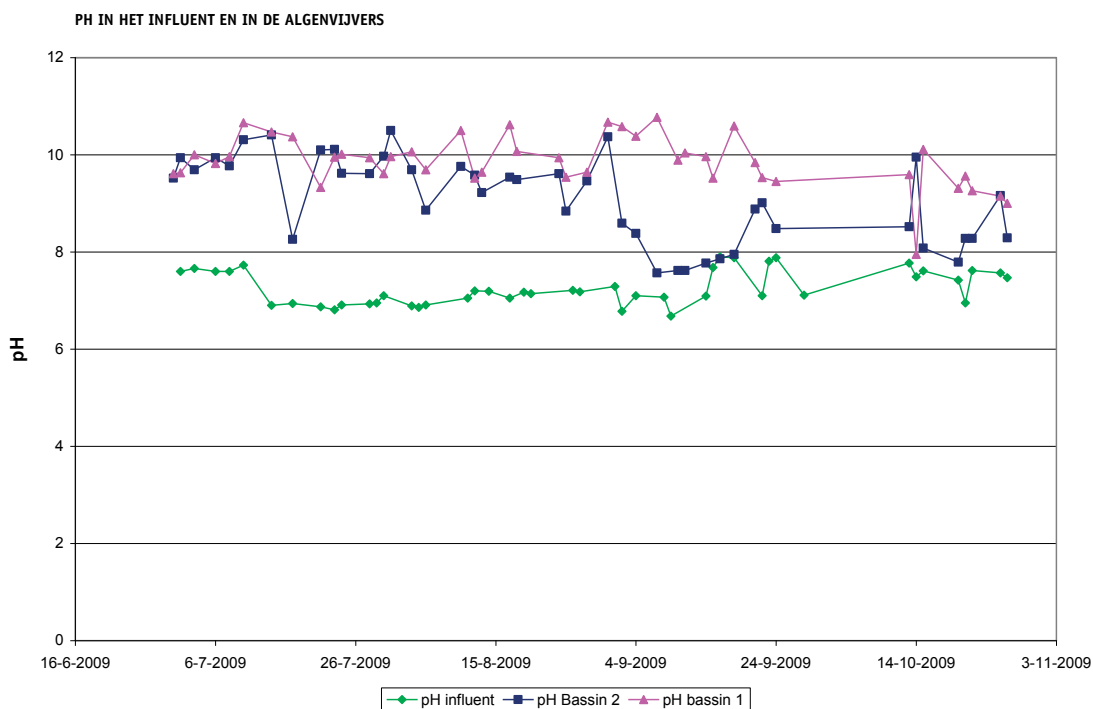
ZONNE-ENERGIE EN GEMIDDELDE DAG TEMPERATUUR (GEGEVENS VAN HET KNMI SCHIPHOL)



Figuur 3 maakt duidelijk dat vanaf de start van de proef de PAR geleidelijk afneemt. De gemiddelde temperatuur neemt vanaf september af. Dit zijn normale patronen voor Nederlandse omstandigheden.

3.2.3 pH

FIGUUR 4



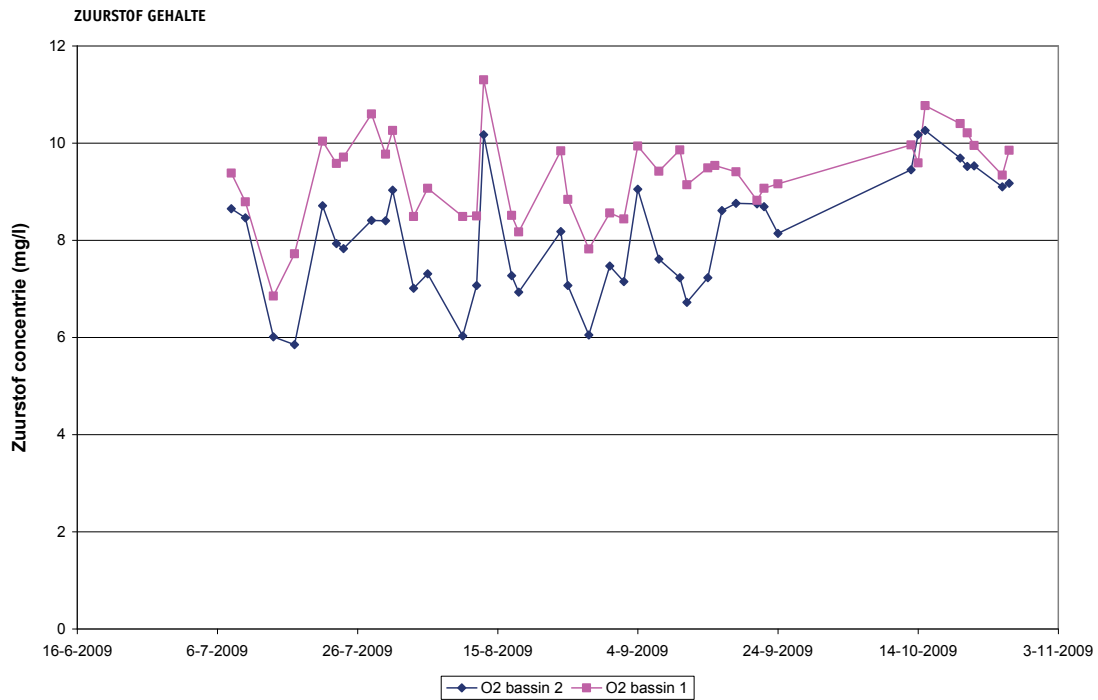
In Figuur 4 wordt de pH van het influent en de beide algenvijvers weergegeven. Hierbij gaat het om steekmonsters die in de ochtend genomen zijn. Duidelijk is te zien dat de pH in de bassins ca. 2 a 3 eenheden stijgt. Deze stijging komt doordat algen CO_2 consumeren. Voor de interpretatie van deze pH gegevens is het belangrijk te weten dat de monsternamen in de ochtend wordt uitgevoerd. Vanwege het dag/nacht ritme van de algen zal de pH in de ochtend het laagst zijn en in de avond het hoogst. Later op de dag is een keer een pH van 11 gemeten. Uit de gegevens blijkt dat het pH verschil kleiner werd in de loop van de tijd tussen het influent en de bassins. Dit is het gevolg van een lagere activiteit van de algen als gevolg van een afname van de hoeveelheid zonne-energie.

Vanaf begin september is de pH in bassin 2 lager dan die van bassin 1. Gedurende de maand september is het voedingsdebiet naar bassin 2 hoger dan naar bassin 1. Dit heeft geresulteerd in een lagere pH in bassin 2. Daarnaast zou het verschil ook verklaard kunnen worden door een hogere algenc concentratie in bassin 2, waardoor er 's nachts meer hetrotrofe activiteiten plaatsvindt die resulteert in een sterke daling van de pH.

Niet uitgesloten kan worden dat er tijdens deze proefperiode ten tijde van hoge pH waarden er sprake is geweest van CO_2 limitatie. Er zijn echter geen testen uitgevoerd om dit aan te tonen.

3.2.3 ZUURSTOF

FIGUUR 5



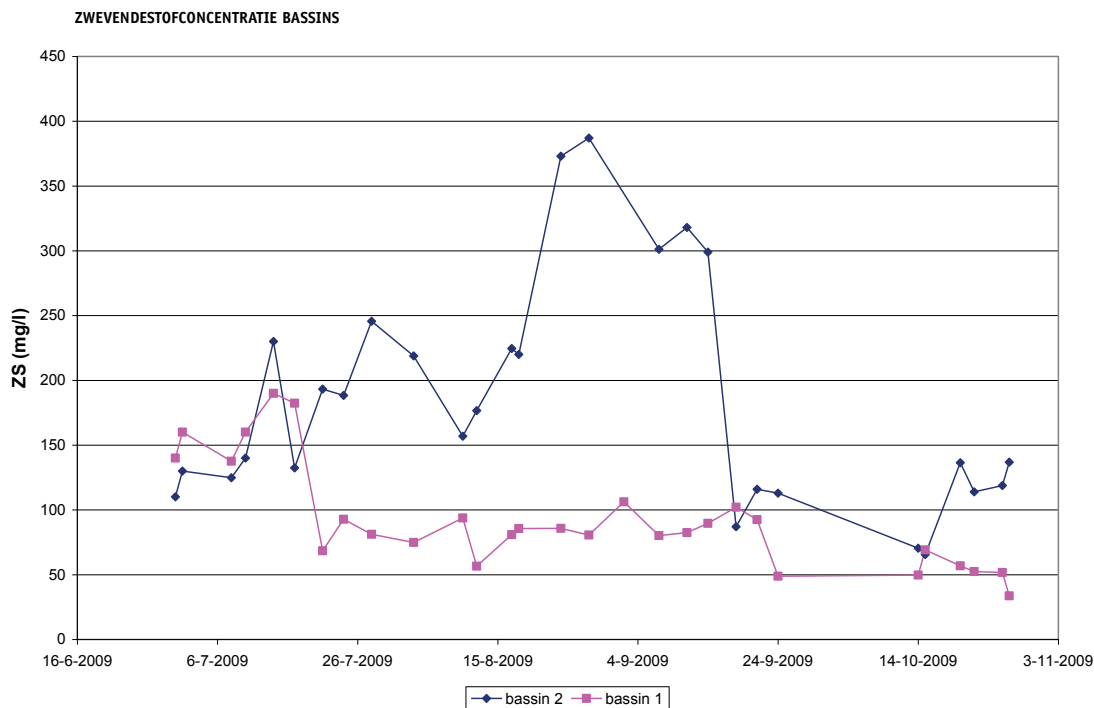
In Figuur 5 wordt het zuurstofgehalte weergegeven in de bassins. Ook hierbij gaat het om steekmonsters die in de ochtend zijn genomen. De waargenomen concentraties zijn iets lager dan de verzadigingsconcentratie van zuurstof in water. Er zijn ook metingen uitgevoerd in de middag waarbij concentraties van 22 mg/l of hoger zijn gemeten. Deze waarde zijn veel hoger dan de verzadigingsconcentratie van zuurstof in water.

Opvallend is dat in bassin 2 standaard een lager zuurstofgehalte wordt gemeten dan bassin 1. Net als bij de pH resultaten kan dit verklaard worden door een hogere nachtelijke heterotrofe activiteit.

3.3 ALGEN PRODUCTIE

3.3.1 ALGENCONCENTRATIE BASSINS

FIGUUR 6



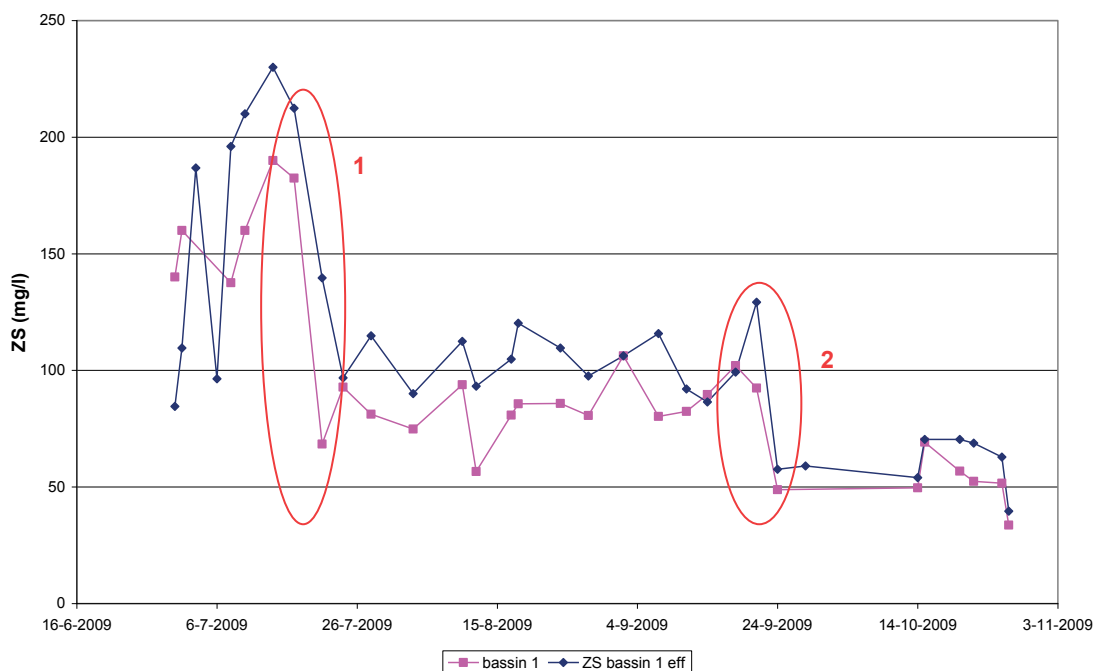
In Figuur 6 staan de zwevendestofconcentraties (ZS) in beide bassins weergegeven. Hieruit blijkt dat in de beginperiode de zwevendestofconcentraties in beide bassins nagenoeg gelijk zijn. Dit komt doordat gedurende deze periode het trommelfilter niet functioneerde.

Na 17 juli functioneerde het trommelfilter goed. Daarna neemt de ZS concentratie in bassin 2 geleidelijk toe. Door een calamiteit met het trommelfilter op 15-9 is dit verschil weer teniet gedaan. Vanaf 14 oktober functioneert het trommelfilter weer normaal, waarna de zwevendestof in bassin 2 ten opzichte van bassin 1 weer toeneemt.

3.3.2 BASSIN 1

3.2.3.1 Zwevendestof bassin 1 en zwevendestof effluent

FIGUUR 7 ZWEVENDESTOFCONCENTRATIE BASSIN 1 + EFFLUENT BASSIN

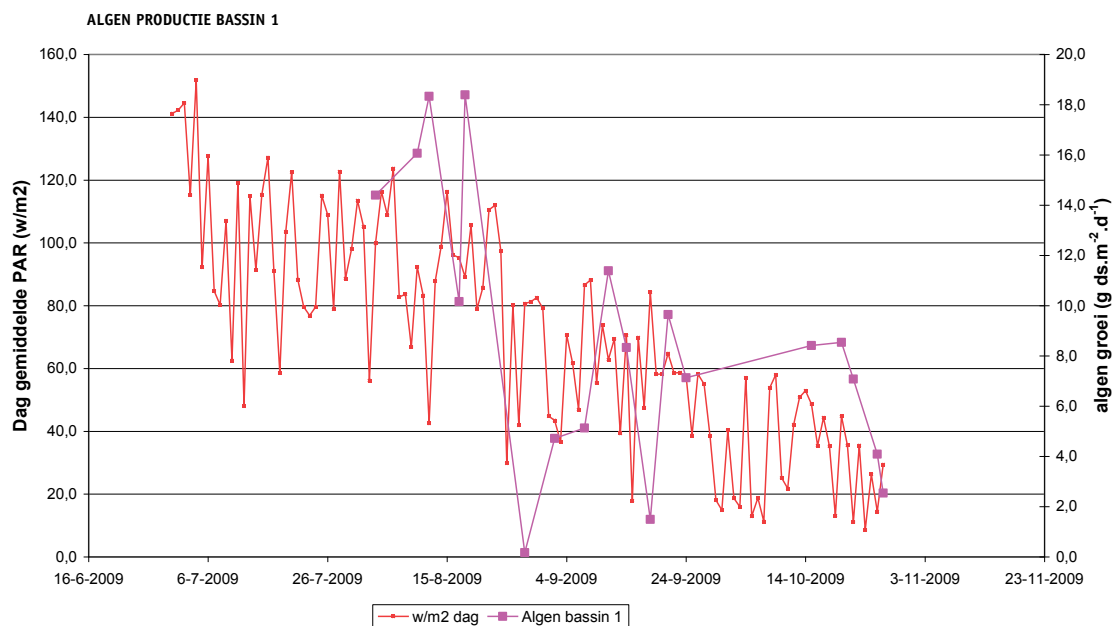


In Figuur 7 staan voor bassin 1 de zwevendestofconcentratie in het bassin en de zwevendestofconcentraties in het effluent weergegeven. Opvallend is dat de zwevendestofgehalten in het effluent vrijwel altijd hoger zijn dan in het bassin. Dit is terug te voeren op de manier waarop en het moment van monsternamen in de ochtend. De zwevendestofconcentratie in het effluent wordt gemeten in een 24 uren verzamelmonster, terwijl het zwevendestofgehalte in het bassin wordt gemeten in een steekmonster dat in de ochtend wordt genomen. Dit laatste monster zal na verwachting het laagste gehalte zwevendestof over een dag bevatten, omdat de algen in de nacht niet groeien en dan uitspoelen met het effluent.

Omdat bassin 1 uitgevoerd is als een chemostaat, is er een verband tussen het zwevendestofgehalte in het bassin, de groeisnelheid en het influentdebiet. Daarbij is ook duidelijk de invloed van het licht te zien. Bij situatie 1 in de grafiek, is het influent debiet verdubbeld. Dit heeft geresulteerd in een halvering van het zwevendestofgehalte in het bassin. Dit geeft aan dat de algenproductie ondanks de verdubbeling van het nutriëntenaanbod gelijk is gebleven. Bij situatie 2 (zie ook Figuur 8) halveert de PAR wat resulteert in een halvering van zwevendestofgehalte in het bassin. De algengroei in bassin 1 lijkt daarom net als in bassin 2 lichtgelimiteerd te zijn.

3.3.2.2 Algen groei bassin 1

FIGUUR 8

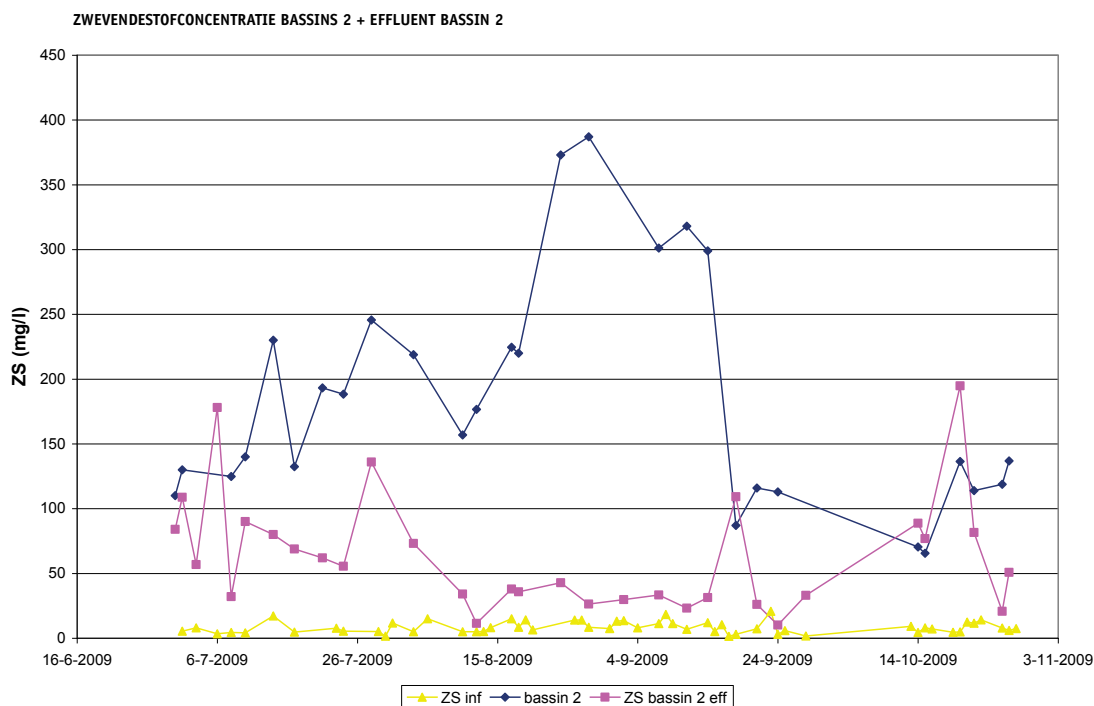


Uit Figuur 8 blijkt dat de algen productie dezelfde trend vertoont als de PAR. De waarde rond 28 augustus is afwijkend. De zeer lage algenproductie in deze periode wordt veroorzaakt door een tijdelijke stop van de voeding. Over de gehele periode is er gemiddeld een groei geweest van $5,75 \cdot 10^{-3}$ g ds/Wh PAR. Deze waarde ligt aanzienlijk hoger dan de $3,125 \cdot 10^{-3}$ g ds/Wh PAR van bassin 2.

3.3.3 BASSIN 2

3.3.3.1 Zwevendestof bassin 2 en zwevendestof effluent

FIGUUR 9



In figuur 9 staan voor bassin 2 de zwevendestofconcentraties in het bassin en de zwevendestofconcentraties in het effluent weergegeven. Duidelijk zichtbaar is, dat het zwevendestofgehalte in het bassin significant hoger is dan in het effluent. Dit geeft aan dat het trommelfilter in staat is algenbiomassa te scheiden van het gezuiverde water en terug te voeren naar het bassin.

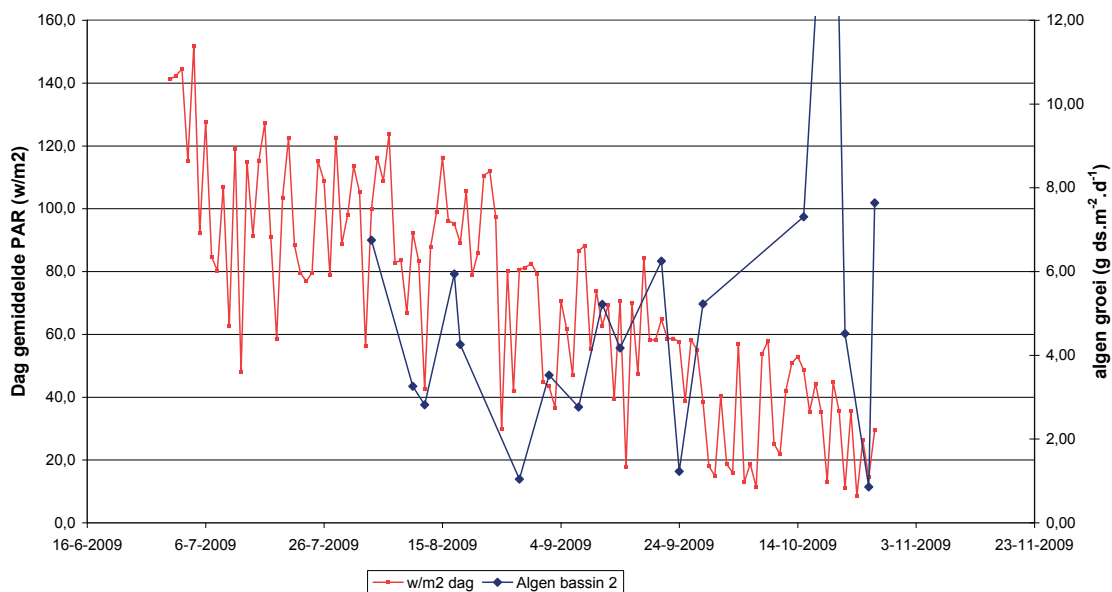
Vanaf 17 juli is het trommelfilter in bedrijf. Dit resulteert in een stijgende zwevendestofgehalte in het bassin. Daarnaast neemt het effluent zwevendestofgehalte gelijktijdig af tot half augustus waarna de concentratie gelijk blijft op waarden van 30 tot 40 mg/l. De dalende zwevendestofconcentratie in het effluent kan mogelijk verklaard worden doordat zich in bassin 2 een algenpopulatie ontwikkelt die beter van het gezuiverde afvalwater kan worden gescheiden. Doordat de samenstelling verandert richting algenkolonies met een grotere diameter zullen er minder algen worden uitgespoeld. Dit is ook terug te zien in de soortensamenstelling zie: 3.4 Algen populatie.

Alhoewel de zwevendestofgehalten in het effluent van bassin 2 in deze periode significant lager liggen dan die van bassin 1 ($\pm 65\%$), zijn de waarden nog ver boven gangbare effluentnormen. Dit betekent dat de installatie van het trommelfilter nog niet het gewenste resultaat heeft bereikt.

Door een calamiteit met het trommelfilter na 15 september is de algenpopulatie van bassin 2 uitgespoeld. In de periode hierna blijft het trommelfilter slecht functioneren tot omstreeks 22 oktober. Daarna functioneert het trommelfilter weer goed. Dit is te zien aan de stijgende zwevendestofconcentratie in het bassin.

3.3.3.2 Algen groei bassin 2

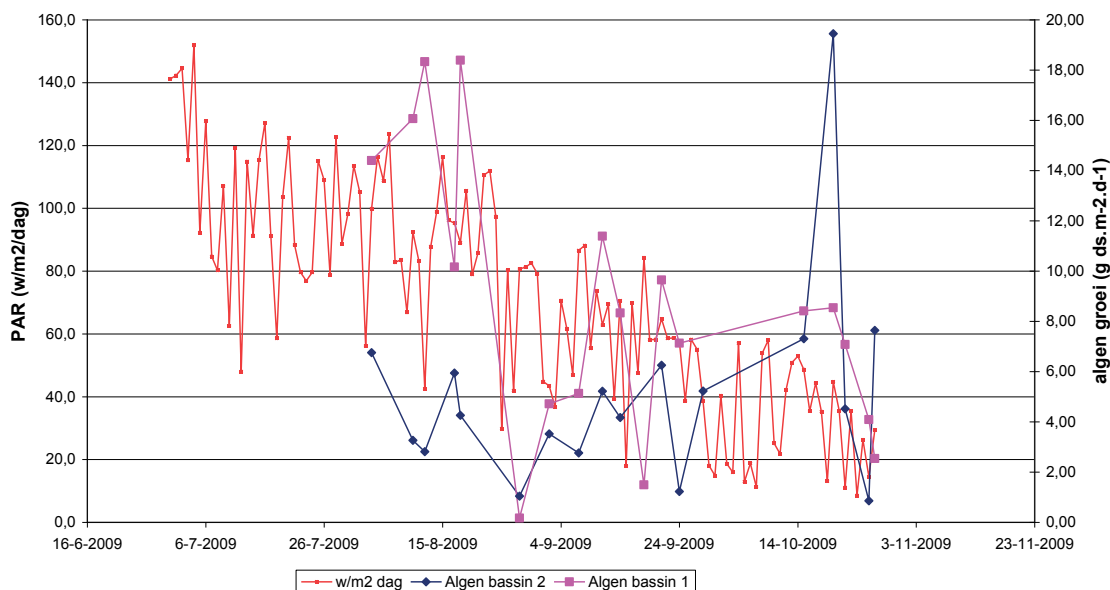
FIGUUR 10 ALGEN PRODUCTIE



In figuur 10 zijn de berekende waarden voor de algenproductie in bassin 2 en de PAR weer-gegeven. Tot eind september is er een duidelijke relatie tussen de PAR en de berekende algen-productie. Dit duidt erop dat de algenproductie in bassin 2 in deze periode voornamelijk wordt bepaald door het beschikbare licht. Een opvallend gegeven is dat de groeisnelheden na 24 september hoog zijn ondanks de lagere PAR. Over de gehele periode is er gemiddeld een groei geweest van $3,125 \cdot 10^{-3}$ g ds/Wh PAR.

3.3.4 VERGELIJKING ALGENPRODUCTIE

FIGUUR 11 ALGEN PRODUCTIE



Uit Figuur 11 blijkt dat de algenproductie van bassin 1 beduidend hoger is dan bassin 2. De algenproductie van bassins 1 (chemostaat) benadert met gemiddeld $7,5 \text{ g ds.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ de praktische waarde van $8 \text{ g ds.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ voor algenproductie in Nederland. Voor een betere vergelijking dient de productie gerelateerd te worden aan de PAR-waarde. Immers hoe meer beschikbaar licht hoe meer alg geproduceerd kan worden. De gemiddelde productie per PAR is $3,125 \cdot 10^{-3} \text{ gr DS/Wh PAR}$ voor bassin 2 en $5,75 \cdot 10^{-3} \text{ g ds/Wh PAR}$ voor bassin 1. De beide trends lopen wel parallel met elkaar en de PAR. Het verschil in algenproductie zou veroorzaakt kunnen worden door:

1. een hogere predatie en mineralisatie in bassin 1 als gevolg van de toegepaste algenretentie.
2. de aanwezigheid van een andere algenpopulatie

Uitgaande van Nederlandse condities waar met een gemiddelde PAR van $53,6 \text{ W/m}^2$ en een gemiddelde algenproductie van $8 \text{ g ds.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ gerekend kan worden, kan de gemiddelde productie per PAR bepaald worden op $6,20 \cdot 10^{-3} \text{ g ds/Wh PAR}$. Met $5,75 \cdot 10^{-3} \text{ g ds/Wh PAR}$ ligt de productie in bassin 1 hier niet ver van af.

3.4 ALGENPOPULATIE

Om inzicht te krijgen hoe de algenpopulatie in de tijd verandert zijn er microscopische analyses uitgevoerd.

3.4.1 BEPALING ALGENPOPULATIE

De monsters zijn microscopisch onderzocht. Er is gekeken naar het aandeel algen in vrije vorm en naar het aandeel algen die multicellulaire structuren vormen of onderling vlokken vormen. Daarnaast is gekeken naar de meest voorkomende algensoorten in de bassins. Deze algen werden gedetermineerd en beoordeeld op voorkomen. Hiervoor werd een schaal gebruikt van 1 tot 5 waarbij 1 niet tot nauwelijks voorkomend betekent en 5 zeer dominant. Naast algen is ook gekeken naar slibstructuren en naar hogere micro organismen. Deze zijn volgens dezelfde methodiek beoordeeld.

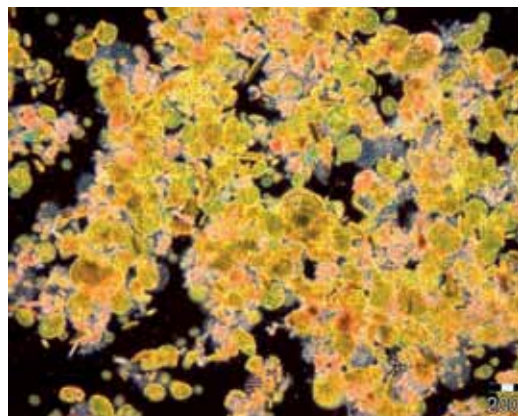
3.4.2 ALGEMEEN RESULTAAT

3.4.2.1 Vlokvorming algen

FIGUUR 12: ALGENVLOKKEN VISUEEL



FIGUUR 13: ALGENVLOKKEN ONDER DE MICROSCOOP



Vanaf het begin dat er algen in de bassins groeiden was te zien dat de algen zowel in vrije vorm als in vlokken aanwezig waren. In Figuur 12 en Figuur 13 is zichtbaar hoe dit visueel en ook microscopisch is waargenomen.

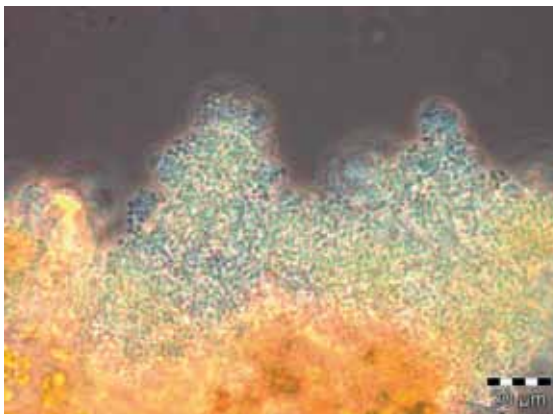
3.4.2.2 Actiefslibstructuren

In Figuur 14 en 15 zijn actief slibstructuren tussen de algen zichtbaar. Deze structuren zijn frequent aanwezig geweest. In de figuren 16 en 17 zijn vrije bacteriën in de waterfase te zien.

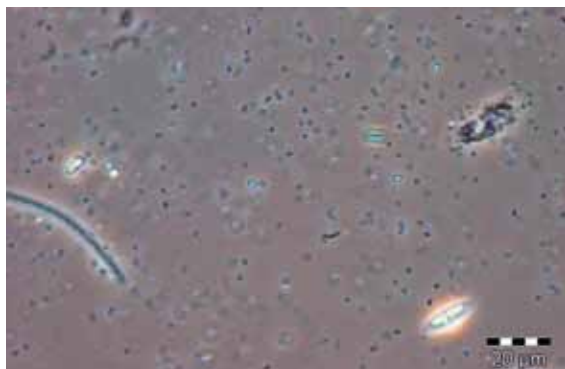
FIGUUR 14: DRAADVORMIGE BACTERIE AAN ALGENVLOK



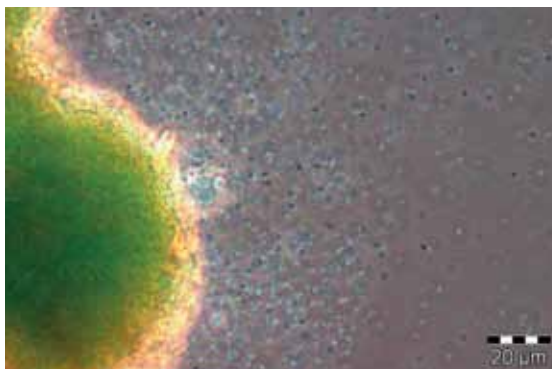
FIGUUR 15: MONOCULTUREN AAN ALGENVLOK



FIGUUR 16: VRIJE BACTERIËN IN DE WATERFASE



FIGUUR 17: VRIJE BACTERIËN IN DE WATERFASE BIJ ALGENVLOK

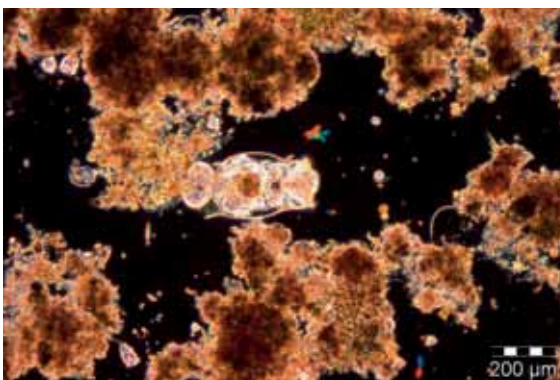


3.4.2.4 Predatie en afbraak

FIGUUR 18: AMOEBE



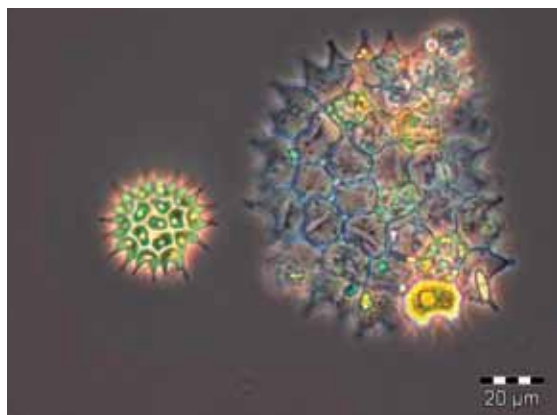
FIGUUR 19: ROTIFEER



In de figuren 18 en 19 zijn een *amoëbe* en een *Rotifeer* te zien. Deze organismen functioneren als predatoren van de algen. Andere predatoren die zijn waargenomen in de bassins zijn *sessiele ciliaten* en *Daphnia's*. Opvallend is dat er in bassin 2 meer predatoren aanwezig zijn dan in bassin 1. Met name de hoeveelheid *Daphnia's* was in bassin 2 groter. Een logische verklaring hiervoor is dat het trommelfilter van bassin 2 vrij zwemmende predatoren die groter zijn dan 40µm weer terugvoert.

Microscopisch zijn algen waargenomen waarvan alleen de celwand nog over was. Voorbeelden zijn zichtbaar in de onderstaande figuren. Deze lege structuren kunnen het resultaat zijn van predatie of van biologische afbraak. Het voorkomen van deze structuren was hoger in bassin 2. Dit is te verklaren door de hogere algenleeftijd en het hogere aantal predatoren.

FIGUUR 20: CELWAND STRUCTUUR VAN DE PEDIASTRUM



FIGUUR 21: LEGE CELWANDEN VAN ALGEN



3.4.3 ALGENPOPULATIE BASSIN 1

TABEL 3 VLOK/VRIJE ALG VERHOUDING

Datum	26-6	6-7	15-7	4-8	7-9	22-9
Algen in slib	95%	95%	99%	95%	95%	95%
Algen in waterfase	5%	5%	1%	5%	5%	5%

Zoals blijkt uit Tabel 3 is de vlok/vrije alg verhouding gedurende de periode constant gebleven. In Tabel 4 en Tabel 5 is te zien dat in bassin 1 een aantal wisselingen van algenpopulaties heeft plaatsgevonden. Er is begonnen met een grote variatie van verschillende algen. Daarna volgt een periode waarin de *Chlorella vulgaris* (zie figuur 22) zeer dominant aanwezig is geweest. In het monster van 7 september werd er weer een gevarieerde algen populatie waargenomen, waarbij *Scenedesmus dimorphus* als meest dominant naar voren kwam. En bij de laatste analyse op 22 september is slechts één algensoort waargenomen in het monster en wel een ééncellige groene alg (zie figuur 23).

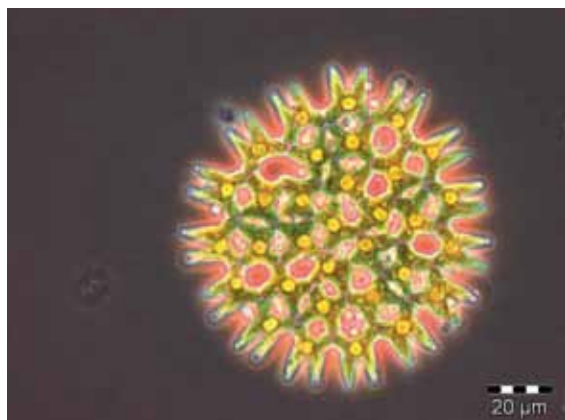
TABEL 4 ALGEN IN DE VLOK BASSIN 1

Datum	26-6	6-7	15-7	4-8	7-9	22-9
<i>Scenedesmes quadricaudes</i>	3	1	1	1	1	0
<i>Scenedesmes dimorphus</i>	3	1	1	1	3	0
<i>Scenedesmes incrassatulus</i>	4	1	1	1	1	0
<i>Chlorella vulgaris</i>	4	5	5	5	1	0
<i>Nitzschia palea</i>	2	3	1	2	1	0
Draad alg	1	1	1	1	1	0
Pediastrum		2	0	1	1	0
Ééncellige groene alg					2	5

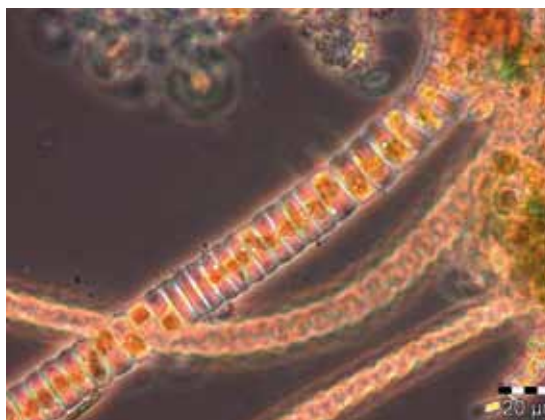
TABEL 5 ALGEN IN DE WATERFASE BASSIN 1

Datum	26-6	6-7	15-7	4-8	7-9	22-9
<i>Scenedesmes quadricaudes</i>	2	2	2	2	1	0
<i>Scenedesmes dimorphus</i>	2	3	2	2	3	0
<i>Scenedesmes incrassatulus</i>	2	1	0	1	0	0
<i>Chlorella vulgaris</i>	0	4	2	0	0	0
<i>Nitzschia palea</i>	4	4	1	2	0	0
Draad alg	0	0	0	0	0	0
Pediastrum		2	2	2	1	0
Hogere micro organismen	4	2	1	2	1	0
Sessiele ciliaten				3	1	0
Amoebe				1	1	0
Ééncellige groene alg					2	5

FIGUUR 22 CHLORELLA VULGARIS



FIGUUR 23 1 EENCELLIGE GROENE ALG



3.4.4 ALGENPOPULATIE BASSIN 2

TABEL 6 VLOK/VRIJE ALG VERHOUDING BASSIN 2

Datum	26-6	6-7	15-7	4-8	7-9	22-9
Algen in slib	98%	95%	85%	95%	nvt	80%
Algen in waterfase	2%	5%	15%	5%	nvt	20%

TABEL 7 VLOK/VRIJE ALG VERHOUDING ALGEN RETOUR TROMMELFILTER

Datum			15-7	4-8	7-9	22-9
Algen in slib	Nvt	Nvt	95%	95%	95%	95%
Algen in waterfase	nvt	nvt	5%	5%	5%	5%

Het merendeel van de algen is aanwezig in de vlok zoals blijkt uit tabel 8. Er zijn twee analyses waarbij het aandeel algen in de waterfase hoger was. Deze metingen zijn gedaan tijdens calamiteiten met het trommelfilter. In tabel 9 is te zien dat de vlok/vrije alg verhouding in de algen retour vanuit het trommelfilter constant is gebleven.

TABEL 8 ALGEN IN VLOK BASSIN 2

Datum	26-6	6-7	15-7	4-8	7-9	22-9
Scenedesmes quadricaudes	3	3	3	0	2	0
Scenedesmes dimorphus	3	1	1	0	0	0
Scenedesmes incrassatulus	4	1	1	0	0	0
Chlorella vulgaris	4	5	4	2	0	0
Nitzschia palea	2	1	3	2	0	2
Draad alg	1	2	2	1	2	2
Pediastrum		1	2	3	5	4

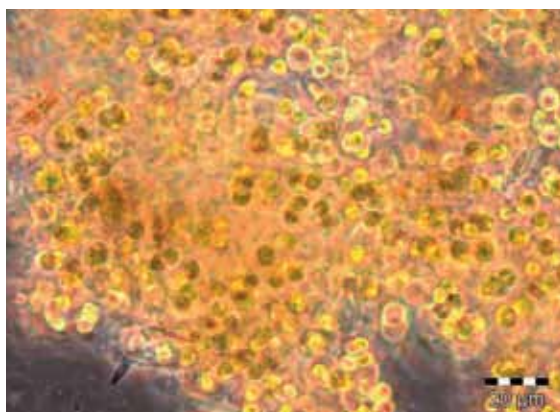
TABEL 9

ALGEN IN VLOK ALGEN RETOUR TROMMELFILTER

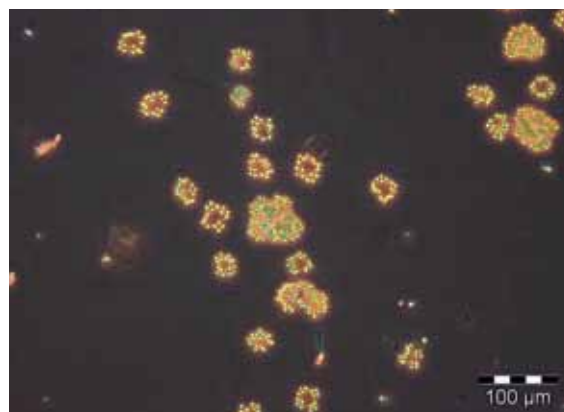
Datum	26-6	6-7	15-7	4-8	7-9	22-9
<i>Scenedesmes quadricaudes</i>	nvt	nvt	4	0	1	0
<i>Scenedesmes dimorphus</i>	nvt	nvt	1	0	0	0
<i>Scenedesmes incrassatus</i>	nvt	nvt	1	0	0	0
<i>Chlorella vulgaris</i>	nvt	nvt	3	0	0	0
<i>Nitzschia palea</i>	nvt	nvt	3	2	1	1
Draad alg	nvt	nvt	2	1	2	4
<i>Pediastrum</i>	nvt	nvt	3	4	5	5

Zoals blijkt uit de bovenstaande tabellen begon de algenpopulatie met een variëteit van algen. Sinds dat het trommelfilter naar behoren functioneert (vanaf 17-7) is de populatie verschoven richting een bijna monocultuur van *Pediastrum*. Zoals blijkt uit de bovenstaande tabellen is de verschuiving richting *Pediastrum* (zie figuur 24) eerder zichtbaar in de algen retour van het trommelfilter. De selectie van *Pediastrum* in bassin 2 is niet onverwacht aangezien dit één van de grotere algen is uit de populatie (> 40 µm poriegrootte filterdoek). Bij de laatste algenanalyse (22-9) is er een toename van draadalgen (zie figuur 25) waargenomen.

FIGUUR 24 PEDIASTRUM



FIGUUR 25 DRAADALG



Tabel 10 en 11 geven de ontwikkeling van de algensoorten in de waterfase van bassin 2 weer. Deze ontwikkeling is vergelijkbaar met de ontwikkeling van de algen in de vlokken.

Op basis van de selectie van *Pediastrum* in bassin 2 blijkt dat de selectie van grotere algen soorten met een trommelfilter werkt.

TABEL 10

ALGEN IN WATERFASE BASSIN 2

Datum	26-6	6-7	15-7	4-8	7-9	22-9
Scenedesmes quadricaudes	2	5	3	1	0	0
Scenedesmes dimorphus	2	2	2	1	0	0
Scenedesmes incrassatus	2	1	1	1	0	0
Chlorella vulgaris	0	1	1	0	0	0
Nitzschia palea	2	2	3	3	0	3
Draad alg	0	0	0	0	0	0
Pediastrum		1	2	3	5	4
Hogere micro organismen	4	2	2	2	2	3
Sessiele ciliaten				2	1	1
Amoebe				2	1	1

TABEL 11

ALGEN IN WATERFASE CENTRAAT TROMMELFILTER

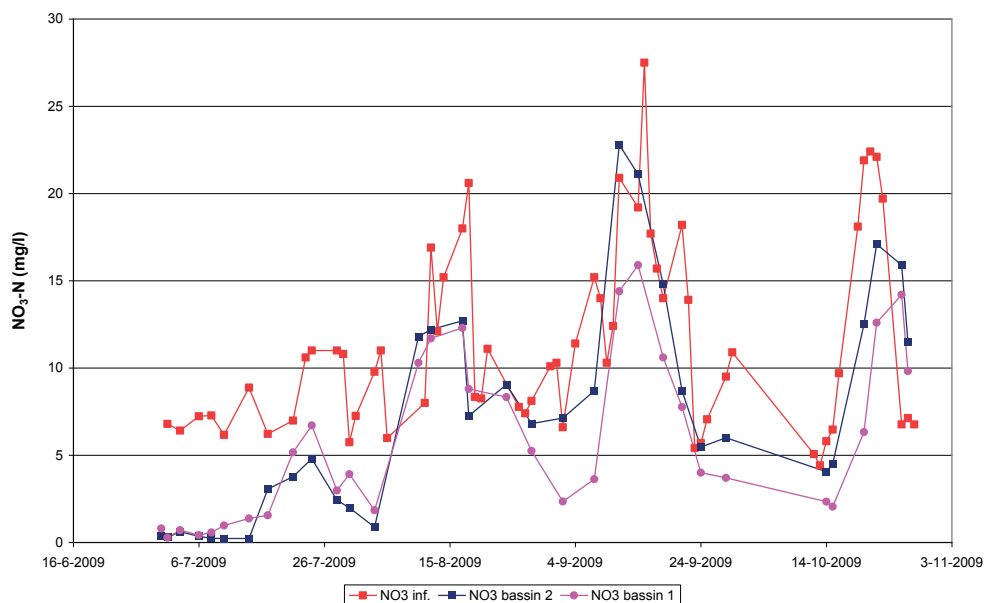
Datum	26-6	6-7	15-7	4-8	7-9	22-9
Scenedesmes quadricaudes	1		3	1	0	0
Scenedesmes dimorphus	1		2	1	0	0
Scenedesmes incrassatus	0		1	1	0	0
Chlorella vulgaris	0		2	0	0	0
Nitzschia palea	3		2	2	1	1
Draad alg	0		0	0	0	4
Pediastrum			3	4	5	5
Hogere micro organismen	0		2	1	2	1
Sessiele ciliaten				1	1	1
Amoebe				1	1	1

3.5 NUTRIËNTENVERWIJDERING

3.5.1 NITRAAT

FIGUUR 26

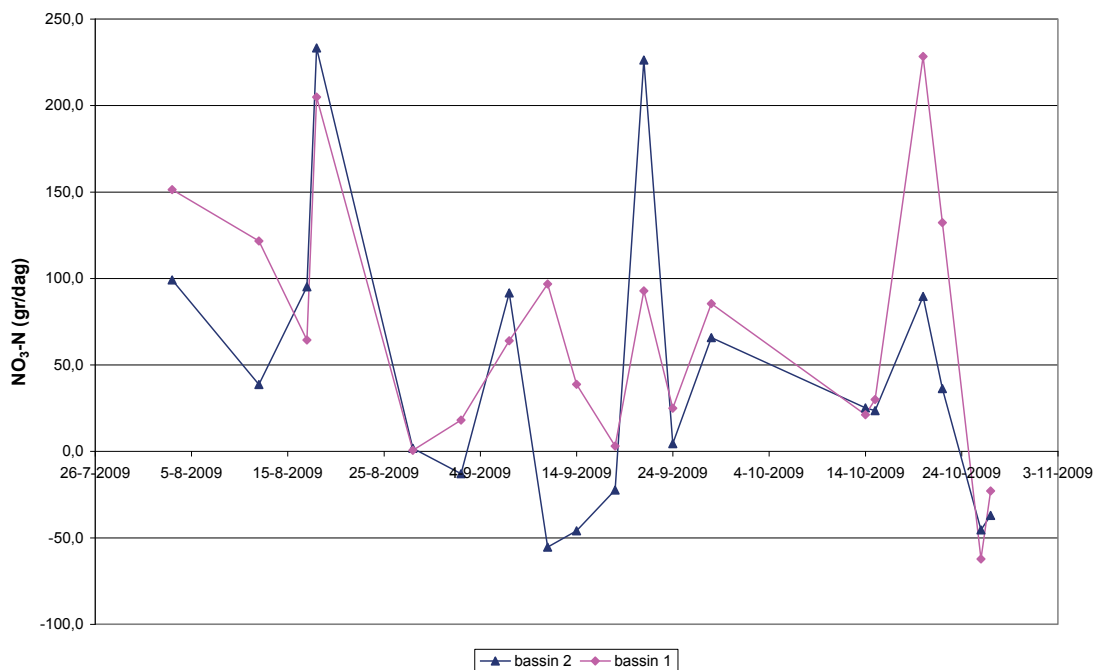
NITRAATCONCENTRATIES IN HET INFLUENT EN HET EFFLUENT VAN BEIDE BASSINS



In figuur 26 zijn de nitraatconcentraties in beide bassins weergegeven. Hieruit blijkt, dat vanaf de opstart tot begin september de effluentwaarden van bassin 1 en 2 nagenoeg gelijk zijn. Na begin september treedt er een verschil op tussen de beide effluentwaarden.

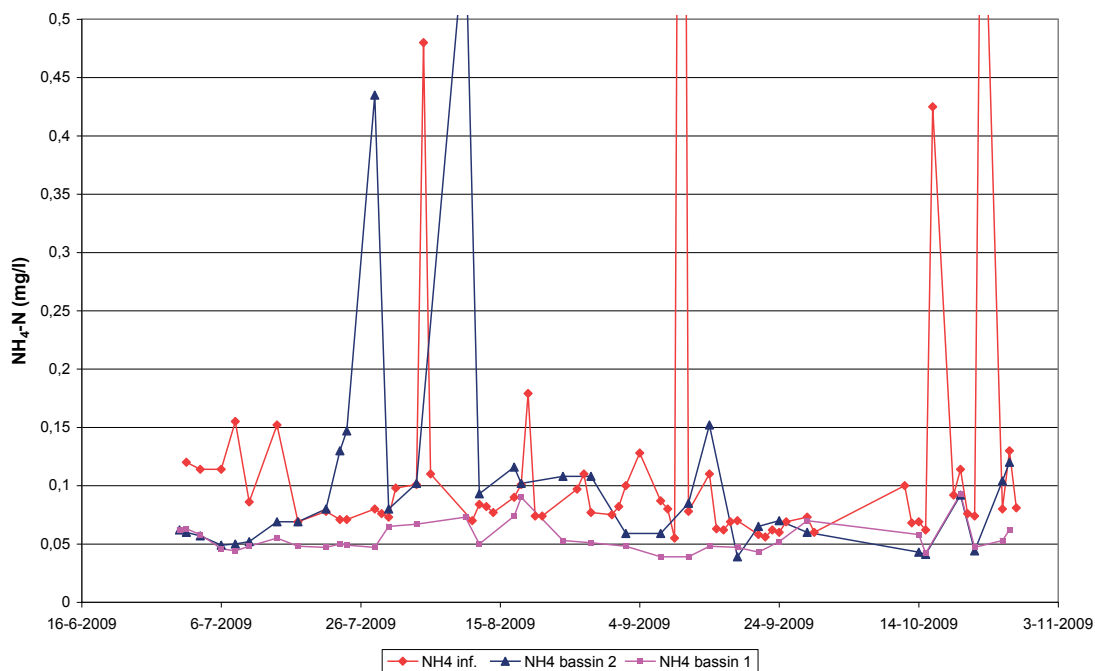
In figuur 27 zijn de berekende verwijderde nitraatvrachten weergegeven. De grote schommelingen in deze figuur worden veroorzaakt door de nitraatpieken in het influent. Uit de figuur blijkt dat de verwijderde nitraatvracht in beide bassins over de gehele periode nagenoeg gelijk zijn.

FIGUUR 27 VRACHT VERWIJDERING NITRAAT



3.5.2 AMMONIUM

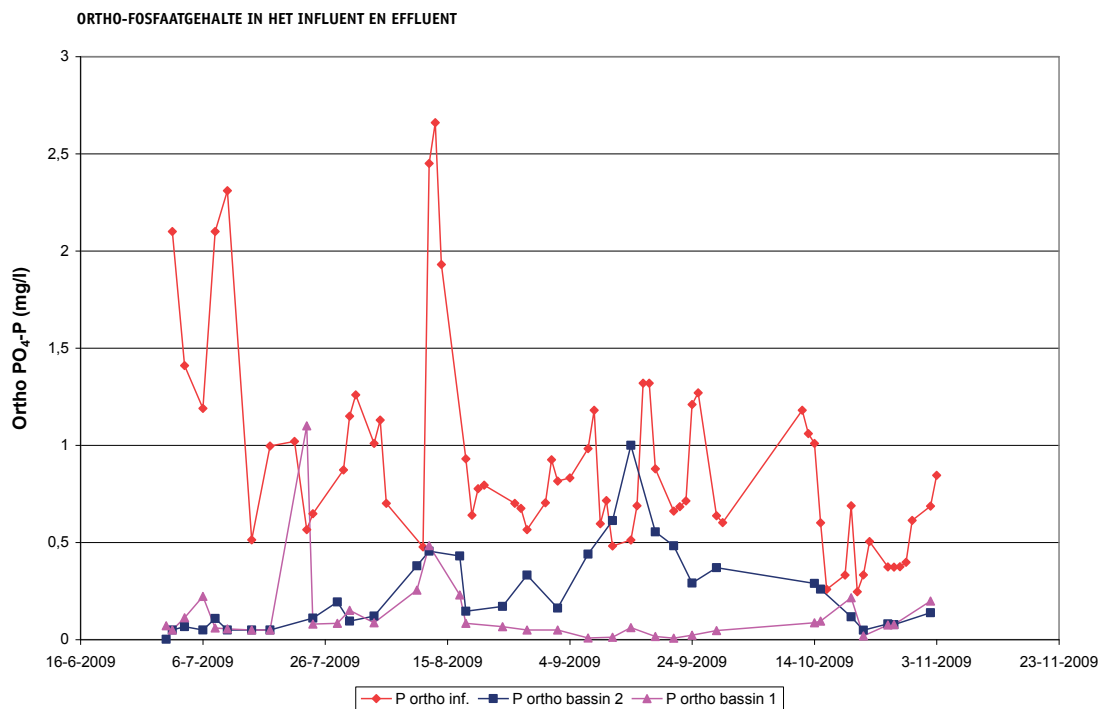
FIGUUR 28 AMMONIUMCONCENTRATIE IN HET INFLUENT EN HET EFFLUENT VAN BEIDE BASSINS



In figuur 28 zijn de resultaten van de NH_4 -Analyses weergegeven. Ondanks de lage concentratie, waarin ammonium in het influent voorkomt, is toch sprake van verwijdering. In bassin 1 wordt constant ca. 30% verwijderd. In bassin 2 worden zeer wisselende en zelfs negatieve rendementen gehaald. Deze negatieve rendementen kunnen worden verklaard door afbraak en/of predatie van de algen in bassin 2. Beide processen zijn indirect het gevolg van de aanwezigheid van het trommelfilter in bassin 2, waardoor de gemiddelde algenverblijftijd toeneemt en predatoren van algen door het trommelfilter in het systeem worden gehouden.

3.5.3 ORTHO-FOSFAAT

FIGUUR 29



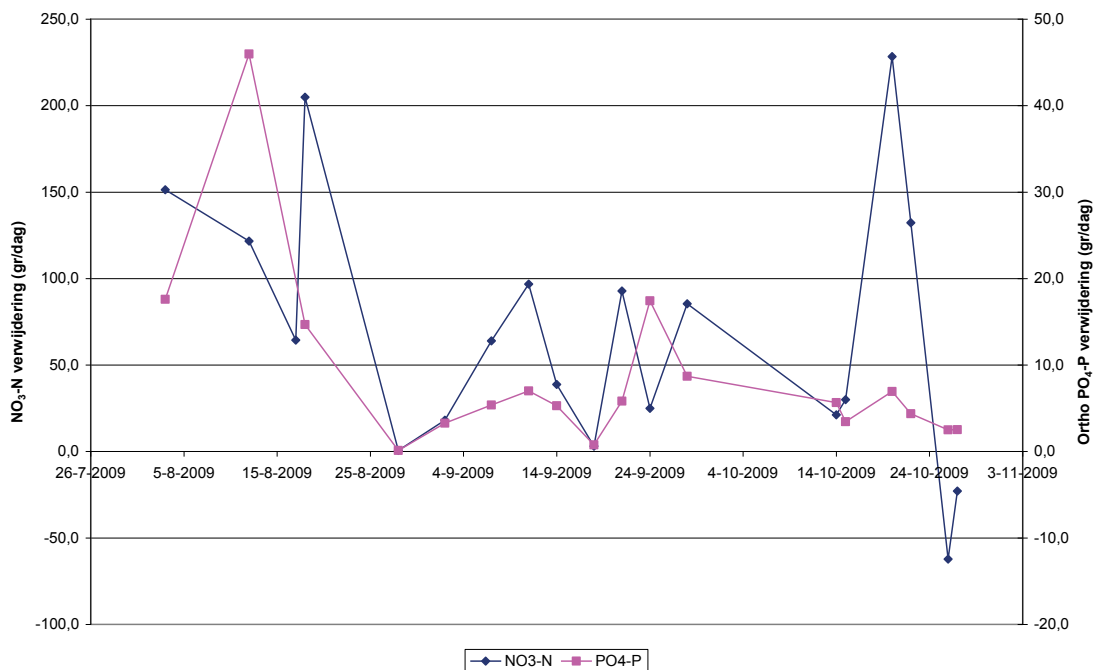
In figuur 29 zijn de ortho-fosfaat concentraties van het influent en het effluent weergegeven. In de beginperiode (tot 12 augustus) blijven de effluentconcentraties van fosfaat in bassin 1 en 2 gelijk. Nadat het influentdebiet van de beide bassins verdubbeld werd op 28 juli, neemt de ortho-fosfaat concentratie in het effluent nauwelijks toe. Dit betekent dat de totaal verwijderde vracht ortho-fosfaat verdubbelt. Opmerkelijk is dat in deze periode de algenproductie gelijk blijft. Dit zou er op kunnen duiden dat:

- A: De algen in deze periode hogere concentraties fosfaat kunnen opnemen
- B: Er naast biologische opname van ortho-fosfaat ook chemische verwijdering van ortho-fosfaat door bijvoorbeeld vorming van calciumfosfaat

In de periode van 2 september tot 30 september is er een groot verschil ontstaan in het voedingsdebiet tussen bassin 1 en 2. Dit wordt ook weergegeven in de effluent resultaten. Aan het einde van de onderzoeksperiode zijn de ortho-P gehalten in het effluent weer gelijk.

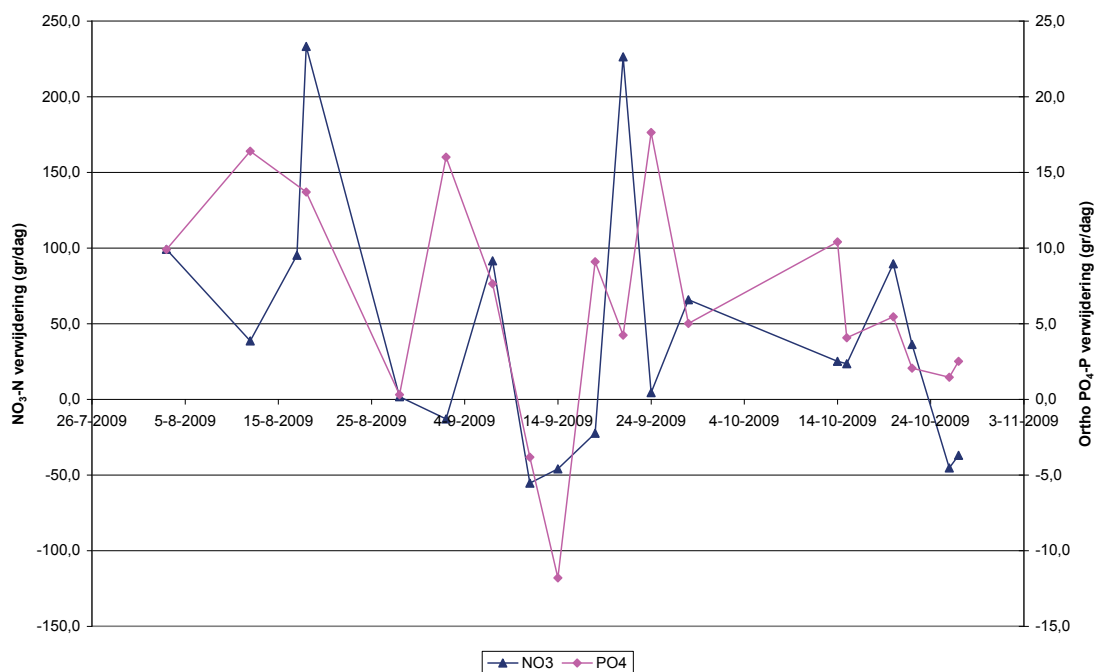
3.5.4 NUTRIËNT VERHOUDING VERWIJDERD

FIGUUR 30 NITRAAT EN ORTHO- FOSFAAT VERWIJDERING IN BASSIN 1



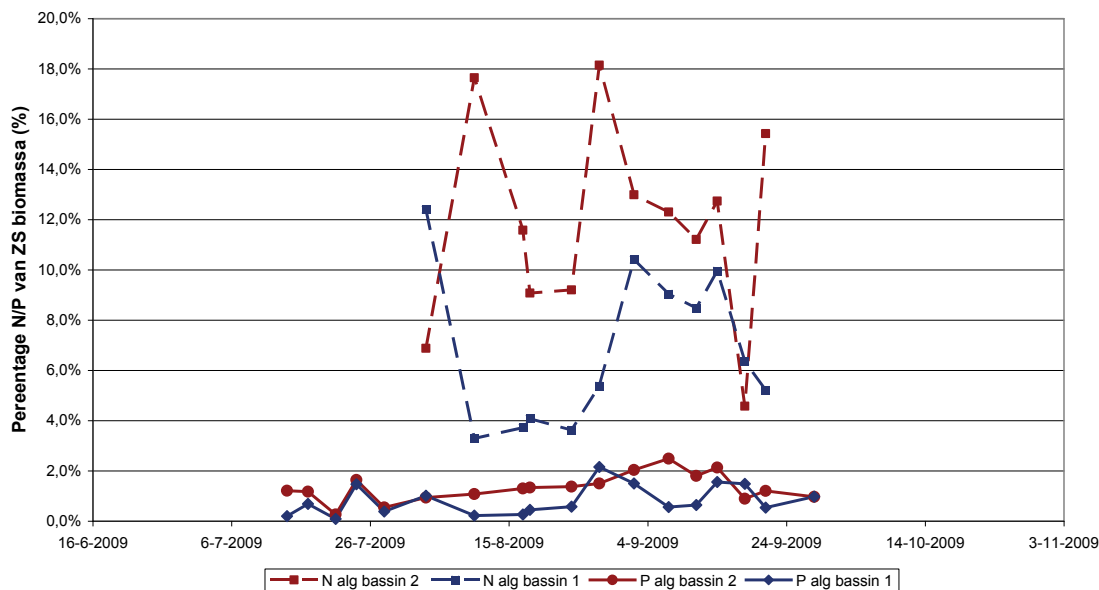
Uit figuur 30 blijkt dat de verhouding tussen de nutriënten verwijdering in bassin 1 constant is met uitzondering van 2 punten rondom half augustus, waarbij in verhouding veel fosfaat is verwijderd. Hierbij moet wel worden opgemerkt dat de fosfaatconcentratie van bassin 1 vrijwel de gehele periode lager dan 0,1 mg-P/l is geweest. Uit figuur 31 blijkt dat bij bassin 2 meer pieken zichtbaar zijn waarbij er in verhouding veel fosfaat is verwijderd. Samen met de hoge pH wijst dit op chemische precipitatie van fosfaat.

FIGUUR 31 NITRAAT EN ORTHO FOSFAAT VERWIJDERING BASSIN 2



3.5.5 N EN P CONCENTRATIE IN DE ALG

FIGUUR 32 N EN P GEHALTEN IN ALG



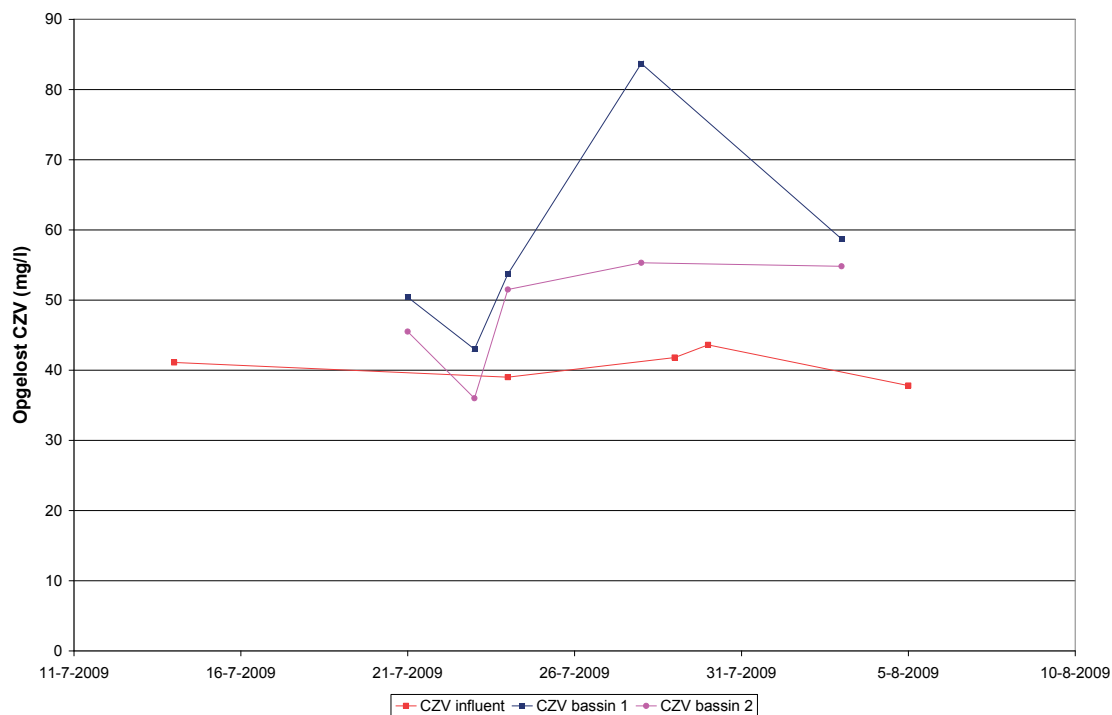
In figuur 32 zijn de N en P gehalten in de alg uitgezet. Gedurende de periode van 14 juli tot 28 september is het fosfaatgehalte van de alg gemeten en van 3 augustus tot 21 september is ook het stikstof gehalte van de alg gemeten. Opvallend aan de fosfaatmetingen is dat in de eerste periode de fosfaat concentraties nagenoeg gelijk zijn maar na het goed functioneren van het trommelfilter ontstaat een verschil waarbij de alg uit bassin 2 meer P bevat. Ook bij de metingen van stikstof bevat de alg uit bassin 2 meer stikstof. De gemeten waarden geven geen aanleiding te vermoeden dat er sprake is geweest van N of P limitatie. In Tabel 12 staan de gemiddelde concentraties:

TABEL 12 GEMIDDELDE N EN P ALG

	N (%)	P (%)
Bassin 1	6,8	0,8
Bassin 2	11,8	1,3

3.5.6 CZV

FIGUUR 33 CZV CONCENTRATIE IN HET INFLUENT EN EFFLUENT



In figuur 33 staan de opgeloste CZV concentraties in het influent en effluent. Opvallend is dat de influent concentratie lager is dan de effluentconcentratie. Het ontstaan van meer opgelost CZV in het water komt vermoedelijk door afbraak en predatie.

4

CONCLUSIES

Bij de RWZI Alkmaar zijn een tweetal algenvijvers (bassins) gerealiseerd.

Bassin 1: Chemostaat reactor. Alleen de algensoorten wiens groeisnelheid groter of gelijk is aan de hydraulische verblijftijd kunnen zich handhaven in dit bassin.

Bassin 2: Algenvijver met retentie. De algen worden middels een trommelfilter uit het effluent van de algenvijver gehaald en (deels) weer teruggeleid in de algenvijver.

Al snel na de opstart van de algenvijvers is autoflocculatie waargenomen. Voor een nageschaald alg/water scheidingsproces kan dit proces grote voordelen bieden.

De soortensamenstelling van de algenpopulaties in beide bassins laat een verschillend verloop zien tijdens de onderzoeksperiode. Het verschil in algenpopulatie wordt veroorzaakt door het gebruik van een trommelfilter in bassin 2. Geconcludeerd kan worden dat het beoogde selectiemechanisme voor het stimuleren van grotere algensoorten, die door een filterdoek kunnen worden tegengehouden, zoals de kolonievormende alg *Pediastrum* en een draadalg, succesvol is gebleken.

Door het trommelfilter konden predatoren van algen, zoals *Rotiferen* en *Daphnia's*, zich in bassin 2 handhaven, terwijl hun aantal in bassin 1 sterk lager lag. De invloed van deze predatiefactor kan mogelijk verminderd worden wanneer het trommelfilter vervangen wordt door een bezinktank.

De algenproductie laat een duidelijke afhankelijkheid zien van de hoeveelheid beschikbaar licht. Dit is te zien aan de gelijk lopende trend tussen productie en PAR (Photosynthetic Active Radiation, beschikbaar licht) in beide bassins. Daarentegen neemt de algenproductie niet toe wanneer het influent debiet (en daarmee het aanbod nutriënten voor de groei) wordt verdubbeld. Wanneer in de loop van het onderzoek het beschikbare licht halveert, halveert ook de algenproductie in beide bassins. Geconcludeerd kan worden dat licht de limiterende factor is voor de groei in beide bassins.

De algenproductie worden uitgedrukt als hoeveelheid alg per hoeveelheid zonne-energie. Voor bassin 1 (chemostaat) is dit $5,75 \cdot 10^{-3}$ g ds/Wh PAR. Een praktijk waarde hiervan voor algenproductie in Nederland is $6,208 \cdot 10^{-3}$ g ds/Wh PAR. Dit betekent dat de groeicondities in bassin 1 bijna optimaal zijn geweest.

De beoogde verhoogde algenproductie in bassin 2 (en daarmee een verhoogde N- en P- verwijderingscapaciteit) door de installatie van een trommelfilter is niet bereikt. Uitgedrukt als slibproductie per PAR is de algenproductie in bassin 2 ongeveer de helft lager. De lagere algenproductie in bassin 2 kan het resultaat zijn van een andere algenpopulatie. De verwachting is echter dat de verhoogde predatiefactor en de hogere verblijftijd van de algen in bassin 2 tot een afname van de algen heeft geleid.

De installatie van het trommelfilter (bassin 2) heeft niet tot een verbeterde nutriënten verwijdering geleid. De N en P gehalten van de algen in bassin 2 zijn weliswaar veel hoger dan die in bassin 1, echter doordat de algenproductie van bassin 2 lager is, is de totale nutriëntenverwijdering van beide ongeveer gelijk gebleken.

In het influent van de zuivering zijn geregeld pieken van fosfaat geweest. Opvallend is dat deze pieken niet altijd tot hogere fosfaat concentraties in het effluent van de algenbassins hebben geleid. Ook bij de verhoging van het debiet in de beginperiode werd geen toename van de effluent P-concentratie waargenomen. Kennelijk kan er onder condities van lichtlimitatie extra P worden verwijderd in de algenbassins. Dit verschijnsel werd niet waargenomen bij NO_3 en NH_4 . Vermoed wordt dat naast een biologische P-opname er ook een chemische precipitatie plaats vindt van P. De hoge pH (10-11) en de lage CO_2 spanning maakt neerslag van Calciumfosfaat mogelijk.

De huidige resultaten van het trommelfilter zijn onvoldoende om aan de effluent eisen van RWZI's te voldoen. Om aan de effluenteisen te kunnen voldoen kan een test uitgevoerd worden met een trommelfilter met een kleinere poriëndiameter.

5

SUGGESTIES VOOR VERVOLGONDERZOEK

5.1 NUTRIËNTENVERWIJDERING

Het onderzoek naar nutriëntenverwijdering door algen zal worden gefocust op drie tal deelonderwerpen. Deze deelonderwerpen zijn ontstaan vanuit vragen binnen het pilotonderzoek of vanuit informatie van de andere deelonderzoeken.

5.1.1 VARIËREN VAN DE WATERDIEPTE IN DE BASSINS

Met betrekking tot nutriëntenverwijdering is in de deelonderzoeken, van labtesten en modelstudie, naar voren gekomen dat door het variëren van de waterdiepte de algenproductie verhoogd kan worden. In het vervolgonderzoek zal onderzocht worden in welke mate de nutriëntverwijderingscapaciteit door het verhogen van de waterdiepte in de bassins kan worden verbeterd.

5.1.2 DAG EN NACHT RITME

Algen zijn organismen die gebruik maken van zonlicht voor groei. Bij het wegblijven van zonlicht kan dit proces niet plaatsvinden wat gevolgen heeft voor de nutriëntenverwijdering. Onder nachtcondities spelen mogelijk anderszins andere processen zich af zoals hetrotrofe afbraak. Inzicht krijgen in deze dag en nacht ritmes van algen zal helpen de bedrijfsvoering van algen bassins te optimaliseren. Dit zou bijvoorbeeld kunnen resulteren in een bedrijfsvoering waarbij de algenbassins aan het einde van de dag worden afgelaten. Bij het vervolgonderzoek zullen door middel van 24 uursmetingen en kleine proefopzetten de dag en nacht ritmen worden onderzocht.

5.1.3 CHEMISCHE FOSFAATVERWIJDERING

Uit het pilotonderzoek zijn indicaties gevonden voor chemische precipitatie van fosfaat. Chemische precipitatie van fosfaat biedt mogelijkheden voor het verkleinen van het ruimtebeslag. In het vervolg onderzoek zal worden onderzocht of dit proces daadwerkelijk plaats vindt en hoe dit proces optimaal benut/toegepast kan worden.

5.2 ALGEN VERWIJDERING

Om nutriënten te verwijderen is het nodig om de algen uit het behandelde water te verwijderen. In het vervolg onderzoek zal naast filtratie ook de mogelijkheden van bezinking onderzocht worden.

5.2.1 BEZINKSTAP

Tijdens het pilotonderzoek is waargenomen dat er autoflocculatie optreedt waardoor de algen vlokken vormen die goed bezinken. Dit biedt de mogelijkheid voor het toepassen van een bezinkstap. Om een selectie op goed afscheidbare algen toe te passen, zonder dat daarbij predatoren zoals Daphnia's worden gestimuleerd, wordt voorgesteld in bassin 2 het trommelfilter te vervangen door een bezinkstap met een algenretourstroom naar bassin 2.

5.2.2 TROMMELFILTER

De huidige resultaten met het trommelfilter zijn onvoldoende om aan de effluent eisen van RWZI's te voldoen. Om het verwijderingrendement te verhogen, wordt voorgesteld om het huidige trommelfilter uit te rusten met een fijner filter (10 tot 20 μm) en achter bassin 1 te plaatsen waarbij de huidige chemostaat configuratie behouden blijft.

DEELSTUDIERAPPORT PILOTONDERZOEK ALKMAAR 2010

INHOUD

	SAMENVATTING	141
1	INLEIDING	143
1.1	Doelstelling	143
1.1.1	Nutriëntenverwijdering	143
1.1.2	Algenverwijdering	144
2	OPZET ONDERZOEKSPERIODE 2010	145
2.1	Pilot opstelling	145
2.1.1	Nutriëntenverwijdering	145
2.1.2	Algenverwijdering	147
2.2	Meetplan	147
2.3	Data-analyse	148
2.3.1	Weergave en interpretatie	148
2.3.2	Lichtmeting	148
2.3.3	Omrekening licht	148
2.3.4	Specifieke algenproductie	149
2.3.5	Berekening stikstof- en fosfaatgehalten in de alg	149
2.3.6	Verzamel- en steekmonsters	149
2.3.7	Methodiek voor correlatieonderzoek	149

3	DAG-/NACHTPATROON	150
4	ALGENPRODUCTIE	153
4.1	Algenproductie bassin 1 (week 27 tot en met week 43)	153
4.2	Specifieke algenproductie	154
4.3	Diepte en verblijftijd	155
4.4	Overige parameters	156
4.5	Discussie en conclusie	157
5	STIKSTOFVERWIJDERING IN ALGENBASSINS	158
5.1	Stikstofverwijdering in de bassins	158
5.1.1	Overzicht	158
5.1.2	Afhankelijkheid stikstofverwijdering	159
5.1.3	Influent- en effluentconcentratie stikstof / vracht versus de specifieke verwijdering	160
5.1.4	Temperatuur en licht	161
5.1.5	Conclusie stikstofverwijdering	162
6	FOSFAATVERWIJDERING IN ALGENBASSINS	163
6.1	Fosfaatverwijdering door het jaar	163
6.1.1	Algemeen beeld	163
6.1.2	Invloedsfactoren op de fosfaatverwijdering	164
6.1.3	Influentconcentratie versus specifieke fosfaatverwijdering	165
6.1.4	Effluentconcentratie fosfaat vs. pH	167
6.2	Invloed CO ₂ stripper op de pH	169
	Periode 1 met beluchte buffer	169
	Periode 2 met striptoren	170
6.3	Invloed CO ₂ stripper op de gemiddelde pH in bassin 2	171
6.3.1	Discussie en Conclusie	172
6.4	Testen chemische fosfaatverwijdering	173
6.4.1	Labtesten chemische fosfaatverwijdering	173
6.4.2	Invloed van een verhoogde influentconcentratie fosfaat	174
6.5	pH van het op oppervlaktewater te lozen effluent	175
6.6	Conclusie fosfaatverwijdering	176
7	ALGENVERWIJDERING	177
7.1	Trommelfilter	177
7.2	Nabezinktank	178
7.3	Algretentie	179
7.4	Conclusie	180
8	CONCLUSIE/ADVIES	181
8.1	Algenproductie	181
8.2	Stikstof verwijdering	181
8.3	Fosfaat verwijdering	182
8.4	Algenverwijdering	182
	BIJLAGE	
1	OVERZICHT ONDERZOEKSPERIODEN	183

SAMENVATTING

In 2010 is een vervolg gegeven aan het pilotonderzoek op de RWZI Alkmaar. Op basis van de uitkomsten uit het pilotonderzoek 2009, de literatuur-, lab- en modelstudie zijn de doelstellingen voor 2010 geformuleerd. Belangrijkste aandachtspunten zijn de diepte en de verblijftijd in de algenbassins. Daarnaast is de chemische fosfaatverwijdering als een belangrijk aandachtspunt aangemerkt. Verder is op grond van het pilotonderzoek 2009 aandacht besteed aan: het dag-/nachtritme van de algengroei, optimalisatie van de opname van stikstof en fosfaat door de algen, verbetering van de afscheiding van algen op het trommelfilter en onderzoek naar de mogelijkheden van een nabezinktank voor de verwijdering van algen uit het effluent. Al deze punten zijn in het pilotonderzoek 2010 verder verdiept.

De uitkomsten van het pilotonderzoek dienen als input voor de theoretische beschouwing en de procesmodellering en voor het ontwerpmodel voor het bepalen van de financiële haalbaarheid van een full-scale algenzuivering.

Op basis van de waarnemingen zijn de volgende conclusies getrokken:

ALGENPRODUCTIE

De algenproductie is onder Nederlandse condities lichtgelimiteerd. Dit is duidelijk te zien in de correlatie tussen licht en algenproductie. Andere parameters lijken weinig tot geen invloed uit te oefenen op de algenproductie. Alleen de in de literatuur aangegeven invloed van diepte lijkt enige invloed te hebben.

Een gemiddelde specifieke algenproductie van $7,5 \text{ mg}\cdot\text{Wh}^{-1}$ (PAR) komt onder Nederlandse omstandigheden overeen met een totale jaarlijkse algenproductie van 37 ton alg per hectare. (Voor de berekening van de algenproductie is er gerekend met een zonne-energie van $490 \text{ kWh PAR}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{jaar}^{-1}$). Deze waarde ligt 20% boven het veelal gehanteerde productie getal van 30 ton alg per hectare en geeft aan dat de groeicondities voor de algen tijdens de looptijd van het pilot experiment optimaal zijn geweest.

STIKSTOF VERWIJDERING

De algen nemen meer stikstof op bij hogere vracht naar de reactor. De absolute stikstofverwijdering wordt daardoor beter bij geconcentreerder afvalwater.

Tevens blijkt dat wanneer condities worden bereikt waarbij de effluentconcentratie nitraat rond de onderzoeksrichtwaarde ligt, rekening moet worden gehouden met een stikstofgehalte in de algenbiomassa van ca. 4%.

Deze waarde ligt veel lager dan de 8 – 12% die wordt genoemd in de literatuurstudie. Dit betekent dat de stikstofverwijderingscapaciteit per hectare bij effluentpolishing met algen sterk afneemt wanneer moet worden voldaan aan strenge eis van de onderzoeksrichtwaarde.

De gevonden afhankelijkheid tussen het stikstofgehalte van de algenbiomassa en temperatuur en licht kan worden teruggevoerd op een slechter werkende stikstofverwijdering in het actief-slibproces en het groter worden van de fluctuaties van beschikbare nutriënten in een algenbassin bij korte lichtperioden.

FOSFAAT VERWIJDERING

De waarneming dat de influentvrucht fosfaat sterk gecorreleerd is aan het fosfaatgehalte in de algen, maar niet aan de effluentconcentratie fosfaat betekent dat de algen onder de aangehouden testcondities nagenoeg alle aangeboden fosfaat konden verwijderen. Dat het fosfaatgehalte in de algen onafhankelijk is van het licht, duidt er op dat niet een lichtgeïnduceerd biologisch proces verantwoordelijk is voor de extra P verwijderingscapaciteit. Geconcludeerd wordt daarom dat de extra fosfaatverwijdering het gevolg is van chemische precipitatie.

Een duidelijke effect van de stripper is wel waargenomen wanneer er minder zonlicht aanwezig is. Hierbij werd een pH stijging van ongeveer 1 pH punt door de inzet van de CO₂ stripper gerealiseerd. Een zelfde effect kan worden verwacht wanneer een algenbassin wordt overbelast door een verhoging van het influent debiet.

ALGENVERWIJDERING

Bij een goed functionerende trommelfilter, zal de inzet van filterdoeken met een poriegrootte van 10 µm en 20 µm resulteren in een effluentconcentratie tussen 0 en 10 mg zs/l, met een gemiddelde van 3,3 mg/l zwevend stof. Bij dit zwevend stofgehalte is het aandeel gebonden N en P respectievelijk <10% en <33% van de onderzoeksdoelstelling. Dit wordt als een nog acceptabel deel beschouwd.

Het trommelfilter is daardoor een goede techniek bij effluentpolishing om algen uit de waterfase te halen.

Vanwege de ervaringen met het opdrijven van algen bij dagen met meer zonlicht lijkt het toepassen van een nabezinktank niet ideaal voor verwijderen van algen uit de waterfase. Er is nog wel ruimte voor optimalisatie bij de toepassing van een nabezinktank. Optimalisatie kan worden bereikt door voor de nabezinktank een cascade of intensieve mengunit te plaatsen. Door beide technieken zullen de geproduceerde zuurstofbellen uit de algenvlok worden verwijderd. Hierdoor zal het risico op opdrijving van algenvlokken worden verminderd.

1

INLEIDING

In 2010 is een vervolg gegeven aan het pilotonderzoek op de RWZI Alkmaar. Op basis van de uitkomsten uit het pilotonderzoek 2009, de literatuur, lab- en modelstudie zijn de doelstellingen voor 2010 geformuleerd. Belangrijkste aandachtspunten zijn de diepte en de verblijftijd in de algenbassins. Daarnaast is de chemische fosfaatverwijdering als een belangrijk aandachtspunt aangemerkt. Verder is op grond van het pilotonderzoek 2009 aandacht besteed aan: het dag-/nachtritme van de algengroei, optimalisatie van de opname van stikstof en fosfaat door de algen, verbetering van de afscheiding van algen op het trommelfilter en onderzoek naar de mogelijkheden van een nabezinktank voor de verwijdering van algen uit het effluent. Al deze punten zijn in het pilotonderzoek 2010 verder verdiept.

De uitkomsten van het pilotonderzoek dienen als input voor de theoretische beschouwing en de procesmodellering en voor het ontwerpmodel voor het bepalen van de financiële haalbaarheid van een full-scale algenzuivering.

1.1 DOELSTELLING

De doelstellingen zoals geformuleerd na afronding van het pilotonderzoek 2010 zijn te onderscheiden in de hoofdonderwerpen nutriëntenverwijdering en algenverwijdering.

1.1.1 NUTRIËNTENVERWIJDERING

Het onderzoek naar nutriëntenverwijdering door algen is in 2010 gefocust op drie deelonderwerpen. Deze deelonderwerpen zijn geformuleerd vanuit vragen binnen het pilotonderzoek of vanuit informatie van de andere deelonderzoeken.

1.1.1.1 *Dag-/nachtritme*

Algen maken gebruik van zonlicht voor groei. Zonder zonlicht kan dit proces niet plaatsvinden, wat direct gevolgen heeft voor de nutriëntenverwijdering. 's-Nachts domineren andere processen, met name heterotrofe afbraak. Hierbij komen nutriënten vrij. Inzicht in de dag-/nachtritmes van de algenprocessen helpt de bedrijfsvoering van algenbassins te optimaliseren.

1.1.1.2 *Waterdiepte in de bassins*

In het pilotonderzoek 2010 is onderzocht in welke mate de nutriëntverwijderingscapaciteit door het aanpassen van de waterdiepte in de bassins kan worden verbeterd.

1.1.1.3 *Chemische fosfaatverwijdering*

Tijdens het pilotonderzoek 2009 zijn aanwijzingen gevonden voor chemische precipitatie van fosfaat. Chemische precipitatie van fosfaat biedt mogelijkheden voor het verkleinen van het ruimteslag. In het onderzoek 2010 is onderzocht of dit proces daadwerkelijk plaatsvindt en hoe chemische precipitatie optimaal benut/toegepast kan worden.

1.1.2 ALGENVERWIJDERING

Om nutriënten te verwijderen is het nodig om de algen uit het behandelde water af te scheiden. In het onderzoek 2010 zijn de mogelijkheden van filtratie en van bezinking onderzocht.

1.1.2.1 *Bezinkstap*

Tijdens het pilotonderzoek 2009 is waargenomen dat er autoflocculatie van de algen optreedt, waardoor deze vlokken vormen die goed bezinken. Dit biedt de mogelijkheid voor het toepassen van een bezinkstap. Om een selectie op goed afscheidbare algen toe te passen, zonder dat daarbij predatoren zoals Daphnia's worden gestimuleerd, is achter bassin 1 een nabezinktank geplaatst.

1.1.2.2 *Trommelfilter*

De resultaten van het trommelfilter zoals toegepast in 2009 zijn onvoldoende om aan de onderzoeksrichtwaarden te voldoen. Om het verwijderingsrendement te verhogen, is het huidige trommelfilter uitgerust met een fijner filterdoek (10 en 20 μm).

2

OPZET ONDERZOEKSPERIODE 2010

In dit hoofdstuk zijn de karakteristieken van de algenbassins beschreven en is een beschrijving gegeven van de toegevoegde procesonderdelen. Er is ingegaan op de instellingen van de pilotreactor, het meetplan en de data-analyse.

2.1 PILOT OPSTELLING

De pilot is geplaatst op een braakliggend stuk terrein op de RWZI Alkmaar. Het influent voor de pilot is het effluent van de RWZI Alkmaar. Het influent van de algenvijver wordt onttrokken uit de effluentverzamelput, net voor de overstort naar het oppervlaktewater. Vanuit deze verzamelput wordt het effluent van de RWZI verpompt naar een verzamelbuffer, waar vanuit twee pompompen de beide algenbassins voeden.

De bassins zijn gebouwd naar voorbeeld van een HRAP (high rate algae ponding) principe. In Tabel 1 staan de technische gegevens van de beide bassins.

TABEL 1 TECHNISCHE GEGEVENS BASSINS

Parameter	Eenheid	Instelling		
Debiet	l/uur	0 tot 1800		
Diepte	cm	24	30	40
Oppervlakte	m ²	107	112	121
Volume	m ³	17	27	37
Stroomsnelheid	cm/s	30		

2.1.1 NUTRIËNTENVERWIJDERING

Bij het onderzoek naar de nutriëntverwijdering zijn drie deelonderwerpen onderscheiden. In bassin 1 is de invloed van de waterdiepte onderzocht, terwijl bassin 2 is gebruikt om de fosfaatverwijdering te optimaliseren. De dag-/nachtritme testen (3) zijn in beide bassins uitgevoerd.

2.1.1.1 Dag-/nachtritme

Om inzicht te verkrijgen in het dag-/nachtritme van de algen zijn in 2010 24-uursmetingen verricht. Bij de 24-uursmetingen is elke 2 uur een monster uit het bassin genomen door middel van een monstercast. De monsters zijn onderzocht op nitraat en orthofosfaat. Gelijktijdig zijn online de pH, O₂ en lichtintensiteit gemeten. Aan de hand van deze data is het dag-/nachtritme gekarakteriseerd.

2.1.1.2 Variëren van de waterdiepte in de bassins

De invloed van de waterdiepte op nutriëntverwijdering is onderzocht in de periode van 1 juli tot en met 29 oktober. Daarbij werd de waterdiepte in bassin 1 gevarieerd. In Tabel 2 is per periode weergegeven welke diepte er is toegepast.

TABEL 2 INSTELLINGEN DIEPTE BASSIN 1

Diepte	Periode 2010
30 cm	1 maart tot en met 2 augustus
40 cm Periode 1	2 augustus tot en met 23 augustus
24 cm	23 augustus tot en met 20 september
40 cm periode 2	20 september tot en met 29 oktober

2.1.1.3 Chemische fosfaatverwijdering

De mogelijkheden van chemische fosfaatverwijdering in de algenbassins zijn op de volgende drie manieren onderzocht:

1. Plaatsing CO₂-stripper voorafgaand aan algenbassin.
2. Separate labtesten.
3. Dosering van extra fosfaat aan het influent algenbassin.

Strippen: Om chemische fosfaatverwijdering in bassin 2 te optimaliseren is door middel van strippen de influent-pH verhoogd. In de eerste periode van 26-4 tot 1-7 heeft het strippen plaatsgevonden in een beluchte buffer van 1 m³ inhoud (lucht debiet 200 Nm³/h). In de tweede periode van 1-7 tot 29-10 is gebruik gemaakt van een striptoren. De striptoren had een hoogte van 5 meter en een diameter van 0,6 meter. Het luchtdebiet bedroeg 500 Nm³/h.

Labtesten: Er zijn een twee-tal labtesten uitgevoerd:

1. Invloed pH op eindconcentratie orthofosfaat: Voor deze test zijn zes verschillende erlenmeyers gevuld met 100 ml watermonster uit bassin 2. Drie van de monsters zijn eerst gefiltreerd, de andere drie samples zijn ongefilterd toegevoegd aan de erlenmeyers. De verschillende pH-waarden zijn kunstmatig ingesteld door de dosering van of zoutzuur of natronloog. Na aanpassing van de pH is er natriumfosfaat toegevoegd tot een orthofosfaatconcentratie van 3,5 mg P/l. Na 15 minuten schudden is gefiltreerd en de orthofosfaatconcentratie bepaald.
2. Bepalen fosfaatverwijderingscapaciteit van het algenmengsel: Voor deze test zijn er 3 erlenmeyers gevuld met een ongefilterd algenmonster uit bassin 2. De pH is hierbij met natronloog kunstmatig verhoogd tot pH 10. Na de verhoging van de pH is de nutriëntconcentratie verhoogd met natriumfosfaat tot orthofosfaatconcentraties van 10, 20 en 40 mg P/l. Na 15 minuten schudden is gefiltreerd en de orthofosfaatconcentratie gemeten.

Extra fosfaat: Om te onderzoeken wat de perspectieven zijn van chemische fosfaatverwijdering voor geconcentreerde afvalwaterstromen is er extra fosfaat gedoseerd in het influent van de algenvijver. Het fosfaat werd gedoseerd vanuit een buffervat met verdund fosforzuur. De pilottesten met fosforzuurdosering zijn uitgevoerd in de periode van 1 oktober tot en met 29 oktober.

2.1.2 ALGENVERWIJDERING

In 2010 zijn 2 verschillende methoden onderzocht voor de verwijdering/retentie van algen. Voor de beschrijving en interpretatie van de resultaten zijn de concentraties zwevende stof in het bassin en in het effluent gebruikt.

2.1.2.1 Bezinkstap

Om de waargenomen goede bezinkingseigenschappen van de algen te benutten is in 2010 een nabezinktank (NBT) geïnstalleerd. De NBT had een volume van 1 m³. De NBT is bij bassin 1 toegepast in de periode van 1 april tot 1 juli. In deze periode is een gedeelte van de algen teruggevoerd terug naar het bassin. Er is getracht te sturen op een algenconcentratie van 150 mg ds/l.

2.1.2.2 Trommelfilter

In 2010 is de poriediameter van het trommelfilter gevarieerd. In de periode van 1 maart tot en met 1 juli is het een poriediameter van 10 µm gebruikt. Van 1 juli tot en met 29 oktober is een poriediameter van 20 µm gebruikt. Een gedeelte van de geogste algen is in de periode van 1 maart tot en met 13 augustus teruggevoerd naar het bassin. Er is getracht te sturen op een algenconcentratie van 150 mg ds/l.

2.2 MEETPLAN

In aansluiting op de meetperiode 2009 is het meetprogramma op enkele uitzonderingen na doorgezet. De uitzonderingen zijn:

- Geen CZV-metingen;
- metingen N-totaal en P-totaal zijn uitgevoerd door een extern lab als steekmonster;
- pH, O₂, temperatuur en licht zijn vanaf 29 april als online-meting uitgevoerd.

Alle overige metingen zijn net als in 2009 uitgevoerd met Hach-Lange cuvettenmetingen. In Tabel 3 staat het overzicht met de uitgevoerde metingen.

TABEL 3 MEETSHEMA

Parameters	Meetrage	Waar	Type monster
pH	1 - 13	bassins	Online meting
Temperatuur	0 - 40 °C	bassins	Online meting
O ₂	0 - 24 mg/l	bassins	Online meting
Licht	0 - 500 PAR W/m ²	Bassin en buiten	Online meting
NH ₄	0,015 - 2 mg N/l	influent/effluent	Verzamel
NO ₃	0,23 - 13,5 mg N/l	influent/effluent	Verzamel
ortho P	0,05 - 1,5 mg P/l	influent/effluent	Verzamel
totaal P	2 - 20 mg P/l	Bassins	Steek*
totaal N	5 - 40 mg N/l	Bassins	Steek*
ZS	10 - 1000 mg/l	influent/effluent/bassins	Verzamel

* Rond 8 uur in de ochtend.

2.3 DATA-ANALYSE

2.3.1 WEERGAVE EN INTERPRETATIE

Vanwege de grote hoeveelheid data en om interpretatie en nauwkeurigheid te verbeteren is het merendeel van de data-analyses uitgevoerd op basis van weekgemiddelden. Wanneer de voorkeur is gegeven aan de dagwaarde is dit in de rapportage vermeld.

2.3.2 LICHTMETING

De metingen van licht zijn zeer belangrijk voor het interpreteren van de resultaten in 2010. Daarom zijn de uitgevoerde lichtmetingen vergeleken met de data van het KNMI. Uit deze vergelijking van eigen analyses en KNMI data van het jaar 2010 is gebleken dat het KNMI 1,4 maal meer zonne-energie meet dan de eigen metingen. Omdat de meting van het KNMI als betrouwbaarder worden geacht zijn de eigen metingen gecorrigeerd door te vermenigvuldigen met een factor 1,4.

2.3.3 OMREKENING LICHT

Er zijn gedurende het onderzoek twee bronnen gebruikt voor lichtenergie, te weten het KNMI-netwerk en de eigen lichtmeting. De bronnen gebruiken verschillende eenheden voor de lichtenergie. Het KNMI werkt met de eenheid $J \cdot cm^{-2} \cdot uur^{-1}$ en de eigen lichtmeting werkt met de eenheid $mol PAR \cdot m^{-2}$. In deze rapportage zijn alle meetwaarden omgerekend naar een lichtvermogen in $W PAR \cdot m^{-2}$ of naar een lichtenergie in $Wh PAR \cdot m^{-2}$.

Voor het KNMI is deze formule toegepast:

$$\frac{J * cm^{-2} * uur^{-1}}{3.600} * 10.000 * 0,45 = W - PAR * m^{-2}$$

Hierbij is:

- 3600 de omrekenfactor van $J \cdot uur^{-1}$ naar W
- 10.000 is de omrekenfactor van cm^2 naar m^2
- 0,45 de omrekenfactor van zonne-energie naar PAR

Voor de eigen metingen is de methode toegepast.

$$\frac{\mu mol PAR * m^{-2}}{4,57} = W - PAR * m^{-2}$$

Hierbij is 4,57 de omrekenfactor van μmol naar watt.

Om van een lichtvermogen naar een lichtenergie te gaan is de onderstaande formule toegepast.

$$W - PAR * m^{-2} * urenlicht = Wh - PAR * m^{-2}$$

2.3.4 SPECIFIEKE ALGENPRODUCTIE

Er is in deze rapportage gewerkt met de term specifieke algenproductie. Dit is de algenproductie berekend als gram droge stof alg per Wh PAR licht. De eenheid die hier voor gebruikt wordt is $g \cdot Wh^{-1}$. De algenproductie is berekend met behulp van de weekgemiddelde resultaten van het influentdebiet en het gehalte zwevende stof in het effluent van de algenbassins (zonder alg/water scheiding). Voor het gehalte zwevende stof in het influent is gecorrigeerd.

2.3.5 BEREKENING STIKSTOF- EN FOSFAATGEHALTEN IN DE ALG

De stikstof en fosfaatconcentraties in de algen zijn niet over de gehele periode gemeten. Ook was het niet mogelijk om gedurende de gehele periode een algenproductie te bepalen. Om toch inzicht te krijgen in wat het N en P gehalte is geweest in de algen wordt gebruikt gemaakt van de gemiddelde specifieke algenproductie. Met de specifieke algenproductie wordt een algenproductie berekend uit de ontvangen lichtenergie. Gecombineerd met de berekende nutriëntenverwijdering kan worden bepaald wat het gehalte stikstof of fosfaat in de algen is geweest.

2.3.6 VERZAMEL- EN STEEKMONSTERS

In het algenonderzoek zijn twee typen bemonstering toegepast: verzamel- en steekmonsters. De verzamelmonsters zijn genomen met een monsterkast en zijn representatief voor een- of meerdaagse gemiddelden. De verzamelmonsters zijn in dit verslag weergegeven met een V. De steekmonsters zijn direct uit het bassin genomen en zijn weergegeven met een S.

2.3.7 METHODIEK VOOR CORRELATIEONDERZOEK

Om correlatie aan te tonen tussen verschillende parameters worden twee verschillende parameters in een grafiek tegen elkaar uitgezet. Op basis van een trendlijn en de daarbij gevonden regressiecoëfficiënt is bepaald of er een goede, matige of slechte/geen correlatie is tussen de parameters.

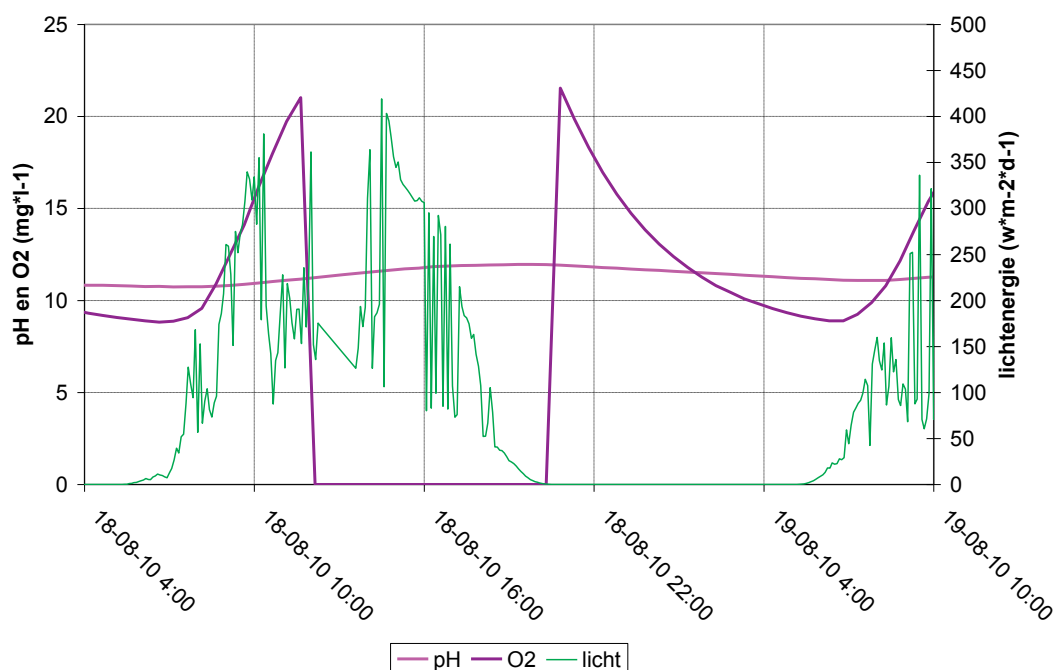
In overzichtstabellen is een kwalitatieve aanduiding gebruikt. Bij een - is er geen correlatie gevonden, bij een +/- is sprake van een matige correlatie en bij een + is er een duidelijke correlatie.

3

DAG-/NACHTPATROON

Om meer inzicht te krijgen in het dag-/nachtritme van algen zijn er 24-uursmetingen uitgevoerd. Hierbij is in een tijdsbestek van 24 uur elke 2 uur een monster genomen. De monsters zijn geanalyseerd op nitraat en orthofosfaat. Daarnaast is gebruik gemaakt van de onlinemetingen van licht, pH en zuurstof. Op 18 augustus en 19 augustus is een 24-uursmeting uitgevoerd in bassin 2. In Figuur 1 zijn de resultaten te zien van onlinesensoren voor pH, O₂ en zonlicht.

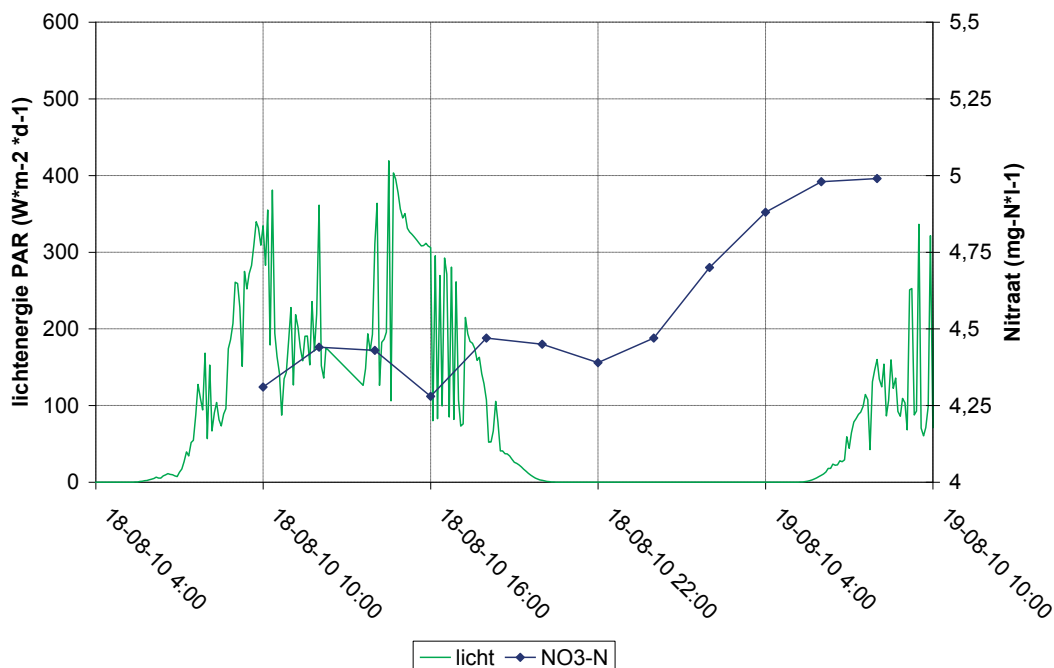
FIGUUR 1 24-UURSREGISTRATIE VAN pH, O₂-GEHALTE EN ZONLICHT



In Figuur 1 is te zien dat vanaf het moment dat er licht wordt gemeten de pH en het zuurstofgehalte stijgt. Daarbij stijgt de zuurstofconcentratie tot waarden buiten het meetbereik van de zuurstofelektrode (21 mg/l). De registratie is daardoor tijdelijk onderbroken. Zodra de duisternis invalt dalen de zuurstofconcentratie en de pH in het bassin. Te zien is dat de zuurstofconcentratie gedurende de nacht afneemt. Deze afname van de zuurstofconcentratie in de nacht wordt veroorzaakt door respiratie, door uitwisseling met de buitenlucht en door toevoer van zuurstofarm afvalwater. Bij de pH is een gelijke trend te zien. Hierbij neemt de pH gedurende de dag toe door fotosynthese en gedurende de nacht daalt de pH door respiratie en toevoer van afvalwater met een pH van ca. 7.

In Figuur 2 zijn de lichtenergie en nitraatconcentratie weergegeven zoals gemeten tijdens de 24-uursmeting in bassin 1. Te zien is dat de nitraatconcentratie in de reactor daalt onder lichtomstandigheden en dat de concentratie aan nitraat in de reactor stijgt als er minder of helemaal geen licht meer is. Dit geeft dat stikstofverwijdering vooral gekoppeld is aan fotosynthese. Zoals blijkt uit de modelstudie hoeft dit niet altijd het geval te zijn en kan er ook in de nacht nog een deel N opgenomen worden in de alg.

FIGUUR 2 24-UURSREGISTRATIE VAN CONCENTRATIE NITRAAT EN LICHT



In Figuur 3 zijn de pH en de orthofosfaatconcentratie weergegeven, zoals gemeten tijdens dezelfde 24-uursmeting. Duidelijk is te zien dat de pH stijgt zolang er licht wordt gemeten en daalt tot vlak na zonsopkomst. Het verloop van de pH lijkt op een eerste orde proces. Boven pH 11,8 vlakt de pH toename af. Ook de afname van de pH gedurende de nacht laat een stabiel patroon zien.

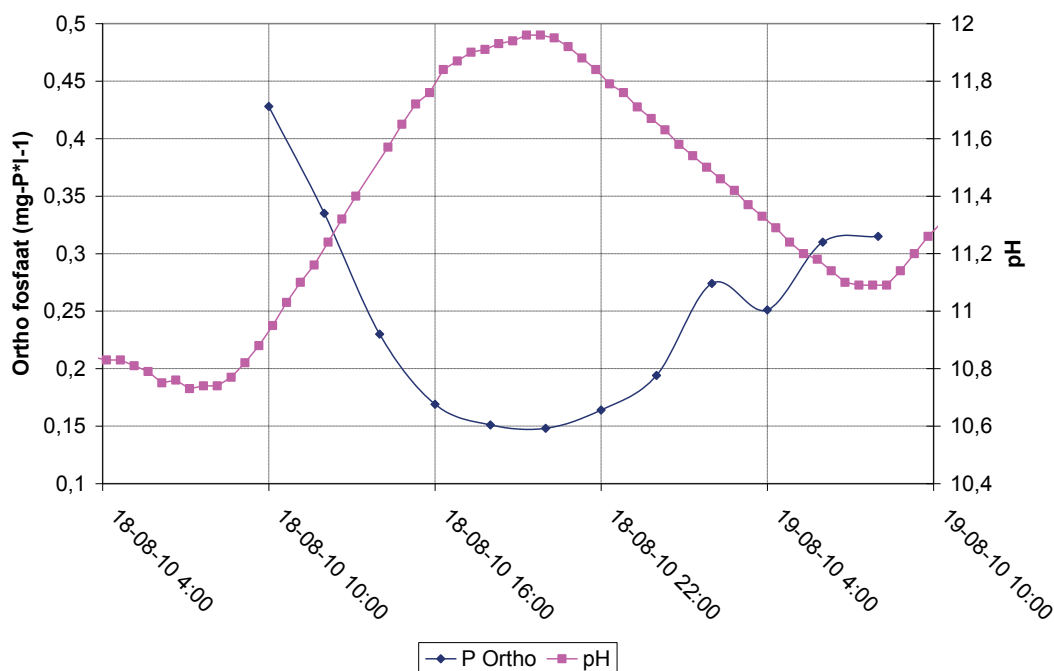
Fosfaat laat een omgekeerde trend zien. Bij een hogere pH wordt er minder fosfaat gemeten in de reactor en bij een lagere pH wordt een hogere fosfaatconcentratie gemeten. De afname van de fosfaatconcentratie in de reactor verloopt sneller en de toename in de reactor verloopt langzamer dan op basis van biologische activiteit en influent vrachten verwacht zou kunnen worden. Uitgaande van een gemiddelde algenproductie bij zonlicht (met fosfaatgehalte van 1% in de algenbiomassa) zou een afnamesnelheid van P van ca. $0,004 \text{ mg-P}\cdot\text{l}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$ worden verwacht. In de praktijk is dit $0,043 \text{ mg-P}\cdot\text{l}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$. De verwijdering van fosfaat gaat dus een factor 10 sneller dan verwacht. Bij de toename van de fosfaatconcentratie in het bassin bij afwezigheid van licht wordt een toename van $0,03 \text{ mg-P}\cdot\text{l}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$ verwacht door het instroom van fosfaat in het influent van de algenvijver. In de praktijk is wordt $0,015 \text{ mg-P}\cdot\text{l}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$ waargenomen. 50% van het fosfaataanbod wordt dus nog verwijderd in het bassin.

Dit geeft aan dat er een ander proces dan alleen algengroei invloed heeft op de stijging en de daling van de fosfaatconcentratie. Zoals ook in de onderzoeksperiode 2009 is aangegeven is dit waarschijnlijk chemische fosfaatverwijdering (calciumfosfaatprecipitatie).

De fosfaatconcentratie bereikt pas aan het einde van de dag de onderzoeksrichtwaarde van 0,15 mg P/l. Omdat vervolgens de fotosynthese weer stopt, loopt de concentratie weer op tot boven de grenswaarde. Hieruit blijkt dat algen zeker in staat zijn om overdag de fosfaatconcentratie te reduceren tot beneden de onderzoeksrichtwaarde, maar dat deze waarde 's-nachts snel weer kan worden overschreden. De overschrijding zal sneller plaats vinden bij hoge fosfaatconcentraties in het influent en/of in de wintermaanden, wanneer de nachten langer duren.

Voor het voldoen aan de onderzoeksrichtwaarde wordt echter niet uitgegaan van een steekmonster maar van een 24-uurs verzamelmonster. Ook hiervoor geldt dat deze waarde lastiger bereikt zal worden naarmate de influentconcentraties hoger zijn en/of de nachten langer.

FIGUUR 3 24-UURSREGISTRATIE VAN PH EN CONCENTRATIE ORTHOFOSFAAT



Zoals zichtbaar in de figuren 2 en 3 laten de nutriëntconcentraties en de pH in de algenbassins een sterk dag-/nachtpatroon zien, als gevolg van fotosyntheseactiviteit van de algen. Bij de analyse van de zuiveringsdata van de algenbassins in de volgende hoofdstukken wordt veelal gebruik gemaakt van 24-uursverzamelmonsters. Bij de interpretatie van de data dient de dagelijkse fluctuatie in acht te worden genomen.

4

ALGENPRODUCTIE

Voor het verwijderen van nutriënten uit het water zijn twee factoren van belang.

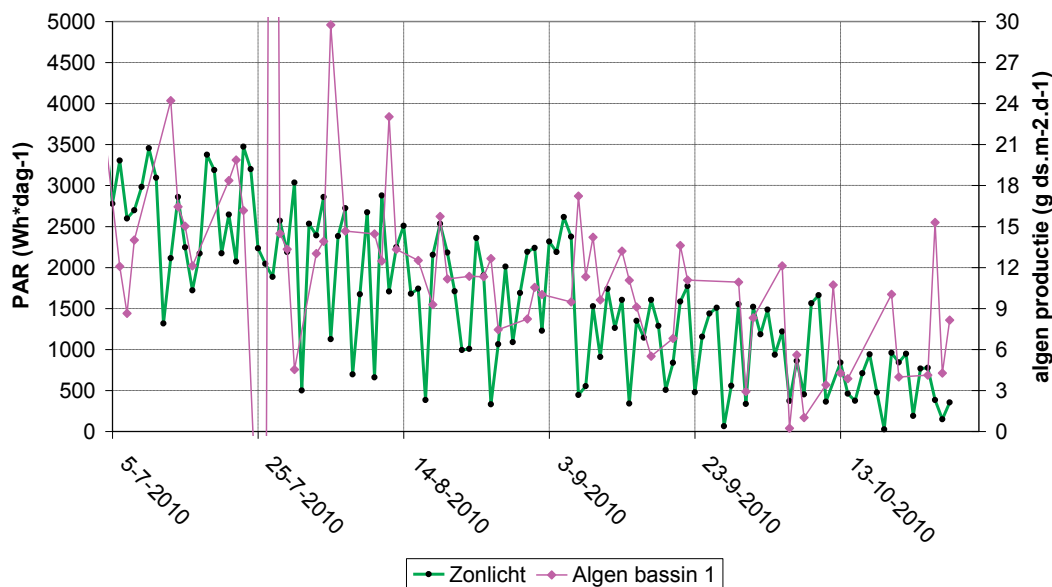
- 1) De algenproductie
- 2) Nutriëntopname door de algen (stikstof- en fosfaatgehalte in de alg)

In dit hoofdstuk wordt ingegaan op de factoren die de algenproductie beïnvloeden en wordt aangegeven met welke algenproductie kan worden gerekend in de ontwerpmodellen. Het is niet mogelijk geweest om over de hele testperiode van 2010 de algenproductie te bepalen. Er zijn alleen accurate data beschikbaar over de algenproductie in bassin 1 van week 27 tot en met 43. Aan de hand van deze gegevens is de invloed van de verschillende (mogelijke) invloedsfactoren op de algenproductie onderzocht.

4.1 ALGENPRODUCTIE BASSIN 1 (WEEK 27 TOT EN MET WEEK 43)

In Figuur 4 zijn de huidige resultaten van week 27 tot en met week 43 weergegeven. In Figuur 4 is te zien, dat de algenproductie en de lichtenergie een overeenkomstige trend laten zien. Dit geeft aan, zoals te verwachten, dat licht één van de belangrijkste invloedsfactoren is op de algenproductie.

FIGUUR 4 LICHTENERGIE EN ALGENPRODUCTIE IN BASSIN 1

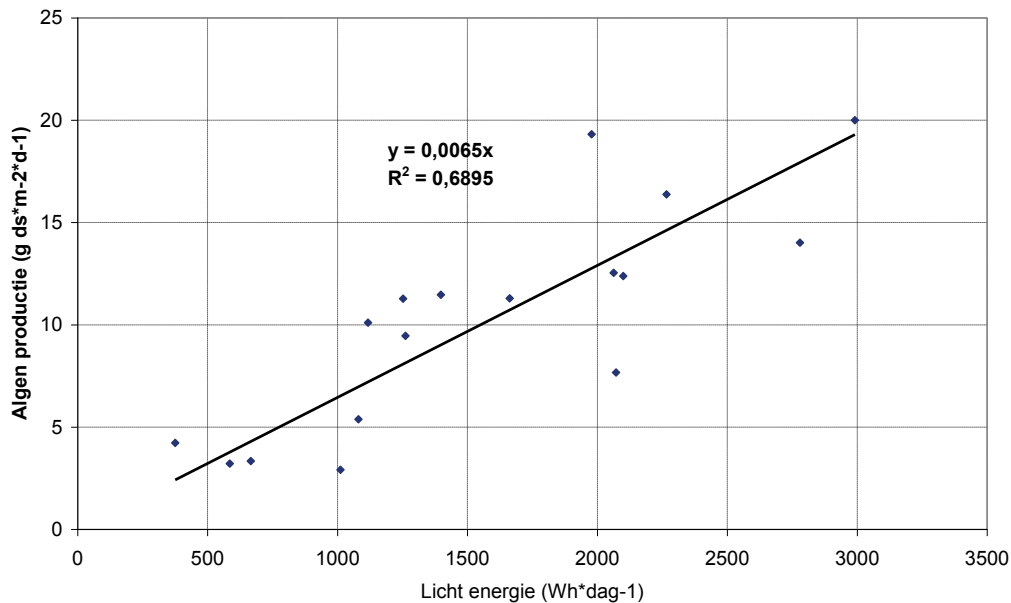


4.2 SPECIFIEKE ALGENPRODUCTIE

Zoals te zien in is Figuur 4 laten licht en algenproductie een overeenkomende trend zien. In Figuur 5 is de correlatie tussen licht en algenproductie in beeld gebracht. Te zien is dat er een goede correlatie is met een R^2 van 0,70.

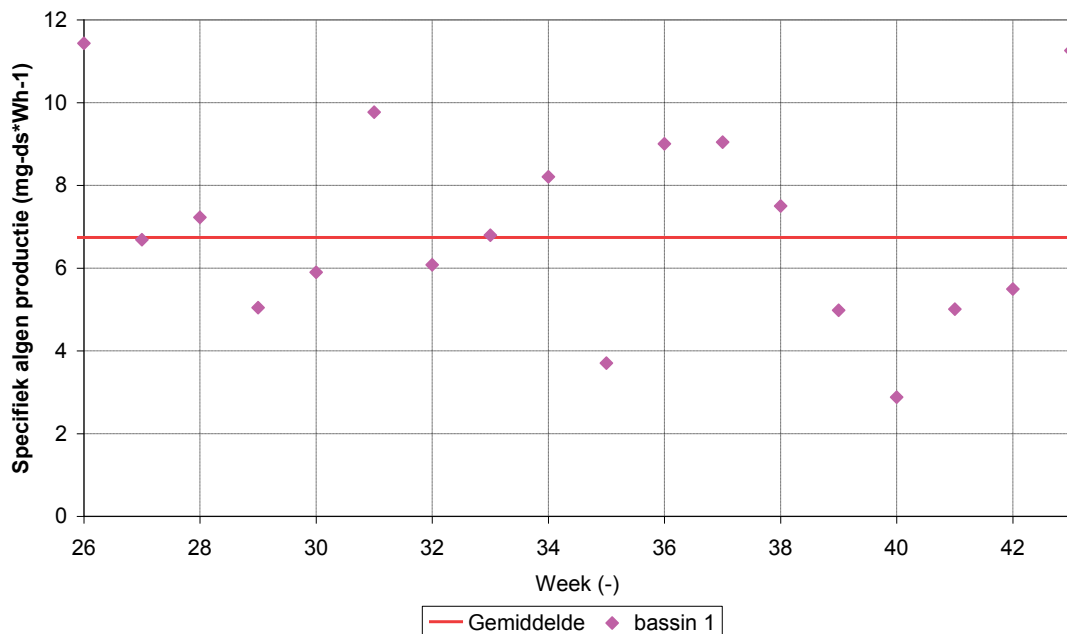
FIGUUR 5

CORRELATIE LICHTENERGIE EN ALGENGROEI



Door de dominante invloed van licht op de algenproductie is op basis van de algenproductie alleen weinig te zeggen over de invloed van andere parameters. Om meer inzicht te verkrijgen in de invloed van de andere parameters is de algenproductie gecorrigeerd voor de lichtenergie. De algemene algenproductie (in $\text{g ds}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$) is omgerekend naar een specifieke algenproductie (in $\text{mg ds} / \text{Wh}$). In Figuur 6 zijn de weekwaarden van specifieke algenproductie en de gemiddelde specifieke algenproductie van de totale periode week 24 tot en met week 43 weergegeven.

FIGUUR 6 SPECIFIEKE ALGENPRODUCTIE IN BASSIN 1



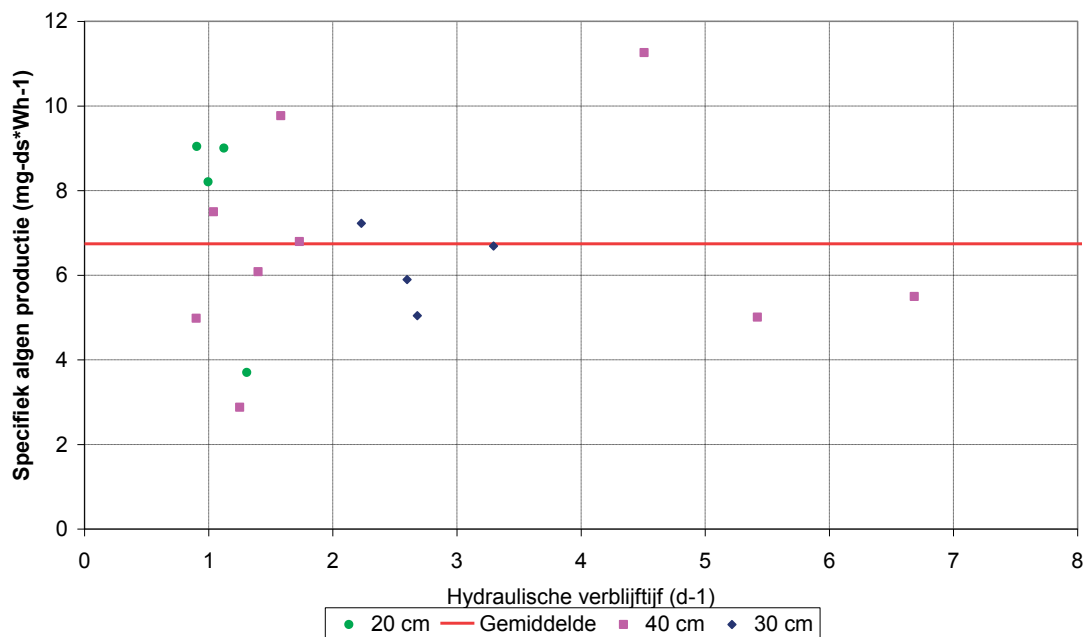
In Figuur 6 is te zien dat de berekende specifieke algenproductie rond een gemiddelde waarde van $7 \text{ mg}\cdot\text{Wh}^{-1}$ (PAR). De waarden fluctueren tussen de 4 en $10 \text{ mg}\cdot\text{Wh}^{-1}$ (PAR)

Hierna is onderzocht of de afwijking van het gemiddelde veroorzaakt wordt door parameters zoals diepte, verblijftijd en temperatuur.

4.3 DIEPTE EN VERBLIJFTIJD

In het literatuuronderzoek staan de verblijftijd en diepte als belangrijke invloedsparementers omschreven. Door de mogelijke beïnvloeding van de beide parameters afzonderlijk op specifieke algenproductie kan een mogelijk verband zijn gemaskeerd. Om hierin inzicht te krijgen is in Figuur 7 de specifieke algenproductie bij de verschillende diepten en verblijftijden weergegeven.

FIGUUR 7 CORRELATIE SPECIFIEKE ALGENPRODUCTIE MET VERBLIJFTIJD EN DIEPTE VOOR BASSIN 1



Er zijn geen duidelijke patronen te zien met betrekking tot de invloed van verblijftijd op de specifieke algenproductie. Wel kan uit deze data worden opgemaakt, dat er bij verblijftijden rond 1 dag een hogere algenproductie wordt waargenomen op 20 cm dan op 40 cm. De gemiddelde algenproductie ligt bij 20 cm op $7,5 \text{ mg ds}^{-3} \cdot \text{Wh}^{-1}$.

4.4 OVERIGE PARAMETERS

In Tabel 4 is een overzicht gegeven van de invloed van verschillende parameters op de algenproductie. Een - geeft aan dat er geen correlatie is gevonden, bij een +/- is er sprake van een matige correlatie en bij een + is er een duidelijke correlatie gevonden.

TABEL 4 CORRELATIE DIVERSE PARAMETERS MET DE SPECIFIEKE ALGENPR

Parameter	Correlatie met specifieke algenproductie ($\text{mg} \cdot \text{Wh}^{-1}$)
pH	-
Licht	-
Temperatuur	-
Verblijftijd	-
Influent concentratie stikstof	-
Influent concentratie fosfaat	-
Effluent concentratie stikstof	-
Effluent concentratie fosfaat	-
Stikstof gehalte alg	-
Fosfaat gehalte alg	-

Te zien is dat er onder de geteste condities er geen duidelijke correlatie aanwezig is tussen een van de parameters en de specifieke algenproductie.

4.5 DISCUSSIE EN CONCLUSIE

De algenproductie is onder Nederlandse condities lichtgelimiteerd. Dit is duidelijk te zien in de correlatie tussen licht en algenproductie. Andere parameters lijken weinig tot geen invloed uit te oefenen op de algenproductie. Alleen de in de literatuur aangegeven invloed van diepte lijkt enige invloed te hebben.

Voorgesteld wordt om voor de dimensionering van de full scale algen effluent polishing de waarde van $7,5 \text{ mg}\cdot\text{Wh}^{-1}$ voor algenproductie te hanteren.

Een gemiddelde specifieke algenproductie van $7,5 \text{ mg}\cdot\text{Wh}^{-1}$ (PAR) komt onder Nederlandse omstandigheden overeen met een totale jaarlijkse algenproductie van 37 ton alg per hectare. (Voor de berekening van de algenproductie is er gerekend met een zonne-energie van $490 \text{ kWh PAR}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{jaar}^{-1}$). Deze waarde ligt 20% boven het veelal gehanteerde productie getal van 30 ton alg per hectare en geeft aan dat de groeicondities voor de algen tijdens de looptijd van het pilot experiment optimaal zijn geweest.

Omdat licht als enige significante invloed heeft op de algenproductie, zal in het vervolg van de rapportage de specifieke gemiddelde algenproductie worden gebruikt om de algenproductie over de gehele pilotperiode voor beide bassins te berekenen.

5

STIKSTOFVERWIJDERING IN ALGENBASSINS

Voor het verwijderen van nutriënten uit het water zijn twee zaken van belang.

- 1) De algenproductie
- 2) Nutriëntenopname door de algen (stikstof- en fosfaatgehalte in de alg)

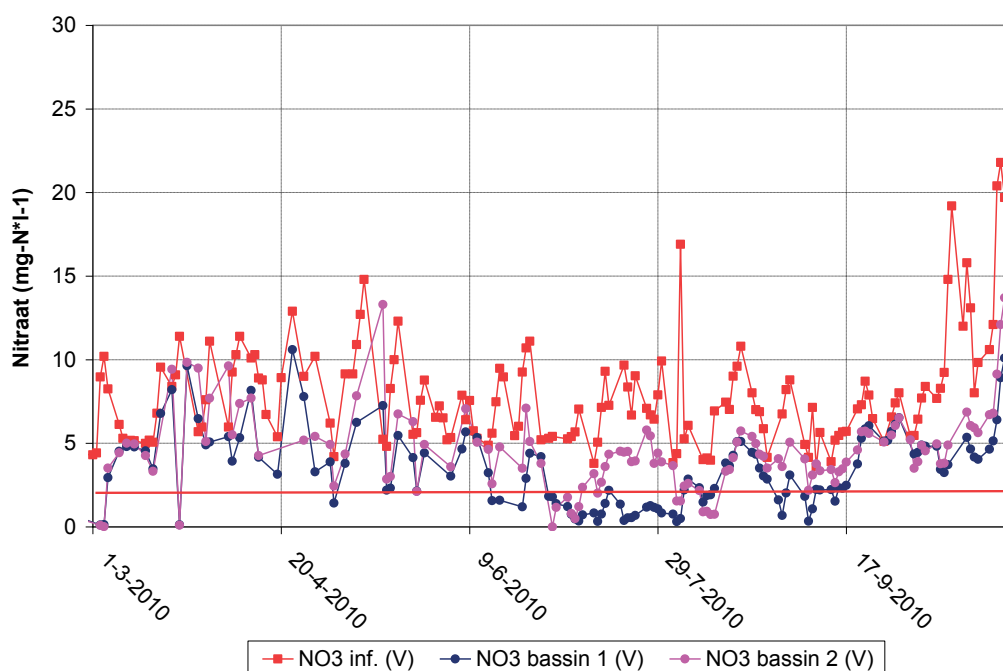
In dit hoofdstuk wordt ingegaan op de factoren die de opname van stikstof in de algenbiomassa beïnvloeden en wordt aangegeven met welke stikstofgehalten kan worden gerekend in de ontwerpmodellen voor een full-scale effluentpolishing met algen.

5.1 STIKSTOFVERWIJDERING IN DE BASSINS

5.1.1 OVERZICHT

In figuur 8 zijn de effluentresultaten weergegeven die in het jaar 2010 zijn behaald. De rode lijn in de grafiek is de onderzoeksrichtwaarde voor N-totaal (2,2 mg-N/l). In Figuur 8 is te zien dat de onderzoeksrichtwaarde tijdens de zomermaanden in bassin 1 is gehaald. In deze periode is bassin 1 op een laag debiet bedreven. Er is zelfs een periode geweest dat een effluentconcentratie stikstof van lager dan 1 mg $\text{NO}_3\text{-N/l}$ is gehaald.

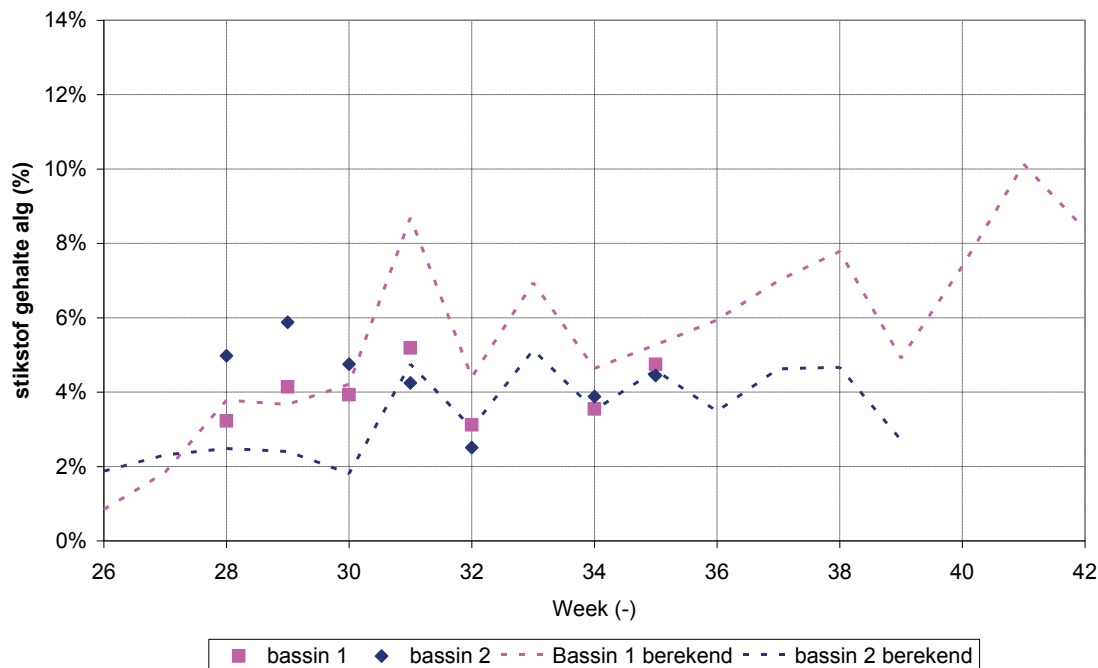
FIGUUR 8 INFLUENT- EN EFFLUENTCONCENTRATIES NITRAAT



5.1.2 AFHANKELIJKHEID STIKSTOFVERWIJDERING

In figuur 9 zijn de berekende en de gemeten stikstofgehalten van de algenbiomassa in de beide bassins weergegeven. De berekende en de gemeten waarden van bassin 1 komen redelijk overeen. De berekende waarden voor bassin 2 wijken vooral in de eerste weken sterk af van de gemeten waarden. Het verschil tussen de twee getallen zou verklaard kunnen worden door de methode van monsternamen (steek monster ten opzichte van verzamelmonster). De TSS- en nitraatmetingen die ten grondslag liggen van de berekende waarde werden uitgevoerd op een 24-uursverzamelmonster. De directe meting is uitgevoerd op een steekmonster. In hoofdstuk 3 is reeds duidelijk gemaakt dat de groei van algen een sterk dag-/nachtritme kent. Derhalve kunnen steekmonsters een sterk afwijkend beeld geven van de gemiddelde situatie. De verdere analyse is uitgevoerd met behulp van de berekende waarden.

FIGUUR 9 GEMETEN EN BEREKENDE STIKSTOFGEHALTES ALGEN



Het gemiddelde stikstofgehalte van de algenbiomassa lag over de gehele periode rond de 4%. Deze waarde is aanzienlijk lager dan de 8% - 12% die genoemd is in de eerder uitgevoerde literatuurstudie [ref].

Voor de stikstofverwijdering in de algenbassins zijn de correlatie tussen de diverse parameters en het berekende stikstofgehalte in de algen en de correlatie tussen de diverse parameters en de effluentconcentratie stikstof onderzocht. De resultaten van deze analyse zijn weergegeven in Tabel 5. Een - geeft aan dat er geen correlatie is gevonden, bij een +/- is er sprake van een matige correlatie en bij een + is er een duidelijke correlatie gevonden.

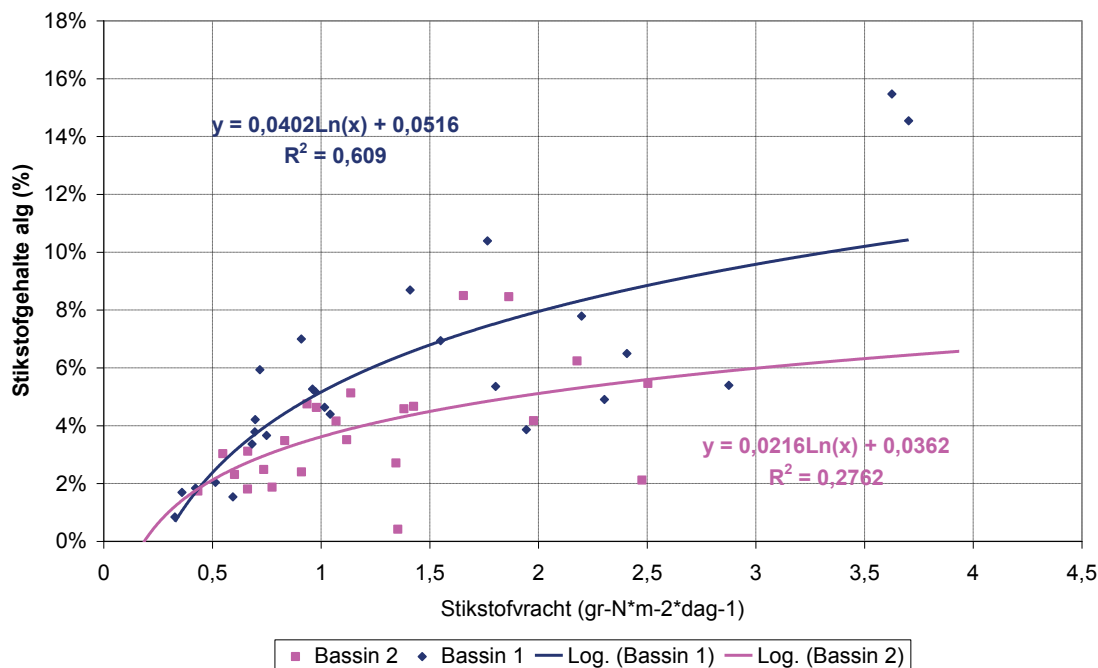
TABEL 5 CORRELATIE DIVERSE PARAMETERS MET STIKSTOFGEHALTE ALGEN EN EFFLUENTCONCENTRATIE NITRAAT VOOR BASS

Parameter	Correlatie met stikstofgehalte in algen	Correlatie met effluentconcentratie nitraat
pH	-	-
Licht	+/-	-
Temperatuur	+/-	-
Verblijftijd	-	-
Influentconcentratie stikstof	+	+/-
Influentconcentratie fosfaat	-	-
Effluentconcentratie stikstof	+	nvt
Effluentconcentratie fosfaat	-	-
Stikstofgehalte alg	nvt	+/-
Fosfaatgehalte alg	-	-

Tabel 5 geeft aan dat het stikstofgehalte in de algen door vier parameters beïnvloed wordt, te weten licht, temperatuur, influent- en effluentconcentratie. De invloed van influent- en effluentconcentratie stikstof is duidelijk aanwezig, de invloed van temperatuur en licht op het stikstofgehalte in de algen is matig.

5.1.3 INFLUENT- EN EFFLUENTCONCENTRATIE STIKSTOF / VRACHT VERSUS DE SPECIFIEKE VERWIJDERING

FIGUUR 10 CORRELATIE STIKSTOFVRACHT EN STIKSTOFGEHALTE ALGEN

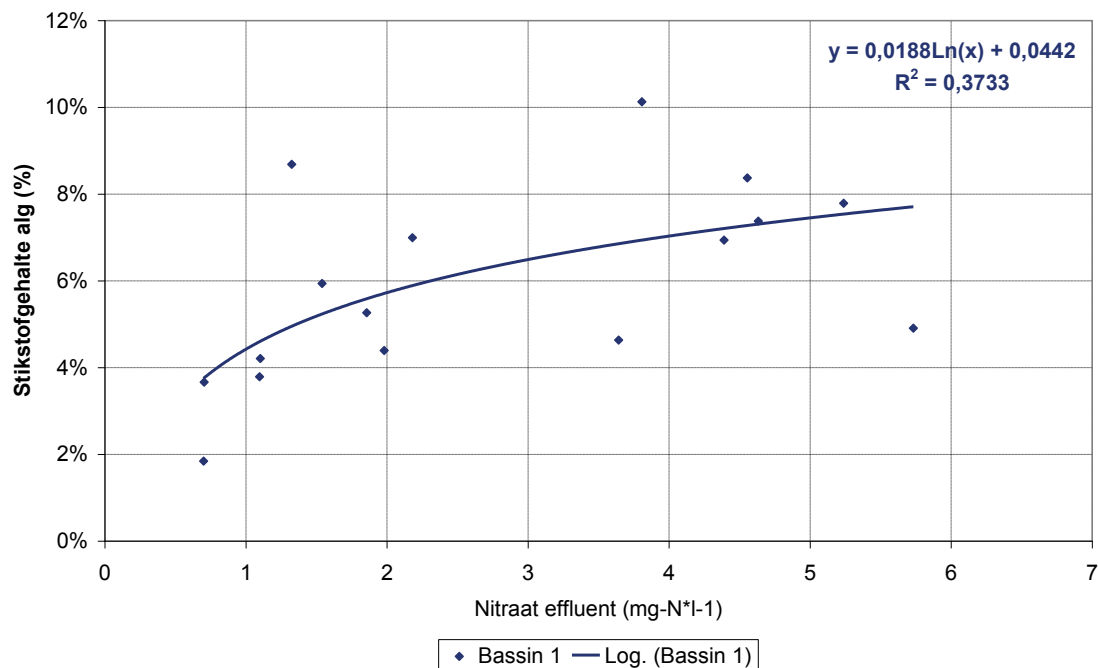


In Tabel 5 is aangegeven dat de influentconcentratie nitraat en het stikstofgehalte in de algen zijn gecorreleerd. De gevonden correlatie is met een R^2 0,3 tot 0,4 matig. De correlatie is opvallend, omdat een algenreactor een compleet gemengd systeem is, waarin de algen geen directe invloed van de influentconcentratie stikstof ondervinden. Een direct verband tussen deze beide parameters is daarom niet voor de hand liggend. De stikstofvracht daarentegen, die wordt beïnvloed door de influentconcentratie, heeft wel gevolgen voor de algen. In Figuur 10 is de correlatie tussen stikstofvracht en stikstofgehalte in de algen weergegeven. Het gevon-

den verband laat zien dat bij een hogere stikstofvracht het stikstofgehalte in de algen toeneemt. Dit duidt er op dat onder de gehanteerde condities stikstof bij lage influentvrachten nitraat voor de algen groeibeperkend is.

In figuur 11 is de relatie tussen de effluentconcentratie nitraat en de stikstofgehalten van de algen weergegeven. De laagste stikstofgehalten zijn waargenomen bij lage effluentconcentraties nitraat. Wanneer algen ingezet worden voor effluentpolishing, waarbij de onderzoeksrichtwaarden gelden, zal daarom rekening gehouden moeten worden met lage stikstofgehalten in de algenbiomassa. De totale verwijderingscapaciteit per m² wordt daarmee lager.

FIGUUR 11 VERBAND TUSSEN NITRAAT IN EFFLUENT EN STIKSTOFGEHALTE ALGEN



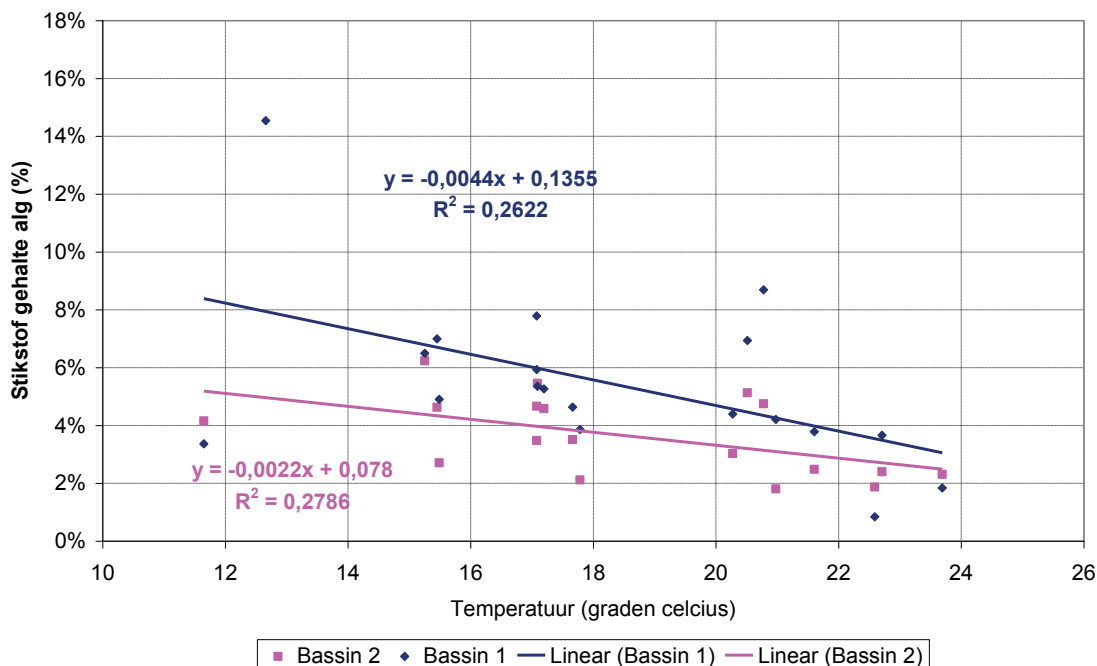
5.1.4 TEMPERATUUR EN LICHT

Temperatuur en licht zijn beide gecorreleerd met het stikstofgehalte in de algen. Deze parameters vertonen eenzelfde trend (meer licht, hogere temperatuur en visa versa). Alleen correlatie met temperatuur is afgebeeld. Figuur 12 laat zien dat er een matige correlatie wordt gevonden.

De (indirecte) invloed van temperatuur op het stikstofgehalte kan op twee manieren worden verklaard. Waarschijnlijk zijn beide verklaringen aan de orde.

De eerste mogelijkheid is dat de temperatuur de stikstofverwijdering in het voorgeschakelde actief-slibproces beïnvloedt. Bij lagere temperaturen zal het effluent meer stikstof bevatten (dit is ook waargenomen in de effluentgegevens van RWZI Alkmaar). Zoals in paragraaf 5.1.3 is beschreven zal bij een hoger stikstofaanbod het stikstofgehalte in de algen stijgen. De tweede mogelijkheid is dat de temperatuurafname gelijk op gaat met de afname van het aantal lichturen per dag. Bij een afname van het aantal lichturen zal het verschil tussen de minimale en maximale stikstofconcentratie in het bassin maximaal zijn (zie ook hoofdstuk 3). Zoals eerder besproken zal de algenbiomassa meer stikstof opnemen. Tegen deze achtergrond lijkt temperatuur dus geen directe invloed te hebben, maar is er sprake van een indirecte invloed op het stikstofgehalte in de algen.

FIGUUR 12 CORRELATIE TEMPERATUUR EN STIKSTOFGEHALTE ALGEN



5.7.5 CONCLUSIE STIKSTOFVERWIJDERING

De algen nemen meer stikstof op bij hogere vracht naar de reactor. De absolute stikstofverwijdering wordt daardoor beter bij geconcentreerder afvalwater.

Tevens blijkt dat wanneer condities worden bereikt waarbij de effluentconcentratie nitraat rond de onderzoeksrichtwaarde ligt, rekening moet worden gehouden met een stikstofgehalte in de algenbiomassa van ca. 4%.

Deze waarde ligt veel lager dan de 8 – 12% die wordt genoemd in de literatuurstudie. Dit betekent dat de stikstofverwijderingscapaciteit per hectare bij effluentpolishing met algen sterk afneemt wanneer moet worden voldaan aan strenge eisen.

Daarom wordt voorgesteld om een stikstofgehalte van 4% op te nemen in het ontwerpmodel voor de full-scale effluentpolishing met algen.

De gevonden afhankelijkheid tussen het stikstofgehalte van de algenbiomassa en temperatuur en licht kan worden teruggevoerd op een slechter werkende stikstofverwijdering in het actief-slibproces en het groter worden van de fluctuaties van beschikbare nutriënten in een algenbassin bij korte lichtperioden.

6

FOSFAATVERWIJDERING IN ALGENBASSINS

Voor het verwijderen van nutriënten uit het water zijn twee zaken van belang:

- 1) De algenproductie
- 2) Nutriëntenopname door de algen (stikstof- en fosfaatgehalte in de algen)

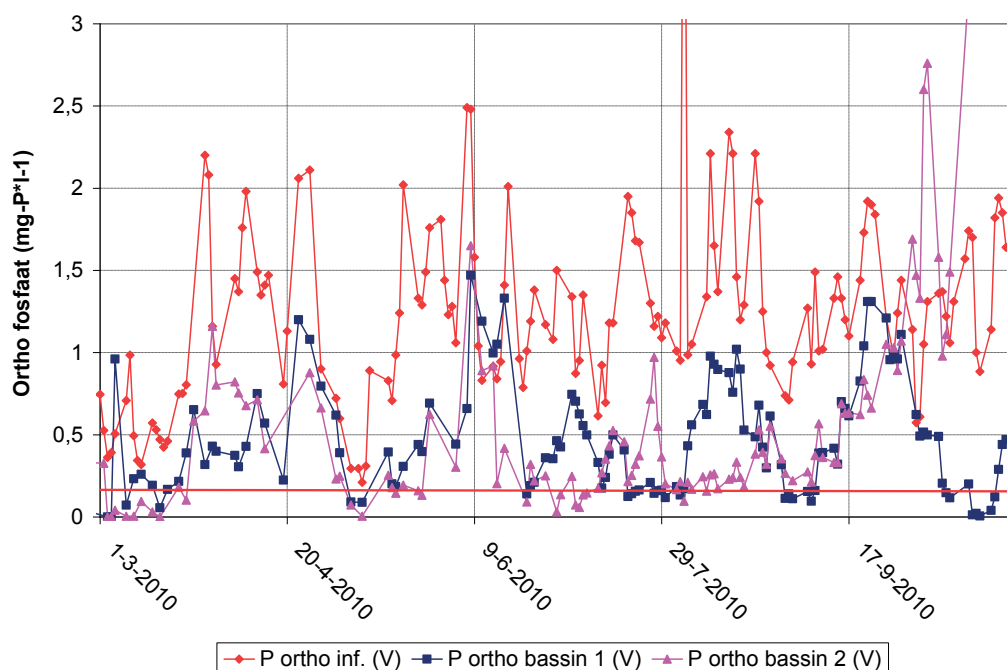
In dit hoofdstuk wordt ingegaan op de factoren die de verwijdering van fosfaat in de een algenbassin beïnvloeden.

6.1 FOSFAATVERWIJDERING DOOR HET JAAR

6.1.1 ALGEMEEN BEELD

In Figuur 13 staan de resultaten van fosfaatverwijdering bassin 1 in het jaar 2010. De rode lijn is de onderzoeksrichtwaarde van 0,15 mg P/l. In de resultaten is te zien, dat het aantal perioden waarbij de richtwaarde eis behaald wordt, beperkt is. In de perioden eind juli en eind augustus zit de effluentconcentratie van fosfaat rond de eis van 0,15 mg P/l. Eind oktober wordt in bassin 1 gemakkelijk aan deze eis voldaan.

FIGUUR 13 INFLUENT- EN EFFLUENTCONCENTRATIES FOSFAAT IN 2010



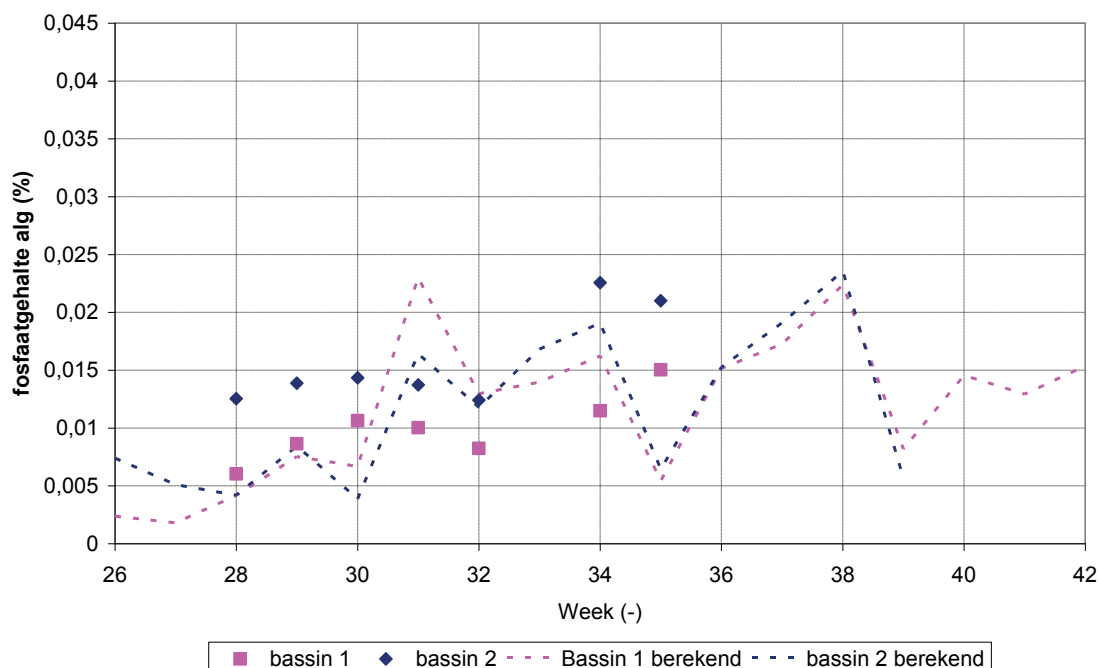
6.1.2 INVLOEDSFACTOREN OP DE FOSFAATVERWIJDERING

In figuur 14 zijn de berekende en de gemeten fosfaatgehalten van de algenbiomassa in de beide bassins weergegeven. De berekende en de gemeten waarden van bassin 1 komen redelijk overeen. De berekende waarden voor bassin 2 wijken veelal sterk af van de gemeten waarden. Toch lijken de gemeten en de berekende waarden een gelijke trend te volgen.

Opvallend is ook dat de gemeten fosfaatgehalten in bassin 2 tussen de 30 en 100% hoger liggen dan het fosfaatgehalte in bassin 1, daar waar de berekende waarden weinig afwijking laten zien. De labmetingen zijn gebaseerd op metingen van totaal-fosfaat, terwijl de berekende waarden gebaseerd zijn op orthofosfaatanalyses. Dit zou kunnen betekenen dat de verwijdering van totaal-fosfaat in bassin 2 beter verloopt.

Er is gekozen om de data-analyse verder uit te voeren met behulp van de berekende waarden.

FIGUUR 14 GEMETEN EN BEREKENDE FOSFAATGEHALTES ALGEN



Het gemiddelde fosfaatgehalte van de algenbiomassa lag over de gehele periode rond de 1%. Deze waarde komt overeen met die genoemd is in de eerder uitgevoerde literatuurstudie.

Voor de fosfaatverwijdering in de algenbassins wordt er gekeken naar correlatie tussen de diverse parameters en de berekende fosfaatgehalte in de algen als ook de correlatie tussen de diverse parameters en de effluent fosfaatconcentratie. De resultaten van deze analyse staan weergegeven in Tabel 5. In de tabel is gewerkt met een codering. Bij een - is er geen correlatie gevonden, bij een +/- is er een matige correlatie gevonden en bij een + is er een duidelijke correlatie gevonden.

TABEL 6 CORRELATIE FOSFAATGEHALTE ALGEN EN EFFLUENTCONCENTRATIE FOSFAAT MET DIVERSE PARAM

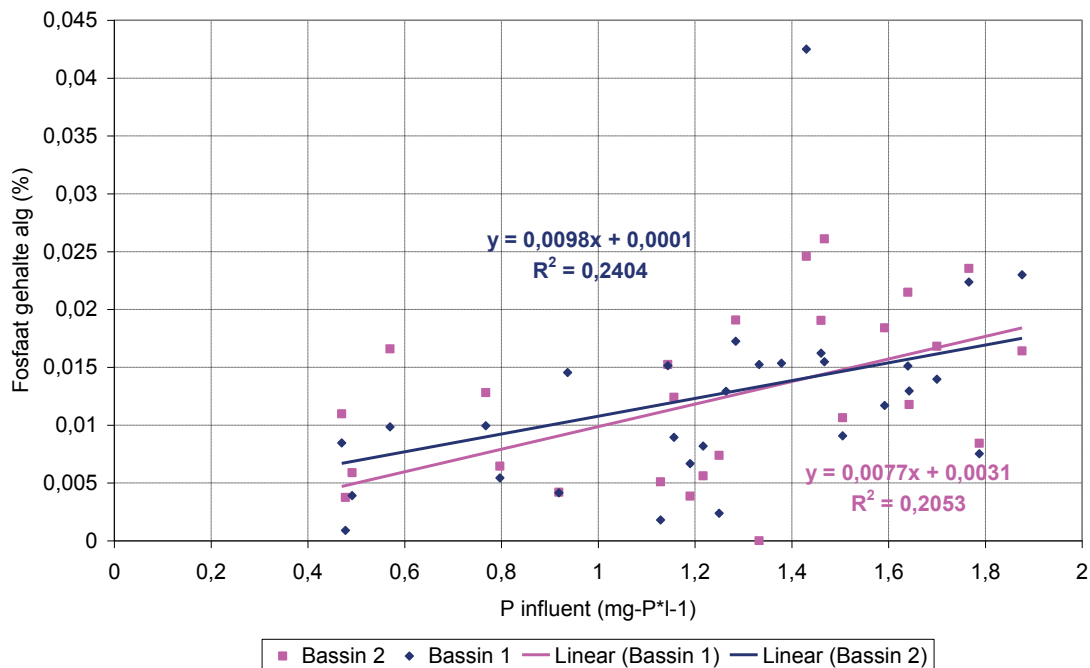
Parameter	Correlatie met fosfaatgehalte in algen	Correlatie met effluentconcentratie fosfaat
pH	-	+
Licht	-	-
Temperatuur	-	-
Verblijftijd	-	-
Influentconcentratie stikstof	-	-
Influentconcentratie fosfaat	+	-
Effluentconcentratie stikstof	-	-
Effluentconcentratie fosfaat	-	nvt
Stikstofgehalte algen	-	-
Fosfaatgehalte algen	nvt	-

In Tabel 6 is te zien dat het fosfaatgehalte in de algen alleen een correlatie laat zien met de influentconcentratie fosfaat. De effluentconcentratie fosfaat is duidelijk gecorreleerd met de pH in het bassin. Opvallend is dat er geen correlatie bestaat tussen de influent- en effluentconcentratie fosfaat.

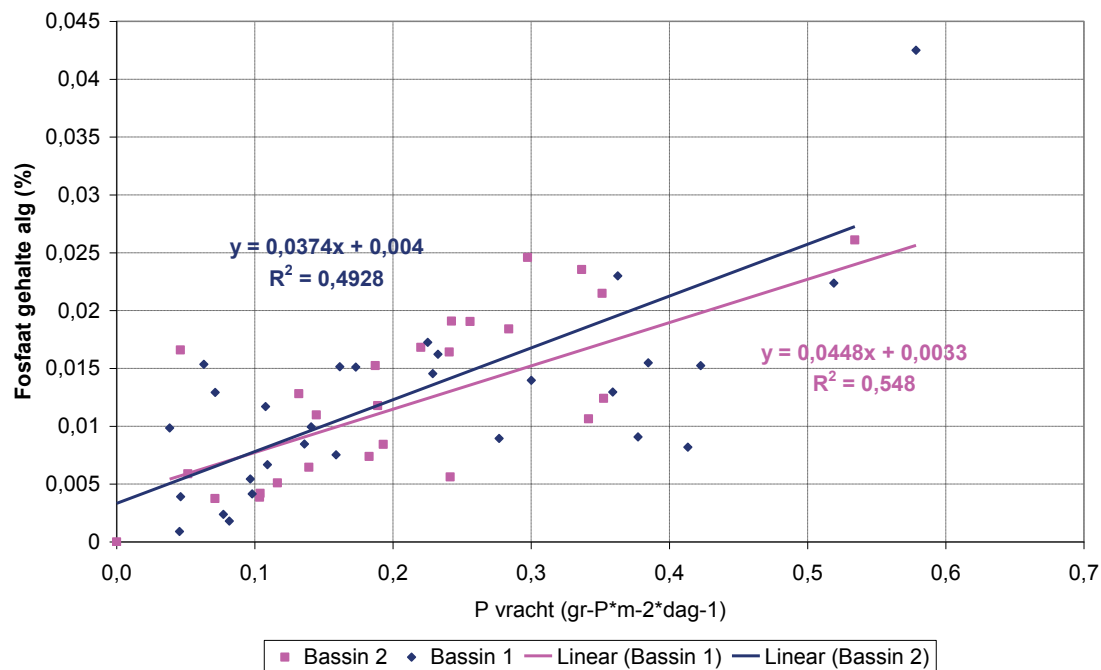
6.1.3 INFLUENTCONCENTRATIE VERSUS SPECIFIEKE FOSFAATVERWIJDERING

In Figuur 15 is de influentconcentratie fosfaat uitgezet tegen het fosfaatgehalte in de algen. Hierbij is een redelijke correlatie te zien. Zoals verder uitgewerkt in hoofdstuk 6.1.4 speelt chemische precipitatie bij de fosfaatverwijdering in algenbassins een belangrijke rol. Daarom zal niet alleen de influentconcentratie, maar vooral de influentvracht een grote invloed hebben op het fosfaatgehalte in de algen. In Figuur 16 is de influentvracht fosfaat uitgezet tegen het fosfaatgehalte in de algen.

FIGUUR 15 CORRELATIE INFLUENTCONCENTRATIE FOSFAAT EN FOSFAATGEHALTE ALGEN



FIGUUR 16 CORRELATIE FOSFAAT VRACHT EN FOSFAAT GEHALTE ALGEN

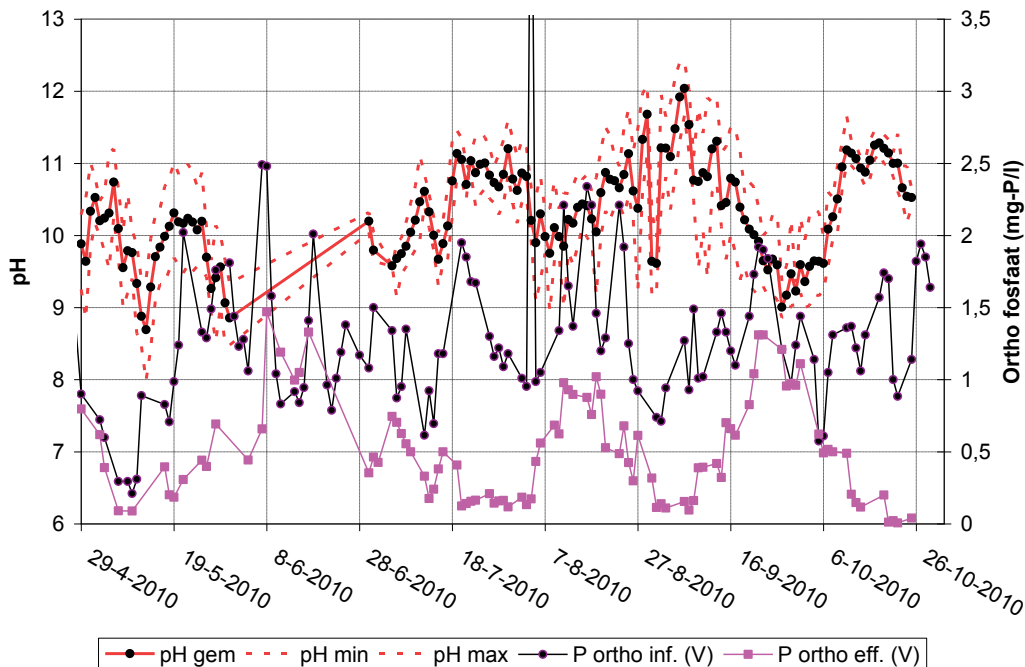


In Figuur 16 is te zien, dat er een goede correlatie is tussen influentvracht fosfaat en fosfaatgehalte in de algen. Deze waarneming dat de influentvracht fosfaat sterk gecorreleerd is aan het fosfaatgehalte in de algen, maar niet aan de effluentconcentratie fosfaat, betekent dat de algen onder de aangehouden testcondities nagenoeg alle aangeboden fosfaat konden verwijderen. Dat het fosfaatgehalte in de algen onafhankelijk is van het licht duidt er op dat niet een lichtgeïnduceerd biologisch proces verantwoordelijk is voor de extra fosfaatverwijderingscapaciteit. Geconcludeerd wordt daarom dat de extra fosfaatverwijdering het gevolg is van chemische precipitatie, het geen niet onverwacht is bij de in de proefperiode opgetreden pH-waarden hoger dan 9.

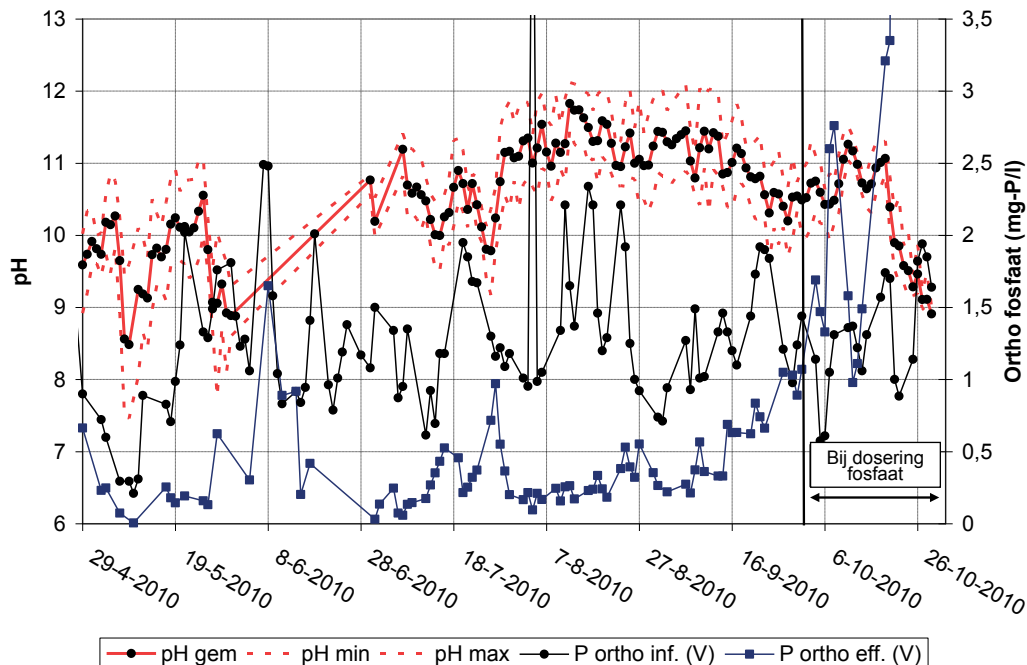
6.1.4 EFFLUENTCONCENTRATIE FOSFAAT VERSUS PH

In de Figuur 17 en Figuur 18 staan de effluentconcentratie fosfaat en de gemiddelde, minimale en maximale pH op dagbasis.

FIGUUR 17 PH EN EFFLUENTCONCENTRATIE ORTHOFOSFAAT IN BASSIN 1



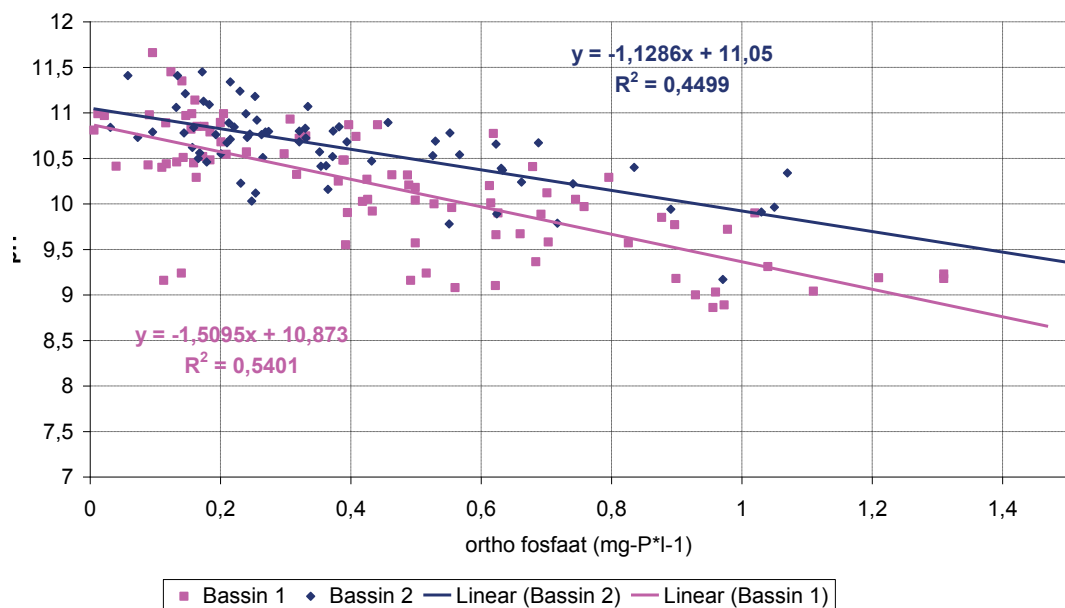
FIGUUR 18 PH EN EFFLUENTCONCENTRATIE ORTHOFOSFAAT BIJ BASSIN 2



In figuren 17 en 18 is te zien dat als de pH stijgt de orthofosfaatconcentratie in het effluent daalt en visa versa. De influentconcentratie orthofosfaat laat een schommelende trend zien met waarden tussen 1 en 2 mg P/l. Deze schommelende trend is niet terug te zien in de effluentconcentratie van beide bassins. Dit is opnieuw een aanwijzing dat de effluentconcentratie onafhankelijk is van de influentconcentratie.

In Figuur 19 is de effluentconcentratie orthofosfaat van beide bassins uitgezet tegen de gemiddelde dag-pH. In Figuur 19 is te zien, dat er een goede correlatie is tussen de effluentconcentratie orthofosfaat en pH. Uit deze figuur kan ook worden opgemaakt dat een effluentconcentratie orthofosfaat van 0,15 mg P/l alleen gehaald kan worden wanneer de gemiddelde dag-pH rond 11 ligt. Deze pH kan alleen bereikt worden, wanneer er voldoende CO₂-opname door de algen plaatsvindt.

FIGUUR 19 CORRELATIE GEMIDDELTE DAG-PH EN EFFLUENTCONCENTRATIE ORTHOFOSFAAT



Omdat de effluentconcentratie fosfaat voornamelijk bepaald wordt door de pH wordt voorgesteld om de full-scale effluentpolishing met algen waarbij fosfaat verwijdering leidend is te ontwerpen op een gemiddelde dag-pH van 11.

6.2 INVLOED CO₂ STRIPPER OP DE PH

Er is in de onderzoeksperiode van 2010 met 2 verschillende CO₂ strippers gewerkt:

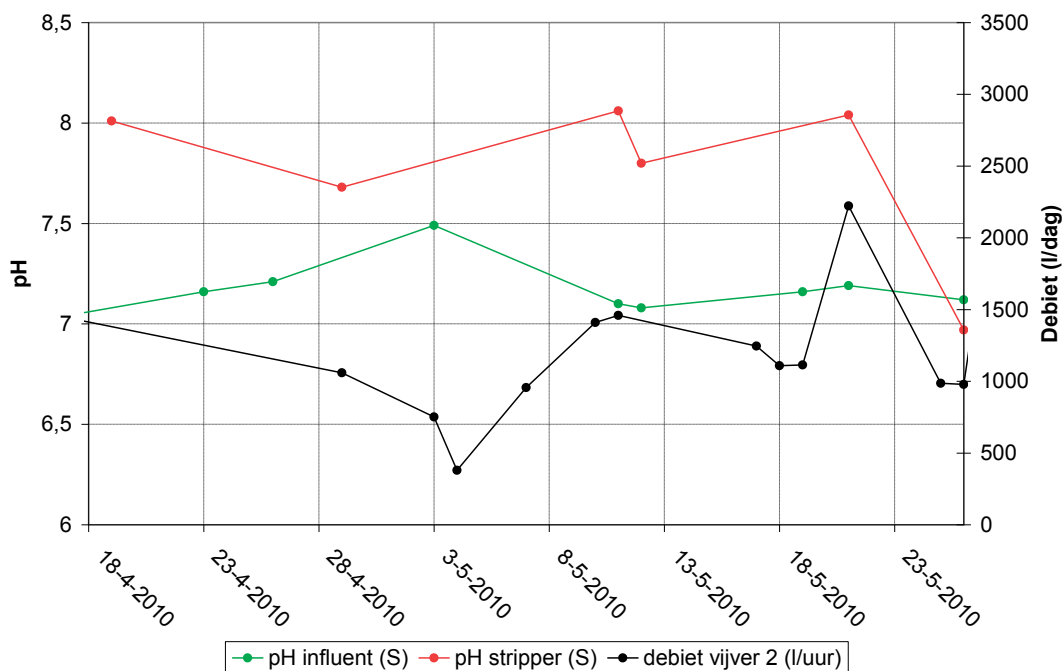
1. Beluchte buffer van 1 m³ met grove bodem of bellenbeluchting.
2. Striptoren van 5 meter hoog met ventilator.

De resultaten van beide CO₂ strippers worden afzonderlijk beschreven.

PERIODE 1 MET BELUCHTE BUFFER

In periode van 26 april tot 1 juli is stripproces uitgevoerd in een beluchte buffer. De werking van het stripproces is gevolgd aan de hand van de influent en effluent pH van de stripper. De resultaten staan weergegeven in Figuur 20. Naast de pH metingen is het influent dagdebiet gemeten.

FIGUUR 20 INVLOED STRIPPROCES UITGEVOERD IN BELUCHTE BUFFER OP PH INFLUENT ALGENBASSIN

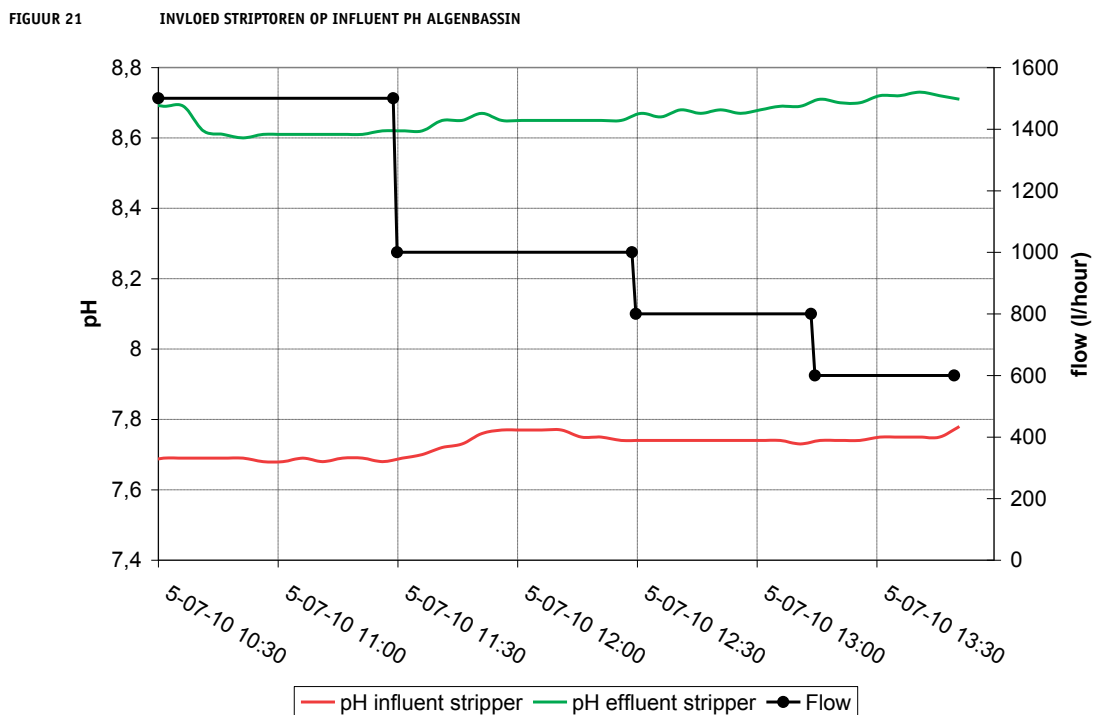


In Figuur 20 is te zien, dat de effluent pH van de stripper sterk fluctueert, zonder dat daarbij de verwachte relatie met het influent debiet te zien is. De oorzaak hiervan is gelegen in de manier van monsternamen (steekmonsters) en de problemen die er in deze periode waren met het stabiel houden van het influent debiet.

De maximale pH in het effluent van de stripper lag rond pH 8. Dit is aanzienlijk lager dan de pH van 8,6 die verwacht mag worden na een goed functionerende CO₂-stripper. Daarom is er vanaf 1 juli een strippertoren geïnstalleerd.

6.2.2 PERIODE MET STRIPTOREN

In de tweede periode van 1 juli tot 29 oktober is er een striptoren geïnstalleerd. Ter controle van de capaciteit is de influent en effluent pH van de stripper gemeten bij verschillende lucht debieten. In Figuur 21 zijn de resultaten te zien.

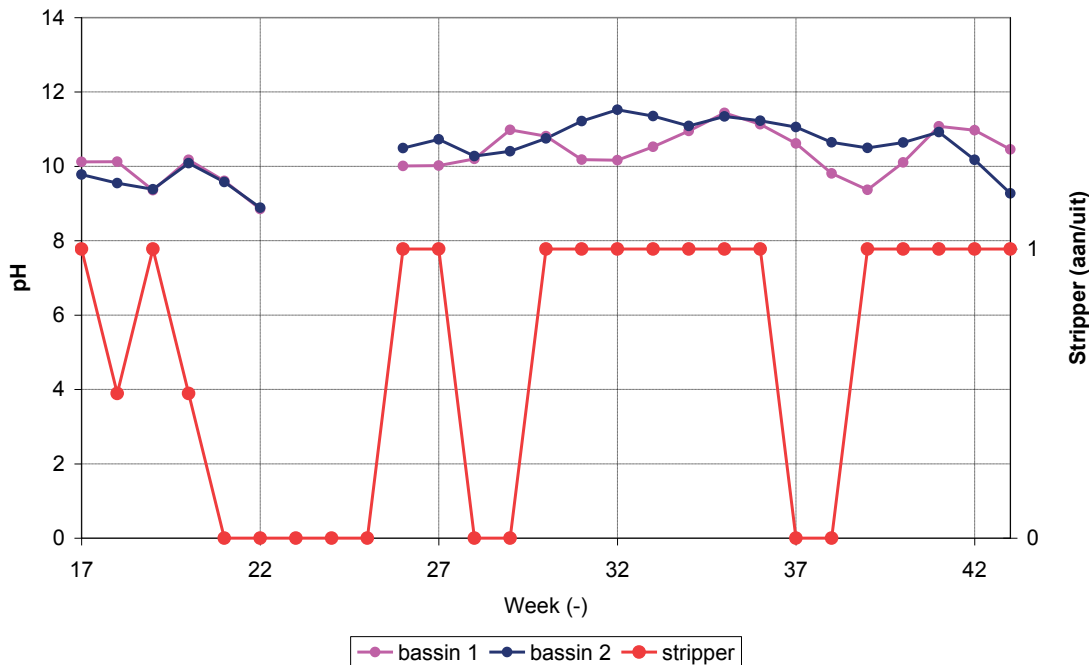


In Figuur 21 is te zien, dat de striptoren in staat is de pH te verhogen tot boven 8,6. Bij een debiet van 1500 l/uur wordt een pH van 8,6 behaald. Met een effluent pH van 8,6 tot 8,7 is de maximale CO₂ verwijdering behaald. De pH stijging komt overeen met ca. 10% verwijdering van de totale hoeveelheid carbonaten, uitgaande van een alkaliteit van 4 mmol in het influent van de stripper.

6.3 INVLOED CO₂ STRIPPER OP DE GEMIDDELDE PH IN BASSIN 2

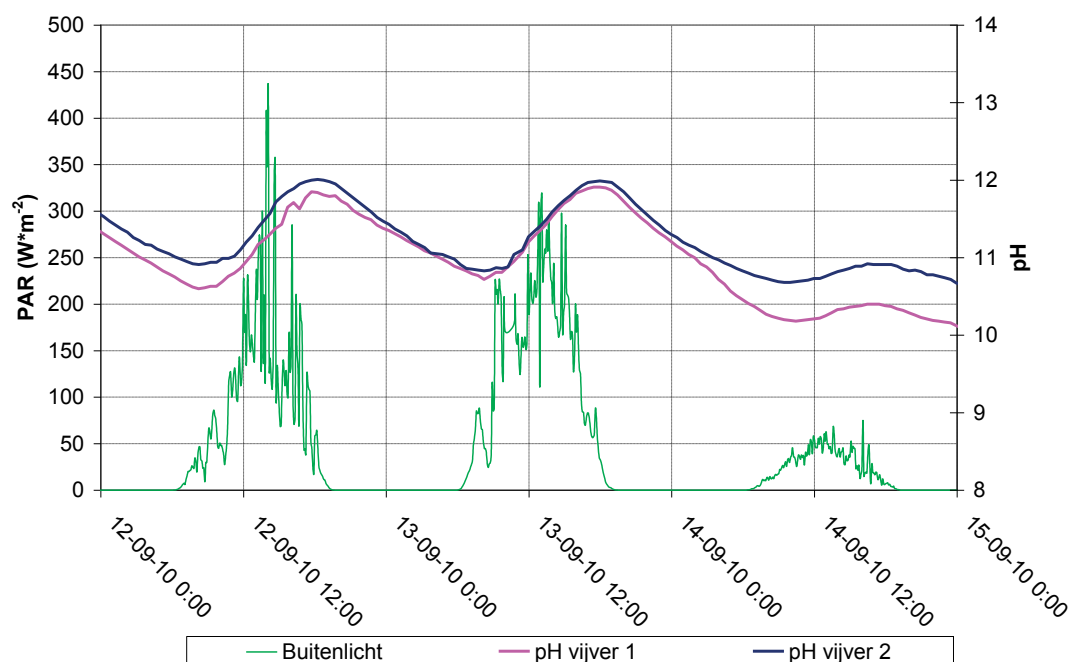
In Figuur 22 is de pH van de beide algen bassins en de stand van de stripper (1=aan, 0=uit) weergegeven van week 17 tot en met week 43.

FIGUUR 22: GEMIDDELDE PH ALGENBASSINS EN AAN/UIT CO₂ STRIPPERS (WEEK 17-20; BELUCHTE BUFFER EN WEEK 26 TOT 43 STRIPTOREN)



In figuur 22 is te zien dat de gemiddelde pH's van beide bassins fluctueren tussen pH 9 en 12. Een grote invloed van de stripper is op basis van figuur 22 niet te zien. Dit geeft aan dat andere invloedsfactoren, zoals het influent debiet en respiratie een grotere invloed hebben op de pH in het algen bassin. Om beter inzicht te krijgen in het effect van het strip proces op de gemiddelde pH is er gekeken naar een periode waarbij het influent debiet en de algen concentraties in beide bassins gelijk zijn geweest.

In figuur 23 staat de pH over 2 dagen weergegeven. Gedurende deze dagen is de flow naar beide bassins ca. 800 l/uur geweest. Ook de algenconcentratie is in deze periode gelijk geweest (ca. 80 mg-ds/l).

FIGUUR 23 EFFECT CO₂-STRIPPER OP DE PH'S VAN DE ALGENBASSINS. BASSIN 2 IS UITGEVOERD MET CO₂ STRIPPER

In figuur 23 is te zien dat op 12 en 13 september de pH van bassin 2 (met striptoren) iets hoger is dan de pH van bassin 1. Opmerkelijk is het veel grotere verschil tussen de pH's van de beide bassins op 14 september. Door de lagere hoeveelheid zonlicht, daalt de pH in beide bassins aanzienlijk. Duidelijk is te zien dat bij bassin 2 (met striptoren) de pH daling beduidend kleiner is dan bij bassin 1. Dit effect is te verklaren door de hogere influent pH van bassin 2.

6.3.1 DISCUSSIE EN CONCLUSIE

De inzet van een CO₂-stripper voorafgaand aan een algenbassin heeft slechts een beperkte invloed op de gemiddelde pH in de algenbassins en daarmee op de fosfaatverwijdering onder de geteste omstandigheden (lees laag debiet). Een duidelijke effect van de stripper is wel waargenomen wanneer er minder zonlicht aanwezig is. Hierbij werd een pH stijging van ongeveer 1 pH punt door de inzet van de CO₂ stripper gerealiseerd. Een zelfde effect kan worden verwacht wanneer een algenbassin wordt overbelast door een verhoging van het influent debiet. Deze situatie kon niet worden nagebootst in de pilot door de gelimiteerde capaciteit van de influent pomp. Gezien de in hoofdstuk 6.1 beschreven hoge verwijderingscapaciteit van fosfaat in een algenbassin, dat bedreven wordt bij een pH > 9, wordt verwacht dat de verwijderingscapaciteit van een algenbassin aanzienlijk kan worden vergroot door de inzet van een CO₂ stripper.

Voorgesteld wordt om een algenbassin waarbij fosfaat verwijdering leidend is uit te voeren met een CO₂ striptoren.

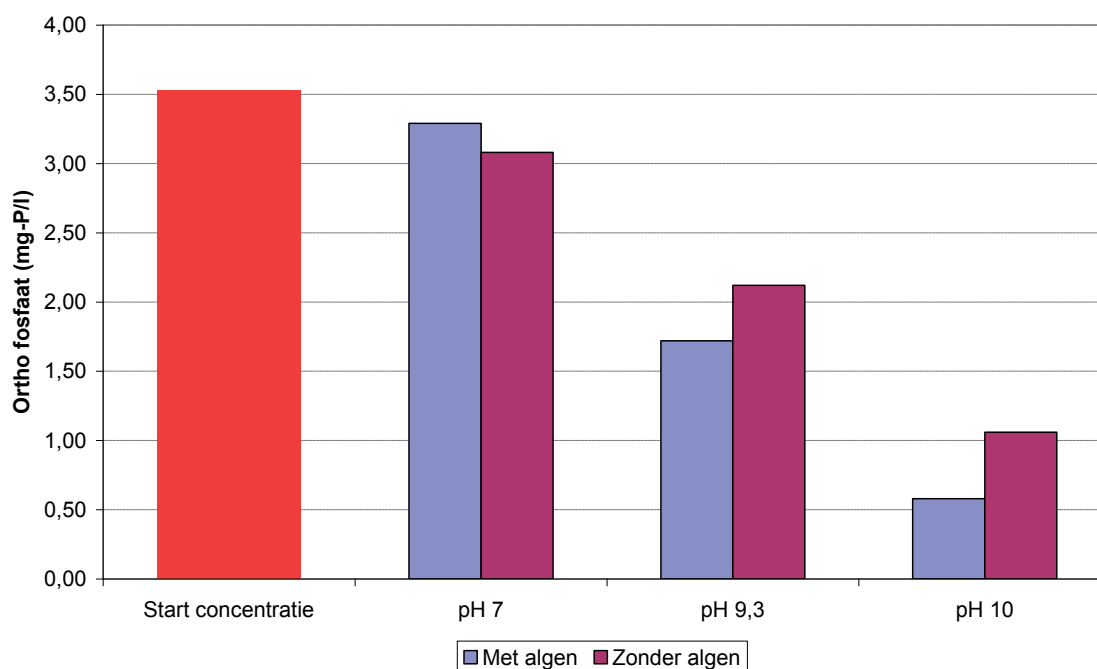
6.4 TESTEN CHEMISCHE FOSFAATVERWIJDERING

Chemische precipitatie van calciumfosfaat lijkt een belangrijk proces voor de fosfaatverwijdering in een algenbassin. Om de perspectieven van chemische fosfaatverwijdering voor afvalwaterbehandeling te onderzoeken zijn er labtesten uitgevoerd en daarop volgend een praktijktest in bassin 2.

6.4.1 LABTESTEN CHEMISCHE FOSFAATVERWIJDERING

Bij de eerste labtest is er gekeken naar de invloed van de pH op de chemische fosfaatverwijdering. Er is een test uitgevoerd met drie verschillende pH-waarden: 7, 9,3 (pH monster) en 10. In Figuur 24 is het resultaat van de labtest te zien.

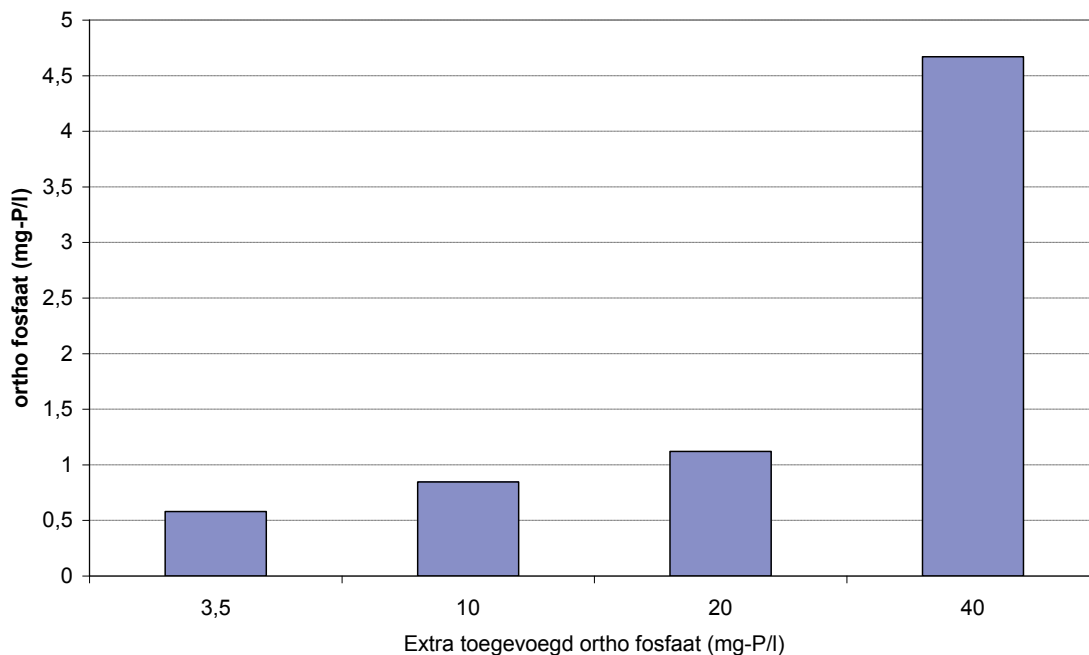
FIGUUR 24 LABTEST INVLOED VAN PH OP DE CHEMISCHE FOSFAATVERWIJDERING



In Figuur 24 is te zien dat, zoals verwacht, de fosfaatconcentratie beduidend lager wordt bij een hogere pH. Bij een pH van 10 wordt 70% tot 85% van het fosfaat chemisch neergeslagen. Opvallend in de resultaten is dat bij de hoge pH-waarden in aanwezigheid van algen in de test relatief meer fosfaat wordt verwijderd.

Om het perspectief van chemische fosfaatverwijdering bij geconcentreerdere afvalwaterstromen te bepalen is er nog een labtest uitgevoerd waarbij verschillende hoeveelheden fosfaat zijn gedoseerd. In Figuur 25 staan de resultaten weergegeven.

FIGUUR 25 INVLOED VAN DE FOSFAATCONCENTRATIE OP CHEMISCHE FOSFAATVERWIJDERING BIJ PH 10

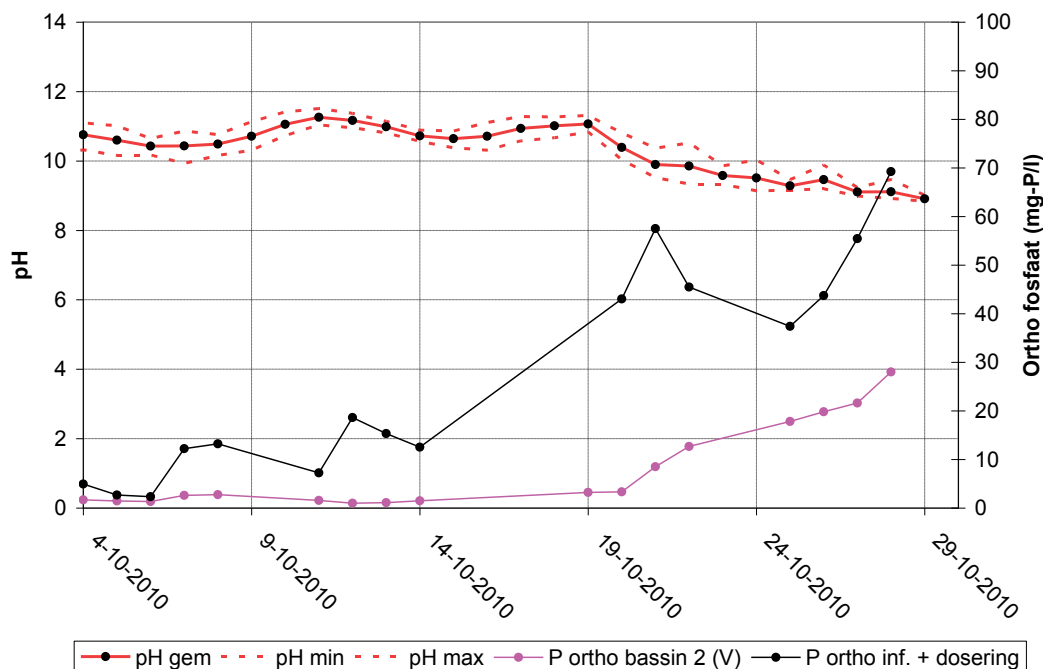


Figuur 25 geeft aan dat er bij een initiële fosfaatconcentratie van 3,5, 10 en 20 mg P/l vergelijkbare effluentconcentraties worden behaald ten opzichte van de standaardtest met effluent van het actief-slibproces. Pas bij een aanvangsconcentratie van 40 mg P/l vindt er doorslag van fosfaat plaats. Bij de startconcentraties 10, 20 en 40 mg P/l wordt respectievelijk 90%, 94% en 88% verwijderd. Opvallend bij deze labtest is dat er bij een hogere dosering in absolute zin meer fosfaat wordt verwijderd. Dit biedt perspectieven voor de toepassing van algenbassins voor fosfaatverwijdering bij geconcentreerder afvalwaterstromen, bijvoorbeeld het centraat van de slibgisting.

6.4.2 INVLOED VAN EEN VERHOOGDE INFLUENTCONCENTRATIE FOSFAAT

De labtesten waarbij extra fosfaat gedoseerd is lijken perspectief te bieden voor stromen met een hoger fosfaatgehalte. Daarom is de laatste periode van 4 oktober tot en met 29 oktober gebruikt om te kijken wat het effect is van fosfaatdosering in bassin 2. De fosfaatdosering heeft plaatsgevonden door naast het influent verdund fosforzuur te doseren aan bassin 2. In Figuur 26 zijn de resultaten weergegeven. De fosforzuurdosering is omgerekend naar het aantal mg P/l in het influent van de algenvijver

FIGUUR 26 INVLOED VAN EXTRA FOSFAATDOSERING



Zoals te zien in Figuur 26 is de fosfaatdosering geleidelijk opgevoerd tot een maximale influent concentratie van 70 mg P/l. De gevonden verwijderingrendementen zijn beduidend hoger dan voor de biologische fosfaatverwijdering verwacht kan worden. Dus wordt er een groot deel van het fosfaat chemisch verwijderd (geprecipiteerd als calciumfosfaat). Te zien is dat bij een fosfaatdosering tot 20 mg P/l de effluentconcentratie fosfaat geleidelijk oploopt tot een maximale concentratie van 1,5 mg P/l. Vanaf het moment dat de dosering is opgeschroefd naar een concentratie van 20 tot 70 mg P/l is te zien dat de orthofosfaatconcentratie in het effluent snel toeneemt. Opvallend hierbij is dat de pH is gedaald vanaf een dosering van 40 mg P/l in het influent. Deze pH-daling is vermoedelijk veroorzaakt door de hogere dosering van fosforzuur. Bij een lagere dosering in het influent tot 20 mg P/l lijkt de invloed van het zuur op de pH beperkt. Een andere invloedsfactor die de daling kan hebben veroorzaakt/versneld is de daling van de hoeveelheid zonne-energie in de maand oktober.

6.5 PH VAN HET OP OPPERVLAKTEWATER TE LOZEN EFFLUENT

Wanneer de opname van kooldioxide door de groeiende algen wordt ingezet voor extra verwijdering van fosfaat, wordt het effluent alkalisch. De pH zal oplopen tot waarden boven het voor oppervlaktewater wenselijke maximum (pH = 9). In hoeverre dit toelaatbaar is hangt af van lokale omstandigheden en van de snelheid waarmee natuurlijke buffering, verdunning en opname van kooldioxide uit de atmosfeer de overmaat alkaliniteit ter plekke zullen neutraliseren. Uitgerekend is dat er een verdunningsfactor van ± 10 gehanteerd dient te worden, wanneer de pH van het effluent verlaagd moet worden van 11 naar 9 met oppervlakte water.

Indien het effluent van de algenvijver voor lozing moet voldoen aan de pH-norm van 9, zal additioneel een striptoren moeten worden geïnstalleerd.

6.6 CONCLUSIE FOSFAATVERWIJDERING

De waarneming dat de influentvrucht fosfaat sterk gecorreleerd is aan het fosfaatgehalte in de algen, maar niet aan de effluentconcentratie fosfaat betekent dat de algen onder de aangehouden testcondities nagenoeg alle aangeboden fosfaat konden verwijderen. Dat het fosfaatgehalte in de algen onafhankelijk is van het licht, duidt er op dat niet een lichtgeïnduceerd biologisch proces verantwoordelijk is voor de extra P verwijderingscapaciteit. Geconcludeerd wordt daarom dat de extra fosfaatverwijdering het gevolg is van chemische precipitatie.

Omdat de effluentconcentratie fosfaat voornamelijk bepaald wordt door de pH wordt voorgesteld om de full-scale effluentpolishing met algen waarbij fosfaat verwijdering leidend is te ontwerpen op een gemiddelde dag-pH van 11.

Een duidelijke effect van de stripper is wel waargenomen wanneer er minder zonlicht aanwezig is. Hierbij werd een pH stijging van ongeveer 1 pH punt door de inzet van de CO₂ stripper gerealiseerd. Een zelfde effect kan worden verwacht wanneer een algenbassin wordt overbelast door een verhoging van het influent debiet.

Voorgesteld wordt om een algenbassin waarbij fosfaat verwijdering leidend is uit te voeren met een CO₂ striptoren.

7

ALGENVERWIJDERING

Er zijn in jaar 2010 twee verschillende methoden toegepast om algen te verwijderen uit de effluent stroom van de algenbassin:

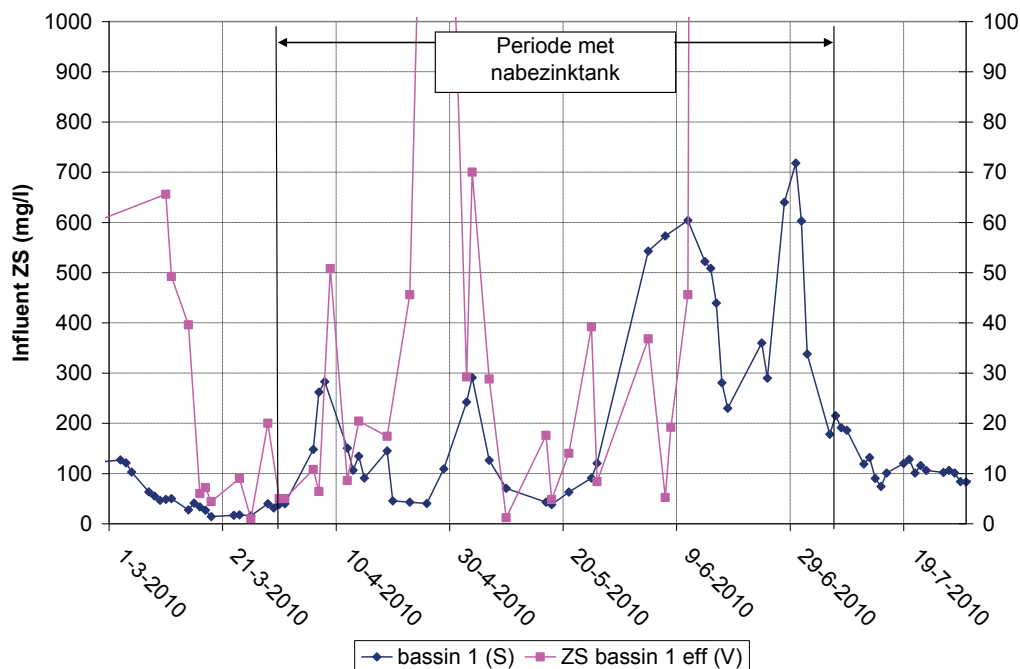
- 1) Een trommelfilter - In navolging van de goede resultaten met het trommelfilter in 2009.
- 2) Nabezinktank - Deze keuze is gemaakt, omdat er vlokvorming en de daarbij horende goede bezinkings eigenschappen zijn waargenomen in de onderzoeksperiode 2009.

Het trommelfilter is geïnstalleerd in bassin 2 en de nabezinktank is geïnstalleerd in bassin 1.

7.1 TROMMELFILTER

Aansluitend aan de onderzoeksperiode in 2009 is het toepassen van de trommelfilter doorgezet. De poriegrootte van het gebruikte filterdoek was destijds 40 μm . Bij dit filterdoek werden te hoge concentraties zwevende stof in het effluent gemeten, waardoor niet aan de norm van 20 mg/l ZS werd voldaan. Daarom is er dit jaar gekozen voor filterdoeken met een kleinere poriegrootte. Er is gewerkt met twee verschillende filterdoeken met poriegroottes van respectievelijk 10 μm en 20 μm . In Figuur 27 zijn de metingen zwevende stof van bassin 2 en van het effluent van bassin 2 weergegeven.

FIGUUR 27 RETENTIE/ALGENVERWIJDERING MET EEN TROMMELFILTER IN BASSIN 2



In Figuur 27 is te zien, dat tijdens de eerste periode, waarbij het filterdoek van 10 µm is gebruikt, veel pieken in de zwevende stof zichtbaar zijn. Dit is veroorzaakt door technische mankementen in het trommelfilter. Bij deze incidenten is het trommelfilter overstromd, met als gevolg een verhoogd zwevend-stofgehalte in het effluent. Bij de vervanging van het filterdoek bleken er tevens gaten in het doek aanwezig te zijn.

De tweede periode met een 20 µm trommelfilter laat op één piek na lage waarden zien. Deze piek is veroorzaakt door een calamiteit. In Figuur 27 is te zien dat bij ingaande algenconcentratie van > 100 mg/l de concentraties zwevende stof in de afloop van de vijver variëren tussen de 0 en 20 mg/l zwevendstof. Bij lagere algenconcentratie ligt de effluentconcentratie tussen 0 en 10 mg zs/l, met een gemiddelde van 3,3 mg/l zs.

Zwevendstof dient verwijderd te worden om te voorkomen dat de door algen gebonden N en P alsnog naar het oppervlakte water wordt geloosd. Bij een zwevendstofgehalte van 5 mg/l zs in het effluent en een N gehalte van 4% en een P gehalte van 1% wordt door uitspoeling van zwevende stof resp 0,2 mg/l N en 0,05 mg/l P uitspoelen. Wat betreft de N is dit acceptabel aandeel van ±10% van de onderzoeksrichtwaarde. Voor P gaat het om een groter aandeel van 33% van de richtwaarde. Voor lozing van ortho-P blijft nog 0,10 mg/l P over. Dit wordt als een nog acceptabel deel beschouwd.

Bij een goed functionerende trommelfilter, zal de inzet van filterdoeken met een poriegrootte van 10 µm en 20 µm voldoende zijn om aan de onderzoeksrichtwaarde voor N en P te kunnen voldoen.

7.2 NABEZINKTANK

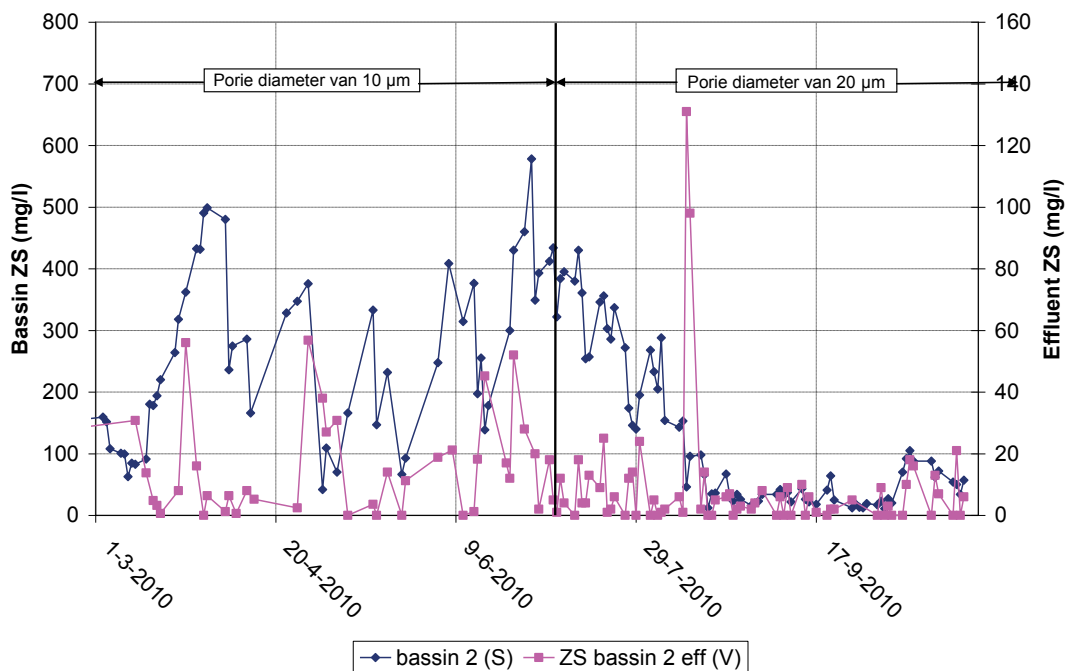
In bassin 1 is in de periode van 1 april tot en met 1 juli een nabezinktank (NBT) geïnstalleerd. De bezonken algen werden of teruggevoerd naar het bassin of werden afgevoerd. Er is geprobeerd de algenconcentratie in het bassin tussen 150 en 200 mg ds/l te houden. In de onderstaande figuur staan de resultaten van de periode met een nabezinktank. Hierbij zijn in de grafiek weergegeven:

- Het zwevende stofgehalte (algenconcentratie) in het bassin als steekmonster in de ochtend.
- Het zwevende stofgehalte in het effluent als verzamelmonster.

Daarnaast is ook de lichtenergie in PAR per dag weergegeven.

Figuur 28 laat zien dat het effluent van de nabezinktank regelmatig hoge concentratie zwevende stof bevat. De wisselende resultaten worden veroorzaakt door perioden met opdrijving van algen in de nabezinktank. Door deze opdrijving van algen functioneerde de nabezinktank eerder als een flotatie unit dan als een bezinkunit. De opdrijving van algen wordt veroorzaakt door de fotosyntheseactiviteit van algen waarbij een overmaat aan zuurstofgas wordt gevormd. Het vrijkomende gas laat de gevormde algenvlokken floteren, waardoor deze zich ophopen aan het oppervlak van de nabezinktank en uitspoelen met het effluent. Door de wisselende resultaten met de nabezinktank was het niet mogelijk om de algenconcentratie in het bassin tussen de 150 en 200 mg/l te houden. In perioden zonder uitspoeling van algen door opdrijving voldoet het effluent wel aan de effluenteis.

FIGUUR 28 RETENTIE/ALGENVERWIJDERING MET NBT IN BASSIN 1



Vanwege de ervaringen met het opdrijven van algen lijkt het toepassen van een nabezinktank niet ideaal voor verwijderen van algen uit de waterfase. Hierbij wordt wel aangegeven dat door een cascade of intensieve menging de gasbellen uit de algenvlok verwijderd kunnen worden. Door de verwijdering van het gas zal de werking van de nabezinktank verbeteren.

7.3 ALGRETENTIE

Vanaf de opstart van de beide bassins is er gebruik gemaakt van algretentie. Bij bassin 1 bleek al snel dat de nabezinktank niet goed functioneerde en het bezonken slib niet op een continue manier kon worden teruggevoerd naar het algen bassin. Dit is duidelijk te zien in figuur 27 waar het zwevend stof gehalte sterk fluctueert in bassin 1. Eind juni is daarom besloten te stoppen met de nabezinktanks. In bassin 2 die bedreven is met het trommelfilter was algretentie wel mogelijk. Op basis van de resultaten van 2009 was reeds duidelijk geworden dat zwevend stof gehalten boven de 200 mg/l een negatief effect hadden op de algenproductie en de nutriënt verwijdering. Daarom is geprobeerd het zwevend stof gehalte door middel van een spuiregime onder de 200 mg/l te houden. In figuur 28 is te zien dat het erg lastig is gebleken om het zwevend stof gehalte te sturen. Een en ander is het gevolg van het ontbreken van een geautomatiseerde spuiregeling, waardoor met name in het weekend de zwevend stof gehalten sterk stegen of daalden. Daarom is besloten om vanaf eind juni te stoppen met algretentie in bassin 2.

7.4 CONCLUSIE

Bij goed functioneren van het trommelfilter lijken beide poriediameters 10 en 20 μm voldoende om de effluenteis van 20 mg ds/l te halen, maar ook om minder dan 5 mg/l te halen, nodig voor het reliseren van voldoende nutriëntverwijdering. Het trommelfilter is daardoor een goede techniek bij effluentpolishing om algen uit de waterfase te halen.

Vanwege de ervaringen met het opdrijven van algen bij dagen met meer zonlicht lijkt het toepassen van een nabezinktank niet ideaal voor verwijderen van algen uit de waterfase. Er is nog wel ruimte voor optimalisatie bij de toepassing van een nabezinktank. Optimalisatie kan worden bereikt door voor de nabezinktank een cascade of intensieve mengunit te plaatsen. Door beide technieken zullen de geproduceerde zuurstofbellen uit de algenvlok worden verwijderd. Hierdoor zal het risico op opdrijving van algenvlokken worden verminderd.

Voorgesteld wordt om een trommelfilter met een filterdoek van 20 μm op te nemen in een full-scale effluentpolishing met algen.

8

CONCLUSIE/ADVIES

8.1 ALGENPRODUCTIE

De algenproductie is onder Nederlandse condities lichtgelimiteerd. Dit is duidelijk te zien in de correlatie tussen licht en algenproductie. Andere parameters lijken weinig tot geen invloed uit te oefenen op de algenproductie. Alleen de in de literatuur aangegeven invloed van diepte lijkt enige invloed te hebben.

Voorgesteld wordt om voor de dimensionering van de full scale algen effluent polishing de waarde van $7,5 \text{ mg}\cdot\text{Wh}^{-1}$ voor algenproductie te hanteren.

Een gemiddelde specifieke algenproductie van $7,5 \text{ mg}\cdot\text{Wh}^{-1}$ (PAR) komt onder Nederlandse omstandigheden overeen met een totale jaarlijkse algenproductie van 37 ton alg per hectare. (Voor de berekening van de algenproductie is er gerekend met een zonne-energie van $490 \text{ kWh PAR}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{jaar}^{-1}$). Deze waarde ligt 20% boven het veelal gehanteerde productie getal van 30 ton alg per hectare en geeft aan dat de groeicondities voor de algen tijdens de looptijd van het pilot experiment optimaal zijn geweest.

8.2 STIKSTOF VERWIJDERING

De algen nemen meer stikstof op bij hogere vracht naar de reactor. De absolute stikstof verwijdering wordt daardoor beter bij geconcentreerder afvalwater.

Tevens blijkt dat wanneer condities worden bereikt waarbij de effluentconcentratie nitraat rond de onderzoeksrichtwaarde ligt, rekening moet worden gehouden met een stikstof gehalte in de algenbiomassa van ca. 4%.

Deze waarde ligt veel lager dan de 8 – 12% die wordt genoemd in de literatuurstudie. Dit betekent dat de stikstofverwijderingscapaciteit per hectare bij effluentpolishing met algen sterk afneemt wanneer moet worden voldaan aan strenge eis van de onderzoeksrichtwaarde.

Daarom wordt voorgesteld om een stikstofgehalte van 4% op te nemen in het ontwerpmodel voor de full-scale effluentpolishing met algen.

De gevonden afhankelijkheid tussen het stikstofgehalte van de algenbiomassa en temperatuur en licht kan worden teruggevoerd op een slechter werkende stikstofverwijdering in het actief-slibproces en het groter worden van de fluctuaties van beschikbare nutriënten in een algenbassin bij korte lichtperiodes.

8.3 FOSFAAT VERWIJDERING

De waarneming dat de influentvrucht fosfaat sterk gecorreleerd is aan het fosfaatgehalte in de algen, maar niet aan de effluentconcentratie fosfaat betekent dat de algen onder de aangehouden testcondities nagenoeg alle aangeboden fosfaat konden verwijderen. Dat het fosfaatgehalte in de algen onafhankelijk is van het licht, duidt er op dat niet een lichtgeïnduceerd biologisch proces verantwoordelijk is voor de extra P verwijderingscapaciteit. Geconcludeerd wordt daarom dat de extra fosfaatverwijdering het gevolg is van chemische precipitatie.

Omdat de effluentconcentratie fosfaat voornamelijk bepaald wordt door de pH wordt voorgesteld om de full-scale effluentpolishing met algen waarbij fosfaat de bepalende factor is te ontwerpen op een gemiddelde dag-pH van 11.

Een duidelijke effect van de stripper is wel waargenomen wanneer er minder zonlicht aanwezig is. Hierbij werd een pH stijging van ongeveer 1 pH punt door de inzet van de CO₂ stripper gerealiseerd. Een zelfde effect kan worden verwacht wanneer een algenbassin wordt overbelast door een verhoging van het influent debiet.

Voorgesteld wordt om een algenbassin waarbij fosfaat verwijdering leidend is uit te voeren met een CO₂ striptoren.

8.4 ALGENVERWIJDERING

Bij een goed functionerende trommelfilter, zal de inzet van filterdoeken met een poriegrootte van 10 µm en 20 µm resulteren in een effluentconcentratie tussen 0 en 10 mg ZS/l, met een gemiddelde van 3,3 mg/l zwevend stof. Bij dit zwevend stofgehalte is het aandeel gebonden N en P respectievelijk <10% en <33% van de onderzoeksdoelstelling. Dit wordt als een nog acceptabel deel beschouwd.

Het trommelfilter is daardoor een goede techniek bij effluentpolishing om algen uit de waterfase te halen.

Vanwege de ervaringen met het opdrijven van algen bij dagen met meer zonlicht lijkt het toepassen van een nabezinktank niet ideaal voor verwijderen van algen uit de waterfase. Er is nog wel ruimte voor optimalisatie bij de toepassing van een nabezinktank. Optimalisatie kan worden bereikt door voor de nabezinktank een cascade of intensieve mengunit te plaatsen. Door beide technieken zullen de geproduceerde zuurstofbellen uit de algenvlok worden verwijderd. Hierdoor zal het risico op opdrijving van algenvlokken worden verminderd.

Voorgesteld wordt om een trommelfilter met een filterdoek van 20 µm op te nemen in een full-scale effluentpolishing met algen.

BIJLAGE 1

OVERZICHT ONDERZOEKSPERIODEN

DEELSTUDIERAPPORT ONTWERPMODEL

INHOUD

	SAMENVATTING	187
1	INLEIDING	189
2	HET ONTWERP-REKENMODEL	190
2.1	Doel	190
2.2	Achtergrond	190
2.3	Opzet van het ontwerpmodel	190
2.4	ebruik	191
3	GEBRUIKEN VAN HET ONTWERPMODEL	192
4	SCENARIO'S EFFLUENTPOLISHING	194
4.1	Uitgangspunten	194
4.2	Resultaten	195
5	GEVOELIGHEIDSANALYSE	202
5.1	Schaalgrootte	202
5.2	Opbrengstprijs per ton alg	202
5.3	Algenopbrengst per hectare	203
6	CONCLUSIES	204
	UITDRAAI REKENMODEL	207

SAMENVATTING

Door STOWA zijn de mogelijkheden onderzocht van het bereiken van de KRW doelstellingen door middel van effluentnabehandeling met algentechnologie. In het kader van dit onderzoek is een ontwerpmodel opgesteld waarmee inzicht wordt verkregen in de dimensies en de kosten voor realisatie en jaarlijkse van een algenzuivering voor rwzi-effluent. Dit ontwerpmodel is te downloaden op www.stowa.nl.

De opzet van het ontwerpmodel is zodanig gekozen dat de gebruiker inzicht krijgt in hoe een algenzuivering er in de toekomst uit komt te zien. Welke maatvoering er hoort bij de ingevoerde specifieke waarden en welke hoofdonderdelen er benodigd zijn. Vervolgens worden de kosten bepaald zowel in absolute zin als specifiek per m³ behandeld water als per kg N en P verwijderd. Daarnaast wordt grafisch inzicht gegeven hoe een algenzuivering door het jaar heen presteert aan de hand van geprognosticeerde effluentconcentraties. De ingangsparameters zijn mede gebaseerd op het literatuuronderzoek als op het uitgevoerde pilotonderzoek.

Met dit model zijn, op basis van een maandgemiddelde lichtintensiteiten en temperaturen, twee scenario's doorgerekend. Door gebruik te maken van de maandgemiddelde lichtintensiteiten en temperaturen is de gang van de seizoenen in het ontwerpmodel gebracht. De twee doorgerekende scenario's zijn: een rwzi met een biologische verwerkingscapaciteit van 20.000 i.e.₁₃₆ en een rwzi met 100.000 i.e.₁₃₆. De effluentsamenstelling van de RWZI, de ingangconcentratie van de algenvijver, bedraagt in beide scenario's N_{totaal} 10 mg-N.l⁻¹ en P-totaal 1 mg-P.l⁻¹.

In de doorgerekende modellen is de volgende configuratie doorgerekend. Het gezuiverde water van de nabezinktanks wordt direct in de algenvijvers geleid. Er vindt geen dosering, noch actieve verwijdering van CO₂ plaats in het afvalwater. De vijvers zijn uitgevoerd als een race way pond met een diepte van 40 cm. De vijvers zijn voorzien van menging om te voorkomen dat algen bezinken. De algen worden van het gezuiverde water gescheiden door middel van een trommelfilter zonder dosering van PE. Afgescheiden algen worden opgeslagen in een gekoelde buffer.

Het benodigde oppervlakte voor respectievelijk 20.000 i.e.₁₃₆ en 100.000 i.e.₁₃₆ (136 g O₂.d⁻¹) bedraagt met de gekozen uitgangspunten 7,7 Ha en 38,3 Ha. Hierbij is stikstof de maatgevende en oppervlaktebepalende parameter. De bijbehorende totale investeringskosten (+/- 50%) bedragen voor 20.000 i.e.₁₃₆ en 100.000 i.e.₁₃₆ 1,9 en 8,3 miljoen euro. De specifieke investeringskosten (+/- 50%) bedragen daarmee 249.000 en 216.000 euro per ha. De totale jaarlijkse kosten bedragen bij de gehanteerde uitgangspunten 202.000 en 836.000 euro. Rekening houden met de onnauwkeurigheidsmarge betekent dit een verwerkingsprijs van 0,07 - 0,21 euro.m⁻³ afvalwater voor 20.000 i.e.₁₃₆ en 0,06 - 0,17 euro.m⁻³ afvalwater voor 100.000 i.e.₁₃₆. Op enkele van de belangrijkste gehanteerde uitgangspunten is een gevoeligheidsanalyse uitgevoerd. Hieruit blijkt dat de jaarlijkse kosten in sterke mate afhankelijk zijn van de opbrengstprijzen van de geproduceerde algen. De opbrengstprijzen van de alg zelf is weer afhankelijk van de kwaliteit van de geproduceerde algen.

Er is een vergelijk gemaakt met één- en tweetrapszandfiltratie, zoals beschreven in de STOWA rapporten 2005/28 en 2006/21. Op basis van dezelfde ingangconcentraties en debieten van het afvalwater blijken de specifieke kosten voor één- en tweetrapszandfiltratie hoger te zijn dan met behandeling van algen. De kosten bedragen respectievelijk 0,08 en 0,15 euro/m³ en 0,10 en 0,22 euro/m³ voor 20.000 en 100.000 i.e.¹³⁶. Zandfiltratie is het jaar rond in staat de onderzoeksrichtlijnen voor N en P te behalen dit in tegenstelling tot een algenzuivering die alleen in de zomermaanden hiertoe in staat is.

Geconcludeerd mag worden dat, bij de gehanteerde uitgangspunten effluentpolishing met behulp van algentechnologie onder Nederlandse klimatologische omstandigheden een duurzaam en economisch vergelijkbaar alternatief is om de zomergemiddelde onderzoeksrichtlijnen voor stikstof (2,2 mg.l⁻¹) en fosfor (0,15 mg.l⁻¹) te bereiken. De vraag naar de benodigde ruimte zal in veel gevallen van doorslaggevend belang zijn op het al dan niet realiseerbaar zijn van een effluentpolishingstap met algentechnologie. Waarbij opgemerkt dient te worden dat de uiteindelijke effluentkwaliteit afhankelijk is van legio omgevingsfactoren (licht, regenval en temperatuur) welke niet stuurbaar zijn.

1

INLEIDING

De huidige generatie RWZI's produceren in veel gevallen een effluentkwaliteit die ontoereikend is om in de nabije toekomst de gewenste KRW-kwaliteit van het oppervlakte- en grondwater te bereiken.

Algenkweek is een potentiële technologie die snel geïmplementeerd kan worden voor vergaande verwijdering van stikstof en fosfaat. Algen gebruiken CO₂ als koolstofbron voor de opbouw van celmateriaal. Deze CO₂-opname voor de groei van algen is weliswaar kortcyclisch van aard en geldt daarmee niet als bijdrage aan de reductie van het broeikas effect.

STOWA heeft samen met drie waterschappen een project opgezet om de mogelijkheden van algentechnologie als nazuiveringsstap te ontwikkelen. Het doel van dit project is het ontwikkelen van een reactor voor vergaande verwijdering van stikstof en fosfaat uit al conventioneel gezuiverd afvalwater (effluent) door middel van algentechnologie. Bij een succesvolle implementatie biedt deze technologie rioolwaterzuiveringsinstallaties (RWZI's) de kans om op een kostenefficiënte manier een aanmerkelijke bijdrage te leveren aan de implementatie van (toekomstige) zomergemiddelde eisen voor stikstof en fosfaat, in lijn met de onderzoeksrichtlijnen en de Kaderrichtlijn Water (KRW).

Het gehele project is opgedeeld in meerdere deelprojecten. Dit rapport beschrijft de resultaten van het onderdeel "ontwerpen van een algenreactor". Om het ontwerp te maken is een op Excel gebaseerd ontwerpmodel ontwikkeld.

2

HET ONTWERP-REKENMODEL

2.1 DOEL

Het doel van het ontwerprekenmodel is om de vergaarde kennis uit het laboratorium- en pilotonderzoek, de inventarisatie en het dynamische model te bundelen en te vertalen naar ontwerprichtlijnen. Deze ontwerprichtlijnen worden omgezet in een ontwerp- en kostenmodel waarmee onder Nederlandse omstandigheden de optimale procesconfiguratie voor effluentpolishing op praktijkschaal kan worden doorgerekend. De kosten voor realisatie en bedrijven van een algenvijver zijn zichtbaar gemaakt.

2.2 ACHTERGROND

De opzet van de ontwerpmodel is zodanig gekozen dat de gebruiker inzicht krijgt in hoe een algenzuivering er in de toekomst uit zou komen te zien, welke maatvoering er hoort bij de ingevoerde specifieke waarden en welke hoofdonderdelen er benodigd zijn. Vervolgens worden de kosten bepaald zowel in absolute zin als specifiek per m³ behandeld water als per kg N en P verwijderd. Daarnaast wordt grafisch inzicht gegeven hoe een algenzuivering door het jaar heen presteert aan de hand van geprognoseerde effluentconcentraties.

2.3 OPZET VAN HET ONTWERPMODEL

Het ontwerpmodel is opgezet om twee kenmerkende situaties (maanden) door te rekenen. Op basis van deze twee kenmerkende situaties wordt een geheel jaar (12 maanden) doorgerekend.

De ontwerpmodel kent de volgende tabbladen:

- Uitgangspunten algemeen;
- Dimensionering;
- Resultaat

Op basis van de grootte van de zuivering in inwonersequivalenten (136 g O₂.d⁻¹), de actuele effluentconcentraties en de effluenteisen worden de te verwijderen nutriëntenvrachten berekend. De algengroei (g ds .m².d⁻¹) wordt berekend op basis van de periodegemiddelde lichtsterkte en temperatuur. De N en P concentratie in algencellen is bekend vanuit de proefinstallatie, en daarmee de opname van nutriënten per oppervlakte-eenheid. Door de te verwijderen vrachten te delen door de opname wordt het benodigd oppervlak verkregen.

Voor het oogsten van algen is in het model een flotatie of een zeeftrommel voorzien. Hiermee worden algen kostenefficiënt en met minimale energie-input voldoende verwijderd uit het gezuiverde water om het rechtstreeks te kunnen lozen op oppervlaktewater.

De investerings- en operationele kosten van de gedimensioneerde installatie worden geraamd op basis van eenheidsgetallen. De nauwkeurigheid van deze raming bedraagt ± 50%.

2.4 GEBRUIK

Het rekenmodel is opgezet als ontwerpmodel voor een algenzuivering bestemd voor de nazuivering van effluent van communale zuiveringssystemen die voorzien zijn van biologische stikstof en fosfaatverwijdering. Het model is toepasbaar voor oppervlaktes van de algenvijver van 0,5 tot 80 ha.

Het ontwerpmodel is opgezet in Microsoft Excel 2003. Dit model is te downloaden op de website van STOWA (www.stowa.nl).

3

GEBRUIKEN VAN HET ONTWERPMODEL

De getallen in de gehele ontwerpmodel zijn voorzien van kleuren. Invulwaarden zijn **blauw** gekleurd. Berekeningen **rood**.

TABBLAD UITGANGSPUNTEN ALGEMEEN

In het tabblad “uitgangspunten algemeen” worden de uitgangspunten ingegeven die nodig zijn voor de berekeningen. Het betreft hierbij zaken zoals de effluentsamenstelling, de gewenste effluentkwaliteit en de uitgangspunten voor de kostencalculaties. Tevens worden in dit tabblad de noodzakelijke keuzes gemaakt ten aanzien van de maatgevende periode, oogst-apparatuur en wel of geen CO₂-dosering. De te maken keuzes worden gemaakt aan de hand van uitrolmenu's.

De keuze van de maatgevende periode bepaalt direct, aan de hand van de beschikbare hoeveelheid zonlicht in die periode, de grootte van de algenvijver. Daarmee wordt de te bereiken zomergemiddelde effluentconcentratie tevens bepaald.

In de gehele ontwerpmodel wordt de parameter inwonersequivalent gebruikt. Deze i.e. is uitgedrukt als 136 g O₂.d⁻¹.

In het blad uitgangspunten zijn al waarden ingevuld. Deze waarden kunnen gebruikt worden als defaultwaarden. De bronnen van deze waarden zijn beschreven in de kolom opmerkingen.

TABBLAD DIMENSIONERING

In het tabblad dimensionering wordt op basis van de gekozen uitgangspunten de grootte en het verbruik van grond- en hulpstoffen van de algenuivering bepaald. De berekeningen in dit blad hoeven niet te worden gewijzigd. Om onwenselijke wijzigingen te voorkomen zijn de berekeningen afgeschermd met een wachtwoord. De keuzemogelijkheden worden automatisch overgenomen vanuit het tabblad uitgangspunten.

De dimensies van de twee gekozen maatgevende scenario's zijn weergegeven in de kolommen M en N. De prestaties van de algenuivering gedurende de overige maanden van het jaar zijn weergegeven in de kolommen T tot en met AR. Op basis van deze prestaties worden de grafieken gegenereerd in het tabblad resultaten.

TABBLAD RESULTAAT

In dit tabblad worden de dimensies van de twee maatgevende scenario's weergegeven. De benodigde waarden worden gegenereerd vanuit het bladen dimensionering en uitgangspunten algemeen. Op deze wijze ontstaat een duidelijk overzicht van de gemaakte keuzes en de resultaten.

Tevens worden in dit tabblad de investerings- en jaarlijkse kosten van de algenzuivering berekend. De investeringskosten worden geraamd op basis van eenheidsprijzen. Deze hebben een nauwkeurigheid van +/- 50%. Op basis van de jaarlijkse kosten worden specifieke behandelingskosten per m³ effluent en per kg N en P berekend. De specifieke behandelingskosten zijn weergegeven als een range die gebaseerd op de nauwkeurigheid van de raming.

In het tabblad resultaten worden de te behalen effluentconcentraties voor N en P, als maandgemiddelde concentraties, grafisch gepresenteerd voor de twee maatgevende scenario's. Tevens zijn in deze grafieken de behaalde zomergemiddelde concentraties voor N en P en de streefwaarde voor N weergegeven.

4

SCENARIO'S EFFLUENTPOLISHING

4.1 UITGANGSPUNTEN

RWZI AFLOOP NABEZINKTANK

Als uitgangspunt voor de samenstelling van de afloop nabezinktank is uitgegaan van de huidige generatie RWZI's die toegespitst zijn op vergaande verwijdering van nutriënten. Uitbreiding van deze generatie RWZI's met additionele technieken maakt MTR kwaliteit haalbaar. Dit is al aangetoond in de praktijkonderzoeken op de RWZI's Maasbommel, Hilversum, Leiden Zuid West en Horstermeer.

De samenstelling van het RWZI effluent (=afloop nabezinktank) , en daarmee het inkomende water van de effluentpolishing is weergegeven in tabel. 4.1.

TABEL 4.1

SAMENSTELLING AFLOOP NABEZINKTANK RWZI

Parameter	Eenheid	
CZV	mg.l ⁻¹	35
Ntotaal	mg-N.l ⁻¹	10
NH ₄ -N	mg-N.l ⁻¹	1
P-totaal	mg-P.l ⁻¹	1
Zwevende stof	mg.l ⁻¹	6,5
Bicarbonaat (HCO ₃ ⁻)	mg.l ⁻¹	10
Beschikbaarheid fosfor	%	86%
Temperatuur jaargemiddeld	°C	13,5

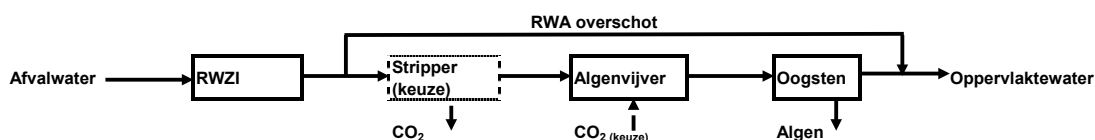
HYDRAULISCHE CAPACITEIT

Bij het vaststellen van de benodigde hydraulische capaciteit van de effluentpolishing is naar analogie met de verkenningen zuiveringstechnieken en KRW (STOWA 2005-28) het volgende uitgangspunt gehanteerd. In deze studie is ervoor gekozen om de verwerkingscapaciteit lager te kiezen dan de maximale regenweeraanvoer (RWA-debiet), waardoor bespaard wordt op de investeringskosten. Bij dit uitgangspunt wordt echter wel het overgrote deel van het RWZI effluent behandeld. Uitgangspunt is om een hydraulische capaciteit te installeren van 200 l i.e.₋₁₃₆⁻¹.d⁻¹, gedurende 16 uur per dag. Dit komt overeen met een maximale hydraulische capaciteit van 1,5 maal droogweeraanvoer (DWA). Bij deze gekozen capaciteit wordt 85% van het totale aangeboden RWZI effluent behandeld. Het percentage van de te verwijderen nutriënten met de nabehandeling zijn naar evenredigheid aangepast aan het te behandelen volume, zodat het totale te lozen effluentvolume voldoet aan de onderzoeksrichtwaarden.

CONFIGURATIE

De effluentpolishing met algen wordt na de bestaande RWZI geplaatst. Dus in plaats van het effluent in het ontvangende oppervlaktewater te leiden doorloopt het nu eerst de algenvijver waarna het alsnog in het ontvangende oppervlaktewater wordt geloosd. Een schematische weergave van de configuratie is opgenomen in Figuur 4.1.

FIGUUR 4.1 SCHEMATISCHE WEERGAVE CONFIGURATIE



ALGENGROEI ONDER NEDERLANDSE OMSTANDIGHEDEN

Door Radmer et al¹ is een eenvoudig, statisch model opgezet om de lichtlimitatie te simuleren (zie STOWA 2009 W08, alinea 4.3.1). Door hierin de Nederlandse lichtomstandigheden te gebruiken kan de algenproductie onder Nederlandse lichtomstandigheden worden vastgesteld. De algenproductie in uitgevoerde proefinstallatie op de RWZI Alkmaar is vastgesteld op 7 mg.Wh⁻¹ (PAR). Deze waarde is ingevoerd in de algengroei formule. Dit resulteert in een geprognosticeerde algenoebrenghst van ca. 38 ton ds.ha⁻¹.jaar⁻¹.

In de proefinstallatie in Alkmaar is geen relatie tussen de algengroei en de buitentemperatuur (=watertemperatuur) vastgesteld.

SAMENSTELLING ALGEN

Algen gebruiken zowel NO_x-N als NH₄-N als stikstof voor groei. Aangezien NH₄-N normaal gezien lager is dan 1 mg.l⁻¹ zal hoofdzakelijk NO₃-N worden gebruikt om te voorzien in de stikstofbehoefte voor groei van algen. Als P-bron wordt ortho-P gebruikt. Het nutriëntengehalte in de algen is een aantal maal gemeten gedurende de uitgevoerde pilottesten op de RWZI Alkmaar. Vastgesteld in deze proefinstallatie is dat algen bij effluentpolishing voor circa 4,5% uit stikstof bestaan en voor 1,1% uit fosfor.

4.2 RESULTATEN

De resultaten worden weergegeven in een rapportage waarin de gemaakte keuzes en de berekende waarden per onderdeel van de algenuivering worden weergegeven. De berekeningen zijn uitgevoerd voor twee situaties, te weten een RWZI met een biologische verwerkingscapaciteit van 20.000 en 100.000 i.e.₁₃₆ (136 g O₂.d⁻¹). Hierbij is ervan uitgegaan dat de algenvijver het gehele jaar in bedrijf is en waarbij in de licht- en temperatuurlimitatie optreedt gedurende de wintermaanden. Bij de twee situaties is bovengenoemde effluentsamenstelling (tabel 4.1.) gehanteerd. In Figuur 4.2. zijn de resultatenrapportages voor de twee situaties weergegeven. Het gehele rekenmodel inclusief alle uitgangspunten en berekeningen is bijgevoegd in bijlage I.

De beschrijving is gerubriceerd aan de hand van de gebruikte kopjes in Figuur 4.2.

1 Radmer R, P Behrens & K Arnett 1987. Analysis of the productivity of a continuous algal culture system. Biotechnology & Bioengineering 29: 488-492.

DIMENSIONERING

- Er is uitgegaan van een RWZI met een biologische capaciteit van 20.000 en 100.000 i.e.₁₃₆;
- Als basis voor het ontwerp wordt gebruik gemaakt van een jaargemiddelde temperatuur en lichtintensiteit;

ALGEN-GROEI, NUTRIËNTOPNAME


- De jaargemiddelde algenproductie op effluent bedraagt 38,8 ton ds.ha⁻¹algen drogestof;
- Er is geen sprake van een P of N limitatie;
- De jaargemiddelde effluentconcentraties in het te lozen effluent bedragen voor P-ortho en stikstof respectievelijk 0,29 mg P.l⁻¹ en 4,75 mg N.l⁻¹. Deze concentraties zijn gecorrigeerd voor het percentage niet behandelde RWA aanvoer;
- De geprognosticeerde, zomergemiddelde effluentkwaliteit (april tot oktober) bedraagt na de algenvijver voor P-ortho 0,00 mg P.l⁻¹ en voor stikstof 0,03 mg-N.l⁻¹. Dit betekent dat na correctie voor het percentage niet behandelde RWA aanvoer de onderzoeksrichtwaarden worden gehaald.

DIMENSIONERING

- Er geen gebruik gemaakt wordt van een influentbuffer;
- Het benodigd oppervlakte bedraagt voor 20.000 i.e.₁₃₆ en 100.000 i.e.₁₃₆ respectievelijk 7,7 en 38,3 hectare;
- De gemiddelde hydraulische verblijftijd en daarmee de verblijftijd van de algen is langer dan de minimale hydraulische verblijftijd die voor de groei van algen benodigd is. De algen kunnen zich dus handhaven in het systeem;
- Voor de groei van algen is voor 20.000 i.e.₁₃₆ en 100.000 i.e.₁₃₆ respectievelijk 1.615 en 8.075 kg.d⁻¹ CO₂ nodig dat al gedeeltelijk in het effluent als bicarbonaat aanwezig is of in het water diffundeert vanuit de buitenlucht;
- Er vindt chemische p-precipitatie plaats door gebruik te maken van de hoge pH in de algenvijver. Hierdoor zal het aanwezige P-ortho neerslaan met in het water aanwezig calcium.
- Voor het oogsten van algen is uitgegaan van een zeeftrammel met een oppervlakte van 5,6 en 27,8 m² voor respectievelijk 20.000 en 100.000 i.e.₁₃₆;
- De geoogste algen, met een drogestofgehalte van 2%, worden in een gekoelde buffer opgeslagen. Met een verblijftijd van 3 dagen, is een volume nodig van 125 en 625 m³ voor respectievelijk 20.000 i.e.₁₃₆ en 100.000 i.e.₁₃₆;
- Er wordt geen polymeer gedoseerd op de zeeftrammel;
- Het opgenomen vermogen voor beide scenario's respectievelijk 322 MWh.jaar⁻¹ en 1.611 MWh.jaar⁻¹ bedraagt. Dit komt overeen met 0,2 kWh.m⁻³;

KOSTEN

- Er is een schaalgrootte korting toegepast bij 100.000 i.e.₁₃₆ op de raming van de mechanische en civiele investeringskosten. Deze schaalgrootte korting wordt toegepast bij een oppervlakte groter dan 10 ha;
- Op basis van deelaspecten worden de totale bouwkosten geraamd, welke EUR 995.000 bedragen voor 20.000 i.e.₁₃₆ en EUR 4.315.000 voor 100.000 i.e.₁₃₆;
- De bouwkosten worden door middel van een omslagfactor incl. BTW (1,92 [-]) omgerekend naar investeringskosten;
- De optelling van bouwkosten en de omslagkosten bepalen de totale investeringskosten. Deze zijn geraamd op EUR 1.910.000 voor 20.000 i.e.₁₃₆ en EUR 8.285.000 voor 100.000 i.e.₁₃₆;
- Vervolgens worden de investeringskosten per ha bepaald. Deze bedragen 249.000 en 216.000 euro per ha voor respectievelijk 20.000 i.e.₁₃₆ en 100.000 i.e.₁₃₆;
- Aangenomen is dat de kosten voor verlaging van de pH na de algenvijver onderdeel uitmaken van de post onvoorzien;
- Mede gebaseerd op de investeringskosten worden vervolgens de jaarlijkse kosten berekend. Hierbij is rekening gehouden met verschillende afschrijvingstermijnen voor civiele en mechanische onderdelen en een opbrengst voor algen. De benodigde grond wordt omgeslagen middels een pachttarief per hectare. De jaarlijkse kosten bedragen respectievelijk voor 20.000 i.e.₁₃₆ en 100.000 i.e.₁₃₆ respectievelijk EUR 202.000 en EUR 836.000;
- De jaarlijkse kosten worden omgerekend naar eenheidsgetallen zoals EUR·m⁻³ behandeld effluent en per kg N en P. De eenheidsgetallen zijn weergegeven als range, waarbij rekening is gehouden met de nauwkeurigheid van de raming in dit geval +/- 50%;
- De effluentconcentraties voldoen aan de onderzoeksrichtlijnen voor N en P.

 STOWA STICHTING TOEGEPAST ONDERZOEK WATERBEHEER	Resultaat polishing met algen	
	project: Ontwerpsheet effluentpolishing opdrachtgever: STOWA projectcode: STO148-1 versie: 3	projectleider: T.Wijffels projectdirecteur: J. Kramer opgesteld door: T.Wijffels datum: 20-jan-11

INHOUD RESULTATEN[Dimensionering op basis van gekozen maand](#)[Kosten op basis van gekozen maand](#)[Prestaties van andere maanden](#)[Prestaties van andere maanden](#)[Presentaties grafieken](#)**Prestaties op basis gekozen maand**

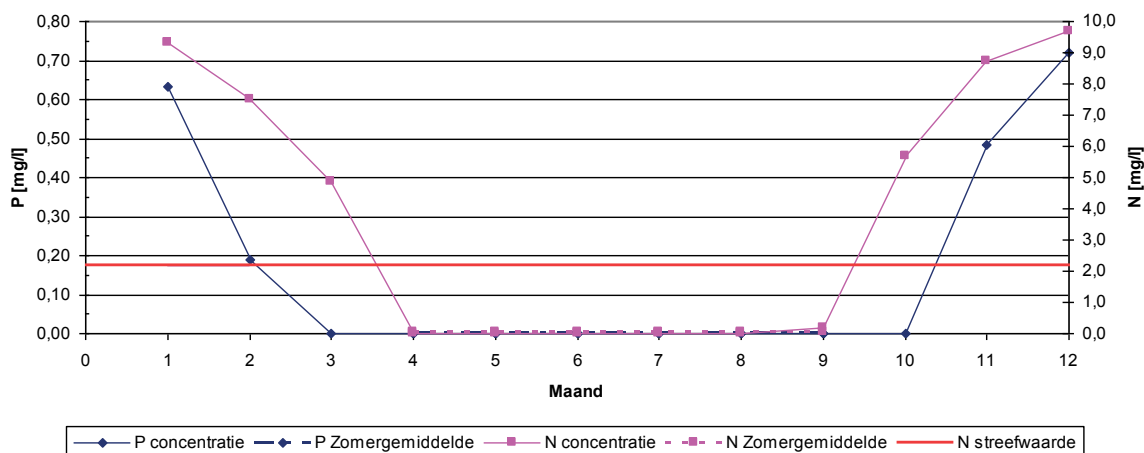
Parameter	Eenheid	Waarde	
		20000VE	100000VE
Dimensionering		jaargemiddelde	jaargemiddelde
Optimaal ontwerp voor gekozen maatgevende maand			
Algen - groei, nutriëntenopname:			
- Gemiddelde algenproductie	ton/ha/jaar	38,8	38,8
- Sprake van P-limitatie	Ja/Nee	Nee	Nee
- Sprake van N-limitatie	Ja/Nee	Nee	Nee
- Jaargemiddelde P	mg/l	0,29	0,29
- Jaargemiddelde N	mg/l	4,75	4,75
- Zomergemiddelde P	mg/l	0,00	0,00
- Zomergemiddelde N	mg/l	0,03	0,03
Dimensionering			
Oppervlakte en volume			
- Totaal benodigd volume influentbuffer (aanvoer+25%)	m ³	0	0
- Totaal benodigd oppervlak	ha	7,7	38,3
- Totaal reactorvolume	m ³	30.678	153.390
Verblijftijd			
- Minimale hydraulische verblijftijd	dagen	7,7	7,7
- gemiddelde hydraulische verblijftijd	dagen	11,5	11,5
CO₂			
- Benodigde hoeveelheid CO ₂	kg CO ₂ /dag	1.615	8.075
- Benodigde hoeveelheid rookgas (100 % overmaat)	m ³ /dag	-	-
- Benodigde hoeveelheid rookgas	m ³ /uur	-	-
- Totaal volume opslagtank CO ₂ gas	m ³	-	-
- CO ₂ toevoer	-	via diffusie	via diffusie
- Chemische P-precipitatie	Ja/Nee	Ja	Ja
Algenafscheiding			
- Type afscheiding	-	Zeeftrommel	Zeeftrommel
- Totaal toevoerdebiet over afscheiding(daarmee pompcapaciteit)	m ³ /uur	167	833
- Maatgevend oppervlak	m ²	5,6	27,8
Afvoer en buffering			
- Benodigde capaciteit algenafvoerpomp	m ³ /uur	1,7	8,5
- Te installeren buffervolume algen, afronding boven	25 m ³	125	625
Polymeerdosering			
- Benodigde pompcapaciteit polymeerdosering	l/uur	0	0
- Minimaal benodigde volume/voorraad polymeer	l	0	0
Elektrische energie (geïnstalleerd vermogen)			
- Voortstuwer, obv	kWh/jaar	161.244	806.219
- Toevoerpomp oogsten	kWh/jaar	22.734	113.671
- Oogst apparatuur, obv	kWh/jaar	73.000	365.000
- Overig energie	kWh/jaar	146.000	730.000
- Totaal geïnstalleerd	kWh/jaar	402.978	2.014.891
- Totaal opgenomen	kWh/jaar	322.383	1.611.913

Kosten		20000VE	100000VE
Overzicht Investerings- en exploitatiekosten			
RWZI influent VE	VE	20.000	100.000
Debiet	m ³ /d	4.000	20.000
Oppervlakte	ha	7,67	38,35
Investeringskosten (+/- 50%):			
- Schaalfactor aanleg mechanisch + civiel (obv ramingen)	-	100%	81%
- Aanleg algenfarming mechanisch	euro	422.000	1.700.000
- Aanleg algenfarming civiel	euro	230.000	927.000
- Algenscheiding	euro	30.000	125.000
- Algen opslag (ingedikt)	euro	62.500	312.500
- Gaswasser	euro	0	0
- CO ₂ opslag en dosering	euro	0	0
- Gebouw, tbv plaatsen flotatie, bediening etc	euro	250.000	1.250.000
- Totale bouwkosten	euro	995.000	4.315.000
- omrekening bouwkosten-> investeringskosten	euro	915.000	3.970.000
- Totaal geraamde investeringskosten	euro	1.910.000	8.285.000
- Investeringskosten per ha	euro/ha	249.000	216.000
Exploitatiekosten:			
- Elektriciteit	euro/jaar	40.000	201.000
- Kapitaalslasten mechanisch	euro/jaar	95.000	395.000
- Kapitaalslasten civiel	euro/jaar	89.000	403.000
- Polymeer algenscheiding	euro/jaar	0	0
- Onderhoud	euro/jaar	38.000	166.000
- Arbeid (min 0,5 FTE)	euro/jaar	25.000	96.000
- Huur/pacht grond	euro/jaar	19.000	96.000
- CO ₂ dosering	euro/jaar	0	0
- CO ₂ emissierechten (voor waterschappen op nul gesteld)	euro/jaar	0	0
- Algenopbrengst	euro/jaar	-104.000	-521.000
- Reductie heffing (Zuurstofbindende stoffen zijn reeds vergaand verwijderd in de RWZI)	euro/jaar	0	0
- Resultaat	euro/jaar	202.000	836.000
Jaarlijkse Kosten	euro/jaar	306.000	1.357.000
Jaarlijkse Opbrengsten	euro/jaar	-104.000	-521.000
	euro/jaar	202.000	836.000
	gehanteerde nauwkeurigheid	50%	50%
	euro/m ³	0,07-0,21	0,06-0,17
	euro/kg N verwijderd	8,87-26,61	7,34-7,34
	euro/kg P verwijderd	81,39-244,16	67,37-202,1

Opmerkingen bij Figuur 4.2.

- Uit de kostenraming blijkt dat de specifieke behandelkosten afhankelijk zijn van de schaal-grootte. Schaalvergroting van 20.000 i.e.₁₃₆ naar 100.000 i.e.₁₃₆ resulteert in een daling van de specifieke behandelkosten in de orde grootte van 10-20%.
- De jaarlijkse kosten zijn opgebouwd uit een aandeel kapitaal en een aandeel operatio-neel. Het aandeel kapitaal bedraagt ca. 60% van de jaarlijkse kosten. Bij de gekozen uit-gangspunten wordt ca. 30% van de jaarlijkse kosten terugverdiend door de opbrengst van algen. De ingeschatte opbrengstprijis van algen is sterk afhankelijk van vele factoren waar-onder de kwaliteit en daarmee de afzetmarkt van de algen.

FIGUUR 4.3 GEPROGNOSTICEERDE EFFLUENTKWALITEIT NA ALGENZUIVERING



In Figuur 4.3. zijn de maandgemiddelde N en P concentraties voor een heel jaar weergegeven. In deze Figuur is te zien dat de concentraties P en N in de maanden januari tot april afnemen. Gedurende de zomermaanden blijft deze concentratie laag om in het najaar, vanaf oktober, weer toe te nemen.

Tevens zijn in Figuur 4.3 de zomergemiddelde concentraties P en N weergegeven. Op basis van de gekozen uitgangspunten (jaargemiddelde algengroei) liggen deze zomergemiddelde concentraties duidelijk onder de streefwaarden voor zowel N als P.

VERGELIJK ALGENZUIVERING MET ZANDFILTRATIE

In de verkenningen zuiveringstechnieken en KRW (Stowa 2005/28) zijn verschillende technieken beschouwd en hun mogelijkheid om de KRW doelstellingen te bereiken. In deze beschouwing zijn onder andere één- en tweetrapszandfilters bekeken. Van deze beide technieken zijn de jaarlijkse kosten geraamd. Door voor beide technieken dezelfde uitgangspunten te gebruiken kunnen zandfiltratie en algenzuivering met elkaar worden vergeleken. De jaarlijkse kosten per m³ RWZI-effluent bedragen voor eentraps zandfiltratie voor 20.000 en 100.000 i.e.₁₃₆ respectievelijk 0,20 en 0,08 euro.m⁻³. Voor een tweetraps zandfiltratie bedragen de jaarlijkse kosten per m³ voor 20.000 en 100.000 i.e.₁₃₆ respectievelijk 0,27 en 0,10 euro.m³ RWZI-effluent. Deze cijfers zijn gebaseerd op de kennis en prijspeil 2005.

In het later opgestelde handboek filtratietechnieken (Stowa 2006/21) zijn hernieuwde functies weergegeven voor het vaststellen van de stichtingskosten voor continue zandfiltratie. Wanneer deze recenter vastgestelde investeringsniveaus worden vergeleken met de investeringsniveaus uit de verkenningen zuiveringstechnieken en KRW kan vastgesteld worden dat:

- Het investeringsniveau voor een installatie van 100.000 i.e.₁₃₆ is vergelijkbaar gebleven;
- Het investeringsniveau voor een installatie van 20.000 i.e.₁₃₆ is met ca. 50% gedaald.

De daling van het investeringsniveau van de kleinere installaties leidt tot een verlaging van de jaarlijkse kapitaalslasten dat vervolgens leidt tot lagere jaarlijkse kosten per m³ behandeld water. De daling van de investeringskosten voor kleinere installaties leidt tot een daling van ca. 0.05 euro/m³. Dit resulteert in een range voor eentraps zandfiltratie voor 20.000 en 100.000 i.e.₁₃₆ respectievelijk 0,15 en 0,08 euro.m⁻³. Voor een tweetraps zandfiltratie bedragen de jaarlijkse kosten per m³ voor 20.000 en 100.000 i.e.₁₃₆ respectievelijk 0,22 en 0,10 euro.m⁻³ RWZI-effluent.

Op basis van de specifieke kosten per m³ voor zandfiltratie en de berekende specifieke kosten per m³ voor algenzuivering mag worden geconcludeerd dat bij de gebruikte uitgangspunten algenzuivering voor het behalen van de onderzoeksrichtlijnen een financieel vergelijkbaar alternatief is. Hierbij dient wel opgemerkt te worden dat zandfiltratie het gehele jaar rond in staat is om de onderzoeksrichtlijnen te bereiken en dat algenzuivering slecht gedurende een half jaar in staat is deze kwaliteit te bereiken.

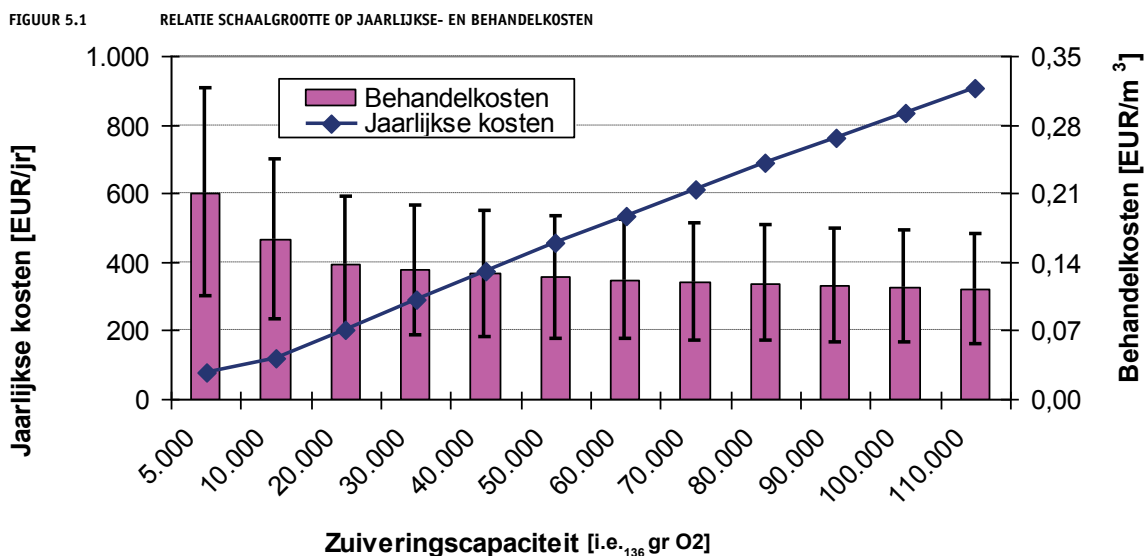
5

GEVOELIGHEIDSANALYSE

Met behulp van het opgestelde ontwerpmodel en de technische en financiële uitgangspunten zoals beschreven in de hoofdstukken 3 en 4 zijn de gevoeligheden van verschillende variabelen vastgesteld. De resultaten van de gevoeligheidsanalyse zijn hieronder weergegeven.

5.1 SCHAALGROOTTE

Op basis van de gekozen uitgangspunten blijkt er een afhankelijkheid te zijn van de schaalgrootte op de behandelkosten per m³ (incl. marge) en de jaarlijkse kosten. In Figuur 5.1. is deze relatie inzichtelijk gemaakt op basis van reeds beschreven uitgangspunten.

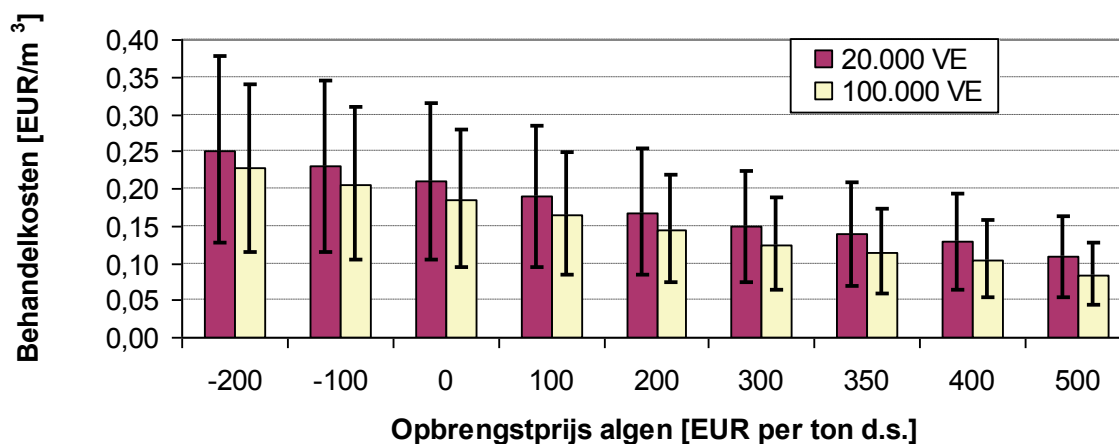


In Figuur 5.1. zijn de jaarlijkse kosten en behandelkosten berekend voor RWZI's met een capaciteit van 5.000 tot 110.000 i.e.₁₃₆. Uit Figuur 5.1. blijkt dat de specifieke behandelkosten per m³ effluent geleidelijk afnemen met de toename van de omvang. Als gevolg van de dalende investeringskosten nemen de behandelkosten per m³ licht af.

5.2 OPBRENGSTPRIJS PER TON ALG

In beschreven situaties is uitgegaan van een jaargemiddelde algenopbrengst van 38,8 ton ds.ha⁻¹.jaar⁻¹. In de financiële uitgangspunten is uitgegaan van een opbrengstprijs van EUR 350,- per ton ds. In Figuur 5.2. is de afhankelijkheid van de opbrengstprijs op de behandelkosten per m³ weergegeven.

FIGUUR 5.2 AFHANKELIJKHEID KOSTPRIJS VAN OPBRENGSTPRIJS



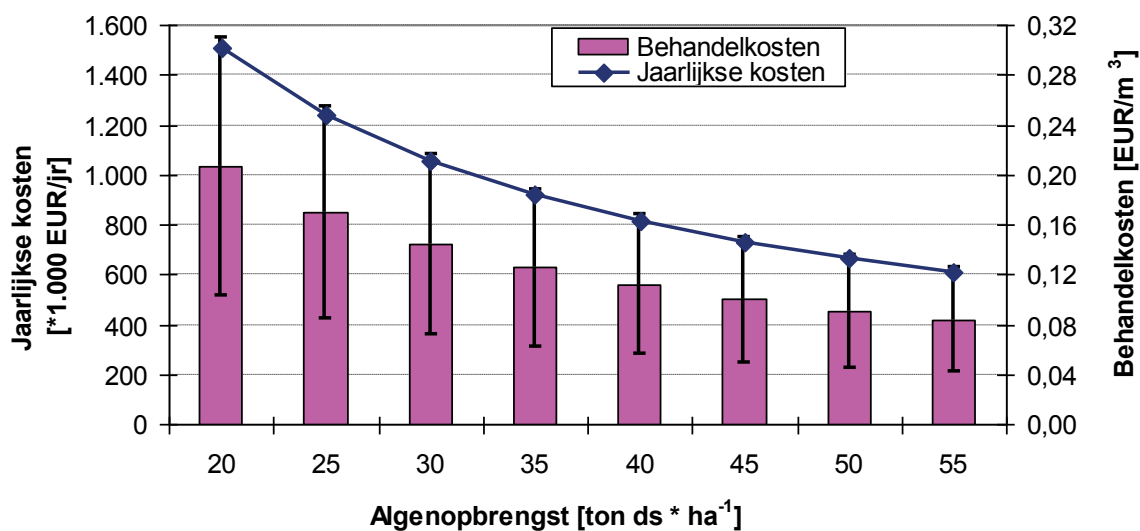
In Figuur 5.2. zijn de behandelkosten per m³ weergegeven als functie van de opbrengstprijzen van EUR -200 per ton ds tot EUR 500 per ton ds. De opbrengstprijs is sterk afhankelijk van de kwaliteit en de aanwezige verontreinigingen van de algen. Hogere opbrengstprijzen dan EUR 500 per ton ds zijn mogelijk in nichemarkten. Of deze markten bereikbaar zijn algen gekweekt op effluent is niet bekend.

Uit Figuur 5.2. blijkt dat de behandelkosten per m³ voor zowel 20.000 VE als voor 100.000 i.e.¹³⁶ meer dan halveren bij een verschuiving een algenopbrengst van EUR -200 naar EUR 500 per ton ds.

5.3 ALGENOPBRENGST PER HECTARE

In de beschreven situatie is uitgegaan van een jaargemiddelde algenopbrengst van 38,8 ton ds.ha⁻¹. jaar⁻¹. De te behalen opbrengst is van meerdere factoren afhankelijk. In Figuur 5.3 is de afhankelijkheid van de algenopbrengst op de jaarlijkse en behandelkosten weergegeven voor een RWZI van 100.000 i.e.¹³⁶.

FIGUUR 5.3 AFHANKELIJKHEID KOSTPRIJS VAN ALGENOPBRENGST



Uit Figuur 5.3. blijkt dat de bij een stijging van de algenopbrengst van 20 naar 55 ton d .ha⁻¹. jaar⁻¹ de behandelkosten per m³ dalen van 21 naar 8 eurocent.

6

CONCLUSIES

- Op basis van uitgangspunten, welke geverifieerd zijn aan de hand van de beschikbare theorie, een dynamisch model, pilot- en labonderzoek is een ontwerpmodel opgesteld. Met dit model is het mogelijk om het benodigde oppervlakte en de investerings- en jaarlijkse kosten te berekenen voor een effluentpolishingstap met behulp van algen. Tevens is dit model in staat om de prognose te maken van de jaargemiddelde effluentkwaliteit. De jaargemiddelde effluentkwaliteit is afhankelijk van legio omgevingsfactoren welke niet allemaal in dit ontwerpmodel verwerkt zijn.
- Op basis van het model blijkt dat het bij de aangehouden uitgangspunten mogelijk is om RWZI effluent na te behandelen met algentechnologie tot de onderzoeksrichtlijnen voor de specifieke behandelkosten in de range van 6 tot 21 eurocent per m³ effluent.
- De pH van het met algen behandelde water is te hoog om direct te lozen op oppervlaktewater. Om de pH te verlagen naar een waarde lager dan pH 9 [-] kan CO₂ opgelost worden in een cascade of kan een zuur worden gedoseerd.
- Bij de aangehouden uitgangspunten leidt een schaalgrootte effect tot lagere behandelingskosten per m³ effluent.
- De jaarlijkse kosten zijn in sterke mate afhankelijk van de opbrengstprijzen van algen. De opbrengstprijzen van algen is op zijn beurt weer afhankelijk van de kwaliteit en daarmee afzetmarkt van de algen. Een stijging van de opbrengstprijzen van algen van EUR -200 per ton ds (=kosten) naar EUR 500 per ton ds leidt tot meer dan een halvering van de behandelkosten per m³ effluent.
- Verhoging van de algenopbrengst van 20 ton ds.ha⁻¹.jaar⁻¹ naar 55 ton ds.ha⁻¹.jaar⁻¹ leidt tot een daling van de behandelkosten per m³ effluent van 21 naar 8 eurocent.
- Op basis van de jaarlijkse kosten voor zandfiltratie en de berekende jaarlijkse kosten voor algenzuivering mag worden geconcludeerd dat bij de voor beide gebruikte uitgangspunten, algenzuivering voor het behalen van de KRW richtlijnen een financieel vergelijkbaar alternatief is.
- Zandfiltratie is het jaar rond in staat te voldoen aan de gestelde onderzoeksrichtlijnen voor de effluentkwaliteit. Dit in tegenstelling tot de algenzuivering die slechts gedurende een half jaar in staat is de onderzoeksrichtlijnen te behalen.

- Effluentpolishing met behulp van algentechnologie is onder de Nederlandse klimatologische omstandigheden een duurzaam en economisch vergelijkbaar alternatief om de onderzoeksrichtlijnen van 2,2 mg Ntot.l⁻¹ en 0,15 mg P.l⁻¹ voor stikstof en fosfor te bereiken. De vraag naar de benodigde ruimte zal in veel gevallen van doorslaggevend belang zijn op het al dan niet realiseerbaar zijn van een effluentpolishingstap met algentechnologie. Waarbij opgemerkt dient te worden dat de uiteindelijke effluentkwaliteit afhankelijk is van vele omgevingsfactoren (licht, regenval en temperatuur) welke niet stuurbaar zijn.

