



Cyanobacteriën: wat zit er in het ruwe water en hoe komen we ervan af

BTO 2013.016
Februari 2013

Cyanobacteriën: wat zit er in het ruwe water en hoe komen we ervan af

BTO 2013.016
Februari 2013

© 2013 KWR

Alle rechten voorbehouden.

Niets uit deze uitgave mag worden verveelvoudigd, opgeslagen in een geautomatiseerd gegevensbestand, of openbaar gemaakt, in enige vorm of op enige wijze, hetzij elektronisch, mechanisch, door fotokopieën, opnamen, of enig andere manier, zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van de uitgever.

Colofon

Titel

Cyanobacteriën: wat zit erin het ruwe water en hoe komen we ervan af

Projectnummer

B111682

Onderzoeksprogramma

Risicobeheer Bronnen

Projectmanager

Dr. G.A. van den Berg

Opdrachtgever

College van Opdrachtgevers BTO

Kwaliteitsborgers

Dr. G.J. Zwolsman, Prof. Dr. Ir. J.P.M. Witte

Auteur

Dr. ing. W.E.A. Kardinaal

Verzonden aan

Dit rapport is verspreid onder BTO-participanten en is openbaar.

Samenvatting

Overmatige bloei van cyanobacteriën in oppervlaktewateren zoals recreatiewater en drinkwaterbekkens vormt een potentieel gevaar voor de gezondheid van mens en dier. De gevaren worden met name veroorzaakt door twee eigenschappen van een aantal algemeen voorkomende cyanobacterie genera: ze zijn in staat om toxines te produceren en als gevolg van drijfvermogen/bodemgroei in staat om in grote hoeveelheden op te hopen. Enkele voorvallen met dode honden die gedronken hadden van water waarin hoge dichtheden cyanobacterie voorkwamen (2011) onderstrepen dit nog eens.

Voor de drinkwaterproductie kunnen cyanobacteriën op verschillende manieren voor problemen zorgen:

- beeldvorming rondom de drinkwaterproductie wordt negatief beïnvloed (in de vorm van groene drijfslagen en/of dode beesten);
- als gevolg van hoge dichtheden kunnen in het water zuurstofloze condities ontstaan;
- de door cyanobacteriën geproduceerde toxines zouden mogelijk in het drinkwater terecht kunnen komen.

Om te bepalen of en hoe zich voor de Nederlandse drinkwaterproductie problemen hebben voorgedaan van bovenstaande aard is voor een aantal drinkwaterbekkens beoordeeld of cyanobacteriën inderdaad voor problemen zouden kunnen zorgen. Omdat er voor drinkwaterbekkens geen richtlijnen / normen bestaan voor de hoeveelheid cyanobacteriën in het inname water is bij de probleemanalyse gewerkt met een aantal criteria zoals die in recreatiewaterverband toegepast worden. Aan de hand van die criteria (hoofdstuk 2) zijn aan de hand van beschikbare gegevens de diverse innamenbekkens en infiltratieplassen in de duinen beoordeeld. Het overgrote deel van de inname- en infiltratiebekkens ervaart geen enkel probleem met overmatige cyanobacteriegroei. Aan de hand van de criteria zijn een aantal bekkens als potentieel problematisch aangeduid. Hoge dichtheden cyanobacteriecellen, hoge toxinegehalten en aangetroffen dode vogels behoorden tot de waargenomen problemen. Dit hoeft de drinkwaterproductie niet te belemmeren maar is voor de maatschappelijke beeldvorming geen wenselijke situatie.

Als vervolgstap op de inventarisatie van de problematiek is in dit onderzoek beoordeeld wat de eventuele redenen kunnen zijn voor het ontstaan van overmatige blauwalgenbloei. Aan de hand van beschikbare gegevens van de bekkens en plassen (bijvoorbeeld temperatuur en nutriënten) gekoppeld aan weersinvloeden (bijvoorbeeld neerslag en luchttemperatuur) is beoordeeld wat de voornaamste oorzaak kan zijn voor de cyanobacteriebloei. Uit die analyse is gebleken dat er geen sprake is van een eenduidige relatie. Dit wordt mede ingegeven door de beperkte hoeveelheid gegevens die voor de diverse infiltratiebekkens beschikbaar zijn. In de infiltratieplas Solleveld is bijvoorbeeld geen relatie te vinden tussen het voorkomen van cyanobacteriën en weersomstandigheden. Het uitbaggeren van omliggende plassen heeft in het infiltratiegebied Solleveld tot een tijdelijke afname van de cyanobacteriedichtheden geleid. Dit impliceert dat (nutriëntrijk) slib in dit geval een factor van belang is. Voor de infiltratieplas Hoefijzermeer is het chlorofyl (als maat voor de biomassa van het fytoplankton) en het aandeel cyanobacteriën positief gerelateerd aan de luchttemperatuur. Het Hoefijzermeer is relatief ondiep (max. 3 meter diep) en zal mogelijk bij verhoogde luchttemperaturen snel opwarmen. Gevolg hiervan is een bloei van algen in het algemeen en cyanobacteriën in het bijzonder.

Voor de diepe systemen zoals bijvoorbeeld de Biesbosch spaarbekkens blijkt er een duidelijk relatie te bestaan tussen luchttemperatuur en de temperatuur van het water. Met het oog op de stijgende luchttemperaturen als gevolg klimaateffecten, zou de temperatuur in de bekkens op lange termijn verder toe kunnen nemen. Dit leidt vooralsnog niet tot een verhoogde dichtheid aan algen of cyanobacteriën. Wel lijkt er als gevolg van de temperatuurstijging het aandeel cyanobacteriën in de fytoplanktonpopulatie toe te nemen. In de bekkens wordt al decennia lang middels het (diepe) mengen voorkomen dat er cyanobacteriën tot bloei komen.

Over het algemeen kan verondersteld worden dat met name luchttemperatuur een factor van belang is geweest bij het (overmatig) voorkomen van cyanobacteriën. Voor de infiltratieplassen geldt dat bij een toenemende luchttemperatuur onder invloed van klimaatveranderingen de dichtheden aan cyanobacteriën kunnen toenemen.

Om in geval van eventuele overmatige bloei van cyanobacteriën goed te kunnen anticiperen is er tal van maatregelen voorhanden die met name in recreatiewateren toegepast zijn. De inzet van deze maatregelen heeft niet altijd tot het gewenste resultaat geleid. In hoofdstuk 5 zijn een groot aantal van de mogelijke maatregelen beschreven. Uiteindelijk is uit het gehele scala aan potentiële maatregelen gedestilleerd welke maatregelen nu in de drinkwaterpraktijk toegepast zouden kunnen worden. De diepe menging zoals die nu al in diverse spaarbekkens toegepast wordt lijkt vooralsnog tot de meest succesvolle maatregelen te behoren. Daarnaast worden in het dagelijkse drinkwaterproces enkele behandelingen uitgevoerd die al kunnen leiden tot een afname van de cyanobacteriebloei omdat dergelijke maatregelen voedingsstoffen vastleggen en zodoende uit het innamen water verwijderen. Dergelijke indirecte maatregelen zijn allen gericht op het voorkomen van de groei. Maatregelen gericht op de directe bestrijding van hoge dichtheden aan cyanobacteriën worden in de drinkwaterpraktijk vooralsnog niet toegepast. De toepassing van waterstofperoxide (H_2O_2) in recreatiewateren lijkt ook goede mogelijkheden te bieden voor de drinkwaterproductie. Waterstofperoxide wordt in het drinkwaterproces al toegepast, maar dan wel in veel hogere concentraties dan nodig lijkt om de bloei van cyanobacteriën te voorkomen. In recreatiewater heeft de toepassing niet geleid tot aantoonbare negatieve effecten op andere organismen dan de cyanobacteriën.

Om aansluitend te beoordelen of de toepassing van waterstofperoxide ook voor de drinkwatersector geschikt is, zijn in het infiltratiebekken Solleveld praktijktesten uitgevoerd met waterstofperoxide.

In plas 12 is een aantal perspex buizen geplaatst waarin de groei van cyanobacteriën gevolgd is en verschillende behandelingen uitgevoerd zijn. Naast cyanobacteriën is ook beoordeeld of er negatieve effecten waarneembaar waren op het zooplankton, de volgende schakel in de voedselketen van het aquatische milieu. Er zijn in de buizen een aantal scenario's getest waarbij de frequentie van toedienen en de hoogte van de concentratie van het waterstofperoxide gevarieerd zijn. Het met regelmaat (om de twee weken) toedienen van een lage concentratie waterstofperoxide leek een negatief effect te hebben op de groei van cyanobacteriën. Effecten op het zooplankton waren niet duidelijk waarneembaar. Het eenmalig toedienen van een hogere concentratie had een negatief effect op zowel de cyanobacteriën en overig fytoplankton als op het zooplankton. Na enkele weken was het negatieve effect op zowel fytoplankton als op het zooplankton niet meer waarneembaar.

Het toepassen van deze bestrijdingsmethodiek lijkt goed mogelijk in de drinkwaterbekkens waar acute problemen met overmatige bloei van cyanobacteriën plaats vinden.

Inhoud

Samenvatting	1
Inhoud	3
1 Inleiding	5
2 Methodiek	9
3 Analyse historische data, is de kans op overlast aanwezig?	11
3.1 Dunea	11
3.2 Evides	14
3.3 PWN	20
3.4 Waternet	22
3.5 Waterbedrijf Groningen	23
3.6 WML	25
3.7 Resumé	26
4 Nadere analyse	29
4.1 Dunea infiltratieplassen	29
4.2 Evides drinkwaterbekkens	30
4.3 PWN Hoefijzermeer	32
4.4 Conclusie	33
5 Bestrijding cyanobacteriënoverlast	35
5.1 Inleiding bestrijding	35
5.2 Sediment behandeling en fosfaat inactivatie	36
5.3 Technische maatregelen	40
5.4 Biologische controle	44
5.5 Algiciden	45
5.6 Toepasbaarheid in drinkwaterbekkens/infiltratiebekkens	46
6 Pilot studie bestrijding cyanobacteriën	49
6.1 Aanleiding	49
6.2 Aanpak / methode	50
6.2.1 Gebiedsbeschrijving	50
6.2.2 Experimentele opstelling	50
6.2.3 Monsternamen	51
6.2.4 Analysemethodiek	52
6.2.5 Statistische analyses	54
6.3 Resultaten	55

6.3.1	Abiotische parameters	55
6.3.2	Waterstofperoxide	56
6.3.3	Statistische analyse van de replica's	58
6.3.4	Fytoplankton	58
6.3.5	Pigmenten	59
6.3.6	Nutriënten	61
6.3.7	Zoöplankton	64
6.3.8	Statistische RDA analyse	65
6.3.9	Nadere statistische analyse	69
6.4	Discussie	69
6.4.1	Waterstofperoxide	70
6.4.2	Statistische analyse van de replica's	70
6.4.3	Fytoplankton	71
6.4.4	Zooplankton	72
6.4.5	Conclusies	73
6.4.6	Aanbevelingen en gebruik in andere systemen	74
7	Referenties	75
I	Bijlage Degradatie H₂O₂	
II	Bijlage PCA analyse	
III	Bijlage Zoöplankton	

1 Inleiding

Het voorkomen van hoge dichtheden aan cyanobacteriën vormen een potentieel gezondheidsrisico voor mens en dier die gebruik maken van oppervlaktewateren in Nederland (Faassen en Lurling, 2011). Meldingen van overlast veroorzaakt door cyanobacteriën lijken de afgelopen decennia toe te nemen. De overlast wordt veroorzaakt door zowel een toename in biomassa als in een toename / verandering van soorten (DHV, 2010). De verwachting is dat als gevolg van het veranderen van het klimaat de cyanobacteriën overlast nog verder zal toenemen (Pearl & Huisman, 2009; van der Wal *et al*, 2012).

Ook in oppervlaktewater bestemd voor drinkwaterproductie worden regelmatig hoge biomassa's cyanobacteriën aangetroffen. Dergelijke hoge biomassa's kunnen diverse problemen veroorzaken:

- beeldvorming rondom de drinkwaterproductie wordt negatief beïnvloed (in de vorm van groene drijfslagen en/of dode beesten)
- als gevolg van hoge dichtheden kunnen in het water zuurstofloze condities ontstaan
- de door cyanobacteriën geproduceerde toxines komen in het drinkwater na het openbreken van de cellen

In enkele van de infiltratiegebieden in de duinen bij Scheveningen en bij Castricum zijn de laatste vijf jaar in diverse infiltratieplassen met regelmaat hoge dichtheden aan cyanobacteriën aangetroffen. Dezelfde gebieden worden intensief bezocht door fietsers en wandelaars. Plassen met groene drijfslagen en mogelijk stinkende biomassa passen niet bij het imago van drinkwaterproductie en de zorg voor een gezond ecosysteem.

Of in deze systemen daadwerkelijk zuurstofloze omstandigheden zich hebben voor gedaan is (nog) niet duidelijk. Zuurstofloze omstandigheden zijn om verschillende redenen niet wenselijk. Veel organismen in het water zijn afhankelijk van voldoende zuurstof in het water. Wanneer veel biomassa van cyanobacteriën (maar ook ander organisch materiaal) afsterft, ontstaat er een toenemende bacteriële activiteit die zuurstof verbruikt. De bacteriële zuurstofvraag kan er voor zorgen dat andere organismen te weinig zuurstof ontvangen en (massaal) afsterven. Daarnaast zorgen zuurstofloze situaties met name in waterbodems voor het vrijkomen van het daar opgeslagen fosfaat. Fosfaat vormt op zijn beurt een voedingsstof voor (blauw)algen en houdt mogelijk de bloei van algen waaronder cyanobacteriën in stand.

Cyanobacteriën zijn in staat om een heel scala aan toxische stoffen te produceren. Dergelijke toxines kunnen acute problemen opleveren in de vorm van verlamming (neurotoxines) maar ook op langere termijn leverschade opleveren (hepatotoxines). Voordat dergelijke effecten zich daadwerkelijk voordoen zijn hoge dichtheden aan cyanobacteriën vereist die bovendien oraal ingenomen moeten worden. In Nederland bestaan enkele gevallen van massale vogelsterfte waarbij cyanobacteriën mogelijk een rol hebben gespeeld (Volkerak Zoommeer, 2002 en Oostvaardersplassen, 2003). In één van de infiltratieplassen in het gebied van PWN (Hoefijzermeer) zijn in 2006 enkele dode vogels aangetroffen. De verdenking dat cyanobacteriën hierin een rol gespeeld zouden hebben is niet bevestigd of ontkend. De doodsoorzaak van de dieren werd gediagnosticeerd op uitputting en / verdrinking zonder aanwijsbare reden.

Of de door cyanobacteriën geproduceerde toxines in het drinkwater kunnen eindigen valt in Nederland niet te verwachten. Drinkwater geproduceerd uit oppervlaktewater wordt middels diverse stappen gezuiverd. Verondersteld wordt dat deze stappen afdoende zijn om toxische cyanobacteriecellen enerzijds en de toxines anderzijds afdoende uit het water te verwijderen. Zelfs bij zeer hoge dichtheden aan cyanobacteriën blijkt de kans op cyanotoxines in drinkwater zeer gering (Vernooij *et al*, 2011).

Uit bovenstaande blijkt dat cyanobacteriën in meer of mindere mate problematisch kunnen zijn voor drinkwaterbedrijven die in hun procesvoering afhankelijk zijn van het gebruik van oppervlaktewater. Of dergelijke problemen ook daadwerkelijk voorkomen en hoe ernstig eventuele problemen zijn is tot dusver onduidelijk. In het voorliggende onderzoek wordt in eerste instantie een analyse gemaakt van het voorkomen van cyanobacteriën in oppervlaktewateren zoals die gebruikt worden voor de drinkwaterproductie. Getoetst wordt of er een reële kans bestaat dat dichtheden aan cyanobacteriën ook daadwerkelijk problematisch zal zijn. Wanneer zich problematische situaties hebben voorgedaan, is de vraag wat hiervan de achterliggende oorzaak is. Het hoe en waarom cyanobacteriën zo massaal tot bloei kunnen komen is een vraag die wetenschappers al decennia bezig houdt. Temperatuur, nutriënten,

[illegible]

Bestrijding blauwalgenproblematiek

In dit onderzoek werd uit het scala aan maatregelen één of een enkele maatregel geselecteerd waarvan verwacht wordt dat die eveneens inzetbaar zal zijn in infiltratieplassen. Door middel van een veldonderzoek werd beoordeeld of de maatregel toepasbaar was. Het succes van de maatregel werd mede bepaald aan de hand van de praktische uitvoerbaarheid en de eventuele kosten die een maatregel met zich meebrengt.

Het uiteindelijk doel van het experiment was om een praktisch uitvoerbare oplossing te vinden voor cyanobacterieproblemen.

In dit onderzoek zijn diverse stappen gezet. In hoofdstuk 2 wordt de toegepaste methodiek toegelicht. Het gaat daarbij onder ander om de dataverzameling, behandeling en analyse, maar ook over welke toetseenheden gebruikt worden ter beoordeling van cyanobacterieproblematiek. In hoofdstuk 3 wordt per drinkwaterbedrijf (als dat gebruik maakt van oppervlaktewater) inzichtelijk gemaakt wat de dynamiek van cyanobacteriën de afgelopen jaren geweest is. Hierbij zal aandacht zijn voor dichtheden van cyanobacteriën en/of toxines en/ of andere parameters met betrekking tot het voorkomen van cyanobacteriën. In dit hoofdstuk komt ook de toetsing van de problematiek aan de orde, het hoofdstuk

sluit af met een overzicht van probleemlocaties en probleemjaren. Alleen van die locaties die daadwerkelijk gedurende de jaren 2003-2008 problemen ervaren hebben heeft in hoofdstuk 4 nadere analyse van het voorkomen van cyanobacteriën plaatsgevonden. Hierbij wordt aandacht besteed aan onder andere watertemperatuur, nutriënten en weersinvloeden. Hoofdstuk 5 en 6 staan in het teken van de bestrijding van de blauwalgenoverlast. In hoofdstuk 5 wordt op basis van bekende gegevens een overzicht gegeven van succesvolle maatregelen en de toepasbaarheid daarvan voor de oppervlaktewateren waaruit drinkwater geproduceerd zal worden. In hoofdstuk 6 wordt de pilotstudie nader beschreven. Hierin aandacht voor de proefopzet de behaalde resultaten. Aan het eind van ieder hoofdstuk worden conclusies en aanbevelingen geformuleerd. In de samenvatting worden de voornaamste bevindingen en de daaraan verbonden conclusies en aanbevelingen op een rij gezet.

2 Methodiek

In Nederland zijn 6 waterleidingbedrijven die gebruik maken van oppervlaktewater voor de productie van drinkwater. Het oppervlaktewater wordt veelal onttrokken aan rivieren of het IJsselmeer. Voordat het ingenomen water daadwerkelijk gebruikt wordt voor de drinkwaterproductie wordt het opgeslagen in drinkwaterbekkens dan wel infiltratiebekkens in de duinen. De bekkens kunnen nogal in vorm en omvang uiteen lopen. Ongeacht de verschillen zijn van zoveel mogelijk bekkens waterkwaliteitszaken en relevante biologische gegevens bij de beherende bedrijven opgevraagd.

Aanvraag gegevens

De gegevens die bij de bewuste bedrijven opgevraagd zijn weergegeven in onderstaande tabel 2.1.

Tabel 2.1. Opgevraagde gegevens

Chemisch / fysische parameters	Biologische parameters
Fosfaat (Ortho en totaal)	Fytoplankton soortensamenstelling
Stikstof (totaal en anorganisch)	Zoöplankton
Sulfaat	Chlorofyl (en overige pigmenten)
Temperatuur (over de diepte)	Microcystine (en evt. overige cyanotoxines)
Zuurgraad	
Diepte v.d. bekkens	
Verblijftijden	

Naast deze gegevens zijn de bedrijven gevraagd om eventuele maatregelen gericht op het voorkomen van (blauw)algenbloei aan te leveren. Hierbij kan gedacht worden aan het actief mengen van de bekkens of het toevoegen van bijvoorbeeld kalk aan het ingenomen water.

Analyse

De kans op het voorkomen van cyanobacteriën en de door hen geproduceerde toxines kan nogal uiteenlopen. Om in te schatten of er een potentieel probleem ontstaat kan gelet worden op diverse parameters. Parameters als chlorofyl, pigmentsamenstelling, fytoplanktonsoortensamenstelling (zowel op soort als op groeuniveau) en cyanotoxines geven alle informatie over de in meer of mindere mate aanwezige cyanobacteriën. Niet alle parameters zijn in alle bekkens / plassen gemeten. Per water zal er beoordeeld worden welke data voorhanden zijn en welke het best inzicht geeft in de cyanobacteriedynamiek van het desbetreffende water. Van de diverse parameters zijn in tabel 2.2 grenswaarden aangegeven waarboven de verwachting is dat dichtheden van cyanobacteriën een probleem kunnen vormen voor de beheerder. Hierbij is vooralsnog gebruik gemaakt van de richtlijnen zoals die bestaan voor zwembadwater. Voor oppervlaktewater voor de drinkwaterproductie bestaan geen richtlijnen met betrekking tot het voorkomen van cyanobacteriën.

Tabel 2.2. Diverse grensconcentraties ten behoeve van zwemwater, gerelateerd aan het voorkomen van fytoplankton en/of cyanobacteriën zoals die in beleidsstukken opgenomen zijn. Het betreft hier waarden die betrekking hebben op oppervlaktewater.

Parameter	Grenswaarden	Referenties
Chlorofylconcentratie	> 50 µg/l	WHO, recreatiewater (Chorus & Bartram, 1999)
Cyanobacterie dominantie	> 70 %	Handreiking blauwalgenrapportage behorend bij zwemwaterprofiel (DHV, 2007)
Microcystineconcentratie	> 10 µg/l	CIW-blauwalgenprotocol, 2002 (grens waarschuwing; CIW, 2002)
Cyanobacteriedichtheden	> 50.000 cellen/ml of > 1.250 n/ml of > 2,5 mm ³ /l of > 12,5 µg/l cyanobacterie chlorofyl	Blauwalgenprotocol, 2010 (grens verhoogde alertheid, Anonymus, 2010)
Overige parameter	Aanwezigheid drijfslagen / klachten / melding dode vogels etc.	Handreiking blauwalgenrapportage behorend bij zwemwaterprofiel (DHV, 2007)

De chlorofylconcentratie is van deze parameters het minst specifiek. Ook overig fytoplankton bezit dit pigment. Het zal mede van de tijd van het jaar afhangen of hoge dichtheden aan chlorofyl toe te schrijven zijn aan hoge cyanobacterie dichtheden (voorjaar of august-oktober). De term cyanobacteriedominantie is veelal weinig kwantitatief en wordt over het algemeen toegepast in combinatie met andere parameters. Microcystine is één van de gifstoffen zoals die door cyanobacteriën aangemaakt kan worden. Hoge concentraties zijn veelal een indicatie van hoge dichtheden aan cyanobacteriën. Microcystine wordt echter niet door alle cyanobacteriën geproduceerd en kan zodoende een onderschatting geven van de daadwerkelijk aanwezige dichtheden. De manieren om dichtheden aan cyanobacteriën (en overig fytoplankton) aan te geven zijn divers (zie tabel 2.2): celaantallen, pigmentsamenstelling van het water, biovolumes van de diverse soorten of eenheden (N) per volume. De keuze van de ene of de andere parameter hangt veelal samen met de tijd en energie die toepast om het fytoplankton te kwantificeren.

Zoals uit bovenstaande tabel blijkt is voor alle methodieken een richtlijn voorhanden. In afwezigheid van richtlijnen voor oppervlaktewater ten behoeve van de drinkwaterproductie is er in deze rapportage van uit gegaan dat wanneer de aangeleverde waarden voor één of enkele van de parameters de (zwemwater)richtlijn overschrijden het de moeite waard is om te achterhalen wat de reden kan zijn voor een verhoogde concentratie (hoofdstuk 4: Nader analyse). Hierbij wordt gebruik gemaakt van de overige aangeleverde parameters aangevuld met weersgegevens afkomstig van de diverse weerstations van het KNMI.

3 Analyse historische data, is de kans op overlast aanwezig?

De aangeleverde gegevens lopen nogal uiteen als het aankomt op gemeten parameters, frequentie van meten en doorlooptijd van de metingen. Zo kan het voorkomen dat van één drinkwaterbekken bijna 30 jaar gegevens voorhanden zijn terwijl voor andere locaties één seizoen metingen zijn uitgevoerd.

In dit hoofdstuk volgt een bespreking van alleen die data aan de hand waarvan in eerste instantie beoordeeld wordt of een probleem met blauwalgen te verwachten is en of een nadere analyse (hoofdstuk 4) gerechtvaardigd is.

Tabel 3.1. Beschikbare gegevens bij de diverse bedrijven.

Parameter	Bedrijven					
	Dunea	Evides	PWN	Waternet	WBG	WML
Fytoplankton		X	X		X	X
Zooplankton		X				
Chlorofyl		X			X	X
Microcystine	X		X			
Pigmenten			X			
Temperatuur	X	X	X	X	X	X
Zuurgraad		X		X		
Nutriënten		X		X		X
Zuurstof		X				
Beheer		X				

Aan de hand van de beschikbare gegevens (tabel 3.1) is voor ieder waterleidingbedrijf per locatie de data op een rij gezet en in beeld gebracht wat het verloop van essentiële cyanobacteriegerelateerde parameters is geweest. Afhankelijk van de parameter wordt aangegeven of concentraties kunnen leiden tot problemen voor de drinkwaterwinning of de ecologie en mogelijk recreatie. Hierbij worden de grenswaarden gehanteerd zoals gepresenteerd in tabel 2.2.

3.1 Dunea

In de duingebieden Meijndel, Solleveld en Berkheide beschikt Dunea over een heel scala aan infiltratiebekkens die wat betreft oppervlak nogal uiteenlopend zijn, de gemiddelde dieptes variëren van 1,5 tot ca. 3,5 meter. In het kader van dit onderzoek is het onmogelijk om de beschikbare data van alle meertjes te beschouwen, bovendien wordt niet elke plas met regelmaat bemonsterd. Hieronder volgen de resultaten uit enkele meren waar met regelmaat problemen met cyanobacteriën ervaren zijn.

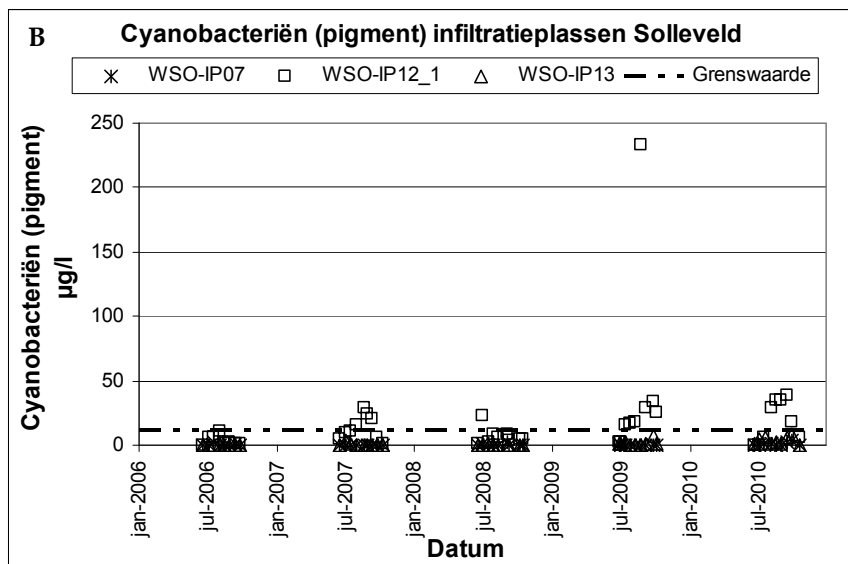
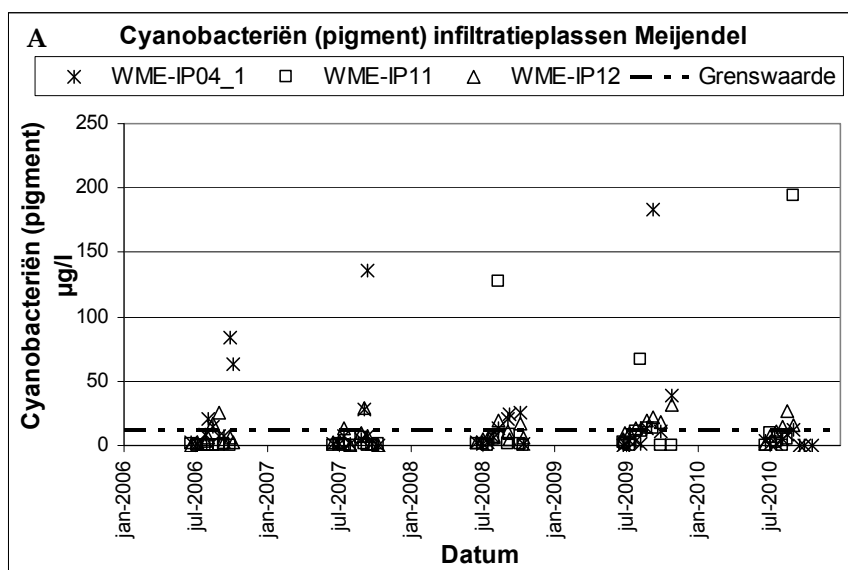
Tabel 3.2. Beschikbare data van de infiltratiebekkens

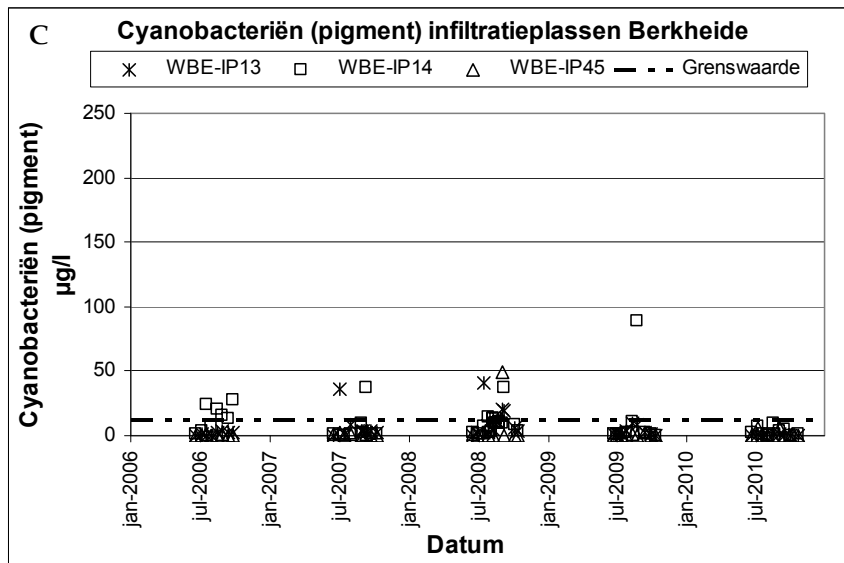
Parameters	Plas 4 Meijndel	Plas 12 Meijndel	Plas 13 Meijndel	Plas 17 Meijndel	Plas 12 Solleveld	Plas 14 Berkheide
Chlorofyl pigment	2006-2010	2006-2010	2006-2010	2006-2010	2006-2010	2006-2010
Microcystine	2004-2008	2005-2008	2005-2008	2005-2008	2005-2008	2004-2008

Cyanobacteriën

Dunea heeft in een groot aantal van de infiltratieplassen van 2006 tot en met 2010 de ontwikkeling van de cyanobacteriën gevolgd (Magic-Knezev & van der Salm, 2009). De ontwikkeling van de cyanobacteriebiomassa is bepaald aan de hand van cyanobacteriespecifiek chlorofyl. Chlorofyl is een zeer algemeen toegepaste parameter voor het bepalen van de biomassa van fytoplankton. Door het toepassen van een fluoroproef kan er op basis van de pigmentsamenstelling van de diverse fytoplanktongroepen onderscheid gemaakt worden tussen de diverse hoofdgroepen algen.

(cyanobacteriën, groenalgen en diatomeeën). Uit de grafieken hieronder blijkt dat in ieder infiltratiegebied wel een plas voorkomt waar de cyanobacteriebiomassa, op basis van het cyanobacteriespecifiek chlorofyl, de grenswaarde van 12,5 µg / l overschrijdt. In het gebied Meijendel (Figuur 3.1a) zijn er meerdere plassen die jaarlijks hoge concentraties aan cyanobacteriën bevatten. In de zijarm van plas 12 van het gebied Solleveld (Figuur 3.1b) is in 2009 een zeer hoge concentratie aan cyanobacteriebiomassa gemeten: 232 µg / l. In het gebied Berkheide (Figuur 3.1c) komen concentraties voor die vergelijkbaar zijn met die uit gebied Solleveld, over het algemeen blijven de concentraties lager dan 50 µg / l. Wanneer een dergelijke overschrijding in oppervlaktewater met de functie zwemwater voorkomt zal dit leiden tot een nadere analyse van de fytoplanktonsamenstelling. Voor infiltratieplassen wordt een dergelijke stap niet uitgevoerd: het passeren van cyanobacteriën van het sediment naar het diepere grondwater is onwaarschijnlijk. Dit grondwater is de werkelijke bron voor de uiteindelijke drinkwaterproductie.





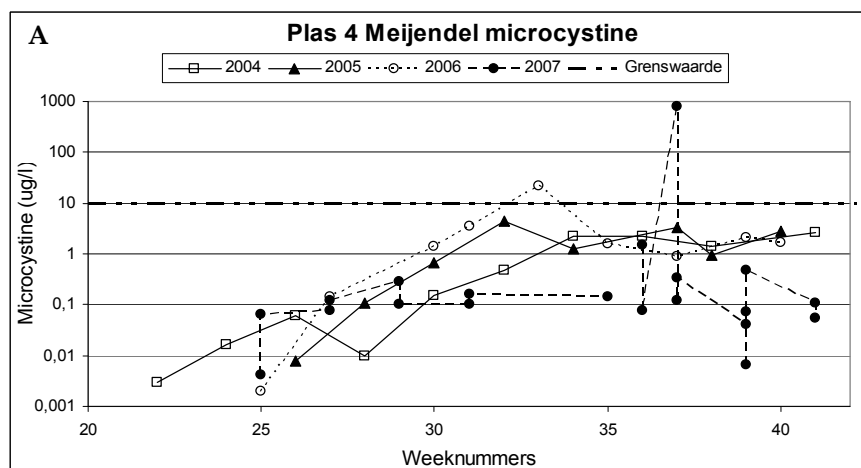
Figuur 3.1. Verloop van cyanobacteriespecifiek chlorofyl in diverse infiltratieplassen in beheer bij Dunea gedurende de jaren 2006-2010. a) WME = Wingebied Meijndel, b) WSO= Wingebied Solleveld, c) WBE= Wingebied Berkheide.

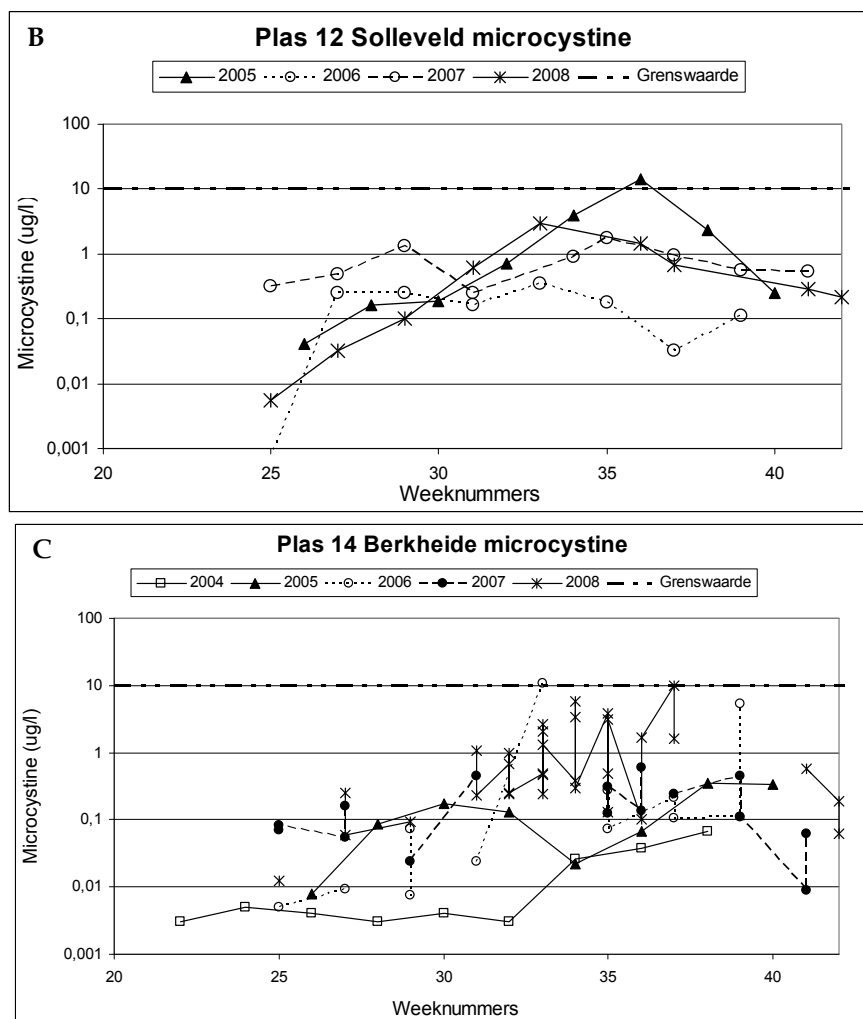
Cyanotoxines

In het gebied Meijndel liggen een aantal plassen die in het verleden problemen hebben ervaren met cyanobacteriën. Plas 4 uit dit gebied ondervond met name in 2006 en 2007 overlast. Dit uitte zich in hoge microcystineconcentraties (tot wel 780 µg/l) (Figuur 3.2a). In de overige plassen in Meijndel lagen de concentraties rond de 10 µg/l (plas 12 en 17) of veel lager dan 1 (plas 13).

In Solleveld en Berkheide is het aantal gebieden dat overlast ondervindt van cyanobacteriebloei beperkt. In Solleveld werden in 2005 microcystineconcentraties gemeten van rond de 10 µg/l (Figuur 3.2b). In Berkheide (Figuur 3.2c) was alleen in plas 14 in 2006 een redelijke microcystineconcentratie te meten (ca. 10 µg/l).

In nagenoeg alle plassen zijn de hoogste concentraties gemeten in het jaar 2006. De hoogste concentraties werden veelal bereikt rond week 33 van dat jaar.





Figuur 3.2 Verloop van microcystineconcentraties in diverse infiltratieplassen in beheer bij Dunea gedurende de jaren 2004-2008. a) WME = Wingebied Meijendel, b) WSO= Wingebied Solleveld, c) WBE= Wingebied Berkheide.

Conclusie cyanobacteriënproblematiek Dunea

Van de infiltratiebekkens zoals die in de duinen nabij Den Haag gelegen zijn, zijn relatief weinig gegevens bekend omtrent het voorkomen van cyanobacteriën. Wel zijn er gedurende de jaren 2003-2007 op diverse locaties microcystines gemeten. Microcystine is één van de gifstoffen zoals die door cyanobacteriën geproduceerd kunnen worden. Hierboven zijn van een aantal infiltratiebekkens deze concentraties gepresenteerd. Uit de gegevens blijkt dat de grenswaarde van 10 µg/l (voor zwembadwater) met regelmaat licht overschreden wordt. In het jaar 2007 is een zeer hoge microcystineconcentratie aangetroffen.

Er is in een aantal van de bekken duidelijk overmatige bloei van cyanobacteriën. Nadere analyse naar mogelijke oorzaken is gewenst (hoofdstuk 4).

3.2 Evides

In het zuidelijk deel van de Brabantse Biesbosch onttrekt Evides water aan de rivier de Maas voor de bereiding van drinkwater. Het water verblijft in een drietal bekken alvorens het naar de daadwerkelijke zuiveringen wordt verpompt. Het ingenomen water wordt in eerste instantie ingelaten in het bekken De Gijster, waarna het door het bekken Honderd en Dertig gevoerd wordt en eindigt in het bekken de Petrusplaat. Vanuit de Petrusplaat wordt het water verpompt naar de drinkwaterproductielocaties nabij de Baanhoek, Berenplaat, Braakman en Kralingen.

Nabij de Braakman in Zeeuws Vlaanderen heeft Evides nog een bekken, Spaarbekken 1. Het water vanuit dit bekken wordt gemengd met het water afkomstig uit de Biesboschbekken (bij normale

bedrijfsvoering 25 % Spaarbekken 1 en 75 % Biesboschwater). Dit water wordt ingezet voor de drinkwaterproductie.

De waterkwaliteit van de Biesboschbekkens wordt al sinds 30 jaar op de voet gevolgd. Voor deze bekkens is dan ook een database ontstaan die behoorlijk omvangrijk is. Voor al deze bekkens geldt dat ze dieper zijn dan 15 meter. De bassins worden vanaf het voorjaar tot en met het najaar met behulp van luchtcirculatie actief gemengd. Zodoende wordt het water verticaal gemengd, ontstaat er geen stratificatie in de bekkens en komen over het algemeen cyanobacteriebloeien moeilijk tot stand.

In onderstaande paragrafen worden de ontwikkelingen op het gebied van fytoplankton in het algemeen en van cyanobacteriën in het bijzonder in beeld gebracht. Per bekken wordt beoordeeld of er zich ongewenste situaties hebben voorgedaan.

Tabel 3.3. Beschikbare data van de drinkwaterbekkens van Evides.

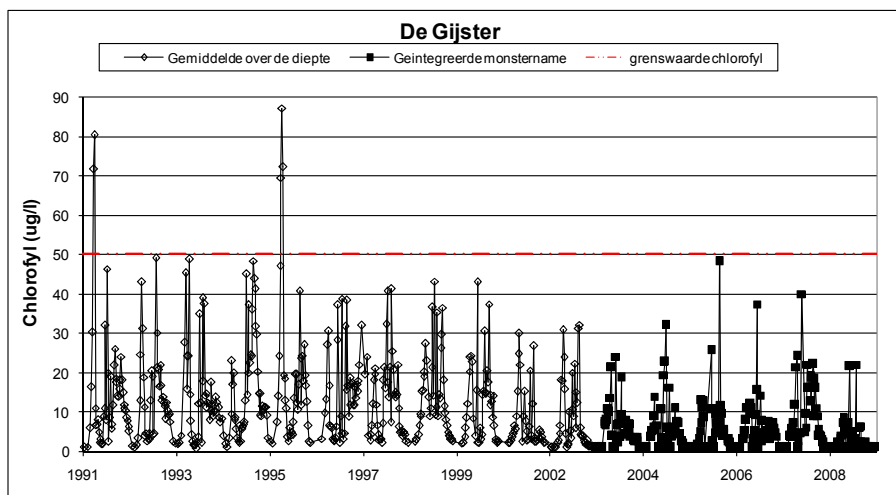
Parameters	Bekkens			
	De Gijster	Honderddertig	Petrusplaat	Braakman
Fytoplanktonsoortsaamenstelling (biovolume: mm ³ /ml)	1981-2008	1981-2008	1981-2008	2004-2008
Chlorofyl (µg/l, diverse dieptes)	1981-2008	1981-2008	1981-2008	2003-2008
Temperatuur (° C., diverse dieptes)	1981-2008	1981-2008	1981-2008	2003-2008
Zuurgraad	2006-2008	2006-2008	1993-1998	2003-2008
Totaal fosfaat	2006-2008	2006-2008	2006-2008	2003-2008
Ortho fosfaat	2006-2008	2006-2008	2006-2008	2003-2008
Totaal stikstof	-	-	-	2003-2008
Anorganisch stikstof	1993-1997 / 2006-2008	1993-1997 / 2006-2008	1993-1997 / 2006-2008	2003-2008
Zuurstof (opgelost)	1981-2004	1981-2004	1981-2004	2003-2008

Cyanobacteriën

Brabantse Biesbosch: De Gijster

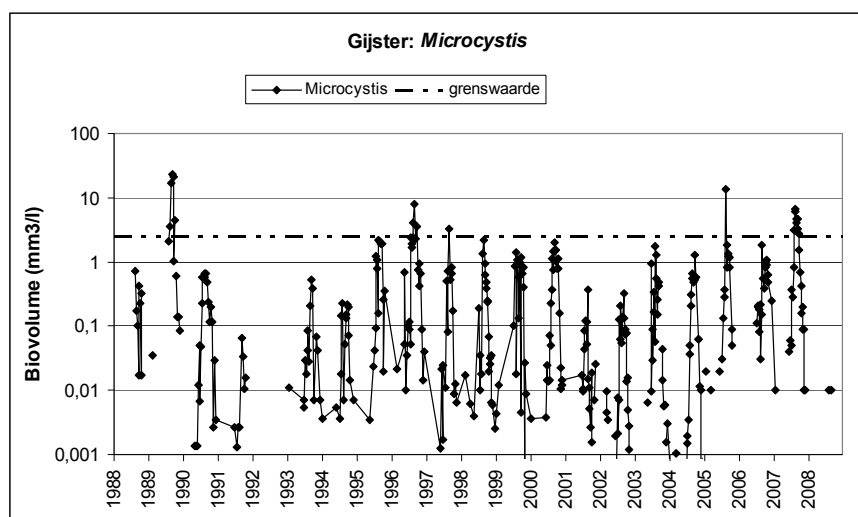
In onderstaande grafiek zijn de chlorofyldata, zoals gemeten in De Gijster, gepresenteerd. Sinds het jaar 2003 is men overgegaan op een andere monsternamestrategie. Tussen 1990 en 2003 is op diverse diepten bemonsterd en vervolgens geanalyseerd wat de chlorofylconcentraties waren. Sinds 2003 zijn de monsters nog wel op verschillende dieptes genomen maar tijdens monsternamename samengevoegd. Vervolgens is eenmalig een analyse uitgevoerd. In de onderstaande grafiek zijn voor 1990-2003 de gemiddelde over de diverse diepten gepresenteerd.

Uit de data is op te maken dat chlorofyl concentraties vanaf 2000 verlaagd lijken ten opzichte van het vorige decennium. Extreme uitschieters, zoals in 1991 (80 µg/l) en 1996 (87 µg/l) zijn de laatste 10 jaar niet meer voor gekomen. De hoogst gemeten concentratie was circa 48 µg/l in het jaar 2005. Het verschil in de pieken is wel dat in de jaren 90 deze optraden tijdens de voorjaarsbloei. De piek van 2005 was in augustus, het moment waarop cyanobacteriën de algenbiomassa domineren.



Figuur 3.3 Verloop van de chlorofylconcentratie in spaarbekken De Gijster gedurende de jaren 1991-2008.

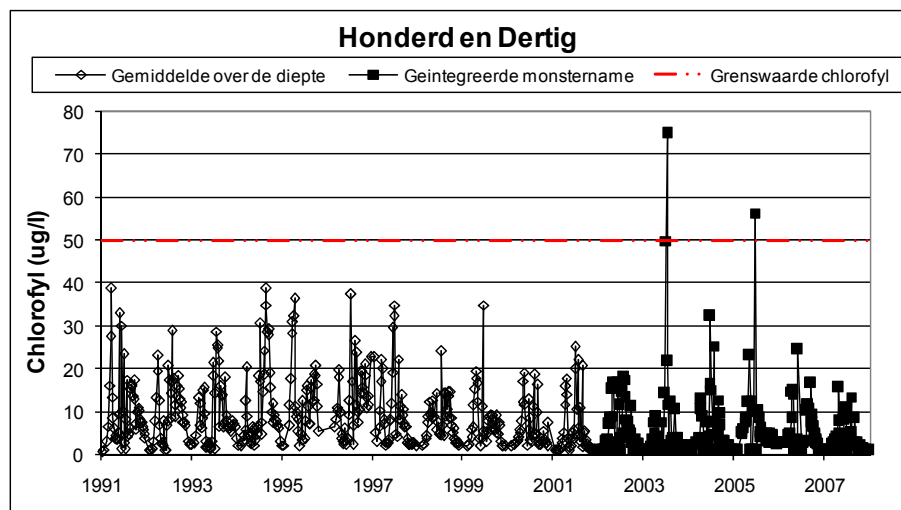
Van de potentieel toxische cyanobacteriën komt het genus *Microcystis* het meest algemeen voor in De Gijster. Uit onderstaande grafiek blijkt dat het genus niet vaak voorkomt in hogere dichtheden dan de grenswaarde van 2,5 mm³/l. Eind jaren 80 was de concentratie eenmaal 21 mm³/l. In augustus 2005 was dat 13,2 en in augustus 2007 6,6 mm³/l. Van een duidelijke toename door de tijd is in dit bekken geen sprake.



Figuur 3.4. Verloop van het biovolume van *Microcystis* in het spaarbekken De Gijster gedurende de jaren 1988-2008.

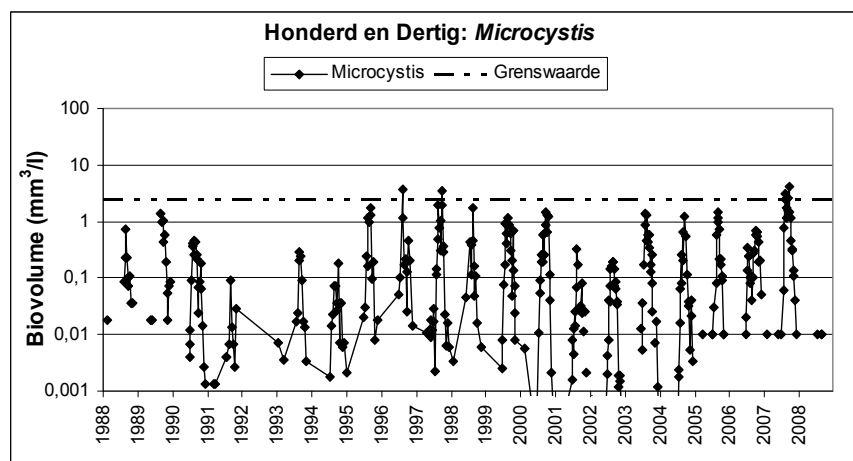
Brabantse Biesbosch: Honderd en Dertig

Ook voor dit spaarbekken geldt dat de monsternamenstrategie per 2002 gewijzigd is (zie hierboven). In dit bekken lijkt vanaf 1991 een afname van de chlorofylgehaltenes waarneembaar. Tussen 2003 en 2008 is er tot tweemaal toe wel een hoge dichtheid aan cyanobacteriën aangetroffen, meer dan 70 µg/l in 2003 en 56 µg/l in 2005. Voor dit bekken is er nagenoeg geen verschuiving waar te nemen van de chlorofylpiek, zowel in het voor- als in het najaar.



Figuur 3.5. Verloop van de chlorofylconcentratie in het spaarbekken Honderd en Dertig gedurende de jaren 1991-2008.

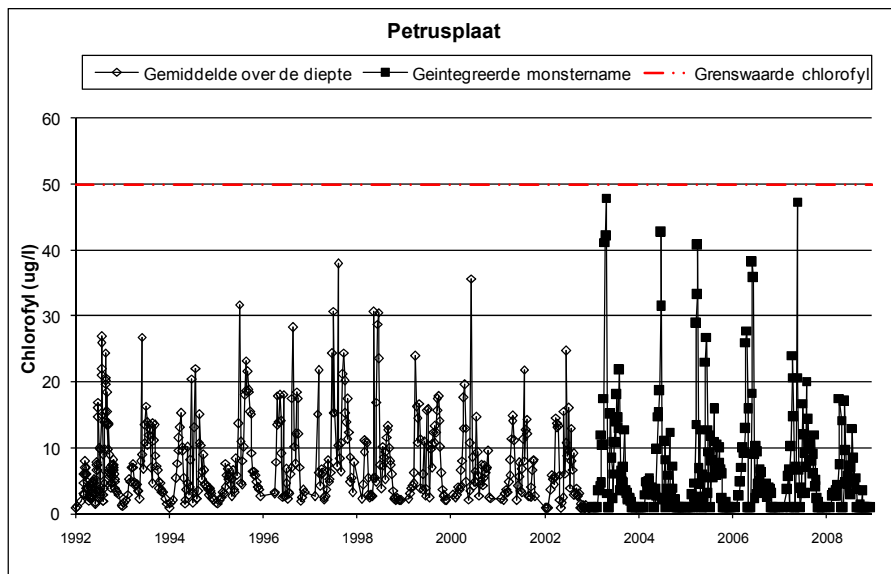
Ook in dit bekken is de potentieel toxische cyanobacterie *Microcystis* overheersend. Jaarlijks zijn er duidelijke pieken waarneembaar in het voorkomen van dit genus. De dichtheden blijven over het algemeen onder de 2,5 mm³/l. In het jaar 2007 was de dichtheid van deze cyanobacterie met 4,2 mm³/l het hoogst sinds 20 jaar.



Figuur 3.6. Verloop van het biovolume van *Microcystis* in het spaarbekken Honderd en Dertig gedurende de jaren 1988-2008.

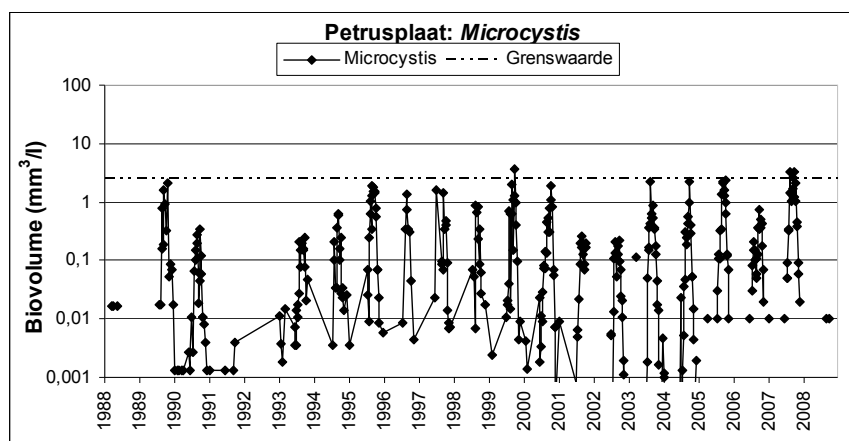
Brabantse Biesbosch: Petrusplaat

In dit bekken is eveneens sinds 2003 een andere monsternamestrategie gehanteerd. De jaargemiddelde concentratie aan chlorofyl lijkt af te nemen. De piekconcentraties zijn sinds 2003 wel duidelijk toegenomen (Figuur 3.7). Gedurende ruim 25 jaar heeft de chlorofylconcentratie in dit bekken de waarde 50 µg/l niet overschreden.



Figuur 3.7. Verloop van de chlorofylconcentratie in spaarbekken Petrusplaat gedurende de jaren 1992-2008.

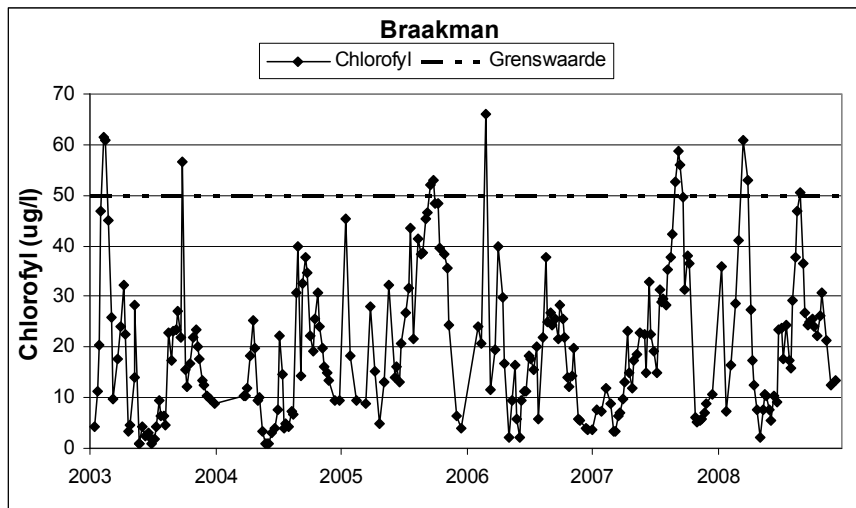
Ook in het bekken de Petrusplaat is het genus *Microcystis* het meest dominant aanwezig ten opzichte van de overige potentieel toxisch genera. De dichtheden zijn over 20 jaar betrekkelijk laag geweest met een enkel keer een concentratie die hoger is dan de grenswaarde van 2,5 $\mu\text{g/l}$. In augustus 2007 was de concentratie 3,3 mm^3/l .



Figuur 3.8. Verloop van het *Microcystis* biovolume in spaarbekken Petrusplaat gedurende de jaren 1988-2008

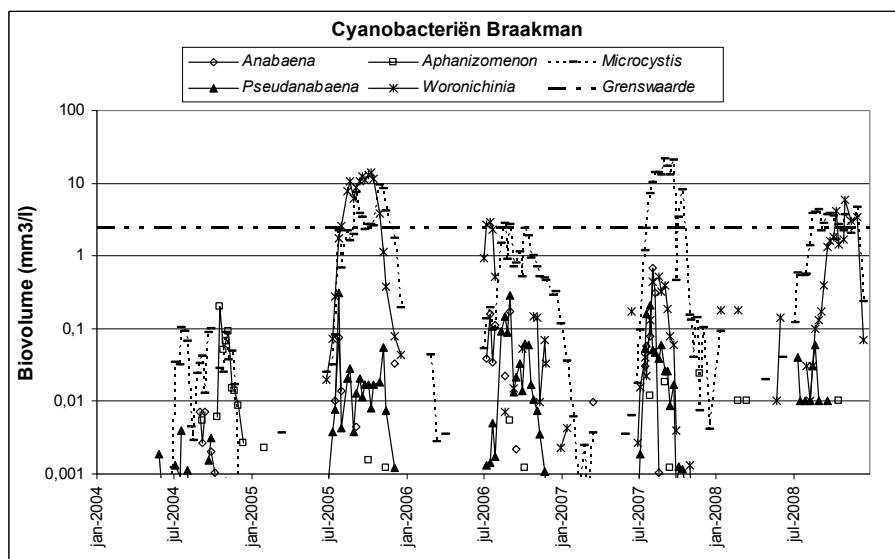
Braakman

Ten opzichte van de bovenstaande Evides-bekken is de beschikbare data voor de Braakman beperkt. Met betrekking tot het chlorofyl zijn zowel de voorjaarspieken als de (na)zomer pieken met regelmaat hoger dan 50 $\mu\text{g/l}$.



Figuur 3.9. Verloop van de chlorofylconcentratie in spaarbekken de Braakman gedurende de jaren 2003-2008.

In Spaarbekken 1 zijn er meerdere soorten cyanobacteriën die door de jaren heen dominant voorkomen. Naast *Microcystis* zijn dat *Woronichinia*, *Pseudanabaena*, *Aphanizomenon* en *Anabaena*. De dichtheden van *Microcystis* en *Woronichinia* zijn in diverse jaren groter dan de 2,5 mm³/l. De dichtheden kunnen oplopen tot 22 mm³/l.



Figuur 3.10. Verloop van de dichtheden van cyanobacteriën in spaarbekken de Braakman gedurende de jaren 2004-2008.

Conclusie cyanobacteriënproblematiek Evides

De bekkens in de Brabantse Biesbosch vertonen onderling een licht afwijkende dynamiek met betrekking tot de chlorofylconcentraties. In De Gijster liggen over het algemeen de jaarlijkse hoogste piekconcentraties rond de 40 µg/l. In het bekken de Honderd en Dertig lijkt sinds circa 2000 een afname van de chlorofylconcentratie waarneembaar. Het jaar 2003 en 2005 vormen daar een uitzondering op met enkele hoge piekconcentraties tot 75 µg/l. In het bekken Petrusplaat zijn de concentraties over het algemeen het laagst. Opvallend is wel dat sinds 2003 de chlorofylconcentraties gemiddeld afnemen, maar dat de piekconcentraties extremer worden. Op basis van de chlorofylconcentraties is er geen sprake van cyanobacteriënbloeien.

Voor alle bekkens geldt dat het genus *Microcystis* het meest dominant is. Het biovolume van het betreffende genus overschrijdt zo nu en dan de grenswaarde van 2,5 mm³/l. Vooral in De Gijster komen dergelijke situaties voor, zeker ook in de laatste 5 jaar. In de Honderd en Dertig zijn dergelijke pieken al

minder hoog en in de Petrusplaat vindt nagenoeg nooit overschrijding van de grenswaarde plaats; het jaar 2007 vormt hier een uitzondering op. Aangezien naast *Microcystis* meerdere genera in de bekkens voorkomen, zal de totale cyanobacteriënbiomassa hoger zijn dan hierboven vermeld. De dichtheden van de overige genera zijn één tot enkele orde groottes lager dan die van *Microcystis*. In de nader analyse (hoofdstuk 4) zal daarom alleen naar de dynamiek van dit genus gekeken worden.

Het Braakman Spaarbekken 1 wordt aanzienlijk minder lang bemonsterd dan de Biesboschbekkens. Sinds 2003 worden de chlorofylgegevens op reguliere basis geanalyseerd. Tot en met 2008 heeft dit zes maal geleid tot een overschrijding van de grenswaarde van 50 µg/l. In dit bekken is het genus *Microcystis* het meest dominant, gevolgd door het genus *Woronichinia*. De biovolumes van beide genera overschrijden diverse malen de grenswaarde van 2,5 mm³/l. Aangezien cyanobacteriesoorten van beide genera in staat zijn om toxines te produceren is er sprake van overlast van cyanobacteriën. Een dergelijke overlast hoeft niet vanzelfsprekend te leiden tot problemen bij de zuivering. De oorzaken van het voorkomen van hoge dichtheden cyanobacteriën worden onder andere toegeschreven aan hoge nutriëntconcentraties van het in het bekken aanwezige slib (Lucassen *et al.*, 2008). Er worden sinds kort acties ondernomen om de situatie structureel te verbeteren.

3.3 PWN

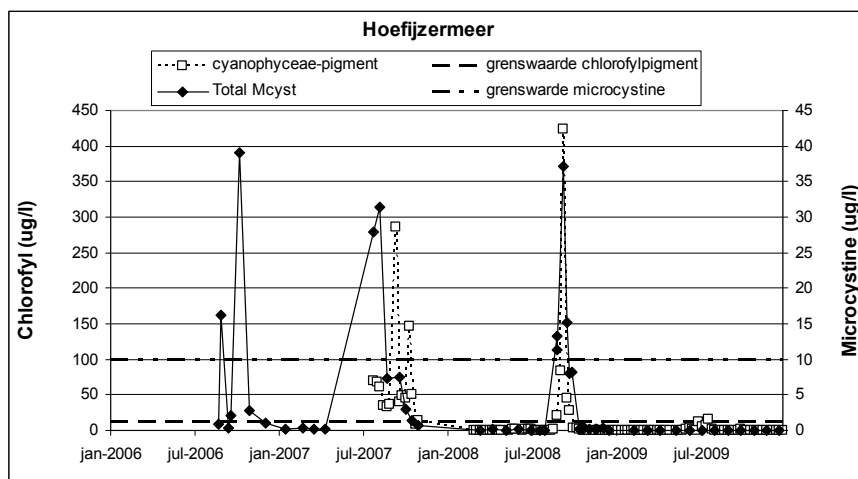
Nabij Andijk wordt water ingenomen uit het IJsselmeer. Dit water verblijft, na de toevoeging van natronloog, circa 40 dagen in een spaarbekken bij Andijk. Water afkomstig uit dit bekken wordt afgevoerd naar diverse zuiveringen, onder andere in Castricum. Nabij Castricum bevindt zich het Hoefijzermeer. Dit infiltratiebekken heeft enkele jaren achtereen te kampen gehad met hoge dichtheden aan cyanobacteriën, mogelijk met het gevolg dat vogels daar aan overleden zijn.

Tabel 3.4. Beschikbare data van de drinkwaterbekkens

Parameters	Bekken	
	Hoefijzermeer	Andijk
Fytoplanktonsoortensamenstelling (pigment: µg/l en n/ml)	2007-2009	2006-2007
Fytolanktondominantie	2006	
Totaal fosfaat	2007-2008	
Kjeldahl stikstof	2007	
Microcystine	2006-2009	

Hoefijzermeer

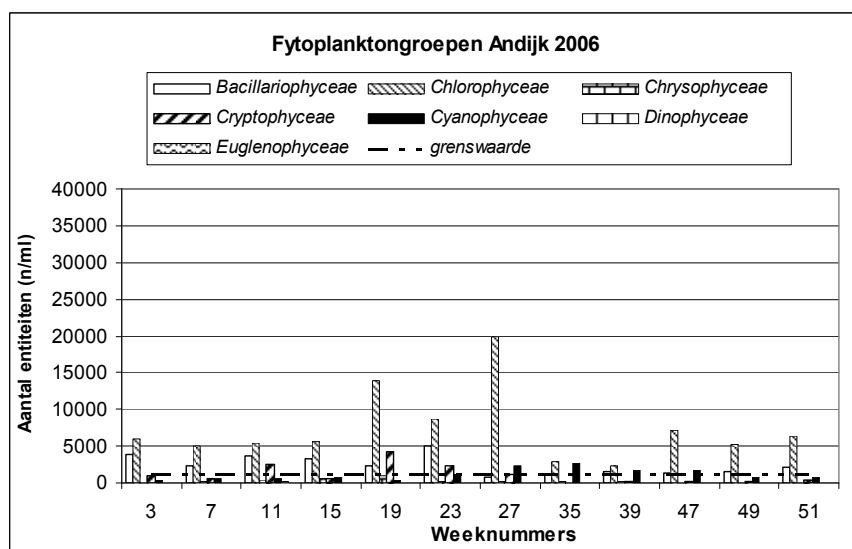
In het Hoefijzermeer zijn in 2006 tot en met 2008 microcystineconcentraties gemeten die de grenswaarde van 10 µg/l overschrijden (Figuur 3.11). Sinds 2007 wordt er naast het toxine ook het cyanobacteriechlorofyl bepaald. Daaruit blijkt dat in 2007 de microcystineconcentratie niet gelijk opgaat met de chlorofylconcentratie. Mogelijk dat de soortensamenstelling van de cyanobacteriepopulatie hier een rol in speelt: toxine-vormende en niet-toxinevormende soorten wisselen elkaar af. Uit screenings van de aanwezige cyanobacteriegenera blijkt dat naast *Microcystis* ook *Pseudanabaena* (geen bekende toxinevormer) voorkomt. In het jaar 2008 komen beide variabelen (microcystine en cyanochlorofyl) wel overeen. In het jaar 2009 is nagenoeg geen cyanobacteriechlorofyl aangetroffen, noch microcystine.



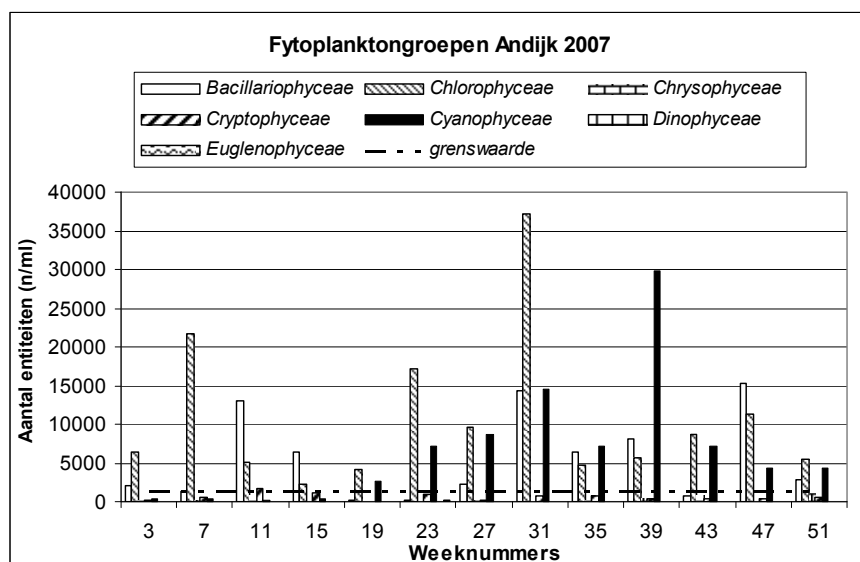
Figuur 3.11. Fytoplankton dynamiek in het infiltratieplas het Hoefijzermeer van 2006 t/m 2009.

Andijk inname

Aan de westzijde van het IJsselmeer bevindt zich een innamepunt voor de drinkwaterbereiding van PWN. Bij inname wordt aan het water als eerste stap ijzerchloride toegevoegd ten behoeve van de defosfatering van het ingenomen water. Met de gevormde vlokken worden ook andere deeltjes, waaronder fytoplankton ingevangen. Desondanks kunnen er in de bekkens nabij Andijk nog aanzienlijke hoeveelheden fytoplankton aangetroffen worden (zie Figuur 3.12 + 3.13). Uit onderstaande grafieken blijkt dat cyanobacteriën (Cyanophyceae) regelmatig het fytoplankton domineren. Het fytoplankton is geanalyseerd aan de hand van entiteiten. Dat kunnen losse cellen zijn, maar ook kolonies van bijvoorbeeld cyanobacteriën. De samenstelling van dergelijke kolonies kan nogal uiteenlopen, het aantal cellen binnen een kolonie kan variëren van enkele tientallen tot meer dan duizend. In dit onderzoek wordt er vanuit gegaan dat één cyanobacterie entiteit (filament, spiraalvorm, kolonie) gemiddeld bestaat uit 40 cellen (gebaseerd op telprotocol gezamenlijke drinkwaterlaboratoria). Zodoende komen 1250 cyanobacterie entiteiten overeen met 50.000 cellen per milliliter. Deze grenswaarde wordt in de beschouwde jaren 2006 (Figuur 3.12) en 2007 (Figuur 3.13) nagenoeg jaarrond overschreden. Er is vooralsnog geen onderscheid te maken tussen de diverse cyanobacteriegenera. Potentieel is er dus jaarrond sprake van teveel cyanobacteriën in het innamebekken nabij Andijk, als uitgegaan wordt van de zwemwatergrenswaarde. De cyanobacteriebiomassa kan evenwel ook bestaan uit niet toxische genera.



Figuur 3.12. Fytoplankton dynamiek in het spaarbekken Andijk gedurende het jaar 2006.



Figuur 3.13. Fytoplankton dynamiek in het spaarbekken Andijk gedurende het jaar 2007.

Conclusie cyanobacteriënproblematiek PWN

Met betrekking tot het spaarbekken Andijk en de infiltratieplas Hoefijzermeer kan geconstateerd worden dat er gedurende de beschouwde jaren (2006 & 2007) sprake is geweest van overmatige cyanobacteriële bloei. In het Hoefijzermeer is duidelijk dat hoge dichtheden cyanobacteriën (aan de hand van cyanobacteriespecifiek chlorofyl) aangetroffen zijn die op hun beurt verantwoordelijk zijn voor hoge concentraties aan het cyanotoxine microcystine.

In het spaarbekkens nabij Andijk blijken in 2006 en 2007 hoge dichtheden aan cyanobacteriën voor te komen. De dichtheden zijn niet nader te specificeren in toxineproducerende en niet-producerende cyanobacteriesoorten. In hoofdstuk 4 zal nader ingegaan worden op de mogelijke oorzaken voor deze hoge dichtheden.

3.4 Waternet

Waternet heeft een tweetal drinkwaterproductielocaties in beheer. Eén daarvan is gelegen nabij Loenen (Weesperkaspel), de andere nabij Heemstede (Leiduin).

De Waterleidingplas nabij Loenen aan de Vecht omvat water dat afkomstig is van het Waterleidingkanaal (soms ook Amsterdam-Rijnkanaal) en afkomstig uit de Bethunepolder. Het water wordt met ijzerchloride en met natronloog behandeld. De verblijftijd in de Waterleidingplas is circa 100 dagen. Van deze plas zijn bij KWR geen data voorhanden.

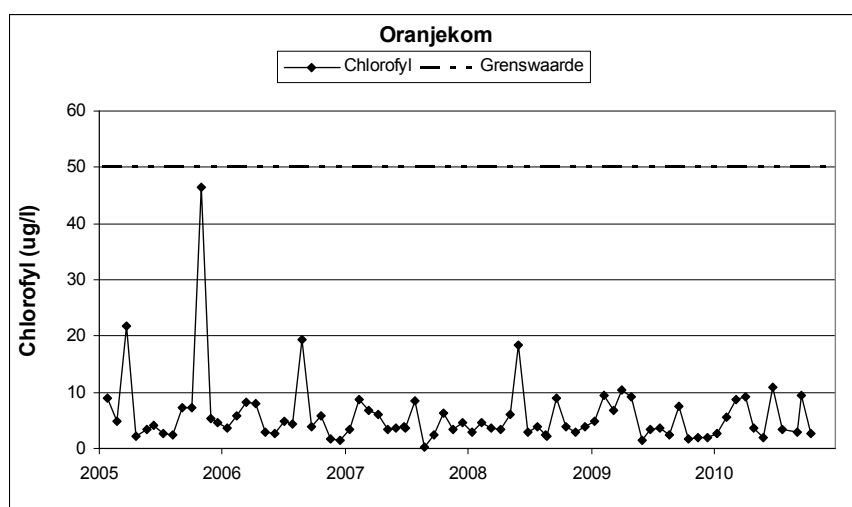
Het water dat geproduceerd wordt bij Leiduin wordt gewonnen nabij Nieuwegein. Hier vindt een voorzuivering plaats (Fe-floculatie+snelfiltratie+ Cl desinfectie), waarna het water getransporteerd wordt naar de Amsterdamse waterleidingduinen. In de duinen vindt infiltratie plaats waarna het water verzameld wordt in de Oranjekom alvorens het gebruikt wordt voor de drinkwaterproductie. Van de Oranjekom zijn chlorofylgegevens beschikbaar. Daarnaast zijn enkele fysisch/chemische parameters voorhanden (zie tabel X.X)

Tabel 3.5. Beschikbare data van de drinkwaterbekkens

Parameters	Bekken	
	Waterleidingplas	Oranjekom
Chlorofyl ($\mu\text{g/l}$)		2005-2010
Temperatuur ($^{\circ}\text{C}$.)		2004 + 2008-2010
Totaal fosfaat		2004-2010
Kjeldahl stikstof		2004 + 2008-2010

Oranjekom

In de Oranjekom zijn gedurende de jaren 2005 t/m 2010 met regelmaat de chlorofylconcentraties bepaald. De gemeten concentraties zijn laag. Alleen in 2005 is een duidelijke piek waarneembaar, de piek blijft echter onder de grenswaarde van $50 \mu\text{g/l}$. Ook in 2006 en 2008 zijn er wat pieken waarneembaar, beide pieken overschrijden de $20 \mu\text{g/l}$ niet. De waargenomen pieken komen voor in de nazomer, dit kan mogelijk het gevolg zijn van cyanobacteriebloei. Over het algemeen komen piekconcentraties van planktonische cyanobacteriën voor in de nazomer (augustus / september).



Figuur 3.14. Chlorofylverloop in de Oranjekom van 2005 t/m 2010.

Conclusie cyanobacteriënproblematiek Waternet

De beschikbare gegevens met betrekking tot het voorkomen van cyanobacteriën in de Oranjekom zijn beperkt: alleen chlorofylgegevens zijn voorhanden. In het jaar 2005, 2006 en 2008 is wel sprake geweest van enkele verhoogde concentraties aan chlorofyl. Het moment van de pieken lag over het algemeen in de (late) zomer. Er kan op voorhand niet uitgesloten worden dat het mogelijk cyanobacteriebloei betrof. Echter, de maximale concentraties bleven (ruim) onder de grenswaarde van $50 \mu\text{g/l}$. Daarmee kan geconcludeerd worden dat er tussen 2005 en 2010 geen sprake is geweest van cyanobacterieproblemen in de Oranjekom.

3.5 Waterbedrijf Groningen

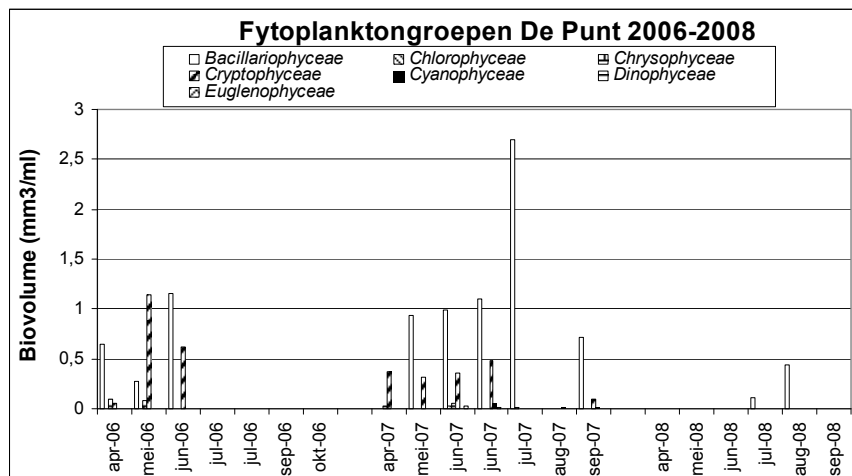
De productielocatie de Punt maakt voor de productie van drinkwater zowel gebruik van grondwater als van oppervlaktewater. Het oppervlaktewater is afkomstig uit de Drentsche Aa en wordt in een mengbekken opgeslagen voordat in de zuivering ingebracht wordt. Dit mengbekken bevindt zich nabij het dorp de Punt, de verblijftijd in het bekken is circa 60 dagen.

Tabel 3.6. Beschikbare data van het drinkwaterbekken

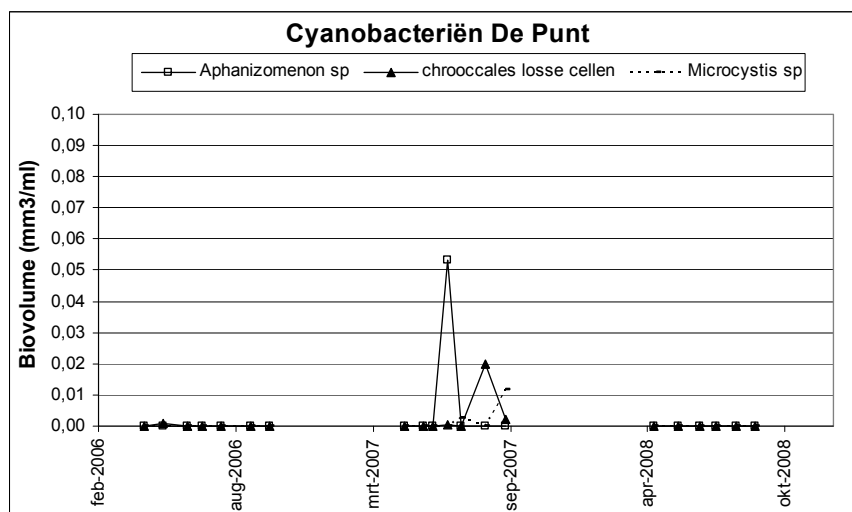
	Bekken
Parameters	De Punt
Fytoplanktonsoortsaanstelling (biovolume: mm ³ /ml)	2006-2008
Cyanobacteriedichtheden (biovolume: mm ³ /ml)	2006-2008

De Punt

In het drinkwaterbekken van de Punt wordt met regelmaat de fytoplanktonaanstelling beoordeeld. De verzamelde gegevens worden onder andere gepresenteerd als biovolume (mm³/l). Uit de figuur 3.15 blijkt het fytoplankton in grote mate wordt gedomineerd door diatomeeën (Bacc.), gevolgd door de cryptofyten. In 2007 zijn cyanobacteriën wel waargenomen, de maximale concentratie werd niet hoger dan 0,05 mm³/l, beduidend lager dan de grenswaarde van 2,5 mm³/l. De cyanobacteriepopulatie werd gedomineerd door *Microcystis*, *Aphanizomenon* en *Chroococcales* (figuur 3.16). Alleen de eerste twee zijn in staat om toxines te produceren.



Figuur 3.15. Fytoplanktonaanstelling ingedeeld op hoofdgroepen in het bekken de Punt gedurende 2006 t/m 2008.



Figuur 3.16. Cyanobacterieconcentraties van de meest algemeen voorkomende soorten in het bekken de Punt gedurende de jaren 2006 t/m 2008.

Conclusie cyanobacteriënproblematiek Waterbedrijf Groningen

Op basis van de aangeleverde gegevens kan geconcludeerd worden dat er in de Punt gedurende de periode 2006-2008 geen sprake is geweest van cyanobacterie overlast. De gemeten cyanobacterie dichtheden bleven beduidend lager dan de grenswaarde van 2,5 mm³/l.

3.6 WML

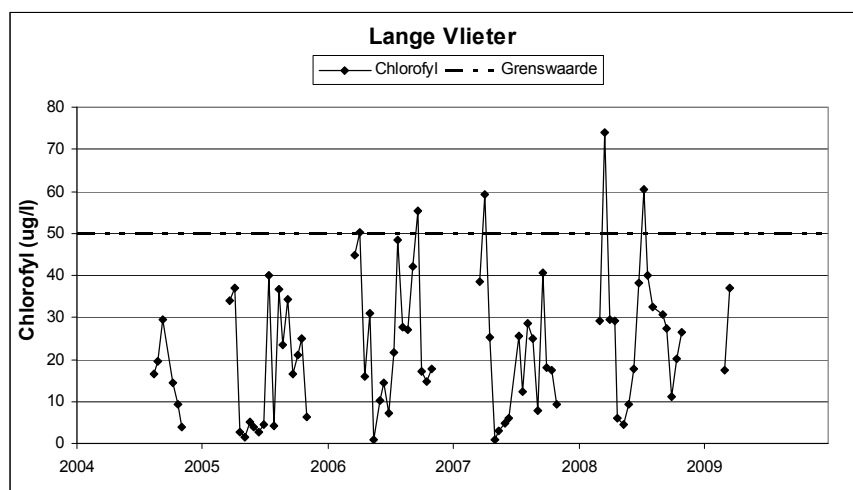
Nabij Heel onttrekt WML water aan het Lateraalkanaal dat in verbinding staat met de Maas. Via een analysebekken wordt het water opgeslagen in de voormalige grindplas "De lange Vlieter". De gemiddelde verblijftijd in de plas bedraagt circa 1,5 jaar.

Tabel 3.7. Beschikbare data van het drinkwaterbekken

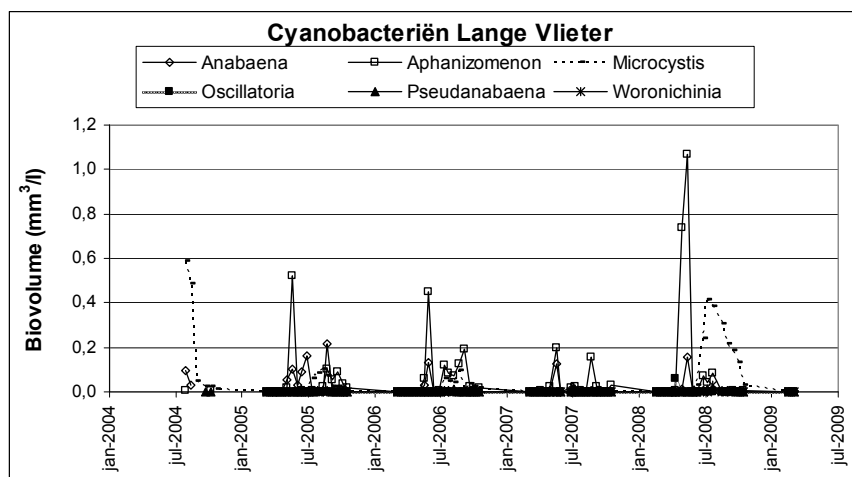
	Bekken
Parameters	Lange Vlieter
Fytoplanktonsoortsaansameling (biovolume: mm ³ /ml)	2004-2009
Chlorofyl (µg/l)	2004-2009
Temperatuur (° C.)	2006-2008
Zuurstof (opgelost)	2006-2008

Lange Vlieter

In de Lange Vlieter worden zowel chlorofylconcentraties als cyanobacteriedichtheden geanalyseerd. Uit de chlorofylconcentraties komt een dynamisch beeld naar voren. De concentraties variëren tussen nagenoeg 0 tot meer dan 70 µg/l (figuur 3.17). In de jaren 2006 t/m 2008 zijn per jaar duidelijk 2 pieken waarneembaar, in het voorjaar en in de late zomer. De voorjaarspiek wordt voornamelijk veroorzaakt door de bloei van diatomeeën. Naast deze algengroep hebben de Cryptophyceae een groot aandeel in de aanwezige totale fytoplanktonbiomassa. De dichtheden die cyanobacteriën in het bekken bereiken is ten opzichte van deze twee algengroepen beperkt. In het voorjaar van al de beschouwde jaren bereikt de dichtheid cyanobacteriën maximaal 50 % van de fytoplankton biomassa. Deze pieken worden voornamelijk veroorzaakt door cyanobacteriën van het geslacht *Aphanizomenon* (figuur 3.18). Daarnaast zijn cellen van het potentieel toxische geslacht *Microcystis* aangetroffen. De maximale dichtheden die de cyanobacteriën in de Lange Vlieter behalen zijn gedurende de periode 2006 t/m 2008 maximaal 1,18 mm³/l (voorjaar 2008).



Figuur 3.17. Chlorofylconcentratie in bekken de Lange Vlieter gedurende 2006 t/m 2009.



Figuur 3.18. Cyanobacterieconcentraties van de meest algemeen voorkomende soorten in de Lange Vlieter gedurende de jaren 2004 t/m 2009.

Conclusie cyanobacteriënproblematiek WML

Op basis van de cyanobacterie dichtheden van 2006-2008 kan geconcludeerd worden dat er geen sprake is van een overschrijding van grenswaarden. Chlorofylconcentraties komen wel met een zekere regelmaat boven de 50 µg/l. Deze pieken worden over het algemeen veroorzaakt door de aanwezige diatomeeën, die het fytoplanktonbeeld in de Lange Vlieter domineren. Door de jaren heen lijkt er wel een stijging van de chlorofylconcentraties op te treden evenals de concentratie en duur van de cyanobacteriebloeï. Hoewel er voor de beschouwde periode geen sprake is van een cyanobacterieproblematiek zal in de toekomst beoordeeld moeten worden of de stijgende trend doorzet of stabiliseert. Gezien de soortensamenstelling van het fytoplankton lijkt het niet nuttig om voor dit bekken een nader analyse uit te voeren.

3.7 Resumé

In bovenstaande paragrafen is van een aantal drinkwaterbedrijven die gebruik maken van oppervlaktewater voor de productie van drinkwater aan de hand van een aantal criteria (zie hoofdstuk 2) vastgesteld of er problemen met cyanobacteriën ervaren zijn. De beschouwde drinkwaterbekkens kunnen grofweg opgedeeld worden in diepe bekken en ondiepe infiltratieplassen (zie tabel 3.8). Voor de diepe systemen geldt over het algemeen dat ze gemengd worden met behulp van luchtcirculatie. Desondanks kunnen er in de bekken relatief hoge dichtheden fytoplankton tot bloei komen waarbij cyanobacteriën de overhand kunnen hebben.

Voor de ondiepe infiltratiesystemen geldt dat ze veelal gesitueerd zijn in duingebieden waar de verblijftijd van het water beperkt is. Desalniettemin kunnen in een aantal van de infiltratieplassen hoge dichtheden aan cyanobacteriën voorkomen. In enkele van de plassen zijn drijflagen van cyanobacteriën aangetroffen, die gepaard gaan met hoge concentraties aan cyanotoxines (microcystine). Dit zal de drinkwaterproductie niet te belemmeren maar is voor de beeldvorming geen wenselijke situatie.

In het volgende hoofdstuk zal het overmatig voorkomen van cyanobacteriën gekoppeld worden aan parameters die mogelijk van invloed zijn op de bloei van de organismen.

Tabel 3.8. Overzicht van bekkens en infiltratiegebieden waar hogere dichtheden fytoplankton (chlorofyl) danwel cyanobacteriën zijn aangetroffen (cyanobacteriedichtheden / toxines) of andere indicaties zijn voor hoge dichtheden (overige reden) (+) en waar geen aantoonbare bloei van cyanobacteriën gesignaleerd is (-). De witte cellen betreffen diepe drinkwaterbekkens, de grijze cellen betreffen ondiepe infiltratiegebieden.

Waterbedrijf	Locaties	Oorzaken			
		Chlorofyl	Cyanobacterie dichtheid	Toxine concentraties	Overige reden
Evides	De Gijster	+	+	-	-
	Honderd en Dertig	+	+	-	-
	Petrusplaat	-	-	-	-
	Braakman Spaarbekken 1	+	+	-	-
Waterbedrijf Groningen	Bekken de Punt	-	-	-	-
WML	Lange Vlieter	+	-	-	-
PWN	Andijk		+	-	-
	Hoefijzermeer	+	+	+	+
Dunea	Gebied Meijendel	-	-	+	-
	Gebied Solleveld	-	-	+	-
	Gebied Berkheide	-	-	+	-
Waternet	Oranjekom	-	-	-	-

4 Nadere analyse

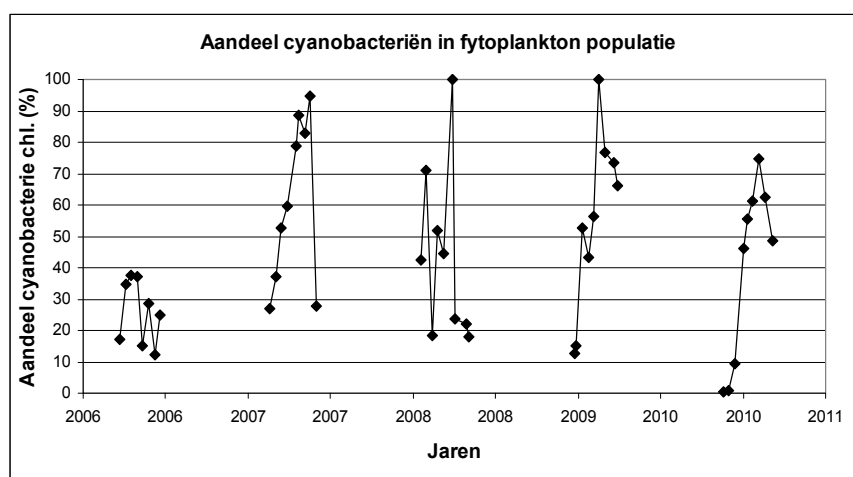
Hieronder is een nadere analyse gemaakt of de beschreven cyanobacterieproblematiek toe te schrijven is aan weersinvloeden. Uit de hierboven beschreven plassen is voor deze rapportage een selectie gemaakt. Hierbij staat De Gijster model voor de andere diepe spaarbekkens en de infiltratieplas Solleveld 12 voor de plassen van Dunea. Het Hoefijzermeer is één van de probleemlocaties waar de problematiek zich op meerdere gebieden gemanifesteerd heeft.

4.1 Dunea infiltratieplassen

In de infiltratieplassen van Dunea zijn op diverse locaties cyanotoxinen gemeten. De concentraties waren zo nu en dan hoger dan 10 µg/l. De concentraties aan cyanobacteriespecifiek chlorofyl waren met regelmaat boven de 12,5 maar slechts enkele malen boven de 50 µg/l. Gedurende dezelfde periode zijn in de plassen nagenoeg geen verklarende variabelen gemeten. Om het voorkomen van cyanobacteriën te kunnen verklaren kan gebruik gemaakt worden van weersgegevens van het dichtstbijzijnde weerstation (Hoek van Holland). De infiltratieplassen zijn voornamelijk ondiepe systemen. De invloed van luchttemperatuur en zoninstraling zal daarmee van invloed zijn op de watertemperatuur. Neerslag kan zorgen voor extra afspoeling van water van de oevers en daarmee een extra impuls geven aan de beschikbaarheid van voedingsstoffen.

In onderstaande analyse zijn voor de weervariabelen temperatuur, zonneduur en regenval het gemiddelde bepaald van de week voorafgaand aan de chlorofyl / microcystine metingen. De groei van fytoplankton, en daarmee cyanobacteriën, is een resultante van factoren die op langere termijn die groei bepalen. Verder is beoordeeld in hoeverre het fytoplankton bestaan heeft uit cyanobacteriën. Dit is bepaald aan de hand van het cyanobacteriespecifieke chlorofyl. De weers- en biomassagegevens zijn weergegeven voor plas 12 uit het gebied Solleveld (zie tabel 4.1).

Uit de analyses blijkt een duidelijke positieve relatie tussen de totale fytoplanktondichtheid en cyanobacteriëndichtheid. Met andere woorden wanneer de dichtheid aan fytoplankton toeneemt, bestaat de kans dat de cyanobacteriepopulatie eveneens toeneemt. In relatieve termen is het aandeel cyanobacteriën in de totale fytoplanktonbiomassa minder sterk verbonden aan de totale biomassa. Het aandeel dat cyanobacteriën innemen in de totale fytoplanktonbiomassa kan fluctueren van 0,2 tot 100 % (zie figuur 4.1).



Figuur 4.1 Aandeel van cyanobacteriën (%) in de totale algenbiomassa in infiltratiebekken Solleveld 12 van 2006 t/m 2010.

De microcystineconcentratie (gemeten van 2006 t/m 2008) is positief gecorreleerd aan de hoeveelheid cyanobacteriechlorofyl (N = 25). De relatie is niet heel uitgesproken, mogelijk dat de

cyanobacteriepopulatie grotendeels bestaat uit niet microcystine producerende organismen. Vooralsnog is er voor zowel het totale fytoplankton als voor de cyanobacteriën (gemeten van 2006 t/m 2010) in deze plas geen eenduidige relatie af te leiden met weersinvloeden (N = 43). De beschouwde weersinvloeden zijn weekgemiddeld over de week voorafgaand aan de fytoplanktonmonsternamming. Voor zowel de zonneschijnduur als de regenval lijkt een negatieve invloed op de biomassa te bestaan, de relaties zijn echter niet significant.

Tabel 4.1. De relatie tussen genormaliseerde waterkwaliteitsvariabelen en weersvariabelen voor de locatie Solleveld 12 (Pearson correlatie – tweezijdig, **** $p < 0,01$, ** $p < 0,02$).

	Cyanobacterie chlorofyl	% cyanobactiën	Luchttemperatuur	Zonneschijn	Neerslag
Totaal chlorofyl	0,780****	0,386**	0,105	-0,104	-0,057
Cyanobacterie chlorofyl	X	X	0,131	-0,161	-0,016
% cyanobactiën	X	X	-0,013	-0,241	-0,232
Microcystine	0,394	0,466**	0,071	-0,232	0,086

Eerdere rapportage met betrekking tot sturende factoren van cyanobacteriebloei in infiltratiepanden toonde geen eenduidige relatie aan. De bevindingen indiceerden dat de combinatie van factoren zoals verblijftijd, diepte, dikte van de sliblaag, vorm van een plas, begroeiing, vogels en de manier van de wateraanvoer allen van invloed waren op de groei van fytoplankton. Er kon geen antwoord gegeven worden op de vraag welke factor nu het meest van belang was. De relatie tussen de fosfaatconcentratie en het voorkomen van cyanobacteriën was nog het sterkst (HWL, 2009).

4.2 Evides drinkwaterbekkens

Van de diverse spaarbekkens, zoals die bij Evides in beheer zijn, zijn al decennia lang data verzameld met betrekking tot het voorkomen van fytoplankton (en dus ook cyanobacteriën), zoöplankton en allerlei milieuvariabelen. Zodoende is er een dataset ontstaan waarin lange-termijn-invloeden beoordeeld kunnen worden. In onderstaande tabel zijn de resultaten voor één van de bekkens, De Gijster, weergegeven. Voor dit bekken is beoordeeld hoe de voornaamste variabelen van invloed zijn op het fytoplankton en zoöplankton. Hierbij is vooral ingezoomd op het effect van temperatuur (zomergemiddelde) en menging (aantal dagen per jaar). Uit onderstaande grafiek valt op te maken dat de gemiddelde zomertemperatuur van het water, ondanks de diepe menging van het systeem, opgelopen is. De op lange termijn oplopende watertemperatuur is duidelijk gerelateerd aan de luchttemperatuur zoals die gemeten is op het dichtstbijzijnde KNMI weerstation van Gilze Rijen (zie tabel 4.2). De watertemperatuur heeft eveneens een positieve relatie met de North Atlantic Oscillation (NAO, voor verdere uitleg zie tekstbox 4.1) voor de beschouwde jaren 1981-2004.

Box 4.1. De Noord Atlantische Oscillatie (NAO) winterindex

Wat is 'NAO'?

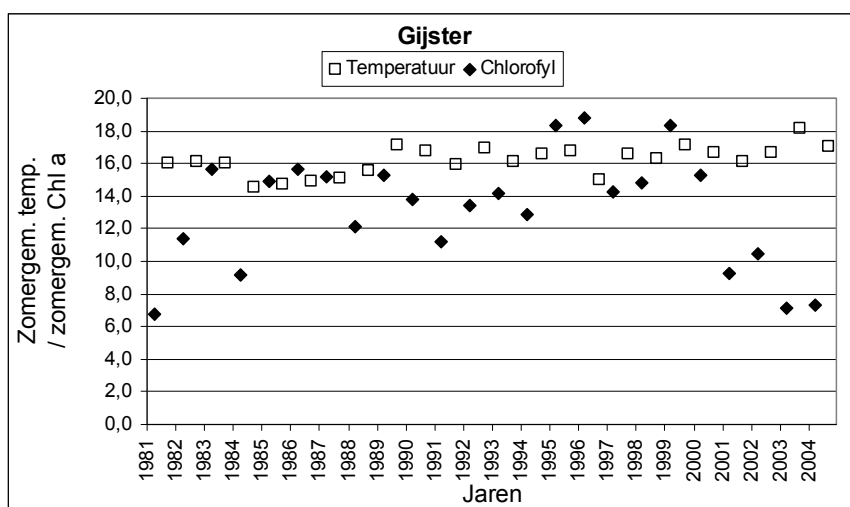
De overheersende windrichting in West-Europa wordt grotendeels bepaald door het verschil in atmosferische druk rond IJsland en de Azoren. Dit drukverschil wordt aangeduid met de term "Noord Atlantische Oscillatie" (NAO) Index. De NAO is positief als de atmosferische druk rond de Azoren veel hoger is dan rond IJsland. Als het verschil gering is, is de NAO negatief. Een negatieve NAO gaat in Nederland gepaard met aanvoer van koude lucht. Koude luchtstromen uit het oosten dringen dan verder door wat leidt tot koude winters.

NAO & klimaatverandering

Klimaatscenario's in gematigde streken voorspellen dat de winters milder en natter zullen worden (IPCC 2007). In gedeeltes van West Europa, waaronder ook Nederland, gaan deze omstandigheden samen met een hoge waarde van de NAO winterindex. De NAO winterindex wordt daarom vaak gebruikt als een klimaatproxy (bijvoorbeeld Ottersen, Planque, Belgrano *et al.* 2001; Straile, Livingstone, Weyhenmeyer *et al.* 2003). In Nederland is de NAO index negatief gecorreleerd met het Hellmangetal (een mate voor de 'strengheid van de winter'), het aantal vorstdagen en de zonneshijns en positief met de neerslag en temperatuur.

NAO en aquatische ecologie

Verschillende studies wijzen op de correlatie tussen de NAO winterindex en de dynamiek in aquatische ecosystemen. Hierbij is bijvoorbeeld gekeken naar plankton (Straile & Adrian 2000) en macrofyten (Rip, Ouboter & Los 2007).



Figuur 4.2 Verloop van de zomergemiddelde (april t/m september) watertemperatuur en chlorofylconcentratie in spaarbekken De Gijster van 1991 t/m 2004.

Deze (zomer)gemiddelde temperatuurstijging heeft geen sterke relatie met de chlorofylconcentratie (zie tabel 4.2). De gemiddelde chlorofylconcentratie (zomerhalfjaar) lijkt in dit bekken de laatste jaren zelfs terug te lopen (figuur 4.2), wel zijn de piekconcentraties opvallend (zie figuren in hoofdstuk 3). Dit is ook waarneembaar in de andere twee Biesboschbekkens (zie hierboven). Wel bestaat er een positieve relatie tussen de jaargemiddelde watertemperatuur en het aandeel dat cyanobacteriën innemen in het totale biovolume van het fytoplankton (N=21; zie tabel 4.2).

Tabel 4.2 De relatie tussen genormaliseerde waterkwaliteitsvariabelen en weersvariabelen voor de locatie de Gijster (Pearson correlatie – tweezijdig, **** $p < 0,01$, *** $p < 0,05$).

	% cyanobacteriën	Zoopl biovolume	Mengen (dagen)	Watertemperatuur	Luchttemperatuur	NH ₄	Ortho-P	NAO
Chl a	0,119	0,130	-0,048	-0,198	-0,163	0,062	0,375	0,144
Watertemperatuur	0,469*	-0,224	0,604****	X	0,744***	X	X	0,410***
Cyanobact biovol	X	-0,176	0,064	-0,060	0,022	X	X	0,164
% cyanobacteriën	X	-0,153	0,392*	0,469*	0,345	X	X	0,292
Zoopl biovolume	-0,153	X	-0,490***	-0,224	-0,300	X	X	0,169
Fytopl biovolume	0,128	-0,139	0,390*	-0,447	-0,205	X	X	-0,221

In de bekkens van de Biesbosch is een installatie aanwezig die op diepte lucht in kan brengen. De opstijgende lucht zorgt voor een verticale menging van het gehele watersysteem. Als gevolg van de menging wordt onder ander voorkomen dat cyanobacteriën overmatig gaan bloeien en dat drijfblagen van cyanobacteriën gevormd kunnen worden. De mate van mengen (hoeveelheid dagen per jaar) heeft door de jaren heen nogal gevarieerd. In de jaren 80 van de vorige eeuw werd de installatie niet vaker dan 100 dagen per jaar aangezet. Vanaf midden jaren 90 wordt de installatie tussen de ca. 150 en 200 dagen per jaar gebruikt. De menging heeft gevolgen voor de temperatuur van de waterkolom. Die wordt over de gehele diepte homogeen. Het totale biovolume van het fytoplankton lijkt een positieve relatie te hebben met het aantal mengdagen (zie tabel 4.2). In geval de fytoplanktonpopulatie uit cyanobacteriën zou bestaan dan ligt een dergelijke relatie niet voor de hand: als gevolg van de menging zal de groei van de cyanobacteriën minder snel verlopen (een deel van de tijd brengen ze door in ongunstige lichtomstandigheden). Aan de andere kant blijven o.a. groenalgen en diatomeeën langer in suspensie en zullen ze langer in staat te zijn om door te groeien. In dit bekken lijkt de groei van groenalgen en diatomeeën de doorslag te geven.

Het zoöplankton is negatief gerelateerd aan het aantal mengdagen. Dit laatste verschijnsel is vaker waargenomen in artificieel gemengde systemen (Jöhnk *et al.*, 2008). De luchtbelletjes kunnen het zoöplankton mee transporteren naar het wateroppervlak. Het zoöplankton kan zodoende niet optimaal foerageren en groeien.

4.3 PWN Hoefijzermeer

Voor het beheergebied van PWN zijn in bovenstaande analyse 2 locaties beoordeeld: het bekken bij Andijk en de infiltratieplas Hoefijzermeer. Voor beide locaties geldt dat de beschikbare data, die het verloop van fytoplanktongroei kunnen verklaren, beperkt zijn. De plassen zijn enkele jaren gevolgd met betrekking tot de ontwikkeling van cyanobacteriën en microcystines. In de hieronderstaande analyse is ingezoomd op het Hoefijzermeer. Het Hoefijzermeer is gelegen in het infiltratiegebied van PWN. In dit gebied liggen verschillende stagnante wateren. Opmerkelijk is dat alleen het Hoefijzermeer grote problemen heeft met cyanobacteriën. Het Hoefijzermeer bevat voornamelijk gedurende de zomermaanden hoge biomassa's cyanobacteriën. In augustus 2006 zijn diverse dode vogels van verschillende soorten aangetroffen in dit meer. Sectie op een aantal vogels heeft uitgewezen dat het niet om botulisme en/of vogelgriep ging. De verdenking rust op het voorkomen van cyanobacteriën, het analyseren van cyanotoxines is gestart na de vondst van de dode vogels. Een hard bewijs voor de verdenking ontbreekt daardoor. In latere jaren zijn er ten tijde van hoge cyanobacteriedichtheden en cyanotoxineconcentraties in dit bekken (zie figuur 3.11) niet opnieuw dode beesten aangetroffen.

In de jaren 2006-2008 zijn in het bekken hoge concentraties microcystine en cyanobacteriespecifiek chlorofyl aangetroffen. In 2009 was echter weinig meer van een cyanobacteriebloeit te bekennen. Om de concentratie van het fytoplankton te kunnen verklaren is voor het Hoefijzermeer gebruik gemaakt van de weersgegevens zoals die beschikbaar zijn van het KNMI weerstation Wijk aan Zee.

Uit onderstaande tabel blijkt dat de aanwezige cyanobacteriën vaak microcystines produceren. De relatie tussen het totaal fytoplankton en het cyanobacterie chlorofyl is positief maar niet heel sterk ($r=0,490$), het fytoplankton wordt blijkbaar niet sterk gedomineerd door cyanobacteriën. Het voorkomen van het fytoplankton is positief gerelateerd aan de luchttemperatuur. Het ondiepe systeem van het Hoefijzermeer zal snel opwarmen als gevolg van de luchttemperatuur en de instraling van de zon. Een warmer systeem zal de groei van het fytoplankton positief beïnvloeden. Bij hoger wordende temperaturen zullen cyanobacteriën het meest in het voordeel zijn. De optimale groeitemperatuur is

voor cyanobacteriën over het algemeen hoger dan die voor het overige fytoplankton (Paerl & Huisman, 2009). In relatie tot de variabelen zonneshijnduur en neerslag zijn voor het Hoefijzermeer geen eenduidige relaties waargenomen (zie tabel 4.3).

Tabel 4.3. De relatie tussen genormaliseerde waterkwaliteitsvariabelen weersvariabelen voor de locatie Hoefijzermeer (Pearson correlatie – tweezijdig, ****p<0,01).

	Cyanobact chlorofyl	% cyanobact	Luchttem- peratuur	Zonneduur	Neerslag
Totaal chlorofyl	0,490 ****	0,129	0,467****	0,296	-0,157
Cyanobact chlorofyl	X	X	0,421****	0,110	-0,040
% cyanobact	X	X	0,192	-0,017	0,066
Microcystine	0,761****	0,782****	0,362	0,087	0,111

4.4 Conclusie

Voor een groot deel van Nederland (ca. 40%) wordt drinkwater geproduceerd van oppervlaktewater. Het gebruikte water is onder andere afkomstig uit de grote rivieren en het IJsselmeer. Voorafgaand aan de werkelijke drinkwaterproductie wordt het oppervlaktewater ingelaten in grote (diepe) spaarbekkens of (ondiepe) infiltratieplassen. Zowel de spaarbekkens als de infiltratieplassen blijken gevoelig voor de (massale) bloei van cyanobacteriën. Hoewel cyanobacteriën (en de geproduceerde toxines) nagenoeg niet in het drinkwater zullen voorkomen, kan overmatige bloei toch tot problemen leiden. Bij de productie kunnen bijvoorbeeld filters sneller dichtslibben en kan de beeldvorming geschaad worden (bijvoorbeeld als gevolg van drijfslagen op infiltratieplassen). In dit onderzoek is beoordeeld of er in de diverse bekkens daadwerkelijk sprake is problemen met overmatige bloei. Hierbij is gebruik gemaakt van richtlijnen zoals die voor recreatiewater gehanteerd worden: voor oppervlaktewater waaruit drinkwater geproduceerd wordt zijn in Nederland dergelijke richtlijnen niet voorhanden (voor drinkwater bestaat een voorlopige WHO richtlijn van 1 µg microcystine / l.). Op basis van die beoordeling is gebleken dat in diverse waterpartijen, zowel in de spaarbekkens als in de infiltratieplassen, met regelmaat hoge dichtheden aan cyanobacteriën voor kunnen komen. Om na te gaan of klimaat een factor van betekenis is bij het ontstaan van hoge dichtheden cyanobacteriën is geanalyseerd of luchttemperatuur, zonneduur en neerslag gerelateerd zijn aan de cyanobacteriële dichtheden. Uit die analyse is gebleken dat er geen sprake is van een eenduidige relatie. Dit wordt mede ingegeven door de beperkte hoeveelheid gegevens die voor het infiltratiebekken beschikbaar zijn. In de infiltratieplas Solleveld is bijvoorbeeld geen relatie te vinden tussen het voorkomen van cyanobacteriën en weersomstandigheden. Het uitbaggeren van omliggende plassen heeft in het infiltratiegebied Solleveld tot een tijdelijke afname van de cyanobacteriedichtheden geleid. Dit impliceert dat (nutriëntrijk) slib een factor van belang is.

Voor de infiltratieplas Hoefijzermeer is het chlorofyl (als maat voor de biomassa van het fytoplankton) en het aandeel cyanobacteriën positief gerelateerd aan de luchttemperatuur. Het Hoefijzermeer is relatief ondiep (max. 3 meter diep) en zal mogelijk bij verhoogde luchttemperaturen snel opwarmen. Gevolg hiervan is een bloei van algen in het algemeen en cyanobacteriën in het bijzonder.

Voor de diepe systemen van bijvoorbeeld de Biesbosch spaarbekkens blijkt er een duidelijk relatie te bestaan tussen luchttemperatuur en de temperatuur van het water. Met het oog op de stijgende luchttemperaturen als gevolg van klimaateffecten, zou de temperatuur in de bekkens op lange termijn verder toe kunnen nemen. Dit leidt gemiddeld vooralsnog niet tot een verhoogde dichtheid aan algen en dus cyanobacteriën. Wel lijkt er als gevolg van de temperatuurstijging het aandeel cyanobacteriën in de fytoplanktonpopulatie toe te nemen. In het bekken worden al decennia lang middels het (diepe) mengen van de bekkens voorkomen dat er cyanobacteriën tot bloei komen. Het aantal dagen menging lijkt wel negatief verbonden met het zooplanktonbiovolume. Meer dagen menging heeft dus een negatief effect op het zooplankton. Het aantal dagen mengen is positief verbonden met de watertemperatuur. Indirect zal de watertemperatuurstijging het zooplankton negatief beïnvloeden.

Over het algemeen kan verondersteld worden dat met name luchttemperatuur een factor van belang is geweest bij het (overmatig) voorkomen van cyanobacteriën. Voor de infiltratieplassen geldt dat bij een toenemende luchttemperatuur onder invloed van klimaatveranderingen de dichtheden aan

cyanobacteriën kunnen toenemen. Dit sluit aan bij de conclusies van Kosten (2009). Uit haar onderzoek blijkt dat temperatuur de belangrijkste drijfveer voor cyanobacteriegroei is. Ongeacht de nutriëntstatus van een meer neemt het aandeel cyanobacteriën in een fytoplankton populatie toe. De totale hoeveelheid biomassa neemt niet vanzelfsprekend toe.

5 Bestrijding cyanobacteriënoverlast¹

5.1 Inleiding

Uit voorgaande hoofdstukken blijkt dat zo nu en dan in oppervlaktewateren zoals die ingezet worden ten behoeve van de drinkwaterproductie hoge dichtheden aan cyanobacteriën voor kunnen komen. Hoewel de aanwezigheid van de cyanobacteriën de drinkwaterproductie niet frustreren kunnen er situaties ontstaan waarbij de overmatige bloei van cyanobacteriën ongewenst is. Hierbij valt bij voorbeeld te denken aan gevaar voor het functioneren van het aquatische ecosysteem danwel de ongerustheid die bij consumenten van het drinkwater kunnen ontstaan omtrent de kwaliteit van hun drinkwater. Het voorkomen van overmatige bloei danwel het bestrijden van een al ontstane bloei kan daardoor voor drinkwaterplassen toch van belang zijn. Dat de bestrijding van overmatige fytoplanktonbloei, met name cyanobacteriën, in drinkwaterbassins van belang is blijkt uit de aanwezigheid van menginstallaties in tal van drinkwaterbekkens (bijvoorbeeld Lange Vlieter, Biesboschbekkens). De menginstallaties zorgen al decennia lang voor het uitblijven van cyanobacteriebloeien.

In oppervlaktewater met andere functies zoals recreatie, zwemwater en/of natuur zorgen hoge dichtheden aan cyanobacteriën jaarlijks voor overlast. Drijfvlagen, stinkende wateren en dode beesten zijn het gevolg. Bij de beheerders van dergelijke oppervlaktewater is al ruime ervaring ontstaan met het bestrijden van cyanobacterie-overlast. Er zijn tal van methodieken waarvan de ene succesvoller blijkt dan de ander. De realiteit is dat er niet zoiets bestaat als de beste oplossing. De beste manier om cyanobacteriën te bestrijden zal altijd per locatie en watersysteem verschillen, het hangt onder ander af van de waterkwaliteit (vooral voedingsstoffen), de inrichting van een watersysteem, de hydrologische situatie, en wat de dominant voorkomende cyanobacterie is.

Hieronder volgt een overzicht van allerhande methodieken die in de literatuur in verband gebracht zijn met de bestrijding van cyanobacteriën. De lijst is niet uitputtend. Van een aantal methodieken zal nadere toelichting volgen en zal er aangegeven worden of de methodieken van toepassing zijn in de oppervlaktewatersystemen zoals die in de drinkwaterproductie gebruikt worden.

In het beheer van oppervlaktewateren wordt onderscheid gemaakt tussen een aantal maatregelen:

- maatregelen die erop gericht zijn om de groei van cyanobacteriën te beperken heten bronmaatregelen;
- maatregelen die erop gericht zijn een bestaande (bloeiende) populatie van cyanobacteriën te bestrijden heten effectgerichte maatregelen (of wel symptoombestrijding);
- maatregelen die erop gericht zijn om het contact tussen mensen (dieren) en cyanobacteriën heten publieksgerichte maatregelen.

De watersystemen die ingezet worden voor de drinkwaterproductie zijn (over het algemeen) niet toegankelijk voor het publiek. Het uitwerken van publieksmaatregelen is hier dan ook niet relevant. Het onderscheid tussen *Brongerichte* – en *Effectgerichte maatregelen* is niet altijd even duidelijk te maken. Er zijn maatregelen die zowel in de ene als in de andere categorie te plaatsen zijn. Vandaar dat we in onderstaande tabel (Tabel 4.1) spreken van *Symptoombestrijding* en *Groeireductie*. Hiermee wordt bedoeld dat een maatregel gericht is op het direct bestrijden van het probleem (symptoom), over het algemeen drijfvlagen. Daarnaast bestaan er dus maatregelen die meer op lange termijn werken omdat ze gericht zijn op de reductie van de groei van cyanobacteriën. Effecten van dergelijke maatregelen kunnen binnen een seizoen of pas na enkele jaren merkbaar zijn.

¹ Dit hoofdstuk is gebaseerd op het rapport: Koolmees en Kardinaal (2007), Beheermaatregelen ter bestrijding van cyanobacteriënoverlast.

In onderstaande tabel (tabel 5.1) volgt een opsomming van allerlei maatregelen die ingezet worden of kunnen worden ter bestrijding van cyanobacteriën en of ter voorkoming van de groei van de organismen. Een aantal van de maatregelen worden verder toegelicht (paragraaf 5.2 & 5.3).

Tabel 5.1. Voorbeelden van in Nederland toegepaste methodieken ter bestrijding van cyanobacteriën in oppervlaktewater. Hierbij is onderscheid te maken tussen maatregelen gericht op de groeireductie (GR) en symptoombestrijding (SB).

Sediment behandeling en fosfaat inactivatie			
GR	Sediment verwijdering	Ganzenvijver, Bergen op Zoom	Resultaat nog onbekend
GR	Sediment capping	Bergseplas, Rotterdam	Plas helder
	Beluchten en zuurstof van hypolimnion	Oudekerkerplas, Amsterdam	
GR	Fosfaat precipitatie and inactivatie • <i>Aluminium</i> • <i>Ijzer</i> • <i>Phoslock</i>	De Rauwbraken, Berkel-Enschot De Kuil, Prinsebeek De Rauwbraken & de Kuil	Plas helder met waterplanten In eerste instantie helder, wel enige bloei van <i>Planktothrix rubescens</i>
Technische maatregelen			
GR	Kunstmatige destratificatie (menging)	Nieuwemeer, Amsterdam Zeegerplas, Alphen a/d Rijn Vlietland, Zoetermeer Biesbosch bekkens, Werkendam	Plassen helder, lage chlorofyl gehalten
SB	Ultrasound	Haven, Tholen Groene Eiland, Appeltern	Geen effect
SB	Mechanische verwijdering van cyanobacteriele biomassa	Almere Haven, Almere Gouden Ham, Appeltern	Matig effect
SB	Verdunning en doorspoelen met propeller	Zwemlust, Nieuwersluis Geestmerambacht, Alkmaar Westeinderplassen, Aalsmeer	Drijfslagen weg, zwemplas weer open
Biologische controle			
GR	Biomanipulatie	vijver Neerhof, Etten-Leur	Visstand na jaar weer ongewenst
GR	Macrofyten en periphyton	vijver Neerhof, Etten-Leur	Aangeplante macrofyten verdwenen
GR	Zebromossel (ook wel driehoeksmossel; <i>Dreissena polymorpha</i>)	Zwemlust, Nieuwersluis	Resultaat onbekend
Algiciden			
SB	• Gerstestro	Parkvijver Roosendaal	Geen effect
SB	• H ₂ O ₂	Koetshuis, Veendam Stadsvijver Born	Cyanobacteriepopulatie weken niet aanwezig

5.2 Sediment behandeling en fosfaat inactivatie

Interne nutriëntenreductie

Uit ervaring blijkt dat er tot tien tot 15 jaar nodig kan zijn, voordat er een aanzienlijke afname van nutriënten plaats vindt (Jeppesen *et al.*, 2005). Initiële daling blijkt vaak niet genoeg ter voorkoming van bloeien. Dit kan komen doordat het sediment in gestratificeerde systemen vrijwel altijd fosfor nalevert

en omdat cyanobacteriën beschikken over een zekere mate van nutriëntenopslag. Wanneer er geen nutriënten meer het watersysteem inkomen, blijft het sediment onder zuurstofloze condities nutriënten uitstoten. Deze uitstoting, of nalevering, zal na sanering van externe bronnen, zeker vijf jaar lang hoger zijn, omdat er een balans moet ontstaan tussen de opgeloste nutriënten en de nutriënten in de bodem. Ook de wind, vooral in ondiepe meren, temperatuur, evenals bodemwoelende vissen (bioturbatie) kunnen de nalevering van nutriënten vanuit de bodem versterken. Vanzelfsprekend kan interne nutriëntenreductie alleen efficiënt zijn wanneer er vanaf buiten het systeem geen nieuwe nutriënten het systeem binnen komen. Fosforreductie kan in gestratificeerde systemen leiden tot gedragsverandering van populaties cyanobacteriën. Voorbeelden hiervan zijn: 'overzomer' van populaties in de spronglaag (vooral *Oscillatoria spp.*) en pendelbewegingen (bijvoorbeeld *Microcystis spp.*) naar waterlagen waar wel hogere nutriënten aanwezig zijn.

Baggeren

Een mogelijkheid om de interne eutrofiering te verminderen is het verwijderen van de nutriëntrijke sliblaag op de waterbodem. Dit kan zeer effectief zijn wanneer er tot een laag wordt gebaggerd die minder fosfor bevat of een vorm herbergt die minder mobiel is. De bagger moet ergens worden geplaatst waar het niet een externe input gaat leveren en moet in Nederland veelal als chemisch afval worden behandeld. Een nadeel van het baggeren is dat deze ingreep het ecosysteem aanzienlijk verstoort.

Chemische coagulanten

In plaats van de nutriënten fysiek uit het systeem te verwijderen, is het ook mogelijk de nutriënten binnen het systeem vanuit de waterkolom te binden en te fixeren in het sediment, zodat ze niet langer biologisch beschikbaar zijn. Hier zijn verschillende coagulanten, zoals bijvoorbeeld ijzerzouten, aluminiumzouten en kalk voor in te zetten.

Fixatie van fosfor door aluminiumzouten

Fosfaat kan ook gefixeerd worden door aluminium(zouten) in de vorm van aluminiumsulfaat ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14\text{H}_2\text{O}$ = alum). Wanneer alum aan water wordt toegevoegd wordt er aluminiumhydroxide ($\text{Al}(\text{OH})_3$) gevormd dat aan fosfor bindt. In tegenstelling tot ijzerhydroxide is aluminiumhydroxide niet gevoelig voor redoxreacties en werkt de reactie ook onder anoxische omstandigheden. Alum is gevoelig voor de zuurgraad van het water; onder hoge en lage pH is het complex met fosfor niet stabiel. In competitie voor fosfor zal aluminium het winnen van ijzer (Lewandowski *et al.*, 2003).

De dosis die wordt toegepast is een toediening van 0.2 tot 13 mg $\text{Al}^{3+} \text{ l}^{-1}$ afhankelijk van de alkaliteit van het water en fosforconcentraties (Van Hullebusch *et al.*, 2002 en 2003). Net als bij ijzerzouten neemt de effectiviteit van de behandeling af wanneer er veel opgelost organisch materiaal in het water zit (Van Hullebusch *et al.*, 2002). Alum is effectief in het verminderen van opgelost beschikbaar fosfor (SRP) op korte termijn (bijvoorbeeld Van Hullebusch *et al.* (2002): binnen 5 dagen tot 0,1 mg SRP l^{-1}), maar slecht in het fixeren van organisch fosfor. Binnen drie maanden was het opgelost reactieve fosforgehalte weer op oorspronkelijke waarde en voor die tijd werden er al *Microcystis* kolonies (> 10 kolonies per ml) waargenomen (Van Hullebusch *et al.*, 2002). Uit onderzoek blijkt dat alum ook op lange termijn de interne fosforconcentratie kan verlagen (Lewandowski *et al.*, 2003). De onderzoekers namen waar dat een oude laag met aluminiumfosfor in het sediment na 30 jaar nog steeds fosfor 'ving'. Dit is in tegenstelling tot de bevindingen van Van Hullebusch *et al.* (2002 en 2003) die alleen een effect op korte termijn vonden.

De toxiciteit van alum is pH afhankelijk. Wanneer de pH daalt, wat kan voorkomen als het water een slechte buffercapaciteit heeft, worden $\text{Al}(\text{OH})_2$ en Al^{3+} gevormd die toxisch zijn. Als de pH van het water boven de acht ligt, wordt het oplosbare, toxische $\text{Al}(\text{OH})_4$ gevormd (Anderson, 2004; Deppe en Benndorf, 2002; Chorus en Bartram, 1999).

Na toevoeging van alum bleven *Microcystis*-cellen intact en werd er geen verhoogde concentraties microcystines gemeten (Chow *et al.*, 1999).

Fixatie van fosfor door ijzerzouten

Interne defosfatering (totaal P en ortho-P) door toevoeging van ijzer(zouten) wordt al in het veld toegepast. Wanneer men ijzerchloride (FeCl_3), ijzersulfaat (FeSO_4) of ijzerionen (Fe^{3+}) aan water toevoegt, bindt het ijzer in de vorm van Fe^{3+} aan opgeloste vormen van fosfor en slaat het product vervolgens neer

als ijzerfosfaat. Als de chemie van het water stabiel is en omstandigheden zuurstofrijk, dan zal het fosfaat in de neerslag gefixeerd blijven

Op korte termijn kan een behandeling de interne fosfaatconcentratie verlagen. Bij een behandeling van 100 g Fe^{3+} m^{-2} daalde de concentratie fosfaat in de Reeuwijkse plassen tot tweederde van de oorspronkelijke waarde en nam het chlorofylgehalte af (Boers *et al.*, 1994). Dit resultaat was echter tijdelijk vanwege de korte verblijftijd van het water in het systeem. Een ander veldonderzoek vond dat Fe^{2+} efficiënter opgelost beschikbaar fosfor (soluble reactive phosphorus =SRP) verwijderde dan Fe^{3+} en werd een reductie van 54-72 % gemeten ten opzichte van het referentiejaar. In 1995 bedroeg de concentratie opgelost beschikbaar fosfor 0,03 g P / l, in de jaren 1996 en 1997, na behandeling, respectievelijk 0,003 en 0,008 g P / l. (Deppe en Benndorf, 2002). De effectiviteit van de behandeling neemt af wanneer er veel opgelost organisch materiaal in het water zit, omdat het flocculant ook hieraan bindt (Sun *et al.*, 2005). Het is niet duidelijk of fosfor dusdanig kan worden verminderd dat het voldoende is om cyanobacterieoverlast te voorkomen en dus kan de effectiviteit niet voldoende worden bepaald.

Een nadeel van deze maatregel is dat de zouten sterk gevoelig zijn voor redoxreacties, en dus ook zuurgraad. Het is mogelijk dat de pH van het water daalt, wanneer er weinig buffercapaciteit in het water aanwezig is. Bovendien zijn de zouten instabiel onder anoxische conditie en bestaat het risico dat fosfaatconcentraties juist toenemen. Door deze nadelen is meestal extra beluchting nodig en moet de behandeling meerdere malen worden herhaald (Engstrom, 2005; Hansen *et al.*, 2003).

Daarnaast is ijzer in sommige aquatische systemen een limiterend micronutriënt en dat door toevoeging hiervan groei gestimuleerd wordt (Nagai *et al.*, 2006; Chorus & Bartram, 1999; Chow *et al.*, 1998). Cyanobacteriecellen gaan niet dood door toevoeging van ijzerchloride en er is na toevoeging hiervan geen verhoogde cyanotoxinegehalte gemeten (Chow *et al.*, 1998). Hoewel er meermaals is gespeculeerd dat ijzer geen ernstige ecotoxicologische effecten veroorzaakt, zijn er in het laboratorium acute en chronische toxische effecten van zwevende ijzerdeeltjes (4,49 mg Fe l^{-1}) op *Daphnia longispina* gemeten (Randall *et al.*, 1999).

Met behulp van het toedienen van ijzer is in de laagveenplas Terra Nova (nabij Loosdrecht) de cyanobacteriegroei bestreden. Met behulp van een windmolen op een drijvend vlot is gedurende 1,5 jaar lang langzaam ijzer aan de plas toegediend. Het resultaat is dat cyanobacteriebloeï niet meer voorkomt en verdwenen waterplanten inmiddels weer terug keren. Ook blijkt de methode onschadelijk, er zijn geen bijwerkingen opgetreden. De toepassing en de voorafgaande onderzoeken zijn uitgevoerd door Waternet, de Radboud Universiteit en NIOO (STOWA, 2012).

Fixatie van fosfor door Phoslock™

Phoslock is een commercieel verkrijgbare klei (bentoniet; $\text{Na}_{0,5}\text{Al}_{2,5}\text{Si}_{3,5}\text{O}_{10}(\text{O})_2 \cdot (\text{H}_2\text{O})$) dat met het metaal lanthanum is gemodificeerd. Het is ontwikkeld om permanent een zeer groot deel van het opgelost beschikbaar fosfor in zoetwater in korte reactietijd te binden.

Uit onderzoek blijkt dat Phoslock zowel de concentratie fosfaat in de waterkolom als in het sediment verlaagd tot soms zelfs onmeetbaar niveau (rond 5 $\mu\text{g SRP l}^{-1}$) (Haghseresht, 2004; Robb *et al.*, 2003; Greenop en Robb, 2001). De toedieningsdosis is in labexperimenten onderzocht en blijkt op een factor 1:200 (1 deel reactief fosfor op 200 delen Phoslock) te liggen. Bij deze dosering nam de eindconcentratie reactief fosfor af tot minder dan 0.05 mg l^{-1} .

In het veld is gedurende minimaal 196 dagen een reductie van 96% biologisch beschikbaar fosfor in vergelijking met de controlegroep gemeten (Robb *et al.*, 2003). Na een eerste toediening van Phoslock verlaagde de fosforconcentratie van 50 $\mu\text{g l}^{-1}$ tot 20 $\mu\text{g l}^{-1}$ en bleef op deze waarden, terwijl de concentratie in het controlewater opliep tot 200 $\mu\text{g l}^{-1}$. In rivieren waar een hoge waterflux is, lijkt het product een langdurende (tot enkele maanden) reactief fosfor- en totaal fosfaatremming te laten zien. Fosfor wanneer gebonden aan Phoslock lijkt tevens onder anoxische omstandigheden gebonden te blijven (Greenop en Robb, 2001; Douglas *et al.*, 1999). Duidelijk bewijs hiervoor ontbreekt. Om de bodem effectief af te sluiten en zo te voorkomen de fosfor re-mineraliseert wordt door de producenten van Phoslock een laag van 1 mm dikte geadviseerd, wat volgens hen bereikt kan worden door een toevoeging van 200 g Phoslock m^{-2} .

In een proef met een afgesloten bassin werden na toevoeging van de gemodificeerde klei drijfslagen aanzienlijk verminderd en werd de hoeveelheid cyanobacteriën gehalveerd. In het veld werden in de behandelde locaties wel bloeien waargenomen, hoewel die minder en korter aanwezig waren dan in de

onbehandelde stukken rivier (Robb *et al.*, 2003). De soortencompositie in het met Phoslock behandelde water wijzigde van hoofdzakelijk *Anabaena circinalis* naar niet-stikstofbindende cyanobacteriesoorten.

Effect op abiotisch milieu

Volgens de producenten bevat het product dezelfde hoeveelheid verontreinigingen als in de natuur gevonden worden. Echter, na behandeling van een rivier in Australië werd er een meer dan vier keer zo hoge concentratie van het element lanthanum gemeten. Er wordt momenteel gewerkt aan het verbeteren van de formule, zodat er minder lanthanum wordt uitgescheiden. Concentraties van opgelost calcium, magnesium, koper en zink bleven ongeveer vergelijkbaar met die van de controlesite (Haghseresht, 2004).

Effect op het biotisch milieu

In 2004 is door het National Institute of Water & Atmospheric Research (NIWA) een uitgebreid ecotoxicologisch onderzoek uitgevoerd (Martin en Hickey, 2004). De conclusies hiervan waren dat het product geen acute toxiciteit vertoonde, hoewel er wel effecten op vis (*Oncorhynchus mykiss*), *Daphnia magna* en de alg *Pseudokirchneriella subcapitata* beschreven werden. Deze effecten werden toegeschreven aan het opgeloste lanthanum. Wanneer er fosfor in het water aanwezig is, wat bij deze analyse niet het geval was, zal het binden aan het lanthanum en het mineraal rhabdofaan (LaPO₄) vormen, wat zeer slecht oplosbaar en waarschijnlijk niet biologisch beschikbaar is. Na toevoeging van fosfor aan het medium verdwenen de toxische effecten op de regenboogforellen volledig.

Verder is er ook een risicoanalyse van de potentiële milieueffecten in Nieuw Zeelands zoetwater uitgevoerd. Hieruit werd geconcludeerd dat als de toedieningsvoorschriften van de producent worden opgevolgd, er een laag risico is voor biota, hoewel het bodemafdekkingsscenario een potentieel negatiever effect op het milieu heeft vanwege de hogere PhoslockTM-toediening. Bij overdosering bestaat er een kans op negatieve effecten op watervlooien en forel (Martin en Hickey, 2004).

Het veldonderzoek in Australië (Greenop and Robb, 2001) leidde niet tot zichtbaar verstorende effecten op macroinvertebraten, zoetwatergarnalen, perifyton of een meetbaar negatief effect op bacteriën. In een later onderzoek van Robb *et al.* (2003), wanneer de macrofyt *Potamogeton crispus* massaal afstierf (reden hiervan is niet duidelijk beschreven), wijzigde als gevolg hiervan de planktonsamenstelling. De snelle recycling van nutriënten kan een oorzaak zijn geweest van de geobserveerde planktonbloei in de met PhoslockTM behandeld oppervlaktewater. Dit soort biotische interacties zullen beter moeten worden onderzocht om het mogelijke effect van PhoslockTM te kunnen voorspellen. Zolang eventuele risico's onvoldoende in beeld zijn is het gebruik van deze methodiek niet geschikt in drinkwaterbekkens.

Fixatie van fosfor door kalk

Calciumhydroxide (Ca(OH)₂) en calciumcarbonaat (CaCO₃) kan fytoplankton binden en verwijderen uit de waterkolom. Op lange termijn kan kalk fosfor fixeren. Ca(OH)₂ lijkt fosfor effectiever te binden dan CaCO₃. Het toevoegen van kalk laat de pH en de hardheid van het water oplopen. Het is echter niet toxisch, redelijk goedkoop materiaal en een pH-schok is meestal te minimaliseren door voorzichtige dosering. Het heeft geen celdood tot gevolg, waardoor er geen extra toxines in het water komen (Kenefick *et al.*, 1993; Lam *et al.*, 1995).

Een nadeel van fosforfixatie door kalk is dat er een hoge dosering nodig is (50-250 mg l⁻¹) (Zhang en Prepas, 1996). In gestratificeerde systemen kan het gebonden calciumhydroxide in het zuurstofarme en vaak zuurdere bodemwater (hypolimnion) weer oplossen en daardoor het gebonden fosfor weer vrijgeven (Naselli-Flores *et al.*, 2003). Meervoudig kalktoediening bleek chlorofyl *a* en totaal fosfor op lange termijn te doen afnemen (Zhang *et al.*, 2001; Prepas *et al.*, 2001). Echter, Zhang *et al.* (2001) vonden geen verminderde hoeveelheid cyanobacteriën na toevoeging van kalk. Fytoplanktonbiomassa nam af gedurende één jaar een regime van meervoudige toediening, maar zoöplankton vertoonde geen significante verschillen in biomassa.

Aëratie van het anaërobe hypolimnion van diepe meren

Wanneer de top van het sediment anaëroob is, neemt de nalevering van fosfor toe. Een toediening van zuurstof zou dit proces kunnen remmen of stoppen. Uit onderzoek blijkt dat de invloed van zuurstof beperkt is op de remming van nalevering (Hansen *et al.*, 2003). Vooral in ondiepe meren bestaat het risico dat de verhoogde turbulentie de thermische structuur verstoort en dat verhoogde bodemwatertemperatuur tot extra nalevering leidt. In 2005 hebben Singleton en Little verschillende beluchters onderzocht op effectiviteit. Toevoeging van nitraat aan het bodemwater kan het water en sediment zelfs effectiever oxygeneren en wordt om deze reden al toegepast. Een groot bezwaar is dat

deze verbinding een nutriënt is voor autotrofe organismen en dat het versnelde mineralisatie in stikstofgelimiteerde systemen kan veroorzaken (Hansen *et al.*, 2003).

5.3 Technische maatregelen

Kunstmatige menging

Het doel van kunstmatige menging is in veel gevallen òf het onderdrukken van de ontwikkeling van fytoplankton in het algemeen òf het verschuiven van dominantie van ongewenste plaagalg naar meer gewenste soorten (Johnk *et al.*, 2008, Huisman *et al.*, 2004)

Destratificatie en restratificatie zijn belangrijke factoren die de dynamiek van fytoplankton in een meer bepalen. Het is dan ook niet verwonderlijk dat kunstmatige menging zulke ingrijpende gevolgen heeft voor de soortensamenstelling en dynamiek van het fytoplankton. Cyanobacteriën bezitten specifieke aanpassingen, zoals de mogelijkheid tot verticale migratie, die slechts in een stabiele waterkolom voordeel bieden. Factoren die wijzigen onder invloed van kunstmatige menging (naar Becker *et al.*, 2006; Buford *et al.* 2006; Antenucci *et al.*, 2005; Chorus en Bartram, 1999; Visser *et al.*, 1996; Van Breemen en Ketelaars, 1995; Van der Veer *et al.*, 1995) kunnen ingrijpende gevolgen hebben:

- Menging in een diep meer, zodanig dat de mengdiepte het plankton naar een diepte stuurt waar het te donker is voor fotosynthese, leidt tot een energietekort bij dit fytoplankton, doordat de dagelijkse lichtdosis wordt beperkt. Voor het voortbestaan van een populatie is het cruciaal dat voldoende tijd in het deel van het water waar voldoende licht is, wordt doorgebracht, zodat fotosynthese en groei mogelijk is. Omdat cyanobacteriën als gevolg van hun drijfvermogen verticaal kunnen migreren, hebben ze bij een beperkte menging een competitief voordeel.
- Sedimentatieprocessen kunnen afhankelijk van de mixsnelheid wijzigen. Zo neemt de mate van sedimentatie van diatomeeën en groenwieren bij hoge mixsnelheid af, terwijl deze van cyanobacteriën toe neemt. Bij lage mixsnelheid is dit verschijnsel omgekeerd (Huisman *et al.*, 2004).
- Niet alleen de lichtintensiteit verandert voor plankton, maar ook de lichtdynamiek. Omdat prokaryoten in tegenstelling tot eukaryoten hun pigmenten niet snel kunnen aanpassen, kunnen ze zich minder goed aanpassen aan wisselende lichtregimes. Hierdoor hebben cyanobacteriën een slechtere concurrentiepositie dan eukaryoot fytoplankton.
- Bij kunstmatige menging van een voorheen gestratificeerd meer worden zuurstofloos en zuurstofrijk water gemengd. Het zuurstofgehalte in het voormalige oppervlaktewater kan iets zakken ten opzichte van de gestratificeerde situatie.
- In een eutroof gestratificeerd meer is er meestal sprake van een duidelijke pH-gradiënt, waarbij de pH van het oppervlaktewater die in het bodemwater overtreft. Fotosynthese in de eufotische zone vermindert de CO₂-concentratie wat de pH doet stijgen. In zeer productieve systemen kan het water sterk alkalisch worden. Waarden tussen 10 en 11 zijn niet ongebruikelijk. Kunstmatige menging leidt in veel gevallen tot een daling van de pH nabij het oppervlak door de toevoer van CO₂-rijk water uit het hypolimnion.
- Kunstmatige menging kan een ingrijpende invloed hebben op de biologische beschikbaarheid van nutriënten. Hierbij spelen een drietal factoren een rol:
 - door de kunstmatige menging blijven nutriënten, die in de gestratificeerde situatie opgesloten zijn in het bodemwater, beschikbaar voor de groei van fytoplankton gedurende het groeiseizoen;
 - door opwerveling van het sediment kan kunstmatige menging leiden tot een verhoogde afgifte van voedingsstoffen door het sediment;
 - anderzijds voorkomt kunstmatige menging het anaëroob worden van het bodemwater wat nalevering van het sediment versterkt.

De balans tussen al deze factoren bepaalt of kunstmatige menging inderdaad leidt tot een afname van de hoeveelheid cyanobacteriën.

Permanente menging

Naast succesvolle bestrijding van cyanobacteriën zijn een redelijk aantal mislukkingen bekend. Kunstmatige menging kan zelfs leiden tot een sterke toename van de algengroei en tot massale vissterfte

tijdens het afsterven van de algenbloei. Voorspellen van de effecten blijkt een probleem te zijn. Voorwaarden voor succes: de mengsnelheid moet hoger zijn dan de mate waarin cyanobacteriën verticaal migreren. Dit is gemiddeld één meter per uur (Chorus en Bartram, 1999). Verder moet de kunstmatige menging gepaard gaan met een daling van de pH, want dan verliezen cyanobacteriën hun goede concurrentiepositie en wordt bovendien de groei van cyanofagen gestimuleerd (Chorus en Bartram, 1999).

Deze maatregel moet niet worden ingezet in nutriëntgelimiteerde systemen, omdat door menging het nutriëntenaanbod kan toenemen door opwerveling van het sediment. In diepe meren, mogelijk dieper dan 20 meter, is menging waarschijnlijk effectiever, omdat de lichtintensiteit in het diepere water dan laag genoeg is (Chorus en Bartram, 1999). In grote meren is een snelle menging financieel vaak niet haalbaar. Men moet in acht nemen dat in uitzonderingsgevallen, indien het bodemwater een hoog gehalte organische stof bevat, de kans bestaat dat abrupte destratificatie leidt tot zuurstofloosheid in het hele systeem. In het verleden is dit wel eens voorgekomen in Crystal Lake (Chorus en Bartram, 1999).

Intermitterende menging

Er zijn studies bekend waar intermitterende menging een beter resultaat gaf dan permanente menging. Wanneer de menging wordt onderbroken, zijn omstandigheden nog variabel. Tijdens permanente menging ontstaan er gewijzigde, maar relatief stabiele, omstandigheden. Wanneer de menging tijdelijk wordt onderbroken, kunnen de cyanobacteriën zich niet goed aanpassen aan hoge en voortdurend wijzigende dynamiek. Voorbeelden hiervan zijn (Chorus en Bartram, 1999):

- Als gevolg van de lage lichtdosis maken de cyanobacteriën gasvacuolen aan, waardoor het drijfvermogen sterk toeneemt. Na het stopzetten van de menging drijven de cellen in periodes met een lage windsnelheid naar het wateroppervlak. Vanwege het hoge gehalte aan gasvacuolen kunnen de cellen niet voldoende ballast opbouwen om drijfvermogen te verliezen. Daardoor kan er massale celdood, als gevolg van te hoge lichtintensiteit en temperatuur, plaatsvinden;
- Menging zorgt voor verversing van het micromilieu rondom de cellen. Onder condities met minimale menging kan uitputting van het micromilieu optreden. De continue aanvoer van nieuwe nutriënten gedurende kunstmatige menging valt weg met het stopzetten van de menging. De cellen zijn dan enzymatisch niet aangepast aan lage nutriëntconcentraties en kunnen zich in een wisselend mengregime onvoldoende aanpassen.

Net als bij permanente menging is deze maatregel vooral geschikt voor diepe meren en moet deze maatregel niet in nutriëntgelimiteerde systemen worden ingezet. Ook moet men in acht nemen dat er een mogelijkheid bestaat dat door snelle destratificatie in een systeem waar veel organisch materiaal in het bodemwater zit, het gehele systeem zuurstofloos raakt. Een voordeel ten opzichte van permanente menging is de verhoogde effectiviteit en de lagere kosten.

Behandeling met ultrasoon geluid

Ultrasoon geluid is geluid waarvan de frequentie te hoog is om door het menselijk oor waargenomen te worden. Het ultrasone geluidsgebied omvat frequenties van ongeveer 20 kHz tot 500 MHz. Wanneer ultrasoon geluid toegepast wordt in water ontstaan er als gevolg van cavitatie talloze waterstofbelletjes. Wanneer deze imploderen, ontstaan er zeer lokaal hoge temperaturen (> 5000 °C), hoge druk (700 bar), hydroxylradicalen en hoge snelheid microjets.

De mogelijkheden van de toepassing van cavitatie voor het bestrijden van cyanobacteriën worden veelvuldig onderzocht. Experimenten worden veelal in het lab met monoculturen uitgevoerd en in enkele gevallen in pilotstudies in het veld (Ahn *et al.*, 2003; Lee *et al.*, 2002; Nakano *et al.*, 2001). Het meest beschreven effect is dat de gasvacuolen klappen en mede hiermee het competitief voordeel ten opzichte van andere fytoplanktonsoorten verloren gaat. Lee *et al.* (2001) bevestigde dit met transmissie elektronen microscopisch (TEM) onderzoek. Verder heeft ultrasoon doorgaans een negatief effect op de fotopigmenten. Waarschijnlijk zijn de hoge temperaturen en de vrije radicalen die tijdens de cavitatie worden gevormd de oorzaak hiervan (Hao *et al.*, 2004b; Lee *et al.*, 2001). Meermaals is er een afname in chlorofyl a en antennepigmenten gerapporteerd (Zhang *et al.*, 2006b; Hao *et al.*, 2004b; Tang *et al.*, 2003).

Uit bovenstaande blijkt dat ultrasoon een remmende werking op cyanobacteriën te hebben.

Andere studies rapporteerden echter geen remmend of zelfs een stimulerend effect (Tang *et al.*, 2004; Francko *et al.*, 1994 en 1991). Uit de verschillende laboratoriumonderzoeken blijkt dat de

ultrasoonintensiteit en de -frequentie evenals de tijdsduur van bestraling en de tijd tussen verschillende behandelingen invloed hebben op de doeltreffendheid van deze maatregel.

Een probleem bij het vergelijken van de resultaten is dat in de geciteerde onderzoeken de eenheden van de toegediende behandelingsparameters (intensiteit en tijdsregime) niet altijd overeenstemmen en dat deze niet zondermeer kunnen worden omgerekend. Daarbij is het bewezen dat deze parameters grote gevolgen kunnen hebben voor het resultaat van de proeven. Dit probleem maakt het vinden van de meest effectieve dosis lastig. In zijn algemeenheid kan verondersteld worden dat een dagelijkse (binnen korte tijd) en relatief korte dosis van 4-5 minuten effectiever is dan een hogere dosis met langere tussenpauzen.

Ahn *et al.* (2003) hebben een veldexperiment uitgevoerd. Daarbij werd gevonden dat in het controlebassin een drijfslaag werd waargenomen terwijl deze afwezig was in het bassin dat werd behandeld met ultrasoon. De soortenverschuiving richting andere fytoplankton; het cyanobacteriedeel in de controle was 47% tegenover 13% in het behandelde bassin.

Invloed op het abiotische milieu

Bij een hogere frequentie worden zeer lokaal hydroxylradicalen gevormd die als oxidanten optreden, hoewel deze niet van invloed blijken te zijn op de celverwijdering (Zhang *et al.*, 2006a; Ahn *et al.*, 2003; Petrier en Reverdy, 1992). Bestraling had een verlaging van de pH tot gevolg, net als een verlaagde concentratie opgelost zuurstof (als direct gevolg van een hogere temperatuur), totaal stikstof, totaal fosfaat en een verhoging van de temperatuur, geleiding en orthofosfaatconcentratie (Ahn *et al.*, 2003).

Invloed op het biotisch milieu

Hoewel er weinig gegevens van de effecten van ultrasoon op het ecosysteem voorhanden zijn, bestaan er vele ongefundeerde discussies hierover. Conclusies op basis van onderzoek zijn lastig omdat resultaten zich moeilijk laten vergelijken. Bovendien worden er meermaals tegengestelde bevindingen gepubliceerd. Onderstaande discussiepunten en gegevens zijn van belang wanneer men overweegt deze maatregel toe te passen.

Bij lage frequentie met hogere intensiteit zullen er meer bubbels om de cyanobacteriën heen ontstaan, waardoor er een hogere kans bestaat op schade aan het biotisch milieu (Hao *et al.*, 2004a; Tang *et al.*, 2003; Ahn *et al.*, 2003). Een lage intensiteit (0,6 W cm⁻²) zou in theorie niet moeten leiden tot cavitatie buiten de cyanobacteriën wanneer de optimale resonantiefrequentie van de gasvacuolen wordt toegepast. Niettemin opperden Tang *et al.* (2004) dat alle aquatische soorten die gaslichamen bevatten waarschijnlijk al bij lage ultrasoonintensiteit schade kunnen ondervinden.

Er zijn genetische afwijkingen in planten, insecten, zoogdieren als gevolg van ultrasoon geluid waargenomen, hoewel het tegenovergestelde ook veel gevonden is (Barnett *et al.*, 1997). In de voedingstechnologie wordt ultrasoon gebruikt om zaden en visseneitjes sneller te laten 'rijpen' (Chisti, 2003). Hoge intensiteit kan enzymen kapot maken, terwijl lage intensiteit veelal secundaire metabolieten- en enzym synthese in planten, bacteriën en algen te versterken (Chisti, 2003; Zhang en Chen, 2001; Al-Hamdani *et al.*, 1998).

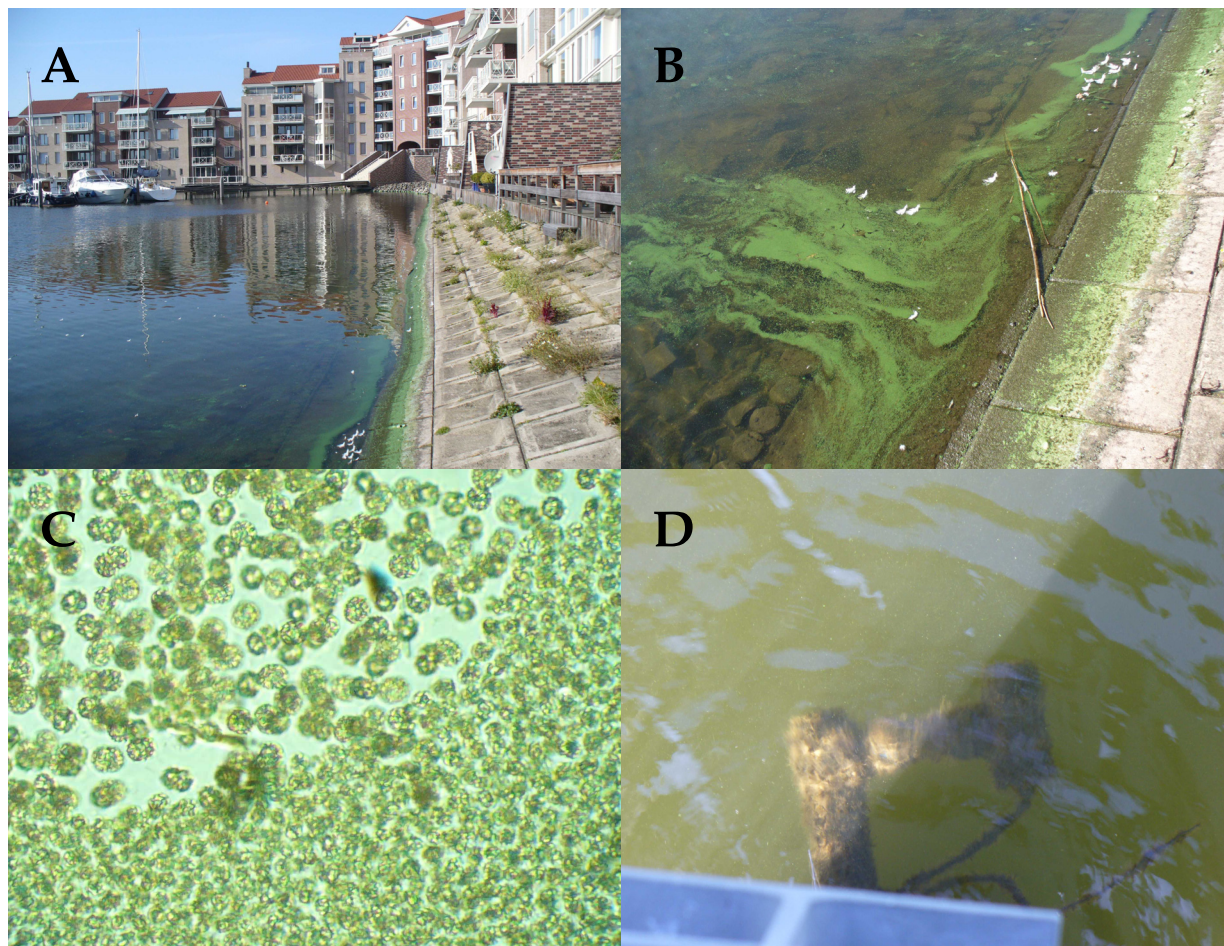
De frequentie lijkt weinig invloed te hebben op de uitscheiding van microcystines (Zhang *et al.*, 2006a). Ultrasoonintensiteit heeft wel invloed en kan zowel een verhoging (Zhang *et al.*, 2006a (80 kHz/80W/5-15 min); Ma *et al.*, 2005 (20kHz/30 W/1 keer 7-9 min)) als een verlaging (Zhang *et al.*, 2006a (25 kHz/0,32W ml⁻¹/1keer 5 min)) van extracellulaire microcystines tot gevolg hebben. Bij erg hoge ultrasoonintensiteit (> 60W) verlaagden de microcystinegehalten wederom doordat deze werden afgebroken tot maximaal 70% (Ma *et al.*, 2005). De afbraak van microcystines door ultrasoon is tevens onderzocht door Song *et al.* (2006; 2005). Ross *et al.* (2006) vond dat bij bestraling van ultrasoon de meeste microcystines vrijkwamen in verhouding met een behandeling van cellen met UV-straling, lichtstress, de algicide paraquat en osmotische stress.

Toepassing in buitenwater in Nederland

In Nederlandse wateren zijn op diverse locaties ultrasoon apparaten ingezet. In de haven van Tholen is in 2007 een aantal transducers ingezet evenals in de Gouden Ham; een Maasplas ter hoogte van Appeltern.

De haven van Tholen is gelegen aan het Zoommeer in Zeeland. Jaarlijks drijven bij zuidwestenwind grote hoeveelheden cyanobacteriën de haven binnen om daar voor dikke drijfslagen te zorgen die op hun beurt voor (stank)overlast zorgen voor de omwonenden en de aanwezige jachthaven. Om de overlast van cyanobacteriën tegen te gaan zijn in mei 2007 veertien ultrasoon zenders in de haven van Tholen geplaatst. De verwachting is dat cyanobacteriën hiermee effectief bestreden konden worden, omdat de drukgolven de celwand beschadigen waarna de cyanobacteriën sterven (WaterForum Online, 2007).

Er is echter onduidelijkheid over de effectiviteit van deze maatregel. Een uitgebreid monitoringprogramma heeft aangetoond dat de cyanobacteriedichtheden niet significante afnamen ten opzichte van de controle (Kardinaal *et al.*, 2008). Tijdens een bezoek aan Tholen eind oktober 2007 bleken bovendien nog steeds cyanobacteriën in het water aanwezig en aan het oppervlak te drijven (eigen waarneming E. Kardinaal & figuur 5.1).



Figuur 5.1: In oktober 2007 werden er in de haven van Tholen nog cyanobacteriën gesignaleerd (A en B): Het betrof hier *Microcystis aeruginosa* (C). Opvallend was de aangroei op een transducer (D).

In een baai (Groene Eiland) in de Gouden Ham is in 2007 eveneens een transducer geplaatst en de cyanobacteriedichtheid vergeleken met een locatie elders in de Maasplas. Ook op deze locatie was er geen significante afname van de cyanobacteriedichtheid waarneembaar (Kardinaal *et al.*, 2008).

Langzame zandfiltratie

Zandfiltratie wordt al meer dan 200 jaar ingezet voor de productie van schoon drinkwater (Grützmacher *et al.*, 2002). Het is een techniek om micro-organismen, cysten, virussen en DNOM uit water te verwijderen door middel van een actieve biofilm in het filter. Verschillende onderzoeken wijzen uit dat een filter met hoge kleidichtheid (16,1%) en organisch koolstof (2,9%) de cyanotoxines veel effectiever verwijderen dan een volledig uit zand bestaand filter (Mohamed *et al.*, 2007; Miller en Fallowfield, 2001). Grützmacher *et al.* (2002) hebben een aanzienlijke afname in *Planktothrix*-cellen waargenomen van 40 mm³ l⁻¹ tot gemiddeld 1.5 mm³ l⁻¹ na 22 dagen. Hierbij was de contacttijd met het filter gemiddeld 18 uur. Microcystines worden niet geabsorbeerd door het zand, maar afgebroken door de biofilm in het filter (Bourne *et al.*, 2006; Ho *et al.*, 2006). De verwijdering van cyanobacteriën is voornamelijk vanwege de fysieke barrière die het filter creëert. Het filter is na weken tot maanden optimaal, omdat er eerst een actieve biofilm moet worden gevormd (Zhang en Huck, 1996). Uit onderzoek naar de effectiviteit van zandfilters in de waterzuiveringsketen (Ferdausi en Bolkland, 2000; Muhammed *et al.*, 1996) blijkt dat filters met zand van een grootte tot maximaal 0,45 mm, een uniformiteitscoëfficiënt van bij voorkeur niet

groter dan 2,7 en een beddiepte van minimaal 40 cm een zuiverende werking tegen bacteriën kunnen hebben. Conventionele filtratiesnelheid is 0,1-0,3 m per uur. De temperatuur heeft in hoge mate invloed op het biofilm en als direct gevolg daarvan op de effectiviteit van het filter (Muhammed *et al.*, 2007). De optimale afmetingen en doorstroomsnelheden voor het verwijderen van cyanobacteriën zullen nog uit onderzoek moeten blijken.

Het filter zal waarschijnlijk invloed hebben op het microbiologische milieu (plankton en bacteriën). Verder kunnen er een verhoogde hoeveelheid toxines in het water terecht komen vanwege de cellen die achterblijven in het zandfilter. Deze zullen toxines uitscheiden wanneer ze afsterven, die slechts ten dele worden afgebroken in het filter (Grützmacher *et al.*, 2002).

5.4 Biologische controle

Actief biologisch beheer/biomanipulatie

De biologische gevolgen van eutrofiëring kunnen verwoestend zijn. In ondiepe meren zijn veelvuldige toename in fytoplankton, een verhoogde troebelheid, zuurstofloosheid, verdwijnen van waterplanten, afname in roofvissen, toename in planktonetende vissen en dus grote verschuivingen in de voedselketen waargenomen. Op korte termijn kan biologisch beheer het systeem herstellen.

Visstandbeheer

Visstandbeheer heeft via de voedselketen (snoek → planktivoren (brasem) → watervlooien → fytoplankton) invloed op cyanobacteriën. In nutriëntrijke wateren is vaak een overmaat aan brasem aanwezig. Predatie op brasem is laag omdat snoek afhankelijk is van de aanwezigheid van waterplanten en helder water. Waterplanten ontbreken als gevolg van onvoldoende doorzicht door hoge fytoplanktondichtheid (cyanobacteriën) en hoge opwerveling van sediment. Reductie van planktonische en benthische vis (brasem) en kleine vis populaties (> 85 %) samen met een uitbreiding van snoekpopulatie kan het evenwicht op korte termijn herstellen (Ter Heerdt en Hootsmans, 2007; Olin *et al.*, 2006a en b; Gulati en van Donk, 2002; Van de Bund en van Donk, 2002; Annadotter *et al.*, 1999; Kairesalo *et al.*, 1999; Meijer *et al.*, 1999). Als de snoekpopulatie zich niet herstelt, raakt het evenwicht steeds weer uit balans en is brasemreductie en een reductie van interne en externe nutriëntenaanvoer herhaaldelijk nodig. De vestiging van een goede macrofyten populatie (*Chara* spp.) is een ander belangrijke slagingsfactor. Deze vegetatie fungeert als een nutriëntenzink, verschaft bescherming aan jonge snoeken en beperkt de wind- en visveroorzaakte bodemwoeling (Gulati en van Donk, 2002). Wanneer er te weinig macrofyten aanwezig zijn, kan het helpen artificiële schuilplaatsen voor zoöplankton en snoek (Chorus en Bartram, 1999) te plaatsen. Ook kan het verlagen van het waterpeil gedurende de zomer in ondiepe meren macrofytengroei stimuleren. Daarnaast kan men het aanleggen van eilanden of diepe putten overwegen om opwerveling van sediment te minimaliseren en zo het doorzicht te verbeteren.

De ervaringen met actief biologisch beheer hebben aangetoond dat deze vorm van beheer een belangrijke bijdrage kan leveren om op korte termijn eutrofe, ondiepe, systemen helder te krijgen. In hypertrofe systemen zal de hernieuwde toestand niet stabiel zijn en is herhaaldelijk visstandreductie nodig. Deze maatregel is erg lastig wanneer het water niet geïsoleerd is, omdat er dan altijd aanwas van vis is vanuit achterliggende watersystemen. Men dient vooraf aan actief biologisch beheer een weloverwogen studie van de te verwachten effecten uit te voeren. Daarnaast zijn er altijd aanvullende maatregelen nodig zoals interne en externe nutriëntbeperking anders zal groei van oneetbare cyanobacteriën, groenalgen en epifyten blijven en het systeem uit balans trekken.

Dreissena polymorpha (driehoeksmossel)

Driehoeksmosselen filtreren zwevende deeltjes, inclusief cyanobacteriën uit de waterkolom. De introductie van driehoeksmosselen zou hierdoor effect kunnen hebben op de dichtheid van cyanobacteriën.

De gevolgen van het inzetten van driehoeksmosselen zijn niet eenduidig. Zowel een positieve als negatieve relatie met de groei van cyanobacteriën is gevonden. Er is een verhoogd doorzicht waargenomen en een reductie van fosfor- en stikstofconcentraties door driehoeksmosselen hoewel een deel van de nutriënten achterbleef op het sediment als pseudo-feces (Vanderploeg, 2001). Bykova *et al.* (2006) vonden een verhoogde flux van nitraat en ortho-fosfaat naar het sediment, een vermindering van

opgelost nitraat en organisch stikstof terwijl andere stoffen niet wijzigden (ammonium, fosfaat, en opgelost organisch koolstof). Pires *et al.* (2005a en 2004a) vonden bewijzen dat de mosselen selectief op cyanobacteriën grazen en ook kolonievormende cyanobacteriën graasden.

Daarentegen konden *Microcystis*-bloeien in proefvijvers niet worden voorkomen. Ook werd een reductie van groenalgal en juist een toename in *Microcystis* waargenomen (Bykova *et al.*, 2006). Uit een uitvoerige analyse naar de situatie van de Hudson rivier 1993 tot 2005 waar men overlast had van cyanobacteriën, bleek dat er geen significante correlatie te vinden was tussen de dominerende cyanobacteriën en de driehoeksmosselen (Fernald *et al.*, 2007). De variatie in cyanobacteriëndichtheden correleerde sterk met kleine temperatuurverschillen (24,0-26,8 oC) en de competitie met diatomeeën. Uit recent onderzoek (Naddafi *et al.*, 2007) blijkt dat *Dreissena* selectief graast en een voorkeur heeft voor cryptofyten, terwijl chlorofyten en cyanobacteriën worden vermeden. Begrazing van diatomeeën, chrysofyten en dinoflagellaten bleek afhankelijk van celgrootte.

Pires *et al.* (2005b) vonden geen verschil in de effectiviteit tussen begrazing van zwevende deeltjes in het water van *Daphnia* en *Dreissena*.

Een voordeel van *Dreissena* boven zoöplankton is de grotere stabiliteit van de populatie, waardoor een meer constante druk op de ontwikkeling van het fytoplankton zou kunnen worden uitgeoefend en nutriënten worden doorgaans langer onttrokken dan door macrofyten. Verder is *Dreissena* relatief ongevoelig voor toxines van *Microcystis* (Pires *et al.*, 2004b).

5.5 Algiciden

Natuurlijke algiciden

Chemische algiciden zoals koper en kopersulfaat worden gebruikt ter bestrijding van algen, omdat het doorgaans een negatief effect heeft op het fotosysteem van autotrofe organismen. Hoewel ze effectief zijn, zijn dergelijke algiciden niet selectief en derhalve niet inzetbaar in natuurlijke wateren vanwege het hoge ecotoxicologisch risico (Le Jeune *et al.*, 2007; Carvalho en Fernandes, 2006; Van Hullebusch *et al.*, 2003; Erickson, 1996). Er zijn echter ook algiciden die biologisch afbreekbaar en mogelijk wel ingezet kunnen worden. Wel moet dan worden bekeken of de wettelijke Nederlandse kaders dit toestaan.

Rottend gerstestro

Rottend stro blijkt een remmende werking op de groei van meerdere algensoorten te hebben. De remmende werking van het stro of een extract van het stro neemt toe in de tijd en bereikt een maximum na een incubatieduur van circa zes maanden. Deze werking wordt niet waargenomen onder anaërobe omstandigheden. De remming van is ondermeer aangetoond voor unicellulaire algen, draadvormende groenwieren en cyanobacteriën, waaronder *Microcystis* (Brownlee *et al.*, 2003; Ball *et al.*, 2001; Barrett *et al.*, 1999; Chorus en Bartram, 1999; Martin en Ridge, 1999; Everall en Lees, 1996; Barrett *et al.*, 1996).

De inhibitie van rottend stro is zowel in cultures als in proeven in het veld aangetoond, maar er zijn ook uitgebreide onderzoeken geweest waar geen remmende invloed is gevonden (Ferrier, 2005). In de meeste studies wordt gerstestro gebruikt, dat al bij een lage dosering (5 gr l-1) effectief is. Onderzoek naar het werkingsmechanisme heeft nog geen sluitende verklaring opgeleverd; zowel een biologische als chemische interacties met groei van cyanobacteriën worden geopperd (Everall en Lees, 1997). In de verschillende literatuur kunnen een drietal hypothesen over het werkingsmechanisme van rottend stro onderscheiden worden:

- immobilisatie van nutriënten (P) door de micro-organismen op het rottend stro;
- productie van antibiotica door schimmels op het rottend stro;
- productie van fenolische verbindingen.

De resultaten van de studies geven geen universele verklaring voor de werking van rottend stro.

Indien rottend stro als beheermaatregel tegen overlast van cyanobacteriën geschikt wordt bevonden, dienen er geen negatieve effecten op overige componenten uit het ecosysteem te zijn. Dit beeld is nog niet helder. Duidelijk is dat het tevens andere planktonsoorten remt, dat zoöplankton lijkt toe te nemen en dat er geen verstoring effect is gevonden op verschillende macrofyten (Everall en Lees, 1996). Een andere zorg is dat het drijvende rottende stro het zuurstofgehalte in het water kan verlagen.

Naast gerstestro zijn er nieuwe bewijzen van allelopathische effecten van een rijststro-extract (Park *et al.*, 2006) en rottend rietextract (Nakai *et al.*, 2006) op de groei van cyanobacteriën.

Waterstofperoxide (H_2O_2)

Het toepassen van waterstofperoxide is sinds 2007 in beeld gekomen als bestrijdingsmethodiek van cyanobacteriën. Uit laboratoriumstudies bleek dat cyanobacteriën gevoeliger voor waterstofperoxide zijn dan het overige fytoplankton. Bij concentraties van 2,5 mg/l waren alle onderzochte cyanobacteriën negatief beïnvloed (Drabkova *et al.*, 2007). Bij dezelfde concentraties ondervonden groenalgen en diatomeeën geen hinder. Dergelijke concentraties zijn vele malen lager dan de concentraties waarmee mensen hun mond spoelen (ca. 15.000 keer minder) en ook lager dan de concentraties zoals die door aquarium liefhebbers gebruikt worden om hun aquaria algenvrij te houden. Andere studies in afvalwater waarin cyanobacteriën tot bloei kwamen toonde een vergelijkbaar effect. De dosering in deze studie werd afgestemd op de hoeveelheid chlorofyl dat in de monsters aanwezig was. Bij de toediening van 3 mg/ μ g Chl-a bleek er een afname van de reproductie van algencellen op te treden. Hoewel er ook een negatieve reactie plaats had voor groenalgen en diatomeeën bleken cyanobacteriën bij dergelijke concentraties het meest gevoelig (Barrington & Anasghadouani, 2008). In 2009 en 2010 hebben Matthijs *et al.* (2011) geëxperimenteerd met het toevoegen van waterstofperoxide aan een heel meer in het noorden van Nederland. Door middel van het toevoegen van 2 mg/l werd een scherpe afname van de cyanobacteriepopulatie bereikt. Binnen enkele dagen waren zulke lage hoeveelheden cyanobacteriën aanwezig dat de plas weer open kon voor de (zwem)recreatie (van ca. 800.000 cellen/ml naar < 200.000 cellen/ml). Het effect hield 7 weken stand. In dezelfde studie is beoordeeld of en wat de effecten op het overige waterleven was. Met betrekking tot het zooplankton waren bij een concentratie van 2 mg/l negatieve effecten waar te nemen: de aantallen namen met ca. 30% af. Op het macrofauna waren geen significante effecten waarneembaar. Uit de veldstudie bleek eveneens dat het toxine zoals dat door cyanobacteriën geproduceerd kan worden (in dit geval microcystines) binnen enkele dagen eveneens verdween. De onderzoekers schrijven dit toe aan de oxidatie van de toxines. In eerdere studies is dergelijke oxidatie van microcystines eveneens aangetoond. Qiao *et al.* (2005) toonde aan dat onder invloed van het microcystine RR binnen 90 minuten nagenoeg verdwenen was bij een startconcentratie van 720 μ g/l en een H_2O_2 toediening van 1 mmol. Hoewel de gebruikte waterstofperoxideconcentratie 15 maal zo hoog is als in de veldstudie van Matthijs *et al.* (2011) geeft dit wel een indicatie van de werking van het H_2O_2 . Het project van Matthijs *et al.* (2011) is veelbelovend en vindt navolging in de USA (www.saveoursodus.com).

Vooralsnog is het een methode die vooral ingezet kan worden wanneer hoge dichtheden van cyanobacteriën zich gevormd hebben, een symptoombestrijding dus. Het voordeel van deze toepassing is dat waterstofperoxide na toediening uiteenvalt in H_2O en O_2 en zodoende geen sporen achterlaat in het milieu.

5.6 Toepasbaarheid in drinkwaterbekkens/infiltratiebekkens

In bovenstaande paragraaf is een opsomming gegeven van een scala aan maatregelen zoals die in diverse Nederlandse oppervlaktewateren toegepast zijn ter bestrijding van de overmatige bloei van cyanobacteriën. Zoals in tabel 5.1 al aangegeven werd zijn niet alle methoden even succesvol gebleken. Het uitvoeren van dergelijke maatregelen is voor de praktijk van de drinkwatersector dan evenmin aan te raden. Er zijn in het oppervlaktewater met andere functies dan drinkwaterproducties echter ook een aantal bestrijdingsmethodieken zinvol gebleken voor het voorkomen danwel actief bestrijden van cyanobacteriënoverlast. Welke methodiek nu van belang kan zijn voor drinkwaterbekkens is afhankelijk van tal van factoren zoals morfologie, diepte, omvang van de plas, verblijftijden, kwaliteit inlaatwater et cetera. Het is niet vanzelfsprekend dat maatregelen die goed toepasbaar zijn in regulier oppervlaktewater (meren, plassen, zwemwater, stadsvijvers) ook van toepassing kunnen zijn in de drinkwatersector. Bijvoorbeeld het defosfateren van aanvoerwater zou in de drinkwatersector veel meer reagens vragen dan in regulier oppervlaktewater gezien de hoeveelheden water die bijvoorbeeld een infiltratiebekken doorstromen. Anderzijds zou het experimenteren met intermitterende (diepe) menging in diepe drinkwaterbekkens de leveringsveiligheid in gevaar kunnen brengen als gevolg van explosieve cyanobacteriebloeï (een dergelijk voorval heeft zich voorgedaan in het Nieuwe Meer, 2003: Johnk *et al.*, 2008).

In de drinkwatercyclus zijn grofweg twee watersystemen te onderscheiden, te weten de diepe, omvangrijke verzamelbekkens (zoals bijvoorbeeld Biesbosch spaarbekkens, Braakman, de lange Vlieter & Andijk) en de relatief kleine en ondiepe infiltratieplassen in de duinen nabij Den Haag, Zandvoort en

ten noorden van Wijk aan Zee. De verblijftijden in de eerst genoemde zijn vele malen langer dan in de kleine systemen.

Ongeacht het watersysteem kan er in de bestrijdingsmethodieken onderscheid gemaakt worden tussen symptoombestrijding en bestrijding via groeireductie. In een aantal van de drinkwaterplassen worden diverse productieprocessen toegepast die de groei van de cyanobacteriën al negatief kunnen beïnvloeden. Zo wordt er in het laatste van de drie Biesbosch bekkens (Petrusplaat) calciumhydroxide aan het inlaatwater toegevoegd, in eerste instantie gericht om de hardheid van het water te verlagen maar op deze manier wordt ook al enig fosfaat gebonden. Bovendien wordt hetzelfde bekken door middel van luchtmenging diep gemengd waardoor de cyanobacteriën niet de kans krijgen om tot bloei te komen. In Andijk wordt het inkomende water voorzien van ijzerzouten om zwevende bestanddelen uit het water te verwijderen, hiermee worden eveneens de fosfaten deels verwijderd. Desondanks blijft er voldoende fosfaat beschikbaar om een eventuele algenbloei te kunnen veroorzaken. In spaarbekken de Braakman komen zo nu en dan hoge dichtheden aan cyanobacteriën voor (zie hoofdstuk 4). In dit bekken loopt nu onderzoek naar de invloed van de sliblaag die nutriënten nalevert en de mogelijkheden om deze fosfaatbron in te dammen. Daarbij worden verwijderen en afdekken als mogelijkheden onderzocht (Lucassen *et al.*, 2008).

Ook het water dat uiteindelijk de duinen bereikt heeft al enkele voorbehandelingen gehad. Zo is het water dat in de Dunea duinplassen terecht komt al in de Afgedamde Maas behandeld met ijzersulfaat om zodoende zwevende bestanddelen te verwijderen en om het fosfaat gehalte dusdanig te reduceren dat de bloei van cyanobacteriën en diatomeeën beperkt blijft. Het water passeert nog een aantal microzeven nabij Brakel waarna dit water ter hoogte van Bergambacht nog over een zandfilter geleid wordt, wat mogelijk nog meer voedingsstoffen voor algen en cyanobacteriën verwijdert. In één van de duinplassen (Solleveld 12, zie hoofdstuk 6) leidt dit tot (zeer) lage concentraties fosfaat (gemiddelde concentratie van 0,02 mg orthofosfaat/l, gedurende zomerseizoen 2011). Desondanks komen in enkele infiltratiebekkens bloeien van cyanobacteriën voor (zie hoofdstukken 4 & 6). Want hoewel de concentraties van fosfaat in het aangevoerde water laag lijken bestaat er door de constante aanvoer van water ook een continue strom aan nutriënten die beschikbaar kan zijn voor de cyanobacteriebloei. Het toepassen van extra fosfaatreducerende maatregelen lijkt gezien de huidige concentraties orthofosfaat (in Dunea bekkens gemiddeld om en nabij 0,01 mg orthofosfaat/l, Magic-Knezev & van der Salm, 2009) niet tot een beperking in cyanobacteriebloeien te zorgen. Lokale bronnen(bijvoorbeeld bladval of afspoeling van de omliggende velden) van fosfaat kunnen de plassen negatief beïnvloeden, hoewel een verhoogde fosfaatconcentratie niet per definitie leidt tot cyanobacteriebloei (Magic-Knezev & van der Salm, 2009).

Tot dusver zijn er in spaarbekken en/of infiltratiebekken geen maatregelen toegepast die het acute probleem van hoge cyanobacteriedichtheden moeten oplossen. Dat met dergelijke maatregelen ook voorzichtig omgegaan dient te worden blijkt uit voorbeelden van de behandeling van drinkwaterbekken met kopersulfaat. Na toediening van het kopersulfaat in bekkens in de USA en Australië bleken de toxines vrij in het water terecht te komen die uiteindelijk tijdens de drinkwaterproductie niet verwijderd werden. Het gevolg was de uitbraak van diverse gastro-intestinale klachten, maar ook ernstigere klachten als lever en nierschade op het Palm Eiland (AUS) waren het gevolg van een kopersulfaat behandeling waarbij toxines vrij in het water terecht kwamen(Kuiper-Goodman *et al.*, 1999). Een methode waarbij danwel de cellen intact blijven danwel zowel de cellen als de toxines verwijderd worden lijkt voor de drinkwatersector van belang. In het eerste geval komt dat neer op het verwijderen van drijfslagen of voorkomen dat drijfslagen zich manifesteren. Uit bovenstaande paragrafen blijkt dat met betrekking tot symptoombestrijding alleen het actief in beweging brengen en de toepassing van waterstofperoxide in Nederland met succes toegepast zijn. De eerstgenoemde methodiek zou op locaties die goed bereikbaar zijn toegepast kunnen worden. Echter zijn voor dergelijke menginstallaties goede nutsvoorzieningen nodig en dienen ze langdurig in gebruik te zijn. Zeker in (gevoelige) natuurgebieden lijkt dat geen goed optie. Het toepassen van waterstofperoxide zou eveneens tot de mogelijkheden behoren, de toediening zoals die door Matthijs *et al.* (2011) is uitgevoerd betrof een eenmalige toediening die een enkele dag geduurd heeft. Bovendien is de sector bekend met het gebruik van waterstofperoxide verder in de drinkwaterproductieketen en is de toepassing relatief eenvoudig en goedkoop. De methode laat geen blijvende nadelige milieu-effecten achter. Of het toepassen van waterstofperoxide met een concentratie van 2 mg/l geen schadelijke gevolgen heeft voor het ecosysteem

zoals dat in infiltratiebekkens aanwezig is dient dan nader onderzocht te worden. In hoofdstuk 6 wordt een eerste onderzoek naar de toepassing van waterstofperoxide nader uitgewerkt.

6 Pilot studie bestrijding cyanobacteriën

6.1 Aanleiding

Uit bovenstaande hoofdstukken is gebleken dat er in infiltratie en spaarbekkens zo nu en dan overmatige bloei van cyanobacteriën plaats kan vinden. Het valt op voorhand niet uit te sluiten dat, zeker onder invloed van klimaatsveranderingen, dergelijke situaties opnieuw zullen optreden. Om ongewenste cyanobacteriebloei te kunnen bestrijden is het van belang om inzicht te hebben in werkzame methodieken. In de diep(ere) drinkwaterbassins zoals die bij Evides, WML en PWN aanwezig zijn wordt door middel van diepe menging al decennia met succes voorkomen dat cyanobacteriën tot massale bloei komen. In de ondiepere infiltratiebekkens is vooralsnog geen structurele bestrijding toegepast.

Uit hoofdstuk 5 blijkt dat er een heel scala aan maatregelen voorhanden is; slechts enkele blijken effectief en toepasbaar in de dagelijkse praktijk van de drinkwaterbereiding.

Eén van de maatregelen die de laatste jaren met succes toegepast wordt is het gebruik van waterstofperoxide (H_2O_2). Het toepassen van een eenmalige (zeer) lage dosis aan het oppervlaktewater bleek een zeer nuttige methodiek voor de bestrijding van cyanobacteriën (Matthijs *et al.*, 2011). Daarbij zijn bovendien geen significante negatieve effecten opgetreden op de overige aanwezige biota. Het succes van de methodiek schuilt in de gevoeligheid van cyanobacteriën voor deze stof in vergelijking met het overige fytoplankton (Drábková *et al.*, 2007).

Waterstofperoxide komt in zeer lage concentraties van nature voor in (oppervlakte) water. Het wordt geproduceerd als een bijproduct van de fotosynthese. Onder invloed van milieufactoren kan de hoeveelheid fotonen die nodig zijn voor de assimilatie van CO_2 te hoog worden. Op een dergelijk moment wordt in fotosysteem I O_2 gebruikt als elektronen acceptor en ontstaat er een superoxide anion dat kan reageren tot H_2O_2 (Asada, 2006). In algen vindt dit proces plaats in de chloroplasten, in cyanobacteriën liggen de fotosysteemcomplexen aan de buitenkant van het thylakoidmembraan en staat daar in directe verbinding met het cytoplasma.

Anders dan het overige fytoplankton bevatten cyanobacteriën slechts één enzym dat betrokken is bij de afbraak van H_2O_2 . Het enzym catalase wordt aangemaakt bij hoge instraling van zonlicht. Bij dergelijke omstandigheden ontstaat er in fotosysteem I van algen en cyanobacteriën de productie van reactieve zuurstof radicalen die tot H_2O_2 kunnen promoveren. Overige algen produceren naast catalase ook nog het enzym ascorbaatperoxidase dat bijdraagt aan de detoxificatie van de waterstofperoxide. Het waterstofperoxide wordt uiteindelijk omgezet in water en zuurstof (Drábková *et al.*, 2007). De gevoeligheid van cyanobacteriën voor waterstofperoxide maakt het tot een goede selectieve bestrijdingsmethodiek.

In de productielijn van Dunea wordt bij Bergambacht water over een snelfilter gevoerd. Er bestaan ideeën om in aanvulling op deze methodiek ook waterstofperoxide toe te voegen om een eerste zuivering van bacteriën en milieuvreemde stoffen te laten plaatsvinden. Uit pilot scale experimenten blijkt dat de resterende waterstofperoxide concentratie minimaal 4,5 mg/l bedraagt. Waterstofperoxide (in combinatie met UV) wordt elders al toegevoegd in de productie van drinkwater. De toevoeging van H_2O_2 in de drinkwaterproductie vindt meestal plaats in overmaat. De kans is zodoende aanwezig dat wanneer er bij Bergambacht daadwerkelijk een H_2O_2 -toevoeging plaats gaat vinden dat er met H_2O_2 verrijkt water in de infiltratiebekkens in de duinen terecht gaat komen. Er bestaan indicaties dat een continue dosering van 2,0 mg/l negatieve gevolgen heeft op 80 % van de geteste organismen (Arcadis, 2010). De vraag is of een nog lagere concentratie H_2O_2 ook voor schadelijke ecologische effecten kan zorgen in deze duinplassen.

In dit onderzoek is beoordeeld in hoeverre de continue toediening van H_2O_2 een negatief effect kan hebben op de bloei van cyanobacteriën zonder een effect te sorteren op de overige biota.

Hierbij is onderscheid gemaakt tussen een puls, een continue- en een eenmalige toediening. Deze behandelingen wijken af van de eerdere door Matthijs *et al* (2011) met succes toegepaste eenmalige toediening in zoetwatermeren elders in Nederland.

Om te kunnen beoordelen of een continue lage dosering een vergelijkbaar effect kon sorteren als een eenmalige pulsdosering is in dit onderzoek in één van de infiltratieplassen van Dunea een negental enclosures geplaatst waarin beide behandelingen toegepast zijn. Om de effecten in kaart te kunnen brengen zijn diverse parameters met regelmaat gemeten. De nadruk lag hierbij op de efficiëntie van de methodiek in de verwijdering van cyanobacteriën. Daarbij is beoordeeld of er een negatief effect op het zooplankton op kan treden.

6.2 Aanpak / methode

6.2.1 Gebiedsbeschrijving

Ten behoeve van dit experiment zijn 9 enclosures in een infiltratiebekken in de duinen nabij Monster geplaatst, bekken Solleveld 12. Dit bekken is gelegen in het natuurgebied (Natura 2000) Solleveld, net ten zuiden van Den Haag. De omvang van het bekken is 4819 m² en de diepte varieert tussen 2 en 6 meter. De verblijftijd van het water in het bekken is 40 tot 49 dagen (Magic-Knezev & Van der Salm, 2009). Het sediment van het water bestaat voornamelijk uit zand met daarop een sliblaag (dikte van de laag is niet bekend). De sliblaag bevat vermoedelijk veel nutriënten. Aan de noordwestzijde van het bekken bevindt zich een grote Aalscholverkolonie. Verondersteld wordt dat de vogels foerageren op zee en vervolgens rusten bij de plas. Door middel van hun feces verrijken zij de plas met nutriënten (pers. comm., L. Loijenga, duinwachter Dunea), wat de plas mogelijk eutroof maakt (PO₄ gem.: 0,22 mg/l, periode 2000 t/m 2006: Magic-Knezev & Van der Salm, 2009). In dit onderzoek is een zomergemiddelde PO₄ concentratie van 0,08 mg/l gemeten). Aansluitend wordt verondersteld dat het bekken grote hoeveelheden karper en brasem bevat. Deze vissen (met uitzondering van enkele karpersoorten) voeden zich met organismen die in het sediment verblijven. Dit zorgt ervoor dat het water continue vrij troebel blijft als gevolg van het omwoelen van de bodem.

6.2.2 Experimentele opstelling

De enclosures zijn gemaakt van Plexiglas buizen, met een lengte van 1,8 m en een diameter van 1,0 m (zie figuur 6.1). Na het in het water plaatsen op 8 juni 2011 bevatten de enclosures een waterkolom van circa 1,5 meter diep, wat resulteert in een watervolume van circa 1,2 m³. Het watervolume is gedurende het experiment onder invloed van monsternamen niet gedaald maar werd aangevuld via het ondiep sedimenttransport, mogelijk heeft deze aanvulling via sediment een geringe invloed gehad op de waterkwaliteit. Zodoende was het peil in de enclosures niet verschillend van het omliggende water. Het midden van de plas is in dit onderzoek gebruikt als referentielocatie. (zie figuur 6.2).



Figuur 6.1. Een enclosure, voordat deze in het water geplaatst werd, hoogte 1,8 meter en doorsnede 1,0 meter.

De enclosures zijn naast elkaar geplaatst aan de zuidzijde van het infiltratiebekken (figuur 4 & 5). De behandelingen zijn in drievoud uitgevoerd. De enclosures hebben de volgende labels gekregen:

- Controles, geen behandeling: M112010, M112011, M112012,
- Puls / continue dosering: M112013, M112014, M112015,
- Eenmalige dosering (hoge concentratie): M112016, M112017, and M112018.
- De referentie locatie was M112019.

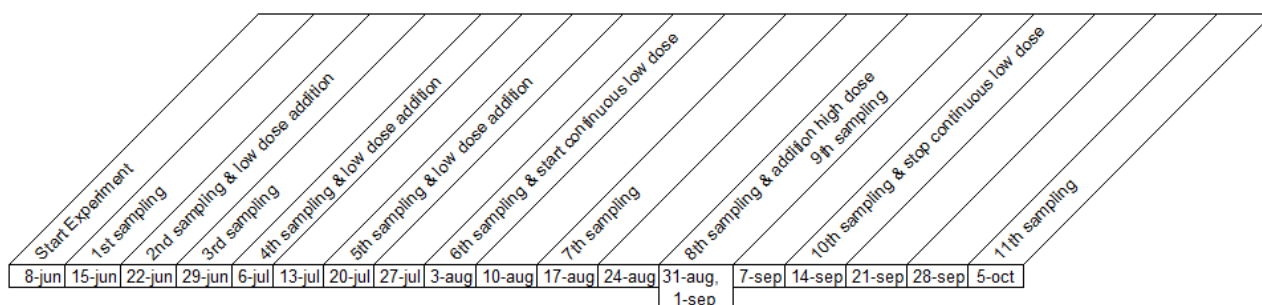


Figuur 6.2 a). Infiltratiebekken Solleveld 12 nabij Monster. De witte stippen geven de locaties van de enclosures aan. De blauwe stip geeft de referentielocatie aan. b). Impressie van de enclosures in het bekken: rechts enclosure M112010 naar links oplopend tot enclosure M112018.

6.2.3 Monstername

Vanaf 22 juni tot en met 5 oktober zijn er eens in de twee weken monsters genomen. Enkele malen hebben de monsternames elke week plaats gevonden of twee aaneensluitende dagen, met name na toevoeging van het waterstofperoxide. Monstername vond altijd plaats vanuit een boot. Voor de bemonstering van het water werd gebruik gemaakt van een waterhapper. De waterhapper bestond uit een perspex buis van 1,5 meter lang en 0,15 meter in doorsnede, met onderaan de buis een stop die bij het omhooghalen van de buis afsloot. Op deze wijze konden de enclosures over de gehele diepte bemonsterd worden. Per water hap kon op deze wijze circa 3 liter water bemonsterd worden. Het water werd in een emmer opgevangen van waaruit de monstername direct plaatsvond.

De conservering (Lugols iodine, mengverhouding 1:100) van de fytoplankton- / zoöplanktonmonsters vond direct na monsternamemomenten plaats. De bepaling van de H_2O_2 -concentratie vond direct plaats. De overige monsters werden gekoeld vervoerd naar het laboratorium van KWR voor verder behandeling en analyse. Figuur 6.3 geeft aan op welke dagen monsternames zijn uitgevoerd.



Figuur 6.3. Tijdslijn met de toevoegingsmomenten van het H_2O_2 en alle monsternamemomenten.

6.2.4 Analysemethodiek

Waterstofperoxide

Het toevoegen van waterstofperoxide heeft plaatsgevonden onder verschillende scenario's: een puls toediening (om de twee weken); een continue toediening; en de toediening van een hoge doses.

De puls dosering heeft plaatsgevonden in de enclosures M112013, M112014 en M112015 gedurende het eerste deel van het experiment: 22-06-11 / 02-08-11. De puls dosering heeft plaats gevonden door een geconcentreerde hoeveelheid waterstofperoxide voorzichtig door de enclosure te roeren.

Gedurende het tweede deel van het experiment (03-08-11 / 14-9-11) zijn dezelfde enclosures aan een continue lage dosering blootgesteld. Voor dit doel is een druppelinstallatie opgehangen met het doel om de concentratie in de enclosures op circa 1mg/l te houden. De druppelinstallatie bestond uit een infuuszak waar een instelbare druppelaar op aangesloten werd. In de infuuszak bevond zich een geconcentreerde hoeveelheid waterstofperoxide. De installatie werd ingesteld op 1 druppel/30 seconde, de hoeveelheid toegevoegde waterstofperoxide kwam overeen met de theoretische hoeveelheid die als gevolg van degradatie uit de enclosure verdween.

In de enclosures M112016, M112017, M112018 is op 30 augustus 2011 eenmalig een hoeveelheid waterstofperoxide toegevoegd. De uiteindelijke doelconcentratie na toevoegen was 2 mg/l. De dosering heeft plaats gevonden door een geconcentreerde hoeveelheid waterstofperoxide voorzichtig door de enclosure te roeren.

Voor de analyse van het waterstofperoxide is gebruik gemaakt van een colorimetrische bepaling. De meting is gebaseerd op reactie tussen waterstofperoxide en thiosulfaat in een zure omgeving. Wanneer de stoffen reageren, ontstaat er een gelige kleur die vervolgens met behulp van de fotospectrometer is af te lezen (Kiwa-huisvoorschrift LAM-048). Hoe donkerder de kleuring hoe hoger de concentratie aan waterstofperoxide. Correctie van de concentratie vond plaats door zowel voor als na toevoeging van het peroxide de analyse uit te voeren. De uiteindelijke concentraties zijn berekend aan de hand van een ijklijn.

Degradatie van het waterstofperoxide

Om inzicht te krijgen in de degradatiesnelheid van het waterstofperoxide zijn enkele tests uitgevoerd.

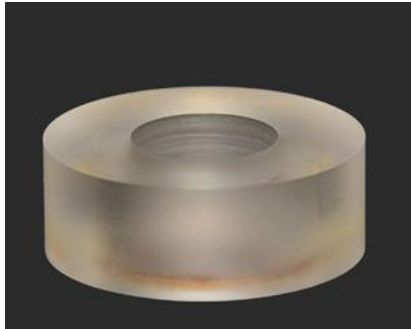
De degradatiesnelheid in het buitenwater is bepaald bij een startconcentratie van 1 en van 2 mg/l H_2O_2 .

In een aanvullende test is bepaald hoe snel het waterstofperoxide degradeerde in de infuuszakken (startconcentratie van 18.000 mg/l). Daartoe is een gevulde zak op het dak van het KWR gebouw gemonteerd. Op gezette tijden zijn er enkele druppels uit de zak gehaald voor de bepaling van de concentratie. De zak heeft 3 weken op het dak gehangen. Ook in de zakken die na een week boven een enclosure gehangen te hebben werden de uiteindelijke concentraties bepaald.

Fytoplanktonanalyse

Monsternamen voor het fytoplankton heeft om de week (of zo nu en dan iedere week) plaats gevonden (zie tijdsbalk, figuur 6.3). Ten behoeve van de fytoplanktonanalyse is in het veld direct 500 ml geconserveerd. Vervolgens zijn de monsters in het donker geplaatst voor bezinking en concentratie.

Voor de uiteindelijke analyse is 1,25 ml overgebracht in een bezinkcuvet (figuur 6.4, aangepast protocol volgens Utermöhl) en 4 uur met rust gelaten voor bezinking. Aansluitend zijn de monsters geanalyseerd (identificatie en telling) onder een omkeermicroscop (Leica, Labovent FS, vergroting: 50*12.5). Van elk monster zijn minimaal 10 zichtvelden en/of 100 individuen geteld. Afhankelijk van de aanvankelijke dichtheid zijn de monsters desgewenst verdund of aanvullend geconcentreerd. Na correctie voor het aantal getelde beeldvelden en de concentratie/verdunding zijn celaantallen per liter berekend. De celaantallen zijn aanvullend omgezet in biovolume volgens vaststaande formules (EQAT; www.planktonforum.eu).



Figuur 6.4. Sedimentatie cuvet (Koeman & Bijkerk).

Zooplankton

Voor het bepalen van de zooplanktondichtheden zijn twee monsternamenstrategieën toegepast. Zoals beschreven bij het fytoplankton zijn er elke monsternameronde monsters geconserveerd voor fytoplanktonanalyse. Deze zelfde monsters zijn eveneens gebruikt voor de analyse van het zooplankton. Daarnaast is bij aanvang van het experiment, na toediening van een "hoge" dosis H_2O_2 en aan het einde van het experiment uit elke enclosure 10 liter water bemonsterd en na filtratie (50 μm planktonnet) geconserveerd.

Tellingen vonden plaats met behulp van een omkeermicroscop (Leitz, Labovert FS) bij een 50 maal vergroting (objectief 4 en oculair 12,5 maal). Voorafgaand aan de analyse zijn de monsters geconcentreerd door middel van bezinking. De concentratie vond plaats in twee stappen: eerst in de fles en aansluitend in een puntbuis (50 ml.). In beide gevallen werd de bovenstaande vloeistof afgezogen met behulp van een vacuümpomp. De buis stond minimaal overnacht bij 4° C voordat bovenstaande vloeistof afgezogen werd. Het uiteindelijk overgebleven volume is bepaald en opgenomen in het werkblad. Vanuit de puntbuis werd 5 ml van ieder monster overbracht in een petrischaal met een doorsnee van 52 mm, waarin uiteindelijk de telling plaatsvond. Per monster werden minmaal 100 organismen geteld in minimaal 10 beeldvelden. Ieder beeldveld had een volume van 0,02ml. Het aantal beeldvelden dat uiteindelijk geteld werd, kan variëren per monster.

Pigmenten

Ten behoeve van de pigmentanalyse is circa 500 ml van het bemonsterde water gefiltreerd over een 47 mm GF/F filter. De filters zijn overgebracht in cryobuisjes en direct bevroren in vloeibare stikstof, aansluitend zijn de monsters bewaard bij -80°C.

Voorafgaand aan de analyse zijn de pigmenten geëxtraheerd:

Aan de gevriesdroogde filters zijn 0.5 mm beads, 1000 μl 90 % Acetone en 500 μl ion pare mix (mix van 7.7% Tributyl ammonium acetaat and 1.5% ammonium acetaat in MilliQ) toegevoegd (Van der Staay, 1992). De monsters zijn aansluitend 1 minuut in de bead beater geplaatst. Aansluitend zijn de filters gesonificeerd voor 10 minuten. Verondersteld wordt dat alle pigmenten zodoende in de oplossing

terecht komen. Als laatste stap zijn de buizen twee maal gecentrifugeerd (MSE Hawk 15/05) voor 3 minuten op 22,385 g.

Pigmentanalyse is uitgevoerd bij de Universiteit van Amsterdam met behulp van de HPLC (Shimadzu). Als loopvloeistof werden in de HPLC run de volgende stoffen gebruikt: eluens A: 50% Methanol, 25% Acetonitrile en 25% 1 M Ammonium acetaat (A88, 77 g/l) in MQ; eluens B: 20% Methanol, 60% Acetonitrile, en 20% Acetone. De gradiënt voor de loopvloeistoffen was volgens Van der Staay (1992), zie ook tabel 6.1.

De kolom betrof een ODS HYPERSIL (Thermo Scientific), lengte: 250 x 3 mm, particle size: 5 µm, en een kolomtemperatuur van 60 °C.

Op basis van de retentietijden en die van standaarden zijn de monsters geanalyseerd. De piekvolumes zijn een maat voor de concentratie in de monsters.

Tabel 6.1. Gradiënt van de HPLC loopvloeistoffen in de tijd.

Time (minutes)	Eluens A (%)	Eluens B (%)
0	100	0
18	60	40
22	0	100
38	0	100
40	100	0
45	End	

Nutriënten

Monsternamen ten behoeve van de nutriëntconcentratie heeft om de twee weken plaats gevonden.

Voor de totale nutriëntfracties zijn de ruwe monsters overgebracht in 50 ml buizen en direct ingevroren.

Voor de opgeloste fracties zijn de monsters (50 ml) gefilterd over een 0,45 µm membraanfilter. Aansluitend zijn ook deze monsters ingevroren (-18 °C.)

Alle nutriëntmonsters zijn geanalyseerd bij het Wageningen Universitair Centrum. Daarbij is gebruik gemaakt van een Skalar SAN++ continue flow analyzer. De geanalyseerde nutriënten zijn: opgelost fosfaat, totaal fosfaat, ammonium, totaal stikstof, nitriet, en nitraat. Opgelost fosfaat en totaal fosfaat concentraties zijn geanalyseerd volgens het NEN 6663 protocol, ammonium en totaal stikstof volgens NEN 6646, en nitriet en nitraat volgens NEN/ISO 13395.

Abiotische parameters

In het veld zijn de volgende abiotische parameters gemeten: temperatuur (°C), EGV (µS/cm en µS/cm A), zuurstofconcentratie (DO %, DO mg/l) en zuurgraad (pH). De metingen zijn uitgevoerd met behulp van een multiprobe (HANNA HI-9100).

Toxines & DNA

Van alle monsters zijn eveneens filters gemaakt voor nadere toxine- en DNA-analyses. De filters zijn opgeslagen in de -80 diepvriezer. In dit onderzoek zijn de monsters niet nader geanalyseerd. De verwachting is dat in de loop van 2012 deze monsters bij de Universiteit van Amsterdam nader geanalyseerd worden.

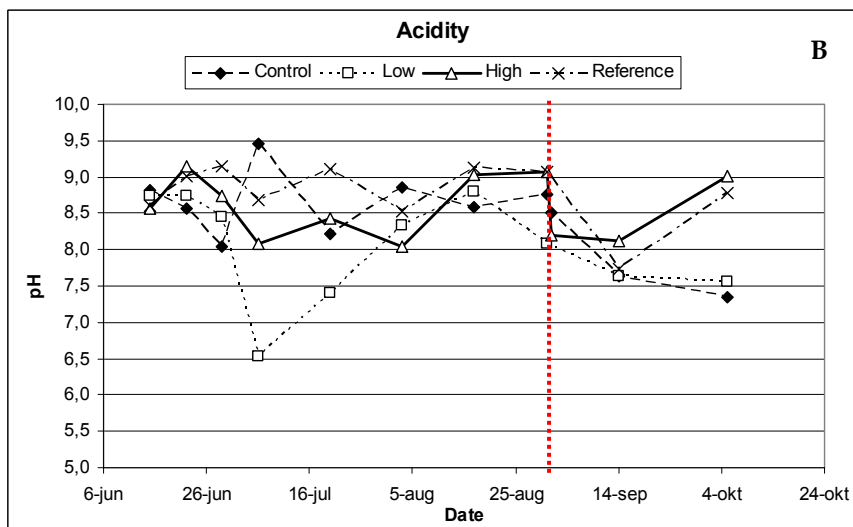
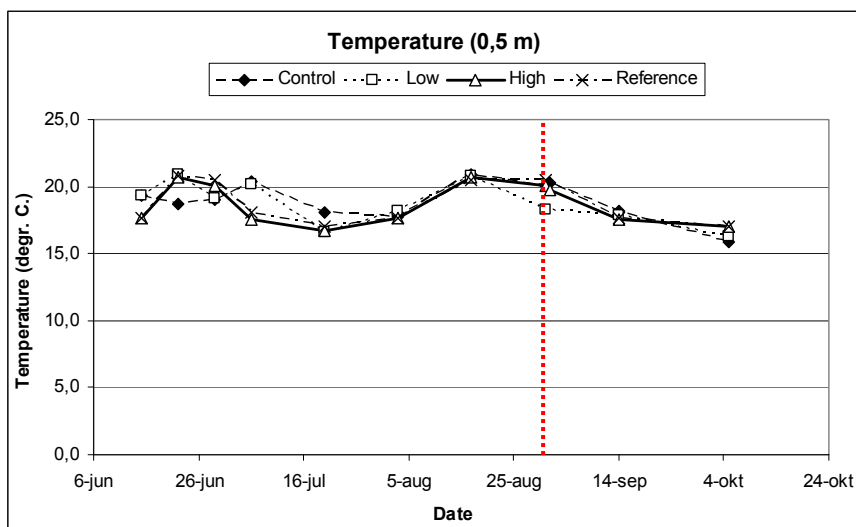
6.2.5 Statistische analyses

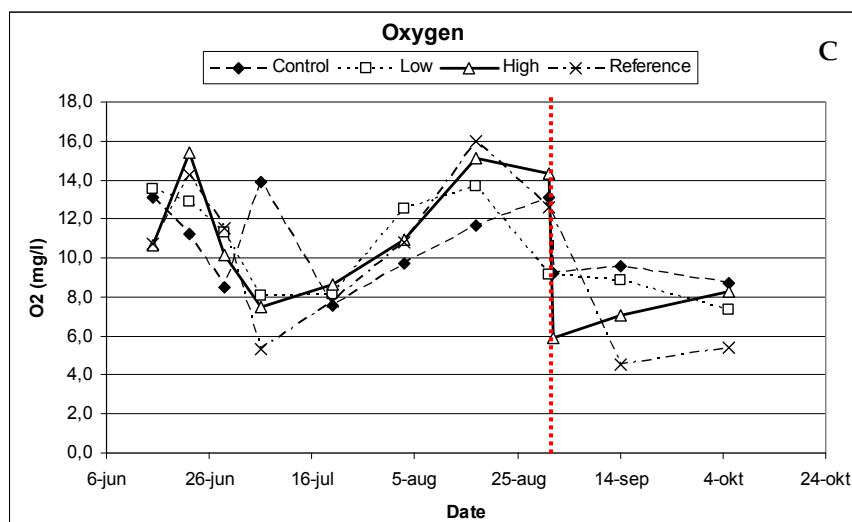
Ten behoeve van de Principale componenten analyse en de Redundancy analyse is gebruik gemaakt van het programma Canoco voor Windows, versie 4.51. Voor de one-way ANOVA en de regressie analyse is gebruik gemaakt van SPSS versie 17.0.

6.3 Resultaten

6.3.1 Abiotische parameters

Figuren 6.5a tot en met 6.5c laten het verloop van de diverse abiotische parameters in de tijd zien. De verschillen in temperatuur tussen de diverse buizen verschilde nauwelijks, per behandeling zijn de gegevens gemiddeld. Als gevolg van de weersomstandigheden dalen de temperaturen in juli tot wel 17 °C. De pH zoals weergegeven in figuur 6.5b, laat duidelijke verschillen zien tussen de verschillende behandelingen. Met name het toedienen van lage (continue) concentraties lijkt in het begin van het experiment (juni 2011) te leiden tot een afname van de pH. Voor wat betreft de zuurstofconcentraties is er een duidelijke afname waarneembaar in de periode eind juni /begin juli. In augustus neemt deze concentratie duidelijk weer toe, mede als gevolg van een toenemende menging en de algensamenstelling. In de buizen waarin een eenmalige dosering plaats vond is duidelijk dat na toedienen een sterke afname in de zuurstofconcentratie waarneembaar is. De zuurgraad in deze buizen houden gelijke tred met de referentielocatie.



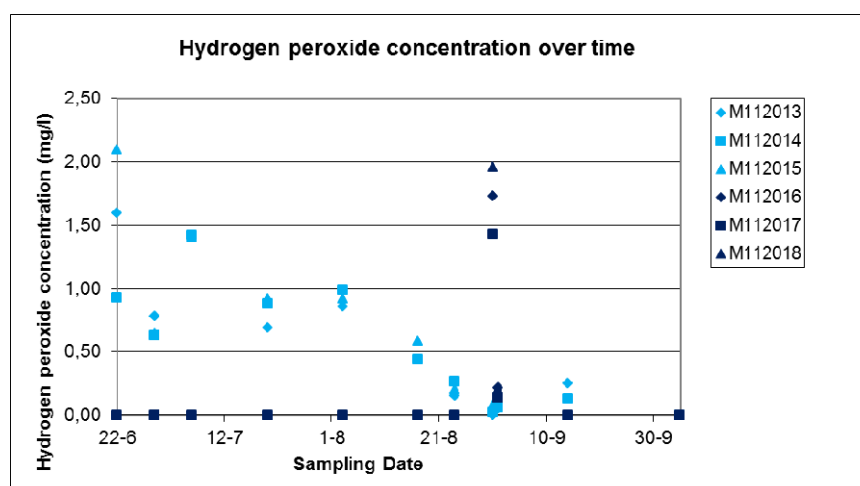


Figuur 6.5. Abiotische parameters in de tijd, de ◆ betreffen de controles, □ betreffen de lage doseringen, △ de hoge doseringen en de × betreffen de metingen op de referentielocatie. A) De gemiddelde temperatuur in de verschillende behandelingen, B) verloop van de gemiddelde zuurgraad (pH) in de tijd, C) verloop van de gemiddelde zuurstofconcentraties. De rode verticale stippellijn is het moment van toedienen van de hoge H_2O_2 concentratie aan de 3 enclosures die daarvoor bestemd waren.

6.3.2 Waterstofperoxide

Het waterstofperoxide is in dit experiment op drie manieren toegevoegd aan de verschillende enclosures: een puls dosering, een continue dosering en een eenmalige dosering. In onderstaande figuur (6.6) is het verloop van de waterstofperoxideconcentraties in de tijd weergegeven. In de enclosures 13 t/m 15 neemt de concentratie H_2O_2 geleidelijk af waarbij de concentratie na 17 augustus door continue druppelen op peil wordt gehouden. De doelconcentratie hierbij was 1 mg/l. Deze concentratie is niet gerealiseerd. Wel kan ervan uitgegaan worden dat er continue gedruppeld is en er dus continue waterstofperoxide in de enclosures aanwezig was.

In de nummers 16 t/m 18 wordt pas op 31 augustus een piekdosering toegevoegd, die leidt tot een concentratie van om en nabij 2 mg/l. Na een dag is deze hoeveelheid gereduceerd tot circa 0,2 mg/l. Na twee weken is de concentratie terug bij 0 mg/l.



Figuur 6.6. Verloop van de waterstofperoxideconcentraties in de tijd. De lichte symbolen geven het verloop weer in de enclosures die met de puls en continue toediening behandeld zijn. De donkere symbolen geven het verloop aan in de eenmalige behandelde enclosures.

Degradatie van het waterstofperoxide

Onder invloed van zonlicht en organisch materiaal in het oppervlaktewater kan H_2O_2 eenvoudig degraderen. In het laboratorium zijn testen gedaan hoe snel het waterstofperoxide afbraak in aanwezigheid van het water uit het infiltratiebekken. Hierbij is beoordeeld hoe snel de afbraak was bij een startconcentratie van 1 mg/l en 2 mg/l. De resultaten van deze proef zijn opgenomen in Bijlage I.

De degradatiesnelheid bij een startconcentratie van 1 mg/l kan verloopt volgens de onderstaande formule:

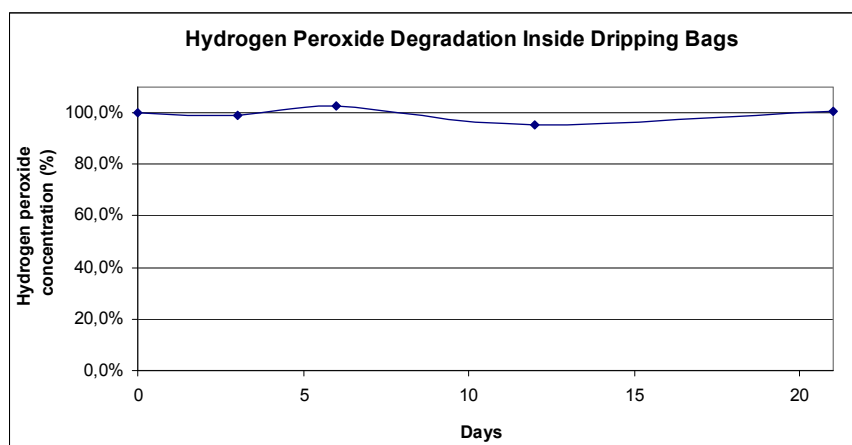
$$H_2O_2 \text{ concentratie} = 1,286 e^{-9E-04 * (\text{tijd in minuten})}$$

De degradatiesnelheid bij een startconcentratie van 2 mg/l kan verloopt volgens de onderstaande formule:

$$H_2O_2 \text{ concentratie} = 2,146 e^{-0,001 * (\text{tijd in minuten})}$$

Om te beoordelen of het waterstofperoxide zou degraderen in de infuuszakken, is er een opstelling gemaakt op het dak van het KWR gebouw. Drie weken lang zijn er op gezette tijden monsters genomen waarin de H_2O_2 concentratie gemeten is. Uit deze meting bleek dat de degradatie niet groot was (zie onderstaande figuur 6.7). De analyses geven blijkbaar een (kleine) spreiding in de metingen. De concentraties lijken namelijk gedurende het experiment enigszins toe te nemen, wat niet waarschijnlijk is. Echter de totale tendens van de metingen geeft aan dat de degradatie maximaal enkele procenten zijn ten opzichte van de startconcentratie.

Vergelijkbare metingen zijn ook uitgevoerd in infuuszakken die in het veld gehangen hebben. Wanneer de zakken een week op locatie gehangen hebben zijn bij terugkeer in het laboratorium de concentraties in het restmateriaal opnieuw gemeten. Uit tabel 6.2 blijkt dat de degradatie in het veld fluctueert tussen 15 en 0,6 % ten opzichte van de startconcentratie. Eenmaal is de concentratie in de zak sterk gedaald (enclosure 14 op 24 augustus): bijna 50 % in een week tijd.



Figuur 6.7. Waterstofperoxide degradatie in de infuuszak die als referentie geplaatst was op het dak van KWR.

Tabel 6.2. Indicatie van de degradatie van de H_2O_2 in de infuuszakken ten opzichte van de beginconcentratie. De percentages geven de concentraties aan ten opzichte van de startconcentraties in de infuuszakken. De M-nummers corresponderen met de enclosures waarin de continue toedieningen uitgevoerd zijn.

Date	M112013	M112014	M112015
17-aug	X	94,7%	91,3%
24-aug	91,5%	50,4%	89,3%
2-sep	99,4%	85,5%	98,3%

6.3.3 Statistische analyse van de replica's

Op basis van Principal component analysis (PCA), werd duidelijk dat de onafhankelijke buizen die een gelijke behandeling kregen per behandeling duidelijk clusterden (zie Bijlage II). De controle, lage concentratie behandeling en de hoge concentratie behandeling clusterde op dezelfde tijdstippen. De PCA assen verklaren 54, 65 en 69 % van de variantie van de milieuparameters voor de behandelingen. Op basis van deze uitkomsten is geconcludeerd dat de resultaten van de diverse buizen per behandelingen gemiddeld kunnen worden. Die gemiddelden zijn verder gebruikt in dit onderzoek.

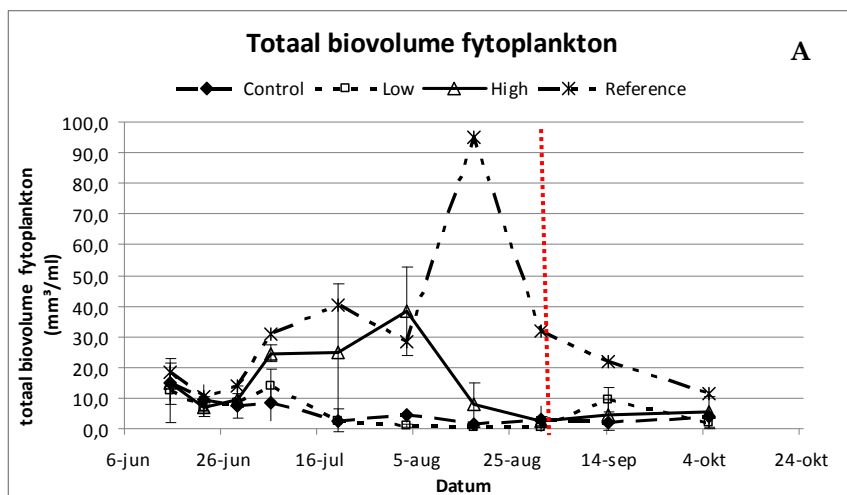
6.3.4 Fytoplankton

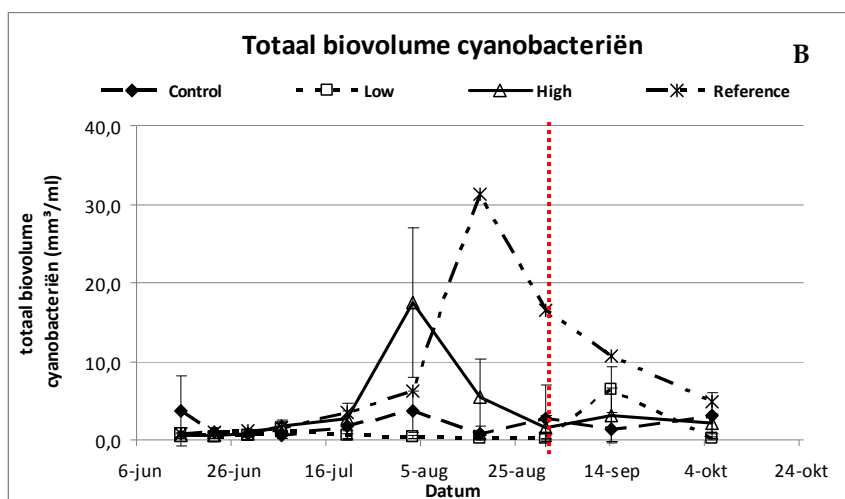
Het verloop van het totale biovolume in de tijd is te zien in figuur 6.8. Uit de grafiek is op te maken dat het biovolume in de controle enclosures en de enclosures waaraan de lage dosering waterstofperoxide werd toegevoegd enigszins gelijk oplopen met biovolumes van rond de $1,0 \cdot 10^7 \mu\text{m}^3/\text{ml}$. De biovolumes blijven gedurende de maanden half juli tot augustus betrekkelijk laag. In september nemen de biovolumes weer enigszins toe.

De biovolumes in de enclosures waaraan eind augustus een hoge dosering werd toegevoegd verlopen gedurende het seizoen duidelijk anders. Het biovolume in een aantal van de enclosures neemt begin augustus toe tot gemiddeld circa $3,9 \cdot 10^7 \mu\text{m}^3/\text{ml}$. Na het hoogtepunt begin augustus daalt het biovolume weer naar dichtheden die vergelijkbaar zijn met de overige enclosures. Op het moment van toedienen van de 2 mg waterstofperoxide (de verticale rode streep in de figuren) is het biovolume totaal fytoplankton in alle enclosures vergelijkbaar. De toename van het biovolume in de enclosures waaraan de hoge dosering werd toegevoegd is mogelijk te wijten aan het wegzakken van een aantal enclosures waardoor er tijdelijk contact is geweest met het omliggende oppervlaktewater waarin de fytoplankton biomassa vele malen hoger was dan in alle enclosures. Echter was het biovolume aan fytoplankton voorafgaand aan het daadwerkelijk toevoegen van het H_2O_2 in alle te behandelen enclosures weer op vergelijkbaar niveau.

Met betrekking tot het biovolume van de cyanobacteriën is de dynamiek in de controle enclosures en de enclosures met lage dosering vergelijkbaar. Gedurende het verloop van het experiment in de tijd worden de cyanobacteriebiovolumes in de behandelde enclosures lager dan in de controle enclosures (figuur 6.8), alleen op 14 september is het net andersom en is de gemiddelde concentratie in de behandelde enclosures hoger dan in de controle. Overall impliceert dit dat er een (beperkt) negatief effect waarneembaar is op de cyanobacteriepopulatie-omvang van de toediening van de lage dosering. Of het een significant effect is wordt verderop in dit hoofdstuk behandeld (paragraaf 6.3.9.).

Bij het cyanobacteriebiovolume is duidelijk waarneembaar dat het biovolume in de enclosures van hoge dosering in augustus toeneemt, deze enclosures zijn dan nog niet behandeld. Echter op moment van toedienen van de hoge dosering van de waterstofperoxide zijn de biovolumes in alle enclosures weer enigszins vergelijkbaar (ca. $2,5 \cdot 10^6 \mu\text{m}^3/\text{ml}$). Na toedienen van de 2 mg/l waterstofperoxide is geen duidelijke afname in de cyanobacteriepopulatie waarneembaar (zie figuur 6.8b). Zie verderop de discussie (paragraaf 6.4.3) over het uitblijven van de verwachte reactie.



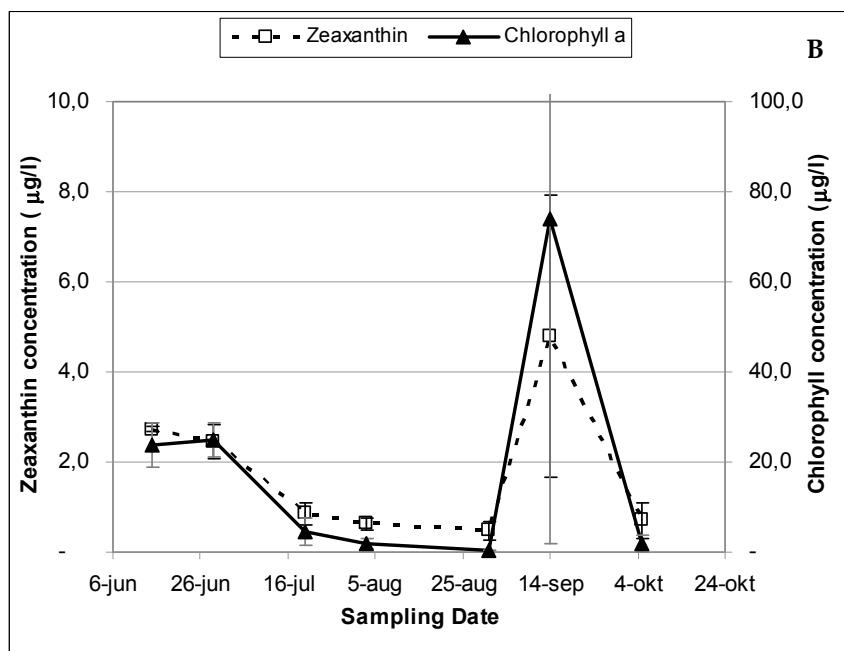
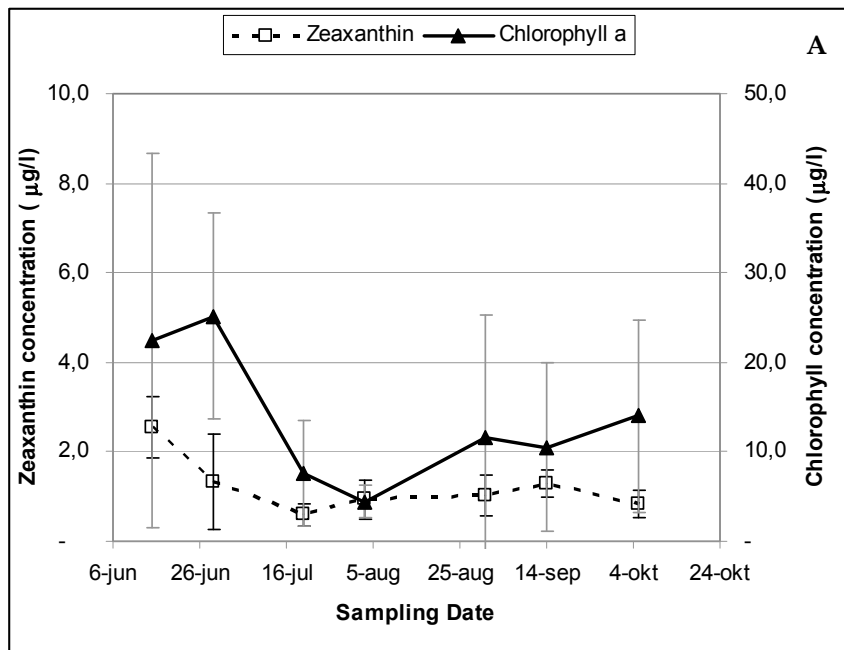


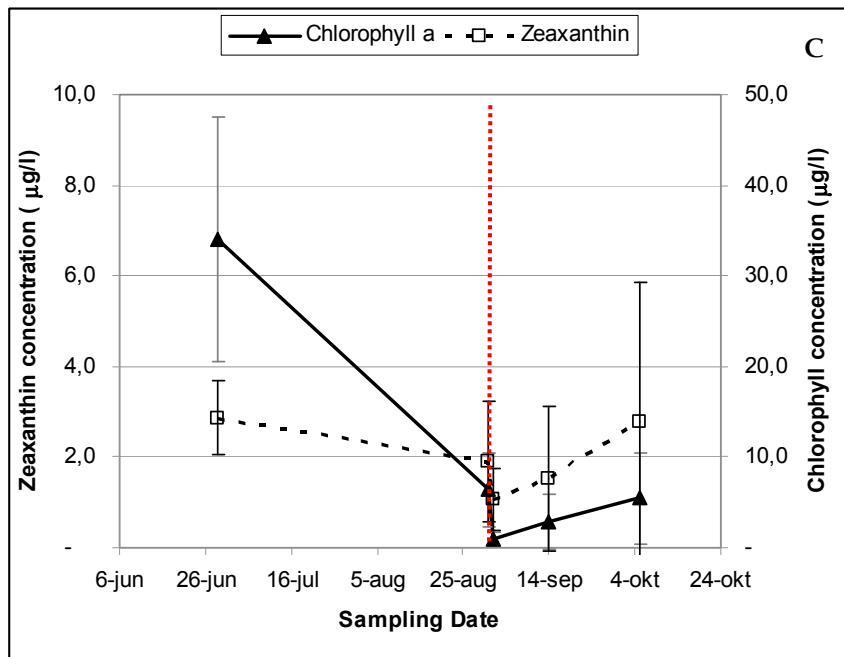
Figuur 6.8. De ◆ betreffen de controles, □ betreffen de lage doseringen en △ de hoge doseringen. A) totaal biovolume van fytoplankton gedurende de loop van het experiment; B) verloop van het cyanobacterie biovolume gedurende het experiment.

6.3.5 Pigmenten

Van het hele scala aan pigmenten zijn hieronder het chlorofyl a en het zeaxanthine gepresenteerd (figuur 6.9). Het chlorofyl a is daarbij een indicatie van de totale hoeveelheid algen die aanwezig zijn. Het zeaxanthine is een pigment dat gekoppeld is aan het voorkomen van cyanobacteriën. De grafieken bevestigen de trends zoals die op basis van het biovolume al waarneembaar waren. Zo valt op dat in zowel de controle als in de behandeling met lage concentratie het chlorofyl naar beneden gaat, terwijl in de buizen waarin de hoge concentratie toegediend werd aanvankelijk een hoge concentratie chlorofyl bevat. In de buizen met lage behandeling is het chlorofyl lager ($0,3 \mu\text{g/l}$ in de behandelde buizen tegen $7,7 \mu\text{g/l}$ in de onbehandelde buizen op 31 augustus). Ook na het toedienen van de hoge concentratie (31 augustus) is er een scherpe daling van de chlorofylconcentratie waarneembaar (1 september). Na circa 3 weken is de concentratie chlorofyl weer vergelijkbaar met de controle.

Het pigment zeaxanthine is in lagere concentraties aanwezig dan het chlorofyl, dit is het gevolg van de algemene aanwezigheid van chlorofyl in fytoplankton, terwijl zeaxanthine vooral voorkomt in cyanobacteriën. Uit onderstaande grafieken blijkt dat de dynamiek van de twee pigmenten vergelijkbaar is. In de hoge dosering is een duidelijke afname van chlorofyl en zeaxanthine waarneembaar, direct na toediening van het H_2O_2 . Dit is waarschijnlijk het gevolg van de toediening van de waterstofperoxide. De concentratie zeaxanthine neemt vervolgens weer toe, en is op 4 oktober (6 weken na de eenmalige hoge dosering) weer op het oude niveau (26 juni) teruggekeerd. De chlorofyl concentratie herstelt zich ook, maar veel minder. Verhoudingsgewijs is er voor en na 6 weken geen verschil tussen de beide pigmenten waar te nemen. Net na toediening pakt de verhouding sterk uit in het voordeel van het zeaxanthine. Chlorofyl (groenalgen) lijkt daarmee in eerste instantie gevoeliger voor de toediening dan het zeaxanthine (cyanobacteriën). In de controle enclosures blijft de hoeveelheid zeaxanthine redelijk constant in de tijd. In de enclosures met de lage dosering is half september voor beide pigmenten een scherpe stijging in de concentratie waarneembaar (figuur 6.9B). Waar dit het gevolg van is, is vooralsnog onduidelijk. Mogelijk dat de lage H_2O_2 dosering een opleving van de cyanobacteriepopulatie niet meer onderdrukt (zie ook figuur 6.8b).





Figuur 6.9. Verloop van de pigmentconcentratie in de verschillende enclosures A) controle; B) lage dosering; C) hoge dosering, de rode lijn geeft het moment van toediening van waterstofperoxide aan.

6.3.6 Nutriënten

Voor de groei van cyanobacteriën zijn naast licht en CO₂ de voedingsstoffen stikstof en fosfaat van belang. In de Nederlandse zoete oppervlaktewateren is fosfaat over het algemeen het groei- limiterende nutriënt. Mede door de ruime beschikbaarheid van dit nutriënt vinden er (overmatige) bloei plaats van cyanobacteriën of andere algen.

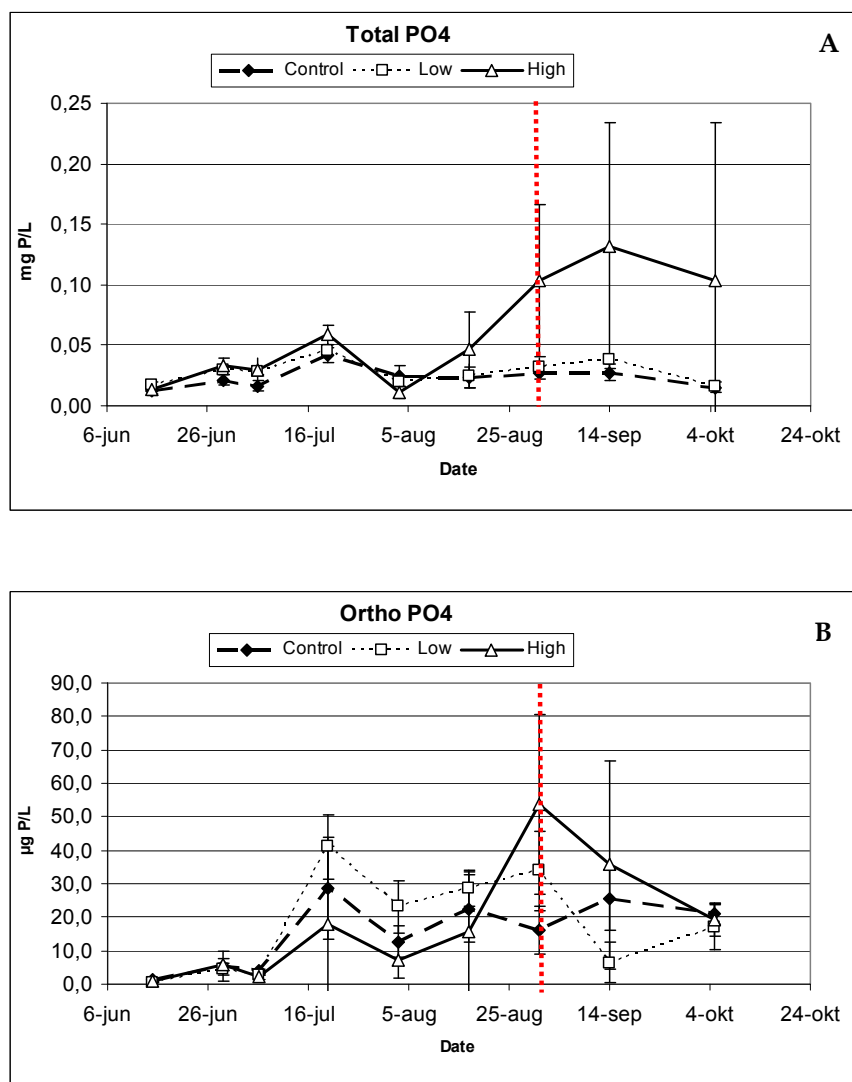
Fosfaat

Het fosfaat kan voorkomen in verschillende vormen. Het fosfaat kan opgenomen zijn in biota of organisch gebonden aan bijvoorbeeld bodemdeeltjes. Als alle vormen van fosfaat bij elkaar opgeteld worden heet het totaal fosfaat (TP). Daarnaast zijn er ook vormen beschikbaar die direct door cellen van algen en cyanobacteriën opgenomen kunnen worden; het orthofosfaat (OP).

Hieronder zijn beide vormen uitgezet in de tijd waarbij de resultaten van de verschillende enclosures per behandeling gemiddeld zijn.

Over het algemeen zijn de concentraties totaal fosfaat in de enclosures niet extreem hoog. In oppervlaktewater worden normen gehanteerd van circa 0,15 mg P per liter (afhankelijk van het soort waterlichaam, STOWA, 2007) voor water met een voldoende waterkwaliteit; dergelijke waarden zijn echter veel te hoog voor stagnante wateren en zullen daar een algenbloei niet limiteren. Opvallend is dat gedurende de eerste maanden van het experiment concentraties in de verschillende enclosures gelijk opgaan. Eind augustus neemt de concentratie TP in de enclosures met de hoge toediening toe. De concentratie blijft tot het eind van het experiment hoog.

Voor het orthofosfaat is de dynamiek grilliger. De concentraties schommelen 10 en 40 µg/l, waarbij de concentraties in de eerste maanden in de enclosures van de hoge toediening de laagste concentraties aan OP bevatten. Vergelijkbaar met het TP gaat in augustus de concentratie aan OP in de enclosures waarin de hoge dosering plaatsvond omhoog. Naar verloop van tijd neemt deze concentratie weer af en wordt vergelijkbaar met de concentraties van de lage dosering en de controles. Voor zowel TP als voor OP geldt dat de spreiding binnen de enclosures aan het einde van het experiment toeneemt.

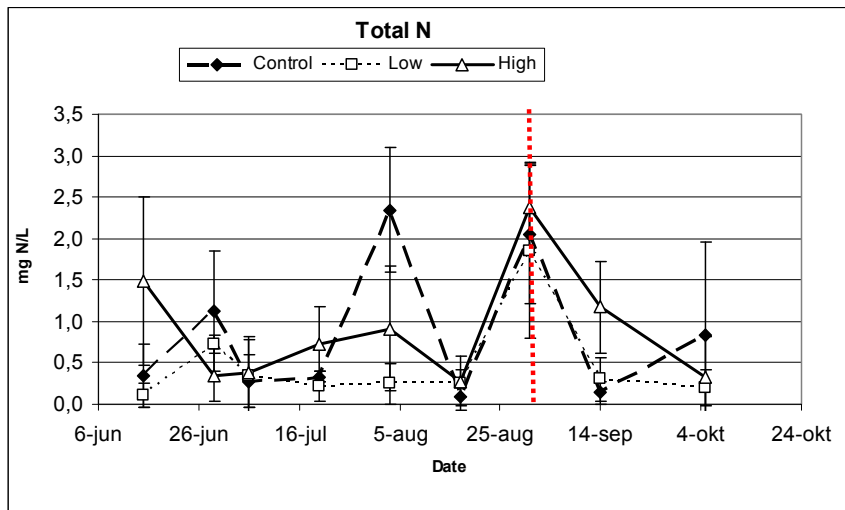


Figuur 6.10. De ◆ betreffen de controles, □ betreffen de lage doseringen en △ de hoge doseringen. A) verloop van totaal fosfaatconcentratie in de verschillende behandelingen; B) verloop van het ortho-fosfaat in de verschillende behandelingen.

Stikstof

Vergelijkbaar met fosfaat geldt dat er voor stikstof ook verschillende verbindingen zijn die voor algen en cyanobacteriën “makkelijk” opneembaar zijn.

De gemeten concentraties aan totaal stikstof zijn vergeleken met nederlandse oppervlaktwateren niet extreem hoog. Een concentratie van circa 2,2 mg/l (afhankelijk van het soort waterlichaam, STOWA, 2007) wordt beschouwd als voldoende waterkwaliteit. Het verloop van de totaal stikstof (TN) concentratie in de enclosures vertoont een grillig patroon. In begin augustus is er in de controle enclosures een toename waarneembaar, waarna een afname en aansluitend opnieuw een toename waarneembaar is (eind augustus). Ook in de andere enclosures, inclusief de controle, laten eind augustus een toename zien in de totaal stikstofconcentratie. Aan het einde van het experiment zijn de concentraties in alle enclosures weer vergelijkbaar (ca. 0,5 mg/l).

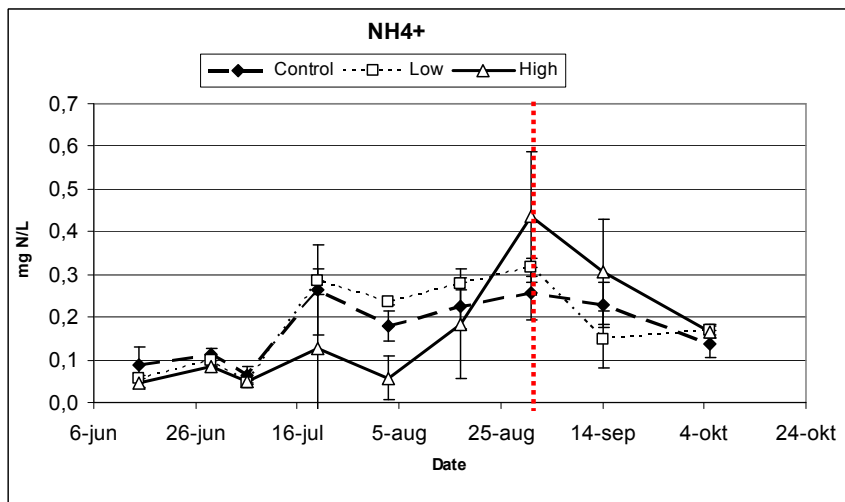


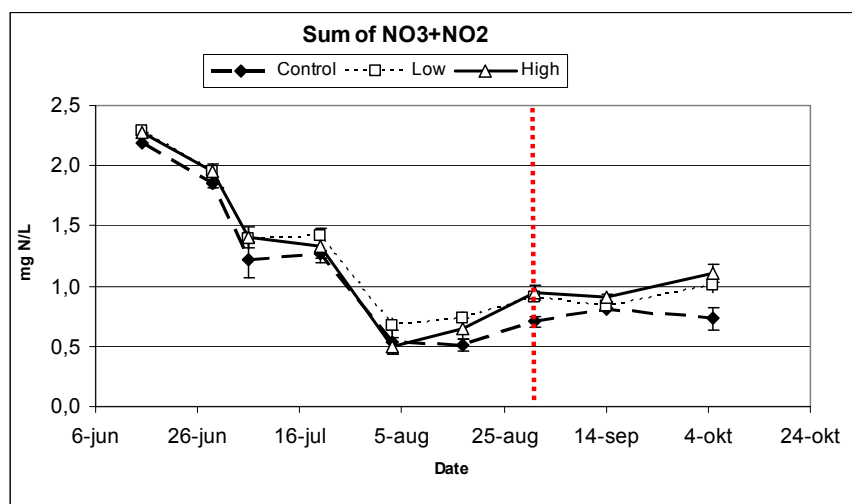
Figuur 6.11. De $\blacklozenge$ betreffen de controles, $\square$ betreffen de lage doseringen en Δ de hoge doseringen. Verloop van de totaal stikstof concentratie in de verschillende enclosures.

Opneembare stikstofvormen voor algen en planten zijn ammonium (NH_4^+) en nitraat (NO_3^-). Ammonium wordt uitgescheiden door onder andere vissen, maar komen ook vrij bij de regeneratie van organisch materiaal. Ook nitraat is een product van de omzetting van stikstofbestanddelen.

Uit de grafiek hieronder (figuur 6.12) blijkt voor ammonium eveneens een grillig verloop waarneembaar. Het verloop is vergelijkbaar met die voor Orthofosfaat met in de hoge doses behandeling een lage concentratie in de maanden juni en augustus en een fikse toename van de concentratie in eind augustus. Aan het einde van het experiment is de concentratie weer vergelijkbaar met de overige behandelingen. De lage dosering enclosures en de controles zijn redelijk constant gedurende het experiment: rond de 0,2 - 0,3 mg/l.

Bij NO_3 en NO_2 is er tussen de behandelingen nauwelijks onderscheid waar te nemen. Vanaf aanvang van het experiment neemt de concentratie tot begin augustus af (0,5 mg/l) waarna de concentratie weer enigszins oploopt tot 1,0 mg/l.





Figuur 6.12. De ◆ betreffen de controles, ◻ betreffen de lage doseringen en Δ de hoge doseringen. A) verloop van ammoniumconcentratie in de verschillende behandelingen; B) verloop van de som nitraat+nitriet in de verschillende behandelingen.

6.3.7 Zoöplankton

Het zoöplankton is voor een aantal momenten gedurende het experiment gekwantificeerd. Er zijn in totaal 15 verschillende soortgroepen geïdentificeerd (Tabel 6.3). Niet alle groepen zijn in alle enclosures aangetroffen. In onderstaande figuren zijn de resultaten van een aantal groepen gepresenteerd. De overige figuren staan in de Bijlage (III).

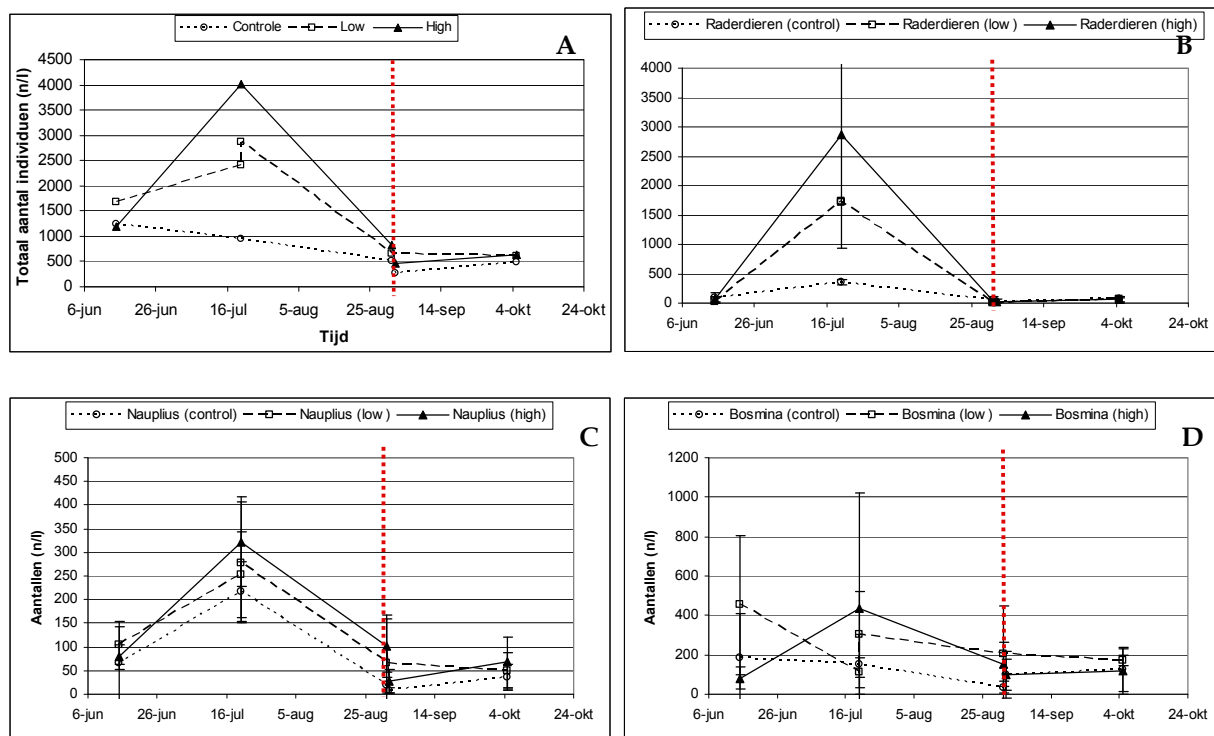
Tabel 6.3. Groepen zoöplankton zoals aangetroffen in de diverse enclosures.

Aangetroffen groepen zoöplankton	
Alona	mosselkreeften
borstelwormen	muggelarven
Bosmina	Nauplius
buikharigen	platwormen
Cyclopidea	raderdieren
Daphnia	schaalamoebes
draadwormen	watermijten
Harpodidea	

Opvallend van de tellingen is dat het totaal aantal individuen per behandeling verschilt (figuur 6.13A). De totaal aantallen in de controle behandeling zijn daarbij halverwege juli het laagst. Op dat moment (20 juli) heeft de toediening van de hoge concentratie H_2O_2 nog niet plaats gevonden en kunnen de buizen waaraan de eenmalige dosering toegevoegd worden nog als controle beschouwd worden. Het grote verschil in aantallen wordt vooral veroorzaakt door de hoge concentraties aan raderdieren in de enclosures waarin de hoge dosering (high) plaats heeft gevonden (figuur 6.13b). Eind augustus is de hoeveelheid raderdieren in de continue (lage) dosering sterk afgenomen. Aan het einde van het experiment zijn de hoeveelheden per liter in zowel totaal aantallen als bij de raderdieren weer vergelijkbaar in alle enclosures.

Het toedienen van een hoge concentratie H_2O_2 (eind augustus) heeft nagenoeg geen negatief effect op de hoeveelheid raderdieren (figuur 6.13 b). Voor *Nauplius* en *Bosmina* is er wel een effect waarneembaar na toediening van de hoge dosering (figuur 6.13 c + d). Aan het einde van het experiment, halverwege oktober 2011, zijn deze verschillen niet meer evident. Voor zowel *Bosmina* als voor *Nauplius* treedt er rond 20 juli een raar fenomeen op. De enclosures waaraan een lage dosering H_2O_2 toegevoegd is toegediend zijn zowel voor als na toediening bemonsterd. De aantallen van beide organismen lijken toe te nemen in hoeveelheden per liter. Mogelijk is dit een artefact van de toediening van de H_2O_2 waarbij ten behoeve van de homogenisering mogelijk dode dieren van de bodem opgewerveld zijn. Het

toedienen van de lage concentratie lijkt geen effect te hebben op de hoeveelheid raderdieren (punten overlappen in de grafiek, figuur 6.13 b).



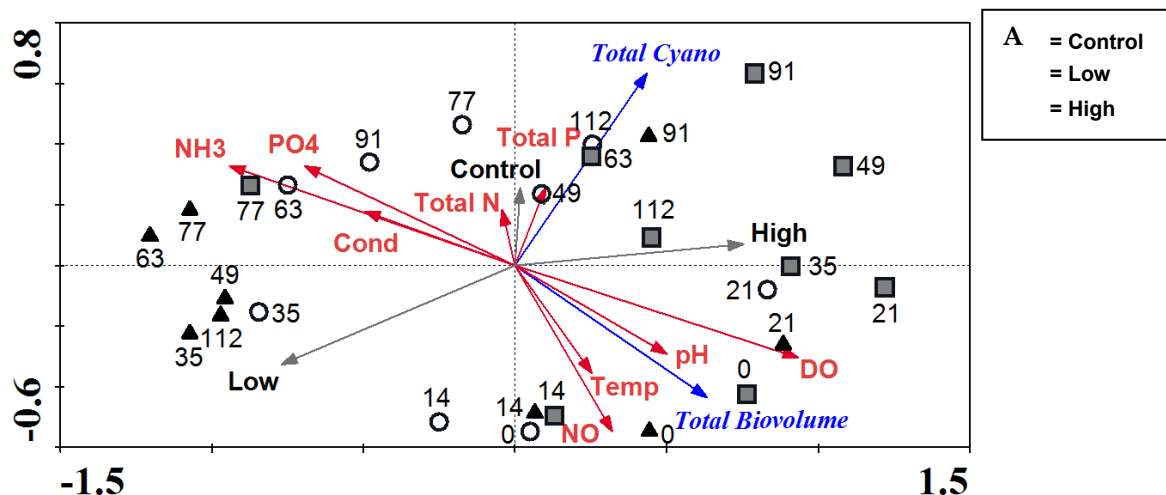
6.13. Verloop van de dichtheden van de diverse zooplankton soortgroepen in de tijd. De $\blacklozenge$ betreffen de controles, $\square$ betreffen de lage doseringen en Δ de hoge doseringen. A) totaal aantal individuen zooplankton; B) Raderdieren; C) Nauplius; D) Bosmina.

6.3.8 Statistische RDA analyse

RDA totaal fytoplankton & totaal cyanobacterie biovolume

In deze RDA analyse is gekeken naar het verband tussen het voorkomen van fytoplankton en cyanobacteriën enerzijds en de milieuparameters (temperatuur, pH, opgelost zuurstof, nitriet en nitraat, ammonium, totaal stikstof, ortho-fosfaat en totaal fosfaat) anderzijds. Uit de RDA blijkt dat 67,3 % van de variantie verklaard kan worden (zie figuur 6.14). Het voorkomen van de algen en de omgevingsvariabelen zijn significant gecorreleerd ($p=0,012$). De biomassa van zowel het totaal fytoplankton als van de biomassa van de cyanobacteriën blijkt positief gecorreleerd met de resultaten uit de hoge en controle behandeling. Het toevoegen van lage concentraties blijkt te resulteren in een negatieve relatie met het zowel de cyanobacteriebiomassa als met het totale biomassa van het fytoplankton. De aanwezigheid van cyanobacterie biomassa correleert in dit onderzoek vooral met de concentratie totaal P.

De totale biomassa van het fytoplankton correleert met de concentratie organisch stikstof en met de temperatuur.



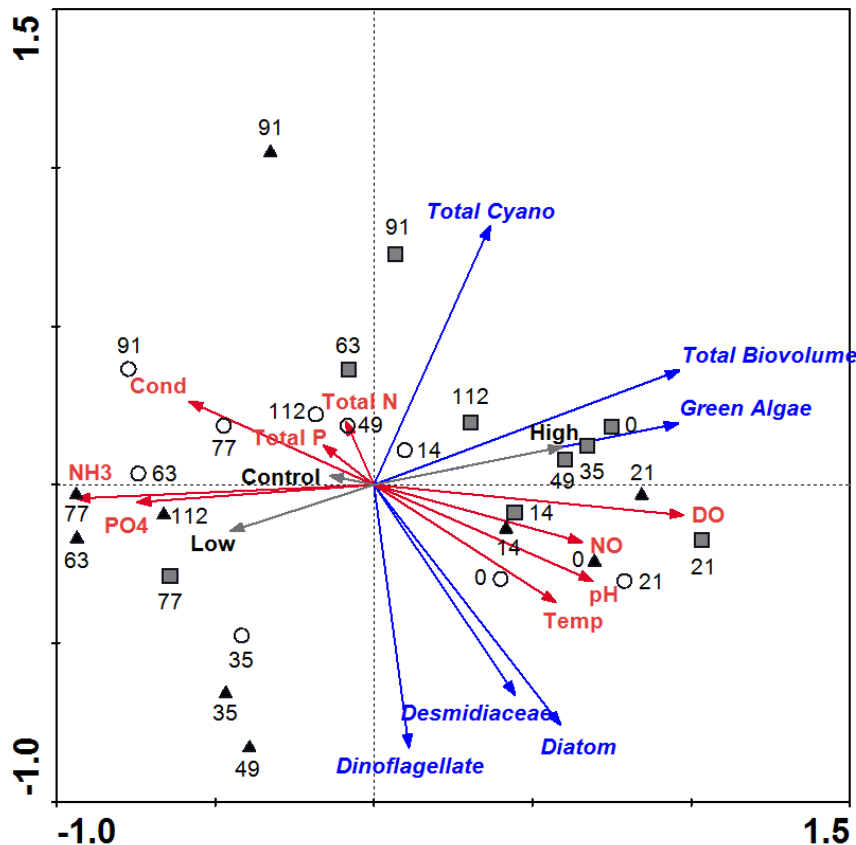
Figuur 6.14. RDA-plot met de soortvariabelen: totaal biovolume van het fytoplankton (Total Biovolume) en het totaal biovolume van cyanobacteriën (Total Cyano), en milieuvariabelen: Temperatuur (Temp), pH, opgelost zuurstof (DO), Nitriet and Nitraat (NO), (ortho)fosfaat (PO₄), ammonia (NH₃), totaal stikstofconcentratie (Total N) en totaal fosfaatconcentratie (Total P). De open cirkels betreffen monsters van de controle, de gesloten driehoeken betreffen monsters van de lage toediening en de vierkanten presenteren de hoge toediening. De getallen slaan op het aantal dagen van de duur van het experiment.

RDA Biovolume fytoplankton groepen

In onderstaande plot wordt het verband gelegd tussen de behandelingen, het voorkomen van verschillende algengroepen en de omgevingsvariabelen (zie figuur 6.15). In deze RDA analyse verklaren de RDA assen 49,9 % van de variantie.

Er bestaat een significant verband tussen de omgevingsvariabelen en algengroepen ($p=0.002$). De behandeling met lage concentraties H₂O₂ zijn negatief gecorreleerd met de cyanobacteriën maar ook met de overige algengroepen en het totaal biovolume aan fytoplankton. Deze correlatie geldt in mindere mate ook voor de controle. De behandeling met de hoge concentratie is positief gecorreleerd aan de fytoplanktonbiomassa. Van de omgevingparameters valt op dat met name de organische stikstofverbindingen nitriet en nitraat positief gecorreleerd zijn met de biomassa. De overige nutriëntparameters zijn juist negatief gecorreleerd.

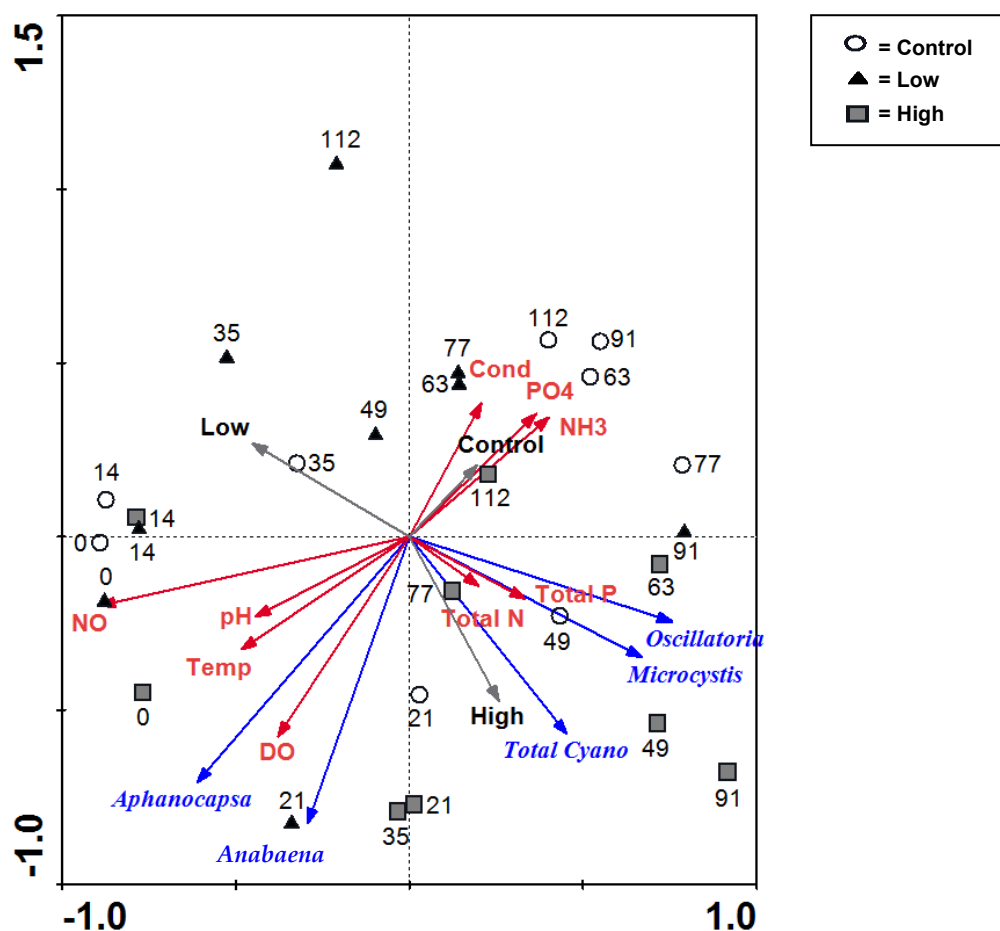
De behandeling met lage concentraties H₂O₂ lijken te resulteren in de beschikbaarheid van meer nutriënten zonder dat dit leidt tot hoge biomassa aan fytoplankton.



Figuur 6.15. RDA-plot met de soortvariabelen: totaal biovolume van het fytoplankton (Total Biovolume), Cyanobacteria (Total Cyano), Chlorophyta (Green Algae), Bacillariophyceae (Diatom), Desmidiaceae, en Dinophyceae (Dinoflagellate). Daarnaast staan in deze grafiek de omgevingsvariabelen: temperatuur (Temp), pH, opgelost zuurstof (DO), nitriet en nitraat (NO), (ortho)fosfaat (PO₄), ammonia (NH₃), totaal stikstofconcentratie (Total N) en totaal fosfaatconcentratie (Total P). De open cirkels betreffen monsters van de controle, de gesloten driehoeken betreffen monsters van de lage toediening en de vierkanten presenteren de hoge toediening. De getallen slaan op het aantal dagen van de duur van het experiment

RDA biovolume van de voornaamste cyanobacteriegenera

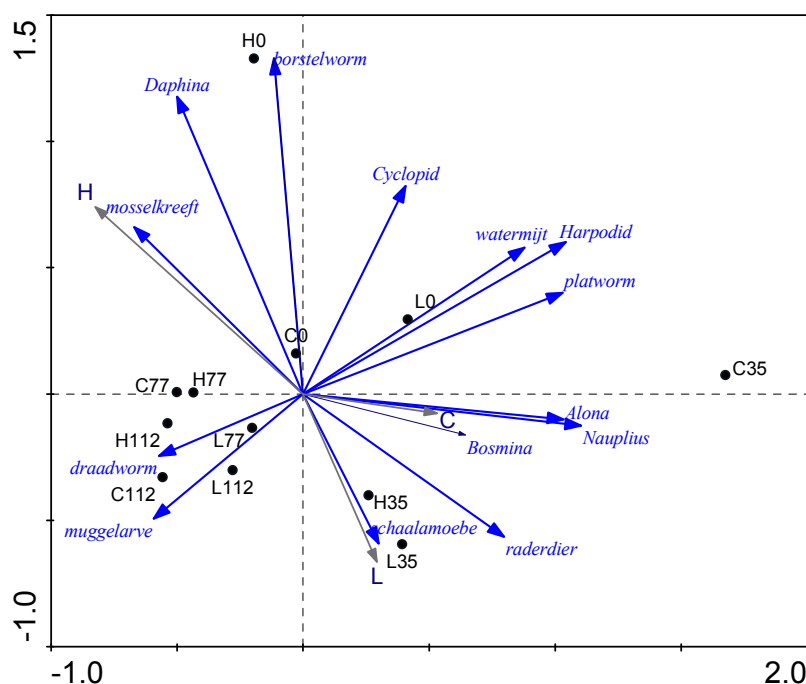
Deze RDA grafiek (figuur 6.16) laat het verband zien tussen de voornaamste cyanobacteriegenera, de behandelingen en omgevingsvariabelen. De hoofdassen van de RDA-plot verklaren 55.2% van de variantie. De correlatie tussen de genera en de omgevingsvariabelen is in deze figuur significant. Uit deze grafiek blijkt dat de lage concentratie aan H₂O₂ negatief gecorreleerd zijn met het cyanobacteriebiovolume. Met name de genera *Microcystis* en *Oscillatoria* zijn negatief gecorreleerd aan deze behandeling. De hoge concentratie lijkt niet of nauwelijks een negatief effect te hebben op deze genera. De relaties voor *Anabaena* en *Aphanocapsa* zijn minder eenduidig. De behandeling met lage concentraties is opnieuw negatief gecorreleerd met de concentraties aan totaal fosfaat en totaal stikstof.



Figuur 6.16. RDA-plot met de soortvariabelen: totaal biovolume van cyanobacteriën (Total Cyano), *Anabaena*, *Aphanocapsa*, *Microcystis* en *Oscillatoria*. Daarnaast staan in deze grafiek de omgevingsvariabelen: temperatuur (Temp), pH, opgelost zuurstof (DO), nitriet en nitraat (NO), (ortho)fosfaat (PO₄), ammonia (NH₃), totaal stikstofconcentratie (Total N) en totaal fosfaatconcentratie (Total P). De open cirkels betreffen monsters van de controle, de gesloten driehoeken betreffen monsters van de lage toediening en de vierkanten presenteren de hoge toediening. De getallen slaan op het aantal dagen van de duur van het experiment.

PCA zooplankton aantallen

In onderstaande figuur (6.17) staat het resultaat van de PCA-analyse waarbij de triplo's (de enclosures met gelijke behandeling) gemiddeld zijn. Hieruit valt duidelijk op te maken dat het tijdstip van monsternamen belangrijker lijkt dan de behandeling. C77, H77 en L77 groeperen namelijk heel duidelijk. Dit patroon komt ook terug bij de andere monsters. Het moment van monsternamen lijkt dus belangrijker aangezien de 3 behandelingen per tijdstip clusteren. Verder valt op dat de controle monsters en de lage dosering monsters correleren (ze wijzen dezelfde kant op), die monsters lijken qua soorten dus het meest op elkaar. De behandeling met hoge dosering lijkt een andere soortensamenstelling te hebben, maar heeft dat ook al op tijdstip H0. Op basis van deze gegevens kan er geconcludeerd worden dat er wat betreft zooplankton geen significante verschillen bestaan als gevolg van de verschillende behandelingen.



Figuur 6.17. PDA plot van de voornaamste groepen zooplankton gekoppeld aan de behandelingen (L= lage dosering; H= hoge dosering en C=de controle).

6.3.9 Nadere statistische analyse

Om te beoordelen of er een significant verschil bestaat tussen het totaal fytoplankton biovolume, het cyanobacterie biovolume en de groenalgen tussen de verschillende behandelingen (controle, lage doses en hoge doses) is er een One-way ANOVA uitgevoerd. Hierbij geldt voor de hoge doses behandeling dat met name de data van na de toediening vergeleken zijn met de controle. In tabel 6.4 staan de significantie niveaus voor deze analyses samengevat.

Uit de analyse blijkt dat er tussen de controle en de lage doses een significant verschil bestaat wanneer het biovolume van de cyanobacteriën in ogenschouw genomen worden (figuur 6.8b). Dit geldt ook voor de groenalgen wanneer blootgesteld aan de hoge dosering. Afgaande op de bovenstaande RDA-plots betekent dat, dat cyanobacteriën significant last ondervinden van de lage dosering. Groenalgen zouden juist baat hebben bij de toepassing met een hoge concentratie H_2O_2 .

Tabel 6.4. P-waarden behorende bij de One-way ANOVA testen waarbij biovolume van fytoplankton, cyanobacteriën en groenalgen per behandeling beoordeeld worden. De grijze vlakken corresponderen met een significant verschil.

Control →	Phytoplankton	Cyanobacteria	Green Algae
Low	0,463	0,013	0,605
High	0,383	0,395	0,012

6.4 Discussie

Overmatige bloei van cyanobacteriën vormt voor veel oppervlaktewaterbeheerders overlast. De hoge dichtheden leiden tot groene wateren waarin het niet prettig recreëren is. Drijfslagen die kunnen

ontstaan, kunnen gaan ontbinden en voor stankoverlast zorgen. Bovendien vormen cyanobacteriën een scala aan toxines die bij ophoping van cellen tot hoge concentraties toxines in het water kunnen leiden. Cyanobacteriën komen in allerlei waterpartijen voor, spaarbekkens en infiltratieplassen vormen daarop geen uitzondering (zie hfdst. 4). De aanwezigheid van cyanobacteriën in oppervlaktewater waaruit drinkwater geproduceerd wordt hoeft niet per definitie tot problemen voor de drinkwaterproductie te leiden. In Nederland zijn er gedurende het drinkwaterproces voorsnog voldoende barrières ingebouwd om de cyanobacteriecellen en de cyanotoxines aan het water te onttrekken. Toch is het voor drinkwaterproducenten geen goed uithangbord indien hun wateren ogen als een groene (algen)soep. Het voorkomen en / of bestrijden van hoge cyanobacteriedichtheden is daarom voor de drinkwaterproducenten van belang. Op welke manier dit moet gebeuren is onder andere afhankelijk van het watersysteem. In het vorige hoofdstuk zijn diverse bestrijdingsmethodieken aan de orde geweest. Daaruit bleek dat de toediening van waterstofperoxide één van de methodieken is die in de drinkwatersector toegepast zou kunnen worden. Het toevoegen van lage concentraties waterstofperoxide is in eerder studies effectief gebleken. Bovendien wordt waterstofperoxide al in diverse drinkwaterzuiveringsprocessen toegepast.

In de eerdere experimenten met waterstofperoxide, op de schaal van een compleet meer, is een werkconcentratie van 2 mg/l nagestreefd. Bij een dergelijke concentratie worden cyanobacteriën efficiënt bestreden maar bestaat er mogelijk ook nog een kans op negatieve effecten op overige organismen en het milieu. De meren zijn eenmalig voorzien van deze concentratie H₂O₂.

In dit experiment is nu onderzocht in hoeverre de toediening van waterstofperoxide in een lagere dosering (1 mg / l) eveneens de groei van cyanobacteriën kan onderdrukken. Daarbij is onderscheid gemaakt tussen het regelmatig toedienen van een lage dosering (concentratie in waterfase 1 mg / l) en het eenmalig toedienen van een hogere dosering (concentratie in waterfase 2 mg/l) vergelijkbaar met de eerdere toedieningen op de schaal van een heel meer.

De experimenten zijn uitgevoerd in een 9 tal enclosures die geplaatst zijn in het infiltratiebekken in het gebied Solleveld (nabij Den Haag) in beheer bij Dunea NV. Hierbij diende het omliggende oppervlaktewater als referentie. Na toedienen van de waterstofperoxide is bepaald wat de uiteindelijke concentratie was in het ontvangende water. Aansluitend zijn monsters genomen om de effecten op fyto- en zooplankton te onderzoeken, deze organismen staan aan de basis van het voedselweb. Aanvullend zijn veldparameters, pigmentsamenstelling en nutriëntgehalten geanalyseerd.

6.4.1 Waterstofperoxide

Voorwaarde voor het laten slagen van dit experiment is dat de concentratie aan waterstofperoxide daadwerkelijk in het oppervlaktewater bereikt wordt. Het peroxide kan als gevolg van organische verbindingen in het water en onder invloed van UV snel degenereren tot water en zuurstof en daarmee zijn werking verliezen. Voorafgaand aan de toediening zijn daarom proeven uitgevoerd met water uit de enclosures om te beoordelen hoeveel peroxide toegevoegd diende te worden. Uit de proeven bleek dat de degeneratie met een vergelijkbare snelheid verliep als eerder aangetoond in oppervlaktewater (Matthijs *et al*, 2011), binnen 2 dagen zou zowel bij een startconcentratie van 1 als bij 2 mg/l het waterstofperoxide geheel verdwenen zijn.

Het om de week toedienen van een beperkte hoeveelheid waterstofperoxide is goed verlopen, de doelconcentratie van 1 mg/l werd gerealiseerd. Ook het eenmalig toedienen van een hogere concentratie waterstofperoxide heeft geleid tot de gewenste concentraties van ca. 2 mg/l in het oppervlaktewater.

Voor het continue toedienen van waterstofperoxide, om zodoende een langdurige concentratie van 1 mg/l op peil te houden, is gebruik gemaakt van infuuszakken. De infuuszakken bevatten een geconcentreerde waterstofperoxide oplossing. Ook van deze oplossing is beoordeeld of die onder invloed van warmte en / of zonlicht degeneratie vertoonde. Op één uitzondering na bleek de afbraak van het peroxide beperkt tot een aantal procenten. Het op peil houden van de 1 mg/l in de enclosures is met de infuuszakken niet (aantoonbaar) gelukt. Nadat de zakken één of 2 weken in het veld gehangen hadden bleken de concentraties in de enclosures gedaald tot ca. 0,25 mg/l. Of dergelijke concentraties nog effectief zijn ter bestrijding van cyanobacteriën wordt hieronder verder besproken.

6.4.2 Statistische analyse van de replica's

Per behandeling zijn er drie enclosures onderzocht. Elke enclosure werd per monsternameronde eenmalig bemonsterd. Om nu te beoordelen in hoeverre de behandelingen hetzelfde effect hebben gehad zijn er Principale component analyses (PCA) uitgevoerd. Uit die analyses bleek dat het verloop van H₂O₂

concentraties, fytoplaktonsamenstelling e.d. gedurende het verloop van de tijd met elkaar clusterde (zie figuur 6.18). Dit betekent dat voor verdere analyses deze onafhankelijke enclosures per behandeling samengevoegd kunnen worden en er gemiddelden berekend kunnen worden. De gemiddelden konden op hun beurt gebruikt worden in aansluitende Redundantie analyses (RDA) waarbij de verschillende behandelingen gekoppeld worden aan omgevingsparameters. Het gebruik van de referentie (de plas zelf) bleek daarbij niet relevant. De plas had een dermate afwijkende dynamiek ten opzichte van de enclosures dat vergelijk niet zinvol bleek. Het grote verschil tussen de plas en de enclosures is de aanwezigheid van vis. Naar men zegt bevat de plas zelf de nodige karpers (mondelinge mededeling L. Looijnga, Duinwachter Dunea). De enclosures bevatten geen vis. In de enclosures hebben, mogelijk als gevolg daarvan, zooplankton dichtheden kunnen toenemen. Het zooplankton heeft vermoedelijk bijgedragen aan het goede doorzicht door het wegeten van algen.



Figuur 6.18. A) geeft een beeld van het doorzicht in de enclosure, er is tot ca. 1,3 meter bodemzicht. B) laat het omringende water zien op hetzelfde moment. Er zijn drijflagen van cyanobacteriën aanwezig die vooral in hoeken van de plas ophopen.

6.4.3 Fytoplankton

Cyanobacteriën

Het toedienen van de waterstofperoxide aan de enclosures was primair gericht op de selectieve verwijdering van cyanobacteriën. De cyanobacteriën komen met regelmaat voor in de het infiltratiebekken Solleveld 12 en ook in het jaar 2011 waren hoge dichtheden cyanobacteriën aanwezig (zie bovenstaande figuur 6.18B). In de enclosures zijn drijflagen van cyanobacteriën aangetroffen. De dichtheid in de enclosures bleek echter niet zo hoog als in het omgevende water. In dit experiment is aangetoond dat het om de twee weken toedienen van lage concentraties waterstofperoxide de bloei van cyanobacteriën onderdrukt heeft (fig. 6.8B). De verschillen tussen de behandelde enclosures en de controles zijn klein, maar wel significant gebleken. Het aansluitend toedienen van een lage doses ($< 0,5$ mg/l) heeft er eveneens aan bijgedragen dat een nieuwe productie van cyanobacteriën achterwege is gebleven. Het eenmalig toedienen van een hoge dosering (ca. 2 mg H_2O_2 /l) heeft niet significant geleid tot een afname van de cyanobacteriedichtheid.

In verscheidene studies is aangetoond dat lage concentraties H_2O_2 kunnen leiden tot de degradatie van cyanobacteriën en hun toxines (Jancula & Maršálek, 2012; Sharma *et al.*, 2012; Matthijs *et al.*, 2011). In de studies werd benadrukt dat de efficiëntie van de toediening afhangt van de instraling, pH, organisch stofgehalte en de aanwezige biota (algen en zooplankton). In de test met het water afkomstig uit de infiltratieplas bleek dat het H_2O_2 snel degradeerde. Het uitblijven van een effect met de hoge concentratie kan een gevolg zijn van dergelijke factoren. Uit de veldmetingen bleek eveneens dat na één dag de hoge concentratie waterstofperoxide nagenoeg 0 mg/l was (zie figuur 6.6).

Totaal aantallen / samenstelling

Het verloop van het totaalbiovolume in de controle en in de enclosures waar aan een lage concentratie H_2O_2 is toegevoegd vertoonde een vergelijkbaar beeld. Echter was de concentratie fytoplankton in de

behandelde enclosures significant lager dan in de controles. Dit kan verklaard worden uit het verdwijnen van de cyanobacteriën uit de algenpopulatie.

Het totale biovolume aan fytoplankton in enclosures die met de hoge doses H_2O_2 behandeld zouden worden, vertoonden voorafgaand aan de behandeling een duidelijke toename in fytoplankton biovolume. Deze toename duidt erop dat de bewuste enclosures in contact hebben gestaan met het omliggende water waarin de fytoplanktonbiomassa veel hoger was dan in de enclosures. Op het moment van toedienen van de hoge concentratie waterstofperoxide was het biovolume in alle enclosures vergelijkbaar met dat van de controles.

Pigmenten

De pigmentsamenstelling vertoont een beeld dat enigszins vergelijkbaar is met het verloop van het biovolume van het fytoplankton. Uit de pigmentsamenstelling blijkt dat in alle enclosures de zeaxanthine concentratie duidelijk lager is dan de chlorofyl concentratie. De dynamiek van het zeaxanthine is in de controle vergelijkbaar met die van het chlorofyl. In de lage toediening is de hoeveelheid zeaxanthine in de loop van de tijd net als het chlorofyl afgenomen en neemt midden september toe. In de enclosures waarin een hoge concentratie waterstofperoxide toegevoegd is, nemen beide pigmenten na toediening scherp af. Dit duidt erop dat in de lage concentratie behandeling andere algengroepen geen hinder ondervinden van de toediening van de waterstofperoxide, in de hoge concentratie lijkt dat wel het geval te zijn. Dit wordt ook bevestigd in de RDA plot zoals die hierboven weergegeven is (figuur 6.15). Het uitblijven van effecten op het overige fytoplankton is voor veldsituaties aangetoond door Matthijs *et al.* (2011) en is ook aangetoond in laboratoriumexperimenten door Drabkova *et al.* (2007).

6.4.4 Zooplankton

Voor een beperkte set aan monsters is in dit onderzoek geanalyseerd wat de invloed van de toedieningen van H_2O_2 op de zoöplanktonsamenstelling geweest is. Voor diverse soortgroepen zijn de aantallen in alle enclosures beoordeeld. De algemene trend is dat er gedurende de loop van het experiment duidelijk een toename in de populaties waarneembaar is (eind juli), die na verloop van tijd weer afneemt (eind augustus). Het toedienen van lage concentraties ($1 \mu\text{g/l}$) waterstofperoxide lijkt niet van invloed op de dichtheden van de diverse soortgroepen. De toediening leidt niet tot afname van dichtheden ten opzichte van de controles. Het eenmalig toedienen van de hoge dosering ($2 \mu\text{g/l}$) leidt direct tot een afname voor de diverse soortgroepen. Er lijkt een verschil in gevoeligheid te bestaan, waarbij naupliuslarven gevoeliger zijn dan raderdieren. Het totaal aantal zooplanktonorganismen wordt niet significant beïnvloed. Aan het eind van het veldexperiment (35 dagen na toediening) zijn de verschillen tussen de enclosures niet meer waarneembaar: dichtheden aan zooplankton zijn in alle enclosures sterk vergelijkbaar.

De waarnemingen in Solleveld zijn vergelijkbaar met eerdere waarnemingen in een experiment in Veendam (Reeze *et al.*, 2009). Voorafgaand aan een toediening van waterstofperoxide op de schaal van een heel meer zijn eveneens enclosure studies uitgevoerd. In die studie werden diverse concentraties waterstofperoxide toegediend. Bij de toediening van 2 mg/l was er een afname van de hoeveelheid aan zooplanktonorganismen waarneembaar (ca. 50 %). Na 9 dagen droegen de watervlooien (*Daphnia*'s) grote eierpakketten en oogde het zooplankton vitaal. De toediening op het gehele meer werd op basis van deze gegevens uitgevoerd. De toediening van waterstofperoxide in een ander plas (Veerplas, Noord-Holland) heeft wel geleid tot een aanzienlijke afname van het zooplankton: van 8000 naar 1000 individuen per liter. Hoe en of de populatie zich op lange termijn hersteld heeft is niet bekend.

Er zijn tal van labstudies uitgevoerd naar de gevoeligheid van zooplankton (met name *Daphnia*) voor waterstofperoxide. Het interpreteren en onderling vergelijken van dergelijke studies is niet eenvoudig; de duur van de toediening, de toegevoegde concentratie en het soort effect (NOEL, LOEL, EC50, LC50) dat men noteert loopt uiteen (zie tabel 6.4). Afgaande op onderstaande getallen valt op te maken dat bij een kortdurende dosering met een concentratie van 2 mg/l zoals toegepast in Solleveld er enig effect op kan treden (Watanabe *et al.*, 2007). Dit was ook te zien in de enclosures. Bij een lagere concentratie van ca. 1 mg/l is er een effect te verwachten op de gen expressie (Watanabe *et al.*, 2007). Bij langere blootstelling zal bij een dergelijke concentratie mogelijk een effect ontstaan op de reproductie (Meinertz *et al.*, 2008). Bij die concentratie zal er geen mortaliteit plaatsvinden. In het geval van Solleveld zijn de blootstellingstijden korter dan de genoemde 21 dagen. Na toediening degradeert het waterstofperoxide en is binnen 2 dagen verdwenen. De waarnemingen in de enclosures passen dan ook goed bij deze labstudies.

Tabel 6.4. Resultaten van toxiciteitstesten van waterstofperoxide op watervlooien.

wetensch. naam	soortnaam	blootst. duur (d)	concentratie (µg/L)	parameter	effect maat	Bron
<i>Daphnia magna</i>	Watervlo	2	24000	EC50	intoxicatie	1
<i>Daphnia carinata</i>	Watervlo	0,06	50000	ET50	intoxicatie	2
<i>Daphnia magna</i>	Watervlo	2	2320	EC50	intoxicatie	3
<i>Daphnia magna</i>	Watervlo	1	1200	LOEL	gen expressie	3
<i>Daphnia magna</i>	Watervlo	21	340	LOEL	groei	4
<i>Daphnia magna</i>	Watervlo	21	1270	LOEL	reproductie	4
<i>Daphnia magna</i>	Watervlo	21	2610	LOEL	mortaliteit	4
<i>Daphnia magna</i>	Watervlo	21	5000	LOEL	reproductie	4
<i>Daphnia magna</i>	Watervlo	21	630	NOEL	reproductie	4
<i>Daphnia magna</i>	Watervlo	21	1270	NOEL	mortaliteit	4
<i>Daphnia magna</i>	Watervlo	21	2610	NOEL	pop. omvang	4
<i>Daphnia magna</i>	Watervlo	21	2610	NOEL	reproductie	4
<i>Daphnia magna</i>	Watervlo	21	2610	NR-LETH	mortaliteit	4

1. Office of Pesticide Programs, Environmental Fate and Effects Division, U.S.EPA, Washington, D.C., 2000
2. Parkinson *et al.*, Water Res.35(15): 3656-3664, 2001
3. Watanabe *et al.*, Environ. Toxicol. Chem.26(4): 669-676, 2007
4. Meinertz *et al.*, Sci. Total Environ.392(2-3): 225-232, 2008

6.4.5 Conclusies

In dit onderzoek is beoordeeld in hoeverre de toediening van lage concentraties waterstofperoxide aan een infiltratiebekken nabij Monster de aanwezige cyanobacteriebloeï kan reduceren. Daarbij is gebruik gemaakt van drie doseerscenario's: herhaaldelijk een lage concentratie, continue dosering en een eenmalige hoge dosering. Behalve het effect op cyanobacteriën is beoordeeld of de toediening van invloed is op het overige fytoplankton en het zooplankton.

Op basis van bovenstaande kunnen een aantal conclusies getrokken worden:

1. Na toedienen van waterstofperoxide met eindeconcentratie 1 en 2 mg/l is het waterstofperoxide binnen 2 dagen niet meer waarneembaar;
2. In alle enclosures zijn cyanobacteriën waargenomen, echter in mindere mate dan in de rest van de infiltratieplas;
3. Het met regelmaat toedienen van een lage concentratie waterstofperoxide (1 mg/l) leidt tot een afname van de cyanobacteriepopulatie (op basis van biovolume). Het toedienen van een lage onderhoudsdosering (ca. 0,5 mg/l) zorgt waarschijnlijk voor een blijvende onderdrukking van de cyanobacteriepopulatie (figuur 6.8);
4. Het overige fytoplankton ondervindt bij lage concentraties waterstofperoxide geen negatieve reactie als gevolg van het toedienen van de waterstofperoxide, het totale biovolume aan fytoplankton wordt niet beïnvloed;
5. Het zooplankton ondervindt geen negatieve effecten als gevolg van het toedienen van lage concentraties waterstofperoxide (1 mg/l);
6. Het toedienen van een eenmalige hoge concentratie waterstofperoxide (2 mg/l) heeft geen blijvend effect gehad op de cyanobacteriepopulatie, ook het overige fytoplankton is niet blijvend negatief beïnvloed, direct na toediening is wel een scherpe afname in de pigmentconcentraties waargenomen;
7. Het toedienen van hoge dosering waterstofperoxide heeft in eerst instantie geleid tot een afname van aantallen bij diverse zooplankton soortgroepen. Op langere termijn was dit effect niet meer waarneembaar;
8. Het uitsluiten van vis heeft mogelijk bijgedragen aan een hoge dichtheid zooplankton en daarmee een relatief lage dichtheid fytoplankton.
9. De behandeling met lage concentraties H₂O₂ lijken te resulteren in de beschikbaarheid van meer nutriënten (NH₄⁺ & orthoPO₄) zonder dat dit leidt tot hoge biomassa aan fytoplankton.

6.4.6 Aanbevelingen en gebruik in andere systemen

Op basis van deze studie kunnen een aantal aanbevelingen geformuleerd worden:

- Op enclosureschaal is de positieve werking van waterstofperoxide in lage concentratie (1 mg/l) in deze studie aangetoond. In eerder studies heeft men aansluitend op dergelijke studies besloten om waterstofperoxide op een geheel systeem toe te passen. In het geval van infiltratieplas Solleveld 12 is dat dan ook mogelijk. Het met regelmaat inlaten van H₂O₂ rijk water zal een positief effect hebben op de fytoplanktonsamenstelling. Hoewel in deze studie geen onderzoek gedaan is aan macrofauna en vissen valt niet te verwachten dat negatieve effecten voor die diergroepen op zullen treden. Bij concentraties van 2 mg/l zijn effecten in overige plassen achterwege gebleven.
- In geval van de plas Solleveld 12 is het aan te bevelen om de visstand te onderzoeken. Als de dichtheid hoog en de diversiteit eenzijdig is verdient het aanbeveling om actief in te grijpen in de vispopulatie. Mogelijk draagt dit ook bij aan een gebalanceerdere fytoplanktonsamenstelling met minder overlast van cyanobacteriën.
- Hoewel diverse toepassingen met waterstofperoxide nu hebben aangetoond dat blijvende negatieve effecten op biota niet opgetreden zijn, blijft het aanbevelingswaardig om voorafgaand aan het toedienen van waterstofperoxide op beperkte schaal de eventuele negatieve effecten en de effectiviteit te beoordelen.
- De toepassing waterstofperoxide in diepere oppervlaktewatersystemen (> 5 meter) is nog niet uitgetest. Of en hoe dit toegepast kan worden zou nader onderzocht moeten worden.

7 Referenties

- Ahn, C. Y., Park, M. H., Joung, S. H., Kim, H. S., Jang, K. Y. & Oh, H. M. (2003). Growth inhibition of cyanobacteria by ultrasonic radiation: Laboratory and enclosure studies. *Environmental Science & Technology* 37: 3031-3037.
- Al-Hamdani, S., Burnett, C. & Durrant, G. (1998). Effect of low-dose ultrasonic treatment on *Spirulina maxima*. *Aquacultural Engineering* 19: 17-28.
- Anderson, M. A. (2004). Impacts of metal salt addition on the chemistry of Lake Elsinore, California: 1. Alum. *Lake and Reservoir Management* 20: 249-258.
- Annadotter, H., Cronberg, G., Aagren, R., Lundstedt, B., Nilsson, P. A. & Strobeck, S. (1999). Multiple techniques for lake restoration. *Hydrobiologia* 396: 77-85.
- Annadotter, H., G. Cronberg, L. Lawton, H.B. Hansson, U. Göthe & O. Skulberg (2001). "An extensive outbreak of gastroenteritis associated with the toxic cyanobacterium *Planktothrix agardhii* (Oscillatoriales, Cyanophyceae) in Scania, south Sweden". In *Cyanotoxins- occurrence, causes, consequences*. Edited by: Chorus I. Berlin: Springer-Verlag, 200-208.
- Antenucci, J. P., Ghadouani, A., Burford, M. A. & Romero, J. R. (2005). The long-term effect of artificial destratification on phytoplankton species composition in a subtropical reservoir. *Freshwater Biology* 50: 1081-1093.
- Arcadis, 2010. Waterstofperoxide (H₂O₂) in infiltratieplassen: Eco(toxico)logische effecten en afbraaksnelheid. Rapportage in opdracht van Duena.
- Asada, K. (2006) Production and scavenging of reactive oxygen species in chloroplasts and their functions. *Plant Physiology*, vol: 141, p: 391-396
- Ball, A. S., Williams, M., Vincent, D. & Robinson, J. (2001). Algal growth control by a barley straw extract. *Bioresource Technology* 77: 177-181.
- Barrett, P. R. F., Littlejohn, J. W. & Curnow, J. (1999). Long-term algal control in a reservoir using barley straw. *Hydrobiologia* 415: 309-313.
- Barrington, D.J. & A. Ghadouani, 2008. Application of hydrogen peroxide for the removal of toxic cyanobacteria and other phytoplankton from wastewater. *Environ. Sci. Technol.* 42 (23): 8916-8921.
- Becker, A., Herschel, A. & Wilhelm, C. (2006). Biological effects of incomplete destratification of hypertrophic freshwater reservoir. *Hydrobiologia* 559: 85-100.
- Boers, P., van der Does, J., Quaak, M. & van der Vlugt, J., 1994. Phosphorus fixation with iron(III)chloride: a new method to combat internal phosphorus loading in shallow lakes? *Arch. Hydrobiol.* 129, 339-351.
- Brownlee, E. F., Sellner, S. G. & Sellner, K. G. (2003). Effects of barley straw (*Hordeum vulgare*) on freshwater and brackish phytoplankton and cyanobacteria. *Journal of Applied Phycology* 15: 525-531.
- Burford, M. A. & O'donohue, M. J. (2006). A comparison of phytoplankton community assemblages in artificially and naturally mixed subtropical water reservoirs. *Freshwater Biology* 51: 973-982.
- Bykova, O., Laursen, A., Bostan, V., Bautista, J. & McCarthy, L. (2006). Do zebra mussels (*Dreissena polymorpha*) alter lake water chemistry in a way that favours *Microcystis* growth? *Science of the*

Total Environment 371: 362-372.

- Carmichael, W. W., S. M. Azevedo, J. S. An, R. J. Molica, E. M. Jochimsen, S. Lau, K. L. Rinehart, G. R. Shaw & G. K. Eaglesham (2001). "Human fatalities from cyanobacteria: chemical and biological evidence for cyanotoxins". *Environmental Health Perspective* 109(7): 663-668.
- Chen, J., P. Xie, L. Li & J. Xu (2009). "First identification of the hepatotoxic microcystins in the serum of a chronical exposed human population together with indication of hepatocellular damage". *Toxicological Sciences* 108(1): 81-89.
- Chisti, Y. (2003). Sonobioreactors: using ultrasound for enhanced microbial productivity. *Trends in Biotechnology* 21: 89-93.
- Chow, C. W. K., House, J., Velzeboer, R. M. A., Drikas, M., Burch, M. D. & Steffensen, D. A. (1998). The effect of ferric chloride flocculation on cyanobacterial cells. *Water Research* 32: 808-814.
- Chow, C. W. K., Van Leeuwen, J. A., Drikas, M., Fabris, R., Spark, K. M. & Page, D. W. (1999). The impact of the character of natural organic matter in conventional treatment with alum. *Water Science and Technology* 40: 97-104.
- Deppe, T. & Benndorf, J. (2002). Phosphorus reduction in a shallow hypereutrophic reservoir by in-lake dosage of ferrous iron. *Water Research* 36: 4525-4534.
- Dionisio Pires, L. M. D., Bontes, B. M., Van Donk, E. & Ibelings, B. W. (2005a). Grazing on colonial and filamentous, toxic and non-toxic cyanobacteria by the zebra mussel *Dreissena polymorpha*. *Journal of Plankton Research* 27: 331-339.
- Dionisio Pires, L. M. D., Ibelings, B. W., Brehm, M. & Van Donk, E. (2005b). Comparing grazing on lake seston by *Dreissena* and *Daphnia*: Lessons for biomanipulation. *Microbial Ecology* 50: 242-252.
- Dionisio Pires, L. M. D., Jonker, R. R., Van Donk, E. & Laanbroek, H. J. (2004a). Selective grazing by adults and larvae of the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*): application of flow cytometry to natural seston. *Freshwater Biology* 49: 116-126.
- Dionisio Pires, L. M. D., Karlsson, K. M., Meriluoto, J. A. O., Kardinaal, E., Visser, P. M., Siewertsen, K., Van Donk, E. & Ibelings, B. W. (2004b). Assimilation and depuration of microcystin-LR by the zebra mussel, *Dreissena polymorpha*. *Aquatic Toxicology* 69: 385-396.
- Dong, C., S. Yu, G. Chen, C. Chen (1998). "Detection of microcystins in source and tap water from a lake". *Journal of hygiene research* 27(2): 100-102.
- Douglas, G. B., J. A. Adeney & M. S. Robb, (1999). A novel technique for reducing bioavailable phosphorus in water and sediments. *International Association Water Quality Conference on Diffuse Pollution*: 517-523.
- Drábková, M., Matthijs, H. C. P., Admiraal, W., Maršálek, B. (2007) Selective effects of H₂O₂ on cyanobacterial photosynthesis. *Photosynthetica*, vol: 45, p: 363-369
- Engstrom, D. R. (2005). Long-term changes in iron and phosphorus sedimentation in Vadnais Lake, Minnesota, resulting from ferric chloride addition and hypolimnetic aeration. *Lake and Reservoir Management* 21: 96-106.
- EQAT website: www.Planktonforum.eu
- Everall, N. C. & Lees, D. R. (1996). The use of barley-straw to control general and blue-green algal growth in a Derbyshire reservoir. *Water Research* 30: 269-276.
- Everall, N. C. & Lees, D. R. (1997). The identification and significance of chemicals released from decomposing barley straw during reservoir algal control. *Water Research* 31: 614-620.
- Fernald, S. H., Caraco, N. F. & Cole, J. J. (2007). Changes in cyanobacterial dominance following the

- invasion of the zebra mussel *Dreissena polymorpha*: Long-term results from the Hudson River Estuary. *Estuaries and Coasts* 30: 163-170.
- Ferrier, M. D. (2005). The effects of barley straw (*Hordeum vulgare*) on the growth of freshwater algae. *Bioresource Technology* 96: 1788-1795.
- Francko, D. A. (1990). Effect of low-dose ultrasonic treatment on physiological variables in *Anabaena-Flos-Aquae* and *Selenastrum-capricornutum*. *Biotechnology Letters* 12: 219-224.
- Francko, D. A., Alhamdani, S. & Joo, G. J. (1994). Enhancement of nitrogen-fixation in *Anabaena-Flos-Aqua* (Cyanobacteria) via low-dose ultrasonic treatment. *Journal of Applied Phycology* 6: 455-458.
- Greenop, B., Robb, M. (2001). Phosphorus in the Canning - 1999-2000 Phoslock™ trails. *River Science* 17: 1-8.
- Grützmacher, G., Bottcher, G., Chorus, I. & Bartel, H. (2002). Removal of microcystins by slow sand filtration. *Environmental Toxicology* 17: 386-394.
- Gugger, M., S. Lenoir, C. Berger, A. Ledreux, J. Druart, J.F. Humbert, C. Guette & C. Bernard (2005). "First report in a river in France of the benthic cyanobacterium *Phormidium favosum* producing anatoxin-a associated with dog neurotoxicosis". *Toxicon* 45(7): 919-928.
- Gulati, R. D. & Van Donk, E. (2002). Lakes in the Netherlands, their origin, eutrophication and restoration: state-of-the-art review. *Hydrobiologia* 478: 73-106.
- Haghseresht, F. (2004). The use of Phoslock™ in Reducing Filterable Reactive Phosphorous Level in Water Bodies: An overview of the Properties of Phoslock™ and its Performance in Improving Water Quality. Integrated Mineral Tehcnology PTY LTD.
- Hansen, J., Reitzel, K., Jensen, H. S. & Andersen, F. O. (2003). Effects of aluminum, iron, oxygen and nitrate additions on phosphorus release from the sediment of a Danish softwater lake. *Hydrobiologia* 492: 139-149.
- Hao, H. W., Wu, M. S., Chen, Y. F., Tang, J. W. & Wu, Q. Y. (2004b). Cavitation mechanism in cyanobacterial growth inhibition by ultrasonic irradiation. *Colloids and Surfaces B-Biointerfaces* 33: 151-156.
- Heath, M. W., S. A. Wood & K. G. Ryan (2010). "Polyphasic assessment of fresh-water benthic mat-forming cyanobacteria isolated from New Zealand". *FEMS Microbiology Ecology* 73(1): 95-109.
- Ho, L., Meyn, T., Keegan, A., Hoefel, D., Saint, C. P. & Newcombe, G. (2006). Bacterial degradation of microcystin toxins within a biologically active sand filter. *Water Research* 40: 768-774.
- Huisman, J., Sharples, J., Stroom, J. M., Visser, P. M., Kardinaal, W. E. A., Verspagen, J. M. H. & Sommeijer, B. (2004). Changes in turbulent mixing shift competition for light between phytoplankton species. *Ecology* 85: 2960-2970.
- Jeppesen, E., Sondergaard, M., Jensen, J. P., Havens, K. E., Anneville, O., Carvalho, L., Coveney, M. F., Deneke, R., Dokulil, M. T., Foy, B., Gerdeaux, D., Hampton, S. E., Hilt, S., Kangur, K., Kohler, J., Lammens, E., Lauridsen, T. L., Manca, M., Miracle, M. R., Moss, B., Noges, P., Persson, G., Phillips, G., Portielje, R., Schelske, C. L., Straile, D., Tatrai, I., Willen, E. & Winder, M. (2005). Lake responses to reduced nutrient loading - an analysis of contemporary long-term data from 35 case studies. *Freshwater Biology* 50: 1747-1771.
- Jöhnk, K. D., J. Huisman, J. Sharples, B. Sommeijer, P. M. Visser & J. M. Stroom, 2008. Summer heatwaves promote blooms of harmful cyanobacteria. *Global Change Biology* 14 (3): 495-512.
- Kairesalo, T., Laine, S., Luokkanen, E., Malinen, T. & Keto, J. (1999). Direct and indirect mechanisms behind successful biomanipulation. *Hydrobiologia* 396: 99-106.

- Kenefick, S.L., Hrudey, S.E., Peterson, H.G. & Prepas, E.E. (1993). Toxin release from *Microcystis aeruginosa* after chemical treatment. *Water Science and Technology* 27: 433-440.
- Ketelaars, H.A.M., A.E. Nienhüser & E. Hoehn (1994) (Redaktion): Die Biologie der Trinkwasserversorgung aus Talsperren (Biology of the drinking water supply).
- Kosten, S., E. Kardinaal, E. Faassen, J. Netten & Lüring, M. (2011). Klimaat & waterkwaliteit: Klimaatinvloed op waterkwaliteit en het voorkomen van cyanobacteriële toxines. Kennis voor Klimaat/043/2011, ISBN/EAN 9789490070489
- Kuiper-Goodman, T., I. Falconer & J. Fitzgerald, 1999. Human health aspects. In: Toxic Cyanobacteria in Water: A guide to their public health consequences, monitoring and management, I. Chorus & J. Bartram (eds.), WHO publication, ISBN 0-419-23930-8
- Lam, A. K. Y., Prepas, E. E., Spink, D. & Hrudey, S. E. (1995). Chemical control of hepatotoxic Phytoplankton Blooms – Implications for Human Health. *Water Research* 29: 1845-1854.
- Le Jeune, A., Charpin, M., Sargos, D., Lenain, J., Deluchat, V., Ngayila, N., Baudu, M. & Amblard, C. (2007). Planktonic microbial community responses to added copper. *Aquatic Toxicology* 83: 223-237.
- Lee, T. J., Nakano, K. & Matsumura, M. (2002). A novel strategy for cyanobacterial bloom control by ultrasonic irradiation. *Water Science and Technology* 46: 207-215.
- Lewandowski, J., Schauser, I. & Hupfer, M. (2003). Long term effects of phosphorus precipitations with alum in hypereutrophic Lake Susser See (Germany). *Water Research* 37: 3194-3204.
- Ma, B. Z., Chen, Y. F., Hao, H. W., Wu, M. S., Wang, B., Lv, H. G. & Zhang, G. M. (2005). Influence of ultrasonic field on microcystins produced by bloom-forming algae. *Colloids and Surfaces B-Biointerfaces* 41: 197-201.
- Magic-Knezev, A. & P. van der Salm, 2009. Beheersmaatregelen ter voorkoming van cyanobacteriebloei in de infiltratieplassen van duinwaterbedrijf Zuid-Holland. HWL rapport in opdracht van DZH.
- Martin, D. & Ridge, I. (1999). The relative sensitivity of algae to decomposing barley straw. *Journal of Applied Phycology* 11: 285-291.
- Martin, M.L. & Hickey, C.W. (2004). Determination of HSNO Ecotoxic Thresholds for Granular Phoslock™ (Eureka 1 Formulation) Phase 1: Acute Toxicity. NIWA Client Report HAM2004-137.
- Martínez Hernández, J., V. López-Rodas, E. Costas (2009). "Microcystins from tap water could be a risk factor for liver and colorectal cancer: a risk intensified by global change". *Medical Hypotheses* 72(5): 539-540.
- Matthijs, H. C. P., Visser, P. M., Reeze, B., Meeuse, J., Slot, P. C., Wijn, G., Talens, R., Huisman, J. (2012) Selective suppression of harmful cyanobacteria in an entire lake with hydrogen peroxide. *Water research*, vol: 46, p: 1460-1472
- Meijer, M. L. (1999). Biomanipulation in shallow lakes in The Netherlands: an evaluation of 18 case studies. *Hydrobiologia* 408: 13-30.
- Mohamed, Z. A., El-Sharouny, H. M. & Ali, W. S. (2007). Microcystin concentrations in the Nile river sediments and removal of Microcystin-LR by sediments during batch experiments. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 52: 489-495.
- Muhammad, N., Ellis, K., Parr, J. & Smith, M.D. (1996). Optimization of slow sand filtration. WEDC Reaching the unreached: challenges for the 21st century. 22nd WEDC Conference, New Delhi, India.
- Naddafi, R., Pettersson, K. & Eklov, P. (2007). The effect of seasonal variation in selective feeding by zebra mussels (*Dreissena polymorpha*) on phytoplankton community composition. *Freshwater*

- Nagai, S., Zhou, S., Hosomi, M. & Tominaga, M. (2006). Allelopathic growth inhibition of cyanobacteria by reed. *Allelopathy Journal* 18: 277-285.
- Nakano, K., Lee, T. F. & Matsumura, M. (2001). In situ algal bloom control by the integration of ultrasonic radiation and jet circulation to flushing. *Environmental Science & Technology* 35: 4941-4946.
- Naselli-Flores, L., Barone, R. & Mosello, R. (2003). Eutrophication control by lime addition: A preliminary approach in Sicilian reservoirs. *Hydrobiologia* 504: 297-303.
- Olin, M. J., Rask, M., Ruuhijarvi, J., Keskitalo, J., Horppila, J., Tallberg, P., Taponen, T., Lehtovaara, A. & Sammalkorpi, I. (2006a). Effects of biomanipulation on fish and plankton communities in ten eutrophic lakes of southern Finland - *Hydrobiologia* (vol 553, pg 67, 2006). *Hydrobiologia* 560: 434-434.
- Olin, M., Rask, M., Ruuhijarvi, J., Keskitalo, J., Horppila, J., Tallberg, P., Taponen, T., Lehtovaara, A. & Sammalkorpi, I. (2006b). Effects of biomanipulation on fish and plankton communities in ten eutrophic lakes of southern Finland. *Hydrobiologia* 553: 67-88.
- Park, M. H., Han, M. S., Ahn, C. Y., Kim, H. S., Yoon, B. D. & Oh, H. M. (2006). Growth inhibition of bloom-forming cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* by rice straw extract. *Letters in Applied Microbiology* 43: 307-312.
- Petrier C. & Reverdy, G. (1992). Unexpected frequency effects on the rate of oxidative processes induced by ultrasound. *Journal of American Chemical Society* 114: 3148 - 3150.
- Prepas, E. E., Babin, J., Murphy, T. P., Chambers, P. A., Sandland, G. J., Ghadouani, A. & Sereciak, M. (2001). Long-term effects of successive Ca(OH)₂ and CaCO₃ treatments on the water quality of two eutrophic hardwater lakes. *Freshwater Biology* 46: 1089-1103.
- Qiao, R.-P., Li, N., Qi, X.-H., Wang, Q.-S., Zhuang, Y.-Y., 2005. Degradation of microcystin-RR by UV radiation in the presence of hydrogen peroxide. *Toxicon* 45 (6): Pages 745-752.
- Randall, S., Harper, D. & Brierley, B. (1999). Ecological and ecophysiological impacts of ferric dosing in reservoirs. *Hydrobiologia* 396: 355-364.
- Robb, M., Greenop, B., Goss, Z., Douglas, G. & Adeney, J. (2003). Application of Phoslock (TM), an innovative phosphorus binding clay, to two Western Australian waterways: preliminary findings. *Hydrobiologia* 494: 237-243.
- Ross, C. (2006). Toxin release in response to oxidative stress and programmed cell death in the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. *Aquatic Toxicology* 78: 66-73.
- Schets, F.M. (2011). The microbiological safety of bathing water – Waterborne pathogens beyond bathing water legislation. PhD thesis, Utrecht University.
- Song, W. H., Teshiba, T., Rein, K. & O'shea, K. E. (2005). Ultrasonically induced degradation and detoxification of microcystin-LR (cyanobacterial toxin). *Environmental Science & Technology* 39: 6300-6305.
- Song, W., De La Cruz, A. A., Rein, K. & O'shea, K. E. (2006). Ultrasonically induced degradation of microcystin-LR and -RR: Identification of products, effect of pH, formation and destruction of peroxides. *Environmental Science & Technology* 40: 3941-3946.
- Sun, B., Tanji, Y. & Unno H. (2005). Influences of iron and humic acid on growth of the cyanobacterium *Anabaena circinalis*. *Biochemical Engineering Journal* 24:195-201.

- STOWA, 2012. IJzersuppletie in Laagveenplassen: De resultaten. STOWA uitgave 2012.43 Auteurs: Gerard ter Heerdt, Jeroen Geurts, Anne Immers, Michel Colin, Peter Olijhoek, Eddy Yedema, Eric Baars, Jan Willem Voort. ISBN 978.90.5773.581.3
- Tang, J. W., Wu, Q. Y., Hao, H. W., Chen, Y. F. & Wu, M. S. (2003). Growth inhibition of the cyanobacterium *Spirulina* (*Arthrospira*) *platensis* by 1.7 MHz ultrasonic irradiation. *Journal of Applied Phycology* 15: 37-43.
- Ter Heerdt, G. & Hootsmans, M. (2007). Why biomanipulation can be effective in peaty lakes. *Hydrobiologia* 584: 305-316.
- Van Breemen, L. & Ketelaars, H. A. M. (1995). The influence of artificial mixing and other factors on algal biomass in the Biesbosch reservoirs. *Journal of Water Supply Research and Technology-Aqua* 44: 65-71.
- Van De Bund, W. J. & Van Donk, E. (2002). Short-term and long-term effects of zooplanktivorous fish removal in a shallow lake: a synthesis of 15 years of data from Lake Zwemlust. *Freshwater Biology* 47: 2380-2387.
- Van der Staay, G. W. M., Brouwer, A., Baard, R. L., Van Mourik, F., Matthijs, H. C. P. (1992) Separation of Photosystems I and II from the oxychlorobacterium (prochlorophyte) *Prochlorothrix hollandica* and association of chlorophyll b binding antennae with Photosystem II. *Biochimica et Biophysica Acta*, vol: 1102, p: 220-228.
- Van der Veer, B., Koedood, J. & Visser, P. M. (1995). Artificial mixing – A therapy measure combating cyanobacteria in lake Nieuwe- Meer. *Water Science and Technology* 31: 245-248.
- Van Hullebusch, E., Auvray, F., Deluchat, V., Chazal, P. M. & Baudu, M. (2003). Phosphorus fractionation and short-term mobility in the surface sediment of a polymictic shallow lake treated with a low dose of alum (Courtille Lake, France). *Water Air and Soil Pollution* 146: 75-91.
- Van Hullebusch, E., Chatenet, P., Deluchat, V., Chazal, P. M., Froissard, D., Botineau, M., Ghestem, A. & Baudu, M. (2003b). Copper accumulation in a reservoir ecosystem following copper sulfate treatment (St. Germain Les Belles, France). *Water Air and Soil Pollution* 150: 3-22.
- Van Hullebusch, E., Deluchat, V., Chazal, P. M. & Baudu, M. (2002). Environmental impact of two successive chemical treatments in a small shallow eutrophied lake: Part I. Case of aluminium sulphate. *Environmental Pollution* 120: 617-626.
- Vanderploeg, H. A., Liebig, J. R., Carmichael, W. W., Agy, M. A., Johengen, T. H., Fahnenstiel, G. L., Nalepa, T. F. (2001) Zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) selective filtration promoted toxic *Microcystis* blooms in Saginaw Bay (Lake Huron) and Lake Erie. *Canadian Journal of Fisheries & Aquatic Sciences*, vol: 58, pp: 1208-1221.
- Vernooij, S., J. Ogier, M. Nederlof, C. Carpentier & W.E.A. Kardinaal (2011). "Cyanotoxines en Drinkwater", Rapportnr BTO 2011. 115(s). KWR Watercycle Research Institute, Nieuwegein.
- Visser, P. M., Ibelings, B. W., Vanderveer, B., Koedood, J. & Mur, L. R. (1996). Artificial mixing prevents nuisance blooms of the cyanobacterium *Microcystis* in Lake Nieuwe Meer, the Netherlands. *Freshwater Biology* 36: 435-450.
- Zhang, Y. & Prepas, E.E. (1996). Short-term effects of Ca(OH)₂ additions on phytoplankton biomass: a comparison of laboratory and *in situ* experiments. *Water Research* 30: 1285-1294.
- Zhang, Y., Ghadouani, A., Prepas, E. E., Pinel-Alloul, B., Reedyk, S., Chambers, P. A., Robarts, R. D., Methot, G., Raik, A. & Holst, M. (2001). Response of plankton communities to whole-lake Ca(OH)₂ and CaCO₃ additions in eutrophic hardwater lakes. *Freshwater Biology* 46: 1105-1119.
- Zhang, Y.B. & Chen, Q.H. (2001). Biological effect of ultrasonic radiation on marine *Chlorella*. *Journal of*

Xiamen University 40: 653–657.

I Bijlage Degradatie H₂O₂

To calculate the speed of hydrogen peroxide (H₂O₂) degradation, H₂O₂ was added to surface water (sw) from the experimental water basin. After 0, 30, 60, 120, 240 and 1035 minutes the concentration of H₂O₂ was measured according to the Kiwa-huisvoorschrift LAM-048. Because the experiment will use both 1 mg/l and 2 mg/l concentrations, this experiment was conducted with both concentrations as the starting point (see table 1).

Table 1. this table shows the measurements made for the different times after adding 1 or 2 mg/l H₂O₂ (sw +1 and sw +2 respectively). It shows the time after which the relative sample was measured, the measured concentration (in accordance with a calibration curve), and the corrected concentration for the coloring of the surface water.

Sample	Time after addition (min)	Measured concentration (mg/l)	Corrected for blanco (mg/l)
sw +1 t=0	0	1,873	1,37
sw +1 t=30	30	1,846	1,344
sw +1 t=60			
sw +1 t=120	120	1,549	1,046
sw +1 t=240	240	1,481	0,979
sw +1 t=1035	1035	1,024	0,521

sw +2 t=0	0	2,859	2,356
sw +2 t=30	30	2,659	2,156
sw +2 t=60	60	2,529	2,026
sw +2 t=120	120	2,245	1,743
sw +2 t=240	240	1,834	1,331
sw +2 t=1035	1035	1,055	0,553

Blanco sw		0,5025	n.v.t.
--------------	--	--------	--------

From these measurements the following graphs and corresponding regression curves could be made. Graph 1a shows the hydrogen peroxide degradation when started with a concentration of about 1 mg/l in surfacewater (sw) and Graph 1b for when started with a concentration of about 2 mg/l.

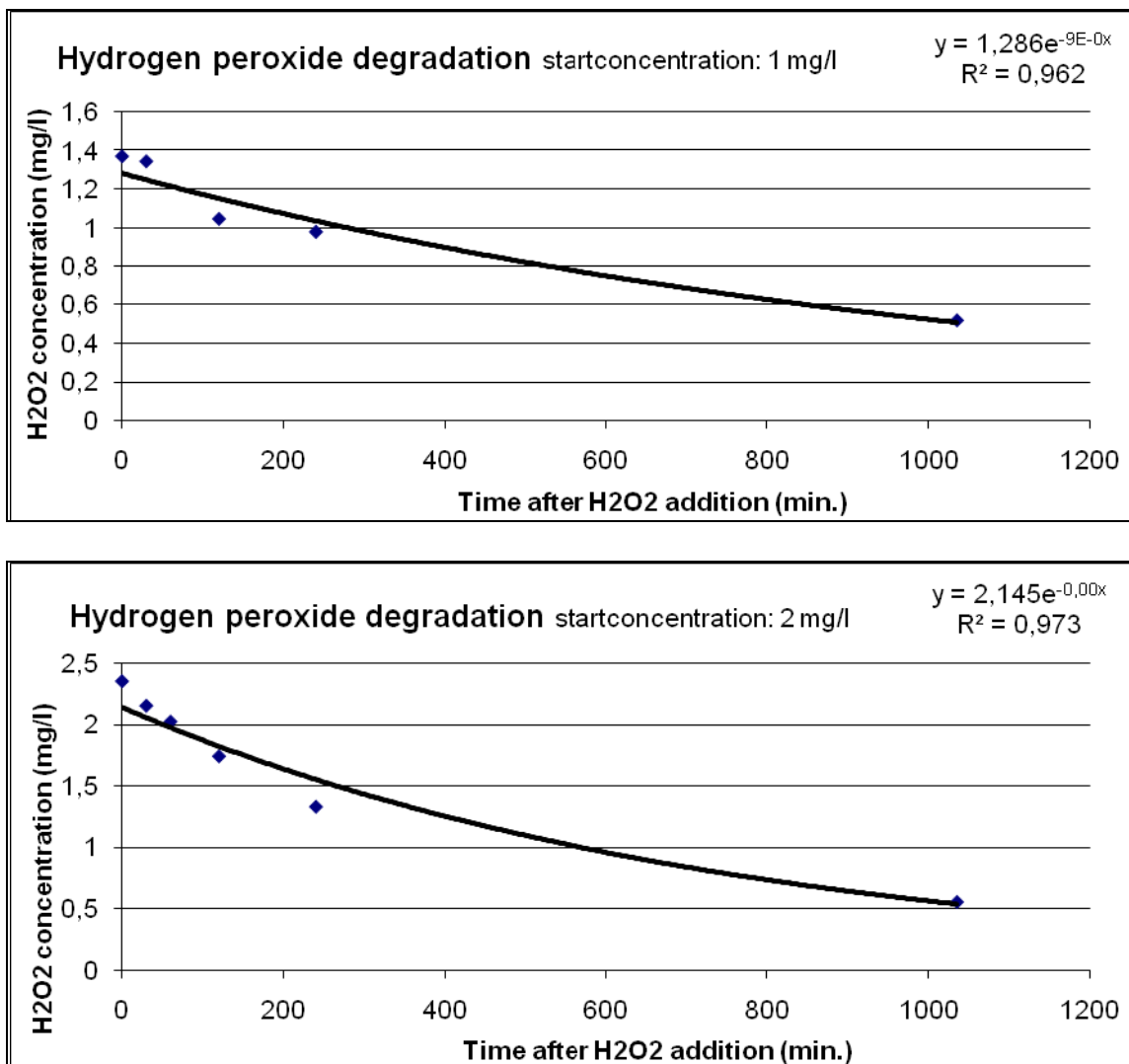


Figure 1a and b: Figure 1a shows the degradation curve for a solution of surface water with 1 mg/l H_2O_2 and Figure 1b shows the degradation curve for a solution of the surface water with 2 mg/l H_2O_2 . The x-axis shows the time in minutes after the H_2O_2 was added to the surface water. The Y-axis shows the concentration of H_2O_2 in milligrams per liter. In the top right corner of the graphs the formula for the hydrogen peroxide degradation and the corresponding r-squared values are shown.

When surface water contains a concentration of about 1 mg/l of H_2O_2 , the degradation of H_2O_2 will follow the following formula:

$$H_2O_2 \text{ concentration} = 1,286e^{-9E-04 \cdot \text{time after } H_2O_2 \text{ addition (min.)}}$$

And when the surface water contains a concentration of about 2 mg/l of H₂O₂, the degradation of H₂O₂ will follow the following formula:

$$\text{H}_2\text{O}_2 \text{ concentration} = 2,1458e^{-0,001 \cdot \text{time after H}_2\text{O}_2 \text{ addition (min.)}}$$

II Bijlage PCA analyse

PCA analyses were conducted to see whether the data of the replicates of the different treatments were similar. The PCA analyses show the species variables (total phytoplankton biovolume, and total cyanobacteria biovolume) and the environmental variables (Temperature (Temp), pH, Dissolved Oxygen (DO), Nitrite and Nitrate (NO), Phosphate (PO₄), Ammonia (NH₃), Total Nitrogen concentration (Total N) and Total Phosphorus concentration (Total P)) for each treatment separate. When in a PCA plot the same time points of the different replicates cluster together, it means that they are influenced by the same factors and show a similar response to them.

Control treatment

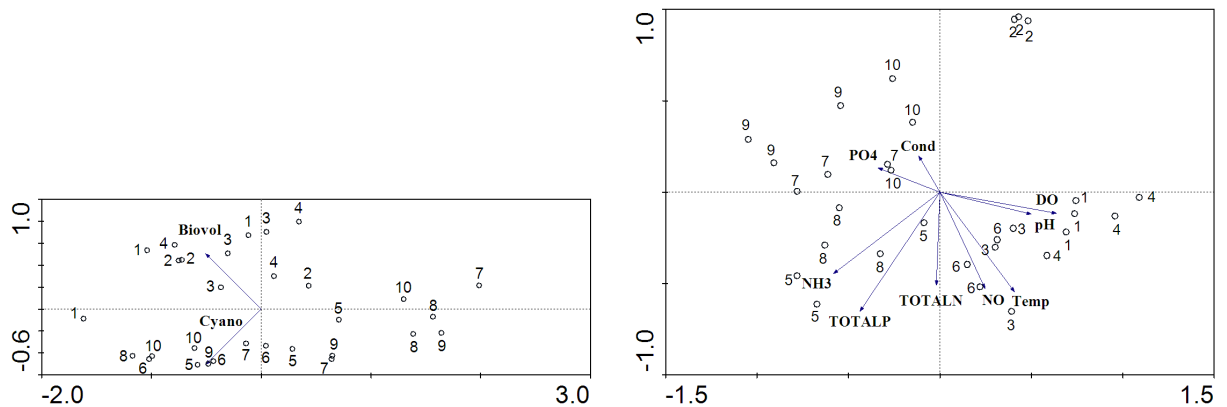


Figure 1a and 1b: Figure 1a shows the PCA analysis for the species variables of the controle treatment and Figure 1b shows PCA analysis for the environmental variables of the controle treatment.

Low concentration treatment

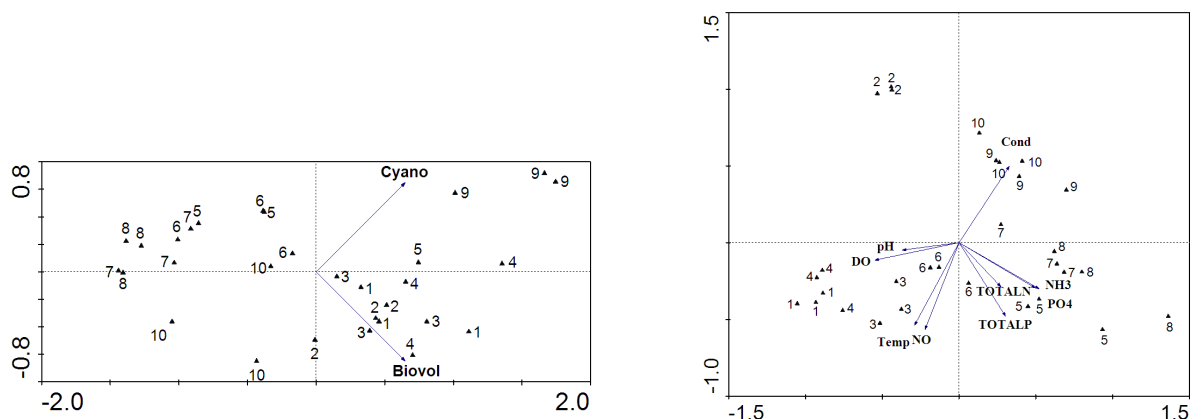


Figure 2a and 2b: Figure 2a shows the PCA analysis for the species variables of the low concentration treatment and Figure 2b shows PCA analysis for the environmental variables of the low concentration treatment.

High concentration treatment

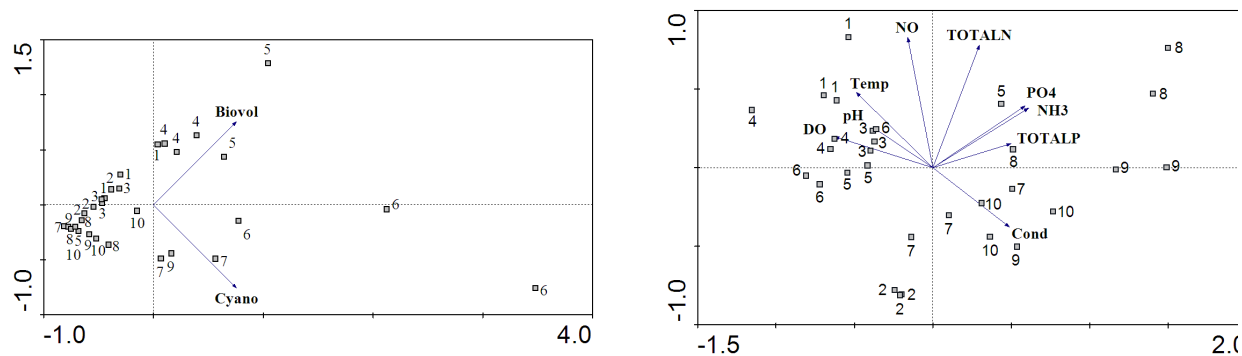


Figure 3a and 3b: Figure 3a shows the PCA analysis for the species variables of the high concentration treatment and Figure 3b shows PCA analysis for the environmental variables of the high concentration treatment.

III Bijlage Zoöplankton

Controle		Organismen / l			
Datum Monstername	15-jun	20-jul	31-aug	1-sep	5-okt
Cyclopidea (control)	349	21	7	10	27
Harpodidea (control)	288	102	44	26	23
Nauplius (control)	67	217	19	8	36
Bosmina (control)	188	151	36	100	124
Daphina (control)	206	48	216	103	119
Alona	21	23	38	2	43
Raderdieren (control)	97	356	41	22	57
Watermijten	6	28	10	4	0
Mosselkreeften	28	0	67	4	40
platwormen	3	9	11	0	0
Muggelarve	0	0	15	0	24
draadworm	0	0	0	0	5
borstelworm	0	0	0	0	0
buikharige	0	0	0	0	0
schaalamoebe	0	4	0	0	0

Lage concentratie		Organismen / l			
Datum Monstername	15-jun	20-jul	20-jul	31-aug	5-okt
Cyclopidea (low)	408	20	17	24	54
Harpodidea (low)	345	123	141	16	50
Nauplius (low)	103	253	279	65	50
Bosmina (low)	452	109	303	204	170
Daphina (low)	180	45	192	223	154
Alona	55	61	108	87	0
Raderdieren (low)	23	1733	1720	4	64
Watermijten	58	31	52	12	38
Mosselkreeften	31	0	5	19	4
platwormen	12	8	10	0	0
Muggelarve	0	0	10	3	21
draadworm	0	0	0	0	0
borstelworm	0	0	0	0	0
buikharige	0	0	0	0	0
schaalamoebe	0	31	21	0	0

Hoge concentratie		Organismen / l			
Datum Monstername	15-jun	20-jul	31-aug	1-sep	5-okt
Cyclopidea (high)	223	126	60	20	41
Harpodidea (high)	248	84	36	8	26
Nauplius (high)	79	322	103	27	68
Bosmina (high)	80	434	150	100	117
Daphina (high)	380	94	329	209	273
Alona	10	37	19	7	14
Raderdieren (high)	61	2873	43	32	59
Watermijten	47	0	54	27	6
Mosselkreeften	43	56	26	20	23
platwormen	13	0	0	0	0
Muggelarve	0	0	8	6	6
draadworm	0	0	5	5	6
borstelworm	3	0	0	0	0
buikharige	3	0	0	0	0
schaalamoebe	0	0	0	0	0

