

BESTRIJDING BLAUWALGEN- OVERLAST



RAPPORT

2012
42

BESTRIJDING BLAUWALGENOVERLAST
EINDRAPPORTAGE PRAKTIJKONDERZOEK

RAPPORT

2012

42

ISBN 978.90.5773.575.2



COLOFON

UITGAVE Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer
Postbus 2180
3800 CD Amersfoort

AUTEURS Miquel Lurling, Bart Engels, Guido Waajen, Hans van Zanten, Lennart Turlings

PROJECTGROEPELEDEN Miquel Lurling (WUR), Guido Waajen (waterschap Brabantse Delta), Henk Tamerus (Waterschap De Dommel), Hans van Zanten (BWZ-ingenieurs), Lennart Turlings (Witteveen+Bos) en Bart Engels (Waterschap Aa en Maas)

REFERAAT In het project bestrijding blauwalgenoverlast zijn een aantal structurele, kansrijke maatregelen afzonderlijk en in combinatie getest op effectiviteit om blauwalgen dan wel eutrofiëring te bestrijden. De maatregelen zijn op praktijkschaal en semi-praktijkschaal getest, waarbij de proeven zijn ondersteund door laboratoriumonderzoek en -experimenten. Het resultaat van het project laat zien dat het in bepaalde gevallen mogelijk is om met structurele maatregelen geëutrofiëerde wateren in stedelijk gebied van een ongewenste troebele toestand met blauwalgen naar een helder water te brengen en in die toestand houden met kansen voor ondergedoken waterplanten. Een goede watersysteemanalyse is onmisbaar om de mate waarin maatregelen succesvol kunnen zijn te vergroten.

TREFWOORDEN Blauwalgen, eutrofiëring, watersysteemanalyse, stedelijke wateren, actief biologisch beheer, Phoslock, Flock & Lock, vlokmiddel, Aluminiumchloride, IJzerchloride, baggeren, visstandbeheer, waterplanten, oeverplanten, waterkwaliteit, drijfslagen, zwemplas, water- en nutriëntenbalans.

DRUK Kruyt Grafisch Adviesbureau

STOWA STOWA 2012-42

ISBN 978.90.5773.575.2

COPYRIGHT De informatie uit dit rapport mag worden overgenomen, mits met bronvermelding. De in het rapport ontwikkelde, dan wel verzamelde kennis is om niet verkrijgbaar. De eventuele kosten die STOWA voor publicaties in rekening brengt, zijn uitsluitend kosten voor het vormgeven, vermenigvuldigen en verzenden.

DISCLAIMER Dit rapport is gebaseerd op de meest recente inzichten in het vakgebied. Desalniettemin moeten bij toepassing ervan de resultaten te allen tijde kritisch worden beschouwd. De auteurs en STOWA kunnen niet aansprakelijk worden gesteld voor eventuele schade die ontstaat door toepassing van het gedachtegoed uit dit rapport.

Aan het in dit rapport beschreven onderzoek hebben de volgende personen een bijdrage geleverd:

WATERSCHAP AA EN MAAS

Bart Engels, Joost van der Pol, Brenda Arends, Peter Bongers, Wim Hurkmans, Joost Jansen,
Brenda van der Pal, Sebastian Mol, Patrick Kuilman, Ronald Arts, Bas van de Vorstenbosch

WATERSCHAP BRABANTSE DELTA

Guido Waajen, Ron Lambregts, Lennart Turlings, George Corman, Luc Rouws, Ingrid Menger, Mark
Hensen, Frans van Dongen, René Leijten, David van Hilst, Jan Stoop, Suzanne Frings, Toon Oomen,
Marian Adolphs

WATERSCHAP DE DOMMEL

Henk Tamerus, Hans van Zanten, Serge Polak, Marcel van den Broek, Ria Nibourg

WAGENINGEN UNIVERSITEIT

Miquel Lurling, Wendy Beekman, Dennis Waasdorp, Els Faassen, Marie-Claire Boerwinkel, John Beijer,
Irene Paredes Losada, Valentini Maliaka, Fred Bransen, Erik Reichman, Bastiaan van Zuidam, Jeroen
van Zuidam

DELTA WATERLAB (THANS AQUON)

Rianne Trompetter, Marian Otten, Pieter Bieren, Francien Lambregts, Cindy van de Berg,
Sylvia Westen, Saskia Wiersma

STOWA

Bas van der Wal

EN DE STUDENTEN

Maarten Pauwels (KUN), Chiel Lauwerijssen (WUR), Marloes van Delft (Hogeschool van Hall
Larenstein/WUR), Maarten Hoftijzer (Hogeschool Zeeland)

TEN GELEIDE

Hoewel de naam anders doet vermoeden, zijn blauwalgen geen algen maar bacteriën. Blauwalgen, ook wel cyanobacteriën genoemd, hebben een aantal eigenschappen die we ook bij algen aantreffen. Ze kennen een vorm van fotosynthese. Blauwalgen waren de eerste organismen op aarde die zuurstof konden produceren. Ze hebben zo de ontwikkeling van hogere organismen mogelijk gemaakt. Dat begon zo'n 2,7 tot 3,5 miljard jaar geleden. Ook nu nog zijn blauwalgen onderdeel van onze natuurlijke leefomgeving, maar als ze zich massaal ontwikkelen kan dat overlast veroorzaken.

Vooral in stedelijke wateren en zwemwateren is het vervelend als blauwalgen massaal tot ontwikkeling komen. Het ziet er niet mooi uit, het kan gaan stinken en er kunnen gezondheidsrisico's optreden voor mens en dier. Zwempartijen vinden geen doorgang. In zachte winters moeten zelfs ook nieuwjaarsduiken wijken voor deze organismen met blijkbaar grote overlevingsdrang. Niet alleen in Nederland duiken de blauwalgen steeds meer op. Mondiaal wordt een toename van blauwalgenbloei geconstateerd. Klimaatverandering bevordert het ontstaan van blauwalgenbloei. Daarom is het belangrijk meer te weten over het vóórkomen en voorkómen van ongewenste blauwalgengroei.

Wat zijn nu de aanpak en de maatregelen of combinaties van maatregelen die bijdragen aan het structureel bestrijden van overlast door blauwalgen? Dat is binnen het onderzoeksproject *Kansrijke Innovatieve Maatregelen Bestrijding Blauwalgenoverlast* onderzocht.

Het voorliggende rapport bundelt de belangrijkste resultaten en vertaalt deze naar de praktijk van het waterbeheer. Inzicht in de aard en omvang van de nutriëntenbelasting staat aan de basis van verbetering. Dat inzicht ontstaat door het opstellen van een watersysteemanalyse. Als de externe nutriëntentoevoer voldoende kan worden teruggedrongen, vormt de interne aanvoer van nutriënten vanuit de waterbodem nog vaak een beletsel voor verbetering. Het uitgevoerde onderzoek richt zich op een aantal maatregelen en combinaties van maatregelen die ingrijpen op die interne aanvoer en die de draagkracht van het watersysteem vergroten. Belangrijk is de notie dat onder verschillende omstandigheden verschillende combinaties van maatregelen aan te bevelen zijn.

Aan het einde van hoofdstuk 14 kunt u zien hoe het onderzoek in een overzichtelijk stroomschema uitmondt, dat voor beheerders van stedelijke wateren en zwemplassen een kader kan vormen bij het maken van beleids- en beheerkeuzes. Dit onderzoek heeft een helder kader geschapen voor het verder verbeteren van de kosteneffectieve aanpak van de overlast door blauwalgen.

Ik nodig u uit kennis te nemen van deze zoektocht en de niet geringe uitkomsten.



Directeur STOWA
J.M.J. LEENEN

VOORWOORD

Overlast door blauwalgen is een veelvoorkomend waterkwaliteitsprobleem. Vooral in de zomer kunnen blauwalgen zich in korte tijd massaal ontwikkelen en in stilstaand water voor drijfblagen en overlast zorgen. Dergelijk water ziet er niet alleen onaantrekkelijk uit, het is ook slecht voor de ontwikkeling van een gezond waterleven, het stinkt en kan zelfs giftig zijn voor mens en dier.

Veel stedelijke- en zwemwateren worden regelmatig geplaagd door blauwalgenoverlast. Deze wateren vervullen een belangrijke rol in de leefomgeving van veel mensen. Niet alleen dragen deze wateren bij aan een positieve beleving van de leefomgeving, ook zorgen ze voor rust en ruimte, bieden verkoeling en brengen mogelijkheden voor recreatie dicht bij de woonomgeving. Stadswateren en zwemplassen zijn echter ook plaatsen waar mensen gemakkelijk in aanraking kunnen komen met blauwalgen en waar overlast snel kan ontstaan. Overlast door blauwalgen kan op verschillende manieren worden aangepakt, maar blijkt vaak lastig te bestrijden. Er bestaat een grote behoefte aan effectieve methoden om overlast te bestrijden. Een structurele aanpak ligt in het beperken van de beschikbare hoeveelheid voedingsstoffen voor blauwalgen, met name fosfaat. Daarvoor is het nodig om de toevoer van voedingsstoffen vanuit externe bronnen voldoende terug te dringen. Toch blijkt dit vaak onvoldoende te werken en moet ook de voorraad fosfaat in water en waterbodembodem worden aangepakt om de overlast succesvol te kunnen bestrijden.

Om na te gaan in hoeverre een aantal kansrijk geachte, innovatieve maatregelenpakketten daadwerkelijk kan bijdragen aan het op een structurele manier bestrijden van overlast door blauwalgen, is in de periode van april 2009 tot mei 2012 het onderzoeksproject Kansrijke Innovatieve Maatregelen Bestrijding Blauwalgen uitgevoerd. Dit project is uitgevoerd in nauwe samenwerking tussen de Wageningen Universiteit, de waterschappen Aa en Maas, Brabantse Delta en De Dommel en de STOWA. In het project is de effectiviteit van een aantal maatregelenpakketten op praktijkschaal en semi-praktijkschaal getest, waarbij de proeven werden ondersteund door laboratoriumonderzoek en -experimenten.

Het voorliggende rapport bundelt de belangrijkste resultaten uit het onderzoek en vertaalt deze kennis naar de praktijk van het waterbeheer. Dit document kan beheerders van stedelijke wateren en zwemplassen, die te maken hebben met overlast door blauwalgen, ondersteunen bij het maken van beleids- en beheerkeuzes om de overlast te bestrijden.

Het project is financieel mogelijk gemaakt door subsidies van Agentschap NL en de provincie Noord-Brabant. Daarnaast zijn door de waterschappen Aa en Maas, Brabantse Delta en De Dommel en de Wageningen Universiteit middelen beschikbaar gesteld om het project mogelijk te maken. In het project is nauw samengewerkt met de gemeenten Bernheze, Breda, Dongen en Eindhoven, plaatselijke hengelsportverenigingen en bewoners in de omgeving van de onderzoekslocaties.

SAMENVATTING

Eén van de belangrijkste waterkwaliteitsproblemen is de overmatige verrijking van het oppervlaktewater met nutriënten (eutrofiëring), waardoor massale blauwalgenbloei kan optreden. De Kaderrichtlijn Water (KRW) beoogt de waterkwaliteit van alle oppervlaktewateren te verbeteren. Voor stedelijke wateren geldt, net als voor de overige oppervlaktewateren, dat moet worden voldaan aan de goede ecologische toestand, zoals vastgesteld in de KRW. Voor zwemwateren geldt dat deze veilig dienen te zijn en dat risico's met betrekking tot blauwalgen tijdig dienen te worden gesignaleerd en gecommuniceerd en adequaat dienen te worden aangepakt. Dit vergt een inspanningsverplichting van de waterbeheerders om maatregelen te treffen waarmee de waterkwaliteit verbeterd wordt. Deze maatregelen zijn veelal kostbaar, kunnen onder druk staan door klimaatsverandering en hebben in het verleden niet altijd tot het gewenste resultaat geleid vanwege onvoldoende controle van de nutriëntenstromen. Hierbij kan de interne nalevering van fosfaat uit verrijkte sedimenten een belangrijke factor zijn.

Dit project heeft als belangrijkste doel om meer inzicht te krijgen in de kosteneffectiviteit van veelbelovende maatregelen om interne nalevering te beteugelen. Hiertoe zijn een aantal structurele, kansrijke maatregelen voor verbetering van de oppervlaktewaterkwaliteit in plassen en stedelijk water op praktijkschaal getest.

Zwemplas De Kuil (Prinsenbeek) werd regelmatig geteisterd door blauwalgenoverlast en kende geregeld zwemverboden. In deze plas, waar interne nalevering van fosfaat (P) de belangrijkste component in de P-belasting was, is in mei 2009 een combinatie van vlokmiddel (ijzerchloride) en een P-fixatief (een met lanthaan gemodificeerde klei) toegediend. De zich in 2009 ontwikkelende blauwalgenbloei werd effectief afgezonken en de interne nalevering werd in 2009 effectief gestopt. In de zomer van 2010 bleek de fosfaatconcentratie in de diepere waterlagen echter weer toe te nemen, waardoor in het najaar en de winter van 2011 zich een stevige bloei van *Planktothrix rubescens* ontwikkelde, die vlak voor het zwemseizoen weer verdween. In de zomer van 2011 bleek de nalevering weer toegenomen, waarbij er aanwijzingen zijn dat het hier redoxgevoelige nalevering betreft, en dus waarschijnlijk het met ijzerchloride neergeslagen fosfaat, wat een gevolg is van de toedieningsvolgorde in de behandeling. Er dient ten alle tijde eerst een deel van het P-fixatief in de waterkolom te worden gebracht, wat behalve zorgt voor fosfaatbinding, ook de benodigde ballast levert voor de te vormen vlokken met het erna ingebrachte vlokmiddel. Omwille van diverse eigenschappen wordt poly-aluminiumchloride geprefereerd boven ijzerchloride. Daarna dient het grootste deel van het P-fixatief als sedimentcapping te worden toegevoegd.

In een drietal stadswateren zijn verschillende combinaties van maatregelen onderzocht. In twee vijvers te Dongen en Eindhoven zijn respectievelijk acht compartimenten van 15 x 20 m en zes compartimenten van 20 x 20 m aangelegd. Hierin zijn actief biologisch beheer (visstandbeheer, waterplanten uitzetten), baggeren (al dan niet met een vlokmiddel) en chemisch P-fixatie met lanthaan gemodificeerde klei (met en zonder vlokmiddel) onderzocht. Daarnaast zijn in Heesch en in Eindhoven aanvullende enclosure-experimenten uitgevoerd waarin baggeren, chemisch P-fixatie met lanthaan gemodificeerde klei, hun combinatie en het effect van bodemwoelende vis (karper) is onderzocht. De resultaten laten zien dat alle maatregelen gericht op reductie van de interne nalevering in combinatie met

visstandbeheer de waterkwaliteit aanzienlijk verbeterde. Karpers hadden een negatief effect op de waterkwaliteit. In de vijver te Heesch werd de slibrijke waterbodem in december 2009 verwijderd, de visstand aangepast en een riooloverstort gesaneerd, wat resulteerde in een sterk verbeterde waterkwaliteit gedurende de rest van de projectduur.

Het gewenste projectresultaat, inzicht krijgen in maatregelen om geëutrofeerde wateren in stedelijk gebied van een ongewenste troebele toestand met veelvuldige blauwalgenoverlast naar een helder water te brengen en in die gewenste toestand te houden door de kansen voor ondergedoken waterplanten te optimaliseren, werd hier gehaald.

Tezamen met aanvullende experimenten is goed inzicht verkregen in de mogelijkheid om de waterkwaliteit in zwemplassen en stadswateren te verbeteren. De in dit project onderzochte maatregelen beperken zich niet tot deze watertypes. Bovenaan staat dat voor elk water de fosfaatbelasting in kaart dient te worden gebracht, waarna indien opportuun de interne nalevering in combinatie met herinrichting geïmplementeerd kan worden. Als hulpmiddel bij het bestrijden van eutrofiëring en de daarmee vaak gepaard gaande overlast door blauwalgen, is hiervoor een stroomschema geformuleerd dat het proces 'op weg naar verbetering' kan vormgeven.

STOWA EN HET WATERMOZAÏEK

WAT IS WATERMOZAÏEK?

In het kennisprogramma Watermozaïek onderzoekt de Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer (STOWA) samen met waterschappen en andere kennispartners bestaande en innovatieve maatregelen voor het verbeteren van de ecologische waterkwaliteit. Waterkwaliteit is een speerpunt in de Kaderrichtlijn Water (KRW). Onder de paraplu van het kennisprogramma testen waterbeheerders maatregelen in de praktijk uit, waardoor kennis wordt verzameld over de haalbaarheid, de betaalbaarheid en de effectiviteit ervan.

RESULTATEN

De oogst van het kennisprogramma Watermozaïek is meervoudig. Watermozaïek:

- levert een nieuwe kijk op maatregelen waar waterschappen met het oog op de Kaderrichtlijn Water hard aan werken of over aan het nadenken zijn. Van veel van deze maatregelen is (nog) niet precies bekend hoe (kosten)effectief ze zijn. Door het werk binnen het Watermozaïek is hierover veel meer bekend geworden;
- heeft zeer interessante nieuwe maatregelen ontwikkeld en uitgetest;
- introduceert een nieuw diagnosesysteem, waarmee waterbeheerders hun watersystemen kunnen analyseren en de ecologische ontwikkelingen daarin kunnen volgen en bijsturen: het KRW-Volg- en Stuursysteem (VSS);
- ontsluit reeds bestaande wetenschappelijke kennis en maakt deze praktisch toepasbaar. Hierbij spelen de binnen het programma georganiseerde kennisdagen een belangrijke rol. STOWA brengt tijdens deze dagen waterschappers en wetenschappers met elkaar in contact. Zij kunnen op deze manier direct kennis en ervaringen uitwisselen.

SAMEN DOEN

Dat mensen van waterschappen, Rijkswaterstaat, kennisinstellingen, universiteiten en adviesbureaus onder de vlag Watermozaïek nauw met elkaar samenwerken, biedt de beste garantie dat het programma de juiste kennis oplevert voor de praktijk van het regionale waterbeheer. Waterschappers en wetenschappers hebben bij het begin van het programma samen kennisvragen geformuleerd. Deze vragen vormen de basis voor de projecten die binnen het programma bestaan en nog worden uitgevoerd.

STOWA

STOWA, de initiatiefnemer van Watermozaïek, is het kenniscentrum van de regionale waterbeheerders in Nederland. STOWA ontwikkelt, vergaart en verspreidt kennis die nodig is voor de opgaven waar waterbeheerders voor staan.

VAN DENKEN NAAR DOEN

De resultaten van onderzoeksprojecten worden via het onderzoeksprogramma Watermozaïek van STOWA uitgewisseld met waterbeheerders die toepassing in hun beheersgebied overwegen.

INNOVATIEPROGRAMMA KADERRICHTLIJN WATER

Het project wordt mede gefinancierd vanuit het innovatieprogramma Kaderrichtlijn Water, uitgevoerd door Agentschap NL in opdracht van het ministerie van Infrastructuur en Milieu.

Kijk voor meer informatie op www.watermozaiek.nl.

BESTRIJDING BLAUWALGENOVERLAST

INHOUD

	TEN GELEIDE	
	VOORWOORD	
	SAMENVATTING	
	STOWA EN HET WATERMOZAÏEK	
1	INLEIDING	1
	1.1 Aanleiding	1
	1.2 Doelstelling	3
	1.3 Leeswijzer	4
2	CONTEXT VAN HET ONDERZOEK	5
	2.1 Verschillende type maatregelen om blauwalgen te bestrijden	5
	2.2 Waar draagt dit onderzoek aan bij?	5
	2.3 KRW en zwemwaterrichtlijn	7
	2.4 Beleving van water versus belasting met nutriënten	8
3	BESCHRIJVING ONDERZOEKSLOCATIES	10
	3.1 Onderzoekslocaties	10
	3.2 Onderzoekslocatie Heesch	11
	3.3 Onderzoekslocatie Eindhoven	11
	3.4 Onderzoekslocatie Dongen	12
	3.5 Onderzoekslocatie Prinsenbeek	13

4	METHODE	14
4.1	Inleiding	14
4.2	Waterbalans en nutriëntenbelasting	14
4.2.1	De Kuil	14
4.2.2	Dongen	15
4.2.3	Eindhoven	16
4.2.4	Heesch	17
4.3	Onderzoek van bekerglas tot meer	17
4.4	Maatregelen op de verschillende locaties	18
4.5	Onderzoek in complete wateren	21
4.5.1	Vijver De Ploeg in Heesch	21
4.5.2	Zwemplas De Kuil in Prinsenbeek	21
4.6	Onderzoek in compartimenten	23
4.7	Onderzoek in enclosures	25
4.8	Onderzoek in het laboratorium	28
4.8.1	Effect van ijzerchloride op pH en chlorofyl-a	28
4.8.2	Effect van ijzerchloride en Phoslock® op Daphnia	28
4.8.3	Flock & Lock in Stiffelio	29
4.8.4	Effect van houten damwand op algen	29
4.8.5	Bindingscapaciteit Phoslock® en Flock & Lock	29
4.8.6	Effect van anionen op de bindingscapaciteit Phoslock®	30
4.8.7	Effect van humuszuren op bindingcapaciteit Phoslock®	30
4.8.8	Effect vlokmiddel op humuszuren- en P-concentratie	31
4.8.9	Langetermijneffect anionen en humuszuur op bindingscapaciteit Phoslock®	31
4.8.10	P-verwijdering door Phoslock® in verschillend oppervlaktewater	31
4.8.11	Naleveringsexperimenten	32
5	RESULTATEN VIJVER DE PLOEG TE HEESCH	33
5.1	Resultaten enclosure onderzoek	33
5.1.1	Inleiding	33
5.1.2	Resultaten	33
5.1.3	Conclusies	36
5.2	De vijver na oplevering	37
5.2.1	Resultaten monitoring vijver	38
5.2.2	KRW en afgeleide EKR-scores	39
5.2.3	Conclusies monitoring De Ploeg	40
5.3	Effectiviteit maatregelen De Ploeg	41
6	RESULTATEN STIFFELIOVIJVER TE EINDHOVEN	44
6.1	Resultaten compartimenten	44
6.1.1	Inleiding	44
6.1.2	Waterpeilen	44
6.1.3	Doorzicht en troebelheid	44
6.1.4	Orthofosfaat (filtreerbaar fosfaat)	46
6.1.5	Totaal fosfaat	47
6.1.6	Totaal chlorofyl-a	48
6.1.7	Blauwalgen chlorofyl-a	48
6.1.8	Afgeleide EKR-scores	50
6.1.9	Fosfaatnalevering vanuit de waterbodem	51
6.1.10	Filtreerbaar lanthaan	51

6.1.11	Totaal lanthaan	52
6.1.12	Visstand	52
6.1.13	Metalen in vis	53
6.1.14	Waterplanten	54
6.1.15	Lanthaan en fosfaat in sediment	57
6.1.16	Microcystines	59
6.2	Resultaten enclosures	59
6.2.1	Algemeen	59
6.2.2	Chlorofyl-a	60
6.2.3	Fosfaat en totaal-P	61
6.2.4	Lanthaan	61
6.2.5	Effecten op zoöplankton	62
6.2.6	Opname lanthaan in karper	62
6.2.7	Microcystines	62
6.3	Resultaten water- en stoffenbalans	63
6.3.1	Inleiding	63
6.3.2	Resultaten	63
6.3.3	De belasting	64
6.3.4	Bepalen kritische belastingen en huidige belasting.	64
6.4	Synthese resultaten Eindhoven, enclosures, proefvakken en water- en stoffenbalans	65
7	RESULTATEN VIJVER MGR. SCHAEPMANLAAN TE DONGEN	67
7.1	Resultaten compartimenten	67
7.1.1	Inleiding	67
7.1.2	Waterpeilen	67
7.1.3	Doorzicht en troebelheid	67
7.1.4	Orthofosfaat (filtreerbaar fosfaat)	69
7.1.5	Totaal fosfaat (TP)	70
7.1.6	Totaal chlorofyl-a	70
7.1.7	Blauwalgen chlorofyl-a	70
7.1.8	Effect damwand op algen	73
7.1.9	Afgeleide EKR-scores	73
7.1.10	Fosfaat nalevering vanuit de waterbodem	74
7.1.11	Filtreerbaar lanthaan	75
7.1.12	Totaal lanthaan	76
7.1.13	Visstand	77
7.1.14	Metalen in vis	80
7.1.15	Resultaten waterplanten	80
7.1.16	Lanthaan en fosfaat in sediment	84
7.2	Resultaten water- en stoffenbalans	85
7.2.1	Waterbalans Dongen	85
7.2.2	Nutriëntenbelasting Dongen	85
7.3	Synthese: consequenties maatregelen	86
8	RESULTATEN DE KUIL TE PRINSENBEEK	88
8.1	Resultaten Flock & Lock	88
8.1.1	De resultaten algemeen	88
8.1.2	Doorzicht en troebelheid	88

8.1.3	Ortho-fosfaat (filtreerbaar fosfaat)	89
8.1.4	Totaal fosfaat (TP)	91
8.1.5	Totaal-chlorofyl-a	91
8.1.6	Blauwalgenchlorofyl-a en microcystines	92
8.1.7	Lanthaan	93
8.1.8	Macrofauna	93
8.1.9	Macrofyten	94
8.1.10	Zoöplankton	95
8.1.11	KRW-beoordeling	95
8.1.12	Lanthaan in vis en muggenlarven	96
8.2	Resultaten waterbalans en nutriëntenbelasting	98
9	LABORATORIUMONDERZOEKEN	99
9.1	Flock & Lock	99
9.2	Effect vlokmiddel op humuszuren- en P-concentratie	102
9.3	Bindingscapaciteit Phoslock® en Flock & Lock	103
9.4	Effect van anionen op de bindingscapaciteit Phoslock®	105
9.5	Effect van humuszuren op bindingcapaciteit Phoslock®	106
9.6	Toediening, menging en bindingscapaciteit Phoslock®	106
9.7	Lange termijn effect anionen en humuszuur op bindingscapaciteit Phoslock®	107
9.8	P-verwijdering door Phoslock® in verschillend oppervlaktewater	109
10	KOSTEN EN BATEN VAN MAATREGELEN	111
10.1	Inleiding	111
10.2	Kosten van maatregelen in het onderzoek	112
10.3	Kosteneffectiviteit	114
	10.3.1 De kosten van de maatregelen	114
	10.3.2 De effectiviteit van de maatregelen	115
	10.3.3 De kosteneffectiviteit van de maatregelen	117
11	KENNISVERSPREIDING, COMMUNICATIE EN EDUCATIE	121
11.1	Betrekken van de directe omgeving	121
11.2	Verspreiden van kennis	123
11.3	Educatie	123
12	SYNTHESE	124
12.1	Enclosure onderzoeken	124
12.2	De compartimenten	127
	12.2.1 Een vergelijking tussen Eindhoven en Dongen	127
	12.2.2 Lanthaan in de waterfase	130
	12.2.3 Waterpeil	130
	12.2.4 Lanthaan in vissen	132
12.3	Een vergelijking tussen schaalniveaus	133
13	DISCUSSIE RESULTATEN	137

14	CONSEQUENTIES VOOR DE PRAKTIJK	151
14.1	Inleiding	151
14.2	Het toevoegen van 'vreemde' stoffen aan het watersysteem	151
14.2.1	Algemeen	151
14.2.2	IJzerchloride	151
14.2.3	Poly-aluminiumchloride (PAC)	152
14.2.4	Calciumhydroxide	152
14.2.5	Phoslock®	153
14.3	Het belang van voorlichting en beheer & onderhoud	153
14.4	Meerwaarde van streefbeelden	154
14.5	KRW als referentie	154
14.6	Inrichting nieuwe watersystemen	154
14.6.1	Neveneffecten water- en oeverplanten	155
14.6.2	Visstandbeheer in de praktijk	155
14.7	Op weg naar verbetering	155
15	REFERENTIES	158
	BIJLAGEN	
	OVERZICHT ACHTERGROND-DOCUMENTEN	169

1

INLEIDING

1.1 AANLEIDING

Zoetwaterecosystemen hebben zwaar te lijden onder allerlei menselijke activiteiten. De overmatige verrijking van het oppervlaktewater met nutriënten is hiervan een bekend voorbeeld, met als zichtbare symptomen een groene soep en stinkende drijfslagen van blauwalgen. Door lozing, afspoeling, overstorten van huishoudelijk en industrieel afvalwater en/of lozing vanuit de landbouw en veeteelt, is er gedurende vele tientallen jaren een grote hoeveelheid nutriënten in het water gekomen. Vermesting van het oppervlaktewater kwam vanaf 1950 in een stroomversnelling, onder anderen door de bevolkingsgroei en het gebruik van fosfaat houdende wasmiddelen. Om het tij te keren werd in 1970 de Wet op de Verontreiniging van Oppervlaktewater (WVO) aangenomen en verschenen er diverse andere beleidsstukken (o.a. de fosfatennota in 1979).

In Nederland zijn vanaf begin jaren '80 diverse maatregelen getroffen om vertroebelde wateren weer helder te krijgen, zoals aanpak van de nutriënteninvoer en biomanipulatie. Dit heeft in een aantal wateren tot een aanzienlijke verbetering van de waterkwaliteit geleid, waaronder het Veluwemeer (Ibelings *et al.*, 2007; Hosper *et al.*, 2007). Helaas heeft deze aanpak niet altijd een bevredigend resultaat opgeleverd (Meijer, 2000). Dat er meer mislukkingen dan successen zijn geboekt, lijkt veroorzaakt door onvoldoende of niet meegenomen fosfaatcontrole in het water en de onderwaterbodems (Gulati & Van Donk, 2002).

Een belangrijke component van eutrofiëring in Nederlandse binnenwateren, is de fosfaatvervuiling. Ook wereldwijd blijkt fosfaat in de meeste gevallen van eutrofiëring de belangrijkste factor te zijn. Zelfs als stikstof de limiterende factor is, kan fosfaat makkelijker door adequate aanpak tot limiterende factor worden gebracht (Schindler, 1974; 1975; 1977; Vollenweider & Kerekes, 1982; Correll, 1998). Het onderliggende principe is dat de opbrengst van een soort wordt bepaald door het nutriënt dat het minste voorhanden is: von Liebig's wet van het minimum (von Liebig, 1855). Voor algen betekent dit dat er altijd één beperkende factor is en dat blijkt meestal fosfaat te zijn (Schindler, 1977; Hecky & Kilham, 1988). Dit is echter slechts één zijde van de medaille: met name de verandering in de samenstelling van de fytoplanktongemeenschap naar dominantie van oneetbare en giftige (blauwalgen)soorten (Smith *et al.*, 1999) voorkomt dat watervlooiën de verhoogde algenproductie consumeren en daarmee de helder water-toestand behouden. De groene soep kan ontstaan doordat de blauwalgen niet worden weggegeten; biomanipulatie en vooral stimulatie van watervlooiën lijkt hier weinig kansrijk. Vandaar dat fosfaatcontrole verreweg de belangrijkste remedie is om eutrofiëring, en vooral de daardoor veroorzaakte blauwalgenbloei, te beteugelen (Carpenter, 2008; Schindler *et al.*, 2008).

Wanneer de externe nutriëntenbelasting, zijnde de som van atmosferische depositie en instroom (inclusief grondwater), wordt gereduceerd, zal bij een gelijkblijvende hydraulische belasting de fosfaatconcentratie in het ontvangende water proportioneel dalen (Brett & Benjamin, 2008). Echter, door jarenlange excessieve externe belasting zijn vele

onderwaterbodems verzadigd geraakt met P, waardoor zelfs na sterke reductie van de externe P-belasting, de eutrofiëringsproblemen niet verminderen: de interne P-belasting domineert (van der Molen & Boers, 1994). Daarom zal in veel gevallen fosfaatverwijdering van, of –retentie in de onderwaterbodems noodzakelijk zijn om op relatief korte termijn een verbetering van de waterkwaliteit te bewerkstelligen. Fosfaatcontrole vergt dus naast een sterke reductie van de invoer vanuit punt- en diffuse bronnen ook fosfaatverwijdering uit de waterkolom en fosfaatverwijdering van, of –retentie in de onderwaterbodems (Welch & Cooke, 1995; Carpenter *et al.*, 1998; Søndergaard *et al.*, 2003; Mehner *et al.*, 2008).

Inmiddels is er vanuit Europese regelgeving meer aandacht gekomen voor het in een acceptabelere toestand brengen van oppervlaktewateren. De Kaderrichtlijn Water (KRW) beoogt onder meer de waterkwaliteit te verbeteren. Er wordt een kader geboden voor het bepalen van de doelen, het vaststellen van de waterkwaliteit en het nemen van maatregelen. De KRW kent verschillende kwaliteitsklassen: oppervlaktewateren dienen in 2015 de “goede ecologische toestand” te bereiken (EC, 2000). Zwemwateren dienen veilig te zijn en risico’s met betrekking tot blauwalgen dienen tijdig te worden gesignaleerd, gecommuniceerd en adequaat te worden aangepakt (EC, 2006).

KRW-maatregelen zijn kostbaar en traditionele maatregelen staan onder druk door klimaatsverandering. De verandering van het klimaat in Nederland wordt gereflecteerd in een geleidelijke toename van de watertemperatuur (Scheffer *et al.*, 2001). De recente klimaatscenario’s van het KNMI (www.knmi.nl) laten een toekomstige temperatuurstijging zien en mogelijke veranderingen in neerslag. Er is hierdoor een vergrote kans op eutrofiëring door extra afspoeling van meststoffen bij zware buien, er worden hogere watertemperaturen verwacht en een langere periode van droogte met hogere temperaturen. Dit zal resulteren in een stabiele waterkolom, verminderde doorspoeling, hogere verdamping en stijgende saliniteit; allen factoren ten faveure van blauwalgen. Voor Nederland wordt derhalve een door klimatologische veranderingen gestimuleerde bloei van blauwalgen verwacht (Roijackers & Lurling, 2007).

Wereldwijd neemt de intensiteit en frequentie van toxische blauwalgenbloei toe (de Figueiredo *et al.*, 2004) en wordt eveneens onderkend dat klimaatsverandering tot meer blauwalgen zal leiden (Paerl & Huisman, 2008; 2009). In Nederland maakte de situatie in 2003 en 2006 eens te meer duidelijk dat een groot deel van onze oppervlaktewateren erg kwetsbaar is en kan worden geteisterd door overmatige blauwalgenbloei. In veel van deze gevallen betreft het stadswateren en zwemwateren. Behalve dat KRW-doelen, zoals afgeleid voor waterlichamen, in deze wateren niet worden gehaald, is er ook sprake van overlast en verlies van kwaliteit van de leefomgeving, inkomstenderving van ondernemers (bijvoorbeeld Almere-Haven en De Gouden Ham in 2006), kapitaalverlies van onroerend goed en mogelijke risico’s voor de volksgezondheid.

Een schoon en helder stads- en zwemwater leveren de maatschappij ook baten. In het zomerseizoen levert een zwemwater van voldoende kwaliteit opbrengsten op voor de beheerder/exploitant. Stadswater kan, door het bieden van diverse recreatiemogelijkheden aan burgers, een belangrijke bijdrage leveren aan de kwaliteit van leven in een stedelijke omgeving. Er wordt steeds vaker in en aan niet-zwemwater gerecreëerd, zoals stadswateren. Voor stadswater is het voordeel niet direct in klinkende munt uit te drukken. Te denken valt echter aan de volgende aspecten waar een gezond en helder stedelijk water aan bijdraagt:

- Behalen beleidsdoelen, zoals KRW;
- Lagere risico's volks- en diergezondheid (toxines, vissterfte, etc.);
- Recreatief belang (kijk- en speelwater);
- Hengelsport;
- Natuurbelang, bevordering biodiversiteit;
- Wonen aan het water levert een hogere marktwaarde op van de omliggende huizen (Pötz & Bleuzé, 2012);
- Klimaat, warmtereductie in stedelijk gebied.

In dit onderzoek worden de baten niet nader onderzocht.

Veel stadswateren hebben echter zwaar te lijden onder menselijke activiteiten, waaronder overmatige verrijking van het oppervlaktewater met nutriënten (Brönmark & Hansson, 2002). Als gevolg van de eutrofiëring zijn veel kleine wateren veranderd van helder water met ondergedoken vegetatie en een rijke biodiversiteit in een troebele groene soep zonder ondergedoken waterplanten, een sterk afgenomen biodiversiteit en soms met stinkende drijflagen van blauwalgen (Smith *et al.*, 1999; *Figuur 1*). Behalve een onplezierig aanzicht, stank, hoge troebelheid, anoxia, massale zomervissterfte en aquatische voedselwebveranderingen, kunnen de door eutrofiëring veroorzaakte blauwalgenbloei en drijf laagvorming een gezondheidsrisico inhouden voor mens en dier, vanwege het vermogen van diverse blauwalgensoorten om een pallet aan potente gifstoffen te produceren (Faassen & Lurling, 2010).

FIGUUR 1 HELDER WATER MET WATERPLANTEN (LINKS) EN EEN FORSE BLAUWALGENBLOEI (RECHTS)



1.2 DOELSTELLING

Dit project heeft als doel om meer inzicht te krijgen in de kosteneffectiviteit van veelbelovende maatregelen om interne eutrofiëring te beteugelen. Hiertoe heeft het project als doelstelling om een aantal structurele, kansrijke maatregelen voor verbetering van de oppervlaktewaterkwaliteit in plassen en stedelijk water op praktijkschaal te testen en de kennis over (kosten)effectiviteit te vergroten.

Het gewenste projectresultaat is om geëutrofiëerde wateren in stedelijk gebied en zwemplassen van een ongewenste troebele toestand met veelvuldige blauwalgenoverlast naar een helder water te brengen en in die gewenste toestand te houden, met voldoende aanwezigheid van ondergedoken waterplanten.

1.3 LEESWIJZER

Na een inleiding op het project (hoofdstuk 1), wordt in hoofdstuk 2 de context van het onderzoek geschetst. Hierna volgt een beschrijving van de verschillende onderzoekslocaties (hoofdstuk 3) en de op de verschillende locaties en op diverse onderzoekschalen (van bekersglas tot meer) gehanteerde methodes (hoofdstuk 4). Hoofdstuk 5 begint met een beschrijving van de resultaten van een enclosure-experiment in Heesch, waarna de monitoring na baggeren en herinrichting van de vijver volgt. In hoofdstuk 6 worden de resultaten van het onderzoek in compartimenten (20 x 20 m) over een periode van twee jaar gerapporteerd, als ook die van een enclosure-experiment, en wordt de water- en nutriëntenbalans gepresenteerd. Hoofdstuk 7 beschrijft de resultaten van twee jaar onderzoek in compartimenten (15 x 20 m) in een vijver te Dongen, inclusief een overzicht van de water- en nutriëntenbalans. In hoofdstuk 8 wordt de behandeling van zwemplas De Kuil te Prinsenbeek beschreven, de erop volgende monitoring en de water- en nutriëntenbalans. Hoofdstuk 9 geeft een overzicht van de resultaten van diverse aanvullende en onderbouwende laboratoriumexperimenten. De kosten en baten van de diverse maatregelen worden in hoofdstuk 10 gegeven. De met het project samenhangende kennisverspreiding, communicatie en educatie wordt in hoofdstuk 11 belicht. De resultaten van de verschillende experimenten worden samengenomen in een synthese (hoofdstuk 12), waarna de resultaten bediscussieerd worden in hoofdstuk 13. Hoofdstuk 14 beschrijft de implicaties van dit project voor het waterbeheer.

De in dit rapport weergegeven resultaten zijn gebaseerd op uitgebreid onderzoek wat in detail wordt beschreven in diverse achtergrondrapporten.

2

CONTEXT VAN HET ONDERZOEK

2.1 VERSCHILLENDE TYPE MAATREGELEN OM BLAUWALGEN TE BESTRIJDEN

Ter bestrijding van blauwalgen worden al decennia lang verschillende type maatregelen uitgevoerd. Grofweg zijn er drie soorten maatregelen te onderscheiden: brongerichte maatregelen, effectgerichte en publieksgerichte maatregelen of communicatieve maatregelen (*Tabel 1a*)

TABEL 1A TYPE MAATREGELEN GERICHT OP BESTRIJDEN BLAUWALGEN

Type Maatregel	Wat houdt het in?
Brongericht	Gericht op het terugbrengen van voedingsstoffen in het water en daarnaast het verwijderen van de al in het water aanwezige voedingsstoffen (slib)
Effect of symptoomgericht	Gericht op het voorkomen of beperken van de overlast door bijvoorbeeld het beluchten van een water of het verwijderen van drijfslagen.
Publieksgericht of communicatief	De maatregelen hebben de bedoeling het publiek te informeren en/of te waarschuwen om de blootstelling aan giftige blauwalgen te minimaliseren. Ook zijn deze maatregelen bedoeld om gebruikers en omwonenden van het water tot een ander gedrag te bewegen en daarmee het ontstaan van overlast te beperken

Momenteel wordt een overzicht opgesteld van de maatregelen die in de afgelopen decennia zijn toegepast om blauwalgen te bestrijden (STOWA, *in prep.*). Het huidige overzicht aan maatregelen ten aanzien van het bestrijden van blauwalgen is niet actueel. Zowel nationaal als internationaal zijn maatregelen tegen blauwalgen tot op heden vaak gericht geweest op het bestrijden van de effecten van blauwalgen. Dit betekent dat men vaak de overlastsituaties zoals stank en visuele drijfslagen probeert tegen te gaan en indien er risico op blootstelling is, zoals bij zwemwateren het geval is, alles in het werk stelt om mens en dier niet in aanraking te laten komen met de mogelijk giftige drijfslagen van blauwalgen. Voorbeelden hiervan zijn het wegzuigen van drijfslagen of het beluchten van water. Ook zijn er al meer innovatieve maatregelen getest, variërend van de toepassing van het gebruik van waterstofperoxide tot aan inzet van ultrasone geluidsgolven. Tevens zijn driehoeksmosselen en rottend stro al eens ingezet om blauwalgen te bestrijden. Het gros van de maatregelen levert wisselende successen en heeft tot op heden niet geresulteerd in een duurzame oplossing, waarbij blauwalgen ook op de langere termijn wegblijven.

2.2 WAAR DRAAGT DIT ONDERZOEK AAN BIJ?

Uiteraard zijn er ook al maatregelen genomen om blauwalgen brongericht aan te pakken. Op veel locaties wordt gebaggerd met als doel om de voedingsstoffen uit het water te halen en daarmee de bloei van blauwalgen onmogelijk te maken. Echter, het eerst in de praktijk testen en vervolgens, afhankelijk van effectiviteit, toepassen van brongerichte maatregelen is nog maar zeer beperkt toegepast. Dit maakt het Brabant Brede-project om blauwalgen te bestrijden uniek. Door op diverse proeflocaties een pakket van verschillende typen

maatregelen te testen, kan beter worden bepaald welke maatregelcombinaties voor welk type water het meest geschikt zijn. Het testen van maatregelen betekent ook dat naar eventuele neveneffecten van maatregelen wordt gekeken, zoals schade aan de ecologie. Het onderzoek zoomt daarmee niet alleen in op successen van maatregelen maar maakt ook inzichtelijk of er negatieve kanten aan zitten. Op deze manier kunnen keuzes om maatregelen wel of niet uit te voeren beter worden overwogen. Maatregelen in dit project zijn gericht op het zoveel mogelijk aanpakken van de externe nutriëntenbelasting (brongericht), het aanpakken van het al aanwezige fosfaat in de waterkolom en het tegengaan van interne nalevering van de waterbodem. Daarnaast zijn ook maatregelen genomen om gebruikers/omwonenden te informeren over de waterkwaliteit en de mogelijkheden om zelf een positieve bijdrage te leveren aan de waterkwaliteit (publieksgericht).

Om de externe nutriëntenbelasting duurzaam te kunnen aanpakken is het noodzakelijk dat naast puntbronnen (zoals overstorten) ook de diffuse bronnen worden aangepakt. Door, voor drie van de vier onderzoekslocaties in dit project, de nutriëntenbelasting te bepalen is de grootte van de diffuse belasting in beeld gebracht. In combinatie met de omvang van de interne nalevering vanuit het sediment en de hoeveelheid in het water al aanwezige fosfaten, kan op die manier worden bepaald wat de houdbaarheid en daarmee de effectiviteit is van de onderzochte maatregelen.

De aanpak voor het bereiken van het geformuleerde doel spitst zich toe op het in de praktijk testen van een aantal kansrijke maatregelenpakketten. Hierbij wordt gebruik gemaakt van zowel bekende als innovatieve technieken waarbij de verwachting is dat de maatregelen afzonderlijk elkaar versterken. De ervaring is dat het treffen van losse maatregelen vaak onvoldoende is om het blauwalgenprobleem op te lossen en beheersbaar te maken. Het praktijkonderzoek, zoals dit op een viertal locaties is verricht, wordt ondersteund door veldexperimenten en door laboratoriumonderzoek en -experimenten.

Voor ondiepe stadswateren wordt in het project gebruik gemaakt van het concept van alternatieve stabiele toestanden (Scheffer *et al.*, 1993, Scheffer, 2004), en van de werkwijze die beschreven wordt in de STOWA-uitgave "Van helder naar troebel...en weer terug" (Jaarsma *et al.*, 2008). Dit concept gaat ervan uit dat ondiepe meren en plassen, en dus ook stadswateren van enige omvang, zowel in een troebele en algenrijke toestand kunnen verkeren, als in een heldere toestand met waterplanten. De overgang van de ene naar de andere toestand is vrij abrupt en wordt in belangrijke mate bepaald door de nutriëntenbelasting (P en N). Binnen dit concept is sprake van een range in nutriëntenbelasting waarin het water zowel troebel en algenrijk kan zijn, als ook helder. Deze range wordt begrensd door de onderste en bovenste kritieke nutriëntenbelastingsgrenzen. Tussen deze grenzen bepalen meerdere factoren in welke toestand het water zich bevindt. Diverse mechanismen zorgen er dan voor dat een troebel watersysteem zich ertegen verzet helder te worden. Ook een helder watersysteem verzet zich er binnen de range tegen om troebel te worden. Hierbij speelt de opbouw van het voedselweb een belangrijke rol. Buiten de range kan water zich meestal maar in één toestand bevinden: troebel bij een hoge nutriëntenbelasting en helder bij een lage nutriëntenbelasting. Wanneer de nutriëntenbelasting zich tussen beide belastingsgrenzen bevindt, is het mogelijk dat het water door een natuurlijke oorzaak of menselijke ingreep omslaat van de ene naar de andere toestand.

In diepe plassen treedt, in tegenstelling tot ondiepe meren en plassen, in de zomerperiode een stabiele gelaagdheid of stratificatie op onder invloed van temperatuurverschillen in het water. Ook in diepe plassen kan er, net als in ondiepe plassen, sprake zijn van alternatieve stabiele toestanden (troebel of helder) indien de nutriëntenbelasting (P en N) zich binnen een range bevindt. De achterliggende mechanismen zijn echter anders dan in ondiepe plassen, zoals samengevat door Osté *et al.* (2010). In diepe plassen is niet de opbouw van het voedselweb hierbij bepalend, maar is dat de flux van nutriënten vanuit de diepere waterlagen naar het water boven in de plas. Deze flux wordt bepaald doordat de diepere waterlagen nabij de waterbodem zuurstofloos kunnen worden, hetgeen het vrijkomen van (veelal ijzergebonden) fosfaat uit de waterbodem tot gevolg heeft. De grenzen van de range zijn bij diepe plassen de toelaatbare belasting (waarboven de diepere waterlaag zuurstofloos wordt en bodemgeboden fosfaat gemakkelijk vrijkomt) en de excessieve belasting (waarboven het optreden van algenoverlast waarschijnlijk is).

Het gegeven dat de mogelijkheid bestaat om een stadswater of diepe plas gedurende langere tijd helder en vrij van algenoverlast te houden wanneer de nutriëntenbelasting beneden een zekere belastingsgrens ligt, ligt aan de basis van het uitgevoerde project.

2.3 KRW EN ZWEMWATERRICHTLIJN

Zowel in de stedelijke omgeving als in zwemwateren leiden blauwalgen al jarenlang tot overlast. Bij stedelijke wateren wordt vooral het verlies van kwaliteit van de leefomgeving als een negatief effect beschouwd. Voorbeelden van overlast zijn (giftige) drijfvlagen van blauwalgen, stankoverlast en afname van biodiversiteit van stadswateren. Bij zwemwateren zijn het vooral de risico's voor de volksgezondheid. Een blauwalgenbloei in een zwemwater kan leiden tot zwemverboden en daarmee inkomstenverlies van ondernemers (zwemplasbeheerders).

DE KRW

Een gevolg van de aanwezige blauwalgen is ook dat de KRW-doelen voor deze wateren vaak niet worden gehaald. Waterbeheerders worden afgerekend op de toestand van de oppervlaktewaterlichamen. De KRW spreekt van een verplichting voor de lidstaten om voor alle oppervlaktewateren achteruitgang van de toestand van alle oppervlaktelichamen te voorkomen (EG, 2000; art 4, lid 1a). Een oppervlaktelichaam is hierin gedefinieerd als "een onderscheiden oppervlaktewater van aanzienlijke omvang, zoals een meer, een waterbekken, een stroom, een rivier, een kanaal, een deel van een stroom, rivier of kanaal, een overgangswater of een strook kustwater" (EG, 2000; art 2, lid 10). In Nederland is voor meren gekozen om, vanuit praktisch oogpunt, een ondergrens aan te houden van 50 hectare (www.helpdeskwater.nl). Voor Nederland betekent dit strikt genomen dat men, op basis van grootte van stadswateren en zwemwater, niet wordt afgerekend op de toestand. Omdat de KRW wel van toepassing is op alle oppervlaktewateren (incl. niet KRW-waterlichamen) ligt hier voor de waterbeheerders wel een verantwoordelijkheid en een opgave.

Ter illustratie is in tabel 1b het wereldwijd aantal wateren met bijbehorend wateroppervlak van verschillende grootteklassen van meren weergegeven. Hieruit blijkt dat ruim 30% van het wateroppervlak bestaat uit wateren kleiner dan 10 hectare.

TABEL 1B HET WERELDWIJDE AANTAL WATEREN EN BIJBEHOREND TOTALE WATEROPPERVLAK (km²) VAN VERSCHILLENDE GROOTTEKLASSEN VAN MEREN (UIT DOWNING ET AL., 2006)

Grootteklasse (km ²)	Aantal wateren	Oppervlakte (km ²)
0,001-0,01	277.400.000	692.600
0,01-0,1	24.120.000	602.100
0,1-1	2.097.000	523.400
1-10	182.300	455.100
10-100	15.905	392.362
100-1.000	1.330	329.816
1.000-10.000	105	257.856
10.000-100.000	16	607.650
>100.000	1	378.119

DE EUROPESE ZWEMWATERRICHTLIJN

De nieuwe Europese Zwemwaterrichtlijn (2006/7/EG) is in 2006 vastgesteld met als doel de gezondheid van zwemmers in oppervlaktewateren te beschermen. De richtlijn schrijft pro-actief beheer van de zwemwaterkwaliteit voor, waarbij maatregelen moeten worden uitgevoerd om minimaal een ‘aanvaardbare’ kwaliteit te kunnen bereiken. Als één van de bedreigingen voor de gezondheid van zwemmers wordt blauwalgenbloei aangemerkt. Uit de evaluatie van het blauwalgenprotocol 2010 bleek dat er door de waterbeheerders op 129 van de 480 zwemlocaties een blauwalgenprobleem is gesignaleerd (Bijkerk *et al.*, 2010). Oftewel, meer dan 25% van de zwemlocaties kampt met een blauwalgenprobleem en de waterbeheerders verwachtten hierin nauwelijks verbetering in de komende 5 jaar (Bijkerk *et al.*, 2010).

Om de minimaal ‘aanvaardbare’ kwaliteit in zwemwateren te kunnen bereiken is een effectieve aanpak van blauwalgen van belang. In dit onderzoek wordt, door het op praktijkschaal testen van innovatieve maatregelen zoals de Flock & Lock-methode, gekeken of deze maatregelen een bijdrage kunnen leveren om de risico's voor zwemmers te verkleinen. De Flock & Lock-methode is gericht op het direct helder maken van het water door deeltjes en fosfaten uit de waterkolom neer te slaan en de interne nalevering van nutriënten drastisch te beperken.

2.4 BELEVING VAN WATER VERSUS BELASTING MET NUTRIËNTEN

Omwoners hebben vaak onbeperkte toegang tot stadswateren, zodat deze vijvers, kanalen en singels één van de belangrijkste contacten van de inwoners met oppervlaktewater inhouden (Birch & McCaskie, 1999). In veel gevallen zijn het spelende en/of vissende kinderen (Figuur 2). Intensief gebruik van het water brengt ook met zich mee dat wateren opgeladen raken met nutriënten. Eutrofiëring van stadswater staat daarmee op gespannen voet met veilig en esthetisch acceptabel water, wat is gewenst in een moderne samenleving (Steffensen, 2008). In stedelijke gebieden zijn vooral riooloverstorten belangrijke veroorzakers van de vermessing van het oppervlaktewater, maar ook watervogels (en het voeren ervan) zijn jarenlang als lokaas gebruikt in de hengelsport. Daarnaast kunnen bladafval en hondenpoep op de oevers leiden tot aanzienlijke vermessing van vijvers en stilstaande wateren (Aalderink *et al.*, 2009). In stadswateren is ook vaak de visbiomassa zeer hoog en wordt deze gedomineerd door bodemwoelende vissoorten, zoals karpers (Peretyatko *et al.*, 2009).

FIGUUR 2

KINDEREN AAN HET VISSEN IN EEN STADSWATER IN NOORD-BRABANT MET AAN HET WATEROPPERVLAK DRIJVENDE BLAUWALGEN



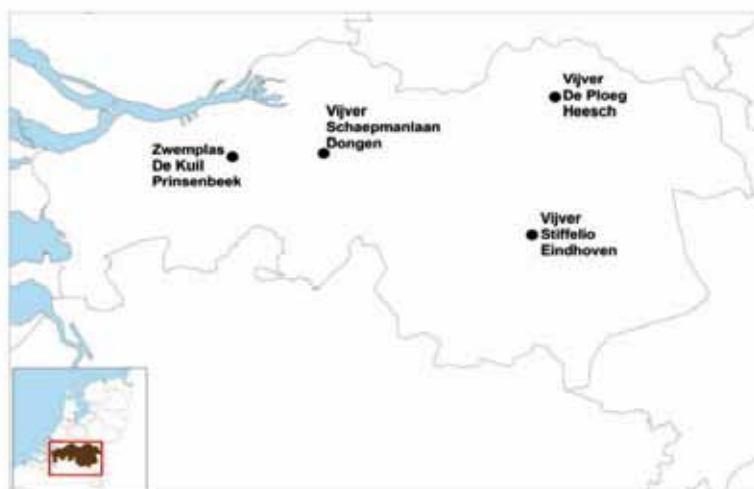
Daarnaast is ook de in veel stadswateren aanwezige waterbodem een aanzienlijke bron van verontreiniging. Grondwater kan een positieve- of negatieve bijdrage op de kwaliteit van het oppervlaktewater hebben. Zo kan grondwater bijvoorbeeld ook zorgen voor oplading van het oppervlaktewatersysteem met nutriënten (Vanek, 1991; Carpenter *et al.*, 1998). Een potentiële bron die minder goed in beeld is, betreft het afgekoppeld hemelwater wat al dan niet via gootjes/verhardingen in stadsvijvers terecht komt. In dit onderzoek is voor drie van de vier wateren een waterbalans opgesteld en is de bijdrage van de hierboven genoemde externe belastingsbronnen gekwantificeerd. Deze informatie is belangrijk om te komen tot effectieve duurzame maatregelen per onderzoekslocatie.

3

BESCHRIJVING ONDERZOEKSLOCATIES

3.1 ONDERZOEKSLOCATIES

FIGUUR 3 OVERZICHT ONDERZOEKS-LOCATIES IN NOORD-BRABANT



TABEL 2 OVERZICHT VAN DE ONDERZOEKSLOCATIES EN ENKELE KARAKTERISTIEKEN BIJ AANVANG VAN HET ONDERZOEK

Locatie	Kern/ gemeente	Functie	Oppervlakte (ha)	Gemiddelde waterdiepte (m)
Vijver Mgr. Schaeppmanlaan	Dongen/ Dongen	Stedelijk water in dorpskern, hengelsport	0,25	0,7
Vijver Stiffelio	Eindhoven/ Eindhoven	Stedelijk water in jonge woonwijk, hengelsport	0,71	1,5
Vijver De Ploeg	Heesch/ Bernheze	Stedelijk water in oudere woonwijk, hengelsport	0,16	1,3 (peilfluctuaties)
Zandwinplas De Kuil	Prinsen-beek/ Breda	Zwemplas in buitengebied, hengelsport	6,7	4,0 (max. 9,2)

Maatregelenpakketten zijn toegepast in een drietal ondiepe stadswateren en in een diepe zwemplas. De locaties liggen allen in de provincie Noord-Brabant en worden qua aard en problematiek representatief geacht voor een groot aantal min of meer vergelijkbare oppervlaktewateren in Nederland. Alle onderzochte locaties kampen met regelmatig optredende bloeien van blauwalgen. Een overzicht van de onderzoekslocaties is weergegeven in Figuur 3 en Tabel 2.

FIGUUR 4

VIJVER DE PLOEG OP 6 JULI 2007 MET OP DE VOORGROND SAMENGEPAKTE BLAUWALGEN



3.2 ONDERZOEKSLOCATIE HEESCH

De Ploeg in Heesch (N 51°41'43.70" / E 5°32'10.50") is een volledig beschoeide dorpsvijver (*Figuur 4*) met een oppervlak van $\pm 1600 \text{ m}^2$ en een gemiddelde waterdiepte van ongeveer 1 m. Dorpsvijver De Ploeg ligt in het zuidoosten van Heesch (Noord-Brabant). De vijver heeft een zandige bodem. De niervormige vijver is gelegen in een jaren '80 woonwijk. De visgemeenschap bestaat uit karpers, gibel, voorn en baars. In 2009 herbergde de vijver $1400 \text{ kg vis ha}^{-1}$, waarvan 70% karpers (Kalkman, 2009). Sinds 2002 is in de vijver De Ploeg in acht achtereenvolgende jaren sprake geweest van blauwalgenbloei. De jaarlijks terugkerende blauwalgenproblematiek én het feit dat de vijver hydrologisch vrijwel geïsoleerd is (géén verbinding andere oppervlaktewateren) maken de vijver een geschikte onderzoekslocatie. De gemeente Bernheze heeft in het verleden beschoeiing aangebracht met als voornaamste doel verzakking van het talud te voorkomen en gebruikers de gelegenheid te geven om nabij de vijver te recreëren. De vijver wordt drukbezocht door omwonenden om te vissen, eenden en vissen te voeren en om aan de waterkant te spelen.

3.3 ONDERZOEKSLOCATIE EINDHOVEN

De Stiffeliovijver ligt in het noorden van Eindhoven (Noord-Brabant) in de wijk Blixembosch (N 51°48'96.57" / E 5°47'65.31"). De vijver is rechthoekig en is vlakbij de fiets- en loopbrug aan weerszijde verbonden met een sloot (*Figuur 5*). De vijver heeft een lengte van ongeveer 260 m en een breedte van bijna 26 m. De waterdiepte is gemiddeld 1,5 m, en het waterpeil kan enige decimeters fluctueren als gevolg van hemelwatertoevoer. Aan de noordzijde is in een over de breedte gemetselde muur een stuw met grofvuilrooster aangebracht, de rest van de oever is beschoeid. Naast de vijver ligt een redelijk steil talud van ongeveer 10 m met bomen en een grote hoeveelheid hondenpoep. De vijver is een kleine 15 jaar geleden aangelegd voor waterberging uit het gescheiden rioolstelsel van de wijk Blixembosch. Tevens is er de mogelijkheid om water vanuit het Henri Dunantpark in te laten. Behalve als waterbergingvijver heeft de Stiffeliovijver ook een recreatieve functie. Er is een visvereniging actief en ook de buurtvereniging/omwonenden hebben weleens activiteiten op het water gepland. Het water van de vijver is over het algemeen troebel en door algen gedomineerd;

er zijn geen ondergedoken waterplanten en er is geen oevervegetatie zoals riet. Tijdens een visstandopname in 2009 werd de totale biomassa van acht aangetroffen soorten bepaald op 927 kg ha^{-1} , waarvan ongeveer de helft (450 kg ha^{-1}) door karper en nog eens een ruim een kwart (265 kg ha^{-1}) door gibelkarpers (Kalkman, 2009). In de zomers van 2006 tot en met 2009 is er een blauwalgenbloei en zijn er drijfslagen aangetroffen in de vijver.

FIGUUR 5

DE STIFFELIOVIJVER



3.4 ONDERZOEKSLOCATIE DONGEN

FIGUUR 6

VIJVER TE DONGEN



De vijver aan de Mgr. Schaeapmanlaan in Dongen (N $51^{\circ} 37' 48.00''$ / E $4^{\circ} 56' 27.30''$) is een volledig beschoeide vijver in het centrum van Dongen (Figuur 6). De oppervlakte is $\pm 2500 \text{ m}^2$ en de gemiddelde waterdiepte is ongeveer 0,7 m. De vijver bestaat uit twee delen (1900 m^2 en 600 m^2) die van elkaar zijn gescheiden door een wandelpad. De twee delen staan met elkaar in open verbinding door twee duikers. De vijver is aangelegd in de jaren '60 van de vorige eeuw als dorpsvijver. Vanaf de jaren '70 tot 2000 heeft een riooloverstort van een gemengd stelsel op de vijver geloosd. Na aanleg is de vijver nooit gebaggerd. De belangrijkste voeding bestaat uit neerslag. In droge tijden wordt het peil gehandhaafd door toevoer van opgepompt grondwater. Als het waterpeil in natte perioden te hoog oploopt, kan afvoer van water plaatsvinden naar de riolering. Water- en oeverplanten ontbreken. De vijver is in gebruik als hengellootatie voor de jeugd en de aanwezige vissen en watervogels (voornamelijk

eenden) worden intensief gevoerd. In 2009 herbergde de vijver ruim 1200 kg vis ha⁻¹, waarvan 85% karper (Kalkman, 2009). De afgelopen jaren heeft de vijver regelmatig te kampen met blauwalgenoverlast en drijfslagen. Ofschoon metingen ontbreken lijkt de intensiteit van de overlast door blauwalgen in deze eeuw te zijn verergerd (pers. med. O. van Rijn, gemeente Dongen).

3.5 ONDERZOEKSLOCATIE PRINSENBEEK

FIGUUR 7

ZWEMPLAS DE KUIL



De zwemplas De Kuil in Prinseneek (N 51° 37' 21.80" / E 4° 42' 23.80") is in de jaren '50 van de vorige eeuw aangelegd als zandwinplas voor de aanleg van de nabijgelegen snelweg (Figuur 7). Rond het jaar 2000 is circa een derde deel van de oppervlakte van De Kuil gedempt met ontzilt zeezand, in verband met de verbreding van de naastgelegen snelweg en de aanleg van de hogesnelheidsspoorlijn. De huidige oppervlakte van de plas is 6,7 ha. De waterdiepte is gemiddeld 4 m en maximaal 9 m. Een gedeelte van de plas is ingericht als openluchtzwembad en heeft een waterdiepte van enkele meters. De belangrijkste voeding bestaat uit neerslag. Als het waterpeil in natte perioden te hoog oploopt, vindt afvoer van water plaats naar een nabijgelegen polderwaterloop via een duiker met terugslagklep. Tot midden jaren '90 ontbrak de terugslagklep en kon met riooloverstortwater verontreinigd polderwater de plas bereiken. De oevers zijn gedeeltelijk beschoeid en gedeeltelijk voorzien van steenbestorting. Water- en oeverplanten komen beperkt voor. De plas is in gebruik als hengellootatie. In 2006 herbergde de plas 39 kg vis ha⁻¹ waarvan een relatief hoge biomassa brasem en karper. Met name in de winter zijn veel watervogels op de plas aanwezig. Overlast door blauwalgen is bekend vanaf begin jaren '90 van de vorige eeuw. Om deze overlast te beperken zijn in 1997 twee windaangedreven drijvende menginstallaties in de plas geplaatst met als doel stratificatie te doorbreken. Wegens onvoldoende resultaat zijn de mengers in 2008 verwijderd.

4

METHODE

4.1 INLEIDING

In dit onderzoek is op diverse schaalniveaus en op diverse locaties (stadswateren en een zwemwater) kennis verzameld over de effectiviteit van maatregelen om blauwalgen te kunnen bestrijden. Voordat deze maatregelen worden genomen, is het van belang om inzicht te hebben in de bronnen die bijdragen aan de belasting van het systeem. Pas wanneer de belasting in beeld is, kan worden gekeken in hoeverre met maatregelen de waterkwaliteit duurzaam verbeterd kan worden. In dit hoofdstuk wordt daarom eerst de opzet van de waterbalans en nutriëntenbelasting toegelicht. Vervolgens zijn de diverse schaalniveaus en de maatregelen die per locatie zijn onderzocht beschreven.

4.2 WATERBALANS EN NUTRIËNTENBELASTING

Om inzicht te krijgen in de omvang van de belasting met fosfor, is van elke locatie een waterbalans opgesteld. Vervolgens is de P-belasting per bron in beeld gebracht. Zowel bij het opstellen van de waterbalans als voor het bepalen van de P-belasting, is gebruik gemaakt van literatuurwaarden en van tijdens dit onderzoek verzamelde meetgegevens. De vastgestelde P-belasting is vergeleken met de kritische P-belastingsgrenzen, waarbij gebruik is gemaakt van methodes beschreven in 'Van helder naar troebel en terug' en 'Een heldere kijk op diepe plassen' (STOWA, 2008 en 2010). Met het in beeld hebben van de kritische belastingsgrenzen en inzicht in welke maatregelen effectief kunnen zijn (reduceren van P-belasting tot onder de kritische belastinggrens) kunnen de kansen voor het realiseren van een duurzaam watersysteem worden bepaald.

De locaties in Prinsenbeek en Heesch zijn hydrologisch geïsoleerd van hun omgeving, dat wil zeggen dat er geen aanvoer van ander oppervlaktewater plaatsvindt. De locatie in Eindhoven is (uitgezonderd de compartimenten) beïnvloed door lozing van afgekoppeld hemelwater (daken en wegen in woonwijk via een gescheiden rioleringsstelsel). De compartimenten in Dongen zijn in droge perioden op peil gehouden door ter plaatse opgepompt grondwater. Dit is nader uitgewerkt in de paragrafen over de waterbalansen.

4.2.1 DE KUIL

Voor de zwemplas De Kuil is voor de periode 2000 tot en met 2010 een gemiddelde waterbalans per maand opgesteld op basis van met name neerslag en verdamping. Gelet op de ligging van de plas in de omgeving vindt voeding vooral plaats door neerslag direct op het open water en in beperkte mate door toestroming als lokale kwel van water vanaf aanliggende gronden.

De waterbalans ziet er als volgt uit:

$$N_{\text{op water}} + Q_{\text{van oever}} = V_{\text{uit water}} + \text{Rest}$$

$N_{\text{op water}}$ neerslag op de plas

$Q_{\text{van oever}}$ afstroming en ontwatering vanaf de aanliggende gronden

$V_{\text{uit water}}$ verdamping vanaf het open water van de plas

Rest restterm om de balans sluitend te maken: m.n. afvoer over de stuw,
berging en kwel of wegzijging

Op basis van gebiedsinformatie en beperkt beschikbare data is een schatting gemaakt van de restterm. De overige termen zijn gebaseerd op daggegevens van neerslag en verdamping (Menger, 2011a).

Voor De Kuil is de nutriëntbelasting voor P bepaald door de wateraanvoer per maand te vermenigvuldigen met de (gemiddelde) P-concentratie in de aanvoerposten, aangevuld met eigen metingen en literatuurwaarden. Door de beperkte diepte van De Kuil vertoont de plas zowel kenmerken van diepe, stratificerende plassen als van ondiepe gemengde plassen. Ter indicatie zijn de P-belastingsgrenzen voor De Kuil bepaald als diepe plas (Osté *et al.*, 2010) en als ondiepe plas (Jaarsma *et al.*, 2008).

4.2.2 DONGEN

Voor de vijver in Dongen is voor de periode september 2009 tot en met augustus 2011 een waterbalans per maand opgesteld voor elk proefvak. Hieruit is voor de gehele vijver een waterbalans per maand afgeleid voor het jaar 2010.

De waterbalans ziet er als volgt uit:

$$N_{\text{op water}} + Q_{\text{van oever}} + \text{pomp} = V_{\text{uit water}} + B + \text{Rest}$$

$N_{\text{op water}}$ neerslag op de vijver

$Q_{\text{van oever}}$ afstroming en ontwatering vanaf de aanliggende gronden

$V_{\text{uit water}}$ verdamping vanaf het open water van de vijver

Pomp aanvulling door opgepompt grondwater

B verandering in berging

Rest restterm om de balans sluitend te maken: m.n. wegzijging

Op basis van gebiedsinformatie en beperkt beschikbare data is een schatting gemaakt van de restterm. De overige termen zijn gebaseerd op incidenteel gemeten oppervlaktewaterstanden, gemeten draaiuren en bekende capaciteit van de pomp en daggegevens van neerslag en verdamping (Menger, 2011b).

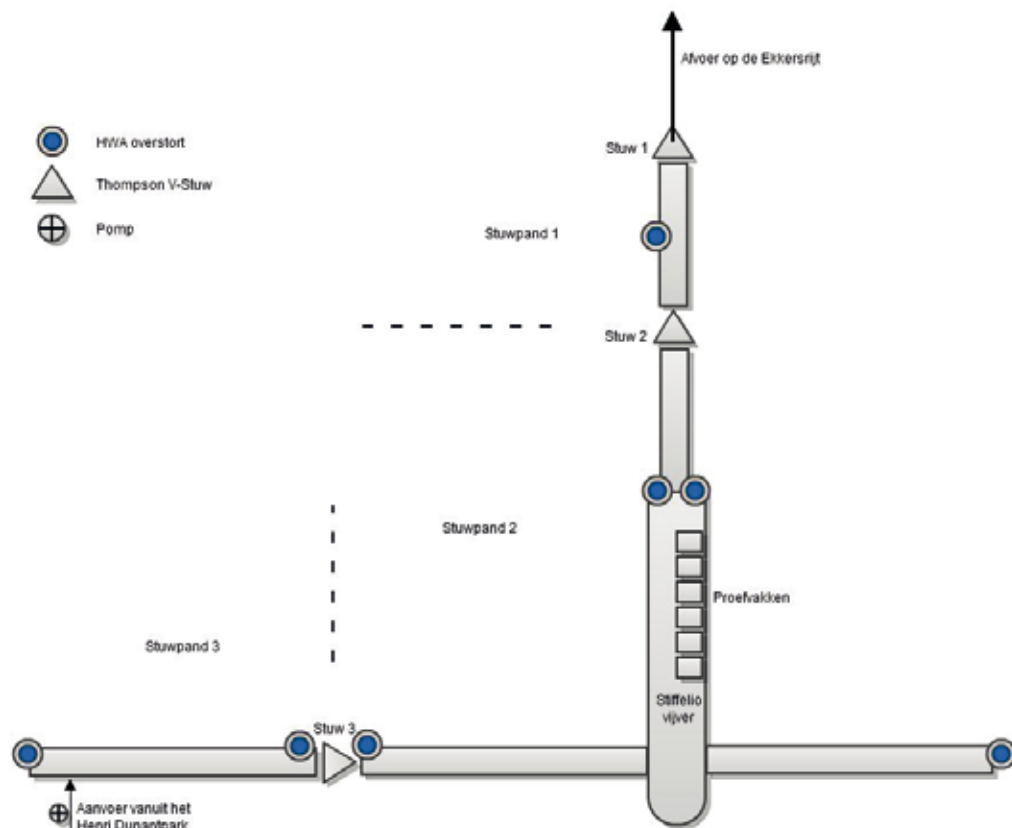
Voor de vijver in Dongen is de nutriëntenbelasting voor P en N bepaald door de wateraanvoer per maand te vermenigvuldigen met de (gemiddelde) P-concentratie in de aanvoerposten, aangevuld met eigen metingen en literatuurwaarden. Door de beperkte omvang van de vijver vertoont deze zowel kenmerken van een kleine ondiepe plas als van een sloot. Ter indicatie zijn de P-belastingsgrenzen voor de vijver bepaald met metamodellen, gebaseerd op PCLake en met PCDitch (Janse, 2005). Hierbij is uitgegaan van de situatie na het baggeren van de vijver.

4.2.3 EINDHOVEN

Voor het opstellen van de waterbalans voor de Stiffelio-vijver is eerst een overzicht gemaakt van het watersysteem (Figuur 8). Het watersysteem wordt voornamelijk gevoed door afvoer uit het hemelwaterafvoerriool (HWA-riool). In Blixembosch wordt bij extreme droogte een geringe hoeveelheid water aangevoerd in stuwpand 3 vanuit het Henri Dunantpark, dit is enkel om te voorkomen dat er vissen sterven bij extreem lage waterstand. In stuwpand 3 zitten twee HWA overstorten. Indien stuwpand 3 is gevuld, stroomt water over de V-stuw in stuwpand 2. In dit stuwpand komen er nog vier HWA overstorten bij. In dit stuwpand zit ook de Stiffelio-vijver met de proefvakken. Indien ook stuwpand 2 is gevuld, stroomt water over de V-stuw naar stuwpand 1. Hier komt er nog één HWA overstort bij, waarnaar het water over een V-stuw afvoert op de Ekkersrijt. In totaal zijn er dus zeven HWA-overstorten op het watersysteem (Figuur 8).

FIGUUR 8

WATERHUISSHOUDKUNDIG SYSTEEM STIFFELIOVIJVER



Het inkomende water komt uit stuwpand 3 en 2, het uitgaande water gaat naar stuwpand 1. Daarnaast is er verdamping en wegzijging.

De volledige waterbalans ziet er als volgt uit:

$$Q_{\text{aanvoer}} + Q_o + Q_t + N + K = Q_{\text{afvoer}} + V + W + \Delta B$$

Waarbij:

Q_{aanvoer}	Aanvoer vanuit het Henri Dunantpark naar Stuwpannd 3
Q_o	Aanvoer vanaf de overstorten (HWA riool) van stuwpannen 3 en 2
Q_t	Aanvoer door afspoeling van het talud van stuwpannen 3 en 2
N	Neerslag direct op het open water in stuwpannen 3 en 2
K	Kwel in het oppervlaktewater in stuwpannen 3 en 2
Q_{afvoer}	Afvoer over de V-stuw naar stuwpannd 1 (en vervolgens op de Rundgraaf)
V	Verdamping uit open water
W	Wegzijinging in het grondwater
ΔB	Het verschil in berging in het oppervlaktewater

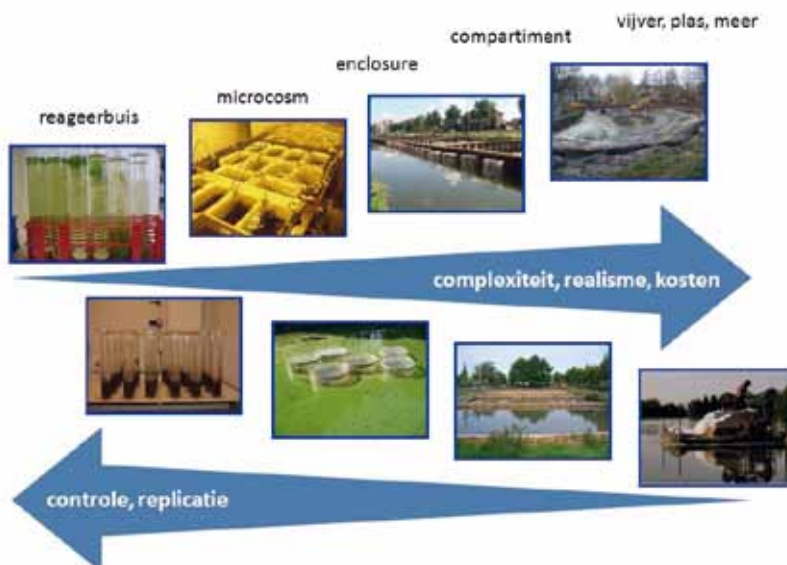
4.2.4 HEESCH

Voor Heesch is geen water- en nutriëntenbalans opgesteld. In het hoofdstuk discussie is kort ingegaan op het argument om deze niet op te stellen.

4.3 ONDERZOEK VAN BEKERGLAS TOT MEER

In het project is onderzoek uitgevoerd op de vier proeflocaties, zoals weergegeven in hoofdstuk 3, en in het laboratorium van de leerstoelgroep Aquatische Ecologie & Waterkwaliteitsbeheer (AEW) van de Wageningen Universiteit. Op de proeflocaties werd geëxperimenteerd op schaalniveau van het hele water (Prinsenbeek, Heesch), werden grote compartimenten gecreëerd (Eindhoven, Dongen) en werden kleinere enclosures geplaatst (Heesch, Eindhoven), terwijl in het laboratorium experimenten op het schaalniveau van microcosm (aquarium) tot reageerbuis werden uitgevoerd. Het project kende daarmee experimenten variërend van kleinschalige, relatief eenvoudige laboratoriumexperimenten tot grootschalige, complexe experimenten op schaal van een heel ecosysteem (Figuur 9). De integratie van de resultaten verkregen op verschillend schaalniveau levert één van de meest krachtige syntheses op in waterkwaliteitsonderzoek.

FIGUUR 9 DE IN HET PROJECT UITGEVOERDE EXPERIMENTEN VARIËERDEN IN SCHAAL VAN KLEINSCHALIGE, RELATIEF EENVOUDIGE LABORATORIUM-EXPERIMENTEN MET STERKE REPLICATIE, CONTROLEERBAARHEID EN STATISTISCHE KRACHT, VIA INTERMEDIAIRE SCHAAL VAN MICROCOSMS EN ENCLOSURES NAAR VELDSCHAAL IN COMPARTIMENTEN EN UITEINDELIJKE HEEL SYSTEEMEXPERIMENTEN



4.4 MAATREGELEN OP DE VERSCHILLENDE LOCATIES






















Op verschillende schaalniveaus zijn een aantal maatregelen en maatregelenpakketten getoetst op hun vermogen om eutrofiering drastisch te beperken en blauwalgenoverlast te voorkomen (*Tabel 3*). In de ondiepe wateren gepaard gaande met optimalisatie van kansen voor ondergedoken waterplanten. De geïmplementeerde maatregelen zijn:






- **Baggeren:** om de nalevering vanuit de waterbodem te verminderen, is de aanwezige baggerlaag verwijderd door 30-40 cm van de waterbodem met behulp van een kraan te verwijderen tot op de harde ondergrond (in Heesch en Dongen zand en in Eindhoven lemig zand).
- **Actief Biologisch Beheer (ABB):** het verwijderen van de aanwezige visstand met terugplaatsing van een visstand van het snoek-blankvoortype in combinatie met het enten van ondergedoken waterplanten (waterpest en vederkruid) in compartimenten in Dongen en Eindhoven en oeverplanten in Heesch.
- **Vlokmiddel:** de vlokmiddelen polyaluminiumchloride (PAC39) en ijzerchloride zijn gebruikt om zwevende deeltjes (inclusief blauwalgencellen) en opgelost fosfaat uit de waterfase neer te slaan naar de waterbodem.
- **Fosfaat-fixatief** is gebruikt om de nalevering van fosfaat vanuit de waterbodem in compartimenten, enclosures en de zwemplas te Prinsenbeek te verminderen. Als fosfaatfixatief is Phoslock[®] gebruikt, een met lanthaan verrijkt bentoniet.

In de blanco-enclosures en compartimenten heeft geen behandeling plaatsgevonden, maar de enclosures waren visvrij tenzij vis werd toegevoegd in het experiment. In compartimenten waarin geen actief biologisch beheer heeft plaatsgevonden, is de oorspronkelijke visstand (naar rato van de oppervlakte van het compartiment) teruggeplaatst.

Om de effecten van de maatregelenpakketten en de kansrijkheid daarvan voor toekomstige toepassingen, gericht op het terugdringen van de nutriëntbelasting en bloei van blauwalgen en op het verbeteren van de ecologische kwaliteit, in beeld te brengen heeft een uitgebreide monitoring plaatsgevonden en zijn aanvullende veldexperimenten uitgevoerd. Van alle maatregelenpakketten is vooraf op de proeflocatie de nulsituatie bepaald en is na implementatie van de maatregelen het effect op waterkwaliteit, algen- en waterplantengroei en vissen en evertelaten gevolgd (*Tabel 4*).

TABEL 3 MAATREGELENPAKKETTEN OP DE VERSCHILLENDE LOCATIES

maatregelpakketten	Zwemplas Prinsenbeek	Vijver Dongen	Vijver Eindhoven	Vijver Heesch
blanco		X	X	X
 		X	X	X
			X	X
  		X	X	
 	X			
   		X	X	
		X	X	X
  		X	X	
 			X	X
  		X	X	

 	Actief biologisch beheer (visstandbeheer + enten water/oeverplanten)
	Phoslock®
	Vlokmiddel
	Baggeren

TABEL 4 ONDERZOCHE WATERKWALITEITSVARIABLEN EN BIOLOGISCHE KWALITEITSELEMENTEN

Indicatoren fysische en chemische waterkwaliteit	Onderzochte variabelen
nutriënten	opgelost N, P; totaal N, P
algemene waterkwaliteitsvariabelen	pH, watertemperatuur, EGV, doorzicht, turbiditeit, zwevende stof en gloeirest, humuszuren, S
metalen	opgelost (filtreerbaar) en totaal Fe, Al, La
cyanotoxines	microcystine, saxitoxine, cylindrospermopsine, BMAA
Biologische kwaliteitselementen	Onderzochte variabelen
algen	chlorofyl-a, aandeel blauwalgen en aandeel andere hoofdgroepen, fotosysteem II efficiëntie, aantal deeltjes en biovolume (tot 120 µm), soortensamenstelling en abundantie soortensamenstelling en abundantie soortensamenstelling en abundantie, nat- en drooggewicht, P- en La-gehalte in plantenmonsters
zoöplankton	soortensamenstelling en abundantie, La-gehalte in weefselmonsters (huid, bot, spier, lever)
waterplanten	soortensamenstelling en abundantie
vissen	
macrofauna	
Indicatoren waterbodempkwaliteit	Onderzochte variabelen
metalen en zwavel	Fe, Al, La, S
biobeschikbaarheid P	sequentiële P-extractie

Tabel 5 geeft aan op welke locaties de verschillende indicatoren en kwaliteitselementen, zoals weergegeven in Tabel 4, zijn onderzocht. Om inzicht te krijgen in de hoeveelheid en kwaliteit van het vanaf de aangrenzende oevers afstromend hemelwater is in Dongen en Eindhoven in 2011 een meetgoot geplaatst en zijn metingen uitgevoerd met een regenwatersimulator. Naast de genoemde kwaliteitsindicatoren en biologische kwaliteitselementen, zijn van de zwemplas te Prinsenbeek en van de compartimenten in de vijvers in Dongen en Eindhoven peilregistraties bijgehouden.

TABEL 5 ONDERZOCHE INDICATOREN EN KWALITEITSELEMENTEN PER LOCATIE

Type onderzoek	Onderzoeks-locatie			
	Dongen	Eindhoven	Heesch	Prinsenbeek
Indicatoren fysische en chemische waterkwaliteit				
nutriënten	X	X	X	X
veldvariabelen	X	X	X	X
metalen	X	X	X	X
cyanotoxines	X	X	X	X
Biologische kwaliteitselementen				
algen				X
zoöplankton	X	X	X	X
waterplanten	X	X	X	X
vissen	X	X		X
macrofauna				X
Indicatoren waterbodempkwaliteit				
metalen en zwavel	X	X	X	X
biobeschikbaarheid P	X	X	X	X

4.5 ONDERZOEK IN COMPLETE WATEREN

In het onderzoek zijn in twee wateren maatregelenpakketten uitgevoerd in het gehele water. Het betreft:

4.5.1 VIJVER DE PLOEG IN HEESCH

In deze vijver is gebaggerd, een riooloverstort gesaneerd, de aanwezige visstand verwijderd en een visstand van het snoek-blankvoortype teruggeplaatst. Daarnaast zijn natuurvriendelijke oevers aangelegd en is voorlichting aan omwonenden en gebruikers over het voeren van vogels en vis en het uitlaten van honden op de oevers gegeven. Het maatregelenpakket is mede gebaseerd op de resultaten van het in de zomer van 2009 uitgevoerde enclosure-onderzoek (zie § 4.7). De maatregelen zijn uitgevoerd in november/december 2009 (baggeren), maart 2010 (gewenste visstand) en april 2011 (oeverplanten). Op één locatie in de vijver zijn de waterkwaliteitsvariabelen en biologische kwaliteitselementen onderzocht, zoals omschreven in tabel 4 en 5.

Aanvullend is de visstand in de uitgangssituatie onderzocht in april 2009. Hierbij is de hele vijver bemonsterd met behulp van een zegen en een electrovisapparaat. Als onderdeel van het uitgevoerde maatregelenpakket is een gecontroleerde visstand herplaatst in het voorjaar van 2010.

De zwemlocaties omvatten weinig geïsoleerde wateren langs de grote rivieren, boezemwateren of de Randmeren en het IJsselmeer, maar ook relatief geïsoleerde voormalige zandwinputten. Bij de eerste categorie zullen maatregelen louter gericht op interne nalevering door externe toevoer van of nutriënten en/of blauwalgen weinig kansrijk blijken. Echter bij de laatste categorie, de geïsoleerde zwemwateren, is dit een ander verhaal. Innovatieve maatregelen, zoals de Flock & Lock-methode, kunnen hier een welkome bijdrage leveren om de risico's voor zwemmers terug te dringen. De Flock & Lock-methode is gericht op het direct helder maken van het water door deeltjes en fosfaten uit de waterkolom neer te slaan en de interne nalevering van nutriënten drastisch te beperken.

4.5.2 ZWEMPLAS DE KUIL IN PRINSENBEEK

In deze zwemplas is in mei 2009 een Flock & Lock-behandeling uitgevoerd met het vlokmiddel ijzerchloride en het fosfaatfixatief Phoslock[®]. Deze methode is met een ander vlokmiddel (PAC39) in april 2008 voor het eerst op praktijkschaal toegepast in zwemplas De Rauwbraken in Berkel-Enschot. Sinds de behandeling is het water zeer helder, vrij van algenbloei met zeer lage concentraties totaal fosfor en fosfaat (Van Oosterhout & Lurling, 2010). Desondanks is er in 2011 een drijfslag van blauwalgen geconstateerd.

Omdat bij de applicatie in De Rauwbraken het P-fixatief, Phoslock[®], bestaande uit een met lanthaan verrijkte bentonietklei, aan het wateroppervlak werd ingebracht, resulteerde dit in een tijdelijke vertroebeling van het water met kleideeltjes. Het belang van de kleideeltjes is dat deze op het sediment landen en aldaar eventueel uit het sediment vrijkomend fosfaat vastleggen. Windinvloed bracht een deel van het ingebrachte P-fixatief in ondieper water, waar de P-nalevering beduidend minder is dan in het dieper deel. Om de vertroebeling van het water te minimaliseren en het P-fixatief op diepere plekken in een water accuraat neer te leggen, is er in dit project gekozen voor een innovatieve diepe injectie van het P-fixatief.

Voor zwemplas De Kuil werd door Waterschap Brabantse Delta geen toestemming verleend om polyalumiunchloride als vlokmiddel te gebruiken. Als alternatief is ijzerchloride gebruikt. Op 18 mei 2009 werd 3 m³ 40% ijzerchloride (4.38 ton) toegediend, wat gebufferd werd met 200 kg calciumhydroxide. Daarna werd 13.65 ton Phoslock[®] rechtstreeks aan het wateroppervlak toegevoegd en vervolgens 27.85 ton via diepe injectie op 5 m, om verdere kleivertroebeling bij aanvang van het zwemseizoen te voorkomen (Figuur 10).

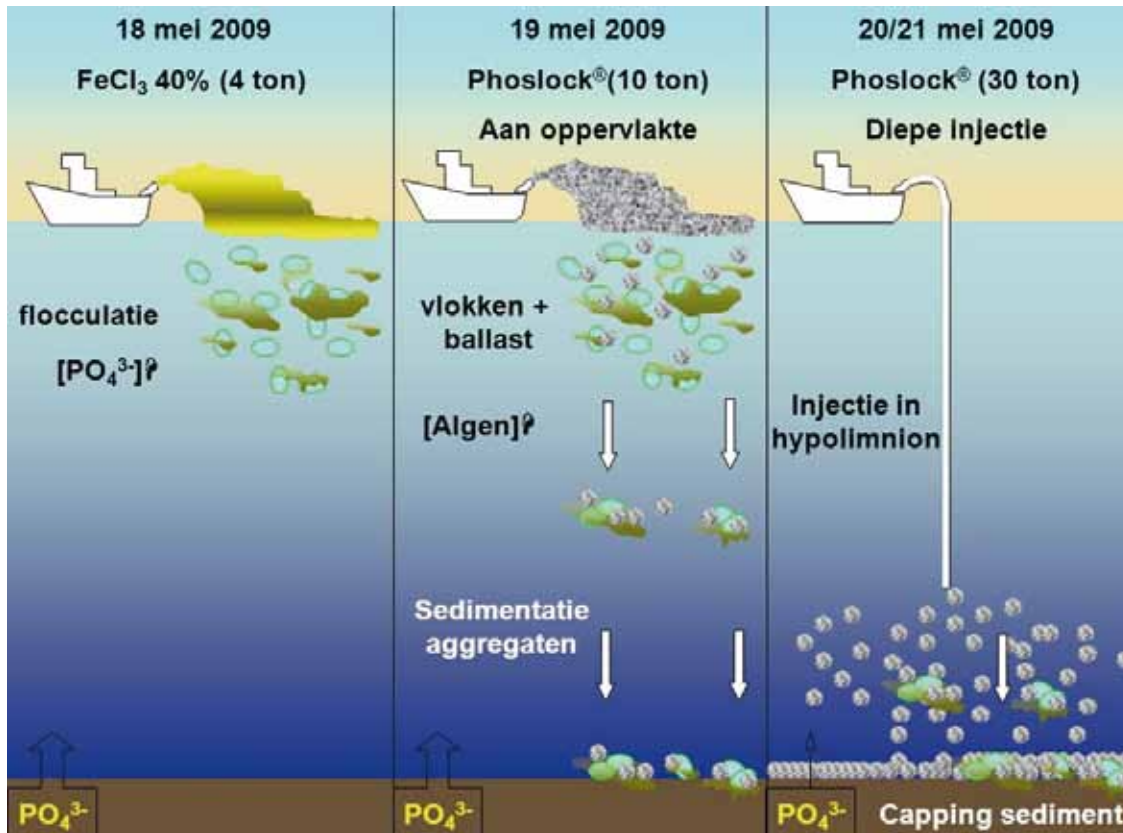
In zwemplas De Kuil zijn op één locatie, gemarkeerd met een boei, de waterkwaliteitsvariabelen en biologische kwaliteitselementen onderzocht, zoals omschreven in tabel 4 en 5.

Uitzonderingen hierop zijn:

- Waterplanten: hiertoe is de begroeiing met ondergedoken waterplanten in de gehele plas gekarteerd (2 x in 2009, 3 x in 2010, 2 x in 2011).
- Macrofauna: hiertoe is de macrofauna op drie locaties in de oeverzone onderzocht met gebruikmaking van een standaard macrofaunanet en met gebruikmaking van kunstmatig substraat. Bemonstering heeft plaatsgevonden in het voorjaar van 2009 (1x voorafgaande aan de behandeling, 1x na de behandeling) en in het voorjaar van 2010 (3x één jaar na de behandeling).
- Visstand in zwemplas De Kuil: voor de visstand in de uitgangssituatie is uitgegaan van eerder uitgevoerd onderzoek (Vernooij, 2006). Kort voor de behandeling is in 2009 een beperkt aantal vissen verzameld voor weefselonderzoek. In september 2011 is de visstand opnieuw onderzocht, vergelijkbaar met het onderzoek in 2006. Hierbij is in 2011 een beperkt aantal vissen verzameld voor weefselonderzoek. De visstandopnamen zijn in 2006 en 2011 uitgevoerd door een representatief deel van de plas te bemonsteren met behulp van een zegen en electrovisapparaat.
- Waterbodempkwaliteit: voorafgaande aan de behandelingen zijn in 2009 waterbodemmonsters verzameld ten behoeve van het onderzoek. Deze monsters zijn geanalyseerd op P-concentratie ten einde de dosering van het P-fixatief te kunnen vaststellen. De concentratie P in de bovenste sedimentlagen was hoger dan in diepere lagen (*Achtergrondrapport M360 De Kuil*). Over de eerste 6 cm is de gemiddelde concentratie 1.077 g P kg⁻¹ drooggewicht (met een standaarddeviatie van 0.103, n = 5), waarvan 32 % (± 7%) beschikbaar P. Phoslock Europe GmbH berekende dat voor behandeling van De Kuil 41,5 ton Phoslock[®] nodig was.

FIGUUR 10

SCHEMATISCHE WEERGAVE VAN DE FLOCK & LOCK-BEHANDELING IN ZWEMPLAS DE KUIL. OP 18 MEI WERD 4,38 TON IJZERCHLORIDE ALS VLOKMIDDEL TOEGEDIEND, GEVOLGD MET 13,65 TON AAN DE OPPERVLAKTE INGEBRACHTE PHOSLOCK® WAARMEE DE BLAUWALGENBLOEI EFFECTIEF AFZONK. OP 20 EN 21 MEI WERD 27,85 TON PHOSLOCK® OP 5 M DIEPTE GEÏNJECTEERD OM HET AFGEZONKEN MATERIAAL EN HET SEDIMENT TE BEDEKKEN MET DIT P-FIXATIEF



4.6 ONDERZOEK IN COMPARTIMENTEN

FIGUUR 11

COMPARTIMENTEN IN DONGEN (LINKS, HOUTEN DAMWAND) EN IN EINDHOVEN (RECHTS, STALEN DAMWAND)



In de vijvers in Dongen en Eindhoven is gewerkt met door damwanden gescheiden compartimenten. In Dongen zijn compartimenten van 300 m² (15 x 20 m) aangelegd, waarbij gebruik is gemaakt van onbehandeld, niet verduurzaamd vurenhout, terwijl in Eindhoven door middel van stalen damwanden compartimenten van 400 m² (20 x 20 m) werden gecreëerd (Figuur 11). In Dongen is de hele vijver in compartimenten verdeeld. In Eindhoven, waar de vijver groter is, is slechts een gedeelte van de vijver in compartimenten verdeeld.

Een overzicht van de verschillende maatregelen is gegeven in Tabel 3. Deze behandelingen waren als volgt verdeeld over de compartimenten in Dongen (Figuur 12):

- compartiment 1: baggeren + actief biologisch beheer
- compartiment 2: baggeren + vlokmiddel (PAC39) + actief biologisch beheer
- compartiment 3: fosfaat-fixatief (Phoslock®) + actief biologisch beheer
- compartiment 4: fosfaat-fixatief (Phoslock®) + vlokmiddel (PAC39) + actief biologisch beheer
- compartiment 5: blanco compartiment
- compartiment 6: actief biologisch beheercompartiment
- compartiment 7: blanco compartiment
- compartiment 8: baggeren

In de compartimenten in Eindhoven zijn de volgende behandelingen onderzocht (Figuur 12):

- compartiment 1: baggeren + actief biologisch beheer
- compartiment 2: baggeren + vlokmiddel (PAC39) + actief biologisch beheer
- compartiment 3: fosfaatfixatief (Phoslock®) + actief biologisch beheer
- compartiment 4: fosfaatfixatief (Phoslock®) + vlokmiddel (PAC39) + actief biologisch beheer
- compartiment 5: actief biologisch beheer
- compartiment 6: blanco

In de compartimenten zijn de waterkwaliteitsvariabelen en biologische kwaliteitselementen onderzocht, zoals omschreven in tabel 4 en 5. In Eindhoven is behalve het onderzoek in de compartimenten ook onderzoek uitgevoerd in het resterende deel van de grote vijver.

FIGUUR 12 LUCHTFOTO'S (19 AUGUSTUS 2011) VAN DE COMPARTIMENTEN IN DE VIJVERS TE DONGEN (BOVEN) EN EINDHOVEN (ONDER), WAARBIJ DE CIJFERS OVEREENKOMEN MET DE HIERBOVEN AANGEDUIDE OMSCHRIJVING VAN UITGEVOERDE MAATREGELEN PER COMPARTIMENT



Voorafgaande aan het nemen van de maatregelen, is de visstand in de uitgangssituatie in april 2009 zowel in Dongen als in Eindhoven bepaald met behulp van zegen en electrovisapparaat. De compartimenten zijn in augustus 2009 afgevisd en de aangewezen compartimenten daarna gebaggerd. Begin september 2009 zijn de aangeduide compartimenten behandeld met PAC39, Phoslock® en hun combinatie. Eind september werd er in Eindhoven snoek en blankvoorn teruggeplaatst in de compartimenten 1 tot en met 5 en een visstand overeenkomstig met de vijver in compartiment 6 (controle). In Dongen werd gezien de geringe waterdiepte vis in de zomer van 2010 teruggeplaatst. In zowel Eindhoven als Dongen is in april 2011 en aan het einde van de onderzoeksperiode in september 2011 de visstand in de compartimenten onderzocht met behulp van zegen en elektrovisapparaat. Daarnaast zijn de compartimenten in Dongen in mei en in juni 2010 leeggevisd met behulp van staand want en elektrovisapparaat. Dit afvissen was noodzakelijk geworden, omdat er in Dongen sprake was van illegale visuitzetting, hetgeen de proefopzet verstoortte.

Naast het enten van de aangewezen compartimenten met waterplanten, is in de periode maart-juni 2010 in deze compartimenten onderzocht hoe gecontroleerd uitgezette waterplanten zich ontwikkelen. De waterplanten zijn hiertoe in uiennetten op de bodem van de compartimenten geplaatst en na enkele maanden weer opgehaald. Daarnaast is de ontwikkeling van de in de compartimenten geënte waterplanten gevolgd door kartering van de bedekking (1x in 2010, 2x in 2011). Aan het einde van de onderzoeksperiode zijn in september 2011 de waterplanten per compartiment geoogst en is de totale biomassa bepaald. Tabel 6 geeft een overzicht van de perioden waarin de maatregelen zijn uitgevoerd.

TABEL 6 OVERZICHT PERIODEN WAARIN DE MAATREGELLEN ZIJN UITGEVOERD IN DE VIJVERS TE DONGEN EN EINDHOVEN

aanleg compartimenten	baggeren	Verwijderen vis	vlokmiddel (PAC39)	Phoslock®	Terugplaatsen vis	enten waterplanten
Juli + augustus 2009	Augustus 2009	Augustus 2009	September 2009	Sept. 2009	Juli/aug. 2010 (Dongen) en september 2009 (Eindhoven)	Maart + april 2010

4.7 ONDERZOEK IN ENCLOSURES

FIGUUR 13 ENCLOSURES IN VIJVER DE PLOEG (LINKS) EN IN DE STIFFELIO-VIJVER NAAST DE COMPARTIMENTEN (RECHTS)



In het project zijn een tweetal enclosure-experimenten uitgevoerd: één in vijver De Ploeg in 2009 en een tweede in de Stiffelio-vijver in 2010. De enclosures leken qua dimensies en ingesloten watervolume sterk op de enclosures die in het onderzoek van het Multiscale Experimental Ecosystem Reserach Center (University Of Maryland, USA) als meest krachtig en geschikt voor pelagisch/benthisch onderzoek naar voren kwamen:

Experimentele eenheden van ongeveer 1 m³ zijn uitermate geschikt om zonder al te grote randeffecten gerepliceerde behandelingen te testen (Petersen & Kemp, 2008). De enclosures in vijver De Ploeg sloten ongeveer 0,8 m³ water in, die in de Stiffeliovijver ongeveer 1,2 m³. In beide experimenten was uitwisseling met het sediment mogelijk en waren de enclosures met kippengaas afgedekt (Figuur 13).

In de enclosure-experimenten zijn de volgende behandelingen in drievoud uitgevoerd:

Behandeling	Vijver De Ploeg	Stiffelio-vijver
Niets doen (controle)	XXX	XXX
Phoslock®	XXX	XXX
Baggeren	XXX	XXX
Baggeren + Phoslock®	XXX	XXX
Karper	---	XXX
Karper + Phoslock®	---	XXX

FIGUUR 14

IN ENCLOSURE UITGEZETTE KARPER



De Phoslock®-dosering in het enclosure-experiment in De Ploeg was 312,5 gram per enclosure (361 g m⁻²), terwijl deze in Eindhoven 1364 gram per enclosure (1568 g m⁻²) was. Deze Phoslock®-dosering was gebaseerd op de concentratie P in de waterkolom en de potentieel beschikbare P-fractie in bovenste 5 cm van sediment, zoals bepaald aan sediment door middel van een sequentiële Psenner-P-fractionering.

In Eindhoven is aanvullend op het enclosure-onderzoek zoals uitgevoerd in Heesch, onderzoek verricht naar de mogelijke invloed van benthivore vis. Omdat benthivore vis sedimentconsolidatie voorkomt en door bodemwoeling water kan vertroebelen, maar ook ingebrachte Phoslock® kan resuspenderen en innemen, is tevens onderzocht of lanthaanconcentraties in de vissen toenamen gedurende 48 dagen blootstelling. Om deze reden zijn een tweetal maatregelcombinaties in triplo toegevoegd, namelijk toevoeging van karper (Figuur 14) en karper + Phoslock® aan enclosures.

Het enclosure-experiment in vijver De Ploeg liep van 28 juli tot en met 23 september 2009. De enclosures zijn bemonsterd op de dag van behandeling (dag 0; 28 juli 2009), de volgende dag (dag 1) en na 7, 14, 23, 30, 38, 44 en 58 dagen. Ter plekke zijn de volgende waterkwaliteitsvariabelen bepaald:

- zuurgraad (pH);
- het elektrisch geleidingsvermogen (EGV);
- de zuurstofconcentratie en het zuurstofverzadigingspercentage;
- de watertemperatuur;
- het doorzicht.

Uit elke enclosure is per bemonstering met een steekbuis tweemaal een waterkolom geïntegreerd monster genomen en naar het laboratorium getransporteerd. In dit monster zijn de volgende waterkwaliteitsvariabelen bepaald:

- de troebelheid (NTU);
- de totale N- en totale P-concentratie;
- opgeloste stikstofverbindingen (ammonium, nitriet/nitraat);
- fosfaatconcentratie;
- de hoeveelheid chlorofyl-*a* en het aandeel blauwalgen hierin;
- filtreerbaar- en totaal-aluminium, -ijzer en -lanthaanconcentraties;
- de abundantie en samenstelling van het zoöplankton;
- microcystines en nodularine.

De waterkwaliteitsvariabelen werden statistisch geanalyseerd met behulp van een repeated measure ANOVA of met een Friedman repeated measure ANOVA on ranks als de data niet normaal verdeeld bleken. Post-hoc tests (Tukey of Holm-Sidak) werden uitgevoerd om de significant verschillende gemiddeldes aan te duiden.

Voor een gedetailleerde beschrijving van de analyses wordt verwezen naar het achtergrondrapport De Ploeg- Heesch M357.

Het enclosure-experiment in de Stiffelio-vijver liep van 3 augustus 2010 tot en met 20 september 2010. De enclosures zijn bemonsterd op 3, 4, 6, 12, 19 en 25 augustus en op 1, 8, 15 en 20 september. Op 3 augustus werd aan zes enclosures een karper (ca. 35 cm en 750 g) toegevoegd. Ter plekke en in watermonsters uit de enclosures zijn dezelfde waterkwaliteitsvariabelen bepaald als in De Ploeg. De abundantie en samenstelling van het zoöplankton werd bepaald in monsters die op 3, 4, 6 en 12 augustus en 20 september genomen waren uit de vijver en de enclosures. Additioneel werd de fytoplankton abundantie en samenstelling bepaald in monsters uit de vijver op 3 augustus en uit de vijver en de enclosures op 20 september om daarmee een KRW-score voor start en aan het eind van het experiment te kunnen bepalen. Hiervoor werd de conceptdeelmaatlat zoals afgeleid voor kleine, ondiepe gebufferde wateren (M11) gebruikt (Van der Molen, 2004).

Karpers werden onderzocht op de concentraties van de metalen cadmium, koper, lanthaan, lood en zink in hun maagdarmsstelsel en in de rest van het lichaam. Hiertoe werden drie karpers aan het begin van het experiment gebruikt en de karpers die 48 dagen in aan- of afwezigheid van Phoslock[®] in de enclosures hadden vertoefd.

De verschillende variabelen werden statistisch getoetst door middel van repeated measure ANOVA, Kruskal-Wallis-test, Mann-Whitney U test, one-way ANOVA of student's t-test.

4.8 ONDERZOEK IN HET LABORATORIUM

Het onderzoek in het laboratorium van de leerstoelgroep Aquatische Ecologie & Waterkwaliteitsbeheer (AEW) van de Wageningen Universiteit richtte zich op onderliggende mechanismen bij de veldexperimenten en op toetsing van hypothesen gegenereerd uit veldwaarnemingen. De gecontroleerde experimenten in het laboratorium geven vanwege hun controleerbaarheid en replicatie een mogelijkheid tot sterke statistische toetsing van hypothesen. Door een sterk vereenvoudigd en gecontroleerd testsysteem kan een duidelijker beeld worden verkregen van processen en mechanismen en hun mogelijke importantie in het complexe, natuurlijke systeem. De laboratoriumexperimenten complementeren de in §4.5 beschreven veldexperimenten.

Gedurende het project kwamen voor uitvoer van de behandelingen en uit tussentijdse resultaten een aantal vragen naar voren, die door middel van gecontroleerde laboratoriumexperimenten nader onderzocht zijn.

De volgende laboratoriumexperimenten zijn uitgevoerd om meer inzicht te krijgen in:

- 1 de effectiviteit van de P-fixatie door Phoslock[®], FeCl₃, PAC en de combinatie van de metalen met Phoslock[®];
- 2 de effectiviteit van sediment capping;
- 3 de mogelijke interferentie van andere oxyanionen dan fosfaat op de P-fixatie door Phoslock[®];
- 4 de mogelijke interferentie van humuszuren op de P-fixatie door Phoslock[®];
- 5 het mogelijke effect van het hout van de damwanden in Dongen op het fytoplankton;
- 6 de effectiviteit van de P-fixatie door Phoslock[®] in verschillende natuurlijke wateren;
- 7 het effect van vlokmiddel en of Phoslock[®] op chlorofyl-*a*- en fosfaatconcentraties;
- 8 de nalevering van fosfaat en ammonium uit de verschillende compartimenten;
- 9 het effect van ijzerchloride, Phoslock[®] en hun combinatie (Flock & Lock) op macrofauna.

Een korte beschrijving van de gebruikte methodes en de opzet van elk experiment volgen hieronder.

4.8.1 EFFECT VAN IJZERCHLORIDE OP PH EN CHLOROFYL-A

Eén van deze vragen betrof het effect van ijzerchloride als vlokmiddel op de chlorofyl-*a*-verwijdering als mogelijk alternatief voor polyaluminiumchloride (PAC39), omdat voor PAC39 geen toestemming werd verkregen om het te gebruiken in de zwemplas De Kuil. Het effect van ijzerchloride en PAC op de pH van water uit De Kuil werd getest in de concentraties 0,19, 0,38, 0,76, 1,53, 3,05 en 6,10 mg Fe of Al l⁻¹. Het effect op de chlorofyl-*a*-concentratie werd getest in de concentraties 0,76, 1,53 en 6,10 mg Fe of Al l⁻¹. De hypothese is dat de zuurgraad bij toenemende concentraties Fe of Al binnen ecologisch acceptabele waarden blijft, maar dat chlorofyl-*a* door vlokvorming drastisch afneemt.

4.8.2 EFFECT VAN IJZERCHLORIDE EN PHOSLOCK[®] OP DAPHNIA

Om mogelijke effecten op de watervlo *Daphnia* te onderzoeken, werd *D. galeata* uit zwemplas De Kuil, gevangen in december 2008, opgekweekt, waarna een acute toxiciteitstest werd uitgevoerd in gefiltreerd water (0,45 µm) uit De Kuil. Ijzerchloride werd in drievoud getest in de concentraties 0, 0,1, 0,33, 1, 3,3 en 10 mg Fe l⁻¹; Phoslock[®] werd eveneens in drievoud getest in de concentraties 0, 10, 33, 100, 330 en 1000 mg l⁻¹. Aan elke pot werden 10 *D. galeata* toegevoegd. Een extra serie werd ingezet met water waaraan zowel 330 mg Phoslock[®] l⁻¹ als 3,3 mg Fe l⁻¹ is toegevoegd. In elke pot werd de pH gemeten, waarna de potten in een incubator bij

20°C werden weggezet. Na 24 en 48 uur werden de aantallen dode en levende dieren gescoord en werd eveneens de pH van het water gemeten. De hypothese is dat zowel ijzerchloride als Phoslock[®] geen acuut toxisch effect op *Daphnia* hebben.

4.8.3 FLOCK & LOCK IN STIFFELIO

Een andere vraag betrof het al dan niet ongebufferd toedienen van polyaluminiumchloride (PAC39) als vlokmiddel in de compartimenten in Eindhoven. Hiertoe werd water uit de compartimenten gebruikt voor een Flock & Lock-test. Aan één serie werd een PAC39-oplossing gedoseerd: Flock (2,65 mg Al l⁻¹), aan een tweede serie werd zowel PAC39 als Phoslock[®] (38 ± 3 mg) gevoegd (Flock & Lock), terwijl een derde serie onbehandeld bleef (Controles). Na 2 uur werd 10 ml van het bovenste deel van de buis genomen en 10 ml uit het onderste deel. Van deze monsters werd de chlorofyl-*a*-concentratie en de pH gemeten. De hypothese is dat de Flock & Lock-behandeling effectief de algen precipiteert en dat er geen effect op de pH is.

4.8.4 EFFECT VAN HOUTEN DAMWAND OP ALGEN

Het aanbrengen van houten damwanden in Dongen leverde de vraag of mogelijk stoffen uit het hout logen die een groeiremmend effect op algen kunnen hebben. Van een stuk hout is vers zaagsel in algengroeiemedium gebracht in concentraties van 0, 0,1, 1, 10 en 100 g l⁻¹ en gedurende 48 uur geïncubeerd bij 24°C in het donker onder continu schudden (uitloof fase). Hierna is het medium over 0,45 µm membraanfilters gefiltreerd. Van het filtraat is een absorptiespectrum gemaakt, waarna aan het filtraat een inoculum van de groenalg *Scenedesmus obliquus* is gevoegd. Vervolgens is 2,5 ml in viervoud overgebracht in een 24-welled cultuurplaat, die gedurende 3 dagen is geïncubeerd (24°C, continu licht van ~140 µmol quanta m⁻² s⁻¹ en continu schudden, 100 rpm). Na de incubatieperiode is in elke behandeling de chlorofyl-*a*-concentratie, de fotosysteem-II-efficiëntie, het aantal deeltjes, het biovolume en gemiddeld deeltjesvolume bepaald. De hypothese is dat het hout een groeiremmende werking op de groenalg heeft.

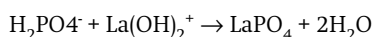
Tijdens de monitoring in het project kwamen uit tussentijdse resultaten een aantal vragen naar voren over de effectiviteit van Phoslock[®] als P-bindingsmiddel, over het effect van de samenstelling van het water en vlokmiddel hierop en over mogelijke overschrijdingen van de Nederlandse lanthaannorm (zie voor de norm ook paragraaf 5.1.2). Het belang van deze experimenten is om helder te krijgen voor welke situaties Flock & Lock een zinvolle maatregel vormt en hoe deze het beste kan worden uitgevoerd.

Hiertoe zijn een zestal gecontroleerde experimenten uitgevoerd:

- 1 Bindingscapaciteit Phoslock[®] en Flock & Lock;
- 2 Effect van anionen op de bindingscapaciteit Phoslock[®];
- 3 Effect van humuszuren op bindingcapaciteit Phoslock[®];
- 4 Effect vlokmiddel op humuszuren- en P-concentratie;
- 5 Lange termijn effect anionen en humuszuur op bindingscapaciteit Phoslock[®];
- 6 P-verwijdering door Phoslock[®] in verschillend oppervlaktewater.

4.8.5 BINDINGSCAPACITEIT PHOSLOCK[®] EN FLOCK & LOCK

De Phoslock[®]-fabrikant claimt dat het product Phoslock[®] 5% van het P-fixatief lanthaan bevat. De vereenvoudigde reactievergelijking kan gegeven worden door:



Het gevormde mineraal rhabdofaan (LaPO_4) heeft een extreem laag oplosbaarheidsproduct, is bestand tegen een brede pH-range en is ongevoelig voor redoxveranderingen. De reactievergelijking leert dat de binding een molratio van 1:1 volgt, wat betekent dat de gewichtsratio ongeveer 4,5 is. Hieruit volgt dat de Phoslock[®]-dosis die nodig is om 1 gram P vast te leggen ongeveer 100 x hoger dient te zijn (Phoslock[®]: P = 100:1), waarbij wordt aangenomen dat al het lanthaan ook fosfaat bindt. De thans door de fabrikant aanbevolen dosis is dan ook 100:1, maar deze was eerder op basis van empirische gegevens vastgesteld op 230:1 (Ross et al., 2008). Omdat de binding in de praktijk minder kan zijn dan het theoretische maximum (100:1), is een gecontroleerd experiment uitgevoerd waarin verschillende doseringen Phoslock[®] aan een 0,72 mg P l⁻¹ oplossing zijn toegevoegd. Tevens is onderzocht of het tegelijkertijd toevoegen van een vlokmiddel (PAC of FeCl_3) de P-reductie bevorderde.

Phoslock[®] werd getest in ratio's van 0:1, 100:1, 200:1, 400:1 en 800:1. De Phoslock[®] werd als slurry van bovenaf toegediend. Aan twee andere series werd tevens vlokmiddel toegevoegd: 1 mg Al l⁻¹ (PAC39) en 1 mg Fe l⁻¹ (FeCl_3 40%). Aan het begin, na 1 uur, 2, 4, 6, 8 en 24 uur werd er een monster genomen, opgeschoond en geanalyseerd op fosfaat. De hypothese is dat 200:1 dosering voldoende is om alle fosfaat te binden en dat toevoeging van een vlokmiddel vanwege eveneens P-binding tot sterkere P-reductie leidt in de 100:1 doseringen.

4.8.6 EFFECT VAN ANIONEN OP DE BINDINGSCAPACITEIT PHOSLOCK[®]

Het werkzame bestanddeel in Phoslock[®], lanthaan, bindt niet alleen met fosfaat, maar heeft ook een redelijke affiniteit voor andere oxyanionen. Dit experiment was erop gericht om de invloed van andere oxyanionen, zoals HCO_3^- en SO_4^{2-} , op de effectiviteit van Phoslock[®] voor P-binding te onderzoeken. Daarnaast is er ook een serie met NaCl meegenomen, omdat in theorie Na^+ de lanthaanionen uit de kleimatrix zou kunnen drijven. Het experiment is uitgevoerd door aan 0,63 mg P l⁻¹ oplossingen de volgende concentraties zouten toe te voegen:

- NaHCO_3 : 0, 10, 50, 100 en 200 mg l⁻¹
- MgSO_4 : 0, 5, 10, 50 en 100 mg l⁻¹
- NaCl: 0, 10, 100, 1000 en 10000 mg l⁻¹

Elk water is vervolgens behandeld met Phoslock[®] (100:1 dosis) waarna na 24 uur de fosfaatconcentraties werden bepaald. De verwachte P-concentratie is voor elk watertype berekend met behulp van het chemische evenwichtenprogramma CHEAQS Pro (Verweij, 2010) op basis van de bekende samenstelling van de verschillende wateren en vergeleken met de gemeten fosfaatconcentraties. De hypothese is dat hogere concentraties oxyanionen tot lagere P-binding van Phoslock[®] leiden.

4.8.7 EFFECT VAN HUMUSZUREN OP BINDINGSCAPACITEIT PHOSLOCK[®]

De van nature in water voorkomende humuszuren kunnen chelerend werken voor het werkzame bestanddeel in Phoslock[®], lanthaan. Hierdoor kan de P-bindingcapaciteit van Phoslock[®] afnemen. Het effect van humuszuren (als DOC) op de P-binding van Phoslock[®] is onderzocht door in een 0,6 mg P l⁻¹ oplossing verschillende concentraties humuszuren op te lossen (0, 1, 2, 4, 6, 8, 10, 12, en 14 mg DOC l⁻¹) en vervolgens de P-concentraties na behandeling met Phoslock[®] (100:1) te bepalen. De P-concentraties werden vergeleken met een serie waaraan geen Phoslock[®] was toegevoegd. De hypothese is dat hogere concentraties humuszuur tot lagere P-binding van Phoslock[®] leiden.

4.8.8 EFFECT VLOKMIDDEL OP HUMUSZUREN- EN P-CONCENTRATIE

Een belangrijke component van de Flock & Lock methode is het vlokmiddel dat in het water aanwezige deeltjes en humuszuren tezamen met ingebrachte Phoslock[®]-deeltjes dient te sedimenteren. Polyaluminiumchloride (PAC) geniet de voorkeur boven andere vlokmiddelen vanwege de relatieve ongevoeligheid voor redoxveranderingen en vanwege het bijkomende vermogen om P te binden. Humuszuren kunnen echter ook het vermogen van aluminium om P te verwijderen ondermijnen. In dit experiment is onderzocht wat het effect is van een lage dosis vlokmiddel (1 mg Al l⁻¹) op de fosfaatverwijdering in water met verschillende humuszuurconcentraties: 0, 1, 5, 10, 20, 50 en 100 mg DOC l⁻¹. De hypothese is dat hogere DOC-concentraties dermate sterk chelerend werken voor aluminiumionen dat er geen vlokken worden gevormd en geen P wordt verwijderd.

4.8.9 LANGETERMIJNEFFECT ANIONEN EN HUMUSZUUR OP BINDINGSCAPACITEIT PHOSLOCK[®]

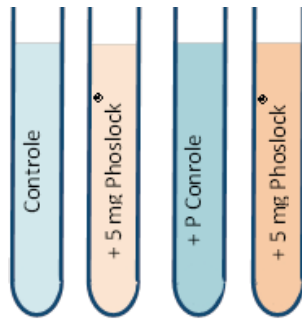
In de hierboven genoemde experimenten naar de effecten van anionen en humuszuur op de P-bindingscapaciteit van Phoslock[®] werd een relatief kortdurende blootstelling van 24 uur gehanteerd. Omdat de contacttijd van invloed kan zijn op de P-verwijdering, is het effect van anionen en humuszuren op de P-bindingscapaciteit van Phoslock[®] onderzocht gedurende een 42 dagen durend experiment. In 1 liter maatcilinders werd een liter van een 0,55 mg P l⁻¹ oplossing gedaan. Aan drie cilinders werd alleen Phoslock[®] toegevoegd (100:1). Aan drie andere cilinders werden eerst humuszuren toegevoegd (5 mg DOC l⁻¹) en daarna Phoslock[®] (100:1). Drie cilinders met NaHCO₃ (50 mg l⁻¹), drie cilinders met MgSO₄ (10 mg l⁻¹) en drie cilinders met 1000 mg NaCl l⁻¹ werden eveneens behandeld met Phoslock[®] (100:1). Na 1 uur, 1 dag, 3 dagen, 1 week, 2, 4 en 6 weken werd er een watermonster genomen en geanalyseerd op fosfaat en lanthaan. De hypothese is dat de P-verwijdering in de cilinders met oxyanionen en DOC niet het verwachte niveau haalt, zoals in de controle en NaCl-behandeling, terwijl de lanthaanconcentraties naar verwachting hoger zullen zijn in de NaCl- en DOC-behandelingen.

4.8.10 P-VERWIJDERING DOOR PHOSLOCK[®] IN VERSCHILLENDE OPPERVLAKTEWATER

Omdat humuszuren (DOC) een belangrijke rol kunnen spelen in het verlagen van de P-binding door Phoslock[®], is deze hypothese getoetst door een P-bindingsbepaling te doen in monsters uit verschillende oppervlaktewateren met een uiteenlopende humuszuurconcentratie. Er zijn elf verschillende wateren bemonsterd (Tabel 7).

TABEL 7 LOCATIES VAN DE ELF WATEREN DIE BEMONSTERD ZIJN IN HET KADER VAN ONDERZOEK NAAR DE P-VERWIJDERING DOOR PHOSLOCK[®]

Water	Plaats	Lengtegraad	Breedtegraad	Bemonstering
1) Wadi Piersonstraat	St-Oedenrode	51°34'35.78"	5°27'47.27"	19-12-2011
2) Poel Dijksteeg	St-Oedenrode	51°34'29.24"	5°27'46.83"	19-12-2011
3) Molenwiel	St-Oedenrode	51°33'58.87"	5°27'44.35"	15-12-2011
4) Kienehoevijver	St-Oedenrode	51°34'31.31"	5°26'54.70"	19-12-2011
5) Ven Vogelsven	Nijnsel	51°32'29.85"	5°30'35.74"	19-12-2011
6) Dotterbloem	St-Oedenrode	51°34'05.69"	5°27'35.89"	19-12-2011
7) Moerkuilen	Nijnsel	51°33'49.35"	5°30'02.95"	19-12-2011
8) Poel Hei-eind	Nijnsel	51°32'30.29"	5°30'21.66"	19-12-2011
9) Hazeputten	Nijnsel	51°33'08.89"	5°30'07.86"	19-12-2011
10) Poel Hazeputten	Nijnsel	51°33'09.46"	5°30'02.82"	19-12-2011
11) Oude Meer	Son	51°30'53.02"	5°27'33.55"	19-12-2011



De P-bindingsbepaling van Phoslock[®] in de verschillende wateren werd onderzocht in 125 ml buizen wat 100 ml van het betreffende water bevatte. Per water werden vier buizen gevuld. Aan twee buizen werd fosfaat toegevoegd (0,5 mg P l⁻¹). Twee buizen, één met en één zonder P-toevoeging, werden behandeld met 5 mg Phoslock[®]. De Phoslock[®] werd in 5 ml van het betreffende water tot slurry gemaakt en boven in de buis gepipetteerd. De buizen zijn vervolgens 24 uur met rust gelaten, waarna het water is gefiltreerd en geanalyseerd op fosfaat.

Om het effect van toediening en menging op de P-binding te onderzoeken is 100 ml water van locatie 11 in zes afzonderlijke buizen gedaan en verrijkt met fosfaat (eindconcentratie 320 µg P l⁻¹). Aan één buis werd geen Phoslock[®] toegevoegd (controle), terwijl de vijf andere buizen elk 5 mg Phoslock[®] kregen toegevoegd. Eén buis als poeder, de vier andere als slurry waarbij de waterkolom 1x, 2x, 3x of 4x in 24 uur werd gemengd. Na 24 uur werden de fosfaatconcentraties gemeten.

4.8.11 NALEVERINGSEXPERIMENTEN

In maart 2009, maart 2010 en maart 2011 werden respectievelijk drie, vijf en vijf sedimentcores uit het diepe deel van zwemplas De Kuil gestoken. Om inzicht te krijgen in de effectiviteit van de Flock & Lock-maatregel in reductie van de interne P-nalevering, is van de cores bij binnenkomst in het laboratorium het bovenstaande water voorzichtig afgezogen en vervangen door anoxisch nanopuur water en in 2010 en 2011 in twee cores ook met zuurstofhoudend water. Na een week zijn de fosfaatconcentraties gemeten en is de afgiftesnelheid (Φ_p in mg m⁻² d⁻¹) berekend uit de hoogte van de waterkolom (H in m), de P-concentratie (P in mg m⁻³) en de incubatietijd (in d) volgens $\Phi_p = (H \times P)/d$.

In maart 2011 zijn zowel in Dongen als in Eindhoven uit elk compartiment drie sedimentcores gestoken en in Eindhoven ook nog drie uit de vijver. Het bovenstaande water werd vervolgens afgezogen en vervangen met zuurstofloos nanopuur water. De cores werden afgesloten en gedurende één week in het donker bij 20°C weggezet. Hierna is een monster van het bovenstaande water geanalyseerd op nutriënten.

5

RESULTATEN VIJVER DE PLOEG TE HEESCH

5.1 RESULTATEN ENCLOSURE ONDERZOEK

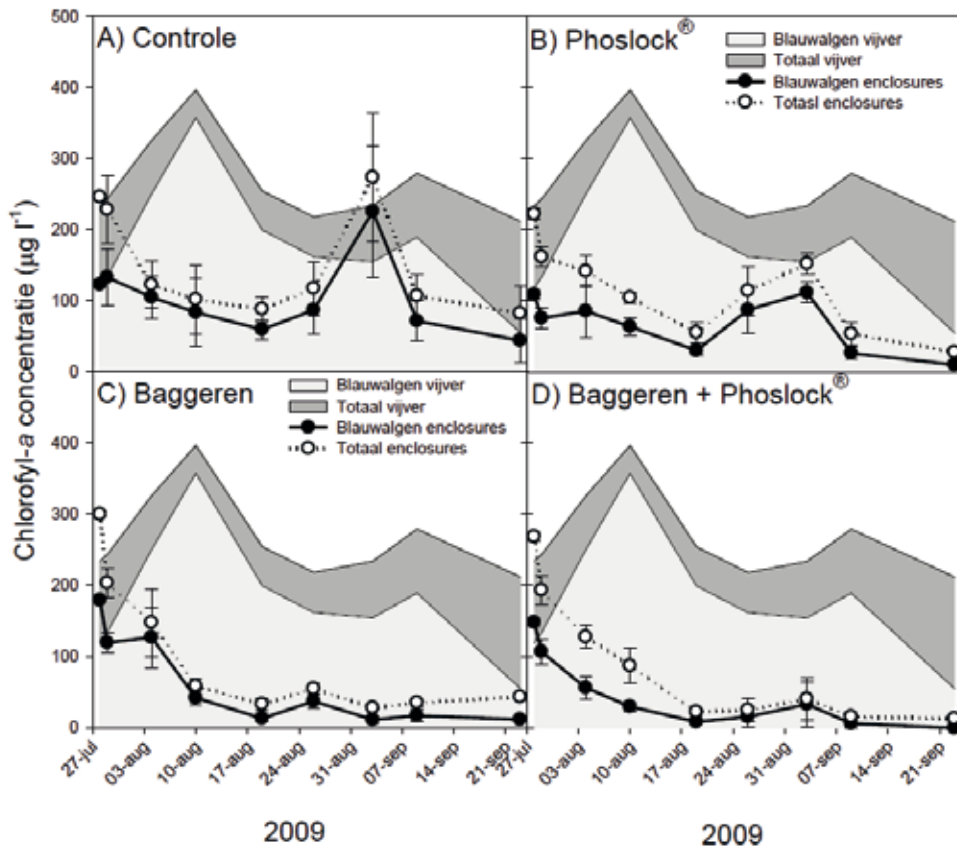
5.1.1 INLEIDING

In dit hoofdstuk zijn de resultaten met betrekking tot de verrichte onderzoeken en de daaropvolgende ontwikkelingen in vijver De Ploeg te Heesch beschreven. De resultaten zijn in chronologische volgorde beschreven, met achtereenvolgens de belangrijkste bevindingen uit het enclosure-onderzoek, de maatregelen die in De Ploeg zijn uitgevoerd en de effectiviteit van de maatregelen tot op heden om blauwalgen in De Ploeg te bestrijden.

5.1.2 RESULTATEN

De combinatie van baggeren en Phoslock[®] zorgt voor de sterkste afname van de chlorofyl-*a*-concentratie en het aandeel blauwalgen. Daarnaast zorgt ook baggeren afzonderlijk voor een sterke afname van de concentratie chlorofyl-*a* en het aandeel blauwalgen. Er is al na twee weken sprake van een significant baggereffect. Een significant effect van Phoslock[®] blijkt afwezig (Figuur 15).

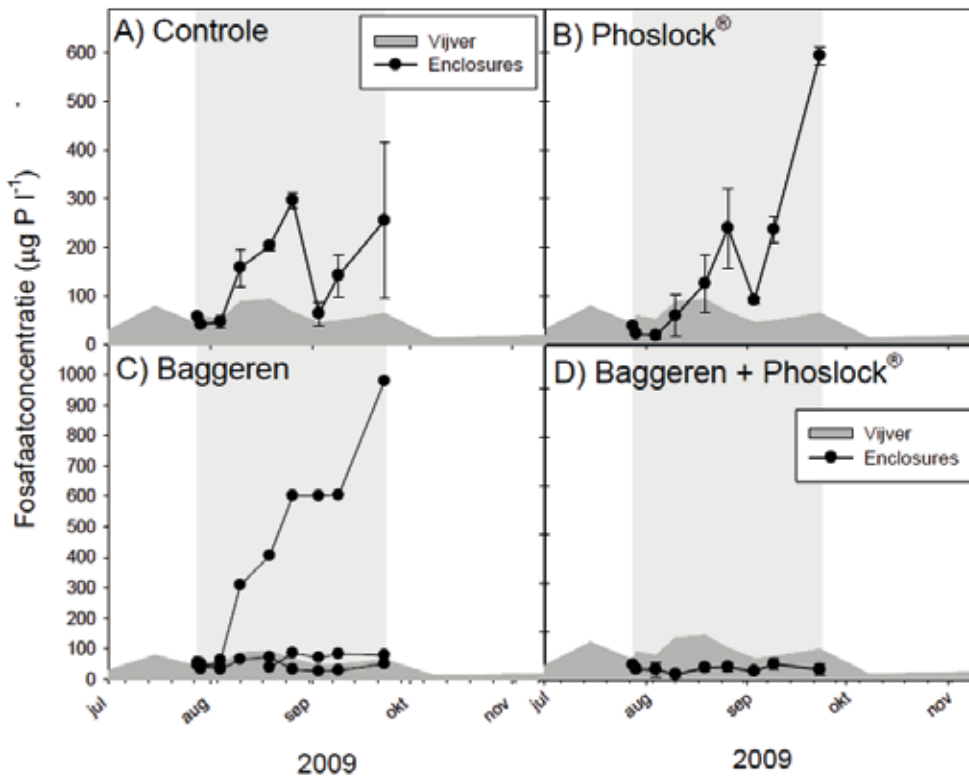
FIGUUR 15 TOTAAL CHLOROFYL-A EN BLAUWALGENCHLOROFYL-A CONCENTRATIES (IN $\mu\text{g l}^{-1}$) IN ENCLOSURES EN VIJVER



Om na te gaan of er een vergelijkbaar beeld is wat betreft de aanwezigheid van toxines in relatie tot blauwalgenchlorofyl-*a*, zijn in de enclosures én de vijver microcystineconcentraties gemeten. De concentraties verschilden significant tussen de verschillende behandelingen. De in het CIW-protocol voor blauwalgen gestelde norm van $20 \mu\text{g l}^{-1}$ werd alleen in de combinatie baggeren en Phoslock[®] op drie van de vier monsterdata niet overschreden. Het significante baggereffect voor blauwalgenchlorofyl-*a* levert daarnaast in de combinatie baggeren en Phoslock[®]-toediening ook de laagste microcystineconcentraties. In de vijver was op 10 augustus 2009 een drijfslag aanwezig met microcystineconcentraties van $65,000 \mu\text{g l}^{-1}$. Op deze dag zijn ook de hoogste chlorofyl-*a*- en blauwalgenchlorofyl-*a*-concentraties gemeten.

Voor de variabelen doorzicht en troebelheid is er, net als bij de chlorofyl-*a*-concentraties, een significante verbetering in de gebaggerde enclosures. In de met Phoslock[®] behandelde enclosures is er geen verbetering wat betreft deze waterkwaliteitsvariabelen. Wat opvalt is dat de zuurstofconcentraties in de eerste twee weken opvallend hoger zijn in de Phoslock[®] behandelde enclosures dan in de niet behandelde enclosures. Er is zelfs sprake van een significant Phoslock[®]-effect. Dit effect verdwijnt en maakt plaats voor een significant positief effect van baggeren. De pH wordt gedurende de loop van het experiment iets lager in de niet gebaggerde enclosures. Voor de overige variabelen zijn geen grote afwijkingen geconstateerd. Totaal-N-concentraties zijn in de gebaggerde enclosures significant lager dan in de niet gebaggerde enclosures.

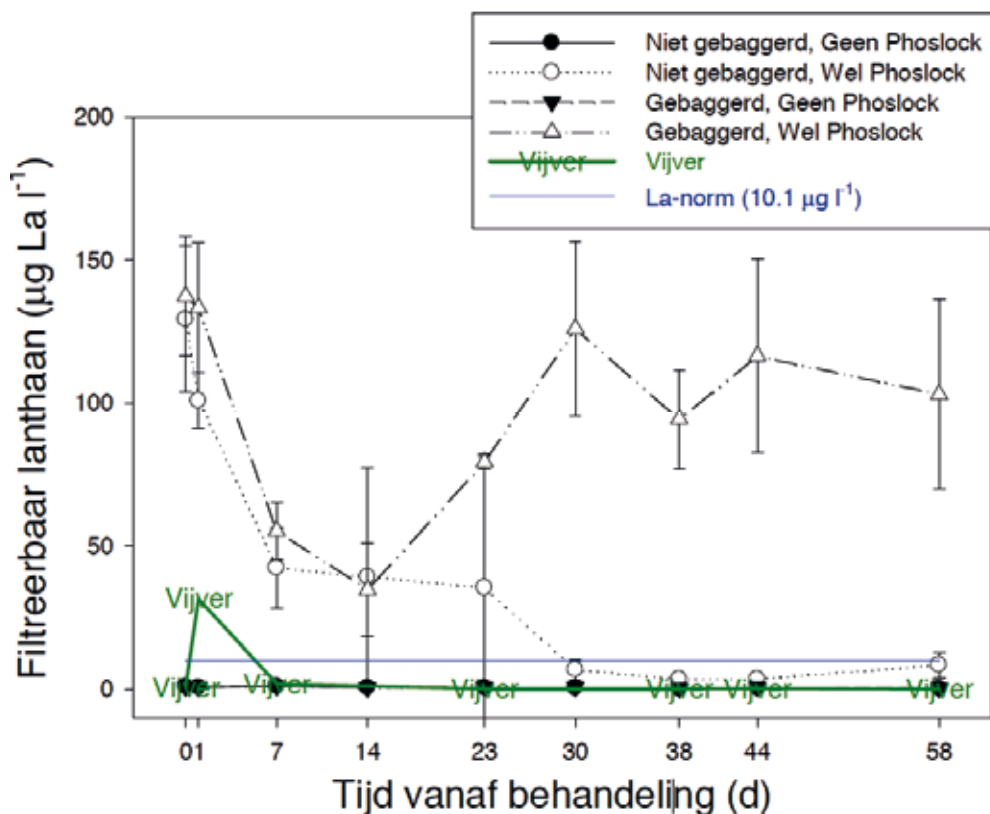
FIGUUR 16 ORTHO-FOSFAAT CONCENTRATIES (IN $\mu\text{g l}^{-1}$) IN ENCLOSURES EN VIJVER DE PLOEG.
ERROR BARS GEVEN ÉÉN STANDAARDEVIATIE WEER



Direct na toediening van de Phoslock[®] is er een daling van de orthofosfaatconcentraties in alle enclosures. De daling is met circa 25% veel minder groot dan verwacht. In figuur 15 is de concentratie orthofosfaat voor de verschillende behandelingen opgenomen. In de niet gebaggerde enclosures nemen de fosfaatconcentraties gedurende het experiment toe (Figuur 16). In de gebaggerde enclosures blijven de fosfaatconcentraties onder de $100 \mu\text{g l}^{-1}$ met uitzondering van één enclosure (Figuur 16C). Deze enclosure lijkt niet alleen qua fosfaatconcentraties, maar ook wat betreft andere variabelen zoals het verloop van de zuurstofconcentratie, sterk op de niet gebaggerde enclosures. Verondersteld wordt dat dit te maken heeft met de locatie van deze enclosure, die het dichtste bij de plek stond waar de verwijderde bagger heen was geschoven. Het is niet uit te sluiten dat tijdens het experiment een hoeveelheid slib is ingesloten in deze enclosure. In de vijver blijven de fosfaatconcentraties, net als in de gebaggerde enclosures, onder de $100 \mu\text{g l}^{-1}$. Het belangrijkste verschil tussen de controles en de vijver is dat door de stagnante waterkolom aanhoudende anoxia in de controle enclosures ontstonden, waardoor redoxgevoelige fosfaatafgifte uit het sediment gestimuleerd werd, terwijl door de windwerking/waterbeweging en de fontein voldoende zuurstof in de vijver resteerde om deze afgifte te beperken.

Voor totaal-P is er geen Phoslock[®]-effect te herkennen na het samenvoegen van alle metingen per behandeling, een marginaal baggeren effect, maar een significante reductie van totaal-P door de combinatie van baggeren en Phoslock[®]-toediening.

FIGUUR 17

FILTREERBAAR LANTHAAN CONCENTRATIES (IN $\mu\text{g La l}^{-1}$) IN ENCLOSURES EN VIJVER DE PLOEG

Phoslock[®]-additie resulteerde in significant verhoogde lanthaanconcentraties (Figuur 17). De verklaring kan worden gevonden door het feit dat met Phoslock[®] ook lanthaan wordt toegediend. In gebaggerde en met Phoslock[®] behandelde enclosures blijft de lanthaanconcentratie na verloop van tijd rond 100 µg l⁻¹ schommelen, wat een overschrijding van tien maal de norm is (norm = 10,1 µg l⁻¹). In niet gebaggerde met Phoslock[®] behandelde enclosures daalt filtreerbaar lanthaan na een maand tot beneden de norm (Figuur 17).

Omdat deze laatste enclosures anoxia bij het sediment ontstaan en ebullitie frequenter voorkomt dan in de gecombineerd behandelde enclosures, lijkt het transport van lanthaan met ontsnappend gas uit het sediment niet de verklarende factor voor de hogere lanthaanconcentraties in de waterkolom in de gecombineerd behandelde enclosures. Een alternatieve verklaring kan worden gezocht in migrerende watervlooiën die lanthaan naar de kolom transporteerden, maar dat behoeft nader onderzoek.

De concentraties aan aluminium en ijzer zijn bij alle enclosures bij aanvang hoger dan later in het experiment. Voor de zoöplankton hoofdgroepen zorgt de combinatie baggeren en Phoslock[®] voor significant minder cladoceren dan in de andere behandelingen.

5.1.3 CONCLUSIES

- *Baggeren is op basis van het enclosure-experiment een effectieve maatregel om blauwalgen te bestrijden.* Op basis van de resultaten van het enclosure-experiment (significant verlaagde hoeveelheid totaal chlorofyl-*a*, blauwalgenchlorofyl-*a*, verdwijnen van drijflagen, verbeterd doorzicht en een stabiele zuurstofhuishouding) is te concluderen dat baggeren in vijver De Ploeg een effectieve maatregel kan zijn om de overlast van blauwalgen te verminderen.

- *Fosfaatbinding met Phoslock[®] is in het enclosure experiment weinig effectief gebleken.*

De toegediende Phoslock[®] is niet in staat gebleken de aanwezige fosfaten sterk te reduceren, waardoor de hoeveelheid blauwalgen in de behandelde enclosures niet is afgenomen. In de waterkolom was meer dan genoeg lanthaan aanwezig om fosfaat te binden, maar het aantal effectieve bindingplekken die lanthaan heeft voor fosfaatvastlegging lijkt in dit experiment beperkt.

- *Phoslock[®] leidt na baggeren tot overschrijdingen van de lanthaannorm in het enclosure experiment.*

Ondanks dat de combinatie van baggeren en Phoslock[®]-additie de beste resultaten qua eutrofiëringcontrole en mitigatie van blauwalgenoverlast opleverde, resulteerde deze combinatie in een sterke overschrijding van de lanthaannorm. Deze hoge lanthaanconcentraties zijn reden geweest om Phoslock[®] niet als maatregel naast baggeren toe te passen in vijver De Ploeg. Baggeren is gezien de significante verbetering bij diverse waterkwaliteitsvariabelen wel als maatregel uitgevoerd.

- *Phoslock[®] is geen effectieve maatregel voor De Ploeg*

Op basis van dit experiment lijkt Phoslock[®], als individuele maatregel, in De Ploeg niet effectief. De combinatie van baggeren en Phoslock[®] lijkt wel zeer succesvol om het eutrofiëringsprobleem en ook de blauwalgen te bestrijden, maar, zoals hierboven al opgemerkt, gaat gepaard met een sterke overschrijding van de Nederlandse lanthaannorm.

De hoge concentraties lanthaan en de beduidend geringere P-fixatie door Phoslock[®] in de waterkolom dan verwacht, zijn aanleiding geweest om binnen de kaders van dit project een vergelijkbaar experiment uit te voeren op de proeflocatie Stiffelio-vijver in Eindhoven.

5.2 DE VIJVER NA OPLEVERING

TABEL 8 UITGEZETTE VISBESTAND

Uitgezette vissoorten in De Ploeg (kg ha-1)	
Baars	5
Brasem	5
Blankvoorn	5
Ruisvoorn	10
Kolblei	5
Karper	10
Snoek	5
Zeelt	5

De keuze van de maatregelen die uiteindelijk zijn uitgevoerd bij De Ploeg zijn niet uitsluitend gebaseerd op de resultaten van het experiment. In het project zijn de potentiële maatregelen al ruim voor het enclosure-experiment besproken met de gemeente, omwonenden en belanghebbenden, zoals de plaatselijke visvereniging. De omgeving heeft zelf een actieve inbreng gehad in de uiteindelijk genomen maatregelen. Het uiteindelijke pakket aan 'harde' maatregelen wat is uitgevoerd ziet er als volgt uit:

- Baggeren van de vijver (n.a.v. enclosure experiment)
- Actief Biologisch beheer (n.a.v. overleg en op basis van literatuur)
- Verflauwen oever
- Uitzetten oeverbeplanting
- Optimalisatie visstand
- Snoeien van omliggende bomen (tegengaan bladval)
- Het saneren van een aanwezige overstort.

Het uitgezette visbestand is weergegeven in tabel 8.

Daarnaast is door het waterschap in samenwerking met de gemeente veel energie gestoken in de zogenaamde 'zacht' maatregelen, waarbij voorlichting is gegeven over de effecten van gedragsverandering bij de gebruikers van De Ploeg. Hierbij zijn diverse communicatiemiddelen gebruikt, zoals informatieavonden, nieuwsbrieven, educatieve cartoons en een voorlichtingsbord. Daarnaast zijn op het vlak van educatie gastlessen verzorgd voor een basisschool en hebben kinderen van de basisschool actief deelgenomen aan het uitzetten van de juiste vissoorten en informeren over de gevolgen van blauwalgen. In maart 2010 is de vijver officieel opgeleverd met het uitzetten van een deel van de gewenste vissoorten (18 maart; brasem, blankvoorn, karper, ruisvoorn) en zijn voorlichtingsborden rond de vijver geplaatst. Een tweede visuitzetting vond plaats op 26 juli 2011 (baars, kolblei, snoek en zeelt). Als gevolg van sterke peilfluctuaties is met het uitzetten van oeverplanten gewacht tot het voorjaar van 2011 (6 april).

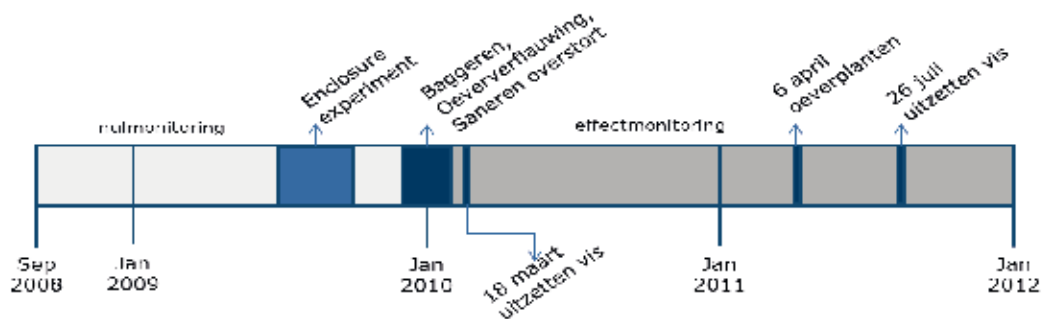
PEILFLUCTUATIES VIJVER DE PLOEG

Sinds het uitvoeren van de maatregelen in december 2010 zijn de peilfluctuaties in De Ploeg groter. Het vermoeden bestaat dat de gesaneerde overstort in het verleden functioneerde als een overloopconstructie waarbij water vanuit de vijver terug het rioolstelsel in kon stromen.

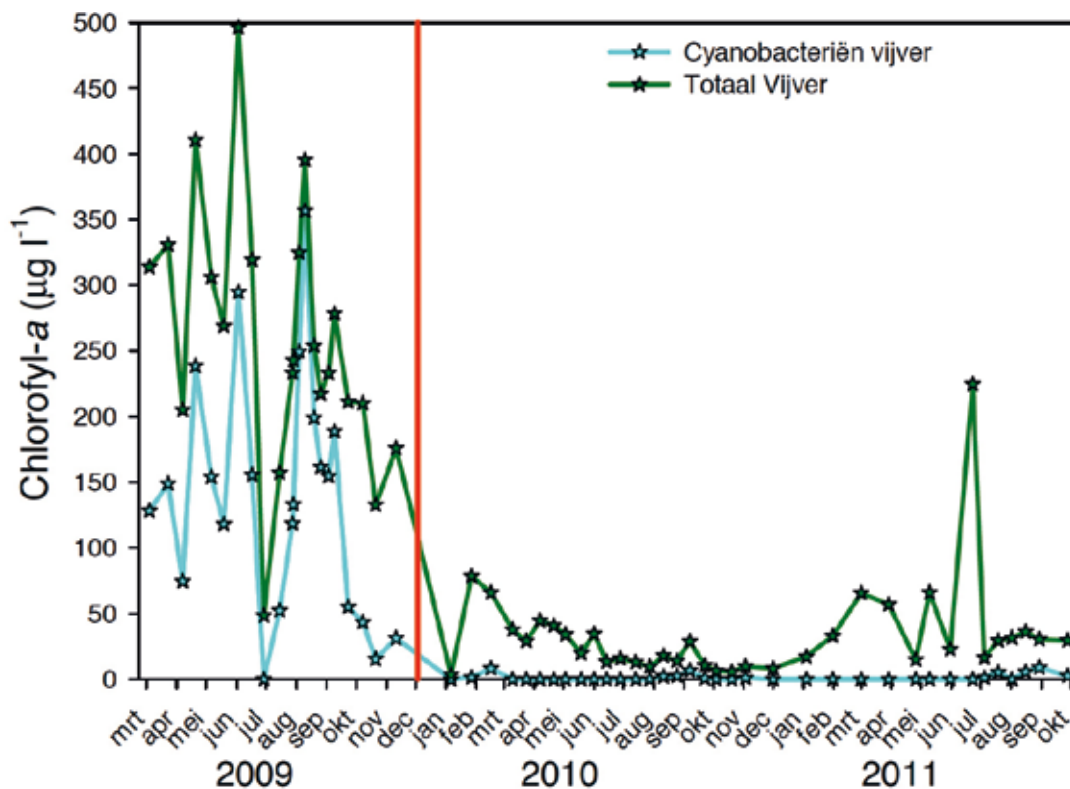
5.2.1 RESULTATEN MONITORING VIJVER

Gedurende het hele project is vijver De Ploeg door de Wageningen Universiteit tweewekelijks gemonitord. In figuur 17 is de monitoring gedurende het project in een tijdlijn weergegeven en het moment van uitvoeren van de verschillende maatregelen.

FIGUUR 18 TIJDLIJN MET DE VERSCHILLENDE ACTIVITEITEN EN MAATREGELEN IN VIJVER DE PLOEG GEDURENDE HET PROJECT



FIGUUR 19 CHLOROFYL-A EN BLAUWALGENCHLOROFYL-A CONCENTRATIES IN (IN $\mu\text{g l}^{-1}$) ZOWEL VOOR ALS NA UITVOERING VAN DE MAATREGELEN



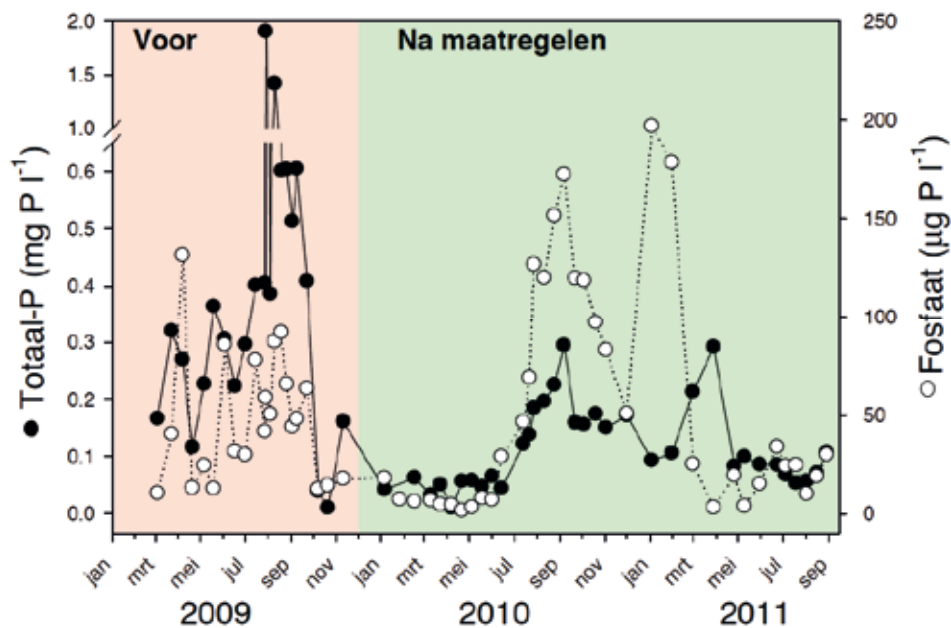
In de tijdlijn (Figuur 18) betekent nulmonitoring het volgen van de waterkwaliteit voor de herinrichting (baggeren, oevers, saneren overstort) en effectmonitoring het volgen van de waterkwaliteit na de herinrichting. Voor de chlorofyl-*a*-concentratie ($\mu\text{g l}^{-1}$) en blauwalgenchlorofyl-*a*-concentratie ($\mu\text{g l}^{-1}$) is het effect van deze herinrichting overduidelijk waarneembaar (Figuur 19).

De rode lijn in figuur 18 indiceert het moment waarop de vijver is heringericht. Na uitvoering is het aandeel blauwalgen vrijwel volledig verdwenen in de vijver en zijn er tot en met oktober 2011 nagenoeg geen blauwalgen meer gemeten in de vijver. De blauwalgenchlorofyl-

a-concentraties waren voor de herinrichting nog gemiddeld $140 \mu\text{g l}^{-1}$ en vielen daarmee in risiconiveau 2 van het Blauwalgenprotocol 2011 (voor zwemwater), wat een negatief zwemadvies impliceert. Na de herinrichting blijven de blauwalgen-chlorofyl-*a*-concentraties met gemiddeld $1.6 \mu\text{g l}^{-1}$ ver onder de $12.5 \mu\text{g l}^{-1}$ wat geen risiconiveau in het Blauwalgenprotocol 2011 is. Sinds de zomer van 2011 nemen concentraties groenalgen wel weer toe (Figuur 19).

Ook voor het verloop van de totaal-P-concentraties is het effect van de herinrichting zichtbaar (Figuur 20). De totaal-P-concentraties zijn in 2009 gemiddeld $443 \mu\text{g l}^{-1}$ en na de uitgevoerde maatregelen respectievelijk $113 \mu\text{g l}^{-1}$ in 2010 en $109 \mu\text{g l}^{-1}$ in 2011 (Figuur 20). Vanaf juli 2010 nemen de totaal-P concentraties wel wat toe, maar blijven duidelijk onder de waarden van voor de herinrichting. De totaal-P-concentraties voor en na de herinrichting zijn significant verschillend ($p < 0.001$). Het aandeel vrij beschikbaar P (fosfaat) is kort na de herinrichting ook aanzienlijk lager dan voor de genomen maatregelen. Vanaf juli 2010 is er echter sprake van een toename tot maximaal $200 \mu\text{g l}^{-1}$. Opvallend is dat vanaf maart 2011 het aandeel vrij beschikbare fosfaat gedurende het hele zomerseizoen laag blijft in vergelijking met de jaren ervoor ($< 0,05 \text{ mg l}^{-1}$). Het uitzetten van oeverplanten in deze periode zal hier, in zuiverende zin, weinig aan hebben bijgedragen gezien de beperkte bedekkingsgraad van de oeverplanten gedurende het gehele seizoen.

FIGUUR 20 TOTAAL-P (IN $\mu\text{g l}^{-1}$; ZWARTE SYMBOLEN, ZWARTE LIJN) EN FOSFAATCONCENTRATIES (IN $\mu\text{g l}^{-1}$; WITTE SYMBOLEN, STIPPEL LIJN) ZOWEL VOOR ALS NA UITVOERING VAN DE MAATREGELN

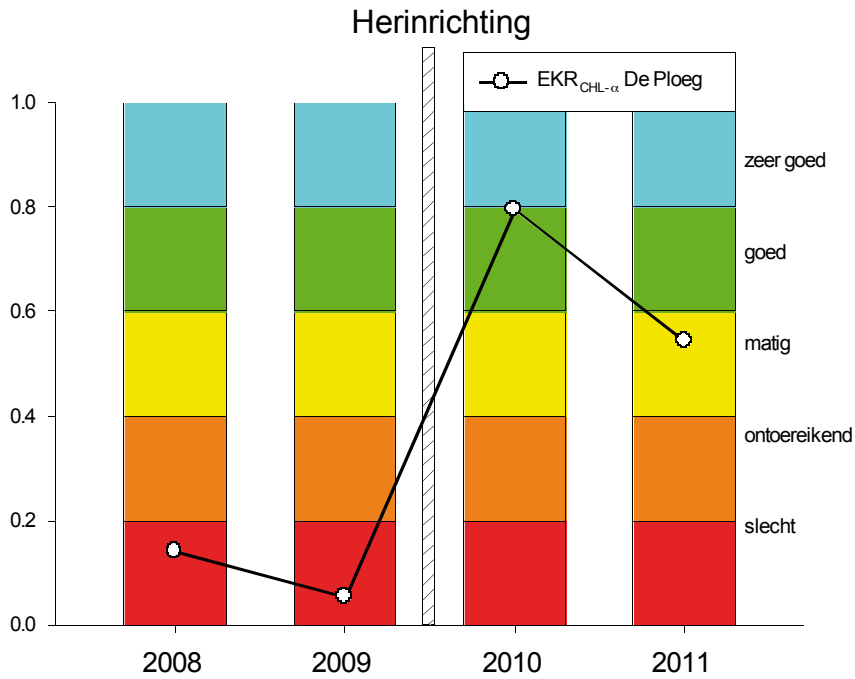


5.2.2 KRW EN AFGELEIDE EKR-SCORES

Om de resultaten voor De Ploeg te kunnen koppelen aan de KRW is voor het kwaliteitselement fytoplankton, opgebouwd uit de deelmaatlat chlorofyl-*a*, de EKR-score bepaald. Voor kleine wateren zoals De Ploeg zijn geen KRW-maatlaten afgeleid, maar kan wel een indruk worden verkregen door het type M11 (kleine, ondiepe gebufferde wateren) als referentie te gebruiken. Het berekenen van de EKR voor zomergemiddelde chlorofyl-*a*-concentraties in De Ploeg laat zien dat De Ploeg in 2008 en 2009 in een slechte toestand verkeerde (Figuur 21). Na herinrichting in december 2009 kwam De Ploeg in 2010, op basis van chlorofyl-*a*, in een goede toestand, maar viel in 2011 terug in een matige toestand (Figuur 21).

Daarnaast is er voor een aantal fysisch-chemische variabelen (doorzicht, pH, zuurstofverzadiging = O₂, totaal-P = TP en totaal-N = TN) per bemonstering over de gehele onderzoeksperiode een EKR-score berekend op basis van de conceptmaatlat voor type M11 en is de score voor blauwalgenchlorofyl-*a* toegevoegd, gerelateerd aan de risiconiveaus uit het Blauwalgenprotocol 2011 (Figuur 22). Ook hieruit komt overduidelijk de waterkwaliteitsverbetering na herinrichting naar voren (Figuur 22).

FIGUUR 21 EKR-Score voor de ploeg in 2008 en 2009 voor de herinrichting en in 2010 en 2011 na de herinrichting op basis van de deelmaatlat chlorofyl-*a* (zomergemiddelde) uitgaande van het type M11 (kleine, ondiepe gebufferde wateren)



FIGUUR 22 EKR-Scores, uitgaande van de conceptmaatlaten voor het type M11 (kleine, ondiepe gebufferde wateren), voor een aantal fysisch-chemische waterkwaliteitsvariabelen in de ploeg gedurende de onderzoeksperiode maart 2009 tot en met september 2011. Grijs vlak geeft herinrichting weer



5.2.3 CONCLUSIES MONITORING DE PLOEG

Het is duidelijk dat de maatregelen in De Ploeg hebben geleid tot een verbeterde toestand van de waterkwaliteit. De meest in het oog springende veranderingen zijn:

- Reductie van de concentratie cyanochlorofyl tot bijna nul sinds de uitvoering;
- Significante afname van concentraties totaal-P;
- Doorzicht neemt toe van ± 10-40 cm voor de uitvoering tot 50-80 cm na de uitvoering;
- Drijfslagen van blauwalgen zijn verdwenen.

5.3 EFFECTIVITEIT MAATREGELEN DE PLOEG

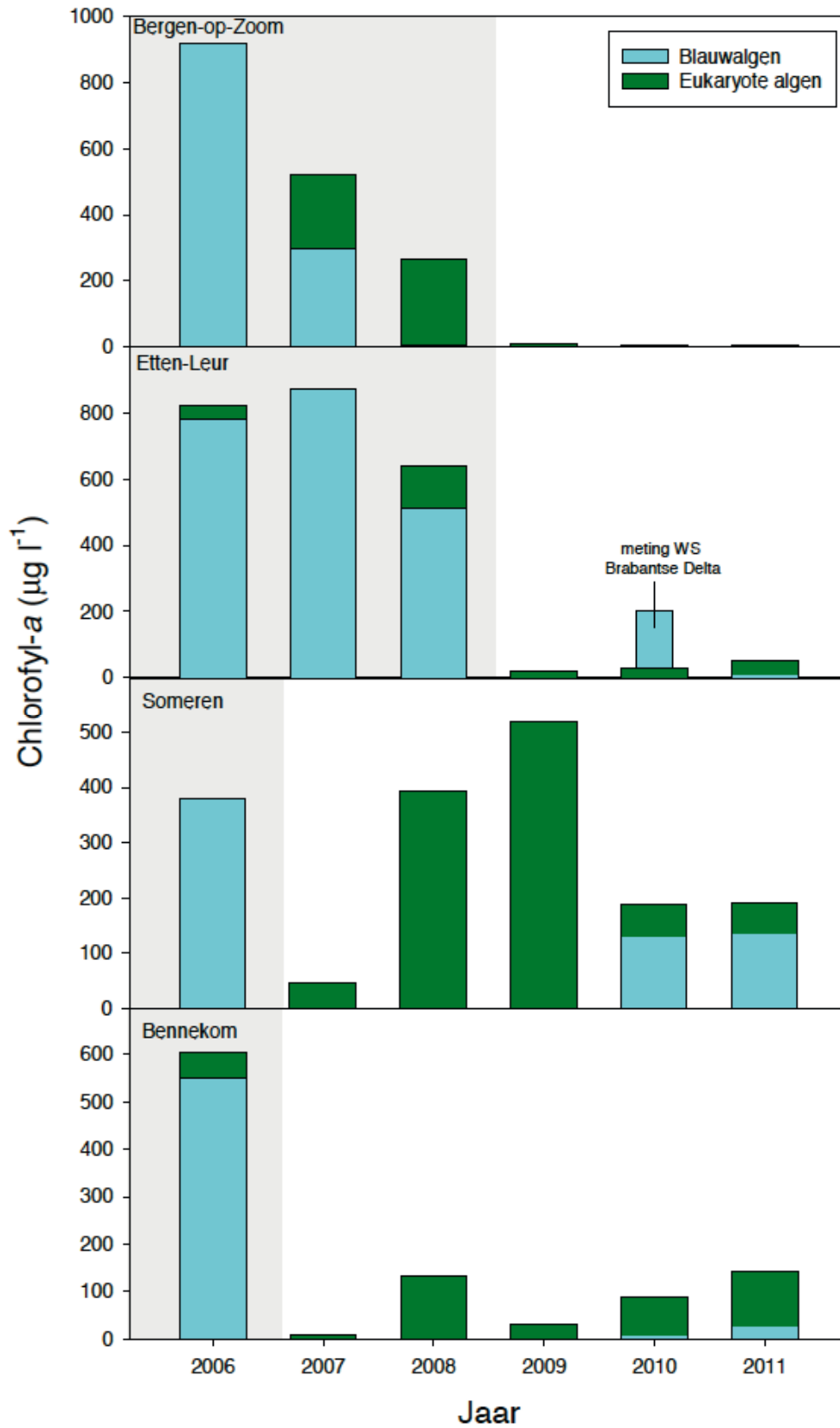
Of de uitgevoerde maatregelen bij De Ploeg een duurzaam karakter hebbe, is op basis van twee jaren effectmonitoring (2010, 2011) niet vast te stellen. Wel is duidelijk dat het maatregelenpakket bestaand uit baggeren, saneren overstort, ABB (optimalisatie visstand, oeververflauwing, oeverplanten en bomen snoeien) vooralsnog effectief is gebleken om de blauwalgen weg te houden uit De Ploeg. Na 8 opeenvolgende jaren te zijn geteisterd door bloei van blauwalgen (2002-2009) is De Ploeg in de jaren 2010 en 2011 vrij gebleven van deze blauwalgen.

Om enigszins te kunnen voorspellen wat de houdbaarheid kan zijn van de genomen maatregelen, zijn de resultaten van een viertal gebaggerde stadswateren op een rijtje gezet. Hiervan zijn er twee in 2006/2007 gebaggerd en twee in 2008 (*Figuur 23*). In één van de wateren was de blauwalgenoverlast na twee jaar weer terug (Someren). In Bennekom kwamen na vijf jaar de blauwalgen weer terug, maar nog steeds in relatief lage hoeveelheden. In de andere twee wateren is de algenbiomassa al 3 jaar laag in vergelijking tot voor het baggeren (*Figuur 23*).

Een andere vijver in Oss is in het najaar van 2006 gebaggerd. *Figuur 24* toont hoe deze vijver van een door blauwalgen gedomineerde gifgroene vijver veranderde in een helder systeem en vervolgens weer omsloeg tot een vijver met blauwalgen. In 2005 was hier sprake van een blauwalgenbloei. Het heeft uiteindelijk vier jaar geduurd voordat de blauwalgen (drijfslagen) hier zijn teruggekeerd (*Figuur 24*).

Het lijkt daarmee aannemelijk dat ook De Ploeg enige jaren gevrijwaard zal blijven van blauwalgenoverlast. De relatief hoge fosfaatconcentraties en de uitgezette vissen maken het waarschijnlijk dat de vijver weer naar een door blauwalgen gedomineerd systeem zal vervallen. Wat dat betreft is de teruggang van een goede naar een matige toestand in 2011 een mogelijke indicatie van de terugval.

FIGUUR 23 CHLOROFYL-A-CONCENTRATIES IN ENKELE STADSWATEREN VOOR ÉN NA BAGGEREN



FIGUUR 24 BAGGEREN VIER JAAR EFFECTIEF TEGEN BLAUWALGEN IN STADSVIJVER OSS (2006-2009)



6

RESULTATEN STIFFELIOVIJVER TE EINDHOVEN

6.1 RESULTATEN COMPARTIMENTEN

6.1.1 INLEIDING

Het experiment in Eindhoven bestond uit zes compartimenten van 20 bij 20 meter. De compartimenten zijn in augustus 2009 aangelegd en in september 2009 zijn de maatregelen toegepast, zoals weergegeven in § 4.6.

Het geïmplementeerde actief biologisch beheer bestond uit het herstellen van de visstand, waarbij de gewenste soorten (blankvoorn en snoek) en aantallen zijn uitgezet, overeenkomende een dichtheid tussen 118 en 143 kg ha⁻¹. In de controle was een visstand met 655 kg ha⁻¹ teruggezet, die qua soortensamenstelling overeenkwam met de vijver. Ook zijn er waterplanten uitgezet (*Myriophyllum* en *Elodea*).

De monitoring van de vijver is begonnen op 4 maart 2009, de compartimenten zijn vanaf 31 augustus 2009 tweewekelijks bemonsterd en de laatste monsters zijn op 30 augustus 2011 uit de compartimenten genomen.

Er wordt in dit hoofdstuk ingegaan op de helderheid van het water, de fosfaatconcentraties, de blauwalgen- en totaal chlorofyl-*a*-concentraties, fosfaatnalevering vanuit de waterbodem en de lanthaanconcentraties in het water, sediment, planten en vissen. Met deze variabelen kunnen de maatregelen het beste worden beoordeeld op de werking en effectiviteit. Voor chlorofyl-*a* zijn EKR-scores afgeleid met als referentie watertype M11 (kleine, ondiepe gebufferde wateren). Voor de overige meetgegevens wordt verwezen naar de achtergronddocumenten over de Stiffelio-vijver.

6.1.2 WATERPEILEN

De proefvakken zijn met stalen damwanden aangelegd om uitwisseling tussen de vakken en omliggende vijver te voorkomen. Daarbij is extra aandacht besteed om de wanden waterdicht te maken. Vanwege mogelijke waterstandsverschillen tussen de vijver en het waterpeil in de vakken, staken de damwanden ook een meter boven het waterniveau uit. Uit de gemeten waterstanden blijkt dat de damwanden waterdicht zijn, de peilen tussen de vakken en vijver verschillen.

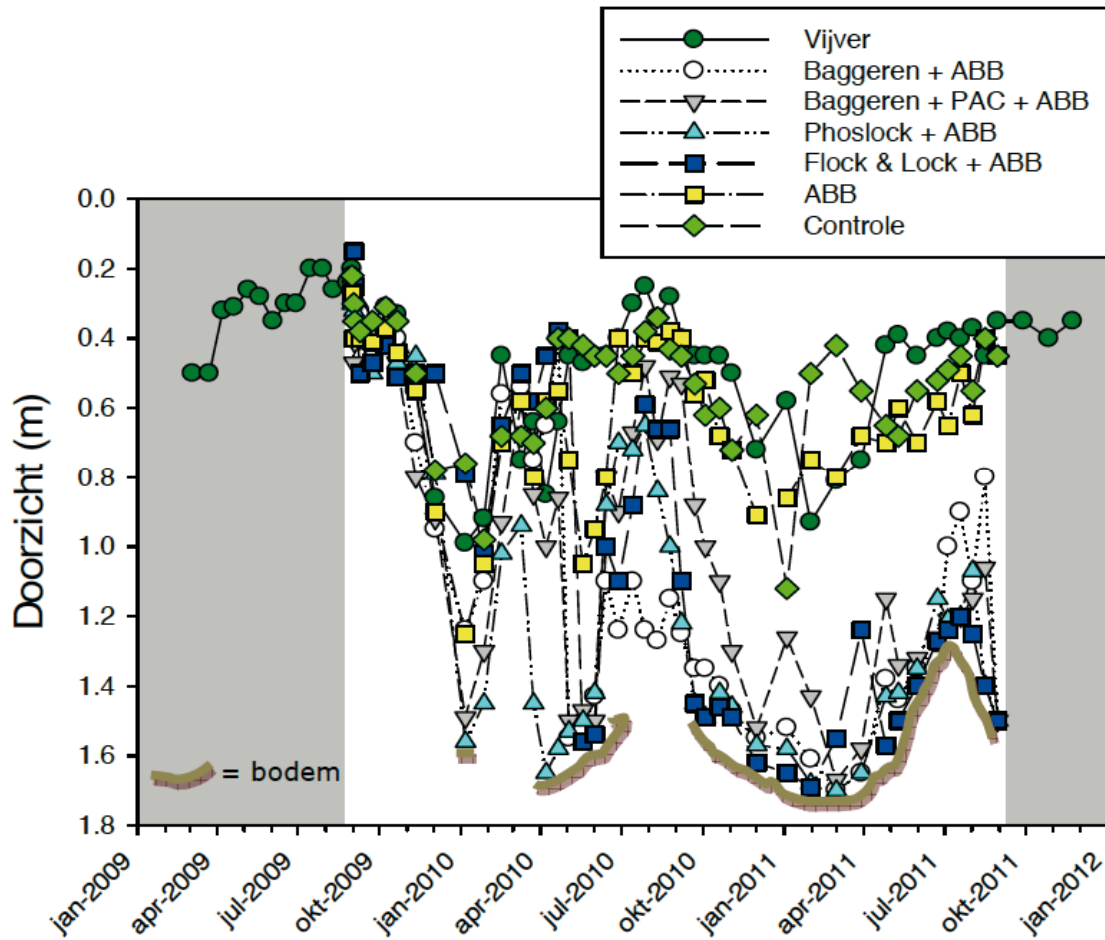
6.1.3 DOORZICHT EN TROEBELHEID

Het doorzicht ligt in de vijver, de controle en alleen ABB rond de 0,5 m. In de compartimenten met baggeren, en de Phoslock[®]-behandelingen is het doorzicht beduidend beter en bereikt het geregeld bodemzicht. Vanwege een fluctuerend waterpeil over het seizoen varieert de

bodemzichtdiepte (Figuur 25). Tukey's post-hoc-vergelijking leverde twee homogene groepen op: 1) vijver, compartiment 5 en 6, en 2) de compartimenten 1 tot en met 4 (Tabel 9). Het doorzicht in de compartimenten met maatregelen gericht op de interne P-nalevering was dus significant beter dan in de ABB-behandeling en de controle. Dit verschil is van belang voor de ontwikkeling van ondergedoken waterplanten. Waterplanten ontwikkelden zich ook massaal en de abundante vegetatie belemmerde zelfs de doorzichtmeting, zodat niet uitgesloten kan worden dat de helderheid van het water, wanneer dieper en met minder storende vegetatie, tot mogelijk nog hogere doorzichten zou hebben geleid. De waarnemingen van het doorzicht komen overeen met die van de troebelheid (Tabel 9). Ook de troebelheid was significant verschillend ($\chi^2_6 = 135,2$; $p < 0.001$) en lager in de compartimenten met baggeren en de Phoslock®-behandelingen.

Het hogere doorzicht in de compartimenten 1 tot en met 4 kan ook worden afgeleid uit de donkere waterkleur ten opzichte van de vijver en de compartimenten 5 en 6 (Figuur 26). De vegetatie is eveneens zichtbaar en in compartiment 2 valt de drijvende draadalg op.

FIGUUR 25 VERLOOP VAN HET DOORZICHT (m) IN DE STIFFELIO-VIJVER EN DE ZES COMPARTIMENTEN GEDURENDE HET ONDERZOEK. DE GRIJZE VLAKKEN GEVEN DE PERIODE AAN ZONDER COMPARTIMENTERING (ALLEEN VIJVER)



FIGUUR 26 LUCHTFOTO GENOMEN OP 19 AUGUSTUS 2011 VAN DE STIFFELIO-VIJVER EN DE COMPARTIMENTEN



TABEL 9 GEMIDDELDE DOORZICHT ($m \pm$ STANDAARD ERROR) EN TROEBELHEID ($NTU \pm$ STANDAARD ERROR), HET AANTAL WAARNEMINGEN OVER DE PERIODE 31-08-2009 TOT EN MET 30-08-2011 EN HOMOGENE GROEPEN (ZELFDE LETTERS PER KOLOM GEVEN AAN DAT HET DOORZICHT OF DE TROEBELHEID HETZELFDE IS; $P > 0.05$)

Maatregelen	Doorzicht (m)	N	Homogene groepen	Troebelheid (NTU)	N	Homogene groepen
1) Baggeren + ABB	1,05 (0,07)	44	A	7,7 (1,2)	43	AB
2) Baggeren + PAC + ABB	0,99 (0,06)	44	A	8,8 (1,2)	44	AB
3) Phoslock + ABB	1,13 (0,07)	44	A	6,5 (0,9)	44	A
4) Phoslock + PAC + ABB	0,99 (0,07)	44	A	9,1 (1,1)	44	B
5) ABB	0,63 (0,03)	44	B	13,5 (1,2)	43	BC
6) Controle	0,52 (0,03)	44	B	18,5 (1,6)	43	CD
Vijver	0,50 (0,03)	44	B	21,3 (1,8)	43	D

6.1.4 ORTHOFOSFAAT (FILTREERBAAR FOSFAAT)

Over de gehele onderzoeksperiode van 4 maart 2009 tot en met 23 november 2011 was de filtreerbare P-concentratie in de vijver gemiddeld $28,8 \mu\text{g l}^{-1}$ en over de periode van compartimentering was dit $25,1 \mu\text{g l}^{-1}$. In compartiment 1 (baggeren + ABB) resulteerden de relatief hoge P-concentraties in de zomers van 2010 en 2011 in een gemiddelde filtreerbare P-concentratie van $45,1 \mu\text{g l}^{-1}$. In compartiment 2 (baggeren + PAC + ABB) nam in 2011 de filtreerbare P-concentratie toe; was deze over de periode augustus 2009 tot en met januari 2011 nog gemiddeld $22,6 \mu\text{g l}^{-1}$, van maart tot en met augustus 2011 was dit gemiddeld $48,3 \mu\text{g l}^{-1}$. In de compartimenten 3 (Phoslock[®] + ABB) en 4 (Phoslock[®] + PAC + ABB) werd de P concentratie in 2011 lager dan in de vijver (Tabel 10). In de compartimenten 5 (alleen ABB) en 6 (controle) verliepen de filtreerbare P-concentraties vergelijkbaar met die van de vijver. Uit statistische vergelijkingen bleek dat de filtreerbare P-concentratie in compartiment 1 (baggeren + ABB) significant hoger was dan in alle andere compartimenten en dat de filtreerbare P concentraties in de compartimenten 3 (Phoslock[®] + ABB) en 4 (Phoslock[®] + PAC + ABB) significant lager waren dan in de gebaggerde compartimenten (Tabel 10). Baggeren leidde dus tot hogere filtreerbare P-concentraties (fosfaat), terwijl Phoslock[®] en Flock & Lock in lagere P-concentraties in waterkolom resulteerden.

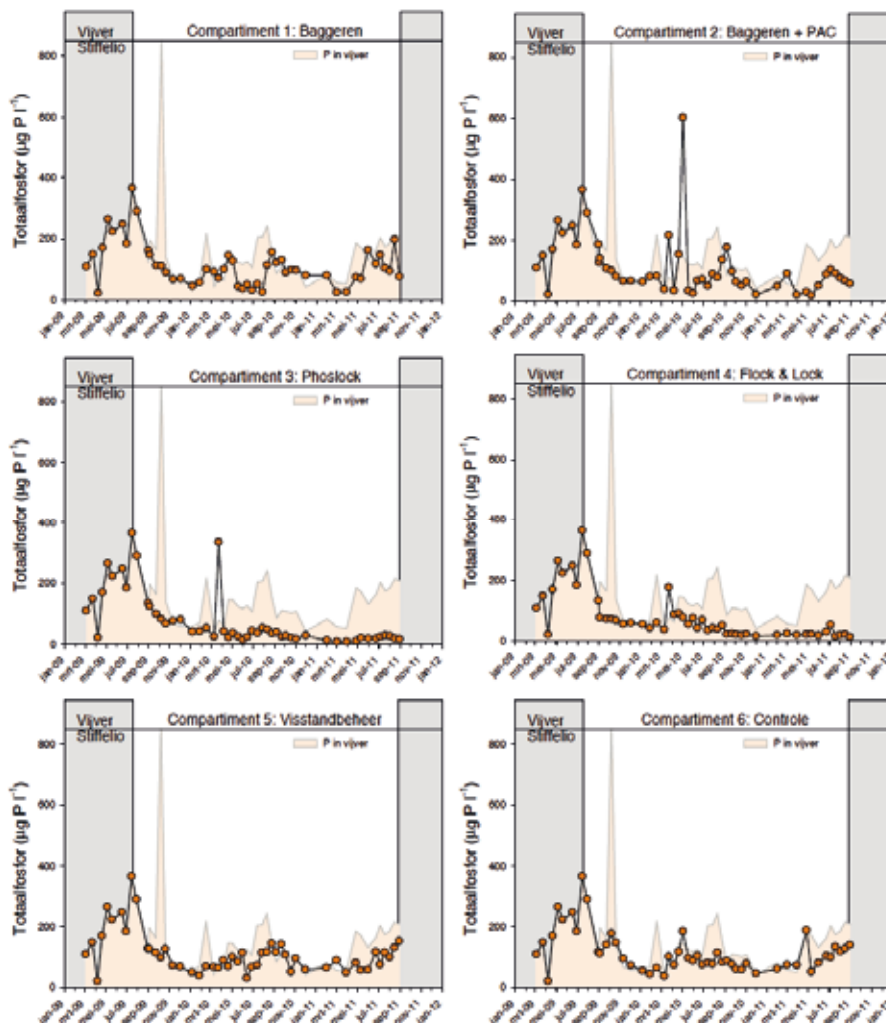
TABEL 10 GEMIDDELDE FILTREERBARE- EN TOTAAL-P-CONCENTRATIES ($\mu\text{g l}^{-1}$, \pm STANDAARD ERROR), HET AANTAL WAARNEMINGEN OVER DE PERIODE 31-08-2009 T/M 30-08-2011 EN HOMOGENE GROEPEN (ZELFDE LETTERS PER KOLOM GEVEN AAN DAT DE FILTREERBAAR P- OF TOTAAL-P-CONCENTRATIE HETZELFDE IS; $P > 0.05$)

Maatregelen	Filtreerbaar P ($\mu\text{g l}^{-1}$)	N	Homogene groepen	Totaal-P ($\mu\text{g l}^{-1}$)	N	Homogene groepen
1) Baggeren + ABB	45 (5)	42	A	92 (6)	41	A
2) Baggeren + PAC + ABB	29 (3)	43	B	93 (14)	42	A
3) Phoslock + ABB	17 (1)	43	C	48 (8)	42	B
4) Phoslock + PAC + ABB	16 (1)	43	C	50 (5)	42	B
5) ABB	23 (2)	42	BC	90 (5)	41	A
6) Controle	23 (2)	42	BC	96 (6)	41	A
Vijver	25 (2)	42	BC	149 (20)	41	C

6.1.5 TOTAAL FOSFAAT

Over de gehele onderzoeksperiode van 4 maart 2009 tot en met 30 augustus 2011 was de totaal-P-concentratie in de vijver gemiddeld $163 \mu\text{g l}^{-1}$ en over de periode van compartimentering was dit $149 \mu\text{g l}^{-1}$. De totaal-P-concentratie in de vijver liet een seizoenspatroon zien, met de hoogste totaal-P-concentraties in de zomer periode van gemiddeld 225 , 154 en $192 \mu\text{g l}^{-1}$ in 2009, 2010 en 2011. Er was ook een zeer hoge uitschieter in oktober 2009 (Figuur 27).

FIGUUR 27 TOTAAL-P-CONCENTRATIES ($\mu\text{g l}^{-1}$) IN DE STIFFELIO-VIJVER (LICHTROOD GEKLEURDE VLAK) GEDURENDE DE ONDERZOEKSPERIODE ZONDER COMPARTIMENTERING (GRIJZE VLAK) EN TIJDENS COMPARTIMENTERING (WITTE VLAK) ALS OOK DE TOTAAL-P-CONCENTRATIES IN DE ZES VERSCHILLENDE COMPARTIMENTEN (LIJN EN SYMBOLEN)



De totaal-P-concentraties waren significant verschillend (*repeated measures ANOVA*: $F_{6,289} = 12.2$; $p < 0.001$). Holm-Sidak's paargewijze vergelijking leverde dat TP in de vijver significant hoger was dan in de compartimenten en dat totaal-P in de compartimenten 3 (Phoslock® + ABB) en 4 (Phoslock® + PAC + ABB) significant lager was dan in de andere compartimenten (Tabel 10; Figuur 27). In de gebaggerde compartimenten 1 en 2 en in de compartimenten 5 (alleen ABB) en 6 (controle) was het verloop van de totaal-P-concentraties vergelijkbaar (Figuur 27) en bleken deze ook niet significant van elkaar te verschillen (Tabel 10).

6.1.6 TOTAAL CHLOROFYL-A

De chlorofyl-*a*-concentraties in de vijver lieten een seizoensdynamiek zien met over het algemeen de hoogste concentraties in de zomer, maar ook met een piek aan het eind van de winter in 2010 toen het ijs gesmolten was (zie achtergrondrapport M361 stadsvijver Stiffelio). De chlorofyl-*a*-concentraties in de compartimenten waarin maatregelen ter reductie van de interne P-nalevering zijn getroffen (compartimenten 1 tot en met 4) werden beduidend lager dan in de vijver en in de compartimenten 5 (alleen ABB) en 6 (controle). Dit werd vooral duidelijk in 2011.

TABEL 11 GEMIDDELDE TOTAAL CHLOROFYL-A-CONCENTRATIE EN BLAUWALGENCHLOROFYL-A-CONCENTRATIE (CHL IN $\mu\text{g l}^{-1}$, \pm STANDAARD ERROR), HET AANTAL WAARNEMINGEN OVER DE PERIODE 31-08-2009 T/M 30-08-2011 EN HOMOGENE GROEPEN (ZELFDE LETTERS PER KOLOM INDICEREN GELIJKE CHLOROFYL-A-CONCENTRATIES; $P > 0.05$)

Maatregelen	Totaal CHL ($\mu\text{g l}^{-1}$)	N	Homogene groepen	blauwalg CHL ($\mu\text{g l}^{-1}$)	N	Homogene groepen
1) Baggeren + ABB	23 (6)	40	A	14 (5)	44	AB
2) Baggeren + PAC + ABB	27 (5)	40	A	10 (3)	44	A
3) Phoslock® + ABB	17 (4)	40	A	8 (2)	44	A
4) Phoslock® + PAC + ABB	20 (3)	40	A	9 (2)	44	A
5) ABB	41 (3)	40	B	15 (3)	44	B
6) Controle	55 (4)	40	C	21 (5)	44	BC
Vijver	73 (4)	40	D	25 (4)	44	C

Over de periode 31 augustus 2009 – 30 augustus 2011 was de totaal chlorofyl-*a*-concentratie tussen de vijver en de compartimenten significant verschillend ($F_{6,278} = 37.2$; $p < 0.001$). Holm-Sidak's paargewijze vergelijking leverde dat de gemiddelde chlorofyl-*a*-concentratie in de vijver significant hoger was dan in alle compartimenten; dat de chlorofyl-*a*-concentratie in de controle hoger was dan in de compartimenten 1, 2, 3, 4 en 5 (baggeren, baggeren + PAC, Phoslock®, Phoslock® + PAC en ABB), dat ABB weliswaar resulteerde in een lagere chlorofyl-*a*-concentratie dan in de controle, maar dat deze nog steeds significant hoger was dan in de compartimenten 1 tot en met 4 en dat de chlorofyl-*a*-concentraties in de compartimenten 1 tot en met 4 niet van elkaar verschilden (Tabel 11).

De maatregelen die gericht waren op reductie van de interne nalevering in de compartimenten resulteerden dus in significant lagere chlorofyl-*a*-concentraties.

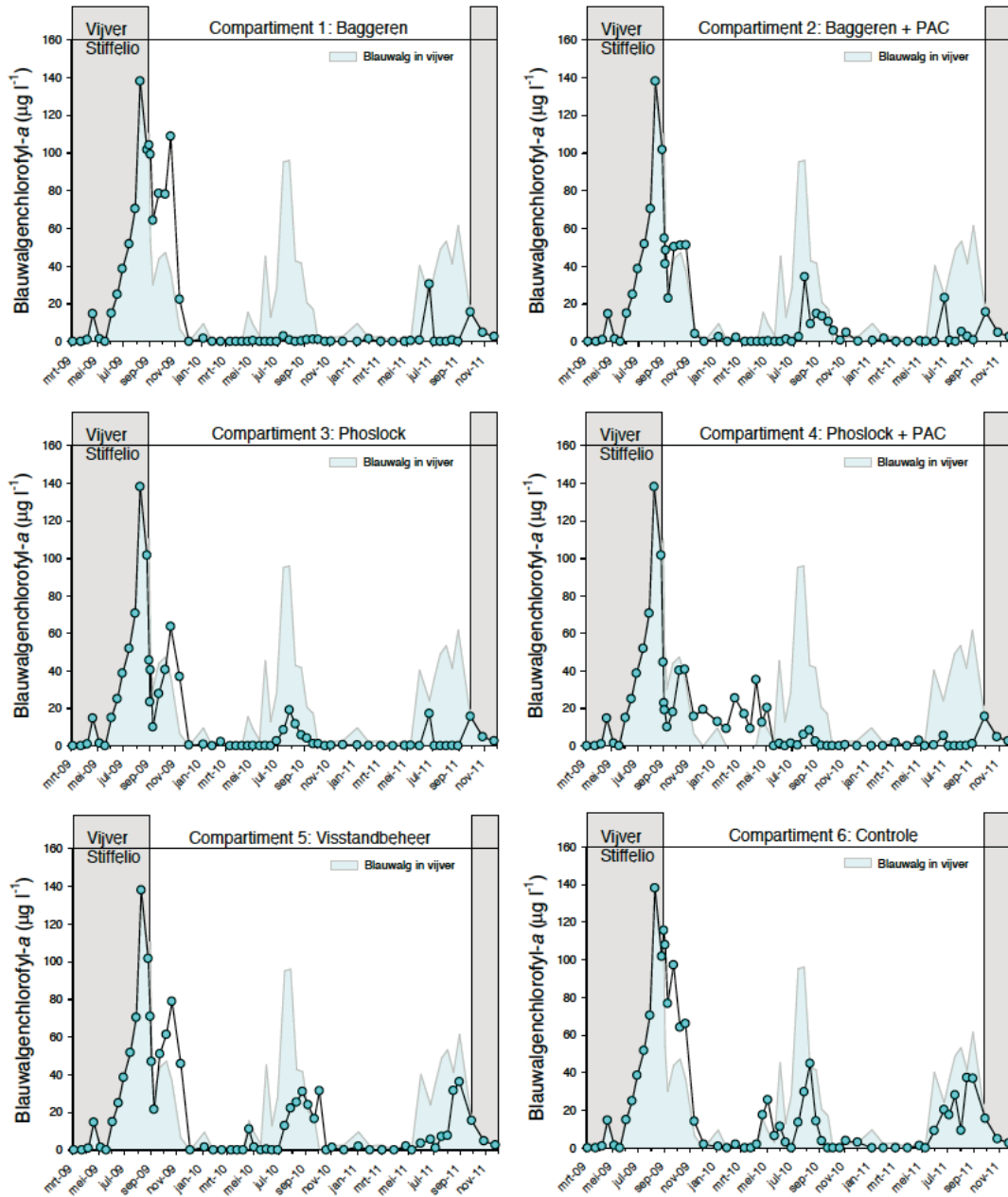
6.1.7 BLAUWALGEN CHLOROFYL-A

De blauwalgen (oftewel cyano-) chlorofyl-*a*-concentraties in de vijver lieten eveneens een zeer duidelijke seizoensdynamiek zien, met de hoogste concentraties in de zomer (Figuur 28). In de compartimenten 5 en 6 is dit patroon ook terug te vinden, maar in de compartimenten 1 tot en met 4 zijn de blauwalgenchlorofyl-*a*-concentraties beduidend lager (Figuur 28). Over de periode 31 augustus 2009–30 augustus 2011 waren de blauwalgenchlorofyl-*a*-concentraties

tussen de vijver en de compartimenten significant verschillend ($F_{6,303} = 8,68; p < 0.001$). In de compartimenten 2, 3 en 4 was de blauwalgenchlorofyl-*a*-concentratie significant lager dan in compartiment 5, de controle en de vijver (Tabel 11). Met name de P-fixatie, door het gebruik van Phoslock[®], resulteerde in significante reductie van de hoeveelheid blauwalgen.

FIGUUR 28

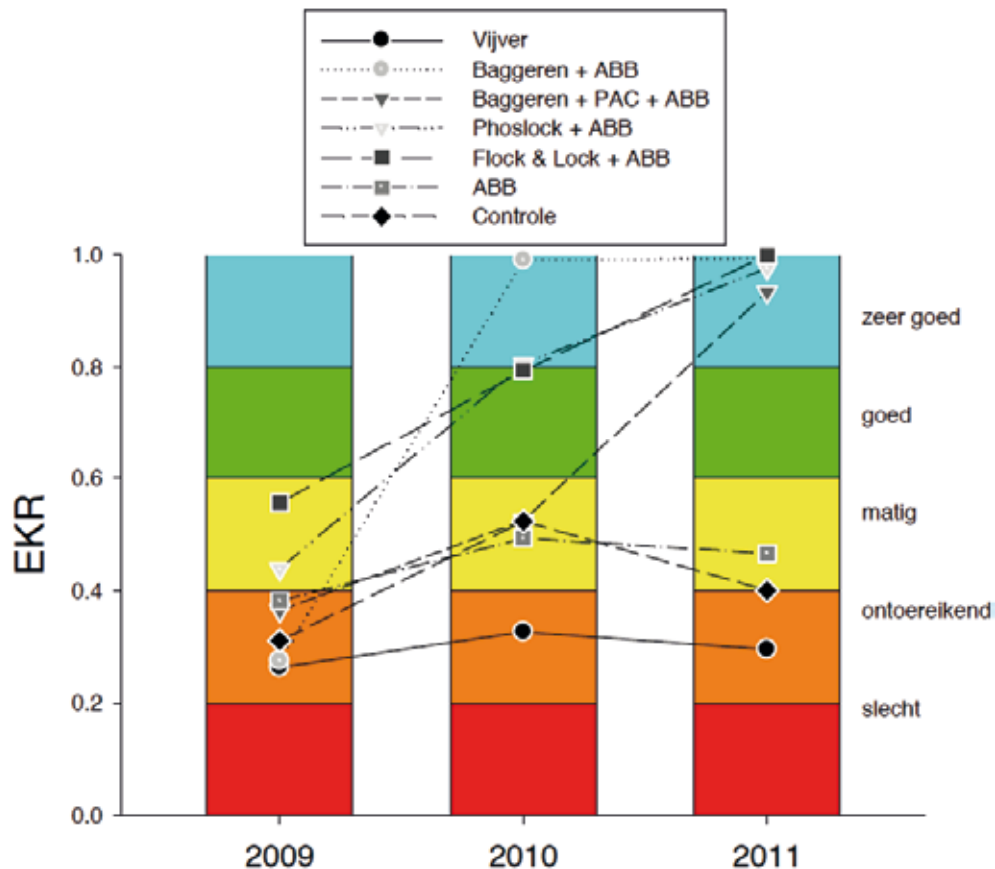
BLAUWALGENCHLOROFYL-A-CONCENTRATIES ($\mu\text{g l}^{-1}$) IN DE STIFFELI-OVIJVER (BLAUWE VLAK) GEDURENDE DE PERIODE ZONDER COMPARTIMENTERING (GRIJZE VLAK) EN TIJDENS COMPARTIMENTERING (WITTE VLAK) ALS OOK DE BLAUWALGENCHLOROFYL-A-CONCENTRATIES IN DE ZES VERSCHILLENDE COMPARTIMENTEN (LIJN EN SYMBOLEN)



6.1.8 AFGELEIDE EKR-SCORES

De KRW vraagt om een beoordeling van de waterkwaliteit op het niveau van de kwaliteitselementen, waarbij fytoplankton één van de kwaliteitselementen in de categorie meren is (STOWA, 2007). De maatlat fytoplankton is opgebouwd uit de deelmaatlaten voor chlorofyl-*a*-concentratie en soortensamenstelling. Als indicator voor de abundantie van het fytoplankton wordt in zoet oppervlaktewater het zomergemiddelde chlorofyl-*a* gebruikt (STOWA, 2007).

FIGUUR 29 VERLOOP VAN DE ECOLOGISCHE KWALITEITSRATIO (EKR, SYMBOLEN EN LIJNEN) IN DE STIFFELIO-VIJVER EN DE ZES COMPARTIMENTEN IN 2009, 2010 EN 2011 (OP BASIS VAN DE KLASSEN VOOR ZOMERGEMIDDELTE CHLOROFYL-A-CONCENTRATIES VOOR KLEINE, ONDIEPE GEBUFFERDE WATEREN, TYPE M11)

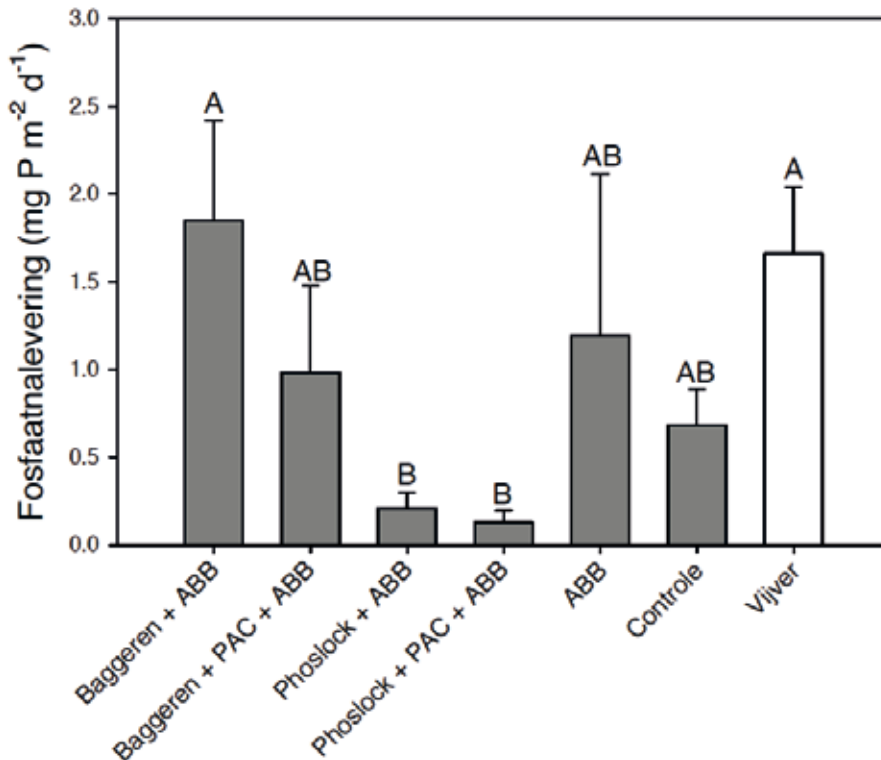


Voor kleine wateren zoals de Stiffelio-vijver zijn geen KRW-maatlaten ontwikkeld, maar gebruikmakende van de deelmaatlat voor chlorofyl-*a* zoals afgeleid voor kleine, ondiepe gebufferde wateren (M11-type, van der Molen, 2004) kan er wel een indruk verkregen worden van de Ecologische KwaliteitsRatio (EKR), die de afstand tot de referentie ('onverstoorde toestand') aangeeft. Hierbij wordt de EKR tussen de klassengrenzen berekend uit een lineair verband tussen de chlorofyl-*a*-concentratie en de EKR-waarden van de klassengrenzen van het interval waarbinnen de concentratie valt (STOWA, 2007). Een concentratie die buiten de schaal valt krijgt de beoordeling 0,0 of 1,0. Het berekenen van de EKR voor zomergemiddelde chlorofyl-*a*-concentraties in de Stiffelio-vijver en de compartimenten, geeft aan dat de vijver in 2009 tot en met 2011 in een slechte/ontoereikende toestand verkeerde (Figuur 29). Ook in compartiment 5 (alleen ABB behandeling) en compartiment 6 (controle) bleek de EKR ontoereikend gedurende de onderzoeksperiode, maar in de compartimenten 1 tot en met 4 neemt de EKR toe tot zeer goed in 2011 (Figuur 29).

6.1.9 FOSFAATNALEVERING VANUIT DE WATERBODEM

De fosfaataflevering vanuit de waterbodem is het laagst in de compartimenten met Phoslock® en Phoslock® en polyaluminiumchloride (PAC)-behandeling, namelijk 0,21 en 0,13 mg P m⁻² dag⁻¹. In de vijver (1,66 mg P m⁻² dag⁻¹) en het compartiment baggeren + ABB (1,85 mg P m⁻² dag⁻¹) is de fosfaataflevering significant hoger (Figuur 30).

FIGUUR 30 FOSFAATNALEVERING (mg P m⁻² d⁻¹) UIT SEDIMENT UIT DE STIFFELIO-VIJVER (WITTE STAAF) EN DE VERSCHILLENDE COMPARTIMENTEN (GRIJZE STAVEN) ONDER ANOXISCHE CONDITIES. ERROR BARS INDICEREN ÉÉN STANDAARDEVIATIE (N= 3). DEZELFDE LETTERS (A, B) GEVEN HOMOGENE GROEPEN AAN DIE NIET VERSCHILLEN (TUKEY TEST; P > 0.05)

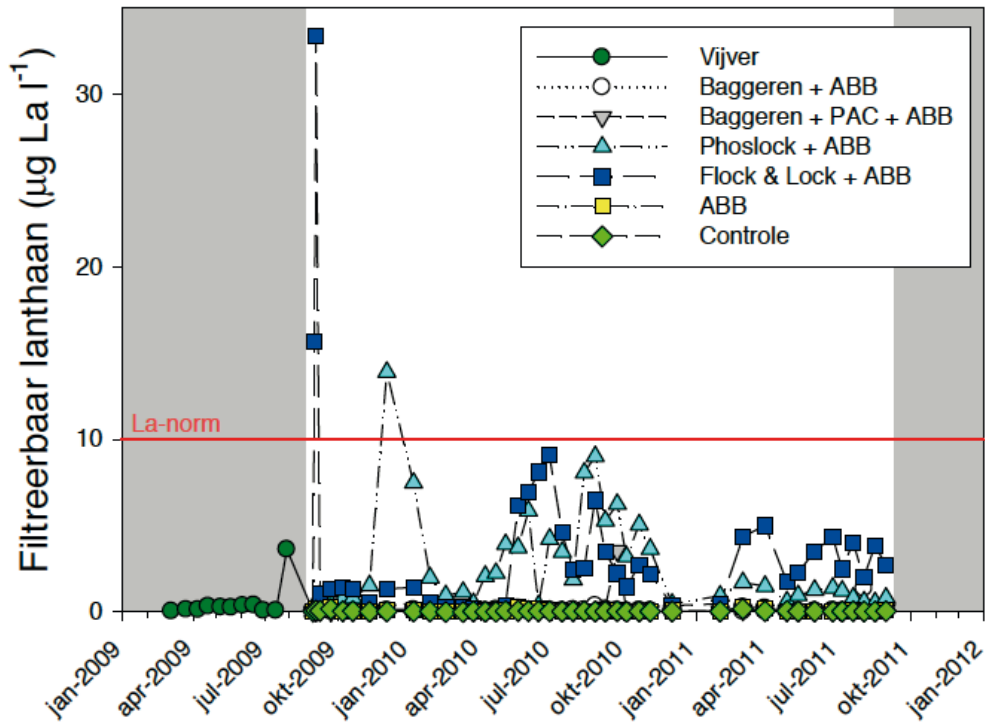


6.1.10 FILTREERBAAR LANTHAAN

In alle vakken is opgelost lanthaan aangetroffen. De stof komt van nature voor in het milieu. In de vakken waar Phoslock® is toegepast (compartimenten 3 en 4) liggen de concentraties hoger dan in de vakken waar Phoslock® niet is toegepast. Direct na toediening zijn in het vak Phoslock® & polyaluminiumchloride gehalten lanthaan gemeten die de Nederlandse norm (10,1 µg l⁻¹) overschrijden. In het compartiment met alleen Phoslock® gebeurt dit pas na 4 maanden, in januari 2010. In totaal overschrijden drie metingen de norm, daarna wordt de norm niet overschreden. De filtreerbare lanthaanconcentraties in de compartimenten 3 en 4 waren significant hoger ($F_{6,297} = 16,1$; $p < 0.001$) dan in de andere compartimenten en de vijver (Figuur 31). De filtreerbare lanthaanconcentraties waren in het groeiseizoen hoger dan in de winterperiode.

FIGUUR 31

VERLOOP VAN DE FILTREERBARE LANTHAANCONCENTRATIE ($\mu\text{g La l}^{-1}$) IN DE STIFFELIO-VIJVER EN DE ZES COMPARTIMENTEN GEDURENDE HET ONDERZOEK. DE GRIJZE VLAKKEN GEVEN DE PERIODE AAN ZONDER COMPARTIMENTERING (ALLEEN VIJVER). DE RODE LIJN INDICEERT DE NEDERLANDSE NORM ($10,1 \mu\text{g La l}^{-1}$)



6.1.11 TOTAAL LANTHAAN

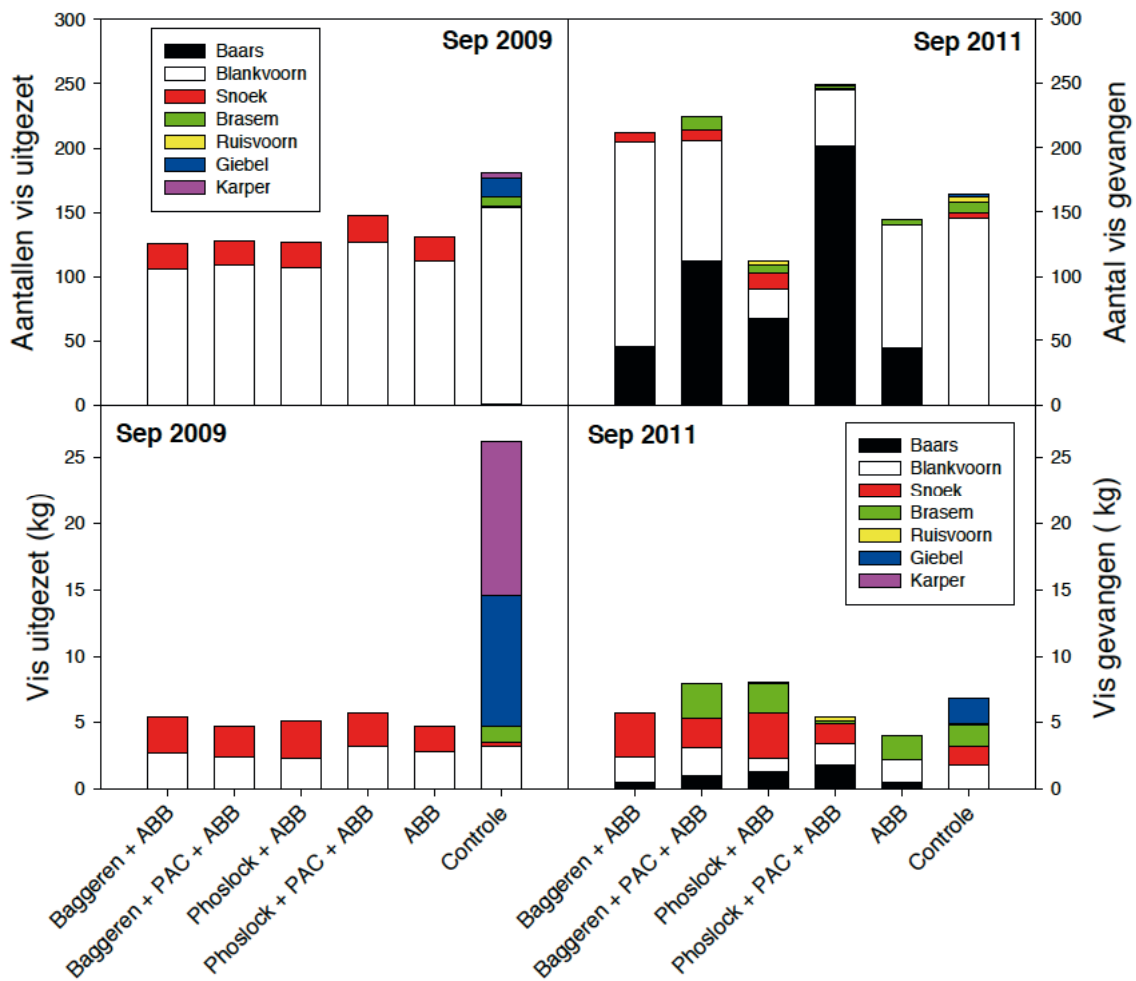
De totaal lanthaanconcentraties liepen tijdens de applicatie op tot ruim $5000 \mu\text{g l}^{-1}$, maar daalden snel. Na drie weken lagen de lanthaanconcentraties met 169 en $161 \mu\text{g l}^{-1}$ in de compartimenten 3 en 4 nog net boven de Nederlandse norm ($150 \mu\text{g l}^{-1}$), maar daarna niet meer. De lanthaanconcentraties in de compartimenten 3 en 4 waren significant hoger ($H_6 = 191.1$; $p < 0.001$) dan in de andere compartimenten en de vijver. De lanthaanconcentraties waren in het groeiseizoen hoger dan in de winterperiode, maar in 2011 beduidend minder dan in 2010. Dit kan duiden op verdere/diepere vastlegging in het sediment en daarmee gereduceerd transport naar de waterkolom.

6.1.12 VISSTAND

In de compartimenten 1 tot en met 5 is een snoek-blankvoorn visbestand uitgezet, terwijl in compartiment 6, de controle de vissamenstelling gelijk is gehouden met die in de vijver (zie § 6.1.1.). In april 2011 is een tussentijdse meting uitgevoerd en de laatste meting is in september 2011 aan het eind van het experiment uitgevoerd. Bij de eindbemonstering bleek dat de visbezetting nog wat overeenkomsten vertoonde met de uitgezette visstand, maar dat er ook een paar opvallende verschillen waren (Kalkman, 2011c). Er werden soorten gevangen die niet waren uitgezet, zoals baars en ruisvoorn (Figuur 32). Het is mogelijk dat tijdens de uitdunningsvisserij in 2009 niet alle vissen zijn weggevangen, of dat ze door uitzetten of overzetten van vis door hengelaars in de compartimenten zijn gekomen (Kalkman, 2011c). Opvallend is dat de visbiomassa in de controle tot een kwart van de oorspronkelijke stand is gereduceerd en dat hier geen enkele karpers wordt terug gevangen (Figuur 32). De conditie van de gevangen vissen was voldoende (Kalkman, 2011c).

FIGUUR 32

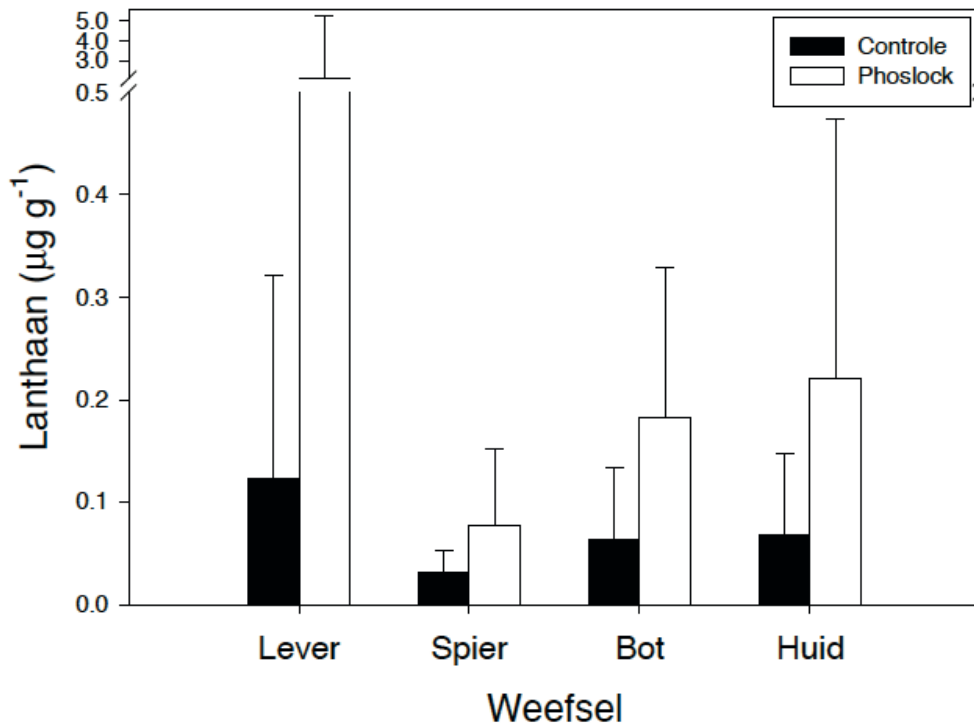
AANTALLEN EN GEWICHT VAN DE IN DE VERSCHILLENDE COMPARTIMENTEN UITGEZETTE VISSEN (LINKS, SEPTEMBER 2009)
EN DE TERUGGEVANGEN VISSEN IN 2011 (RECHTS)



6.1.13 METALEN IN VIS

Alleen van blankvoorn was weefselmateriaal uit elk compartiment aangeleverd. Voor levers van de blankvoorn bleek alleen de lanthaanconcentratie in vissen uit compartiment 4 (Phoslock[®] + PAC + ABB) significant hoger dan die van vissen uit compartiment 2 (baggeren + PAC + ABB). Een vergelijking van de lanthaanconcentratie in levers van alle blankvoorns die aan Phoslock[®] waren blootgesteld met alle niet blootgestelde blankvoorns liet zien dat Phoslock[®]-blootstelling tot significant hogere lanthaanconcentratie in de lever van blankvoorn leidde (Mann-Whitney U test; $p = 0.013$). Hierop is besloten de lanthaanconcentraties van alle vissen die blootgesteld waren aan Phoslock[®] te vergelijken met die van niet blootgestelde vissen (Figuur 33). De lanthaanconcentraties in lever-, spier-, bot- en huidweefsel van de aan Phoslock[®] blootgestelde vissen waren significant hoger ($p \leq 0,001$) dan die van niet blootgestelde vissen (Figuur 33).

FIGUUR 33 GEMIDDELTE LANTHAANCONCENTRATIE ($\mu\text{g g}^{-1}$) IN WEEFSELS VAN ALLE VISSEN UIT DE COMPARTIMENTEN 1, 2, 5 EN 6 (CONTROLE) EN UIT DE PHOSLOCK® BLOOTSTELLINGEN (COMPARTIMENTEN 3 EN 4; PHOSLOCK®). ERROR BARS IS 1 SD

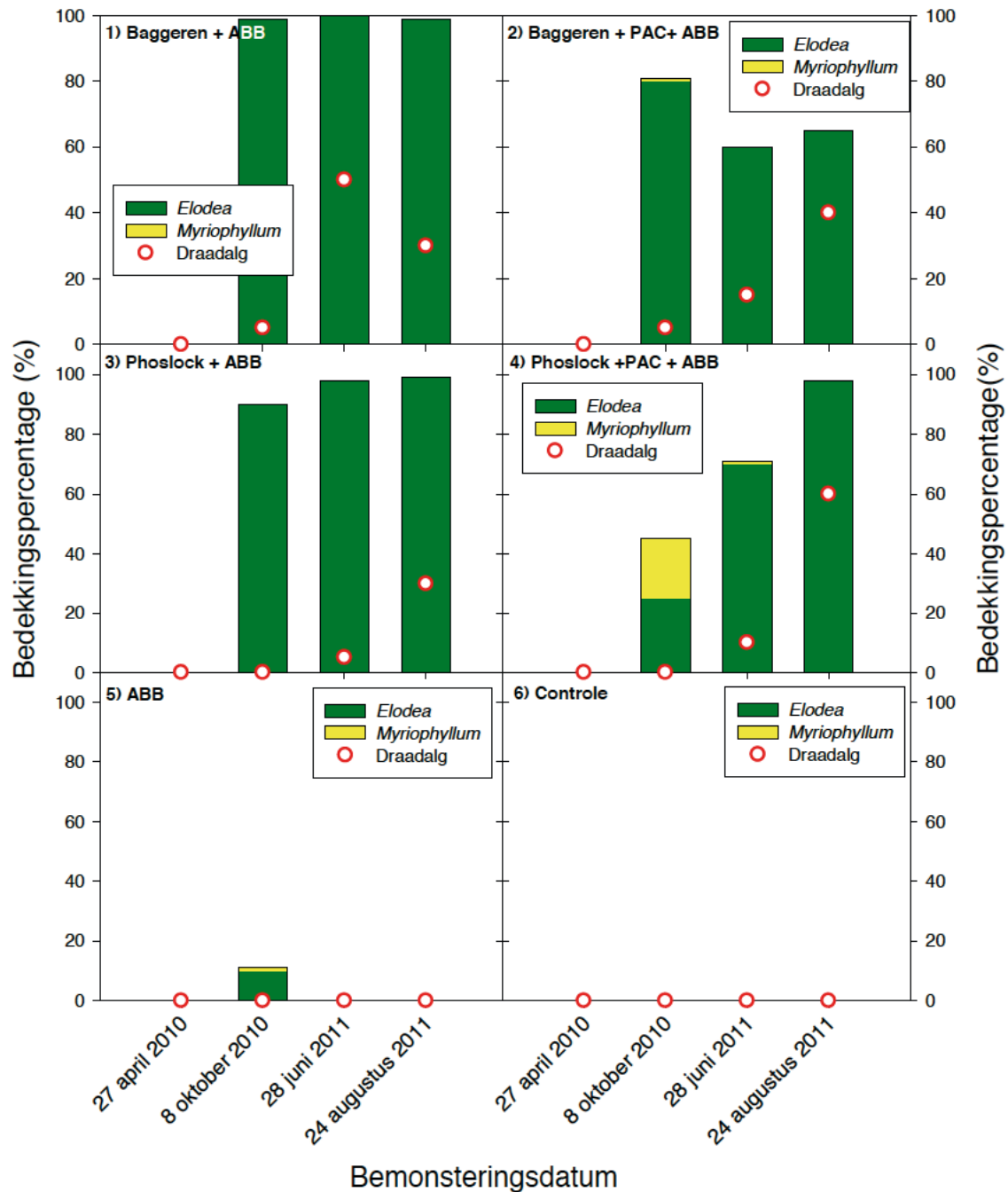


6.1.14 WATERPLANTEN

Ten tijde van het los uitzetten van de ondergedoken waterplanten waren er nog geen waterplanten in de compartimenten aanwezig. In de compartimenten 1 (baggeren + ABB), 2 (baggeren + PAC + ABB) en 3 (Phoslock® + ABB) komt de ontwikkeling van waterplanten in het eerste groeiseizoen (zomer 2010) snel op gang en bereikt hoge bedekkingswaarden met een totale bedekking tussen 80 en 99% (Figuur 34). In het tweede groeiseizoen (zomer 2011) worden de hoge bedekkingswaarden gehandhaafd. Deze bedekking betreft nagenoeg volledig *Elodea*. De eveneens uitgezette *Myriophyllum* komt slecht tot ontwikkeling in de compartimenten 1, 2 en 3 en verdwijnt gedurende het tweede groeiseizoen volledig (Figuur 34). In compartiment 4 (Phoslock® + PAC + ABB) komt *Elodea* in het eerste groeiseizoen langzaam tot ontwikkeling en bereikt pas in het tweede groeiseizoen een hoge bedekking. In het eerste groeiseizoen bereikt *Myriophyllum* hier een bedekking van 20% en verdwijnt ook hier in het tweede groeiseizoen volledig. Samen met de waterplanten komen draadalgen ook tot ontwikkeling; het sterkst in compartiment 4 in het tweede groeiseizoen tot een bedekking van 60% (Figuur 34). Compartiment 5 (ABB) laat een slechte ontwikkeling van waterplanten zien. Alleen in het eerste groeiseizoen is nog enige ontwikkeling te zien van zowel *Elodea* als *Myriophyllum*. In het tweede groeiseizoen zijn de planten in dit vak zo goed als verdwenen. In het controlecompartiment 6 zijn gedurende de proefperiode geen waterplanten aangetroffen.

FIGUUR 34

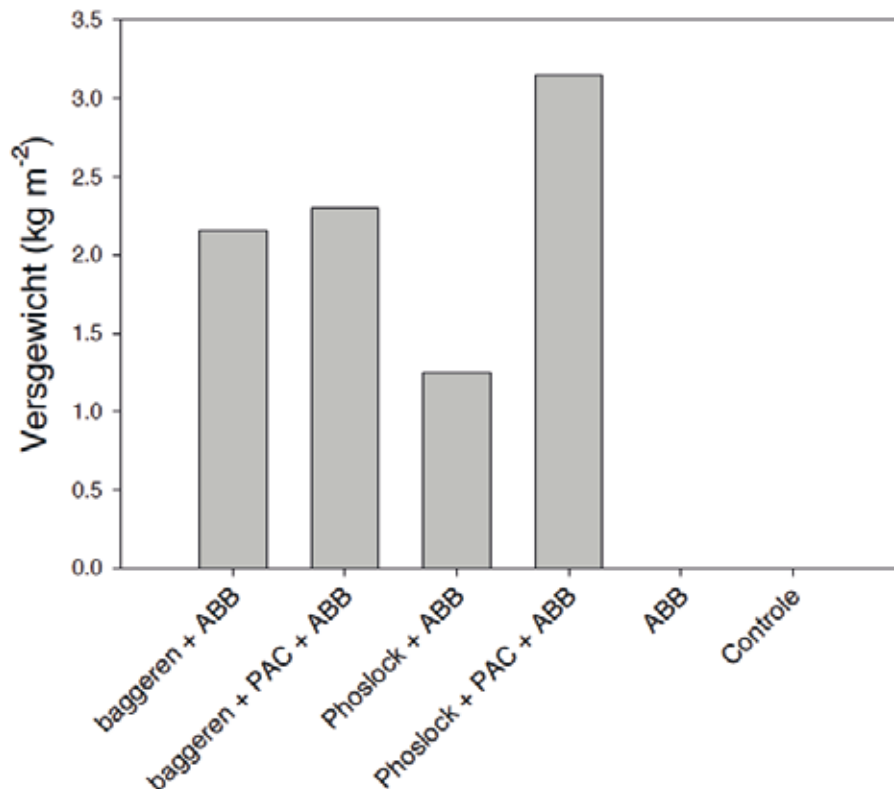
BEDEKKING (%) VAN ELODEA EN MYRIOPHYLLUM (STAVEN) EN DRAADALG (RODE CIRKELS) OP VIER BEMONSTERINGSDATA IN DE VERSCHILLENDE COMPARTIMENTEN IN DE STIFFELIO-VIJVER



Op 1 september 2011 zijn alle waterplanten verwijderd en is de verwijderde biomassa per compartiment bepaald (versgewicht na uitlekken). Compartiment 4 (Phoslock[®] + PAC + ABB) heeft de hoogste opbrengst met 3,15 kg m⁻². Compartiment 3 (Phoslock[®] + ABB) heeft de laagste opbrengst met 1,25 kg m⁻². Compartimenten 1 (baggeren + ABB) en 2 (baggeren + PAC + ABB) zijn intermediair (Figuur 35). In compartiment 5 (ABB) waren aan het einde van de proefperiode nagenoeg geen waterplanten aanwezig en in compartiment 6 (controle) ontbraken ze volledig.

De beide soorten waterplanten reageren verschillend op de behandelingen. Ofschoon in de compartimenten 1 tot en met 4 met *Elodea* de overhand heeft en *Myriophyllum* (nagenoeg) verdwijnt, is de weg daarheen verschillend. In compartiment 4 (Phoslock® + PAC + ABB) komen in het eerste groeiseizoen beide soorten traag tot ontwikkeling. In de compartimenten 1 (baggeren + ABB), 2 (baggeren + PAC + ABB) en 3 (Phoslock® + ABB) is al direct sprake van sterke groei en dominantie van *Elodea*. In het tweede groeiseizoen bereikt de biomassa van waterplanten in compartiment 4 de hoogste waarde. Waterplanten in compartiment 5 komen in het eerste groeiseizoen traag op gang en verdwijnen in het tweede groeiseizoen nagenoeg volledig.

FIGUUR 35 OOGST VAN ONDERGEDOKEN WATERPLANTEN INCLUSIEF DRAADALGEN AAN HET EINDE VAN DE PROEFPERIODE OP 1 SEPTEMBER 2011 (UITGELEKT VERSGEWICHT IN kg m^{-2})



Teneinde na te gaan in hoeverre de behandelingen een effect hebben op de kwaliteitsbeoordeling in KRW-kader, is op basis van de bedekking en soortensamenstelling van de ondergedoken waterplantenbegroeiing de Ecologische KwaliteitsRatio (EKR) bepaald. Hierbij is gebruik gemaakt van de conceptmaatlaten voor watertype M11 (kleine, ondiepe, gebufferde plassen), zoals beschreven door Van der Molen (2004). De EKR varieerde van 0,01 voor de compartimenten 5 (ABB) en 6 (Controle), 0,41 voor de compartimenten 1, 3 en 4 en 0,51 voor compartiment 2. Hierbij dient opgemerkt te worden dat het uitzetten van de twee soorten resulteerde in een score tussen 0,01 en 0,03 voor soortensamenstelling en dat bij uitzetten van andere macrofyten ongetwijfeld een veel hogere score zou gehaald kunnen worden.

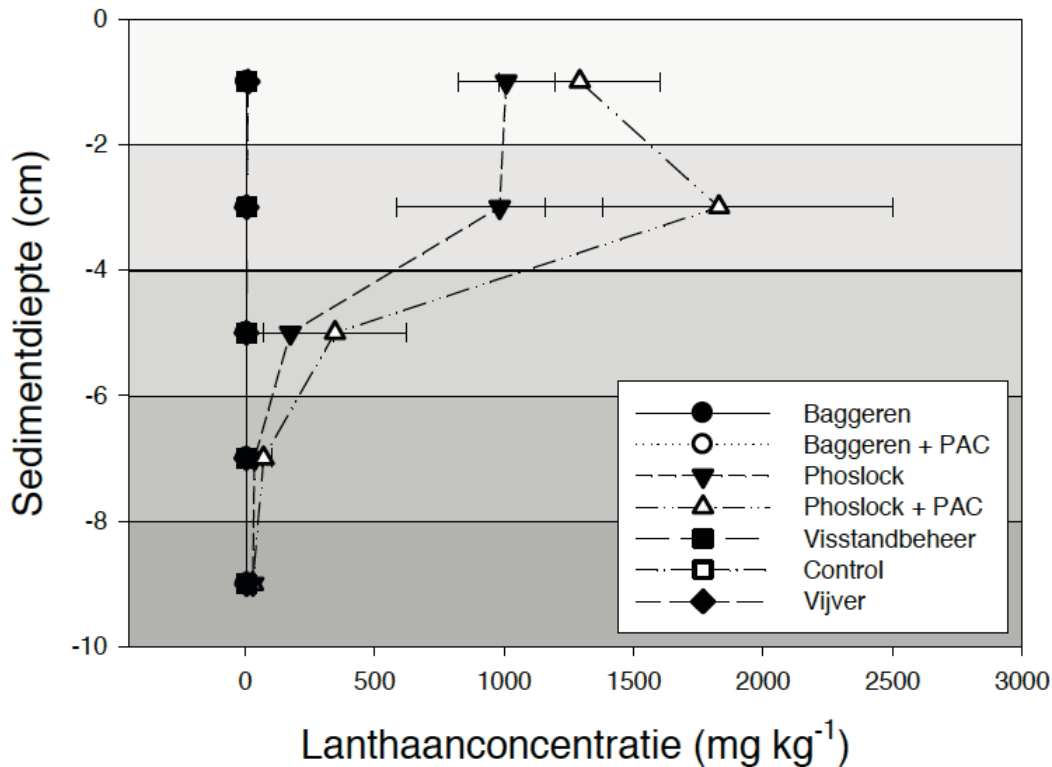
Afvoer biomassa en fosfor in waterplanten

Met de op 1 september 2011 verwijderde waterplanten is fosfor afgevoerd. De hoeveelheid waterplanten die werd verwijderd, is de biomassa na twee groeiseizoenen. De gemiddelde P-gehalten in *Elodea* varieerde van 2,5 mg P g⁻¹ DW tot 7,2 mg P g⁻¹ DW. Er van uitgaande dat de met de geogste waterplanten afgevoerde biomassa zich heeft ontwikkeld in twee kalenderjaren, dan ligt de hiermee afgevoerde hoeveelheid P tussen 0,55 mg P m⁻² dag⁻¹ (compartiment 3) en 1,49 mg P m⁻² dag⁻¹ (compartiment 4); in compartiment 5 ontbraken oogstbare hoeveelheden waterplanten.

Lanthaangehalten van waterplanten

Net als bij vis bestaat de mogelijkheid dat lanthaan, afkomstig uit het toegediende Phoslock[®], zich op of in waterplantenweefsels hecht. In de planten uit de niet met Phoslock[®] behandelde compartimenten en in het uitgangsmateriaal komt lanthaan in lage concentraties voor (Figuur 36). Een vergelijking van de lanthaanconcentraties in *Elodea* laat zien dat de planten uit de met Phoslock[®] behandelde compartimenten significant hogere lanthaanconcentraties hebben (Figuur 36: one-way ANOVA en post-hoc Tukey; $p < 0,05$). De met de geogste planten verwijderde hoeveelheid lanthaan bedraagt 0,03% (compartiment Phoslock[®]+PAC+ABB) en 0,01% (compartiment Phoslock[®]+ABB) van de toegediende hoeveelheid lanthaan.

FIGUUR 36

GEMIDDELD LANTHAANCONCENTRATIE ($\mu\text{g La g}^{-1}$ DW) IN ELODEA AAN HET EINDE VAN DE PROEFPERIODE. (ERROR BARS = 1 SE)**6.1.15 LANTHAAN EN FOSFAAT IN SEDIMENT**

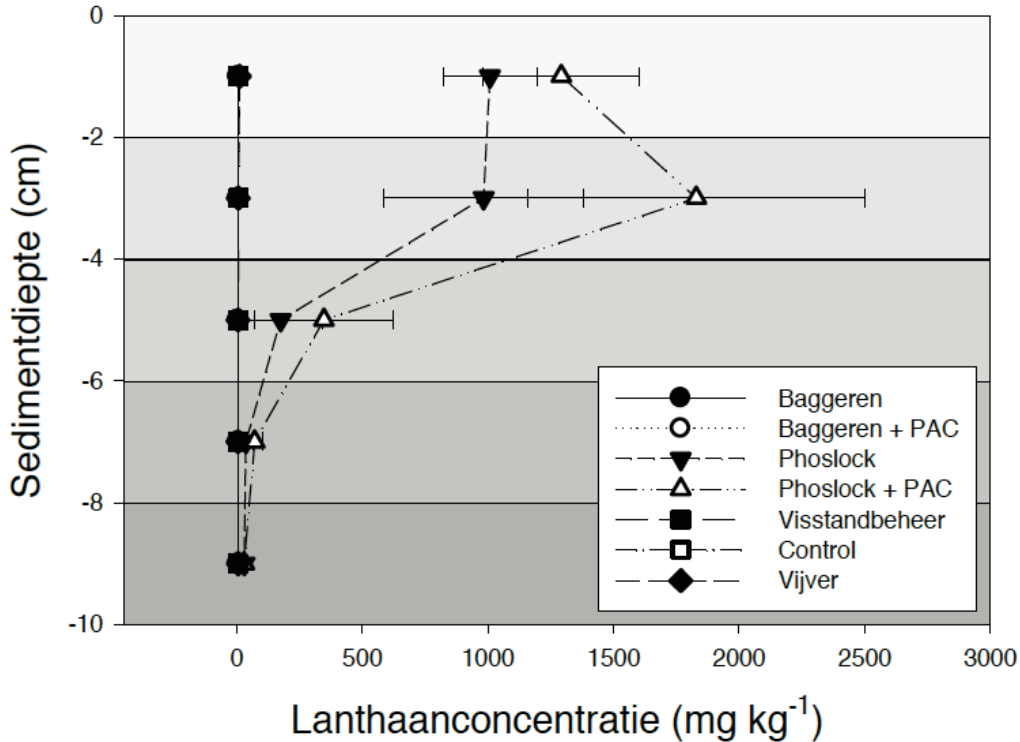
Er zijn DET-probes in het sediment geplaatst, buisjes bestaande uit gel van 16 cm lang die stoffen opnemen in de gel. De gel is per centimeter onderzocht op de gehalten aan fosfaat en lanthaan.

In het vak met de controle en ABB zijn de laagste gehalten gevonden, meestal lager dan de detectielimiet. In de andere vakken zijn ietwat hogere gehalten aangetroffen, ook in de vakken waar geen lanthaan is toegepast. Er zijn echter geen significante verschillen gevonden voor de lanthaan concentraties tussen deze vakken. De concentraties laten geen duidelijk verloop zien.

Van verschillende sedimentcores uit de compartimenten en de vijver zijn slices van twee cm gesneden, die na destructie geanalyseerd zijn op lanthaan. Lanthaan werd voornamelijk in de bovenste 6 cm van het sediment in de Phoslock® en Phoslock® + PAC behandelde compartimenten aangetroffen (Figuur 37).

FIGUUR 37

VERLOOP VAN LANTHAAN (MG KG-1) IN HET SEDIMENT VAN DE VERSCHILLENDE COMPARTIMENTEN IN DE STIFFELIO-VIJVER

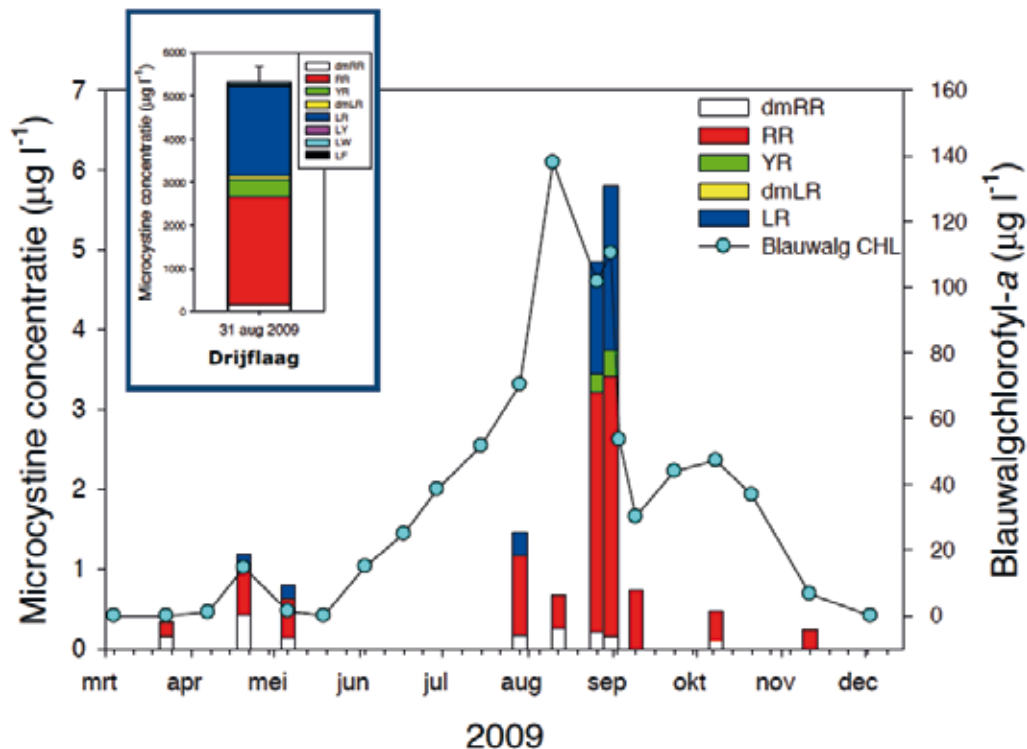


De lanthaanconcentraties in onbehandeld sediment varieerden tussen 4,4 en 11,6 mg La kg⁻¹. In het sediment uit compartiment 3 was de lanthaanconcentratie ongeveer 1000 mg kg⁻¹ in de bovenste laag (0-2 cm) en 175 mg kg⁻¹ tussen 4 en 6 cm diepte (Figuur 37). De bovenste sedimentlaag uit compartiment 4 bevatte gemiddeld 1300 mg kg⁻¹, die van 2-4 cm gemiddeld 1800 mg kg⁻¹ en de laag 4-6 cm gemiddeld 350 mg kg⁻¹ (Figuur 37). De aanwezigheid van grote hoeveelheden lanthaan in het sediment in de Phoslock®-behandelingen, maar de zeer lage concentraties in het porievocht, wat de uitwisseling met de DET-gel verzorgt, duidt er op dat het lanthaan niet mobiel is.

De DET-probes leverden significante verschillen in fosfaatconcentraties in de sedimenten van de verschillende compartimenten ($H_6 = 70.1$; $p < 0.001$). De fosfaatconcentraties in de gebaggerde + PAC, de Phoslock® en Phoslock® + PAC behandelingen waren niet verschillend van elkaar, maar significant lager dan in de vijver, compartiment 1 (baggeren + ABB), 5 (alleen ABB) en 6 (controle). De fosfaatconcentraties in sediment in compartiment 2 (baggeren + PAC + ABB), compartiment 3 (Phoslock® + ABB) en compartiment 4 (Phoslock® + PAC + ABB) nemen in de diepte toe. Hier wordt fosfaat in de bovenste 5 cm vastgelegd en is niet in het bodemvocht aanwezig. Eronder is nog wel fosfaat.

6.1.16 MICROCYSTINES

FIGUUR 38 VERLOOP VAN DE MICROCYSTINECONCENTRATIE ($\mu\text{g l}^{-1}$; STAVEN) EN DE BLAUWALGENCHLOROFYL-A-CONCENTRATIE ($\mu\text{g l}^{-1}$; BLAUWE CIRKELS) IN DE STIFFELIO-VIJVER IN 2009. DE INZET LAAT DE CONCENTRATIES VAN VERSCHILLENDE MICROCYSTINEVARIANTEN IN EEN DRIJFLAAG VAN 31 AUGUSTUS 2009 ZIEN (N = 3)



In de Stiffelio-vijver waren in 2009 de microcystineconcentraties (MC) het hoogste aan het eind van de zomer, gedurende de periode dat de compartimenten gerealiseerd werden en er de hoogste blauwalgenbiomassa was (Figuur 38). De varianten MC-RR en MC-LR waren het meest abundant (Figuur 38). Daar waar op 31 augustus 2009 de totale MC-concentratie in de vijver $5,8 \mu\text{g l}^{-1}$ was, bleek de drijfslaag een bijna 1000 x hogere concentratie ($5300 \mu\text{g l}^{-1}$) te hebben (inzet in Figuur 38). Het zijn met name deze drijfslagen die een groot risico voor de gezondheid kunnen vormen vanwege de hoge toxineconcentraties. Deze drijfslaag bleek ook $2,53 \mu\text{g g}^{-1}$ van het zenuwgif decarbamoylsaxitoxine te bevatten.

In de eerste weken van het experiment was de MC-concentratie in compartiment 1 (baggeren + ABB) 67% lager dan in de controle, in compartiment 5 (ABB) was dit 70% en in de compartimenten 2, 3 en 4 was dit ongeveer 85%.

6.2 RESULTATEN ENCLOSURES

6.2.1 ALGEMEEN

In de enclosures zijn drie maatregelen (combinaties) getest om de waterkwaliteit te verbeteren en twee om het effect van bodemwoelende vis (karper) te onderzoeken:

- 1 behandeling met Phoslock[®];
- 2 baggeren en Phoslock[®] ;
- 3 baggeren;
- 4 karper uitzetten;
- 5 karper uitzetten en behandeling met Phoslock[®].

6.2.2 CHLOROFYL-A

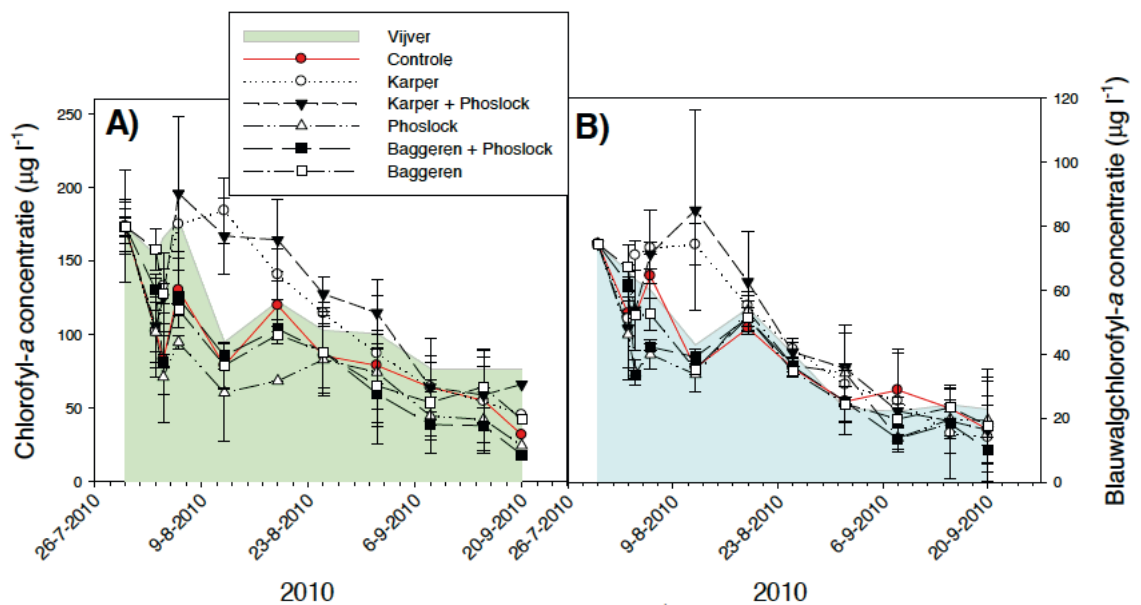
Zowel de totaal chlorofyl-*a*-concentraties als de blauwalgchlorofyl-*a*-concentraties lieten gedurende het experiment in vijver en enclosures een neergaande trend zien, wat duidt op een relatief sterke externe factor (Figuur 39). Desalniettemin waren de totale chlorofyl-*a*-concentraties over de gehele experimentele periode significant verschillend ($F_{6,69} = 9,84$; $p < 0.001$); zo ook de (ln-getransformeerde) blauwalgchlorofyl-*a*-concentraties ($F_{6,69} = 3,45$; $p = 0.006$; Tabel 12).

Als de analyse wordt uitgevoerd over alleen de eerste helft van het experiment (maand augustus) dan verandert er voor de blauwalgchlorofyl-*a*-concentraties niets en is het totaal chlorofyl-*a* in de louter Phoslock®-behandelingen significant lager dan in vijver en beide behandelingen met karpers.

TABEL 12 GEMIDDELDE TOTAAL CHLOROFYL-A-CONCENTRATIE EN BLAUWALGENCHLOROFYL-A-CONCENTRATIE (CHL IN $\mu\text{g l}^{-1}$, \pm STANDAARD ERROR), HET AANTAL WAARNEMINGEN OVER DE PERIODE 03-08-2010 T/M 20-09-2010 EN HOMOGENE GROEPEN (ZELFDE LETTERS PER KOLOM INDICEREN GELIJKE CHLOROFYL-A-CONCENTRATIES; $P > 0,05$)

Maatregelen	Totaal CHL ($\mu\text{g l}^{-1}$)	N	Homogene groepen	blauwalg CHL ($\mu\text{g l}^{-1}$)	N	Homogene groepen
1) Baggeren	89 (11)	10	AB	38 (5)	10	AB
2) Baggeren + Phoslock®	77 (12)	10	A	33 (5)	10	B
3) Phoslock®	66 (8)	10	A	33 (4)	10	AB
4) Phoslock® + Karper	119 (15)	10	C	45 (7)	10	A
5) Karper	110 (15)	10	C	45 (7)	10	A
6) Controle	83 (9)	10	A	38 (5)	10	AB
Vijver	115 (12)	10	BC	42 (6)	10	AB

FIGUUR 39 VERLOOP VAN DE TOTAAL CHLOROFYL-A-CONCENTRATIES ($\mu\text{g l}^{-1}$; LINKER PANEEL A) EN DE BLAUWALGCHLOROFYL-A-CONCENTRATIES ($\mu\text{g l}^{-1}$; RECHTER PANEEL B) IN DE ENCLOSURES IN DE STIFFELIO-VIJVER. DE CHLOROFYL-A-CONCENTRATIE IN DE VIJVER IS WEERGEGEVEN MET EEN GEKLEURD VLAK, DE CONTROLE IN ROOD. ERROR BARS GEVEN ÉÉN STANDAARDDEVIATIE WEER (N = 3)



6.2.3 FOSFAAT EN TOTAAL-P

De filtreerbaar P-concentraties (fosfaat) waren weliswaar significant verschillend ($F_{6,69} = 3,69$; $p = 0,004$), maar de verschillen waren klein en uit paarsgewijze vergelijking bleek dat alleen fosfaat in de enclosures met karper en karper + Phoslock[®] significant van elkaar verschilden (Tabel 13). Phoslock[®], al dan niet in combinatie met baggeren verlaagde de fosfaatconcentraties dus niet. De totaal-P-concentraties werden door de karpers significant verhoogd ($\chi^2_6 = 44,1$; $p < 0,001$); de aanwezigheid van Phoslock[®] had hierop geen invloed (Tabel 13). Phoslock[®] had, al dan niet in combinatie met baggeren, geen significant effect op totaal-P.

6.2.4 LANTHAAN

Direct na het toepassen van Phoslock[®] stegen de totaal lanthaanconcentraties tot bijna 5000 $\mu\text{g l}^{-1}$, waarna deze in de alleen met Phoslock[®] en in de combinatie baggeren en Phoslock[®] binnen twee weken daalden tot onder de Nederlandse norm (Figuur 40). Echter in de enclosures, waaraan ook karper was toegevoegd, bleef de totaal lanthaanconcentratie drie tot vier maal hoger dan de norm. De totaal lanthaanconcentraties in de Phoslock[®]-behandelingen waren significant hoger ($\chi^2_6 = 44,2$; $p < 0,001$) dan in de andere enclosures of de vijver (Tabel 14). Overigens veranderde dit beeld niet als de analyse werd uitgevoerd met data waarbij de eerste twee weken buiten beschouwing waren gelaten.

TABEL 13 GEMIDDELDE FILTREERBARE- EN TOTAAL - CONCENTRATIES ($\mu\text{g l}^{-1}$, \pm STANDAARD ERROR), HET AANTAL WAARNEMINGEN OVER DE PERIODE 03-08-2010 T/M 20-09-2010 EN HOMOGENE GROEPEN (ZELFDE LETTERS PER KOLOM GEVEN AAN DAT DE FILTREERBAAR P- OF TP-CONCENTRATIE HETZELFDE IS; $P > ,.05$)

Maatregelen	Filtreerbaar P ($\mu\text{g l}^{-1}$)	N	Homogene groepen	Totaal P ($\mu\text{g l}^{-1}$)	N	Homogene groepen
1) Baggeren	26,2 (1,2)	10	AB	185 (29)	10	AB
2) Baggeren + Phoslock [®]	27,4 (1,6)	10	AB	154 (24)	10	B
3) Phoslock [®]	25,6 (1,5)	10	AB	133 (15)	10	B
4) Phoslock [®] + Karper	23,6 (1,6)	10	B	227 (17)	10	A
5) Karper	28,9 (1,5)	10	A	252 (21)	10	A
6) Controle	24,8 (1,9)	10	AB	155 (18)	10	B
Vijver	24,9 (2,6)	10	AB	193 (22)	10	AB

TABEL 14 GEMIDDELDE FILTREERBARE- EN TOTALE LANTHAANCONCENTRATIES ($\mu\text{g La l}^{-1}$, \pm STANDAARD ERROR) OVER DE PERIODE 03-08-2010 T/M 20-09-2010 EN HOMOGENE GROEPEN (ZELFDE LETTERS PER KOLOM GEVEN AAN DAT DE FILTREERBAAR- OF TOTAAL La CONCENTRATIE HETZELFDE IS; $P > 0,05$)

Maatregelen	Totaal La ($\mu\text{g l}^{-1}$)	Homogene groepen	Filtreerbaar La ($\mu\text{g l}^{-1}$)	Homogene groepen
1) Baggeren	2,9 (1,3)	A	0,27 (0,17)	A
2) Baggeren + Phoslock [®]	345 (250)	B	3,42 (2,28)	B
3) Phoslock [®]	390 (241)	B	3,95 (2,15)	B
4) Phoslock [®] + Karper	1064 (397)	B	10,8 (4,7)	B
5) Karper	3,1 (1,1)	A	0,27 (0,08)	A
6) Controle	2,6 (1,2)	A	0,19 (0,08)	A
Vijver	4,5 (1,8)	A	0,23 (0,13)	A

Het filtreerbaar lanthaan liet vlak na de applicatie een overschrijding van de Nederlandse norm zien. De filtreerbare lanthaanconcentraties dalen snel, maar nemen in alle Phoslock[®]-behandelingen in de loop van de tijd weer toe (Figuur 40). In de combinatie met karper resulteert dit na 6 weken weer in een overschrijding van de norm. Om de stijging in de Phoslock[®] en de combinatie Phoslock[®] en baggeren te volgen, zijn de enclosures blijven staan en zijn

uit deze enclosures en de controle na 70 dagen nogmaals monsters gehaald en geanalyseerd. De stijging zette door en bereikte na 70 dagen de norm of lag er al boven (Figuur 40). De filtreerbare lanthaanconcentraties in de Phoslock®-behandelingen waren significant hoger ($c_{26} = 40.1$; $p < 0,001$) dan in de andere enclosures of de vijver (Tabel 14). De geleidelijke verhoging van de filtreerbare lanthaanconcentraties kan worden veroorzaakt door transport vanaf het sediment, bijvoorbeeld door migrerende watervlooiën of door ebullitie (gasontsnappingen uit het sediment). Het is ook mogelijk dat lanthaan vanuit de particuliere fractie naar de filtreerbare fractie migreert, bijvoorbeeld door de chelerende werking van humuszuren.

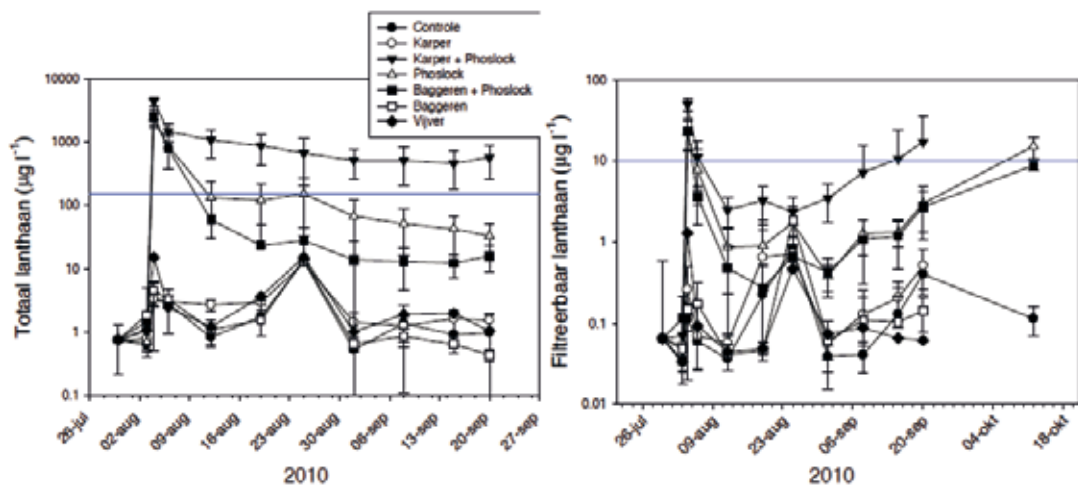
6.2.5 EFFECTEN OP ZOÖPLANKTON

Er worden minder *Copepda*, roeipootkreeftjes, aangetroffen in de enclosures met karper en behandeld met Phoslock® vergeleken met de controle en de ongebaggerde enclosures. Er zijn geen verschillen aangetroffen op de aantallen *Cladocera*, watervlooiën en *Rotifera*, radardieren.

6.2.6 OPNAME LANTHAAN IN KARPER

Uit het onderzoek is gebleken dat lanthaan opgenomen wordt in de karpers. In het maag-darmstelsel van karpers uit de met Phoslock® behandelde enclosures zit significant meer lanthaan, $7,6 \mu\text{g g}^{-1}$ drooggewicht tegenover $0,1 \mu\text{g g}^{-1}$ drooggewicht in de niet aan Phoslock® blootgestelde karpers. Er zijn geen verschillen gevonden voor de metalen cadmium en lood.

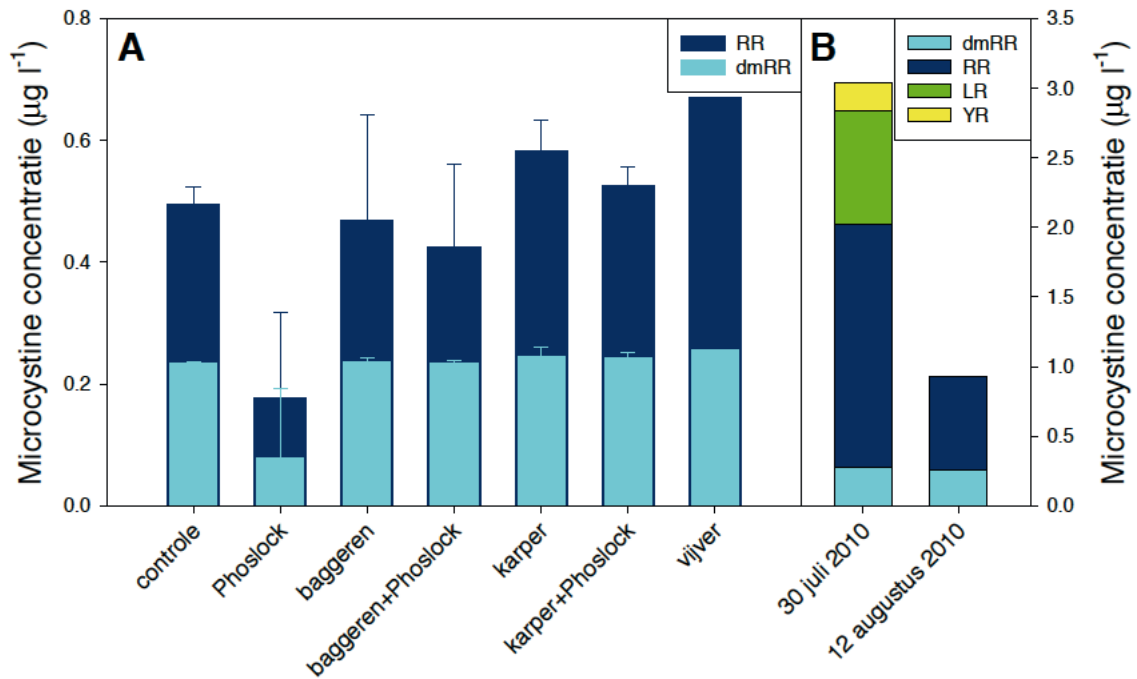
FIGUUR 40 VERLOOP VAN DE TOTAAL LANTHAANCONCENTRATIES ($\mu\text{g l}^{-1}$; LINKER PANEEL) EN DE FILTREERBAAR LANTHAANCONCENTRATIES ($\mu\text{g l}^{-1}$; RECHTERPANEEL) IN DE ENCLOSURES IN DE STIFFELIO-VIJVER. DE BLAUWE LIJNEN GEVEN DE NEDERLANDSE LANTHAANNORMEN WEER (TOTAAL LA: $150 \mu\text{g l}^{-1}$, FILTREERBAAR LA: $10,1 \mu\text{g l}^{-1}$). ERROR BARS GEVEN ÉÉN STANDAARDDEVIATIE WEER (N = 3)



In een mengmonster van het restant van de karpers uit de met Phoslock® behandelde enclosures zit significant meer lanthaan, $0,61 \mu\text{g g}^{-1}$ drooggewicht tegenover $0,06 \mu\text{g g}^{-1}$ drooggewicht in de niet aan Phoslock® blootgestelde karpers. Het loodgehalte in de organen en weefsel van de karper is lager in de met Phoslock® behandelde enclosures. De metalen koper en zink verschilden niet significant.

6.2.7 MICROCYSTINES

Op 12 augustus 2010 is water uit de enclosures en de vijver onderzocht, en op 30 juli 2010 ook uit de vijver op verschillende microcystinevarianten. De concentraties waren met gemiddeldes tussen de $0,2$ en $0,6 \mu\text{g l}^{-1}$ laag (Figuur 41).

FIGUUR 41 MICROCYSTINECONCENTRATIES ($\mu\text{g l}^{-1}$) IN DE ENCLOSURES (LINKS A) EN DE VIJVER (RECHTS B)

6.3 RESULTATEN WATER- EN STOFFENBALANS

6.3.1 INLEIDING

Er heeft uitgebreid onderzoek plaats gevonden naar de belasting van de Stiffelio-vijver in Eindhoven. De externe belasting van de vijver wordt bepaald door het afstromende regenwater van het talud, de regenwaterriolen, de directe neerslag, het voeren door de vissers, de belasting door eenden en bladmateriaal dat van de bomen in het water terecht komt. De interne belasting wordt bepaald door de waterbodem.

Van al deze posten zijn de vrachten bepaald. Dit kan door het meten van de kwaliteit, het inschatten van de hoeveelheid water dat van het talud afstroomt en op basis van literatuur om de belasting van vissers, bladmateriaal en regenwater te bepalen. De belasting door honden is meegenomen door het afstromende taludwater te onderzoeken.

Verder zijn met experimenten gedaan met een infiltrometer en een regensimulator op het talud van de vijver. Dit om relaties te kunnen leggen tussen de gevallen neerslag en het opgevangen afstromende taludwater.

6.3.2 RESULTATEN

Om inzicht te krijgen in de kwaliteit van de vijver, het afgestroomde taludwater en het regenwaterriool staat in tabel 15 een overzicht van de gemiddelde waarden. Het blijkt dat het afstromende regenwater gemiddeld hoge concentraties aan fosfaat ($3,0 \text{ mg l}^{-1}$), ammonium ($3,4 \text{ mg l}^{-1}$), organisch gebonden stikstof ($15,3 \text{ mg l}^{-1}$). Het taludwater bevatte extreem hoge aantallen intestinale enterococci en *E. coli* (Tabel 15).

TABEL 15 GEMIDDELDDES VAN EEN AANTAL WATERKWALITEITSVARIABLEN GEMETEN IN DE VIJVER, HET AFSTROMENDE TALUDWATER EN EEN AANTAL REGENWATERPUTTEN

Variabele	vijver	talud	Put1	Put3	Put4	Put5	Put6
Fosfaat (mg P l ⁻¹)	0,1	1,48	0,03	0,01	0,09	0,27	0,12
Totaal-P (mg P l ⁻¹)	0,19	3,03	0,31	0,24	0,22	0,59	0,25
opgelost-N (mg N l ⁻¹)	0,14	4,44	0,55	0,35	1,5	2,0	0,97
Totaal-N (mg N l ⁻¹)	2,2	16,3	5,1	3,0	1,4	3,3	1,9
Escherichia coli (# l ⁻¹)	1020	864090	--	--	--	--	--
Intestinale enterococci	1705	1707750	--	--	--	--	--

Uit de waterbalans blijkt dat in 2010 er 10556 m³ directe neerslag in de vijver is terecht gekomen, 3674 m³ vanaf het talud in de vijver is gestroomd en 124378 m³ via het regenwaterriool in de vijver is terecht gekomen.

Verder is er aangenomen dat de uitwerpselen van acht eenden op jaarbasis in de vijver terecht komen en dat door het voeren geen belasting plaatsvindt. Aangenomen is dat er 50-100 g blad per m² in de stadswater valt en dat dit 0,3-0,6 % fosfaat en 1,5 – 3% stikstof bevat. De depositie van neerslag bedraagt 1,6 g m⁻² per jaar voor stikstof en 0,01 g m⁻² per jaar voor fosfaat (Aalderink et al., 2009)

De belasting van de neerslag is ook bepaald door de concentraties stikstof en fosfaat te vermenigvuldigen met de bepaalde hoeveelheid neerslag die in de vijver terecht komt. Alleen de berekening met de depositie is meegenomen in het bepalen van de belasting.

Voor de belasting door de vissers is aangenomen dat er in de zomermaanden vijf vissers per dag aanwezig zijn, hiervan gebruiken drie vissers 1 kg lokvoer. De samenstelling bedraagt 0,3% versgewicht fosfaat en 1,3% versgewicht stikstof (Van Emmerik en Peters, 2009).

De belasting van de waterbodem is gemeten en bedraagt voor de vijver 25,26 mg N m⁻²dag⁻¹ en 1,85 mg P m⁻²dag⁻¹. Het oppervlak van de vijver bedraagt 13300 m² en de belasting bedraagt dan 122,6 kg N per jaar en 9,0 kg P per jaar.

6.3.3 DE BELASTING

De belasting van fosfaat en stikstof zijn met de gegevens uit §6.3.2 bepaald en weergegeven in *Tabel 16*. In de *figuur 42* staan de resultaten van de vrachten van stikstof en fosfaat weergegeven. Voor de uitgebreide achterliggende data wordt verwezen naar het bijbehorende achtergronddocument.

6.3.4 BEPALEN KRITISCHE BELASTINGEN EN HUIDIGE BELASTING.

Op basis van de rekenregels in 'Van helder naar troebel en weer terug', is de belasting voor de vijver berekend. De kritische belasting voor de omslag van helder naar troebel bedraagt 12,8 mg P m⁻²dag⁻¹. De kritische belasting van troebel naar helder bedraagt 5,4 mg P m⁻²dag⁻¹. De huidige belasting ligt boven het omslagpunt van helder naar troebel. Dit klopt met de praktijk, de vijver is een troebele en door blauwalgen gedomineerd systeem.

Om dit evenwicht te doorbreken, moet de belasting van het systeem worden teruggebracht tot 5,4 mg P m⁻² dag⁻¹.

TABEL 16 STIKSTOF- EN FOSFAATBELASTING VAN DE STIFFELIO-VIJVER

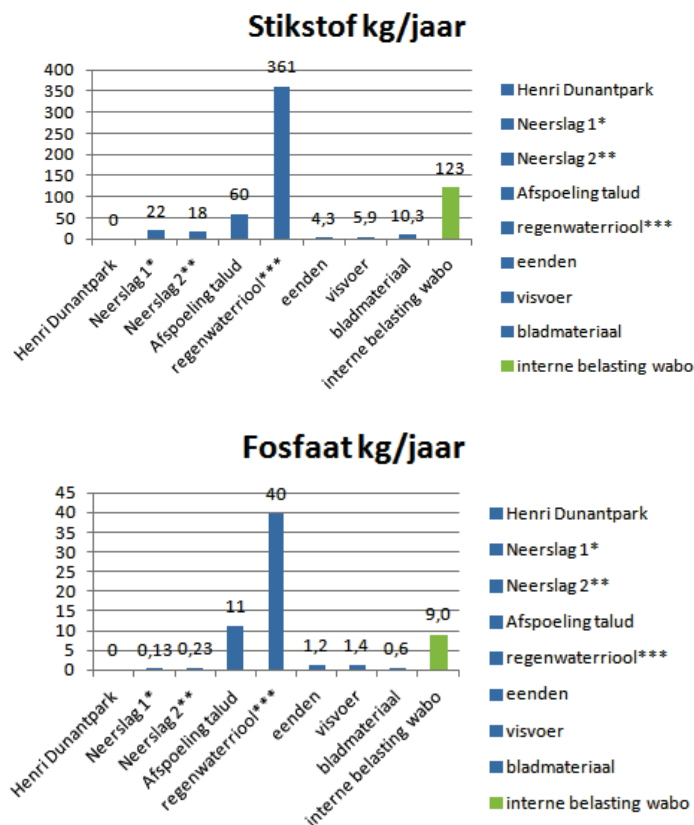
In posten	Hoeveelheid	stikstof	fosfaat	Stikstof	Fosfaat
	(m ³ /jaar)	(mg/l)	(mg/l)	kg/jaar	kg/jaar
Henri Dunantpark	0	1,5	0,13	0	0
Neerslag 1*	-	-	-	22	0,13
Neerslag 2**	10.556	1,7	0,022	18	0,23
Afspoeling talud	3.674	16,3	3,03	60	11
regenwaterriool***	124.378	2,9	0,32	361	40
eenden	-	-	-	4,3	1,2
visvoer	-	-	-	5,9	1,4
bladmateriaal	-	-	-	10,3	0,6
interne belasting wabo				123	9,0
totaal				585	63
actuele belasting mg P.m ⁻² .dag ⁻¹					13,0
*	berekend op basis van depositie				
**	berekend op basis van concentratie, niet meegenomen in totale belasting				
***	gemiddelde				

FIGUUR 42

STIKSTOF BELASTING PER POST (BOVEN) EN FOSFAATBELASTING (ONDER) VAN DE STIFFELIO-VIJVER

*NEERSLAG 1: BEREKENING OP BASIS VAN DEPOSITIE EN OPPERVLAK STIFFELIO, DEZE IS MEEGENOMEN IN DE TOTALE BELASTING

**NEERSLAG 2: BEREKENING OP BASIS VAN NEERSLAG HOEVEELHEID EN CONCENTRATIES



6.4 SYNTHESE RESULTATEN EINDHOVEN, ENCLOSURES, PROEFVAKKEN EN WATER- EN STOFFENBALANS

In dit kader worden de resultaten van de enclosure-experimenten, proefvakken en de water- en stoffenbalans gecombineerd tot conclusies en aanbevelingen voor de Stiffelio-vijver in Eindhoven. De compartimenten werden met de behandelingen baggeren + ABB, baggeren + PAC + ABB, Phoslock[®] + ABB en Phoslock[®] + PAC + ABB snel helder. De waterplanten ontwikkelden zich in deze vier compartimenten goed, in het tweede jaar ontstond in deze comparti-

menten in meer of mindere mate flab. De concentratie aan chlorofyl-*a* is in de compartimenten laag gebleven (Tabel 17). De compartimenten met Phoslock® reduceerden de nalevering van P vanuit de waterbodem, met als gevolg een laag fosfaatgehalte in het water. In de gebaggerde compartimenten bleef het fosfaatgehalte hoger. Het compartiment met alleen ABB en het controle compartiment bleven troebel. Het chlorofyl-*a*-gehalte was in deze twee compartimenten hoger dan in de overige vier (Tabel 17).

TABEL 17 OVERZICHT VAN EEN AANTAL GESELECTEERDE WATERKWALITEITSVARIABLEN, GEMIDDELD OVER DE PERIODE SEPTEMBER 2010 – AUGUSTUS 2011 (MET STANDARD ERROR, OF RANGE MINIMUM-MAXIMUM), MET KLEURINDICATIE OVEREENKOMSTIG DE KRW-SCORE VOOR WATERTYPE M11 (DOORZICHT, PH, O₂, TOTAAL-P: TP, TOTAAL-N: TN, TOTAAL-CHLOROFYL: T-CHL), OF CONFORM BLAUWALGENPROTOCOL 2011 (BLAUWALGENCHLOROFYL: CYACHL) EN NEDERLANDSE LANTHAANNORMEN VOOR FILTREERBAAR LANTHAAN- (FILT-LA) EN TOTAAL-LANTHAANCONCENTRATIES (T-LA)

Compartiment	1	2	3	4	5	6	vijver
Variabele							
Doorzicht (standaardfout)	1.35 (0.06)	1.23 (0.06)	1.42 (0.04)	1.42 (0.04)	0.64 (0.03)	0.57 (0.04)	0.51 (0.04)
pH (range min-max)	8.6 (7.6-10.1)	8.9 (7.8-9.6)	8.6 (7.7-9.6)	9.3 (7.6-10.0)	8.5 (7.5-9.2)	8.6 (7.5-9.4)	8.6 (7.5-9.5)
O ₂ (%) (range min-max)	71 (18-158)	100 (23-152)	80 (34-166)	107 (30-179)	107 (24-147)	111 (21-149)	111 (42-168)
TP (µg l-1) (standaardfout)	99 (10)	67 (9)	20 (2)	23 (2)	93 (7)	93 (9)	133 (13)
TN (mg l-1) (standaardfout)	1.1 (0.3)	1.2 (0.4)	1.4 (0.6)	1.1 (0.3)	1.4 (0.4)	1.3 (0.3)	1.0 (0.2)
CyaCHL(µg l-1) (standaardfout)	2.0 (1.6)	3.7 (1.4)	1.3 (0.9)	0.7 (0.3)	8.9 (2.9)	9.0 (2.9)	14.3 (4.8)
T-CHL (µg l-1) (standaardfout)	4.4 (0.6)	17.1 (6.2)	5.1 (1.0)	10.1 (5.0)	39.9 (5.5)	50.6 (7.8)	64.7 (7.4)
Filt-La (µg l-1) (standaardfout)	0.12 (0.07)	0.26 (0.19)	2.00 (0.43)	2.73 (0.31)	0.06 (0.01)	0.04 (0.01)	0.07 (0.02)
T-La (µg l-1) (standaardfout)	0.16 (0.06)	0.17 (0.03)	6.50 (1.41)	11.50 (1.58)	0.35 (0.03)	0.27 (0.04)	0.51 (0.06)

Uit de enclosure-experimenten is gebleken dat karpers het water vertroebelen en resulteren in hogere chlorofyl-*a*- en blauwalgenchlorofyl-*a*-gehalten. Behandeling met Phoslock® resulteerde niet in een significante reductie van totaal- en ortho-fosfaat in het water van de enclosures. De totale- en filtreerbare lanthaanconcentraties waren in de enclosures met karper hoger dan zonder karper. In de Phoslock®-enclosure en gebaggerde- + Phoslock®-enclosure nam de filtreerbare fractie lanthaan na 70 dagen toe tot boven de norm. In de enclosure met Phoslock® en karper overschreed de filtreerbare fractie lanthaan na 48 dagen de norm.

De vijver is een volledig ander systeem dan de enclosures en compartimenten. Het verschil tussen de schaalniveaus wordt veroorzaakt door een hoge fosfaatbelasting vanuit het hemelwaterriool op de vijver. Deze belasting ontbreekt bij de enclosures en compartimenten.

De belasting door het hemelwaterriool en afstromende talud water is dermate hoog dat, indien dit niet gereduceerd wordt, het treffen van interne maatregelen niet zinvol is. De kritische belasting wordt overschreden. De kans op een helder systeem zonder extra maatregelen aan het hemelwaterriool en de belasting door het afstromende taludwater is erg klein.

7

RESULTATEN VIJVER

MGR. SCHAEPMANLAAN TE DONGEN

7.1 RESULTATEN COMPARTIMENTEN

7.1.1 INLEIDING

Het experiment in Dongen bestond uit acht compartimenten van 15 bij 20 meter. Deze compartimenten zijn in augustus 2009 aangelegd en in september 2009 zijn de maatregelen toegepast, zoals weergegeven in § 4.6. De monitoring van de vijver is begonnen op 4 maart 2009, de compartimenten zijn vanaf 31 augustus 2009 tweewekelijks bemonsterd en de laatste monsters zijn genomen op 30 augustus 2011.

De maatregel ABB impliceerde het herstellen van de visstand; de gewenste soorten (blankvoorn en snoek) en aantallen zijn in de compartimenten 1, 2, 3, 4 en 6 uitgezet (zie § 4.6), wat neerkwam op een dichtheid tussen 80 en 97 kg ha⁻¹. Ook zijn er in deze compartimenten waterplanten uitgezet (*Myriophyllum* en *Elodea*). In de controles en compartiment 8 (alleen baggeren) is een visstand met respectievelijk 873, 842 en 788 kg ha⁻¹ teruggezet, die qua soortensamenstelling overeenkwam met de vijver voor compartimentering (blankvoorn, brasem, karper, kolblei) en zijn geen waterplanten uitgezet.

Er wordt ingegaan op de helderheid van het water, het fosfaat gehalte, de blauwalgen en totaal chlorofyl-a-gehalte, fosfaat nalevering vanuit de waterbodem en het lanthaan gehalten in het water. Met deze variabelen kunnen de maatregelen het beste worden beoordeeld op de werking. Voor de overige meetgegevens wordt verwezen naar de achtergronddocumenten over de vijver in Dongen.

7.1.2 WATERPEILEN

De compartimenten zijn met houten damwanden aangelegd om uitwisseling tussen de vakken te voorkomen. Uit de gemeten waterstanden blijkt dat de peilen tussen de vakken niet verschillen. De peilverschillen fluctueerden aanzienlijk tussen gemiddeld 2.35 m en 2.83 m.

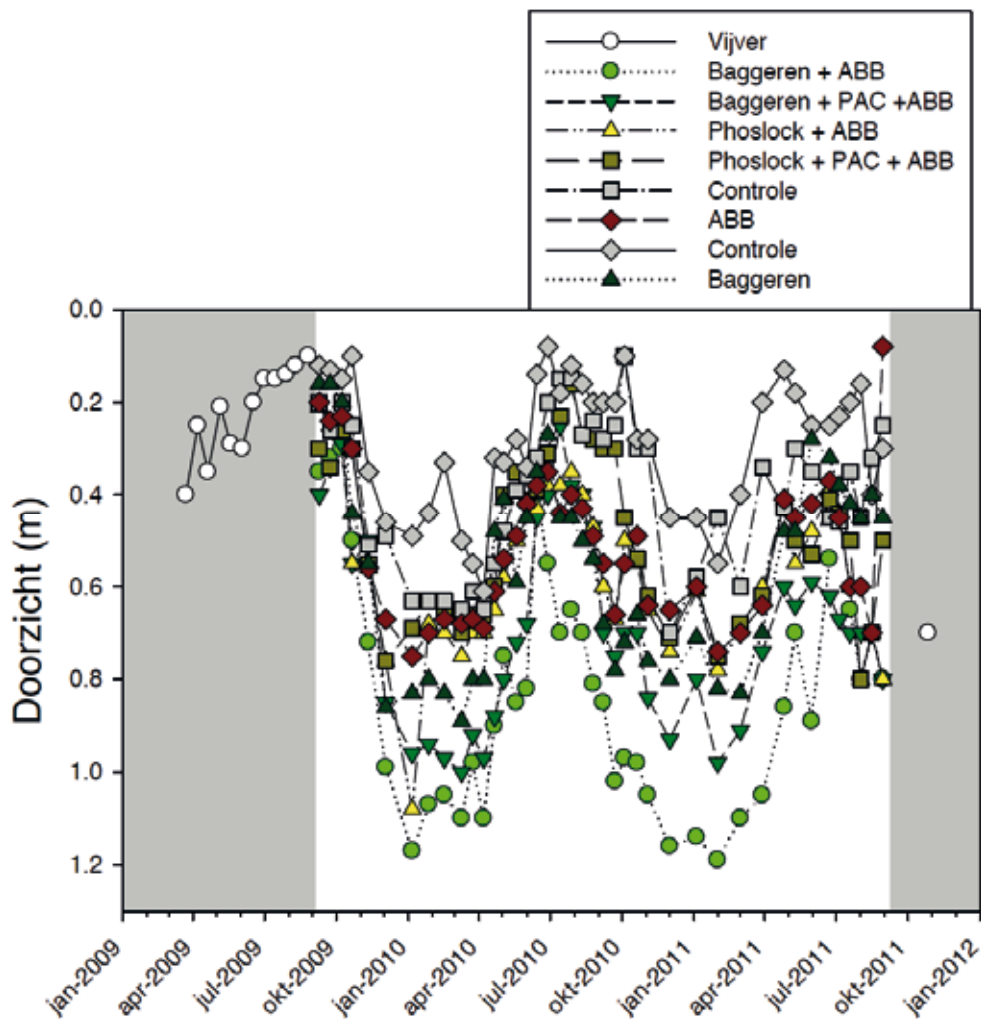
7.1.3 DOORZICHT EN TROEBELHEID

Het doorzicht was significant beter in de behandelde compartimenten dan in de controles (Figuur 43; Tabel 18). Alleen baggeren + ABB leverde het beste doorzicht, gevolgd door baggeren + PAC + ABB en baggeren (Figuur 43). Het doorzicht in de louter ABB- en de Phoslock®-behandelingen was minder dan in de gebaggerde enclosures, maar beter dan in de controles (Figuur 43; Tabel 18). Het verwijderen van de bagger resulteerde in een toename van de waterdiepte. Uit een vergelijking van de bodemzichten in gebaggerde en niet gebaggerde compartimenten komt duidelijk naar voren dat het bodemzicht in de gebaggerde compartimenten met gemiddeld 22 cm significant dieper ligt ($F_{1,78} = 194.4; p < 0.001$) dan in de niet-gebaggerde

compartimenten (Figuur 44). Gezien het zeer hoge percentage bodemzichten in de behandelde compartimenten (Tabel 18), betekent dit dat het hoger doorzicht in de gebaggerde compartimenten een gevolg is van de grotere waterdiepte. Het doorzicht zegt hier alleen iets over de verschillen tussen behandelingen versus controles; er kan geen waarde worden toegekend aan het effect van de afzonderlijke behandelingen op het doorzicht.

De troebelheid laat zien dat de controles troebeler waren dan de behandelingen (Tabel 18). Tevens geeft het een indicatie van de negatieve rol van bodemwoelende vis op de troebelheid. Dit volgt uit de vergelijkingen van ABB en controles, baggeren versus baggeren + ABB en ook uit de veel hogere troebelheid in compartiment 4 in de periode dat er illegaal brasems in waren uitgezet.

FIGUUR 43 VERLOOP VAN HET DOORZICHT (m) IN DE ACHT COMPARTIMENTEN IN DE VIJVER TE DONGEN GEDURENDE HET ONDERZOEK. DE GRIJZE VLAKKEN GEVEN DE PERIODE AAN ZONDER COMPARTIMENTERING (ALLEEN VIJVER)

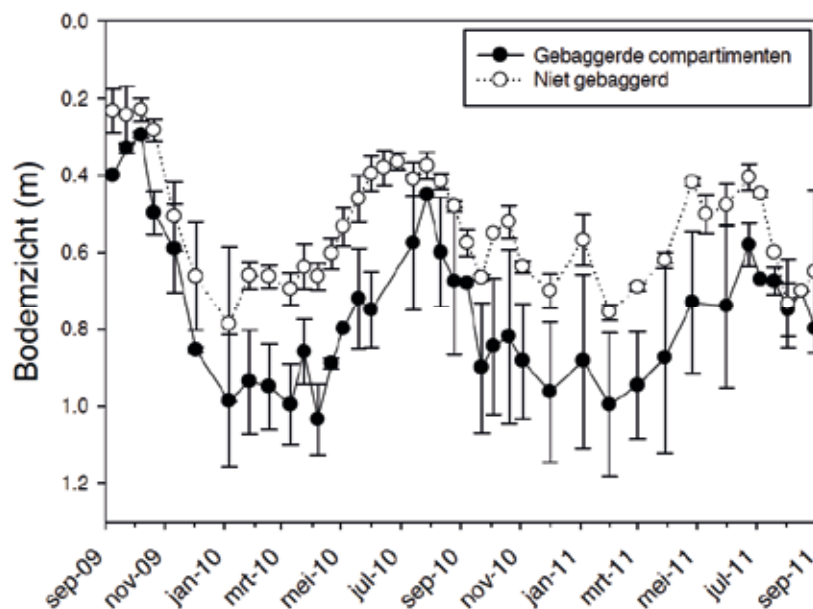


TABEL 18 GEMIDDELDE DOORZICHT ($m \pm$ STANDAARD ERROR) EN TROEBELHEID ($NTU \pm$ STANDAARD ERROR), HET AANTAL WAARNEMINGEN OVER DE PERIODE 31-08-2009 T/M 30-08-2011 EN HOMOGENE GROEPEN (ZELFDE LETTERS PER KOLOM GEVEN AAN DAT HET DOORZICHT OF DE TROEBELHEID HETZELFDE IS; $P > 0.05$). # BODEM GEEFT HET AANTAL KEREN DAT ER BODEMZICHT WAS WEER

Maatregelen	Doorzicht* (m)	N	Homogene groepen	# Bodem	Troebelheid (NTU)	N	Homogene groepen
1) Baggeren + ABB	0.83 (0.04)	40	A	31	9.9 (1.3)	41	A
2) Baggeren + PAC+ ABB	0.69 (0.03)	41	B	29	10.7 (1.7)	41	A
3) Phoslock + ABB	0.57 (0.03)	41	C	36	12.2 (1.8)	41	AB
4) Phoslock + PAC + ABB	0.49 (0.03)	41	D	29	18.4 (1.8)	41	BC
5) Controle	0.39 (0.03)	41	E	20	26.7 (2.8)	41	CD
6) ABB	0.52 (0.03)	41	CD	40	13.3 (2.5)	41	AB
7) Controle	0.28 (0.02)	41	F	7	52.6 (7.8)	41	D
8) Baggeren	0.56 (0.03)	41	C	23	19.0 (3.1)	41	BC

*De waterdiepte in de compartimenten is door baggeren toegenomen wat automatisch bij helder water leidt tot hoger doorzicht

FIGUUR 44 VERLOOP VAN HET BODEMZICHT (m) IN DE GEBAGGERDE- EN NIET GEBAGGERDE COMPARTIMENTEN IN DE VIJVER TE DONGEN GEDURENDE HET ONDERZOEK. ERROR BARS GEVEN EÉN STANDAARDDEVIATIE WEER (BAGGEREN: N = 3; NIET-BAGGEREN: N= 5)



7.1.4 ORTHOFOSFAAT (FILTREERBAAR FOSFAAT)

De filtreerbare P-concentraties waren het laagste in de compartimenten 1 (baggeren + ABB) en 2 (baggeren + PAC + ABB), gevolgd door de Phoslock[®]-behandelingen (Tabel 19). De controles en louter ABB lieten hogere filtreerbare P-concentraties zien. Uit statistische vergelijkingen bleek dat de filtreerbare P-concentraties significant verschilden ($\chi^2_7 = 99.2$; $p < 0.001$) en dat ook beide controles significant verschilden van elkaar (Tabel 19).

TABEL 19 GEMIDDELTE FILTREERBARE- EN TOTAAL P-CONCENTRATIES ($\mu\text{g l}^{-1}$, \pm STANDAARD ERROR), HET AANTAL WAARNEMINGEN OVER DE PERIODE 31-08-2009 T/M 30-08-2011 EN HOMOGENE GROEPEN (ZELFDE LETTERS PER KOLOM GEVEN AAN DAT DE FILTREERBAAR P- OF TP-CONCENTRATIE HETZELFDE IS; $P > 0.05$)

Maatregelen	Filtreerbaar P ($\mu\text{g l}^{-1}$)	N	Homogene groepen	Totaal P ($\mu\text{g l}^{-1}$)	N	Homogene groepen
1) Baggeren + ABB	16 (1)	43	AB	49 (7)	41	A
2) Baggeren + PAC+ ABB	14 (1)	43	A	60 (12)	41	A
3) Phoslock + ABB	21 (3)	43	BC	84 (15)	41	AB
4) Phoslock + PAC + ABB	24 (6)	43	ABC	113 (14)	41	BC
5) Controle	28 (8)	43	BC	162 (24)	41	C
6) ABB	35 (12)	43	BC	84 (19)	41	AB
7) Controle	62 (10)	43	D	555 (66)	41	D
8) Baggeren	34 (4)	43	CD	154 (25)	41	C

7.1.5 TOTAAL FOSFAAT (TP)

De totaal-P-concentratie in de controles liet een duidelijk seizoenspatroon zien met hogere TP-concentraties in de zomerperiode dan in de winterperiode (Figuur 45). De vijver in Dongen kende twee controle compartimenten (beide aangeduid met het lichtoranje vlak en de okergele lijnen in Figuur 45). De totaal P-concentraties waren significant verschillend ($\chi^2_7 = 159.5$; $p < 0.001$); ook beide controles verschilden van elkaar (Tabel 19). De totaal P-concentraties in compartiment 4 (Phoslock[®] + PAC + ABB) waren in 2010 geregeld verhoogd ten opzichte van de andere compartimenten met een ABB-behandeling (Figuur 45B). Deze verhogingen liepen parallel met illegale uitzet van brasems in dit compartiment.

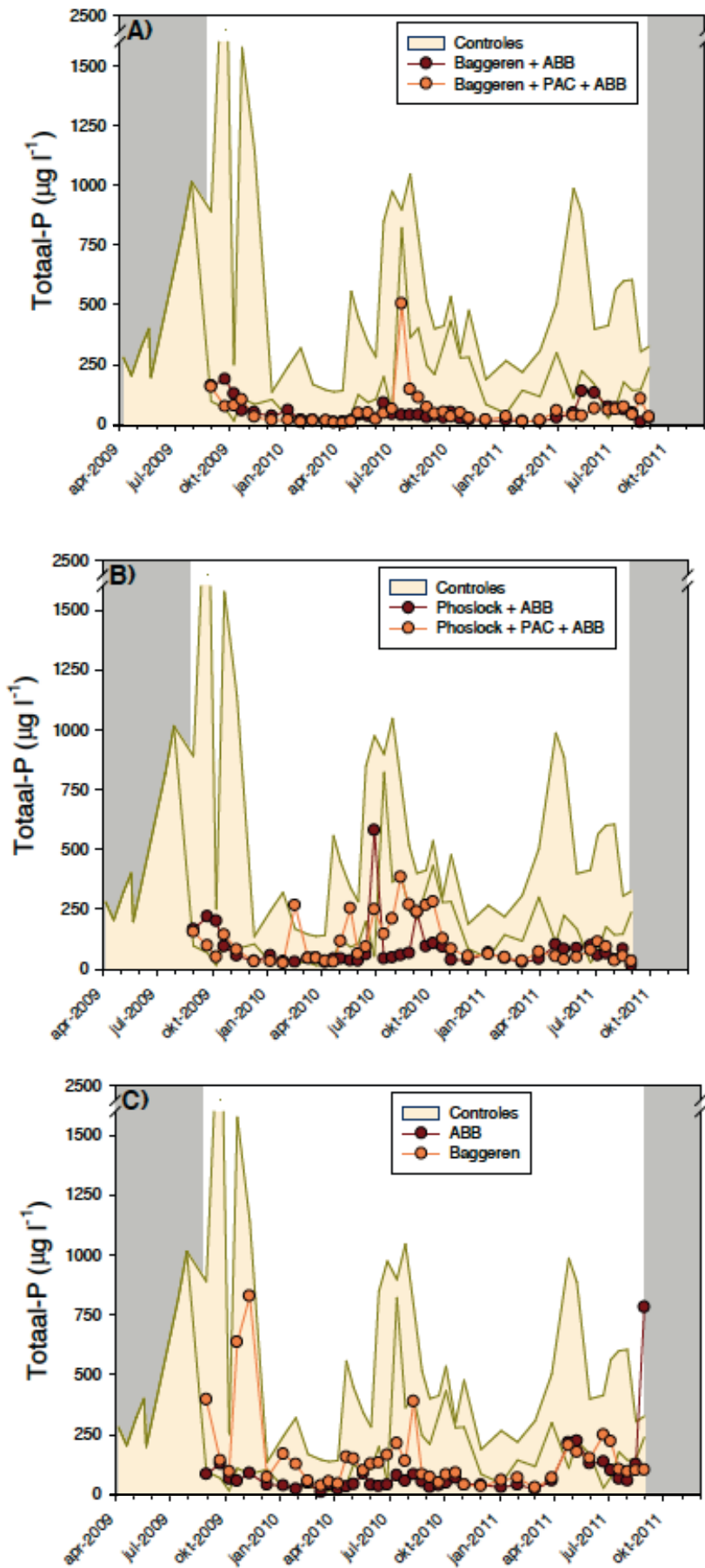
7.1.6 TOTAAL CHLOROFYL-A

Over het algemeen waren de chlorofyl-a-concentraties het hoogste in de zomer en piekten ze geregeld veel honderden $\mu\text{g l}^{-1}$ en zelfs af en toe tot boven $1000 \mu\text{g l}^{-1}$ (Figuur 46). De chlorofyl-a-concentraties in de compartimenten in Dongen waren significant verschillend ($\chi^2_7 = 132.0$; $p < 0.001$) met de hoogste concentraties in de controles (Figuur 46; Tabel 20).

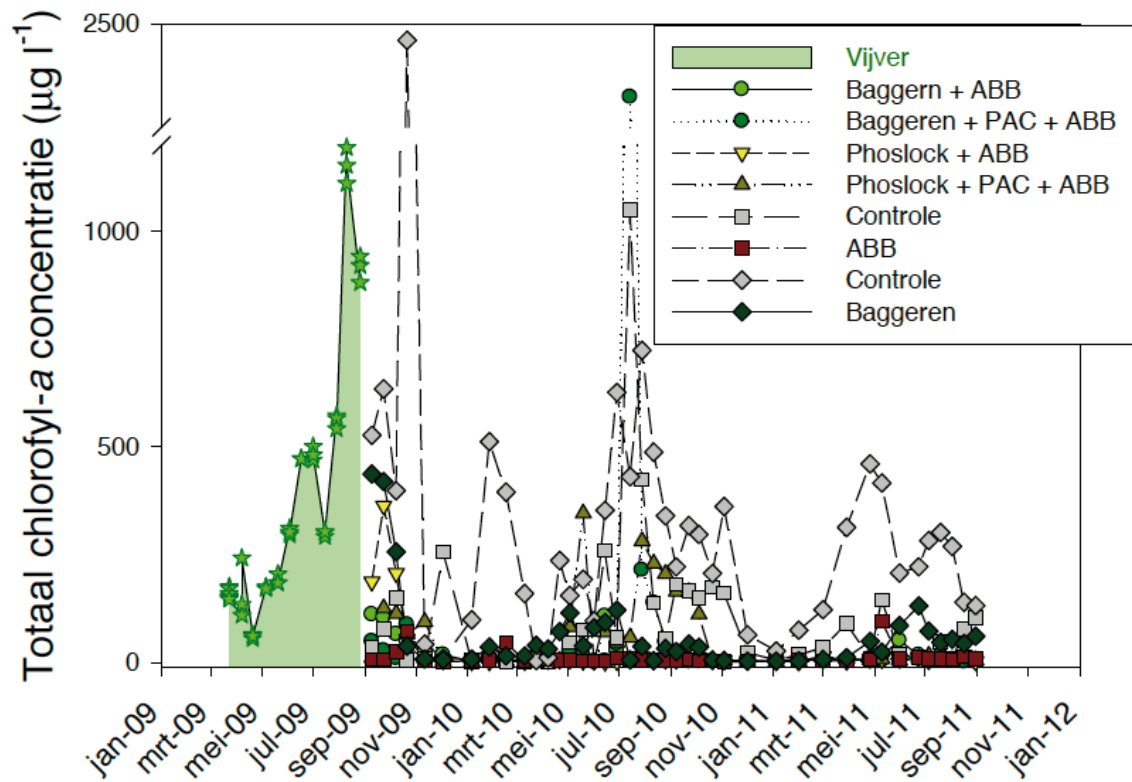
7.1.7 BLAUWALGEN CHLOROFYL-A

De aanleg van de compartimenten leek op zichzelf al een positief effect te hebben op vermindering van de blauwalgenchlorofyl-a-concentraties (Figuur 47). De blauwalgenchlorofyl-a-concentraties namen in een week tijd drastisch af van gemiddeld $695 \mu\text{g l}^{-1}$ voor de compartimentering tot gemiddeld $0.8 \mu\text{g l}^{-1}$ in de compartimenten 1 tot en met 6 net na de compartimentering (Figuur 47). In met name de controle compartimenten kwamen de blauwalgen in de zomer van 2010 weer terug tot ongeveer $400 \mu\text{g l}^{-1}$; ook in de compartimenten 2 (baggeren + PAC + ABB), 4 (Phoslock[®] + PAC + ABB) en 8 (baggeren) werden in de zomer van 2010 een paar keer blauwalgen aangetroffen tot maximaal $125 \mu\text{g l}^{-1}$ (Figuur 47). In 2011 bleven de blauwalgenchlorofyl-a-concentraties over het algemeen laag. De gemiddelde blauwalgenchlorofyl-a-concentraties over de gehele onderzoeksperiode waren het hoogste in de controles (Tabel 20).

FIGUUR 45 TOTAAL-P-CONCENTRATIES ($\mu\text{g l}^{-1}$) IN DE COMPARTIMENTEN IN DE VIJVER TE DONGEN (IN WITTE VLAK) ALS OOK TP GEDURENDE DE ONDERZOEKSPERIODE ZONDER COMPARTIMENTERING (GRIJZE VLAK)



FIGUUR 46 TOTAAL CHLOROFYL A-CONCENTRATIES ($\mu\text{g l}^{-1}$) IN DE COMPARTIMENTEN IN DE VIJVER TE DONGEN ALS OOK DE TOTAAL CHLOROFYL A-CONCENTRATIES GEDURENDE DE ONDERZOEKSPERIODE ZONDER COMPARTIMENTERING (VIJVER)

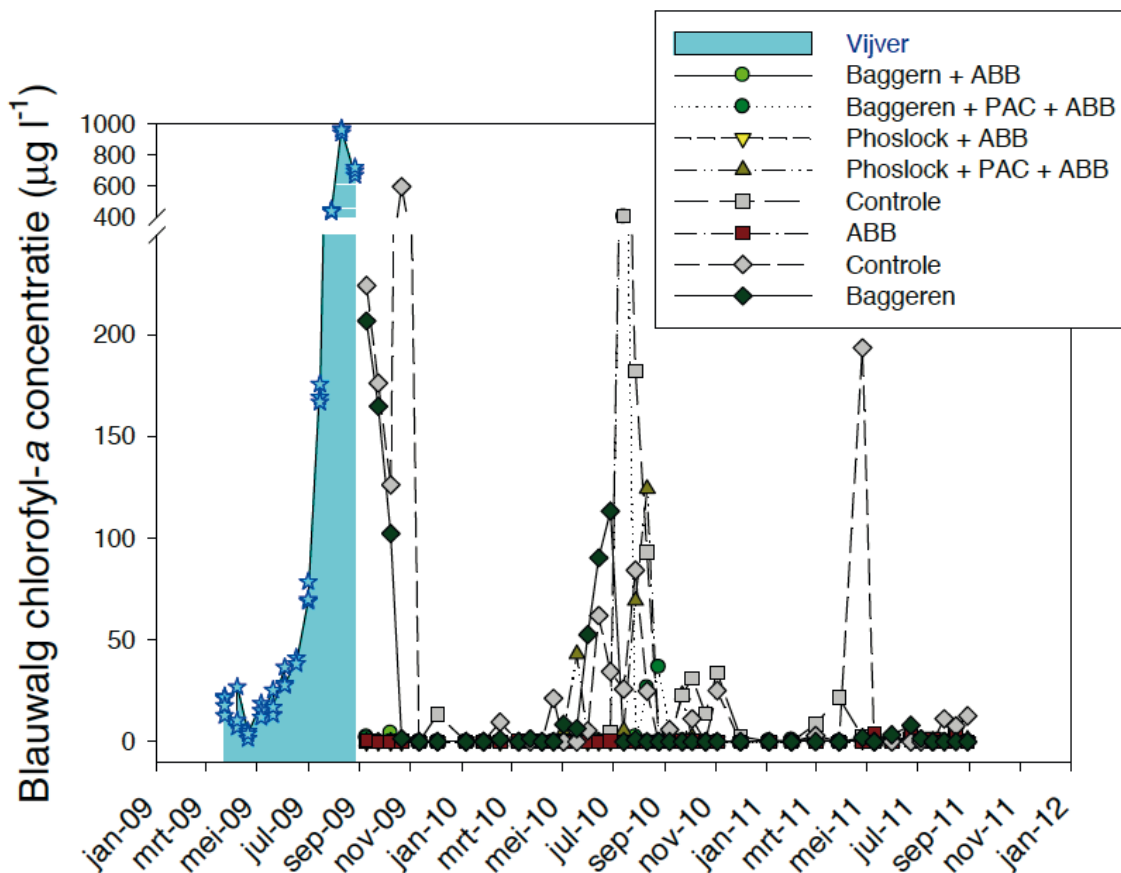


TABEL 20 GEMIDDELDE TOTAAL CHLOROFYL-A-CONCENTRATIE- EN BLAUWALGENCHLOROFYL-A-CONCENTRATIE (CHL IN $\mu\text{g l}^{-1}$, \pm STANDAARD ERROR), HET AANTAL WAARNEMINGEN OVER DE PERIODE 31-08-2009 T/M 30-08-2011 EN HOMOGENE GROEPEN (ZELFDE LETTERS PER KOLOM INDICEREN GELIJKE CHLOROFYL-A-CONCENTRATIES; $P > 0.05$)

Maatregelen	Totaal CHL ($\mu\text{g l}^{-1}$)	N	Homogene groepen	blauwalg CHL ($\mu\text{g l}^{-1}$)	N	Homogene groepen
1) Baggeren + ABB	17 (4)	41	A	0.5 (0.1)	41	A
2) Baggeren + PAC+ ABB	74 (56)	41	AB	11.6 (9.8)	41	A
3) Phoslock + ABB	26 (11)	41	A	0.4 (0.1)	41	A
4) Phoslock + PAC + ABB	56 (13)	41	B	6.8 (3.6)	41	A
5) Controle	102 (28)	41	B	20.6 (10.8)	41	A
6) ABB	11 (3)	41	A	0.3 (0.1)	41	A
7) Controle	325 (60)	41	C	40.5 (16.3)	41	A
8) Baggeren	64 (15)	41	B	18.7 (7.4)	41	A

FIGUUR 47

BLAUWALGENCHLOROFYL-A-CONCENTRATIES ($\mu\text{g L}^{-1}$) IN DE COMPARTIMENTEN IN DE VIJVER TE DONGEN ALS OOK DE BLAUWALGENCHLOROFYL-A-CONCENTRATIES GEDURENDE DE ONDERZOEKSPERIODE ZONDER COMPARTIMENTERING (VIJVER)



7.1.8 EFFECT DAMWAND OP ALGEN

Behalve de sterke reductie in blauwalgenchlorofyl-*a*, zoals hierboven beschreven, werd er ook een dergelijke reductie in de totaal chlorofyl-*a* concentraties gezien (Figuur 46). De totaal chlorofyl-*a* concentraties namen in een week tijd drastisch af van gemiddeld $915 \mu\text{g l}^{-1}$ voor de compartimentering tot gemiddeld $67 \mu\text{g l}^{-1}$ in de compartimenten 1 tot en met 6 net na de compartimentering (Figuur 46). Het is mogelijk dat er stoffen uit het hout logen die een groei remmend effect op algen kunnen hebben, zoals is gevonden voor bijvoorbeeld sparren- en espenhout (Taylor *et al.*, 1996; Kamaya *et al.*, 2003; Yang *et al.*, 2009). Een mogelijk algengroei remmend effect van stoffen uit het hout van de damwand is onderzocht.

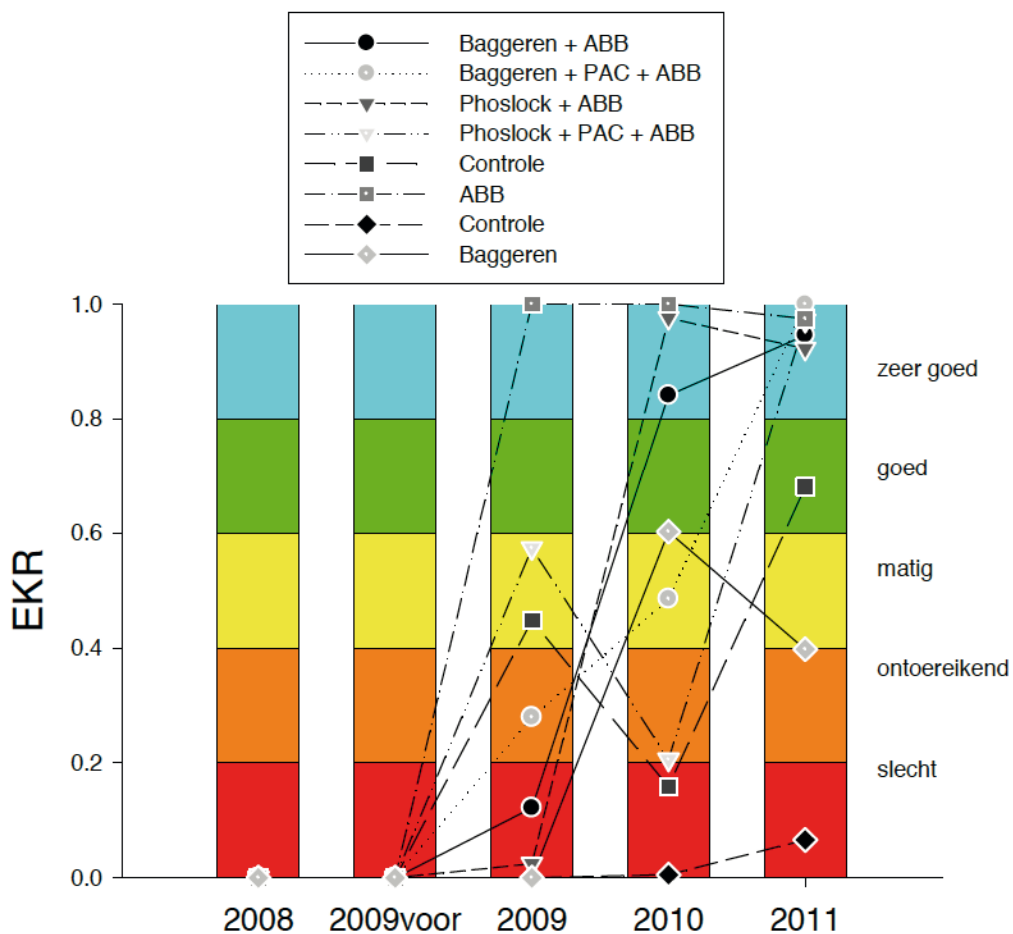
Het filtraat van relatief hoge concentraties zaagsel van hout van de damwand had een groei remmende werking op de groenalg *S. obliquus*, variërend van 9% op basis van biovolume tot 29% op basis van chlorofyl-*a*. Deze groeiemming werd niet veroorzaakt door een verkleuring van het water. De groeisnelheden bleven echter positief en hoog, wat duidt op een toename van de algenpopulatie. Het lijkt daarmee niet waarschijnlijk dat de damwand in Dongen een sterk effect op de groei van het fytoplankton heeft gehad.

7.1.9 AFGELEIDE EKR-SCORES

Evenals voor de Stiffelio-vijver is voor Dongen gebruik gemaakt van de deelmaatlat voor chlorofyl-*a*, zoals afgeleid voor kleine, ondiepe gebufferde wateren (M11-type) om een indruk te verkrijgen van de Ecologische KwaliteitsRatio (EKR), die de afstand tot de referentie ('onverstoorde toestand') aangeeft. Het berekenen van de EKR voor zomergemiddelde

chlorofyl-*a*-concentraties in de verschillende compartimenten geeft aan dat al bij aanvang in 2009 er zeer grote verschillen in EKR zijn, variërend van zeer goed tot zeer slecht (Figuur 48). Gemiddeld genomen neemt de EKR toe gedurende de onderzoeksperiode van 0.31 in 2009 en 0.53 in 2010 tot 0.74 in 2011 (Figuur 48). Dit verschilt natuurlijk per compartiment. Zo blijft de toestand in één van de controles slecht, maar de gemiddelde toename illustreert de verbetering in de toestand van de behandelingen met ABB (alleen en in combinatie met baggeren of Phoslock®). De onmiddellijke verbetering in het compartiment waarin alleen ABB werd getest vond plaats voordat deze maatregel was geïmplementeerd. Derhalve kan dit niet toegeschreven worden aan ABB, maar lijkt het veel meer een effect gerelateerd aan de constructie van de compartimenten.

FIGUUR 48 VERLOOP VAN DE ECOLOGISCHE KWALITEITSRATIO (EKR, SYMBOLEN EN LIJNEN) IN DE ACHT COMPARTIMENTEN IN 2009, 2010 EN 2011 (OP BASIS VAN DE KLASSEN VOOR ZOMERGEMIDDELTE CHLOROFYL A-CONCENTRATIES VOOR KLEINE, ONDIEPE GEBUFFERDE WATEREN, TYPE M11) EN IN 2008 EN 2009 VOOR IN DE VIJVER VOOR COMPARTIMENTERING

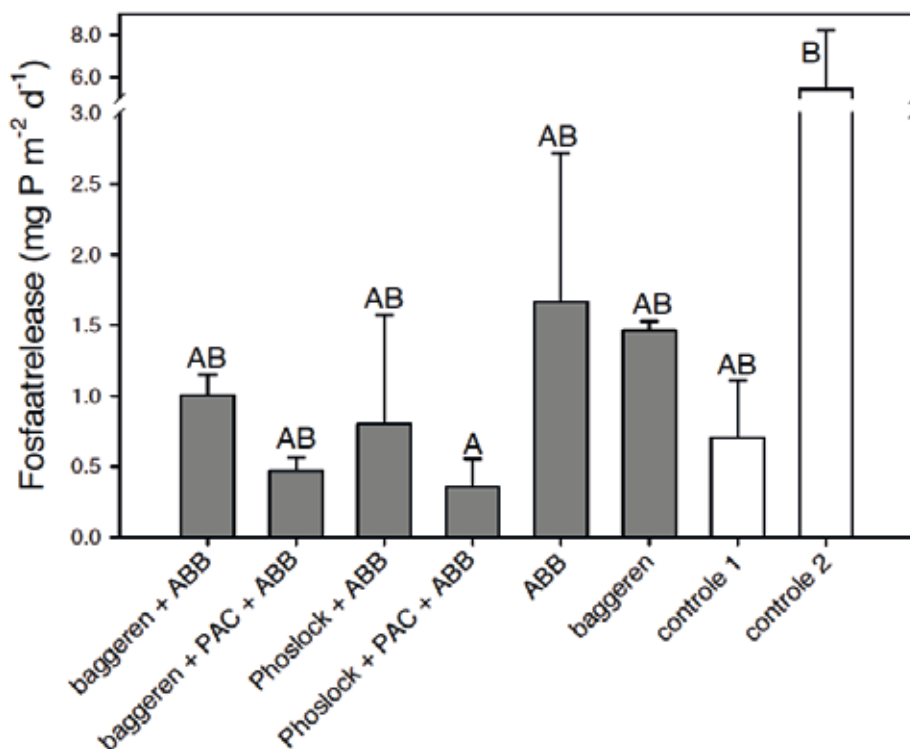


7.1.10 FOSFAAT NALEVERING VANUIT DE WATERBODEM

In maart 2011 werden in elk compartiment een drietal sediment cores gestoken, die vervolgens naar het laboratorium zijn getransporteerd, waarna de P-afgifte is bepaald. De P-nalevering uit sediment uit de verschillende compartimenten in Dongen bleek significant verschillend ($H_7 = 15.2$; $p = 0.034$), waarbij P-nalevering in de Phoslock® + PAC behandeling significant lager was dan in één van de controles (Figuur 49).

FIGUUR 49

FOSFAATNALEVERING ($\text{mg P m}^{-2} \text{d}^{-1}$) UIT SEDIMENT UIT VERSCHILLENDE COMPARTIMENTEN IN DONGEN DAT ÉÉN WEEK ONDER ANOXISCHE OMSTANDIGHEDEN WAS GEÏNCUBEERD. ERROR BARS GEVEN 1 SD WEER (N = 3). DEZELFDE LETTERS GEVEN HOMOGENE GROEPEN AAN



7.1.11 FILTREERBAAR LANTHAAN

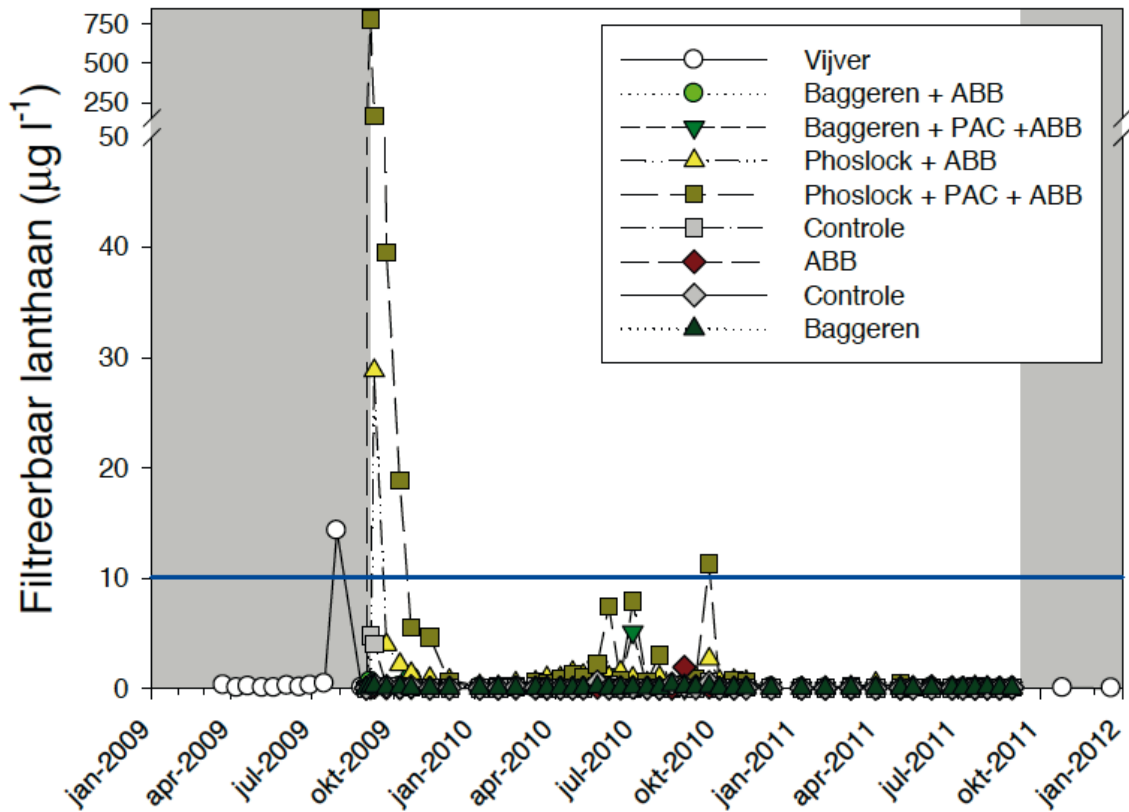
De filtreerbaar lanthaan concentraties waren het hoogste in de compartimenten 3 (Phoslock[®] + ABB) en 4 (Phoslock[®] + PAC + ABB), vlak na de Phoslock[®]-applicatie (Figuur 50). De Nederlandse norm voor filtreerbaar lanthaan ($10.1 \mu\text{g l}^{-1}$) werd vlak na de applicatie overschreden en in compartiment 4 ook nog een keer op 22 september 2010. Deze verhoging werd niet veroorzaakt door de vegetatie-opname waarbij werd geharkt, omdat deze op 6 oktober 2010 werd uitgevoerd. Ook de andere momenten van vegetatie-opname zijn niet terug te vinden in een verandering van de filtreerbaar lanthaanconcentraties. Opmerkelijk is dat voor de applicatie op 29 juli 2009 de filtreerbaar lanthaanconcentratie in de vijver maar liefst $14.3 \mu\text{g l}^{-1}$ is (Figuur 50). Er is geen verklaring voor deze uitzonderlijke meting. De filtreerbaar lanthaanconcentraties in de compartimenten in Dongen waren significant verschillend ($\chi^2_7 = 145.6$; $p < 0.001$) met de hoogste concentraties in de Phoslock[®]-behandelingen (Figuur 50; Tabel 21).

TABEL 21

GEMIDDELDE FILTREERBARE- EN TOTAAL LANTHAANCONCENTRATIES ($\mu\text{g La l}^{-1}$, \pm STANDAARD ERROR), HET AANTAL WAARNEMINGEN OVER DE PERIODE 31-08-2009 T/M 30-08-2011 EN HOMOGENE GROEPEN (ZELFDE LETTERS PER KOLOM GEVEN AAN DAT DE FILTREERBAAR La- OF TOTAAL-La-CONCENTRATIE HETZELFDE IS; $P > 0.05$)

Maatregelen	Filtreerbaar La ($\mu\text{g l}^{-1}$)	N	Homogene groepen	Totaal La ($\mu\text{g l}^{-1}$)	N	Homogene groepen
1) Baggeren + ABB	0.1 (0.01)	43	A	0.3 (0.1)	43	AB
2) Baggeren + PAC+ ABB	0.3 (0.1)	43	A	0.6 (0.2)	43	B
3) Phoslock + ABB	1.4 (0.7)	43	B	19.1 (5.7)	43	C
4) Phoslock + PAC + ABB	24.5 (18.4)	43	B	171 (147)	43	C
5) Controle	0.3 (0.1)	43	A	0.5 (0.2)	43	B
6) ABB	0.1 (0.04)	43	A	0.2 (0.03)	43	A
7) Controle	0.1 (0.02)	43	A	0.5 (0.1)	43	B
8) Baggeren	0.1 (0.01)	43	A	0.4 (0.1)	43	B

FIGUUR 50 VERLOOP VAN DE FILTREERBARE LANTHAANCONCENTRATIE ($\mu\text{g La l}^{-1}$) IN DE COMPARTIMENTEN IN DONGEN GEDURENDE HET ONDERZOEK. DE GRIJZE VLAKKEN GEVEN DE PERIODE AAN ZONDER COMPARTIMENTERING (ALLEEN VIJVER). DE BLAUWE LIJN INDICEERT DE NEDERLANDSE NORM ($10.1 \mu\text{g La l}^{-1}$)

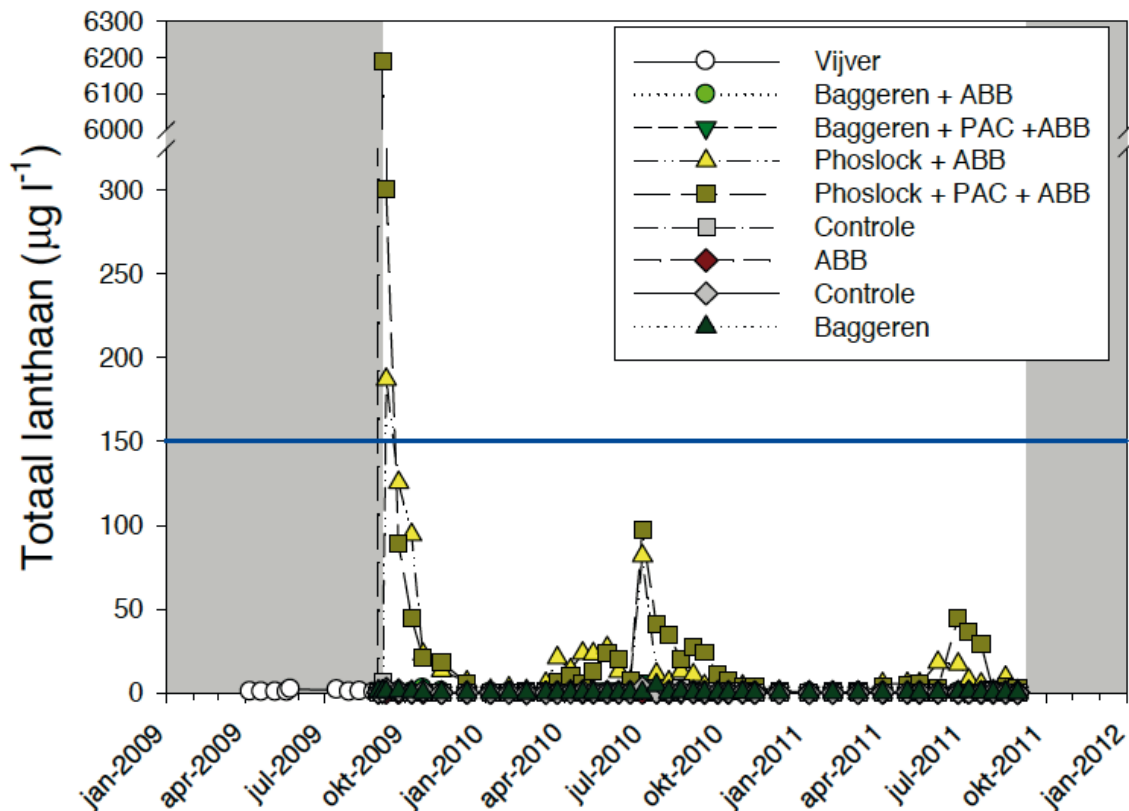


7.1.12 TOTAAL LANTHAAN

De totaal lanthaanconcentraties liepen tijdens de applicatie op tot ruim $6000 \mu\text{g l}^{-1}$, maar deze daalden snel (Figuur 51). Na drie weken lagen de lanthaanconcentraties met 125 en $89 \mu\text{g l}^{-1}$ in de compartimenten 3 en 4 al onder de Nederlandse norm ($150 \mu\text{g l}^{-1}$). De lanthaanconcentraties waren significant verschillend ($\chi^2_7 = 145.6$; $p < 0.001$) met de hoogste concentraties in de Phoslock®-behandelingen (Figuur 51; Tabel 21). In het groeiseizoen waren de lanthaanconcentraties hoger dan in de winterperiode, maar in 2011 al beduidend minder dan in 2010. Dit kan duiden op verdere/diepere vastlegging in het sediment en daarmee gereduceerd transport naar de waterkolom.

FIGUUR 51

VERLOOP VAN DE TOTAAL LANTHAANCONCENTRATIE ($\mu\text{g La l}^{-1}$) IN DE COMPARTIMENTEN IN DONGEN GEDURENDE HET ONDERZOEK. DE GRIJZE VLAKKEN GEVEN DE PERIODE AAN ZONDER COMPARTIMENTERING (ALLEEN VIJVER). DE BLAUWE LIJN INDICEERT DE NEDERLANDSE NORM ($150 \mu\text{g La l}^{-1}$)



7.1.13 VISSTAND

De oorspronkelijke visstand in de vijver te Dongen bestond voor het grootste deel uit karper (Kalkman, 2009; Tabel 22).

TABEL 22

OORSPRONKELIJKE VISSTAND IN DE VIJVER TE DONGEN, APRIL 2009

soort	oorspronkelijke visstand (kg/ha)
Blankvoorn	178.1
Brasem	22.3
Giebel	16.3
Karper	1109.9
Kolblei	1.8
Ruisvoorn	2.9
Totaal	1348

Voorafgaande aan de aanleg van de compartimenten is alle vis verwijderd uit de vijver. Herbezetting met vissen is als laatste onderdeel van de maatregelpakketten uitgevoerd, in juli en augustus 2010 (zie § 4.6 en Tabel 6). Voorafgaande aan de herbezetting was het nodig om de compartimenten enkele malen leeg te vissen, omdat op ongecontroleerde wijze vis was uitgezet. Dit betrof met name karper, tot 44 stuks van 20-40 cm per compartiment (Kalkman, 2010a&b).

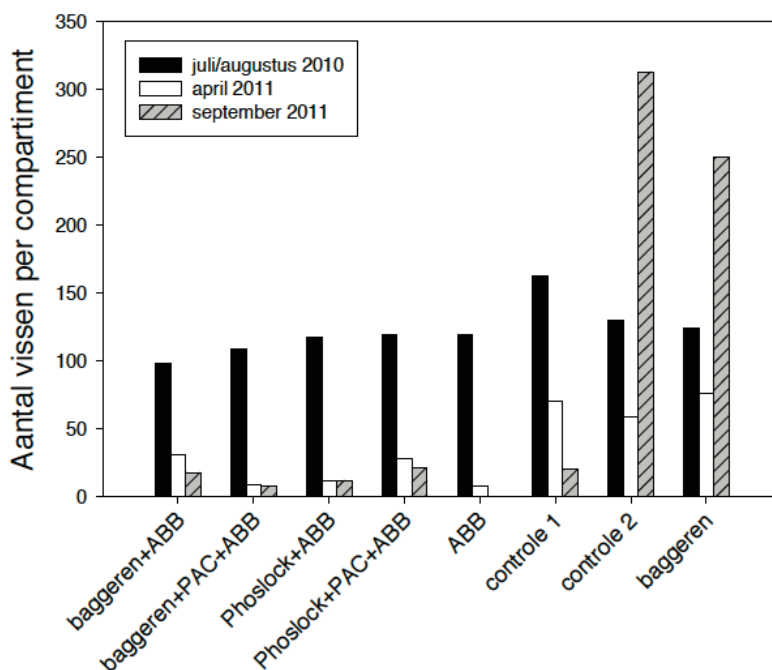
Na gecontroleerde herbezetting met de gewenste visstand in de zomer van 2010 heeft de visstand van de compartimenten zich verschillend ontwikkeld (Kalkman, 2011a+b). In de meeste compartimenten neemt het aantal vissen af gedurende de onderzoeksperiode (Figuur 52). Deze afname is mogelijk een gevolg van vraat door snoek en visetende watervogels in combinatie met minder goede voedselomstandigheden en ziekte. Kort voor de laatste afwissing zijn in september 2011 de waterplanten verwijderd, hetgeen ook een nadelig effect kan hebben gehad op de visstand in de compartimenten waarin ABB in combinatie met andere maatregelen is toegepast. In de compartimenten 7 en 8 zijn de aantallen gevangen vis aan het eind van het experiment hoger dan eerder in de onderzoeksperiode (Figuur 52), de biomassa neemt echter af (Figuur 53).

In de compartimenten waarin ABB in combinatie met ander maatregel(en) is toegepast, is de snoek- en blankvoornstand achteruitgegaan (Figuur 53). In drie van deze vier compartimenten heeft zich daarentegen een redelijke karperstand ontwikkeld, ook met karpers van redelijk formaat (maximum lengte 42 cm). In deze compartimenten is geen karper uitgezet als onderdeel van het uitgevoerde ABB. Het is niet uit te sluiten dat karpers over de damwanden tussen compartimenten zijn gesprongen (mondelijke mededeling P. Kalkman). De kans dat dit op grote schaal is gebeurd, wordt klein geacht. De uitbreiding van de karperstand wordt gezien als indicatie voor ongecontroleerde visuitzettingen, waarvan ook aan het begin van het onderzoek sprake lijkt te zijn geweest.

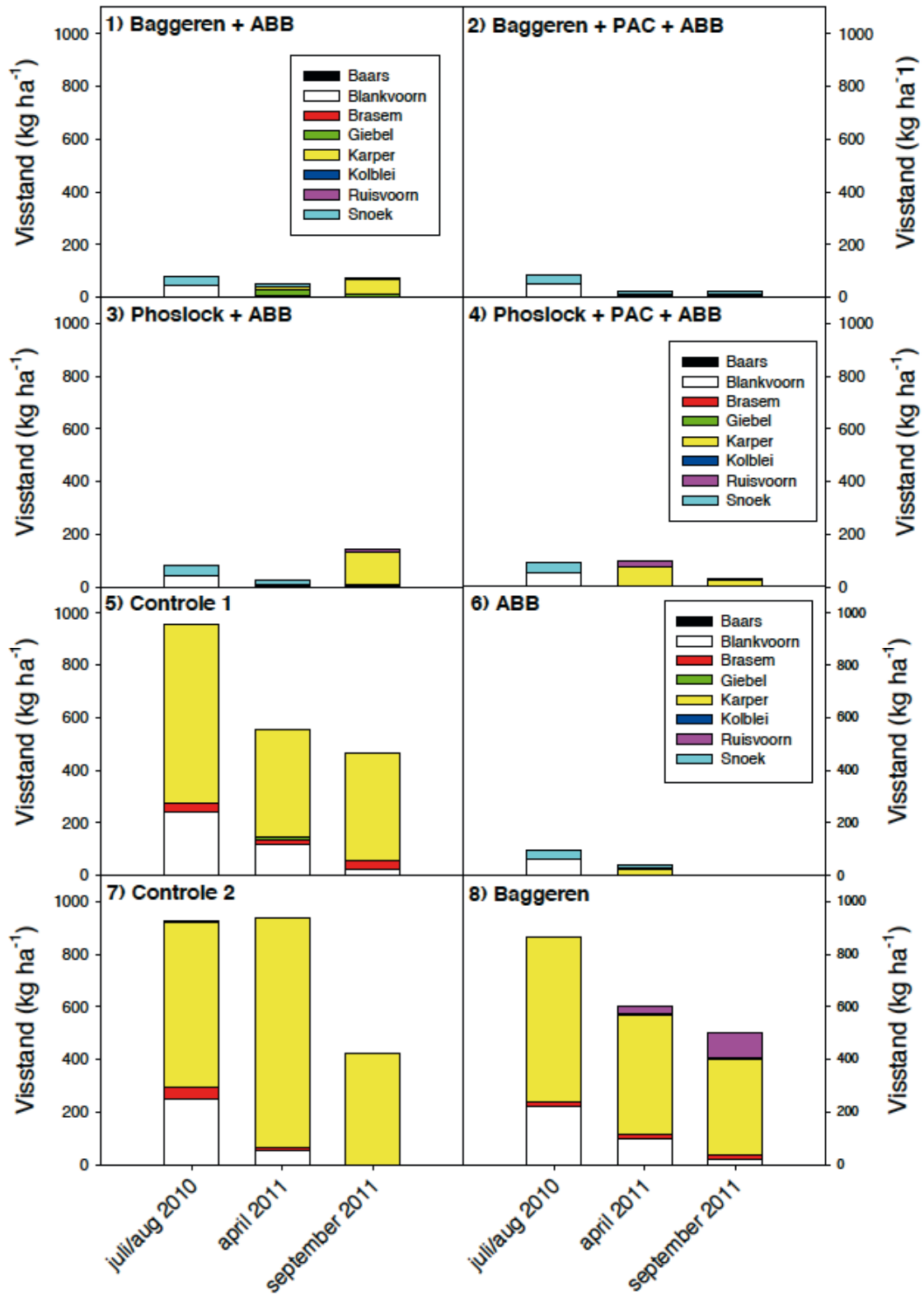
In het compartiment waarin uitsluitend ABB is uitgevoerd is de visstand aan het einde van de onderzoeksperiode volledig verdwenen (Figuur 53). Ten tijde van het afsterven van de waterplanten in dit compartiment zijn hier enkele dode vissen waargenomen.

In de compartimenten waarin geen ABB is uitgevoerd neemt weliswaar de totale visstand af, maar blijft sprake van een hoge karperstand. Uitgedrukt in aantallen neemt de visstand in de compartimenten 'controle 2' en 'baggeren' sterk toe. In compartiment 'controle 2' betreft dit vooral kleine karper. In het compartiment met behandeling 'baggeren' betreft het kleine ruisvoorn.

FIGUUR 52 ONTWIKKELING VISSTAND (AANTAL PER COMPARTIMENT VAN 300 m²) BIJ DE VERSCHILLENDE BEHANDELINGEN IN DE VIJVER TE DONGEN



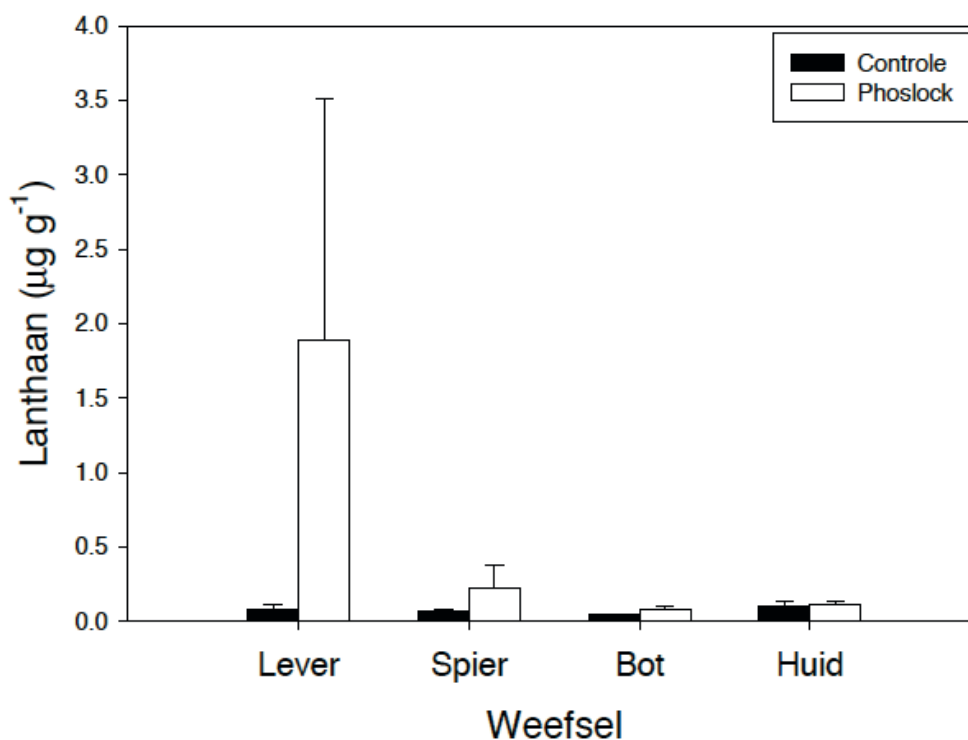
FIGUUR 53 ONTWIKKELING VAN DE VISSTAND (kg ha⁻¹) OP DRIE VANGDATA BIJ DE VERSCHILLENDE BEHANDELINGEN IN DE VIJVER TE DONGEN



7.1.14 METALEN IN VIS

De lanthaanconcentraties in lever-, spier-, bot- en huidweefsel van alle vissen die blootgesteld waren aan Phoslock[®] zijn vergeleken met die van niet blootgestelde vissen (Figuur 54). In de lever ($p = 0.001$), het bot ($p = 0.017$) en de huid ($p = 0.025$) van de aan Phoslock[®] blootgestelde vissen, waren de lanthaanconcentraties significant hoger dan die van niet blootgestelde vissen (Figuur 54). In spierweefsel waren de verschillen niet significant ($p = 0.318$), maar was de lanthaanconcentratie gemiddeld wel 3,4 maal hoger dan in spierweefsel van niet blootgestelde vissen. De relatief grote binnengroepvariëaties maakten dat de verschillen niet statistisch significant waren. Geringe variatie resulteerde daarentegen in bot en huidweefsel in een significant verschil voor lanthaan waar de concentraties respectievelijk 1,8x en 1,1x hoger waren in aan Phoslock[®] blootgestelde vissen (Figuur 54).

FIGUUR 54 GEMIDDELTE LANTHAANCONCENTRATIE ($\mu\text{g g}^{-1}$) IN WEEFSELS VAN ALLE VISSEN UIT DE COMPARTIMENTEN ZONDER EN MET PHOSLOCK[®] ADDITIE (COMPARTIMENTEN 3 EN 4; PHOSLOCK[®]). ERROR BARS GEVEN ÉÉN STANDAARDFOUT WEER



7.1.15 RESULTATEN WATERPLANTEN

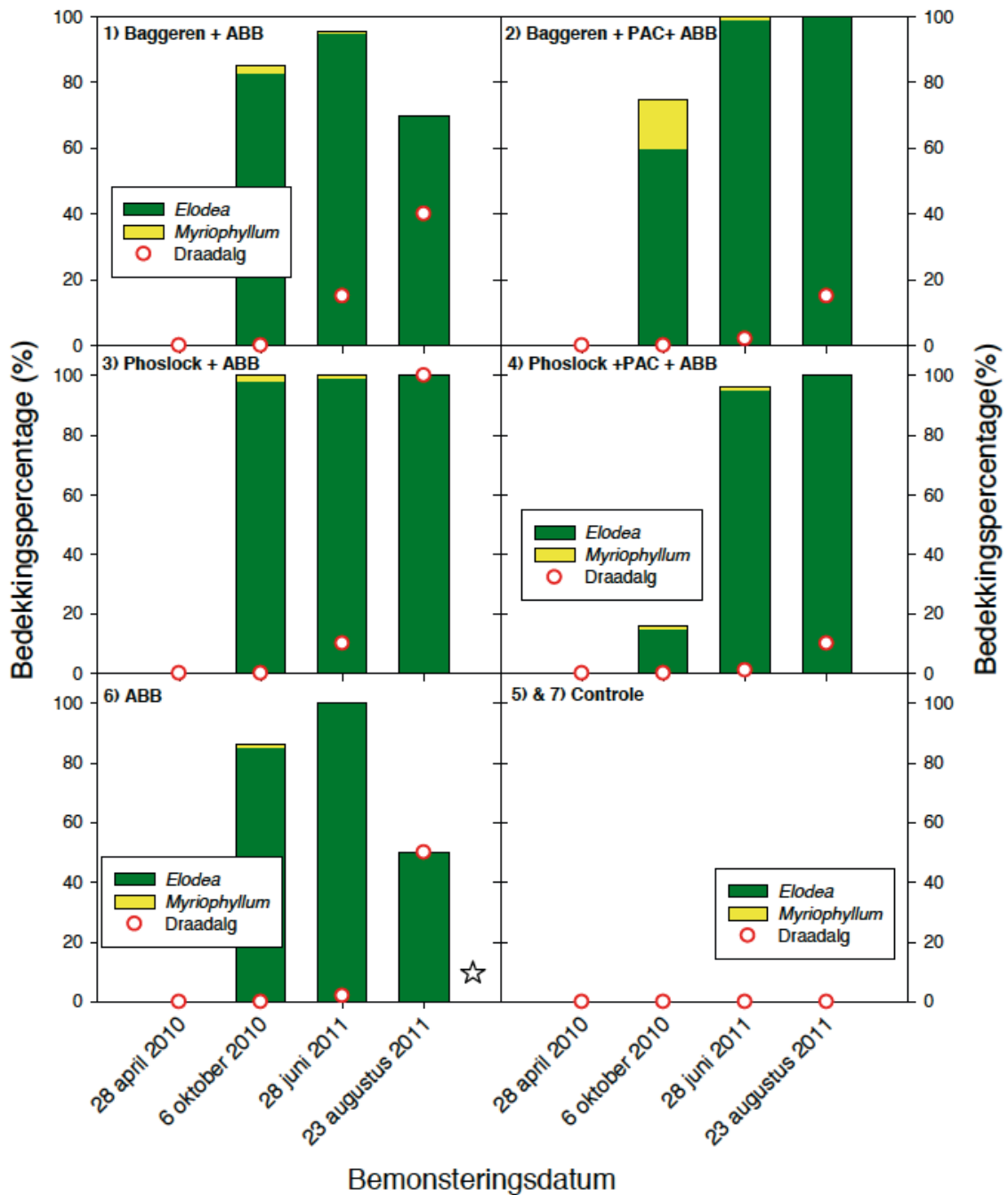
BEDEKKING

Figuur 55 geeft de cumulatieve bedekking weer van de geënte waterplanten en van draadalgen in verschillende compartimenten en in de controlecompartimenten.

FIGUUR 55

CUMULATIEVE BEDEKKING (%) VAN ONDERGEDOKEN WATERPLANTEN EN DRAADALGEN

(*ÉÉN WEEK NA DE LAATSTE BEDEKKINGSOPNAME ZIJN ALLE WATERPLANTEN EN DRAADALGEN IN HET ABB-COMPARTIMENT AFGESTORVEN)



Bij alle behandelingen komt groei van geënte waterplanten op gang, waarbij *Elodea* de overhand krijgt over *Myriophyllum*, dat overal verdwijnt. Opvallend is dat de waterplantengroei in het compartiment met de behandeling Phoslock[®]+PAC+ABB in het eerste groeiseizoen traag op gang komt. Pas in het tweede groeiseizoen bereikt de bedekking hier een hoge waarde. In alle compartimenten waarin waterplanten zijn geënt komen draadalg tot ontwikkeling en bereiken gedurende het tweede groeiseizoen in het compartiment met de behandeling Phoslock[®]+ABB een vrijwel volledige bedekking aan het wateroppervlak. Kort na de laatste bedekkingsopname zijn rond 1 september 2011 alle waterplanten (inclusief draadalg) in het compartiment met de behandeling ABB volledig afgestorven.

In de compartimenten waarin geen waterplanten zijn geënt, is geen noemenswaardige groei van waterplanten of draadalgen geconstateerd (Figuur 55).

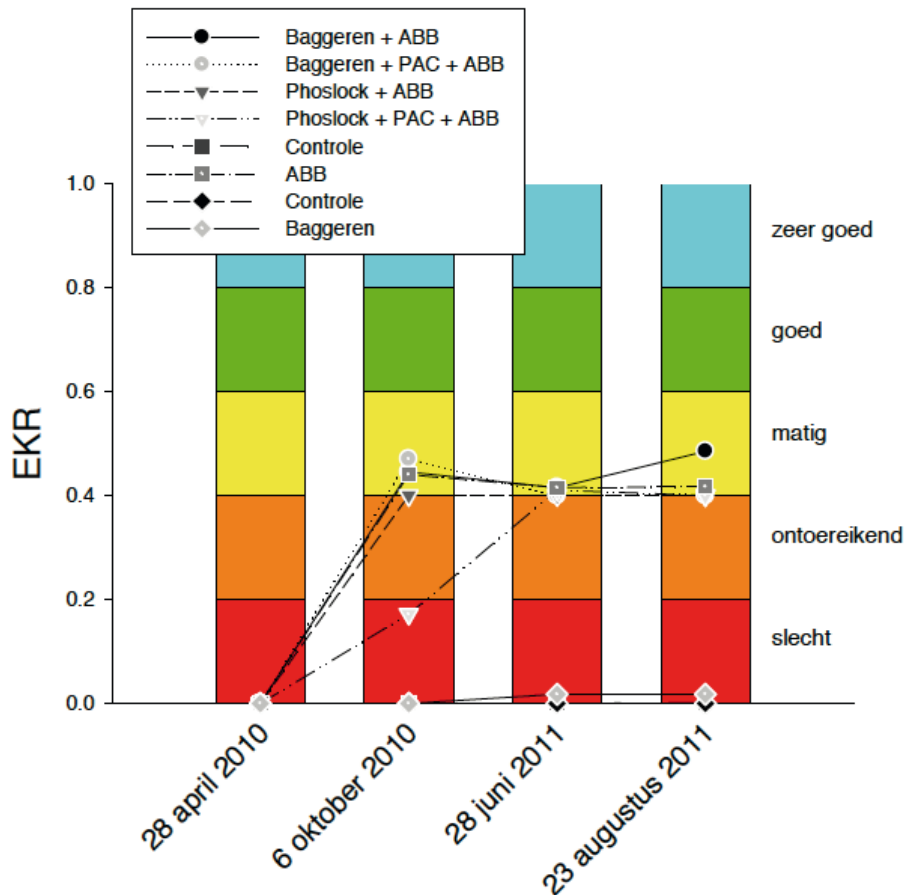
EKR-SCORE

Alle compartimenten scoren bij aanvang slecht doordat waterplanten ontbreken (Figuur 56). Gedurende de onderzoeksperiode scoren de compartimenten met de behandeling baggeren, controle en uiteindelijk ook ABB slecht. De compartimenten met de behandeling baggeren + ABB, baggeren + PAC + ABB, Phoslock® + ABB en Phoslock® + PAC + ABB scoren matig, waarbij het compartiment met de behandeling Phoslock® + PAC + ABB in het eerste groeiseizoen achterblijft met als score 'slecht'. Het dient echter wel opgemerkt te worden dat de slechte score wordt bepaald door de soortensamenstelling, die vanwege de uitgezette soorten per definitie slecht uitvalt. De massale ontwikkeling illustreert dat de kansen voor ondergedoken waterplanten fors waren toegenomen.

De ontwikkeling van draadalgen draagt niet bij aan de score. Een flinke ontwikkeling van draadalgen, zoals bij de behandelingen baggeren+ABB, Phoslock®+ABB en ABB wijst op voedselrijke omstandigheden (Simons, 1994) en kan de ontwikkeling van ondergedoken waterplanten belemmeren. Dit wordt als negatief beschouwd.

Figuur 56 geeft de Ecologische KwaliteitsRatio (EKR) voor bedekking en soortensamenstelling van de ondergedoken waterplantenbegroeiing in de verschillende compartimenten. Hierbij is gebruik gemaakt van de conceptmaatlaten voor watertype M11 (kleine, ondiepe, gebufferde plassen; Van der Molen, 2004).

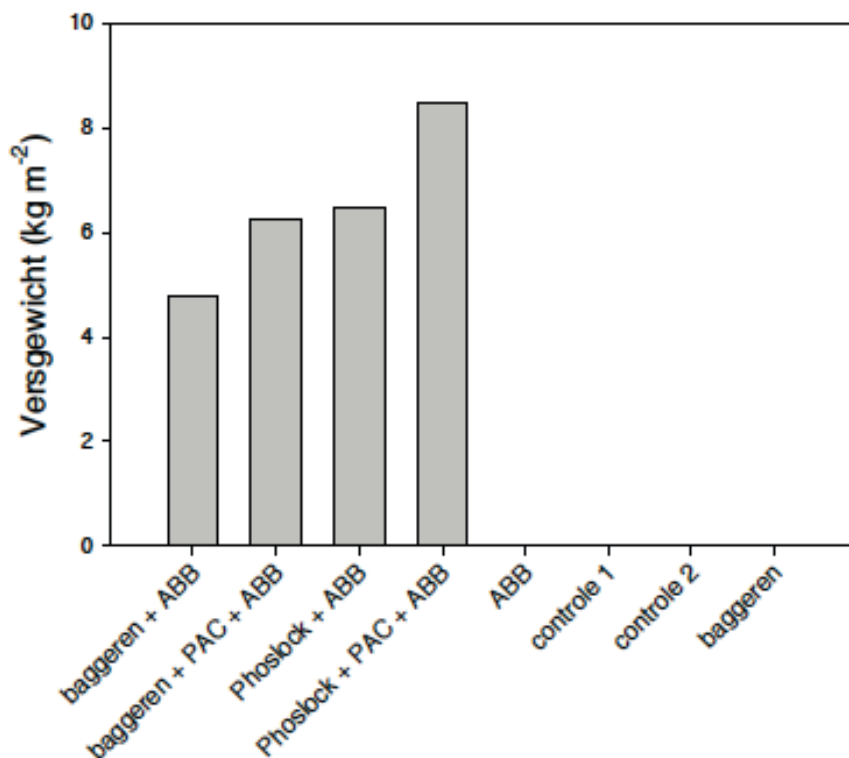
FIGUUR 56 ECOLOGISCHE KWALITEITSRATIO (EKR) VOOR DE BEGROEIING VAN ONDERGEDOKEN WATERPLANTEN IN DE COMPARTIMENTEN TE DONGEN WATERTYPE M11 (KLEINE, ONDIEPE, GEBUFFERDE PLASSEN). EÉN WEEK NA 23 AUGUSTUS 2011 DAALDE DE EKR VAN COMPARTIMENT 6 (ALLEEN ABB) NAAR NUL



AFVOER BIOMASSA EN FOSFOR

Figuur 57 geeft een overzicht van de op 12 september 2011 verwijderde biomassa van waterplanten, inclusief draadalgen (versgewicht na uitlekken). De behandeling Phoslock®+PAC+ABB geeft de hoogste biomassa-opbrengst aan het eind van het tweede groeiseizoen. Het vroegtijdig afsterven van de waterplanten bij de behandeling ABB is duidelijk zichtbaar in de geogste hoeveelheid. De gemiddelde P-gehalten in Elodea varieerden van 2,2 mg P g⁻¹ DW tot 5,2 mg P g⁻¹ DW. Aangenomen dat de met de geogste waterplanten afgevoerde biomassa zich heeft ontwikkeld in twee kalenderjaren, dan ligt de hiermee afgevoerde hoeveelheid P tussen 1,7 mg P m⁻² dag⁻¹ (compartiment 1; Baggeren + ABB) en 4,7 mg P m⁻² dag⁻¹ (compartiment 4; Phoslock® +PAC +ABB); in compartiment 6 (ABB) waren op 12 september 2011 nagenoeg geen oogstbare waterplanten aanwezig.

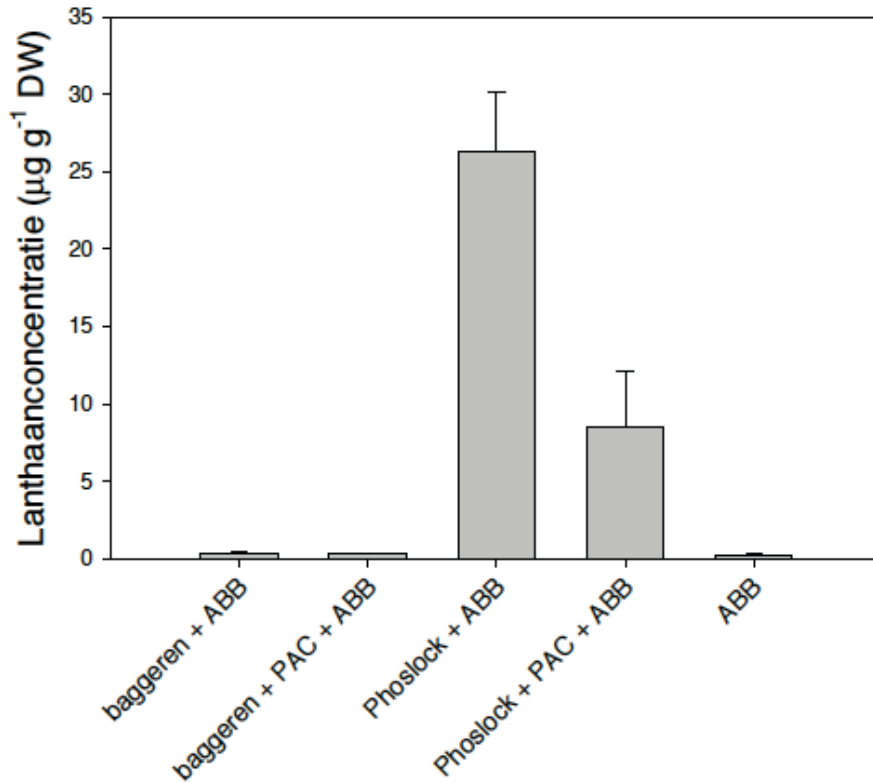
FIGUUR 57 OOGST VAN ONDERGEDOKEN WATERPLANTEN INCLUSIEF DRAADALGEN AAN HET EINDE VAN DE PROEFPERIODE OP 12 SEPTEMBER 2011 (UITGELEKT VERSGEWICHT IN kg m⁻²)



LANTHAANGEHALTEN VAN WATERPLANTEN

Net als bij vis bestaat de mogelijkheid dat lanthaan, afkomstig uit het toegediende Phoslock®, zich op of in waterplantenweefsels hecht. Figuur 58 geeft een overzicht van de lanthaanconcentraties van Elodea aan het einde van de proefperiode op 23 augustus 2011.

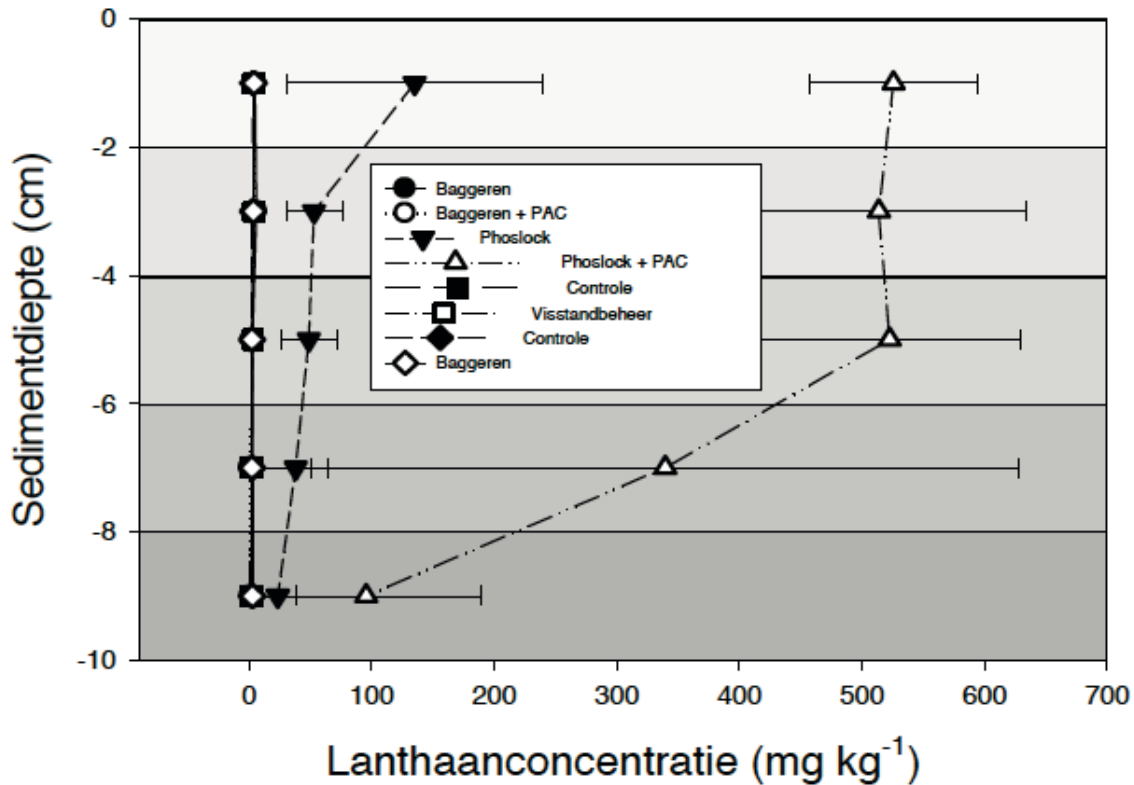
Een vergelijking van de lanthaanconcentraties van Elodea laat zien dat de planten uit de met Phoslock® behandelde compartimenten significant hogere lanthaan-concentraties hebben (one-way ANOVA en post-hoc Tukey; p<0.05). De met de geogste planten verwijderde hoeveelheid lanthaan bedraagt 0,03% (compartiment 4: Phoslock® + PAC + ABB) en 0,05% (compartiment 3: Phoslock® + ABB) van de toegediende hoeveelheid lanthaan.

FIGUUR 58 GEMIDDELDE LANTHAANCONCENTRATIE ($\mu\text{g La g}^{-1}\text{ DW}$) VAN ELODEA AAN HET EIND VAN DE PROEFPERIODE. (ERROR BARS = 1 SE)

7.1.16 LANTHAAN EN FOSFAAT IN SEDIMENT

Van verschillende sedimentcores uit de compartimenten en de vijver zijn slices van twee cm gesneden, die na destructie zijn geanalyseerd op lanthaan. Er was een groot verschil tussen de niet behandelde en met Phoslock[®] behandelde compartimenten (Figuur 59). In de onbehandelde compartimenten was de gemiddelde lanthaanconcentratie in het sediment $3,0 (\pm 1,2) \text{ mg kg}^{-1}$, terwijl dit in de Phoslock[®]-behandelingen gemiddeld $229 (\pm 220) \text{ mg kg}^{-1}$ was. Er was ook een groot verschil tussen het Phoslock[®] en het Phoslock[®] + PAC behandelde compartiment met lanthaanconcentratie in het sediment van respectievelijk $60 (\pm 44) \text{ mg kg}^{-1}$ en $400 (\pm 187) \text{ mg kg}^{-1}$ (Figuur 59). Lanthaan was verhoogd in alle sedimentlagen; in het Phoslock[®] + PAC behandelde compartiment voornamelijk in de bovenste 6 cm van het sediment (Figuur 59).

FIGUUR 59

VERLOOP VAN LANTHAAN (mg kg^{-1}) IN HET SEDIMENT VAN DE VERSCHILLENDE COMPARTIMENTEN IN DE TE DONGEN VIJVER

7.2 RESULTATEN WATER- EN STOFFENBALANS

7.2.1 WATERBALANS DONGEN

De waterbalans voor de hele vijver is voor het jaar 2010 weergegeven in Tabel 23. De grootste in-post is de toevoer van opgepompt grondwater ten behoeve van peilbeheer in droge perioden. De restpost bestaat voor het grootste deel uit inzijging.

TABEL 23 WATERBALANS 2010 VOOR DE VIJVER AAN DE MGR. SCHAEPMANLAAN TE DONGEN IN mm EN m^3

	IN		UIT		
	Neerslag	Toevoer grondwater met pomp	Afstroming van aanliggende gronden	Verdamping vanaf open water	Restpost (berging, kwel/inzijging)
mm jaar ⁻¹	818	1820	317	736	2219
m^3 jaar ⁻¹	2045	4550	793	1840	5548

7.2.2 NUTRIËNTENBELASTING DONGEN

De P-belastingsgrenzen ($\text{mg P m}^{-2} \text{d}^{-1}$) van de vijver te Dongen zijn weergegeven in Tabel 24.

TABEL 24 P-BELASTINGSGRENZEN ($\text{mg P m}^{-2} \text{d}^{-1}$) BEPAALD MET METAMODELLEN VOOR PCLAKE EN PCDITCH

PCLake	PCDitch		
Kritische P-belasting (troebel→helder)	0.8	Kritische P-belasting (N/P ratio = 34)	0.6
Kritische P-belasting (helder→troebel)	2.2	Kritische P-belasting (N/P ratio = 10)	1.8

De P-belasting vanuit diverse bronnen is, uitgaande van een gemiddelde situatie, na baggeren op jaarbasis weergegeven in Tabel 25. Hierbij zijn tevens een minimumschatting (best-case) en een maximumschatting (worst-case) gegeven.

TABEL 25 ACTUELE P-BELASTING VAN DE VIJVER TE DONGEN ($\text{mg P m}^{-2} \text{d}^{-1}$ EN ALS PERCENTAGE VAN DE KRITISCHE P-BELASTING), PEILJAAR 2010. TUSSEN HAAKJES STAAN DE BELASTINGEN VOOR EEN MINIMALE EN MAXIMALE SITUATIE WEERGEGEVEN

bron	P-belasting ($\text{mg P m}^{-2} \text{d}^{-1}$)	P-belasting (% van kritische P-belasting helder→troebel)	P-belasting (% van kritische P-belasting N/P ratio = 10)
Afstromend taludwater	0.600 (0.510-0.690)	27 (23-31)	33 (28-38)
Aanvoer grondwater	0.400 (0.250-0.550)	18 (11-25)	22 (14-31)
Depositie op open water	0.042 (0.042-0.042)	2 (2-2)	2 (2-2)
Watervogels (eenden)	0.148 (0.108-0.187)	7 (5-9)	8 (6-10)
Voeren eenden	0.520 (0.205-0.976)	24 (9-44)	29 (11-54)
Bladval van bomen	0.040 (0.000-0.110)	2 (0-5)	2 (0-6)
Lokvoer hengelsport	0.120 (0.010-1.830)	5 (0-83)	7 (1-102)
Nalevering waterbodem	1.000 (1.000-1.000)	45 (45-45)	56 (56-56)
Totaal	2.870 (2.125-5.385)	130 (97-245)	159 (118-299)

7.3 SYNTHESE: CONSEQUENTIES MAATREGELEN

Tabel 26 geeft een samenvattend overzicht van een aantal geselecteerde waterkwaliteitsvariabelen, gemiddeld over de periode september 2010–augustus 2011. Uitgaande van de doelstelling om overlast door blauwalgen te bestrijden, wordt algengroei het meest geremd bij de behandelingen baggeren + ABB (compartiment 1), baggeren + PAC + ABB (compartiment 2) en Phoslock® + ABB (compartiment 3). De behandeling ABB (compartiment 6) wordt als niet succesvol gezien, omdat tegen het einde van de onderzoeksperiode de plantengroei in dit compartiment vroegtijdig afstierf waarbij stank en vissterfte optrad.

De behandelingen baggeren + ABB en baggeren + PAC + ABB leiden tot de laagste TP concentraties. Hierbij laat de behandeling baggeren + PAC + ABB bovendien de laagste fosfaatnalevering vanuit de waterbodem zien en biedt daarmee de beste uitgangspositie op een langer durende situatie zonder algenoverlast.

De nutriëntenbelasting op de vijver vanuit de verschillende bronnen is na uitvoering van de behandeling baggeren + ABB en zelfs na uitvoering van de behandeling baggeren + PAC + ABB op de gehele vijver waarschijnlijk te hoog om een duurzame situatie zonder algenoverlast te kunnen realiseren. Daartoe is een verdere reductie van de belasting vanuit meerdere bronnen noodzakelijk.

TABEL 26 OVERZICHT VAN EEN AANTAL GESELECTEERDE WATERKWALITEITSVARIABELEN, GEMIDDELD OVER DE PERIODE SEPTEMBER 2010–AUGUSTUS 2011 (MET STANDAARDFOUT OF RANGE MINIMUM-MAXIMUM), MET KLEURINDICATIE OVEREENKOMSTIG DE KRW-SCORE VOOR WATERTYPE M11 (DOORZICHT, pH, O₂, TP, TN, TOTAAL-CHLOROFYL: T-CHL), OF CONFORM BLAUWALGENPROTOCOL 2011 (BLAUWALGENCHLOROFYL: cyaCHL) EN NEDERLANDSE LANTHAANNORMEN VOOR FILTREERBAAR LANTHAAN- (FILT-La) EN TOTAALLANTHAANCONCENTRATIES (T-La)

Compartment	1	2	3	4	5	6	7	8
Variabele								
Doorzicht (standaardfout)	0.91 (0.04)	0.74 (0.03)	0.61 (0.03)	0.55 (0.03)	0.38 (0.03)	0.54 (0.04)	0.27 (0.03)	0.59 (0.04)
pH (range min-max)	8.4 (7.2-10.3)	8.8 (7.3-10.2)	9.3 (7.3-10.6)	8.4 (7.5-9.9)	7.6 (7.2-8.3)	8.2 (7.1-9.7)	8.0 (7.2-8.9)	7.6 (7.2-8.6)
O₂ (%) (range min-max)	100 (24-167)	104 (63-159)	106 (53-147)	83 (15-153)	62 (12-121)	99 (7-161)	88 (3-158)	73 (14-130)
TP (µg l⁻¹) (standaardfout)	45 (9)	45 (5)	75 (11)	95 (18)	186 (24)	118 (39)	458 (48)	105 (15)
TN (mg l⁻¹) (standaardfout)	1.1 (0.4)	1.1 (0.2)	1.0 (0.2)	1.4 (0.3)	1.8 (0.4)	1.1 (0.2)	2.5 (0.4)	1.4 (0.2)
CyaCHL (µg l⁻¹) (standaardfout)	0.5 (0.2)	0.4 (0.2)	0.8 (0.3)	1.6 (1.2)	7.7 (2.6)	0.6 (0.3)	14.2 (10.1)	0.8 (0.5)
T-CHL (µg l⁻¹) (standaardfout)	8.3 (2.6)	3.8 (0.7)	7.4 (1.0)	28.7 (12.2)	74.9 (15.6)	10.5 (4.8)	233.4 (27.4)	37.1 (7.8)
Filt-La (µg l⁻¹) (standaardfout)	0.03 (0.01)	0.04 (0.01)	0.38 (0.14)	0.81 (0.59)	0.06 (0.03)	0.04 (0.01)	0.05 (0.03)	0.04 (0.01)
T-La (µg l⁻¹) (standaardfout)	0.14 (0.04)	0.14 (0.02)	4.79 (1.18)	9.94 (3.07)	0.34 (0.05)	0.10 (0.02)	0.32 (0.04)	0.24 (0.04)

8

RESULTATEN DE KUIL TE PRINSENBEEK

8.1 RESULTATEN FLOCK & LOCK

8.1.1 DE RESULTATEN ALGEMEEN

In het laboratorium bleek geen verschil in de door vlokvorming met ijzerchloride of polyaluminiumchloride verwijderde chlorofyl-*a*-concentraties. Bijvoorbeeld na twee uur was de chlorofyl-*a*-concentratie in een behandeling met ijzerchloride (6 mg Fe l⁻¹) gereduceerd tot 23 %, terwijl dat met polyaluminiumchloride (6 mg Al l⁻¹) tot 22 % van de beginconcentratie was. De applicatie in De Kuil resulteerde in vlokken met groter positief drijfvermogen dan in eerste instantie ingeschat, zodat ter plekke de oppervlaktedosering van Phoslock[®] als ballast werd bijgesteld. Dit resulteerde in een adequate verwijdering van de *Aphanizomenon*-bloei en in helder water. De fosfaatafgifte van het sediment werd sterk gereduceerd, maar in 2010 was er weer een verhoogde afgifte vanuit het sediment. Uit core-experimenten bleek dat er een behoorlijk deel redoxgevoelig P vrij kan komen. Waarschijnlijk betreft dit aan ijzer vastgelegd P wat vraagtekens plaatst bij het gebruik van ijzerchloride in plaats van polyaluminiumchloride in de combinatie met het P-fixatief. In het najaar van 2010 tot en met de lente van 2011 werd De Kuil geteisterd door een bloei van *Planktothrix rubescens*. In de zwemseizoenen van 2009 tot en met 2011 was de plas gevrijwaard van blauwalgenoverlast.

8.1.2 DOORZICHT EN TROEBELHEID

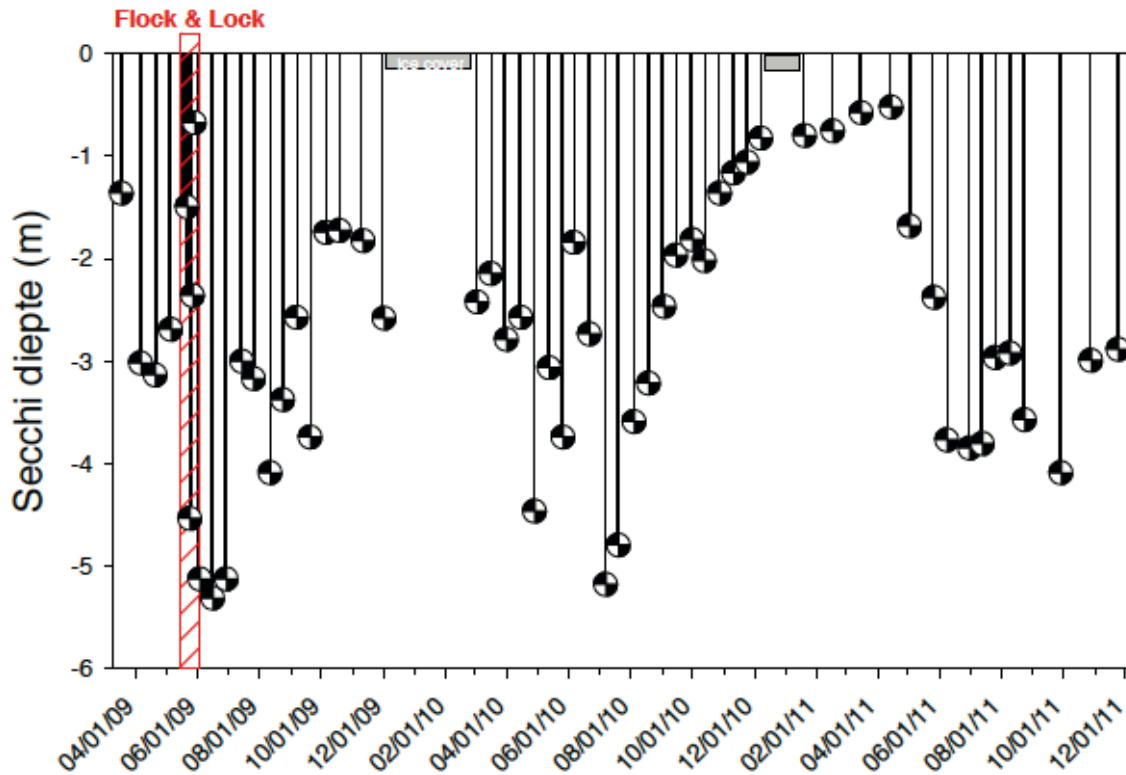
Het doorzicht in De Kuil was daags voor de ingreep iets minder dan anderhalve meter en nam met de oppervlaktetoevoeging van Phoslock[®] eerst af tot 70 cm, maar verbeterde in enige dagen snel tot meer dan 5 meter (*Figuur 60*). Gedurende de zomer van 2009 bleef het doorzicht goed en varieerde het tussen 3-4 meter, maar werd het slechts 1-2 meter na de najaarsomkering (*Figuur 60*). In 2010 nam het doorzicht weer toe, totdat de *P. rubescens* bloei het water aanzienlijk vertroebelde, wat leidde tot een doorzicht van minder dan een halve meter in maart/april 2011. Na het verdwijnen van de *P. rubescens* nam het doorzicht weer toe tot 3-4 meter (*Figuur 60*). Vooral tijdens het zwemseizoen was er gedurende de meetperiode in dit onderzoek (2009 – 2011) sprake van een prima doorzicht.

Het jaargemiddelde doorzicht na de Flock & Lock-ingreep in 2009 was met 3,33 m beduidend meer dan het langjarige gemiddelde (1992 - 2008) van 2,17 m; ook in 2010 en 2011 was het jaargemiddelde doorzicht met respectievelijk 2,54 en 2,42 m nog meer dan het langjarige gemiddelde.

Het doorzicht wordt ook gereflecteerd in het verloop van de troebelheid van het water. Net voor en tijdens de Flock & Lock-behandeling was het water troebel, waarna het gedurende anderhalf jaar in de bovenste meters behoorlijk helder bleef, totdat een *P. rubescens*-bloei het water vertroebelde. Ook in de diepere waterlagen bleef het water troebel en zijn er parallellen met de chlorofyl-*a*-concentraties. Er is een positief verband tussen de troebelheid (NTU) en

de chlorofyl-*a*-concentratie, echter slechts 33% van de variatie wordt hierdoor verklaard, wat aangeeft dat er ook andere factoren een rol spelen in de troebelheid van het water. Hierbij kan gedacht worden aan andere deeltjes dan algen die licht verstrooien, zoals kleideeltjes en detritus.

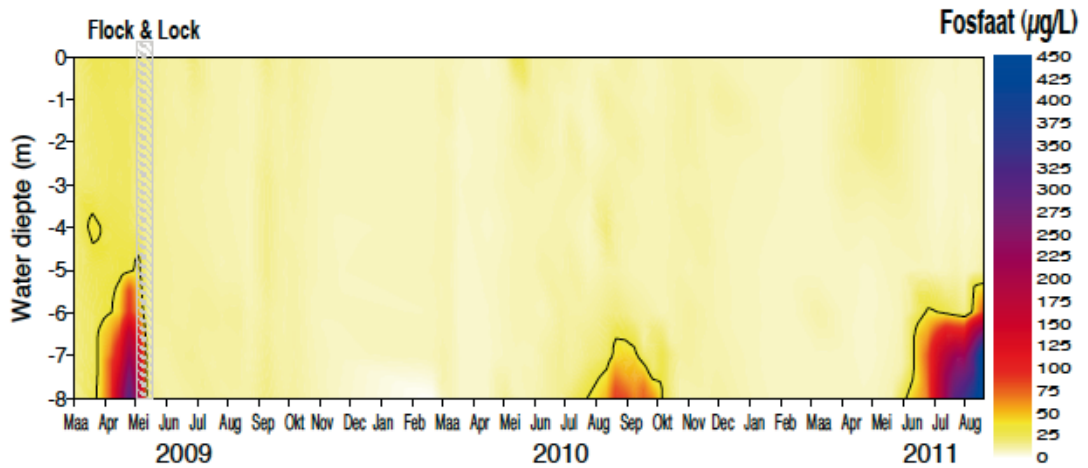
FIGUUR 60 VERLOOP VAN HET DOORZICHT (SECCHI-DIEPTE, m) IN DE KUIL GEDURENDE DE PERIODE 18 MAART 2009 – 23 NOVEMBER 2011. HET RODE GEARCEERDE GEBIED GEEFT DE FLOCK & LOCK BEHANDELING AAN



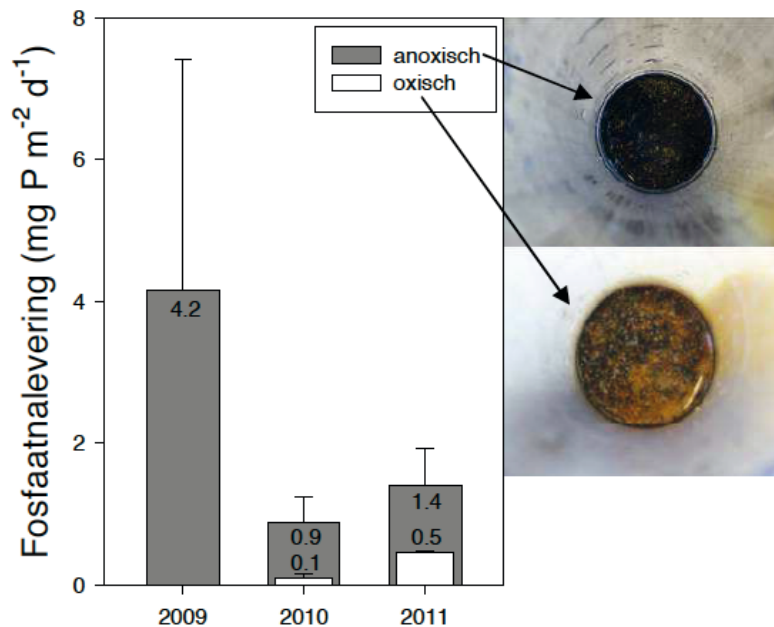
8.1.3 ORTHO-FOSFAAT (FILTREERBAAR FOSFAAT)

Al in april 2009 nam de fosfaatconcentratie in de diepere waterlagen van De Kuil sterk toe tot meer dan $400 \mu\text{g P l}^{-1}$ (Figuur 61). Het water was al gestratificeerd en de zuurstofconcentraties in deze waterlagen liepen drastisch terug, wat duidt op vrijkomen van reductief labiel gebonden P. De Flock & Lock-behandeling in mei 2009 reduceerde deze P-efflux drastisch: de interne nalevering werd effectief gestopt (Figuur 61). In de late zomer van 2010 was er een verhoging van fosfaat in diepe waterlagen waarneembaar, terwijl in 2011 deze verhoging al beduidend eerder begon en resulteerde in hoge fosfaatconcentraties (Figuur 61).

FIGUUR 61 VERLOOP VAN DE FOSFAATCONCENTRATIE ($\mu\text{g P l}^{-1}$) OVER DE WATERKOLOM (0-8 m DIEPTE) GEDURENDE DE MEETPERIODE 18 MAART 2009 – 23 AUGUSTUS 2011. DE GEARCEERDE BALK GEEFT DE FLOCK & LOCK-BEHANDELING AAN (18 – 21 MEI 2009)



FIGUUR 62 NALEVERING VAN P IN SEDIMENT CORES UIT DE KUIL GENOMEN IN MAART 2009, 2010 EN 2011, WEGGEZET ONDER ANOXISCHE (GRIJZE STAAF) EN OXISCHE (WITTE STAAF) CONDITIES

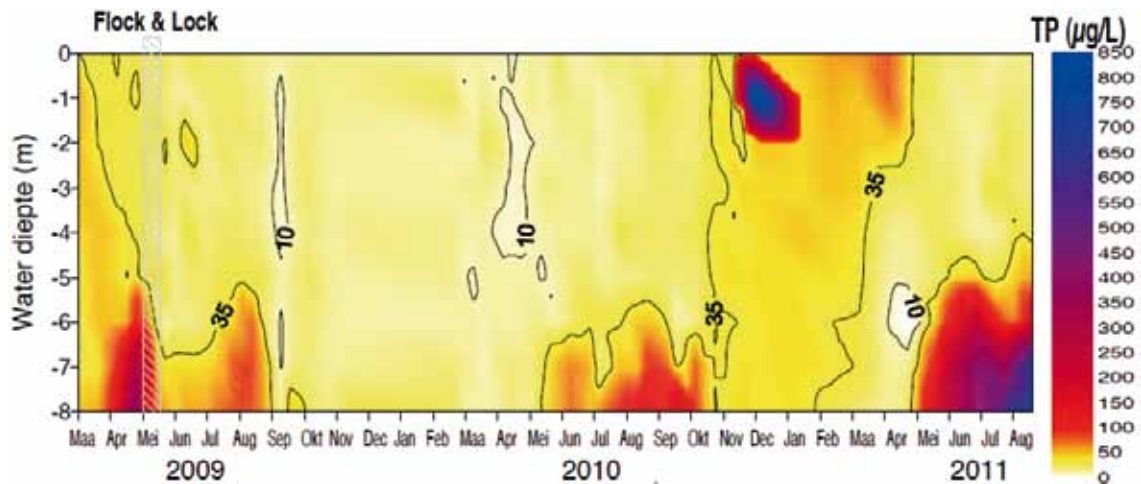


De toename van de fosfaatconcentraties in de diepere waterlagen lijkt te worden veroorzaakt door het vrijkomen van reductief labiel gebonden P (aan Mn en Fe gebonden). Sedimentnaleveringsproeven lieten zien dat de P-nalevering onder anoxische omstandigheden voor de Flock & Lock-behandeling in 2009 ruim $4 \text{ mg P m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ was en dat deze na de Flock & Lock-behandeling in 2010 en 2011 weliswaar gereduceerd was, maar zeker niet tot nul (Figuur 62). De nalevering uit sediment was onder deze omstandigheden in 2011 al een derde van de nalevering van voor de behandeling.

8.1.4 TOTAAL FOSFAAT (TP)

De totaal-P-concentraties laten een vergelijkbaar beeld zien als fosfaat in de diepere waterlagen (Figuur 63). De hogere TP concentraties in de zomer van 2009 werden veroorzaakt door picocyanobacteriën en *Ceratium*, in de zomers van 2010 en 2011 was dit *Planktothrix rubescens*. Deze filamenteuze cyanobacterie kwam na de najaarsomkering in 2010 massaal tot bloei, wat gereflecteerd wordt in de verhoogde TP-concentraties ($>35 \mu\text{g l}^{-1}$) in de periode november 2010 – maart 2011 (Figuur 63).

FIGUUR 63 VERLOOP VAN DE TOTAAL-P-CONCENTRATIE ($\mu\text{g P l}^{-1}$) OVER DE WATERKOLOM (0-8 m DIEPTE) GEDURENDE DE MEETPERIODE 18 MAART 2009 – 23 AUGUSTUS 2011. DE GEARCEERDE BALK GEEFT DE FLOCK & LOCK-BEHANDELING AAN (18– 21 MEI 2009)



8.1.5 TOTAAL-CHLOROFYL-A

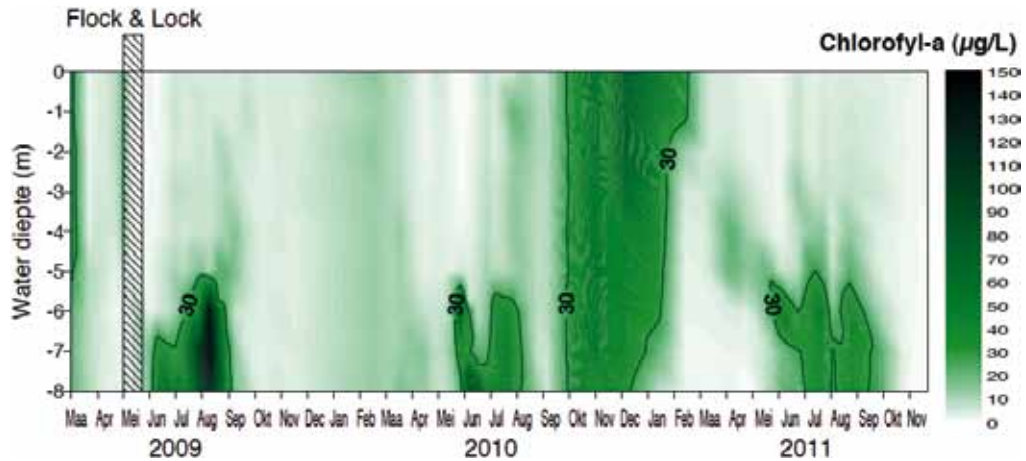
Vlak voor de Flock & Lock-behandeling, was er sprake van een zich ontwikkelende blauwalgenbloei. Er waren duidelijk groene vlokken in de waterkolom aanwezig en aan lager wal werden accumulaties van blauwalgen gesignaleerd. Het bleek te gaan om *Aphanizomenon flos-aquae* (Figuur 64). Deze blauwalgen in vlokken hadden een groot positief drijfvermogen. Op basis van Flock & Lock-experimenten ter plekke werd besloten de hoeveelheid aan het oppervlak te doseren Phoslock[®], als ballast, op 13,65 ton te stellen. Deze Flock & Lock-behandeling was effectief in het afzinken van de blauwalgen: de waterkolom gemiddeld totaal chlorofyl-a-concentratie verminderde van 13 tot $2 \mu\text{g l}^{-1}$.

FIGUUR 64 FOTO'S VAN AAN HET WATEROPPERVLAK ACCUMULERENDE BLAUWALGEN (LINKS) EN ALS GROENE VLOKKEN SAMENKOMENDE (MIDDEN) APHANIZOMENON FLOS-AQUAE (RECHTS)



De totaal chlorofyl-*a*-concentraties bleven anderhalf jaar lang laag in de bovenste waterlagen, totdat een opkomende *P. rubescens* bloei het water paars kleurde (Figuur 65).

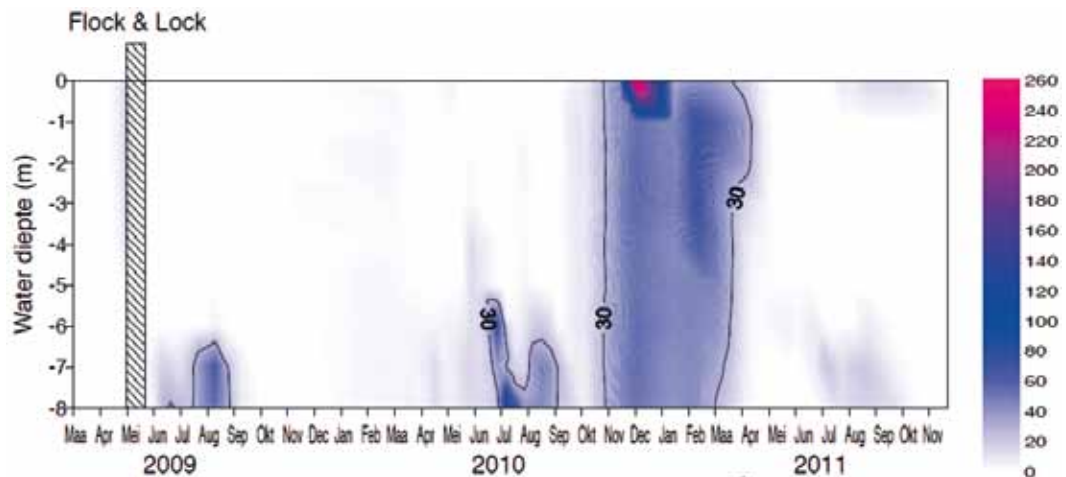
FIGUUR 65 VERLOOP VAN DE CHLOROFYL-A CONCENTRATIE ($\mu\text{g l}^{-1}$) OVER DE WATERKOLOM (0-8 m) IN DE KUIL GEDURENDE DE PERIODE 18 MAART 2009 – 23 NOVEMBER 2011. GEEFT DE FLOCK & LOCK INGREEP AAN



8.1.6 BLAUWALGENCHLOROFYL-A EN MICROCYSTINES

In de zomers van 2009 en 2010 waren er verhoogde blauwalgchlorofyl-*a*-concentraties in de diepere waterlagen (Figuur 66). Dit bleken in 2009 kleine bolvormige picocyanobacteriën te zijn, maar in 2010 werd er ook *Planktothrix rubescens* waargenomen. Na de najaarsomkering ontstond er een stevige bloei van *P. rubescens* met drijf laagvorming (Figuur 66).

FIGUUR 66 HET VERLOOP VAN DE BLAUWALGCHLOROFYL-A-CONCENTRATIE ($\mu\text{g l}^{-1}$) OVER DE WATERKOLOM (0-8 m) IN DE KUIL GEDURENDE DE PERIODE 18 MAART 2009 – 23 NOVEMBER 2011



Op drie data (29 september 2010, 10 november 2010 en 18 januari 2011) zijn monsters van de *P. rubescens* over de waterkolom geanalyseerd op microcystines. Vooral de variant desmethylmicrocystine-RR bleek abundant aanwezig. De concentraties waren vergelijkbaar over de waterkolom en varieerden tussen gemiddeld 2,9 en 11,5 $\mu\text{g l}^{-1}$. De drijf laag had een beduidend hogere microcystine concentratie van 3360 $\mu\text{g g}^{-1}$ drooggewicht, wat met een drooggewicht van 20 mg ml^{-1} neerkomt op een totaal microcystine concentratie in de drijf laag van ongeveer 67000 $\mu\text{g l}^{-1}$. Het is evident dat deze drijf laag een hoog risico voor de volksgezondheid inhoudt.

8.1.7 LANTHAAN

De filtreerbare lanthaanconcentratie was voor de Flock & Lock-applicatie gemiddeld 0,08 $\mu\text{g l}^{-1}$, tijdens de toediening van de Phoslock[®] was dit gemiddeld 5,2 $\mu\text{g l}^{-1}$ en daarna nam de filtreerbare lanthaanconcentratie weer snel af tot gemiddeld 0,2 $\mu\text{g l}^{-1}$. Alleen tijdens de applicatie werd de Nederlandse norm voor filtreerbaar lanthaan (10,1 $\mu\text{g l}^{-1}$) kortstondig in de diepere waterlagen overschreden.

De totale lanthaanconcentratie was voor de Flock & Lock-applicatie gemiddeld 0,37 $\mu\text{g l}^{-1}$, tijdens de toediening van de Phoslock[®] was dit gemiddeld 367 $\mu\text{g l}^{-1}$ en daarna nam de filtreerbare lanthaanconcentratie af tot gemiddeld 9,3 $\mu\text{g l}^{-1}$. Tijdens de applicatie en kortdurend erna werd de Nederlandse norm voor totaal lanthaan (150 $\mu\text{g l}^{-1}$) in de diepere waterlagen overschreden.

8.1.8 MACROFAUNA

Kort na de Flock & Lock-behandeling is het aantal dieren per oppervlakte-eenheid afgenomen tot circa een derde deel van de situatie kort voor de behandeling. Dit patroon is zichtbaar in zowel de netmonsters als de substraatmandjes. De afname is significant. Een jaar na de behandeling zijn de aantallen dieren weer terug op het niveau van voor de behandeling of zelfs hoger (*Tabel 27*).

TABEL 27 GEMIDDELDE AANTAL DIEREN PER m^2 EN GEMIDDELDE AANTAL TAXA PER m^2 IN NETMONSTERS EN SUBSTRAAT MANDJESVOOR EN NA DE FLOCK & LOCK-BEHANDELING. DE LETTERS GEVEN PER REGEL SIGNIFICANTE RELATIES AAN, (1) = PAARGEWIJZE MANN-WHITNEY U TESTEN, TWEE ZIJDIG, $P \leq 0.05$; (2) = GAMES-HOWELL TEST, $P < 0.05$; BIJ NET Σ TAXA GEEN TOETSING MOGELIJK DOOR TE GERING MONSTERAANTAL IN 2009

Gemiddelde	Kort voor Flock & Lock (april-mei 2009)	Kort na Flock & Lock (juni 2009)	1 jaar na Flock & Lock (april-juni 2010)
Net Σ n m^{-2} (1)	485 ^A	126 ^B	663 ^A
Mandjes Σ n m^{-2} (1)	2850 ^A	1150 ^B	11678 ^C
Net Σ taxa	38,0	19,5	64,3
Mandjes Σ taxa (2)	18,3 ^A	11,3 ^B	35,2 ^C

Het aantal taxa is kort na de behandeling duidelijk lager dan kort voor de behandeling. Ook hierbij is een vergelijkbaar patroon zichtbaar in zowel netmonsters als de substraatmandjes. Een jaar na de behandeling is het aantal taxa hoger dan voor de behandeling. Door een te gering monsteraantal is toetsing bij netmonsters niet mogelijk (*Tabel 27*).

Op het niveau van klasse of orde reageren de verschillende groepen verschillend (*Tabel 28*).

Gastropoda en Ephemeroptera reageren het duidelijkst op de behandeling en laten kort na behandeling een significante afname zien in zowel de netmonsters als de substraatmandjes. De overige groepen reageren kort na de behandeling neutraal, soms in combinatie met een afname (Oligochaeta, substraat mandjes) of toename (Malacostraca). Een jaar na de behandeling zien we per groep een min of meer neutrale reactie, in een aantal gevallen in combinatie met een afname of een toename (*Tabel 28*).

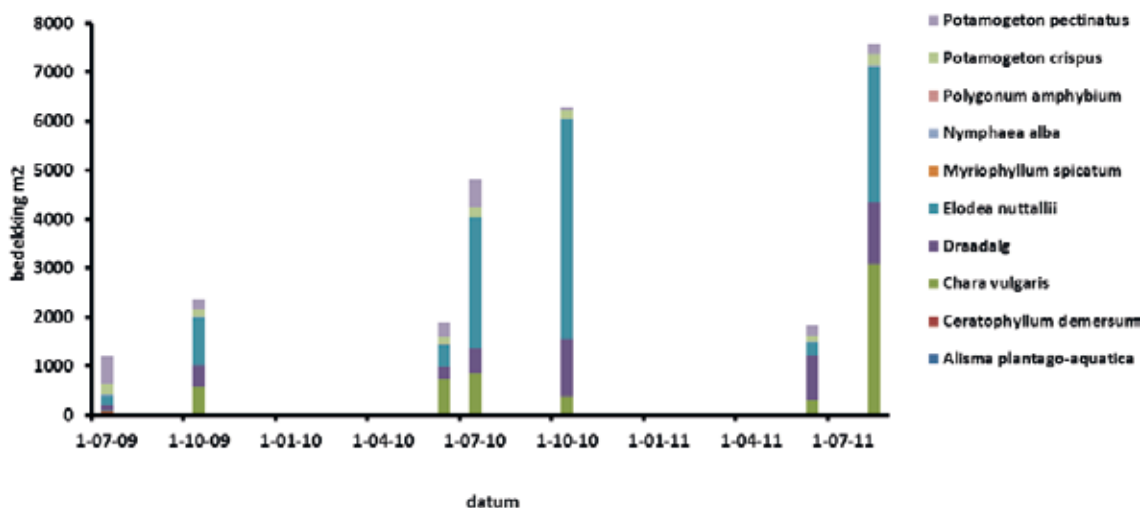
TABEL 28 SIGNIFICANTE VERANDERINGEN IN AANTALLEN DIEREN PER GROEP BIJ EEN VERGELIJKING VAN DE SITUATIE KORT VOOR DE BEHANDELING MET FLOCK & LOCK (APRIL 2009) MET DE SITUATIE KORT NA FLOCK & LOCK (JUNI 2009) EN 1 JAAR NA FLOCK & LOCK (APRIL-JUNI 2009). ($P \leq 0,05$). ONE-WAY ANOVA EN WELCH TEST ZIJN GEBRUIKT OM VERSCHILLEN TUSSEN BEMONSTERINGSDATUMS TE ONDERZOEKEN, GEVOLGD DOOR TUKEY'S POST HOC TEST OF GAMES-HOWELL TEST ($P < 0,05$). IN GEVAL VAN NIET-NORMALE VERDELING IS DE KRUSKAL-WALLIS TEST GEBRUIKT, GEVOLGD DOOR PAARSGEWIJZE MANN-WHITNEY U-TEST. NETMONSTERS (NET) EN SUBSTRAATMANDJES (MANDJES) ZIJN AFZONDERLIJK BESCHOUWD. AFNAME (-)=ROOD; AFNAME TOT GEEN VERANDERING (-/0)=LICHTROOD; GEEN VERANDERING (0)=GROEN; GEEN VERANDERING TOT TOENAME (0/+)=LICHTBLAUW; TOENAME (+)=BLAUW

	Net kort na Flock & Lock	Net 1 jaar na Flock & Lock	Mandjes kort na Flock & Lock	Mandjes 1 jaar na Flock & Lock
Gastropoda	-	-/0	-	0
Diptera	0	0/+	0	0/+
Hirudinea	0	0	0	-/0
Ephemeroptera	-	-/0	-	-/0
Oligochaeta	0	+	-	0
Malacostraca	0/+	0/+	0	0/+
Trichoptera	0	-/0	0	0
Arachnida	0	+	0	0/+

8.1.9 MACROFYTEN

Ondergedoken waterplanten komen in De Kuil voor tot waterdieptes van circa 4 meter. Het begroeibare areaal omvat 1,9 ha en bestaat uit de steile onderwatertaluds langs de oevers en de ondiepere delen van het zwembad. Langs de oevers komen op enkele verspreide plaatsen drijfbladplanten voor. *Figuur 67* geeft een overzicht van de bedekking met ondergedoken en drijvende waterplanten over de periode juli 2009 tot en met augustus 2011. Na elke winterperiode is de bedekking fors afgenomen om vervolgens gedurende de zomer weer flink te stijgen (*Figuur 67*). In de zomer van 2009 is deze toename het zwakst en in 2011 het sterkst. Daarmee lijkt het patroon in de ontwikkeling van de totale bedekking op dat in de met Flock & Lock behandelde proefvakken in Dongen en Eindhoven: in de eerste zomer na de behandeling komt de onderwatervegetatie langzaam tot ontwikkeling; in latere ja(r)en is de ontwikkeling sterker.

FIGUUR 67 BEDEKKING WATERPLANTEN IN DE KUIL IN DE PERIODE 2009 – 2011



In 2010 is *Elodea* dominant aanwezig. Na de winterperiode 2010-2011 is de bedekking fors gedaald en worden open plekken waar voorheen *Elodea* groeide snel bezet door *Chara*.

8.1.10 ZOÖPLANKTON

Een gecontroleerd laboratoriumexperiment liet zien dat er geen direct acuut effect is van zowel het vlokmiddel, de Phoslock® en een combinatie op *Daphnia galeata* uit De Kuil. De monitoring van het zoöplankton liet zien dat deze *D. galeata* in De Kuil na de Flock & Lock-ingreep aanwezig bleef tot een maximum van 62 individuen l⁻¹. *Diaphanosoma brachyurum* vertoonde een duidelijke opkomst in de late zomer, vergelijkbaar met rotiferen die in hoge aantallen aanwezig waren (enkele 1000-en individuen per liter). Nauplii, cyclopoïden en calanoïdecopepoden waren gedurende de gehele meetperiode van 4 mei tot en met 30 november 2009 aanwezig. De abundanties van rotiferen, calanoïdecopepoden en *Daphnia* was lager tijdens de Flock & Lock-behandeling dan ervoor, maar omdat het hier om kolomgeïntegreerde monsters gaat die niet daags na elkaar (voor *versus* tijdens) zijn genomen, is niet duidelijk of dit een natuurlijk verschil, of een direct behandelingseffect is. Omdat na de applicatie zoöplankton toeneemt, lijkt de applicatie niet van nadeel op deze organismen.

8.1.11 KRW-BEOORDELING

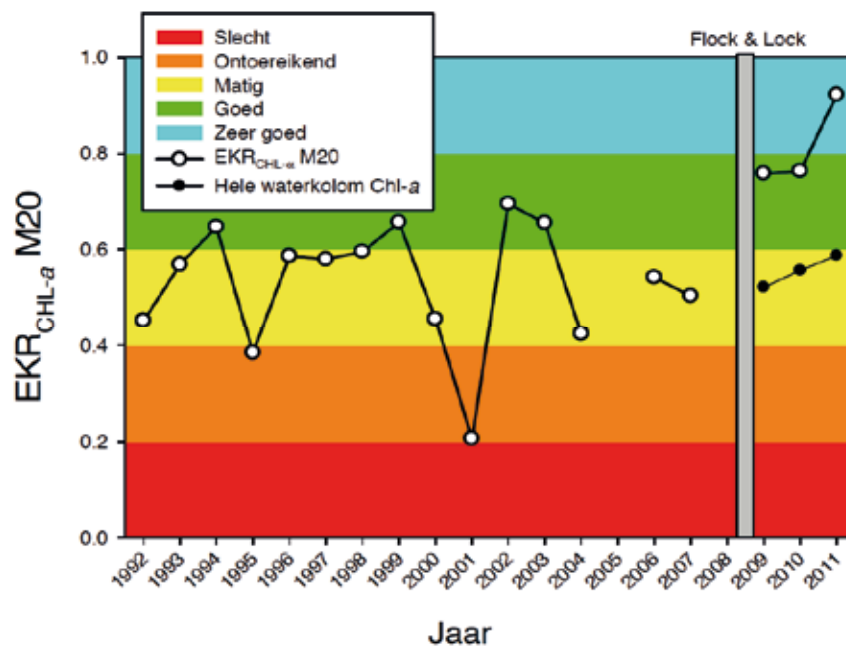
De KRW beoogt de bescherming en verbetering van aquatische ecosystemen. Hiertoe wordt een kader van referenties en maatlaten geboden (STOWA, 2007). Om na te gaan in hoeverre de behandeling een effect heeft op de kwaliteitsbeoordeling in KRW-kader, is voor de biologische kwaliteitselementen fytoplankton, overige waterflora, macrofauna en vis, alsmede voor de ondersteunende algemene fysisch en chemische kwaliteitsvariabelen totaal-P, totaal-N en doorzicht een oordeel gegeven. Hierbij is uitgegaan van de natuurlijke maatlat voor watertype M20 (matig grote diepe gebufferde meren), waarbij het oordeel is uitgedrukt als ecologische kwaliteitsratio (EKR-waarde).

Fytoplankton

De EKR voor fytoplankton is gebaseerd op data uit de periode tussen 1 mei en 30 september. Ter vergelijking met de situatie voor de Flock & Lock-ingreep zijn de chlorofyl-a-concentraties in oppervlaktemonsters, zoals bepaald door Waterschap Brabantse Delta over de periode 1992 tot en met 2007, meegenomen. Waar de EKR in de periode voor de ingreep gemiddeld 0.53 bedraagt, neemt deze aanzienlijk toe over de periode 2009 tot en met 2011 naar een waarde van gemiddeld 0.81 (Figuur 68). De bloei van *Planktothrix rubescens*, zoals in de winter van 2010-2011, heeft geen invloed op de score (watertype M20; STOWA, 2007). Als de chlorofyl-a-concentraties uit de gehele waterkolom worden meegenomen dan is de toename beduidend minder tot een gemiddelde EKR van 0.56 (Figuur 68). Dit wordt veroorzaakt door de hogere chlorofyl-a-concentraties in de diepere waterlagen (zie Figuur 65).

FIGUUR 68

VERLOOP VAN DE EKR VOOR ZOMERGEMIDDELE CHLOROFYL-A-CONCENTRATIES IN ZWEMPLAS DE KUIL OP BASIS VAN DE DEELMAATLAT VOOR WATERTYPE M20 (MATIG GROTE DIEPE GEBUFFERDE MEREN) GEDURENDE DE PERIODE 1992 TOT EN MET 2011. DE VERTICALE GRIJZE STAAF GEEFT DE FLOCK & LOCK-INGREEP AAN. OOK AANGEGEVEN ZIJN DE EKR-WAARDES WANNEER GEBASEERD OP HELE WATERKOLOM GEÏNTEGREERDE CHLOROFYL-A-CONCENTRATIES



OVERIGE WATERFLORA

Het kwaliteitselement overige waterflora is beoordeeld aan de hand van de submerse en drijvende vegetatie. Oeverplanten zijn buiten beschouwing gelaten. De EKR voor de groei vorm submerse vegetatie stijgt na de Flock & Lock-behandeling in de jaren 2009, 2010 en 2011 licht van 0.35 naar 0.43.

MACROFAUNA

Ofschoon in de loop van de tijd het aantal dieren en taxa verandert (*Tabel 27*) en de verschillende groepen verschillend reageren (*Tabel 28*), komt dit niet tot uitdrukking in de EKR. De EKR voor macrofauna blijft gedurende de onderzoeksperiode schommelen tussen 0.46 en 0.52. Dit wordt veroorzaakt doordat bij deze veranderingen de positieve en de negatieve taxa in ongeveer gelijke mate wijzigen, evenals het aantal kenmerkende taxa en het totale aantal taxa. Bij de berekening van de EKR wijzigt de uitkomst hierdoor niet.

VISSEN

In september 2011 is de visstand van De Kuil onderzocht en is de EKR bepaald. Voor de situatie van voor de Flock & Lock-behandeling is uitgegaan van de resultaten van visstandonderzoek uitgevoerd in juni 2006 (Vernooij, 2006). Er is geen verschil in de EKR voor het kwaliteitselement vis voor de behandeling in 2006 en na de behandeling in 2011; de EKR was in beide gevallen 0.62.

8.1.12 LANTHAAN IN VIS EN MUGGENLARVEN

In de diverse vismonsters van vissen na de Flock & Lock-behandeling bleek de lanthaan-concentratie in vrijwel elk weefsel van elke vis beduidend hoger dan in weefsel van voor de behandeling (*Figuur 69*).

In aal waren de lanthaanconcentraties in de lever ($p = 0.008$) en spier ($p = 0.017$) na de Flock & Lock-behandeling significant hoger dan ervoor; in baars was dit in lever ($p = 0.008$), bot ($p = 0.010$) en huid ($p = 0.008$), terwijl in de zeelt dit wederom in de lever ($p = 0.008$) en spierweefsel ($p = 0.008$) was (Figuur 69).

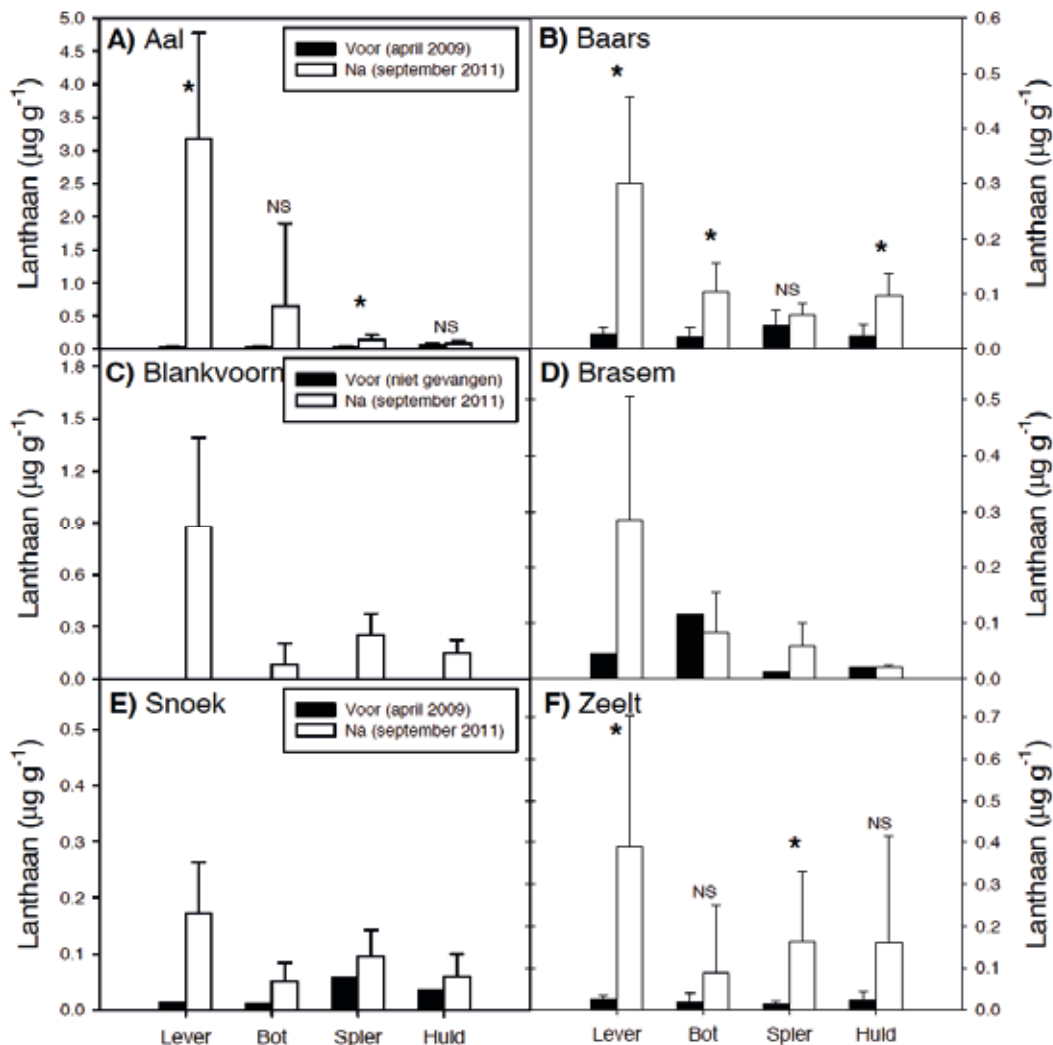
Het is evident dat in zowel benthische vis (aal) als open water vis (baars), als litorale vis (zeelt), significant hogere lanthaanconcentraties werden gemeten. Omdat er ook significant hogere concentraties werden gemeten in weefsel wat geen contact had met het maag-darmstelsel (bot, spier), lijkt het er sterk op dat lanthaan accumuleert in de verschillende visweefsels.

Rode muggenlarven

Op 18 maart 2009 was de abundantie rode muggenlarven (48 m^{-2}) significant lager (Mann-Whitney U; $p = 0.001$) dan op 30 juni 2011 (307 m^{-2}). De lanthaanconcentratie was in de muggenlarven die gevangen waren na de Flock & Lock behandeling weliswaar met $13,6 \mu\text{g g}^{-1}$ hoger dan de $6,6 \mu\text{g g}^{-1}$ in de muggenlarven die voor de Flock & Lock-behandeling waren gevangen, maar dit verschil bleek niet significant (Mann-Whitney U; $p = 0.272$). Deze concentraties liggen in dezelfde grootte orde als lanthaan in het sediment voor de behandeling ($12 \mu\text{g g}^{-1}$, Van Goethem, 2010).

FIGUUR 69

LANTHAANCONCENTRATIES ($\mu\text{g g}^{-1}$) IN LEVER, BOT, SPIER EN HUID VAN AAL (A), BAARS (B), BLANKVOORN (C), BRASEM (D), SNOEK (E) EN ZEELT (F) VOOR (OPEN STAVEN) EN NA DE FLOCK & LOCK BEHANDELING (ZWARTE STAVEN). ERROR BARS GEVEN 1 SD WEER (N = 5); * GEEFT EEN SIGNIFICANT VERSCHIL ($P < 0.05$) AAN, NS = NIET SIGNIFICANT



8.2 RESULTATEN WATERBALANS EN NUTRIËNTENBELASTING

De gemiddelde waterbalans per jaar (periode 2000-2010) voor De Kuil is weergegeven in Tabel 29.

TABEL 29 GEMIDDELDE WATERBALANS PER JAAR (PERIODE 2000-2010) VOOR DE KUIL IN MM EN M³

	IN	UIT		
	Neerslag	Afstroming en ontwatering van aanliggende gronden	Verdamping vanaf open water	Restpost (berging, kwel/inzijging)
mm jaar-1	882	202	717	367
m3 jaar-1	61750	14128	50170	25708

De grootste in-post is de neerslag op open water. De restpost bestaat voor het grootste deel uit afvoer naar polderwater.

De P-belastinggrenzen ($\text{mg P m}^{-2} \text{d}^{-1}$) van De Kuil als diepe en ondiepe plas zijn weergegeven in Tabel 30.

TABEL 30 P-BELASTINGSGRENZEN VAN DE KUIL ($\text{mg P m}^{-2} \text{d}^{-1}$) BIJ DE BEOORDELING ALS DIEPE PLAS EN ALS ONDIEPE PLAS

Diepe plas		Ondiepe plas	
Toelaatbare P-belasting	0.3	Kritische P-belasting (troebel → helder)	0.2
Excessieve P-belasting	0.6	Kritische P-belasting (helder → troebel)	0.2

De actuele P-belasting vanuit diverse bronnen is, uitgaande van een gemiddelde situatie, op jaarbasis weergegeven in Tabel 31. Hierbij zijn tevens een minimumschatting (best case) en een maximumschatting (worst case) gegeven.

Het is duidelijk dat zonder een flinke reductie van de P-nalevering vanuit de waterbodem geen onderschrijding van P-belastingsgrenzen mogelijk is. Het is te verwachten dat bij een belasting zoals bepaald voor 2010 (voor een gemiddelde situatie) algenbloei waarschijnlijk is, omdat de excessieve P-belasting wordt overschreden. Zonder een sterke reductie van de P-nalevering vanuit de waterbodem is de kans op algenbloei groot. Aanvullend is het gewenst om, waar mogelijk en zinvol, reductie van overige bronnen na te streven.

TABEL 31 ACTUELE P-BELASTING VAN DE KUIL ($\text{mg P m}^{-2} \text{d}^{-1}$ EN ALS PERCENTAGE VAN DE P-BELASTINGSGRENS), PEILJAAR 2010. TUSSEN HAAKJES STAAN DE BELASTINGEN VOOR EEN MINIMALE EN MAXIMALE SITUATIE WEERGEGEVEN

bron	P-belasting ($\text{mg P m}^{-2} \text{d}^{-1}$)	P-belasting (% van toelaatbare P-belasting diepe plas)	P-belasting (% van kritische P-belasting ondiepe plas helder → troebel)
Kwel	0,007 (0,006-0,008)	2 (2-3)	4 (3-4)
Depositie op open water	0,037 (0,037-0,037)	12 (12-12)	19 (19-19)
Watervogels	0,096 (0,028-0,156)	32 (9-52)	48 (14-78)
Bladval van bomen	0m083 (0,001-0,270)	28 (0-90)	42 (1-135)
Zwemmers	0,000 (0,000-0,000)	0 (0-0)	0 (0-0)
Lokvoer hengelsport	0,013 (0,001-0,205)	4 (0-68)	7 (1-103)
Nalevering waterbodem	0,900 (0,900-0,900)	300 (300-300)	450 (450-450)
Totaal	1,136 (0,973-1,576)	379 (324-525)	568 (487-788)

9

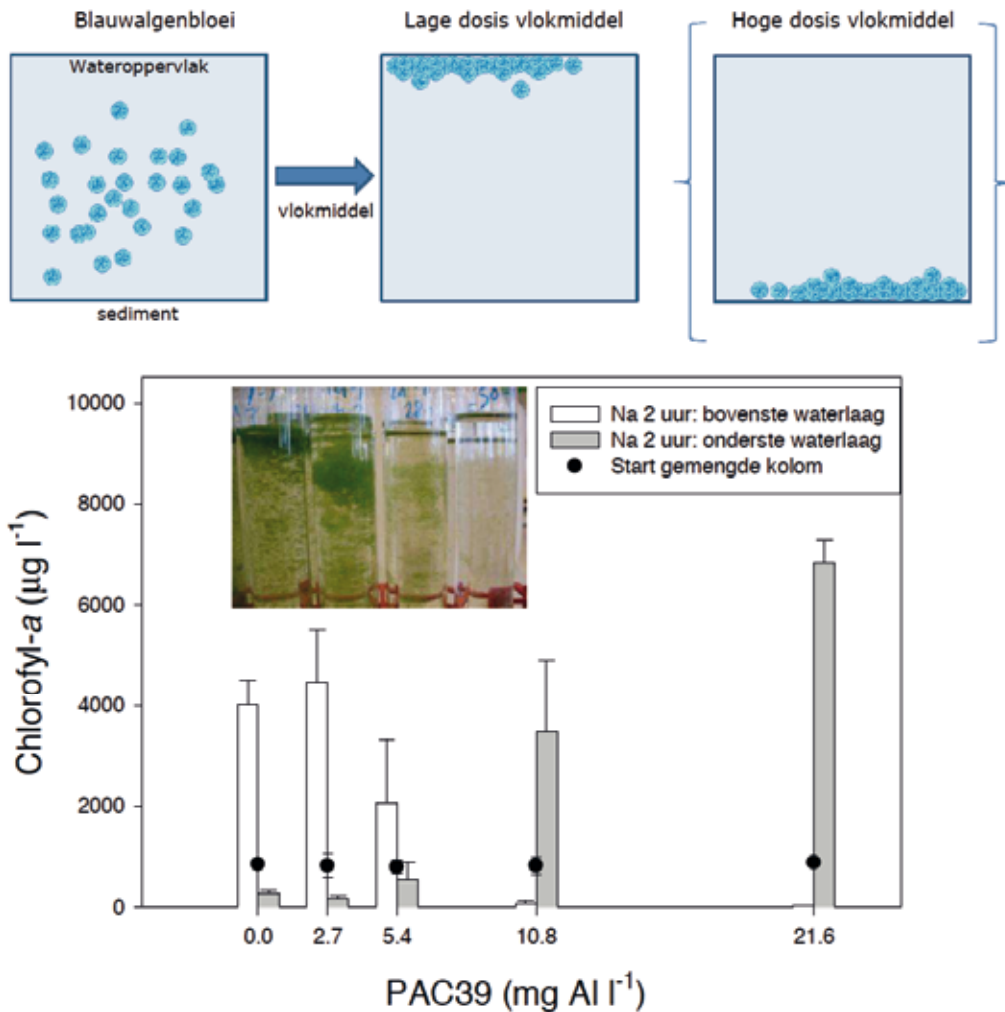
LABORATORIUMONDERZOEKEN

9.1 FLOCK & LOCK

De Flock & Lock-methode is erop gericht om in de waterkolom aanwezig fosfaat te immobiliseren en deeltjes samen te pakken en te laten zinken naar het sediment, waar vervolgens sediment P-afgifte wordt gereduceerd. Dit kan gerealiseerd worden met alleen het vlokmiddel, zoals een aluminiumzout, maar slechts bij voldoende hoge dosering om de interne nalevering te stoppen. Voordeel van de benodigde hogere dosering is dat vanwege het soortelijke gewicht van het vlokmiddel, wat hoger is dan water, de gevormde vlokken zullen zinken.

FIGUUR 70

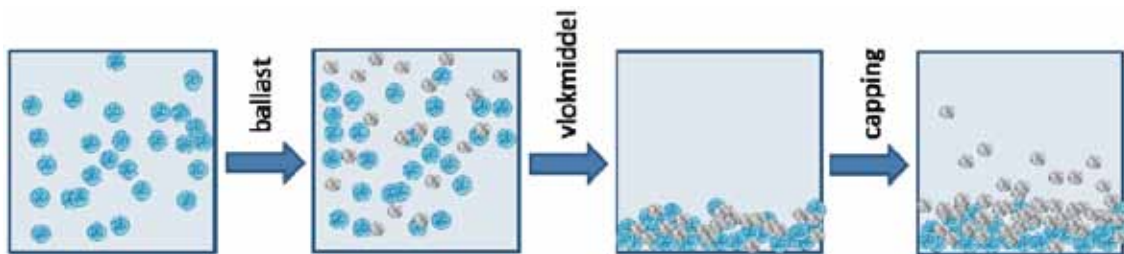
SCHEMATISCHE WEERGAVE VAN DE BEHANDELING VAN EEN BLAUWALGENBLOEI MET EEN LAGE EN HOGE DOSERING VLOKMIDDEL (BOVEN) EN DE CHLOROFYL-A CONCENTRATIES BOVEN (WITTE STAAF) EN ONDERIN (GRIJZE STAAF) TESTBUIZEN NA 2 UUR BIJ VERSCHILLENDE CONCENTRATIES VLOKMIDDEL (POLYALUMINIUMCHLORIDE; PAC39)



Wanneer alleen het vlokmiddel in een lage dosering wordt gebruikt bij een blauwalgenbloei, kunnen de gevormde vlokken vanwege het positieve drijfvermogen van de blauwalgen aan het wateroppervlak accumuleren (Figuur 70). Dit is een ongewenste situatie vanwege de accumulatie van hoge concentraties blauwalgen en toxines. Van belang bij toediening van het zure vlokmiddel (PAC 39) is dat de pH wordt geneutraliseerd met een base. In het geval van dit onderzoek calciumhydroxide.

De combinatie van een vlokmiddel met een gemodificeerde klei (als P-fixatief), maakt dat de dosering vlokmiddel beduidend lager kan zijn en dat het materiaal snel uit de waterkolom neerslaat. Het is hierin belangrijk dat er eerst een klein deel van de gemodificeerde klei in de waterkolom wordt gebracht, zodat na toediening van het vlokmiddel, de ontstane vlokken, ondanks ingevangen blauwalgen met positief drijfvermogen, effectief worden afgezonken. De vlokken worden dus verzwaard met de klei als ballast (Figuur 71). Vervolgens kan dan het restant van het P-fixatief als capping agent worden toegevoegd.

FIGUUR 71 SCHEMATISCHE WEERGAVE VAN DE BEHANDELING VAN EEN BLAUWALGENBLOEI MET EEN LAGE DOSERING VLOKMIDDEL EN EEN P-FIXATIEF



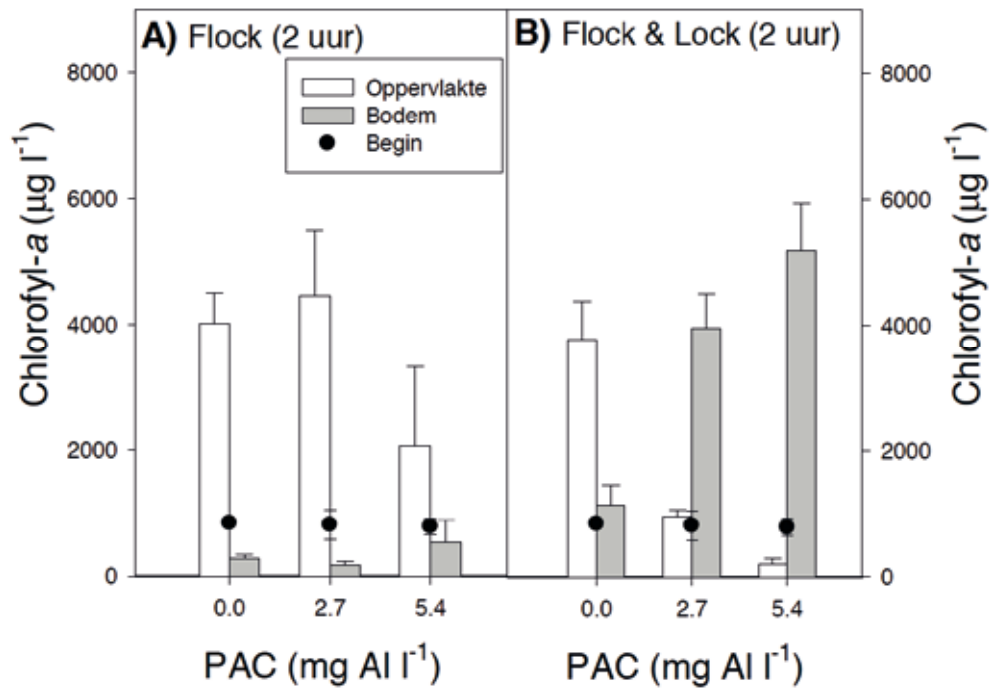
Een experimentele toetsing van het hierboven weergegeven principe is weergegeven in Figuur 72. Deze figuur laat zien dat bij blauwalgen met een positief drijfvermogen, in dit geval *Microcystis aeruginosa* uit De Ploeg van 31 juli 2009, de toevoeging van alleen vlokmiddel PAC (2.7 en 5.4 mg Al l⁻¹) resulteert in het accumuleren van de blauwalgen aan het wateroppervlak (Figuur 72A). Echter in combinatie met een P-fixatief ("Lock") zinken de blauwalgen snel naar de bodem van de testbuizen (Figuur 72B). Alleen Phoslock[®]-toediening (0 mg Al l⁻¹ in Figuur 72B) zorgt ook voor een gedeeltelijke precipitatie van de blauwalgen.

Op 31 augustus 2009 is er een Flock & Lock-test uitgevoerd met gemengd water uit de compartimenten 2, 3 en 4 uit de Stiffelio-vijver, waar respectievelijk vlokmiddel (na baggeren), Phoslock[®] en vlokmiddel + Phoslock[®] zou worden toegediend (zie § 4.4).

Zowel de Flock- als de Flock & Lock-behandeling lieten een significante afname van (blauw) algen in de bovenste waterlaag in de testbuizen zien en een significant toename in de onderste waterlaag (Figuur 73). De controles waren onveranderd. Hieruit volgt dat er een snelle precipitatie van (blauw)algenmateriaal optreedt, zelfs bij alleen toediening van het vlokmiddel. De pH in de controles was 8,29 (±0,03), in Flock was de pH 7,74 (±0,10) en in Flock & Lock 7,55 (±0,05). De PAC39 is ongebufferd toegediend, wat geen nadelige daling van de pH-waarde tot gevolg had.

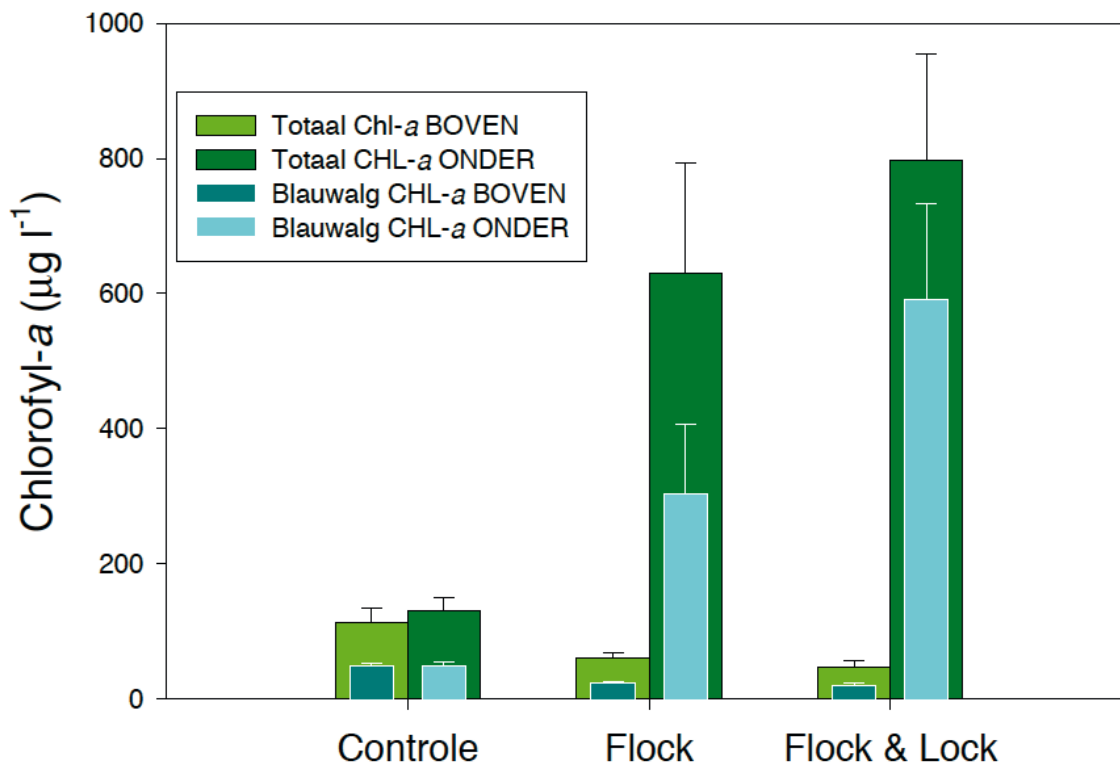
FIGUUR 72

CHLOROFYL-A-CONCENTRATIES ($\mu\text{g l}^{-1}$) BOVENIN TESTBUIZEN (WITTE STAVEN; "OPPERVLAKTE") EN ONDERIN TESTBUIZEN MET MICROCYSTIS AERUGINOSA UIT DE PLOEG (GRIJZE STAVEN; "BODEM") NA TWEE UUR BIJ VERSCHILLENDE DOSERING VLOKMIDDEL PAC39 (PANEEL A) FLOCK 2 UUR) EN IN COMBINATIE MET PHOSLOCK® (380 mg l^{-1} ; PANEEL B) FLOCK & LOCK 2 UUR). DE ZWARTE SYMBOLEN GEVEN DE BEGINCONCENTRATIES IN DE VOLLEDIG GEMENGDE BUIZEN WEER. M. AERUGINOSA HAD EEN POSITIEF DRIJFVERMOGEN. ERROR BARS IS ÉÉN STANDAARDDEVIATIE (N = 3)



FIGUUR 73

TOTAAL CHLOROFYL-A-CONCENTRATIES (GROEN) EN HET AANDEEL BLAUWALG (CYAANBLAUW) IN DE BOVENSTE WATERLAAG EN ONDERSTE WATERLAAG IN DE TESTBUIZEN. ERROR BARS GEVEN 1 SD AAN (N = 3)



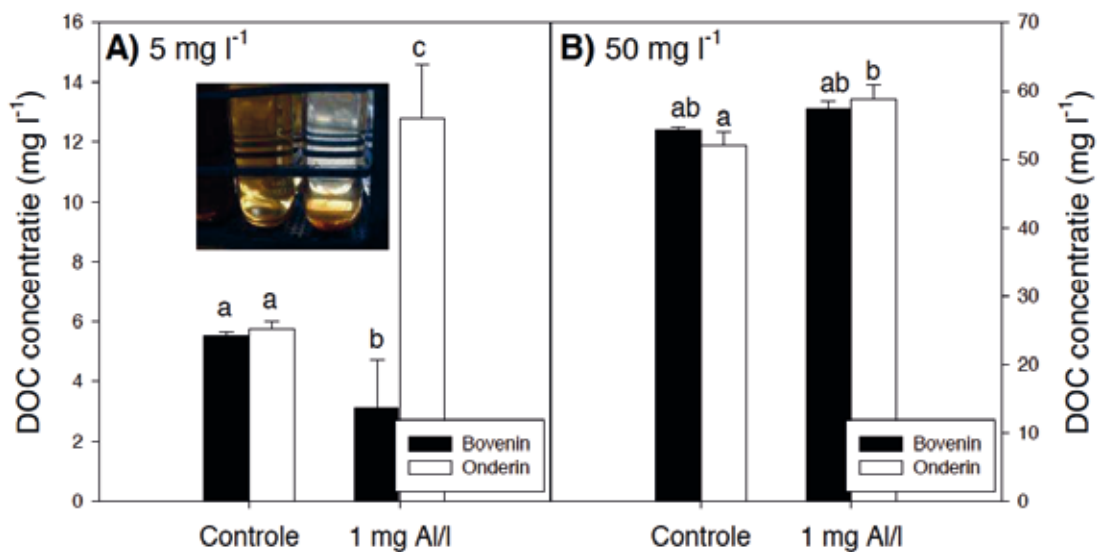
9.2 EFFECT VLOKMIDDEL OP HUMUSZUREN- EN P-CONCENTRATIE

Toevoeging van een lage dosis PAC (1 mg Al l^{-1}) aan water met normale humuszuurconcentratie van 5 mg DOC l^{-1} (zie § 4.8.7) resulteerde in uitvlokken en precipitatie van de humuszuren (Figuur 74A). Two-way ANOVA indiceerde een significant verschil tussen controle en PAC toediening ($F_{1,11} = 11.1$; $p = 0.010$), een significant verschil tussen DOC bovenin en onderin de testbuis ($F_{1,11} = 50.8$; $p < 0.001$) en een significante interactie tussen beiden ($F_{1,11} = 46.4$; $p < 0.001$). Dit laatste wordt verklaard doordat alleen in de PAC-behandeling DOC-concentraties bovenin en onderin de buis verschillen (Figuur 74). In water met een hoge humuszuurconcentratie van 50 mg DOC l^{-1} werden geen vlokken gevormd (Figuur 74B). De DOC-concentraties waren bovenin en onderin de buis gelijk (Figuur 74B).

Toevoeging van een lage dosis PAC (1 mg Al l^{-1}) aan water met fosfaat en verschillende concentraties humuszuren ($\text{DOC} = 0 - 100 \text{ mg l}^{-1}$) resulteerde in een aanzienlijke reductie van de fosfaatconcentratie (28% - 68%) bij humuszuurconcentraties tot 10 mg DOC l^{-1} (Figuur 75). Bij hogere humuszuurconcentraties ($20 - 100 \text{ mg l}^{-1}$) is de P-verwijdering door het vlokmiddel met 1 - 10% aanzienlijk minder (Figuur 75). Dit wordt veroorzaakt door de chelerende werking van de humuszuren waardoor aluminium wordt gebonden en geen P-fixatie kan optreden (Omoike & Van Loon, 1999).

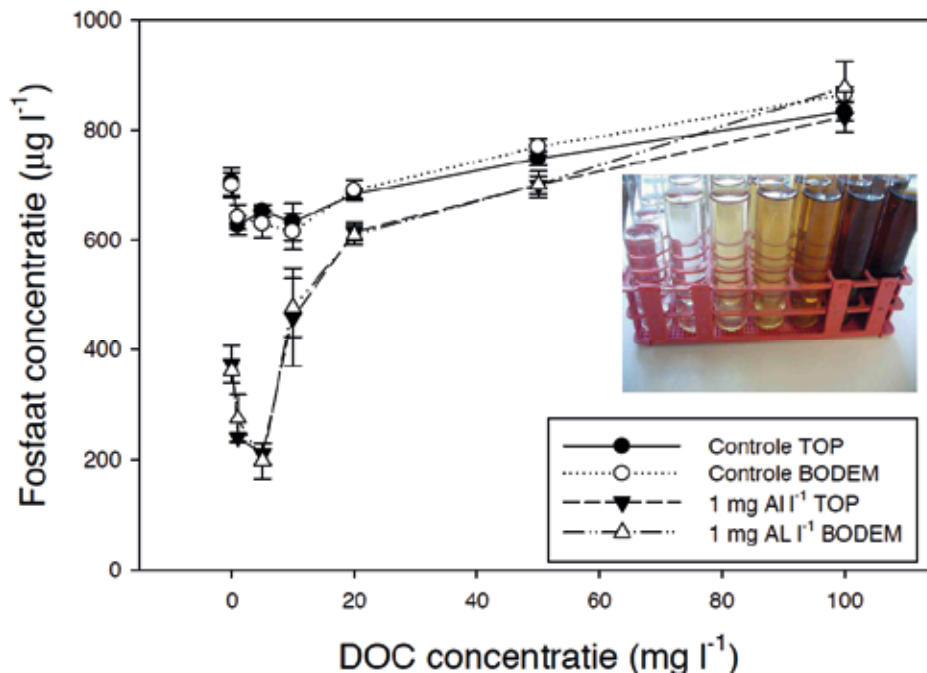
Dit betekent dat lage doseringen vlokmiddel in wateren met een normale humuszuurconcentratie tot ongeveer 10 mg DOC l^{-1} geen interferentie ondervindt van de humuszuren. Bij hogere humusconcentraties wordt de vlokvorming sterk geremd.

FIGUUR 74 HUMUSZUURCONCENTRATIE (DOC) ($\mu\text{g l}^{-1}$) IN BOVENIN EN ONDERIN TESTBUIZEN ZONDER TOEVOEGING (CONTROLE) EN NA TOEVOEGING VAN VLOKMIDDEL PAC39 (1 mg Al l^{-1}) BIJ TWEE HUMUSZUURCONCENTRATIES (A) 5 mg l^{-1} EN (B) 50 mg l^{-1}



FIGUUR 75

FOSFAATCONCENTRATIES ($\mu\text{g l}^{-1}$) BOVENIN (TOP) EN ONDERIN TESTBUIZEN (BODEM) BIJ VERSCHILLENDE HUMUSZUUR (DOC) CONCENTRATIE (mg l^{-1}) EN IN AFWEZIGHEID (CONTROLE) EN AANWEZIGHEID VAN EEN LAGE DOSIS VLOKMIDDEL (1 mg Al l^{-1})



9.3 BINDINGSCAPACITEIT PHOSLOCK® EN FLOCK & LOCK

Een aantal experimenten (o.a. de enclosure-experimenten in Heesch en Eindhoven) lieten zien dat de P-binding door Phoslock® minder kan zijn dan verwacht op basis van de door de fabrikant geopperde 100:1 ratio voor product P. In een gecontroleerd experiment zijn verschillende doseringen Phoslock® aan een $0,72 \text{ mg P l}^{-1}$ oplossing toegevoegd en is daarbij tevens onderzocht of het tegelijkertijd toevoegen van een vlokmiddel (PAC of FeCl_3) de P-reductie bevorderde (zie §4.8.5).

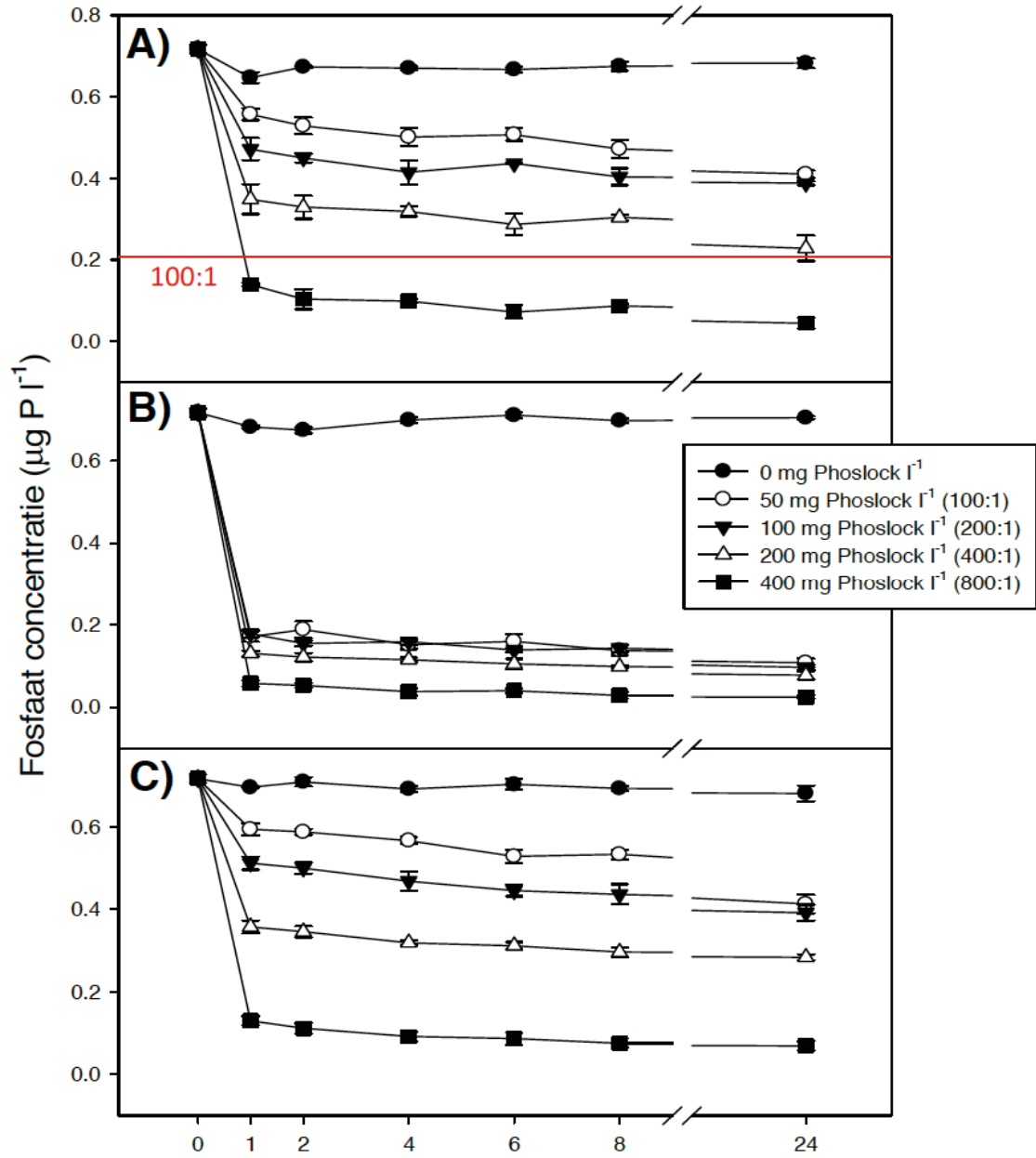
De behandelingen hadden een significant effect op de fosfaatconcentraties ($F_{4,89} = 2581$; $p < 0.001$). Op elk tijdstip (1 – 24 uur) bleek de fosfaatconcentratie significant lager bij hogere doseringen Phoslock® (Figuur 76A). De fosfaatconcentraties waren in de Phoslock® + PAC behandelingen significant lager ($F_{2,269} = 4987$; $p < 0.001$) dan in de Phoslock® en Phoslock® + FeCl_3 behandelingen (Figuur 76).

Op basis van de 100:1 ratio werd een 70% reductie in de fosfaatconcentratie verwacht, zodat de resterende concentratie ruim boven de detectielimiet van de analyse zou blijven. Echter de P-reductie was slechts 22% na één uur en liep op tot 43% na één dag in de 100:1 dosering (Figuur 76A). In de Phoslock® en PAC-behandeling was na één uur al 76% van de P geïmmobiliseerd in de 100:1 dosering en na één dag 85% (Figuur 76B), terwijl in de Phoslock® + FeCl_3 behandeling na één uur slechts 17% en na één dag slecht 42% van de hoeveelheid P was gereduceerd (Figuur 76C).

De P-verwijdering door van bovenaf een Phoslock®-slurry door de waterkolom in de glazen buizen te laten vallen is minder dan verwacht. Het is mogelijk dat bij langere contacttijd en/of intensief mengen meer P wordt verwijderd (zie §9.7). Dit resultaat geeft aan dat niet alle potentiële P-bindingsites meteen beschikbaar zijn.

FIGUUR 76

VERLOOP VAN DE FOSFAATCONCENTRATIE ($\mu\text{g l}^{-1}$) BIJ VERSCHILLENDE PHOSLOCK®-DOSERINGEN (A), PHOSLOCK® + PAC (1 mg Al l^{-1} ; B) EN PHOSLOCK® + FeCl_3 (1 mg Fe l^{-1} ; C). RODE LIJN GEEFT AAN WAT OP BASIS VAN DE 100:1 RATIO ALS RESTERENDE P-CONCENTRATIE WERD VERWACHT

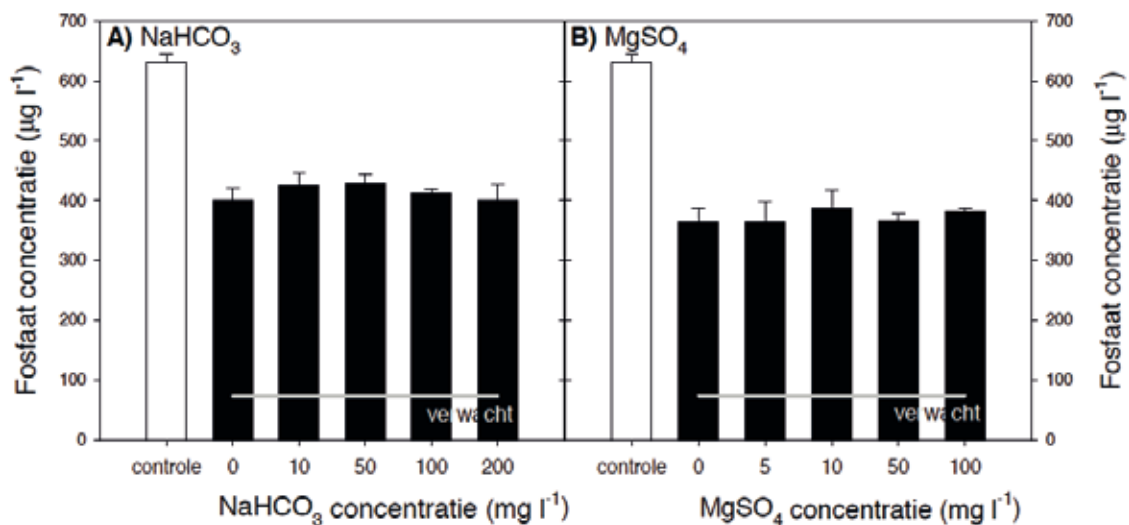


9.4 EFFECT VAN ANIONEN OP DE BINDINGSCAPACITEIT PHOSLOCK®

In hoeverre de aanwezigheid van andere oxyanionen, zoals HCO_3^- en SO_4^{2-} de effectiviteit van Phoslock® voor P-binding kunnen beïnvloeden, is niet bekend. Wel is er een rapportage van het Limnologisch Instituut Dr Nowak (2007) waarin wordt gesteld dat de geringe P-reductie van 28% (na twee dagen) in water uit de Ouderkerkerplas veroorzaakt kan zijn door competitie van carbonaat. Zij gaven aan dat er $170 \text{ mg HCO}_3^- \text{ l}^{-1}$ in dit water zat. Omdat de geringere P-verwijdering in o.a. de enclosure-experimenten veroorzaakt zou kunnen worden door binding van oxyanionen anders dan fosfaat aan de lanthaanbindingssites, is het effect van HCO_3^- en SO_4^{2-} bij verschillende concentraties getest. Het chemische evenwichtenprogramma CHEAQS Pro (Verweij, 2010) is gebruikt om op basis van de bekende samenstelling van de verschillende wateren voor elk watertype de verwachte P-concentratie te bepalen.

Voor de HCO_3^- -serie gaf het model aan dat HCO_3^- geen invloed heeft op de La-PO_4 -binding en dat bij elke HCO_3^- -concentratie al het lanthaan met fosfaat bindt, waardoor de P-concentratie van 630 naar $73 \text{ } \mu\text{g P l}^{-1}$ daalt. Het experiment bevestigde dat HCO_3^- geen invloed heeft op de La-PO_4 -binding (Figuur 77). De fosfaatconcentraties waren na toediening van de Phoslock® bij elke HCO_3^- concentratie gelijk ($F_{4,14} = 1.45$; $p = 0.287$), maar in tegenstelling tot de verwachte 88% reductie werd slechts een reductie van 35% gemeten (Figuur 77).

FIGUUR 77 FOSFAATCONCENTRATIES IN DE P-OPLOSSINGEN ZONDER LANTHAAN (CONTROLE) EN BIJ VERSCHILLENDE CONCENTRATIES NaHCO_3 (LINKERPANEEL A) EN MgSO_4 (RECHTERPANEEL B) WAARAAN LANTHAAN IS TOEGEVOEGD (ZWARTE STAVEN). DE GRIJZE LIJN GEEFT DE OP BASIS VAN CHEMISCHE EVENWICHT MODELLEERING VERWACHTE P-CONCENTRATIE AAN



Voor de MgSO_4 -serie gaf het model aan dat SO_4^{2-} geen invloed heeft op de La-PO_4 -binding en dat bij elke SO_4^{2-} -concentratie al het lanthaan met fosfaat bindt waardoor de P-concentratie van 630 naar $73 \text{ } \mu\text{g P l}^{-1}$ daalt. De experimentele toetsing liet zien dat SO_4^{2-} inderdaad geen invloed heeft op de La-PO_4 -binding (Figuur 77) en dat de fosfaatconcentraties na toediening van de Phoslock® bij elke SO_4^{2-} -concentratie gelijk waren ($F_{4,14} = 0,60$; $p = 0,673$). De gemiddelde P-reductie bedroeg slechts 41%, terwijl op basis van de chemische evenwicht modellering 88% reductie werd verwacht (Figuur 77).

9.5 EFFECT VAN HUMUSZUREN OP BINDINGCAPACITEIT PHOSLOCK®

Het enclosure-experiment in vijver De Ploeg (Heesch) liet een veel lagere P-verwijdering in de waterfase zien dan dat op basis van de dosering was verwacht. Dit werd vervolgens ook gevonden in het enclosure-experiment in de Stiffelio-vijver. Als mogelijke verklaring is de chelerende werking van humuszuren voor lanthaan voorgesteld. Op basis van een paar gegevens betreffende de samenstelling van het water in de enclosures is een scenario doorgerekend met behulp van het chemische evenwichten programma CHEAQS Pro. In een scenario voor De Ploeg werd de binding van fosfaat aan lanthaan gemodelleerd bij eenzelfde pH van 7,57, maar variërende humuszuurconcentraties (als DOC en 1:1 humine:fulvinezuren). Op basis van deze modellering valt te concluderen dat boven 8 mg DOC l⁻¹ er geen vastlegging van fosfaat aan lanthaan meer plaatsvindt. In dit scenario plakte al het lanthaan aan de humuszuren, wat er voor zorgde dat daardoor fosfaat niet kon worden gereduceerd.

In een experiment naar het effect van humuszuren (als DOC) op de P-binding van Phoslock® (zie §4.8.7) werd verwacht dat Phoslock® in afwezigheid van humuszuren de P-concentratie met 84% zou reduceren, maar de reductie bleek slechts 44%. Met toenemende concentratie humuszuren nam deze reductie verder af tot amper 22% bij 14 mg DOC l⁻¹. Het experiment liet zien dat humuszuren inderdaad de P-binding sterk kunnen verminderen, maar ook dat de P-binding door Phoslock® niet alleen door humuszuren wordt beïnvloed. Immers de reductie in de controle was al 40% lager dan verwacht. Het is natuurlijk mogelijk dat OH-ionen hier een rol hebben gespeeld, echter de relatief korte contacttijd kan ook van invloed zijn (zie § 9.6).

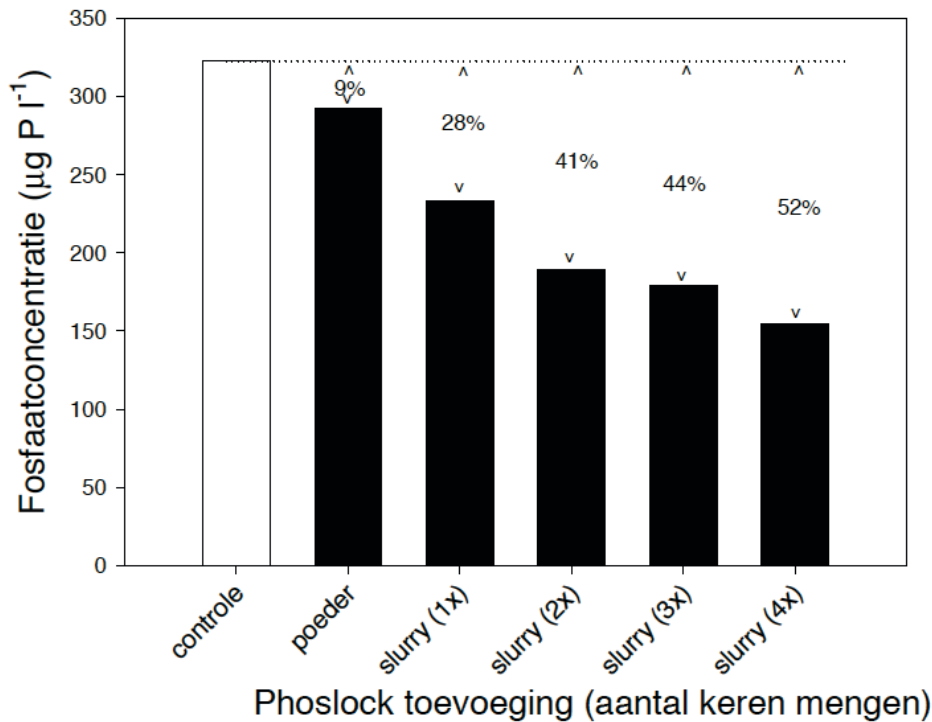
9.6 TOEDIENING, MENGING EN BINDINGSCAPACITEIT PHOSLOCK®

De Phoslock® werd als slurry boven in de testeenheden gepipetteerd om zoveel mogelijk de veldapplicatie na te bootsen. De Phoslock® zakt na het inbrengen en mengen naar de bodem van de testeenheid.

Om het effect van toediening en menging op de P-binding te onderzoeken is 100 ml water uit de Oude Meer (Son en Breugel) in zes afzonderlijke buizen gedaan en verrijkt met fosfaat (eindconcentratie 320 µg P l⁻¹). Aan één buis werd geen Phoslock® toegevoegd (controle), terwijl de vijf andere buizen elk 5 mg Phoslock® toegevoegd kregen. Eén buis als poeder, de vier andere als slurry waarbij de waterkolom 1x, 2x, 3x of 4x in 24 uur werd gemengd. Na 24 uur werden de fosfaatconcentraties gemeten en uit de resultaten blijkt overduidelijk dat de wijze van toediening en de menging van grote invloed zijn op de P-binding (Figuur 78). Hoe meer gemengd, des te beter is de P-verwijdering.

FIGUUR 78

FOSFAATCONCENTRATIE ($\mu\text{g P l}^{-1}$) IN WATER ZONDER PHOSLOCK® ADDITIE (WITTE STAAF), OF MET PHOSLOCK® ADDITIE (50 mg l^{-1} ; ZWARTE STAVEN) EN TOEDIENING ALS POWDER OF SLURRY, WAARBIJ HET WATER 1X – 4X IN 24 UUR IS GEMENGD

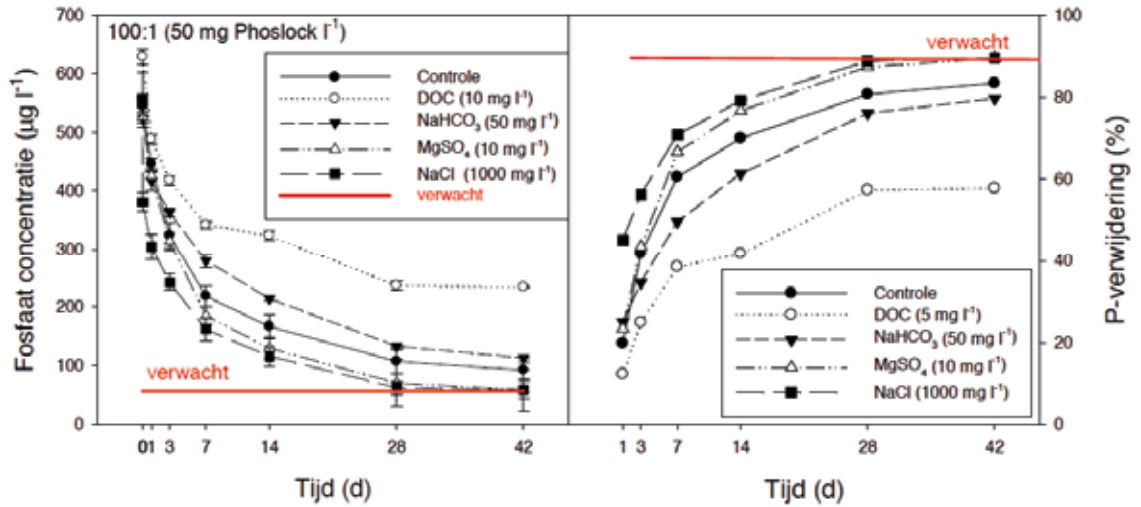


9.7 LANGE TERMIJN EFFECT ANIONEN EN HUMUSZUUR OP BINDINGSCAPACITEIT PHOSLOCK®

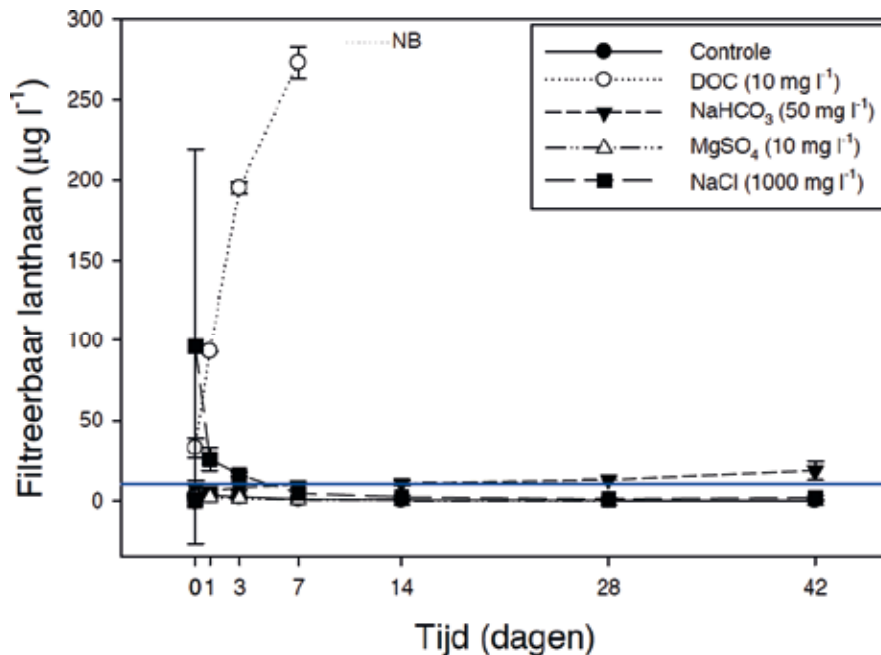
De experimenten weergegeven in § 9.4 en 9.5 kenden een kortdurende blootstelling aan Phoslock® van 24 uur. Uit § 9.6 volgt dat de contacttijd van invloed kan zijn op de P-verwijdering. Om dit te onderzoeken is het effect van anionen en humuszuren op de P-bindingscapaciteit van Phoslock® onderzocht gedurende een 42 dagen durend experiment (zie § 4.8.9).

In de controle (alleen 100:1 Phoslock®) nam de P-concentratie geleidelijk af tot $92 \mu\text{g l}^{-1}$, in water waaraan MgSO_4 of NaCl was toegevoegd was de P-concentratie na 42 dagen nog slechts $58 \mu\text{g l}^{-1}$ (Figuur 79A). In water met NaHCO_3 (50 mg l^{-1}) resteerde na 42 dagen nog gemiddeld $133 \mu\text{g l}^{-1}$, terwijl in water met een beetje humuszuur dit zelfs $237 \mu\text{g l}^{-1}$ was (Figuur 79A). In water met MgSO_4 of NaCl werd na 42 dagen de op basis van de toegediende Phoslock® verwachte lage P-concentratie bereikt: 90% van de P was geïmmobiliseerd (Figuur 79B). In afwezigheid van zouten (de controle) werd dit niet gehaald en in aanwezigheid van NaHCO_3 was de P-verwijdering na 42 dagen 79%. DOC zorgde dat maximaal 58% van de P werd geïmmobiliseerd (Figuur 79B). De repeated measures ANOVA gaf aan dat in de verschillende wateren de P-verwijdering door Phoslock® significant verschilde ($F_{4,29} = 47,0$; $p < 0.001$). Paarsgewijze vergelijking liet zien dat de P-verwijdering in de controle niet verschilde van die in water met NaHCO_3 ($t = 1,94$; $p = 0.066$) en MgSO_4 ($t = 2,02$; $p = 0.057$). De P-verwijdering in water met NaCl was significant hoger dan in de andere wateren ($t \geq 2,79$; $p < 0.011$), terwijl in water met DOC de P-verwijdering significant lager was dan in de andere wateren ($t \geq 6,13$; $p < 0.001$). Dit experiment laat zien dat ook bij langere incubatie DOC de P-verwijdering significant inhibeert.

FIGUUR 79 VERLOOP VAN FOSFAATCONCENTRATIES ($\mu\text{g l}^{-1}$; LINKERPANEEL) EN VAN FOSFAATIMMOBILISATIE (%; RECHTERPANEEL) IN P-OPLOSSINGEN MET DOC OF ZOUTEN NA BEHANDELING MET PHOSLOCK® (100:1). ERROR BARS GEVEN 1SD WEER (N=3). DE RODE LIJN GEEFT DE FOSFAATCONCENTRATIE OF DE FOSFAATVERWIJDERING (90%) AAN DIE OP BASIS VAN DE PHOSLOCK® ADDITIE VERWACHT WERD



FIGUUR 80 VERLOOP VAN DE FILTREERBARE LANTHAANCONCENTRATIE IN P-OPLOSSINGEN MET VERSCHILLENDE ZOUTEN OF DOC DIE ALLEN OP T=0 BEHANDELD ZIJN MET PHOSLOCK® (100:1). DE BLAUWE LIJN GEEFT DE NORM VOOR OPGELOST LANTHAAN IN ZOET OPPERVLAKTEWATER AAN (10,1 $\mu\text{g l}^{-1}$). AAN DIE OP BASIS VAN DE PHOSLOCK® ADDITIE VERWACHT WERD (90%). ERROR BARS GEVEN 1SD WEER (N=3)



In het experiment zijn ook de filtreerbaar lanthaanconcentraties gevolgd, die opmerkelijke verschillen laten zien (Figuur 80). Zo blijft de filtreerbare lanthaanconcentratie in de controles, in water met MgSO₄ (10 mg l⁻¹) en in water met NaCl (1000 mg l⁻¹) beneden de Nederlandse norm (10,1 $\mu\text{g l}^{-1}$). In water met NaHCO₃ (50 mg l⁻¹) neemt de filtreerbare lanthaanconcentratie gedurende het experiment toe van gemiddeld 6 $\mu\text{g l}^{-1}$ na één dag tot 19 $\mu\text{g l}^{-1}$ na 42 dagen (Figuur 80). In aanwezigheid van DOC (10 mg l⁻¹) stijgt de lanthaanconcentratie zeer snel en komt na één week tot ver boven 250 $\mu\text{g l}^{-1}$ (Figuur 80). Dit betekent dat ruim 10% van het met de Phoslock® ingebrachte lanthaan na één week in de waterkolom zat, hoogstwaarschijnlijk

gebonden aan de humuszuren. Latere lanthaanmetingen met ICP-MS waren in deze behandeling niet mogelijk vanwege optredende neerslagen in het filtraat die zorgden voor teveel storing. Een repeated measures ANOVA over de gemiddeldes liet zien dat de lanthaanconcentraties significant verschilden ($F_{4,36} = 6,24$; $p = 0.001$); lanthaan in de DOC behandeling was significant hoger dan in alle andere incubaties ($t \geq 3,77$; $p < 0.001$). Ook deze metingen dragen bij aan het beeld dat in aanwezigheid van humuszuren de efficiëntie van Phoslock[®] wordt gereduceerd door de chelerende werking van de humuszuren, zodat lanthaan geen fosfaat meer kan binden.

9.8 P-VERWIJDERING DOOR PHOSLOCK[®] IN VERSCHILLENDE OPPERVLAKTEWATER

Zowel uit het enclosure-experiment in vijver De Ploeg als de hierboven beschreven laboratoriumexperimenten komt het beeld naar voren dat humuszuren (DOC) een belangrijke rol kunnen spelen in het verlagen van de P-binding door Phoslock[®]. Om deze hypothese verder te toetsen, is de P-binding door Phoslock[®] bepaald in monsters uit verschillende oppervlaktewateren met een uiteenlopende humuszuurconcentratie (zie § 4.6.10). Er zijn elf verschillende wateren bemonsterd (zie Tabel 7; § 4.8.10).

Deze wateren varieerden in samenstelling (Tabel 32).

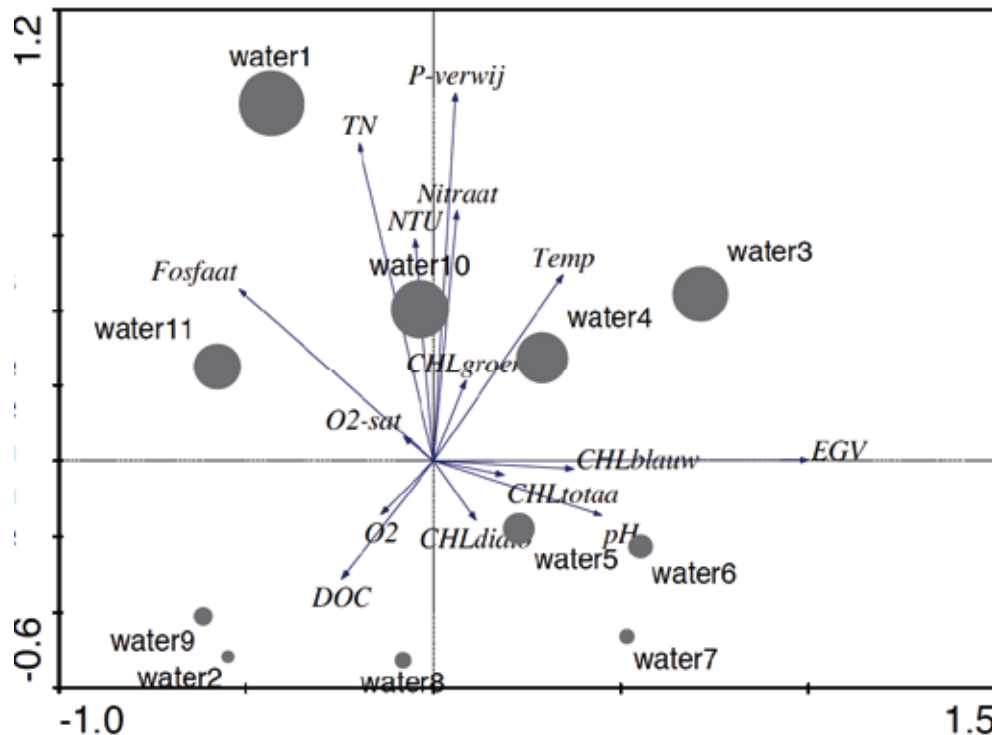
TABEL 32 WATERKWALITEITSVARIABLEN VAN DE ELF WATEREN DIE BEMONSTERD ZIJN IN HET KADER VAN ONDERZOEK NAAR DE P-VERWIJDERING DOOR PHOSLOCK[®]

Nr.	pH	T °C	EGV µS cm ⁻¹	O ₂ mg l ⁻¹	O ₂ %	NTU	CHL µg l ⁻¹	DOC mg l ⁻¹	NO ₃ mg l ⁻¹	PO ₄ µg l ⁻¹	NH ₃ mg l ⁻¹	TP mg l ⁻¹	TN mg l ⁻¹
1	7,03	3,8	83,6	13,9	108	23,4	4,8	3,4	1,01	51,6	0,35	0,05	2,13
2	7,52	2,0	59,2	11,1	84	2,57	7,9	11,1	0,08	23,6	0,05	0,04	0,57
3	7,97	4,8	299	10,7	86	6,97	7,5	7,7	1,41	10,3	0,17	0,01	1,75
4	7,94	3,7	217	12,7	96	3,94	29,2	7,6	0,02	1,9	0,07	0,04	0,39
5	7,76	2,7	206	13,6	100	2,00	7,2	8,5	0,01	1,6	0,03	0,03	0,67
6	7,66	2,1	269	12,6	92	15,2	2,9	9,0	0,11	10,8	0,08	0,04	0,19
7	7,84	3,3	262	11,2	84	3,64	21,9	7,6	0,17	14,4	0,36	0,09	0,47
8	6,90	2,7	147,2	13,0	96	1,74	2,4	6,6	0,02	2,2	0,05	0,07	0,29
9	5,25	3,8	46,9	11,2	84	3,03	14,0	14,7	0,17	18,9	0,59	0,07	0,73
10	3,96	3,6	155,2	6,2	47	2,43	7,7	15,3	2,92	9,1	0,65	0,10	2,26
11	4,67	2,5	53,6	13,5	100	7,41	9,1	8,2	0,19	18,3	0,33	0,10	1,09

De P-verwijdering varieerde tussen 1,4% en 60,5% in monsters zonder enige extra P-additie, terwijl in de P-verrijkte serie tussen 23,7% en 48,8% van de P werd verwijderd. Een vergelijking van de percentuele P-verwijdering in de twee series leverde dat deze niet verschillend waren (Mann-Whitney U-test: $p = 0.431$). De P-reducties waren veel lager dan dat op basis van het theoretische bindingsvermogen van de toegevoegde Phoslock[®] kon worden verwacht. Voor de niet P-verrijkte serie is een principale componentenanalyse (PCA) uitgevoerd (CANOCO, versie 4.5) met als doel om de bijdrage van elke variabele aan de variantie tussen de waarnemingen te berekenen, zodat de variabelen die het meest bijdragen aan de variantie in de originele

dataset kunnen worden bepaald. In de hiernaast gegeven attributeplot geven de stippen de grootte van de P-verwijdering weer en de pijlen de richting van de afzonderlijke variabelen (Figuur 81). De percentuele P-verwijdering in de niet verrijkte serie lijkt positief gecorreleerd met TN ($\rho = 0,792$; $p = 0,004$) en nitraat ($\rho = 0,630$; $p = 0,038$). De correlatie met DOC als maat voor humuszuren is weliswaar negatief ($\rho = -0,225$), maar niet significant ($p = 0,507$). Het experiment wijst daarmee in dezelfde richting als de vorige experimenten: humuszuren kunnen de P-binding door Phoslock[®] inhiberen.

FIGUUR 81 ATTRIBUTEPLOT VAN DE VERSCHILLENDE WATERKWALITEITSVARIABELEN OM INZICHT TE KRIJGEN IN DE BIJDRAGE AAN DE P-VERWIJDERING IN DE VERSCHILLENDE WATEREN. DE GROOTTE VAN DE P-VERWIJDERING IS AANGEGEVEN MET DE GROOTTE VAN DE STIPPEN



De toediening van de Phoslock[®] resulteerde niet in volledige P-fixatie. De reductie in de +P-serie is vergelijkbaar met de reducties (35% - 50%) gevonden in de wateren met verschillende zouten (+P). Dit duidt erop dat er in deze omstandigheid een factor anders dan de samenstelling van het water een rol kan spelen in de P-fixatie. De Phoslock[®] was als slurry boven in de buizen gepipetteerd om zoveel mogelijk de veldapplicatie na te bootsen. De Phoslock[®] zakt na het inbrengen en mengen naar de bodem van de buis. Uit de experimenten weergegeven in § 9.6 en 9.7 volgt dat de mate van menging en de contacttijd van invloed zijn op de mate van P-verwijdering.

10

KOSTEN EN BATEN VAN MAATREGELLEN

10.1 INLEIDING

In dit project is het doel niet alleen de effectiviteit van maatregelen op de bestrijding en preventie van blauwalgen te bepalen, maar ook de kosteneffectiviteit van maatregelen. De kosten van de diverse maatregelen zijn vastgelegd en vergeleken en worden in dit hoofdstuk beschouwd in relatie tot de effecten. De effectiviteit van een maatregel is gedefinieerd als de mate waarin fosfaat en cyanochlorofyl worden gereduceerd per maatregel (combinatie). De kosteneffectiviteit wordt uitgedrukt in de kosten in euro's van een maatregel(combinatie) per gereduceerde hoeveelheid fosfaat of cyanochlorofyl.

Hierbij zijn de volgende uitgangspunten en aandachtspunten van belang:

- Het uitvoeren van maatregelen is zelden een op zichzelf staande activiteit. Naast het toepassen of uitvoeren van de maatregelen, zijn er bijkomende werkzaamheden die ook kosten met zich meebrengen. Vooral bij het baggeren speelt dit een rol: het inmeten, het bepalen van de waterbodempkwaliteit, projectbegeleiding en overige werkzaamheden om de werkzaamheden te kunnen uitvoeren en om schade op het werkterrein te herstellen. Omdat deze kosten sterk kunnen verschillen per project en ook per organisatie, zijn deze bijkomende kosten niet opgenomen. Wel is voor het baggerwerk een opslag van 15% algemene kosten gerekend;
- De baggerkosten zijn per kubieke meter verwijderd slib afgerekend. In stedelijk gebied moet het slib nagenoeg altijd worden afgevoerd. De transportafstand is daarbij een bepalend aspect voor de transportkosten. De baggerkosten inclusief transport en stortkosten zijn kostenbepalend voor de maatregel. In deze projecten en bij genoemde kosten was geen sprake van (sterk) verontreinigde bagger;
- Voor alle maatregelen is 19% BTW in de kosten meegenomen;
- De uitvoerende werkzaamheden in dit project hebben voornamelijk in 2009 plaatsgevonden of zijn later uitgevoerd op basis van een contract met prijspeil 2009;
- Bij de uitvoering van de maatregelen baggeren en ABB zijn er tussen de onderzoekslocaties verschillen in methode van toepassing/uitvoering aanwezig. Voor baggeren is dit verschil toegelicht in paragraaf 12.3 en voor ABB in paragraaf 4.4. Ook de toepassing van maatregelen op diverse schaalniveaus en de consequenties hiervan zijn toegelicht in paragraaf 12.3;
- Bij het bepalen van de kosteneffectiviteit is in Dongen en Eindhoven gerekend met de resultaten van één jaar onderzoek in de proefvakken. Voor De Ploeg in Heesch en De Kuil in Prinsenbeek zijn maatregelen getest op het schaalniveau van een volledige plas. De geteste maatregelen zijn op alle onderzoekslocaties in een afgebakende periode getest en het is niet bekend wat de maatregelen in de (nabije) toekomst opleveren.

10.2 KOSTEN VAN MAATREGELEN IN HET ONDERZOEK

BAGGEREN

Tijdens het onderzoek is er op twee momenten gebaggerd: eerst bij de realisatie van de proefvakken, vervolgens bij het schoon opleveren van de vijvers. Bij vijver De Ploeg is omwille van het enclosure-experiment (zomer 2009) plaatselijk bagger verwijderd, de gehele vijver is eind 2009 gebaggerd. De Stiffelio-vijver en de vijver in Dongen zijn eind 2011 gebaggerd na verwijdering van de proefvakken. De baggerwerkzaamheden in de Stiffelio-vijver en in Dongen zijn door dezelfde aannemer aangenomen: de prijzen zijn vergelijkbaar. In Eindhoven is een baggerdikte gepeild van circa 0,40 m, in Dongen is een baggerlaag verwijderd van circa 0,48 m en in Heesch circa 0,43 m.

TABEL 33 OVERZICHT KOSTEN VAN DE MAATREGEL BAGGEREN INCL. TRANSPORT

Baggeren incl. afvoeren	oppervlakte (m ²)	slibdikte (m)	bagger (m ³)	totale kosten (€)	prijs / m ³	prijs / m ²
Eindhoven	800	0,40	320	€ 7.225,68	€ 22,58	€ 9,03
Dongen	1400	0,48	670	€ 16.504,11	€ 24,63	€ 11,79
Heesch	1585	0,43	678	€ 17.660,19	€ 26,05	€ 11,14
gemiddelde kosten:					€ 24,42	€ 10,65

Voor een juiste beoordeling zijn ook algemene kostenkennallen bij een aantal waterbeheerders opgevraagd voor de maatregel baggeren in stedelijk gebied. In het algemeen zijn de volgende indicaties van toepassing:

- Bagger ontgraven en op de kant verwerken: ca. € 6,- per m³
- Bagger ontgraven, transport en storten: € 25,- tot € 60,- per m³

De kosten zijn projectafhankelijk en ook afhankelijk van afspraken die de beheerder heeft gemaakt m.b.t. de verwerking c.q. stort. Bijvoorbeeld bij storkosten van €10,- per m³ is eerder door waterbeheerders circa 30% kostenreductie behaald door een raamovereenkomst te sluiten met ontvangende partijen. In geval van hogere kosten per m³ is dit vaak gerelateerd aan overige projectkosten: het inmeten, het bepalen van de waterbodempkwaliteit, projectbegeleiding en overige werkzaamheden om onder andere schade op het werkterrein te voorkomen of te herstellen. De kosten voor baggeren in de onderzoeksprojecten zijn realistisch.

PHOSLOCK® EN PAC

De toepassing van Phoslock® berust bij de patenthouder. In dit project heeft dit bedrijf zowel de zwemplas de Kuil als de twee proefvakken in zowel Dongen als in de Stiffelio-vijver behandeld.

Voorafgaand aan de toepassing van deze maatregel dient de dosering te worden bepaald. In dit project is dit zowel door de patenthouder als door de WUR uitgevoerd. Deze kosten zijn voor het onderdeel Lock in de aanbiedingsprijs van het bedrijf inbegrepen. De verificatiekosten van de WUR zijn hierbij buiten beschouwing gelaten.

TABEL 34

OVERZICHT KOSTEN VAN DE MAATREGELEN PHOSLOCK® EN VLOKMIDDEL PAC39

Phoslock	totale kosten	prijs / m ²
Eindhoven (excl. PAC)	€ 2.698,00	€ 3,37
Dongen (excl. PAC)	€ 2.023,50	€ 3,37
Prinsenbeek (incl. ijzerchloride)	€ 139.184,78	€ 2,08
gemiddelde prijs / eenheid:		€ 2,94
PAC39	totale kosten	prijs / m ²
Eindhoven	€ 607,50	€ 0,76
Dongen	€ 455,63	€ 0,76

De volgende gerelateerde kostenposten zijn ontleend aan Van Oosterhout et al. (2012) en kunnen worden gehanteerd voor een indicatieve berekening van projectkosten.

TABEL 35

OVERZICHT KOSTEN VLOKMIDDEL T.B.V. DIVERSE FORMULERINGEN (VAN OOSTERHOUT ET AL., 2012)

Voor vlokkapplicaties in diverse formuleringen kan het volgende worden gehanteerd:	kosten	eenheid
Poly aluminium chloride (PAC-18) (incl. transport)	€ 0,26	per kilo
Poly aluminium chloride (PAC-39) (incl. transport)	€ 0,50	per kilo
Buffer (Calcium hydroxide Ca(OH) ₂) (incl. transport)	€ 0,28	per kilo
Buffer (Natriumaluminaat SAX-14) (incl. transport)	€ 0,23	per kilo
Bezinkgewicht (sediment, klei, etc.)	€ 0,035	per kilo
Jar test (bemonstering, analyse en rapportage)	€ 3.000,-	per locatie
Treatment monitoring (incl. analyse)	€ 1.000,-	per locatie

ACTIEF BIOLOGISCH BEHEER (ABB)

In dit project is een bedrijf ingeschakeld voor de visstandsbemonstering en het instellen van de visstand. De kosten van visstandbeheer zijn sterk afhankelijk van de grootte van het water. Volgens de Handleiding actief biologisch beheer geldt de vuistregel: hoe groter het water, hoe goedkoper per oppervlakte-eenheid.

Het uitzetten van waterplanten heeft plaatsgevonden met lokaal verzameld plantmateriaal en met inzet van medewerkers van de waterschappen. De benodigde tijd varieerde van 4-8 uur. Op basis van een uurtarief van € 50,- bedragen de kosten van een enkelvoudige actie waterplanten verzamelen en uitzetten € 200,- tot € 400,-. Voor de onderzoekslocatie Stiffeliovijver (2000 m², vijf proefvakken) betekent dit een bedrag van € 0,10 tot € 0,20 per m² voor het uitzetten van waterplanten.

TABEL 36

OVERZICHT KOSTEN MAATREGEL ABB (VIS)

Afvissen/visbestand aanpassen	totale kosten	prijs / eenheid
Heesch	€ 2.050,00	€ 1,37 /m ²
Eindhoven	€ 3.686,00	€ 1,47 /m ²
Dongen	€ 3.686,00	€ 1,54 /m ²
gemiddelde prijs / eenheid		€ 1,46 /m ²
Terugzetten vis		
Heesch	€ 400,00	€ 0,27 /m ²
Veldwerkdag (2p met materiaal)		€ 720,00 /dag

10.3 KOSTENEFFECTIVITEIT

In de voorgaande paragrafen zijn de kosten van de afzonderlijke maatregelen weergegeven. In deze paragraaf worden de kosten, en uiteindelijk de kosteneffectiviteit, besproken van de verschillende maatregelen zoals deze zijn uitgevoerd in met name Eindhoven en Dongen. Als basis voor kosteneffectiviteit is naast de kosten de effectiviteit van maatregelen zoals beschreven in het hoofdstuk synthese bepalend. De effectiviteit van een maatregel is de mate waarin fosfaat en cyanochlorofyl worden gereduceerd per maatregel(combinatie).

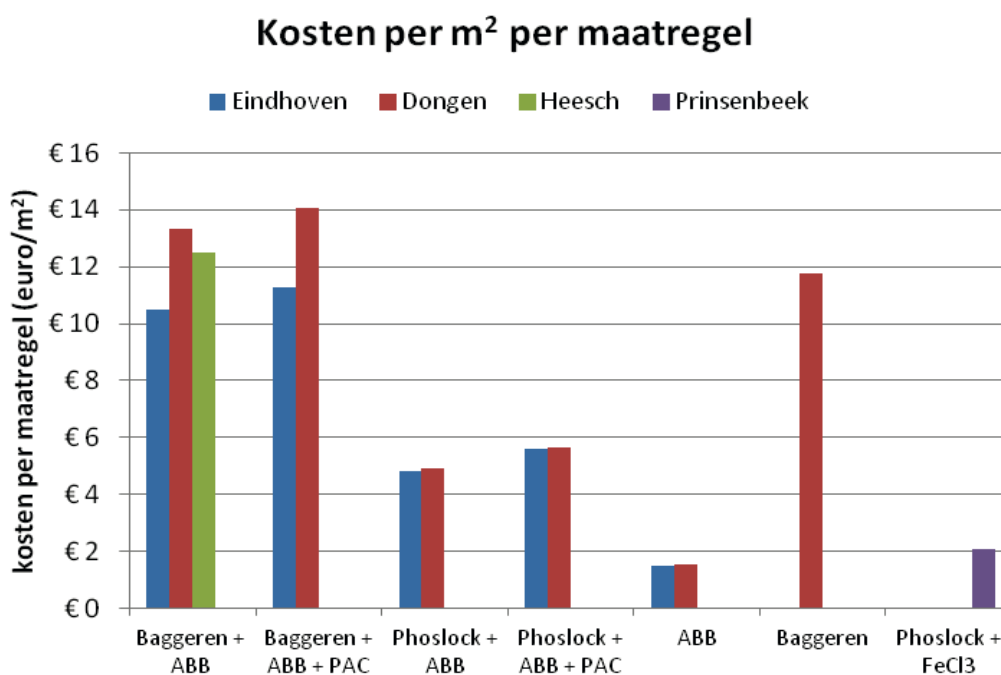
10.3.1 DE KOSTEN VAN DE MAATREGELEN

In tabel 37 staan de kosten per m² van de combinaties van maatregelen die in de verschillende experimenten zijn toegepast; dit zijn de nummers 1 tot en met 7. Onder de nummers 8 tot en met 12 zijn de kosten voor de afzonderlijke maatregelen gegeven. De kosten van de maatregelen zijn grafisch weergegeven in figuur 82.

TABEL 37 DE KOSTEN PER M² VAN DE MAATREGELEN

nr.	Maatregel(pakket)	Eindhoven	Dongen	Heesch	Prinsenbeek
1	Baggeren + ABB	€ 10,50	€ 13,33	€ 12,51	-
2	Baggeren + ABB + PAC	€ 11,26	€ 14,09	-	-
3	Phoslock® + ABB	€ 4,84	€ 4,91	-	-
4	Phoslock® + ABB + PAC	€ 5,60	€ 5,67	-	-
5	ABB	€ 1,47	€ 1,54	-	-
6	Baggeren	-	€ 11,79	-	-
7	Phoslock® en FeCl3	-	-	-	€ 2,08
8	ABB	€ 1,47	€ 1,54	-	-
9	baggeren	€ 9,03	€ 11,79	€ 11,14	-
10	Phoslock® + vlokmiddel	€ 4,13	€ 4,13	-	€ 2,08
11	PAC	€ 0,76	€ 0,76	-	-
12	Phoslock®	€ 3,37	€ 3,37	-	-

FIGUUR 82 DE KOSTEN PER M² VAN DE MAATREGELEN



Uit figuur 82 blijkt dat baggeren een kostbare maatregel is, de kosten bedragen tussen de €10,- en €14,- per m². Phoslock[®] is een factor 2,5 goedkoper en actief biologisch beheer (ABB) is de goedkoopste maatregel.

10.3.2 DE EFFECTIVITEIT VAN DE MAATREGELEN

WERKWIJZE BEPALEN EFFECTIVITEIT

TOTAAL FOSFAAT

Voor Dongen en Eindhoven zijn de data aangeleverd door de WUR, het zijn gemiddelde waarden van de periode september 2010–augustus 2011. In Eindhoven en Dongen zijn de waterplanten in het voorjaar van 2010 uitgezet.

Voor de Kuil in Prinsenbeek staan de waarden in de tekst bij figuur 14 van het achtergronddocument. Voor de periode 1992 – 2008 is het langjarig gemiddelde 42 µg/l op basis van oppervlaktemonsters. Vervolgens zijn maatregelen toegepast en in 2011 (3 jaar na nemen maatregelen) was het gemiddelde 55 µg/l op basis van totaal waterkolomgemiddelde. Dit ondanks lagere concentraties in de totaal waterkolomgemiddelde van respectievelijk 2009 (30 µg/l) en 2010 (25 µg/l).

Voor de Ploeg in Heesch staan de waarden vermeld in het achtergronddocument. Voor baggeren en ABB in 2009 is het gemiddelde 443 µg/l en na baggeren en ABB 2010: 113 en in 2011: 109 µg/l; gemiddeld over 2010 en 2011: 111 µg/l.

CYANOCHLOROFYL

Dongen en Eindhoven de waarden zijn afgelezen uit figuur 89 van het hoofdrapport.

De Kuil: er is geen geschikte data van de jaren voor de toepassing van de maatregelen.

De Ploeg: de waarden staan vermeld in het achtergronddocument: voor baggeren en ABB in 2009: 140 µg/l, in 2010: 1 µg/l en in 2011: 2,3 µg/l; gemiddelde over 2010 en 2011 is 1,7 µg/l.

De kosten alleen zeggen niet veel over de maatregelen; de vraag is hoe effectief de maatregelen zijn. In figuur 83 is de effectiviteit voor reductie van fosfaat (totaal P) in de waterfase weergegeven en in figuur 84 de effectiviteit voor het cyanochlorofyl. In de synthese is op het niveau van proefvlakken dezelfde figuur gebruikt om de effectiviteit van de maatregelen in Eindhoven en Dongen te kunnen vergelijken.

Voor de locaties in Dongen en Eindhoven zijn de proefvakken benut om de effectiviteit van maatregelen te bepalen en is de effectiviteit uitgedrukt in percentuele reductie ten opzichte van het controlevak. Voor de Kuil en vijver de Ploeg is gebruik gemaakt van de gegevens van voor en na het uitvoeren van de maatregelen in de gehele plas/vijver.

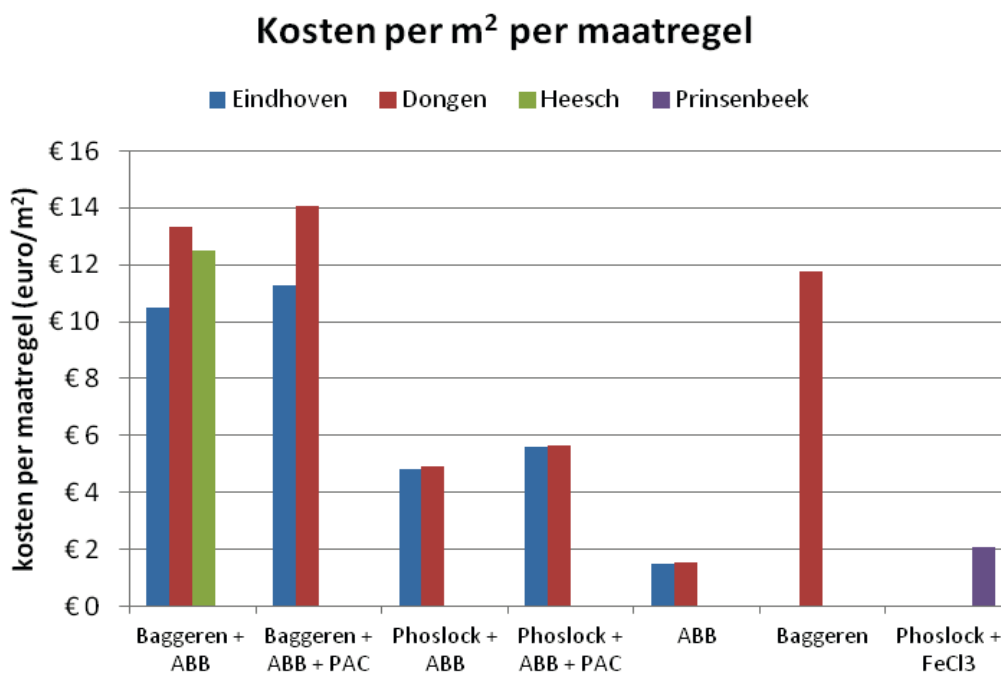
FOSFAATREDUCTIE

Uit figuur 83 blijkt dat de effectiviteit voor het terugdringen van het fosfaatgehalte in Eindhoven voor de maatregel baggeren+ABB en voor ABB negatief is. De fosfaatconcentraties zijn in deze vakken hoger dan in het controlevak. Het meest effectief zijn in Eindhoven de toepassingen met Phoslock[®].

In Dongen zijn baggeren+ABB en baggeren+ABB+PAC het meeste effectief, gevolgd door de toepassingen met Phoslock®. ABB is met 60% reductie van het fosfaatgehalte het minst effectief. In de Kuil was de fosfaatconcentratie in de twee jaren na het toepassen van Phoslock® en ijzerchloride weliswaar lager dan in de periode daarvoor, maar na drie jaren lag de concentratie al weer hoger. In figuur 83 is te zien dat de maatregelen over drie jaren een toename in fosfaatconcentraties laten zien.

Vijver de Ploeg in Heesch heeft een vergelijkbare effectiviteit voor reductie van fosfaat, bijna 75%, als hetzelfde maatregelpakket in de vijver in Dongen.

FIGUUR 83 DE EFFECTIVITEIT VAN DE MAATREGELEN VOOR FOSFAATREDUCTIE T.O.V. HET CONTROLEVAK OF DE PERIODE VOOR UITVOEREN VAN DE MAATREGELEN



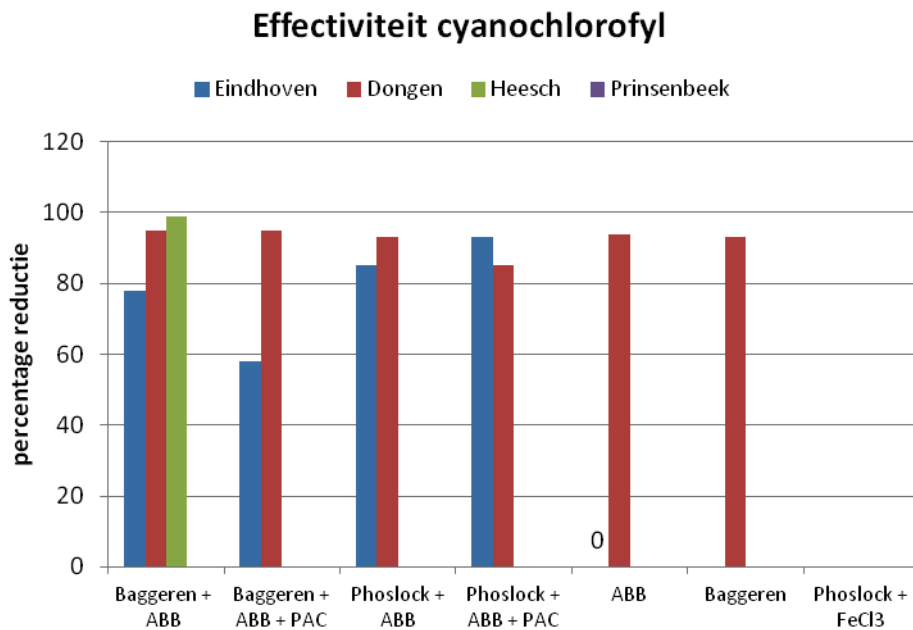
REDUCTIE CONCENTRATIE BLAUWALG

Uit figuur 84 blijkt dat voor het terugdringen van het cyanochlorofylgehalte in **Eindhoven** het toepassen van alleen ABB geen effect heeft gehad. Het cyanochlorofylgehalte was gelijk aan die in het controlevak. Alle overige maatregelenpakketten in **Dongen**, **Eindhoven** en vijver de Ploeg in **Heesch** behaalden een reductie van 58 tot bijna 99% in de hoeveelheid cyanochlorofyl.

Ondanks dat het fosfaatgehalte in het gebaggerde vak in Eindhoven hoog bleef, hebben de blauwalgen zich niet ontwikkeld. Hier geldt dat er meerdere alternatieve toestanden in oppervlaktewater kunnen optreden. Een toename van het fosfaatgehalte betekent niet automatisch een toename van het cyanochlorofyl gehalte. Voor de Kuil konden geen waarden worden afgeleid omdat er geen geschikte gegevens zijn van de periode voor de ingreep.

FIGUUR 84

DE EFFECTIVITEIT VAN DE MAATREGELEN VOOR REDUCTIE VAN HET CYANOCHLOROFYLGEHALTE T.O.V. HET CONTROLEVAK OF DE PERIODE VOOR UITVOEREN VAN DE MAATREGELEN



10.3.3 DE KOSTENEFFECTIVITEIT VAN DE MAATREGELEN

De reductiepercentages van fosfaat en cyanochlorofyl en de kosten van de maatregelen zijn bekend. Met deze gegevens is de kosteneffectiviteit bepaald. De kosteneffectiviteit is berekend per procent en per ha. Hiermee kan ook voor andere projecten worden berekend wat het kost om het fosfaatgehalte en/of het cyanochlorofyl terug te dringen tot onder de normen (KRW) of een acceptabel niveau/geen overlast. Hierbij wordt opgemerkt dat het verband tussen de fosfaatconcentratie en het effect op cyanobacteriën niet lineair is. Effectieve fosfaatreductie houdt niet in dat er ook een gelijke cyanoreductie wordt bewerkstelligd. In diepe en ondiepe wateren kunnen alternatieve stabiele toestanden voorkomen. Bij eenzelfde fosfaatconcentratie kan het water helder zijn, maar ook troebel. Hiermee dient rekening gehouden te worden bij de berekeningen in deze paragraaf. Zie ook paragraaf 2.2.

In de figuren 85 en 86 is de berekende kosteneffectiviteit van de verschillende maatregelen voor Dongen, Eindhoven, de Kuil in Prinsenbeek en vijver de Ploeg te Heesch weergegeven.

KOSTENEFFECTIVITEIT VAN DE MAATREGELEN VOOR FOSFAAT

Eindhoven

In Eindhoven vallen de maatregelen baggeren+ABB en ABB op. De kosten om het fosfaatgehalte 1 procent per ha te verlagen, is een negatief bedrag. De maatregel kost geld en heeft geen effect op het terugdringen van het fosfaatgehalte. De kosten van de diverse maatregelen variëren tussen de € 600,- en € 4.900,-. Phoslock® is de goedkoopste maatregel in Eindhoven om het fosfaatgehalte 1 procent per ha te verlagen.

Dongen

In Dongen ligt de kosteneffectiviteit om het fosfaatgehalte 1 procent per ha terug te dringen tussen de € 241,- en € 1.336,-

ABB is de goedkoopste maatregel om het fosfaatgehalte 1 procent per ha te verlagen, gevolgd door Phoslock®. De duurste maatregel blijkt baggeren te zijn. Let wel: alles in dit vak ging dood in augustus 2011. Er is dus meer dan alleen P-reductie.

Heesch

In De Ploeg is de kosteneffectiviteit van baggeren en ABB vergelijkbaar met dit maatregelpakket in Dongen.

Baggeren+ABB kost €1.670,- om het fosfaatgehalte 1% per ha terug te dringen.

Prinsenbeek

Het toepassen van Phoslock® en PAC in De Kuil was de eerste twee jaar kosteneffectief. In het derde jaar is een toename van fosfaat (P) geconstateerd. Of dit een toename is in vergelijking met de situatie voor de ingreep is niet bekend. Vergelijk ook met fig. 14 uit achtergrond-rapport De Kuil. De kosten die gemaakt zijn (€ 603,-) hebben eerst geleid tot een reductie van de fosfaatconcentraties, echter in het derde jaar is er weer een toename vastgesteld.

KOSTENEFFECTIVITEIT VAN DE MAATREGELEN VOOR CYANOCHLOROFYL

Eindhoven

Phoslock® is de goedkoopste maatregel en baggeren is de duurste maatregel. ABB heeft geen effect op het cyanochlorofylgehalte.

Dongen

ABB (€ 164,-) is de goedkoopste maatregel om het cyanochlorofyl 1 procent te verlagen, gevolgd door Phoslock®. De duurste maatregel is baggeren (€ 1.483,-).

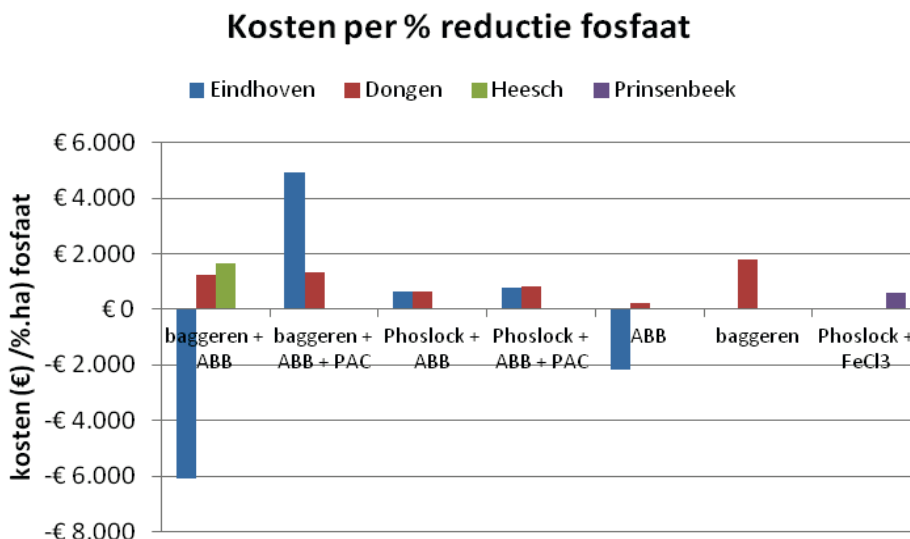
Heesch

Baggeren+ABB is in Heesch wat betreft kosten vergelijkbaar als in Eindhoven en Dongen om het cyanochlorofyl 1 procent te reduceren.

Prinsenbeek

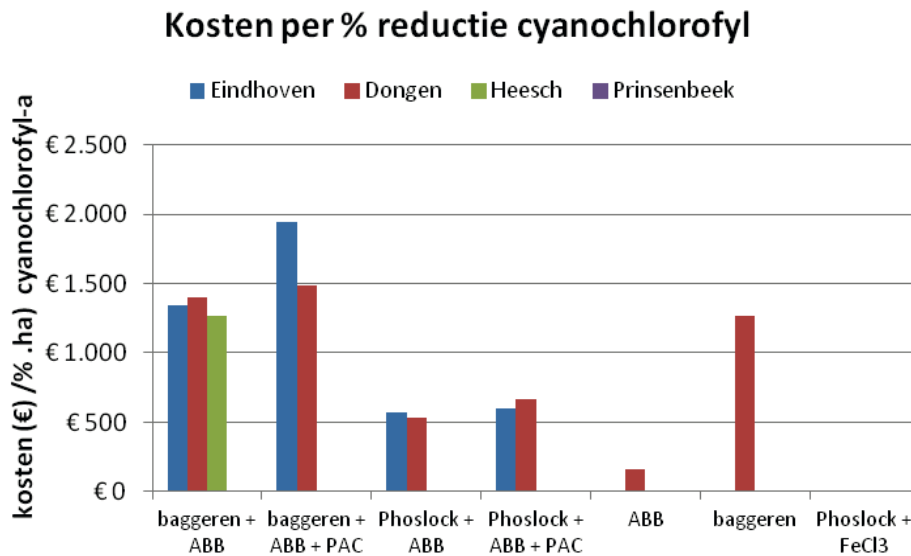
Voor de cyanochlorofylconcentratie is dit niet berekend, omdat er geen geschikte gegevens van voor de behandeling beschikbaar zijn.

FIGUUR 85 KOSTEN VOOR FOSFAATREDUCTIE PER PROCENT PER HA



FIGUUR 86

KOSTEN VOOR REDUCTIE CYANOCHLOROFYL PER PROCENT PER HA



CONCLUSIES

Kosten

Baggeren is de duurste maatregel, de kosten liggen tussen de € 9,- tot €12,- per m². Baggeren is onderdeel van regulier beheer en onderhoud in ondiepe vijvers. Afhankelijk van de ligging, (aanleg)diepte en slibaanwas van de vijver moeten deze eens in de 5 tot 15 jaar worden gebaggerd. Actief biologisch beheer is de goedkoopste maatregel, de kosten zijn circa €1,50 per m². Het toepassen van Phoslock[®] zonder vlokmiddel kost circa €3,- per m². De kosten voor toepassing van een vlokmiddel bedragen circa €0,76 per m², als deze maatregel separaat wordt toegepast is dit het goedkoopst. Dit is in het praktijkexperiment echter niet apart toegepast.

Effectiviteit

De effectiviteit van maatregelen voor het terugdringen van het fosfaatgehalte en het gehalte cyanochlorofyl verschilt per onderzoeklocatie:

Dongen

Alle geteste maatregelen zijn effectief als het gaat om het terugdringen van de blauwalgen en fosfaatconcentraties. De effectiviteit in het terugdringen van de blauwalgen lag voor alle maatregelen boven de 85%. Baggeren is de meest effectieve maatregel om het fosfaatgehalte terug te dringen, gevolgd door de toepassing van Phoslock[®] en ABB.

Eindhoven

Alle maatregelen zijn gedurende de onderzoeksperiode effectief in het terugdringen van blauwalgen (53-93%). Phoslock[®] was het meest effectief in het terugdringen van de fosfaatconcentraties. Met uitzondering van ABB en baggeren zijn alle maatregelcombinaties effectief om de fosfaatconcentraties terug te brengen. Het water is helder geworden en de waterplanten konden tot ontwikkeling komen. De belangrijkste maatregel voor de Stiffelio-vijver volgt uit de nutriëntenbalans: terugdringen van de toevoer.

Heesch

Het baggeren+ABB in de vijver De Ploeg bleek twee jaar na uitvoering zeer effectief voor het reduceren van het cyanochlorofylgehalte. Ook het fosfaatgehalte is lager dan voor de uitvoering van de maatregelen.

Prinsenbeek

De Kuil verkreeg de eerste 2 jaar na behandeling een laag fosfaatgehalte.

Het onderzoek in Eindhoven en Dongen levert informatie ten aanzien van de maatregel actief biologisch beheer (ABB) op, waardoor blijkt dat de implementatie van een maatregel in systeem A een ander effect kan hebben dan in systeem B en dat dus het kopiëren van maatregelen niet opportuun is. Systemanalyse zal dus altijd vooraf moeten gaan aan maatregelen. In Eindhoven bleek dat deze maatregel niet werkt en in Dongen lijkt het de goedkoopste maatregel om het fosfaatgehalte een procent terug te dringen. In het vak ABB in Dongen ging echter aan het einde van de proefperiode alles dood, met daardoor weinig oogstbare planten en vis. Het is onduidelijk wat hier de reden voor is. Ook de maatregel baggeren+ABB levert tegenstrijdige informatie op voor de reductie van fosfaat. In Eindhoven blijft het fosfaatgehalte hoog, maar de blauwalgen zijn wel afgenomen. In Dongen en in Heesch is er wel een reductie van het fosfaatgehalte opgetreden.

11

KENNISVERSPREIDING, COMMUNICATIE EN EDUCATIE

Communicatie over het project en verspreiding van kennis uit het project waren belangrijke neven doelstellingen van het uitgevoerde onderzoek. In dit hoofdstuk wordt geschetst hoe communicatie en kennisverspreiding tijdens en bij afronding van het project vorm heeft gekregen. We maken hierbij onderscheid in:

- het betrekken van de directe omgeving, zoals buurtbewoners, scholen en visvereniging bij het project;
- het optimaal verspreiden van de in het project verkregen kennis onder de direct betrokkenen, maar ook breder onder waterbeheerders, bestuurders, beleidsadviseurs bij gemeenten en provincie, adviseurs, studenten en onderzoekers uit binnen- en buitenland;
- het verzorgen van educatie, in de vorm van educatielessen op basisscholen in de omgeving van de proeflocaties.

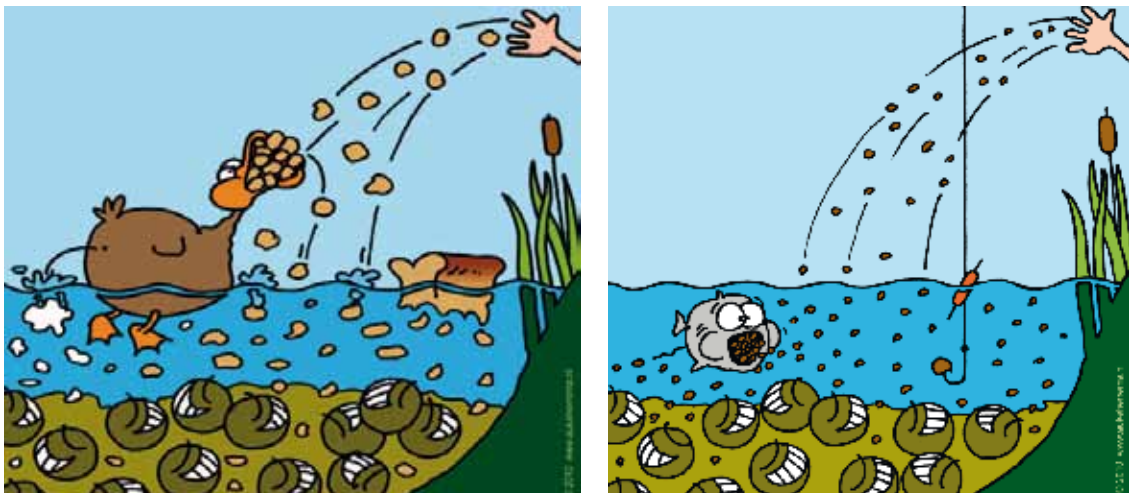
Hieronder wordt de kennisverspreiding, communicatie en educatie nader toegelicht. In de bijlage is een overzicht opgenomen van alle uitgevoerde activiteiten.

11.1 BETREKKEN VAN DE DIRECTE OMGEVING

Gedurende het project zijn omwonenden en gebruikers (met name visverenigingen) in de nabijheid van de proeflocaties regelmatig betrokken. De doelen hiervoor waren meerledig:

- direct betrokkenen, zoals omwonenden rondom de proeflocaties en de lokale visvereniging, zijn geïnformeerd over de gevolgen van het onderzoek voor de woonomgeving of voor het gebruik dat zij van de vijver maken (bijvoorbeeld als vislocatie) tijdens de uitvoering van het onderzoek;
- daarnaast hebben bewoners en gebruikers de ruimte gekregen om ideeën met betrekking tot de definitieve inrichting van de proeflocaties na afronding van het experiment in te brengen. Hierbij is vooraf het uitgangspunt meegegeven dat uiteindelijk de meest effectieve maatregelen uit de experimenten in ieder geval zouden worden uitgevoerd;
- een belangrijk doel was en is daarnaast het informeren van de direct betrokkenen en gebruikers over mogelijke effecten van hun gedrag op de waterkwaliteit in de vijvers. Door het voeren van eenden, uitlaten van honden nabij het water, voeren van vissen of het uitzetten van vis hebben gebruikers/omwonenden direct invloed op de waterkwaliteit van de proeflocaties tijdens, maar vooral ook na het onderzoek. Dit kan zich uiteindelijk vertalen in toename van gezondheidsrisico's als gevolg van de aanwezigheid van toxische blauwalgen;
- tenslotte bood het onderzoek, doordat het voor een belangrijk deel midden in de woonomgeving van mensen is uitgevoerd, een unieke gelegenheid om bewoners en bijvoorbeeld scholen kennis te laten maken met (wetenschappelijk) onderzoek en het werk van een waterschap.

FIGUUR 87 VOORBEELDEN VAN CARTOONS DIE ZIJN GEMAAKT OM AAN TE GEVEN HOE GEDRAG VAN GEBRUIKERS DE WATERKWALITEIT KAN BEÏNVLOEDEN



Het betrekken van de directe omgeving heeft op verschillende manieren plaatsgevonden:

- verspreiden van nieuwsbrieven in de wijken van de proeflocaties, versturen van persberichten en het plaatsen van informatie op de website van de waterschappen;
- organiseren van informatiebijeenkomsten (Figuur 88). Bij deze bijeenkomsten zijn betrokkenen geïnformeerd over de gevolgen van het onderzoek en over de resultaten van het onderzoek. Daarnaast zijn zij actief betrokken bij het ontwerp van de definitieve inrichting van de proeflocaties na het onderzoek;
- organiseren van excursies voor beleidsadviseurs bij de provincie en collega's van de waterschappen.

FIGUUR 88 INFORMATIEBIJeenKOMST OVER DE STIFFELIO-VIJVER IN EINDHOVEN



11.2 VERSPREIDEN VAN KENNIS

Een belangrijk doel van dit KRW-Innovatieproject is naast het verwerven van kennis ook het verspreiden van deze kennis, zodat deze in de praktijk van het waterbeheer kan worden toegepast. De kennis die in dit project is verkregen is zowel tijdens als na het project verspreid.

Dit heeft op de volgende manieren plaatsgevonden:

- artikelen in vakbladen en wetenschappelijke tijdschriften;
- presentaties op symposia in binnen- en buitenland;
- afgeven van interviews, zowel voor bladen als op de radio;
- het opstellen van voorliggend eindrapport en bijbehorende achtergrondrapporten;
- de aanwezigheid van voorlichtingsmateriaal op de proeflocaties. Zo zijn bij de proefvelden in Dongen en Eindhoven informatieborden geplaatst waarin het experiment werd toegelicht en waarin per vak werd aangegeven welke maatregelen in dat vak waren toegepast. Geïnteresseerden konden zo zelf de effecten van de maatregelen volgen;
- organiseren van symposia en vakinhoudelijke bijeenkomsten over het project, zowel op wetenschappelijk niveau (gericht op het bediscussiëren van de opgedane kennis) als op praktijkniveau (gericht op de toepassing van de opgedane kennis).

11.3 EDUCATIE

Voor enkele scholen in de directe omgeving van de proeflocaties zijn educatielessen verzorgd. Kinderen hebben les gekregen over water, het leven in het water en over blauwalgen en de gevolgen van blauwalgen. Daarnaast zijn scholen ook betrokken bij het uitzetten van de juiste vissoorten (Figuur 89) en is een wedstrijd georganiseerd waarbij kinderen een bordje mochten ontwerpen over de stadsvijver en het weghouden van blauwalgen. Het winnende bordje is opgehangen op de locatie.

FIGUUR 89

KINDEREN ZETTEN GEWENSTE VISSOORTEN UIT IN DE VIJVER IN HEESCH



12

SYNTHESE

12.1 ENCLOSURE ONDERZOEKEN

In navolging van vijver De Ploeg heeft ook in Eindhoven een enclosure-onderzoek plaatsgevonden. Het onderzoek is herhaald in Eindhoven om te onderzoeken of zowel de geringe P-verwijdering als de verhoogde lanthaanconcentraties specifiek zijn voor vijver De Ploeg of algemener van aard zijn. In vijver De Ploeg bleef de fosfaatconcentratie na toediening van Phoslock® veel hoger dan verwacht en werd er zelfs een duidelijke indicatie verkregen dat er nalevering vanuit het sediment optrad. Daarnaast bleek in enclosures waarin Phoslock® was toegediend, nadat de enclosures gebaggerd waren, de lanthaanconcentratie in de waterkolom ruim tien maal boven de norm te blijven.

Een belangrijk doel van het project is om de effectiviteit te onderzoeken van maatregelen om eutrofiëring terug te dringen en blauwalgenoverlast te mitigeren. Om iets te kunnen zeggen over de effectiviteit, is in deze synthese ingezoomd op variabelen die indicierend zijn voor eutrofiëring en de aanwezigheid van blauwalgen:

- Indicator voor blauwalgen: blauwalgenchlorofyl-*a*-concentratie
- Indicator voor eutrofiëring: totaal-P- en fosfaatconcentraties (hier weergegeven als filtreerbaar P)

Daarnaast zijn de optredende lanthaanconcentraties in beide experimenten naast elkaar gelegd.

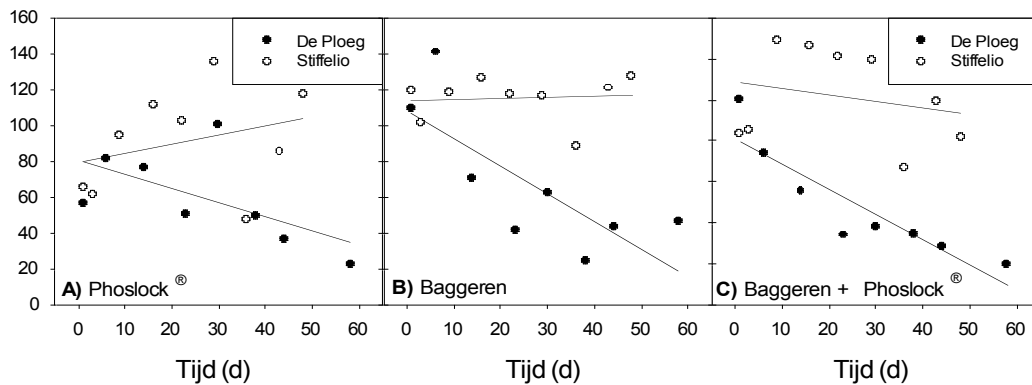
In onderstaande figuren worden voor de genoemde variabelen (Totaal-P, filtreerbaar-P en blauwalgchlorofyl-*a*) de geteste maatregelen in de experimenten vergeleken met de controles.

BLAUWALGENCHLOROFYL-A CONCENTRATIE

Voor blauwalgenchlorofyl-*a* zijn er duidelijke verschillen tussen het experiment in De Ploeg, waar elke behandeling tot een reductie leidt, en de Stiffelio-vijver, waar geen duidelijk effect van de behandelingen wordt waargenomen (*Figuur 90*).

FIGUUR 90

BLAUWALGCHLOROFYL-A TEN OPZICHT VAN DE CONTROLE ENCLOSURES (%) IN ENCLOSURES DIE BEHANDELD ZIJN MET PHOSLOCK® (A), GEBAGGERD ZIJN (B) OF BEIDE (C) GEDURENDE EEN EXPERIMENT IN ZOWEL IN DE PLOEG (ZWARTE SYMBOLEN) ALS IN DE STIFFELIO-VIJVER (OPEN SYMBOLEN). LIJNEN GEVEN LINEAIRE REGRESSIES WEER

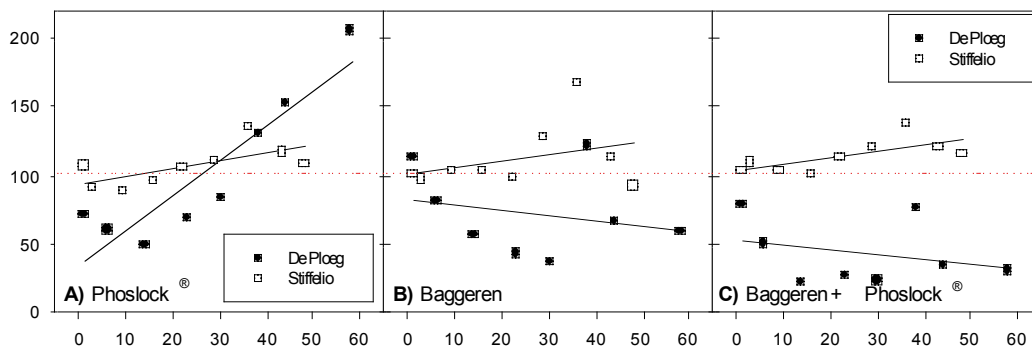


FILTREERBAAR-P

In De Ploeg leveren twee verschillende soorten analyses (ICP-MS en Colorimetrische analyse) voor filtreerbaar-P in de met Phoslock® behandelde enclosures een vergelijkbaar beeld op. Gedurende de eerste 4 weken zijn de concentraties filtreerbaar-P lager dan in de controle, waarna vervolgens een sterke stijging plaatsvindt. In de Stiffelio-vijver is de initiële reductie van filtreerbaar-P amper waarneembaar, maar is de stijging vervolgens ook minder dan in De Ploeg (Figuur 91A). In beide experimenten komt het er op neer dat de filtreerbaar P-reductie door Phoslock® veel minder is dan verwacht.

FIGUUR 91

FILTREERBAAR-P TEN OPZICHT VAN DE CONTROLE ENCLOSURES (%) IN ENCLOSURES DIE BEHANDELD ZIJN MET PHOSLOCK® (A), GEBAGGERD ZIJN (B) OF BEIDE (C) GEDURENDE EEN EXPERIMENT IN ZOWEL IN DE PLOEG (ZWARTE SYMBOLEN) ALS IN DE STIFFELIO-VIJVER (OPEN SYMBOLEN). ZWARTE LIJNEN GEVEN LINEAIRE REGRESSIES WEER. DE RODE STIPPELLIJN GEEFT DE CONTROLE WEER



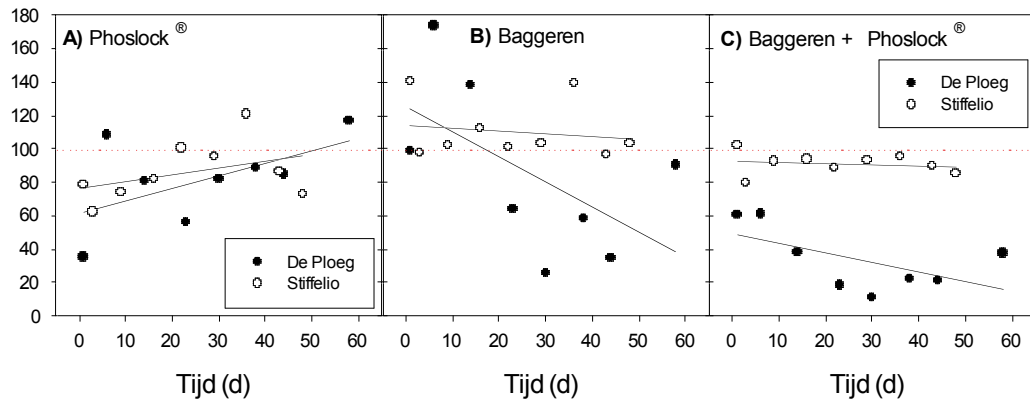
Baggeren lijkt niet effectief in de Stiffelio-vijver, maar lijkt wel een positief effect te hebben op reductie van filtreerbaar P en fosfaat in De Ploeg (Figuur 91B, 91B). De combinatie van Phoslock® en baggeren is overduidelijk veel sterker in het reduceren van de filtreerbare P-concentratie in De Ploeg dan in de Stiffelio-vijver (Figuur 91C).

TOTAAL-P

De Phoslock® behandelde enclosures laten voor totaal-P in beide experimenten een vergelijkbaar verloop zien (Figuur 92A). Baggeren en baggeren + Phoslock® hebben een veel groter effect in De Ploeg dan in de Stiffelio-vijver (Figuur 92).

FIGUUR 92

TOTAAL-P TEN OPZICHTE VAN DE CONTROLE ENCLOSURES (%) IN ENCLOSURES DIE BEHANDELD ZIJN MET PHOSLOCK® (A), GEBAGGERD ZIJN (B) OF BEIDE (C) GEDURENDE EEN EXPERIMENT IN ZOWEL IN DE PLOEG (ZWARTE SYMBOLEN) ALS IN DE STIFFELIO-VIJVER (OPEN SYMBOLEN). ZWARTE LIJNEN GEVEN LINEAIRE REGRESSIES WEER. DE RODE STIPPELLIJN GEEFT DE CONTROLE WEER



Resumerend kan gesteld worden dat Phoslock® in beide experimenten niet het gewenste resultaat opleverde.

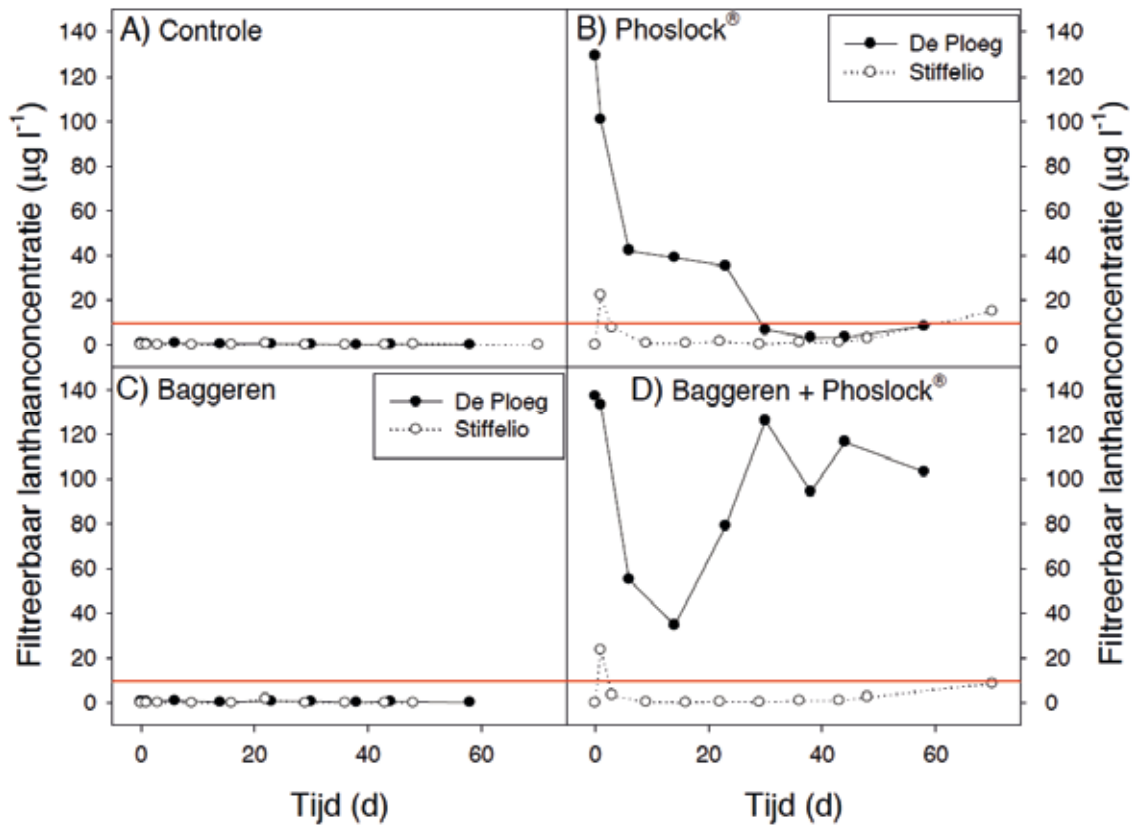
Baggeren was redelijk effectief in De Ploeg, maar niet in de Stiffelio-vijver. Een mogelijke verklaring voor de geringe effecten van baggeren in de enclosures in de Stiffelio-vijver kan de wijze van baggeren zijn. Daar waar in De Ploeg de bagger opzij werd geschoven en in één afwijkende enclosure hoogstwaarschijnlijk bagger was ingesloten, is in de Stiffelio-vijver gepoogd de bagger uit de enclosures te scheppen met een macrofaunanet, omdat uitzuigen niet ging. Het is aannemelijk dat er hierdoor een deel van de bagger achterbleef.

LANTHAAN

De filtreerbare lanthaanconcentraties in het experiment in De Ploeg waren, in de behandelde enclosures, in de eerste weken na toediening hoger dan in de Stiffelio-vijver (Figuur 93). Na vier weken liggen de filtreerbare lanthaanconcentraties in de alleen met Phoslock® behandelde enclosures beneden de Nederlandse norm, maar hierna beginnen ze in beide experimenten langzaam te stijgen en op termijn zelfs tot boven de Nederlandse norm (Figuur 93B). Ook in de gebaggerde en daarna met Phoslock® behandelde enclosures in de Stiffelio-vijver gebeurt dit, terwijl in De Ploeg de filtreerbare lanthaanconcentraties continu ver boven de Nederlandse norm lagen (Figuur 93D). De hogere lanthaanconcentraties in De Ploeg kunnen niet worden verklaard uit een hogere dosering: deze was 390 mg l^{-1} (360 g m^{-2}) in De Ploeg en 1568 mg l^{-1} (1127 g m^{-2}) in de Stiffelio-vijver.

FIGUUR 93

VERLOOP VAN DE FILTREERBAAR LANTHAANCONCENTRATIES IN CONTROLE, MET PHOSLOCK® BEHANDELDE, GEBAGGERDE EN GECOMBINEERD GEBAGGERDE EN MET PHOSLOCK® BEHANDELDE ENCLOSURES IN EEN EXPERIMENT IN DE PLOEG (ZWARTE SYMBOLEN) EN IN DE STIFFELIO-VIJVER (OPEN SYMBOLEN). DE RODE LIJN GEEFT DE NEDERLANDSE LANTHAANNORM WEER



12.2 DE COMPARTIMENTEN

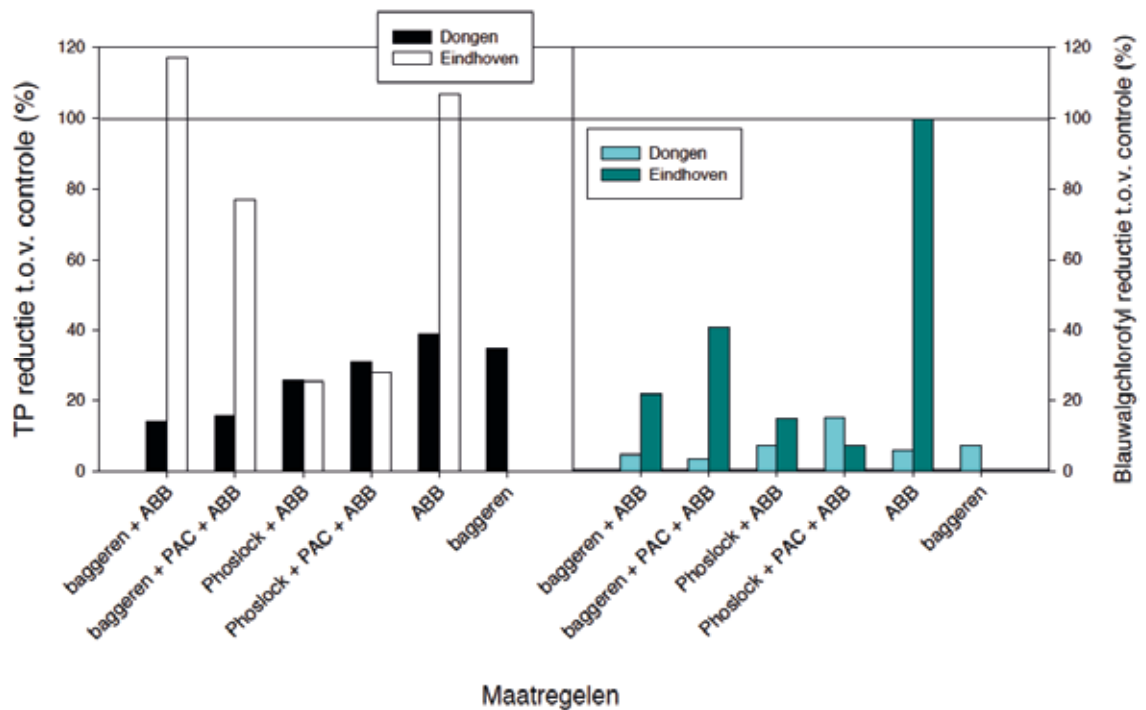
12.2.1 EEN VERGELIJKING TUSSEN EINDHOVEN EN DONGEN

Zowel in Eindhoven als in Dongen zijn compartimenten aangebracht in de vijvers. In de compartimenten zijn diverse maatregelen getest met betrekking tot eutrofiëringscontrole en mitigatie van het belangrijkste symptoom blauwalgenbloei. Als sleutelvariabelen gelden hiervoor respectievelijk totaal-P (TP) en blauwalgenchlorofyl-*a* als maat voor de blauwalgenbiomassa. Wat betreft de helderheid van het water is turbiditeit gebruikt als maat voor troebelheid. De Secchi-diepte is hiertoe minder geschikt omdat in de compartimenten geregeld bodemzicht werd geregistreerd. Voor submerse vegetatie zijn bedekkingspercentage en soortensamenstelling leidend. In deze synthese is de effectiviteit van de onderzochte maatregelen in Dongen en Eindhoven vergeleken voor de benoemde sleutelvariabelen.

BLAUWALGENCHLOROFYL-A EN TOTAAL-P

Een vergelijking van de gemiddeldes van de sleutelvariabelen totaal-P en blauwalgenchlorofyl-*a* over het laatste jaar van de onderzoeksperiode (september 2010 tot en met augustus 2011) ten opzichte van de controle compartimenten, leert dat er een groot verschil is tussen de twee locaties (Figuur 94).

FIGUUR 94 REDUCTIE VAN TOTAAL-P (LINKS) EN BLAUWALGCHLOROFYL-A (RECHTS) TEN OPZICHTE VAN DE CONTROLES IN COMPARTIMENTEN IN DONGEN EN EINDHOVEN WAARIN VERSCHILLENDE MAATREGELEN ZIJN GETEST



De Phoslock[®]-behandelingen laten op beide locaties een duidelijke reductie in de eutrofiëring ten opzichte van de controle zien (Figuur 94). Er is een opmerkelijk groot verschil in de effectiviteit van baggeren op de TP-concentraties. Het is mogelijk dat bij de grotere waterdiepte in Eindhoven en de geobserveerde lage zuurstofconcentraties hier onder de waterplanten nabij het sediment, de afgifte van redoxgevoelig gebonden P stimuleert. In Dongen is de waterdiepte beduidend minder en was er ook nabij de bodem zuurstof aanwezig. In Dongen werd in de zomerperiode geregeld grondwater in de vijver gepompt om water in de vijver te houden. Dit grondwater bevatte gemiddeld 0,08 mg P l⁻¹, maar ook bijna 8 mg Fe l⁻¹, zodat de ijzerval hier intact bleef. Desalniettemin is ook deze toevoer risicovol in de zin dat bij optredende anoxia de toegevoerde P gemobiliseerd kan worden. In dergelijke situaties, ervan uitgaande dat andere externe P-toevoer laag is, waarbij een P-influx vanuit onderliggende bodemlagen na baggeren optreedt, lijkt het gebruik van een capping-middel raadzaam. In het project “De Bodem Bedekt” is geëxperimenteerd met toeslagstoffen om een dergelijk instroom van P met inkomend grondwater te beperken (http://www.watermozaiek.nl/images/f/f3/Jack_Hemelraad_6_april.pdf). Voor het inpompen betekent dit dat er bij voorkeur wordt gedefosfateerd, waarbij de neergelagen fosfaatzouten niet in de vijver accumuleren.

Gemiddeld genomen reduceren de behandelingscombinaties met baggeren en ABB de eutrofiëring in Dongen met 85%, maar in Eindhoven met slechts 3%. De Phoslock[®]-combinaties reduceren in Dongen de eutrofiëring met 72% en in Eindhoven met 73%. Alleen ABB is in Eindhoven niet succesvol (+6%), maar in Dongen reduceert het de eutrofiëring met 60%.

Alle behandelingen in Dongen reduceren het blauwalgchlorofyl-*a* over het laatste jaar van de onderzoeksperiode (september 2010 tot en met augustus 2011) ten opzichte van de controle compartimenten (Figuur 94). In Eindhoven daarentegen is de blauwalgchlorofyl-*a* reductie in de Phoslock[®]-combinaties het sterkst (86–93%), in de gebaggerde compartimenten aanzienlijk

(59-78%), maar in de ABB-behandeling volledig afwezig (0%). Een verschil tussen de ABB-behandelingen in Eindhoven en Dongen is dat in Dongen waterplanten enorm ontwikkelden en in Eindhoven totaal niet; de waterplanten in Dongen stierven overigens aan het eind van het experiment massaal af en veroorzaakten anoxia en vissterfte.

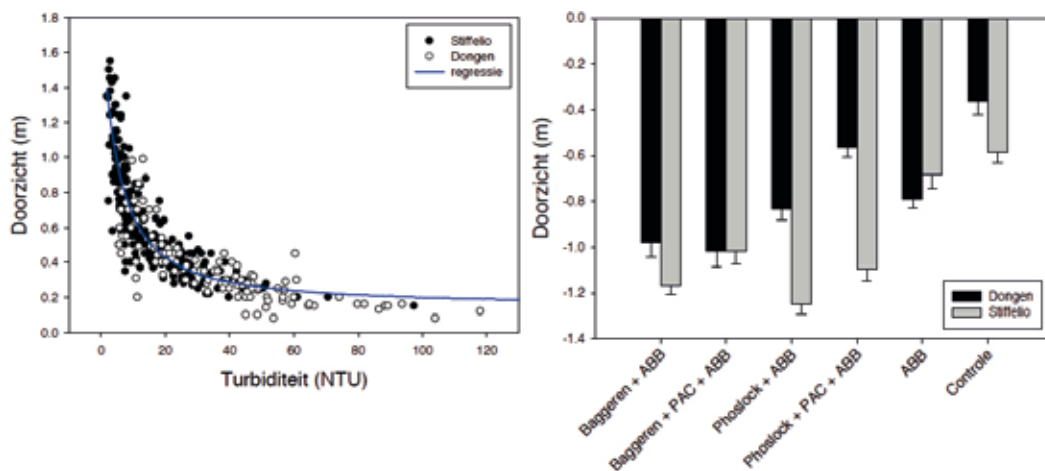
TURBIDITEIT EN DOORZICHT

De kansen voor ondergedoken waterplanten nemen onder andere toe als het zonlicht dieper in het water door kan dringen en kieming/uitgroei mogelijk maakt. In Dongen en Eindhoven (Stiffelio) is er een niet-lineair verband gevonden tussen het doorzicht (Sd) en de troebelheid (NTU), waarbij de bodemzichten uit de analyse zijn gelaten, van het water in de vijvers en de compartimenten (Figuur 95). De relatie laat zich beschrijven met de formule:

$$Sd = 0.1423 \times \exp\left(\frac{38.8695}{NTU + 15.1723}\right) \quad (r^2_{adj} = 0.797).$$

Met behulp van deze vergelijking zijn de NTU-metingen omgezet in doorzicht, zodat ook voor de vele bodemzichten een doorzichtwaarde is verkregen en hier een EKR-score aan kon worden gekoppeld. Een vergelijking van de helderheid van het water geeft aan dat deze voor de gebaggerde compartimenten en de louter ABB-compartimenten vergelijkbaar is (Figuur 95). In de Stiffelio-vijver is het water in de Phoslock® behandelde enclosures en in de controle helderder dan in Dongen.

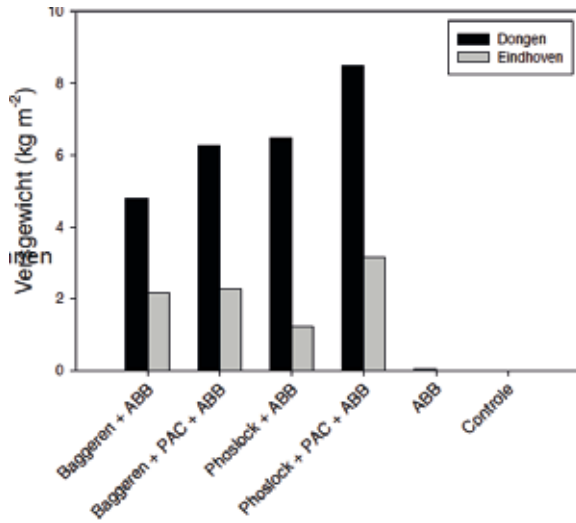
FIGUUR 95 RELATIE TUSSEN DE TROEBELHEID (NTU) EN HET DOORZICHT IN DE COMPARTIMENTEN IN DONGEN EN IN EINDHOVEN (LINKS) EN DE UIT DEZE RELATIE BEREKENDE DOORZICHTEN BIJ DE VERSCHILLENDE BEHANDELINGEN (RECHTS)



WATERPLANTEN

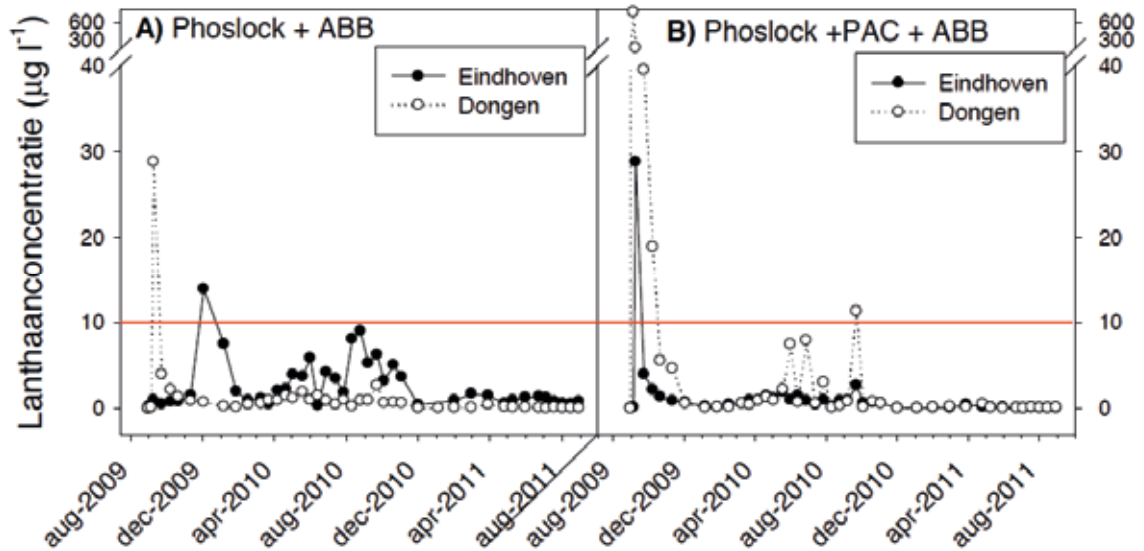
De waterplanten bleken vooral tot ontwikkeling te komen in de compartimenten waarin interne eutrofiëring beperkende maatregelen in combinatie met ABB waren getroffen (Figuur 96). De biomassa bij oogsten was hoger in Dongen dan in Eindhoven en in beide gevallen werd de hoogste opbrengst gehaald uit de Phoslock® + PAC + ABB behandelingen (Figuur 96). De geringere waterdiepte in Dongen zou hier een oorzaak van kunnen zijn.

FIGUUR 96 BIOMASSA VAN WATERPLANTEN BIJ OOGSTEN IN DE VERSCHILLENDE COMPARTIMENTEN IN EINDHOVEN EN DONGEN



12.2.2 LANTHAAN IN DE WATERFASE

In de Phoslock[®] behandelde compartimenten wordt vlak na de applicatie en incidenteel gedurende de onderzoeksperiode (2 maal in twee jaar) de Nederlandse lanthaannorm overgeschreden (Figuur 97). In tegenstelling tot de enclosures (zie Figuur 97), wordt er hier geen geleidelijke toename van de filtreerbaar lanthaanconcentratie waargenomen.

FIGUUR 97 VERLOOP VAN DE LANTHAANCONCENTRATIES ($\mu\text{g L}^{-1}$) IN DE PHOSLOCK[®] + ABB COMPARTIMENTEN (A, LINKS) EN IN DE PHOSLOCK[®] + PAC + ABB COMPARTIMENTEN (B, RECHTS). DE RODE LIJN GEEFT DE NEDERLANDSE LANTHAANNORM WEER

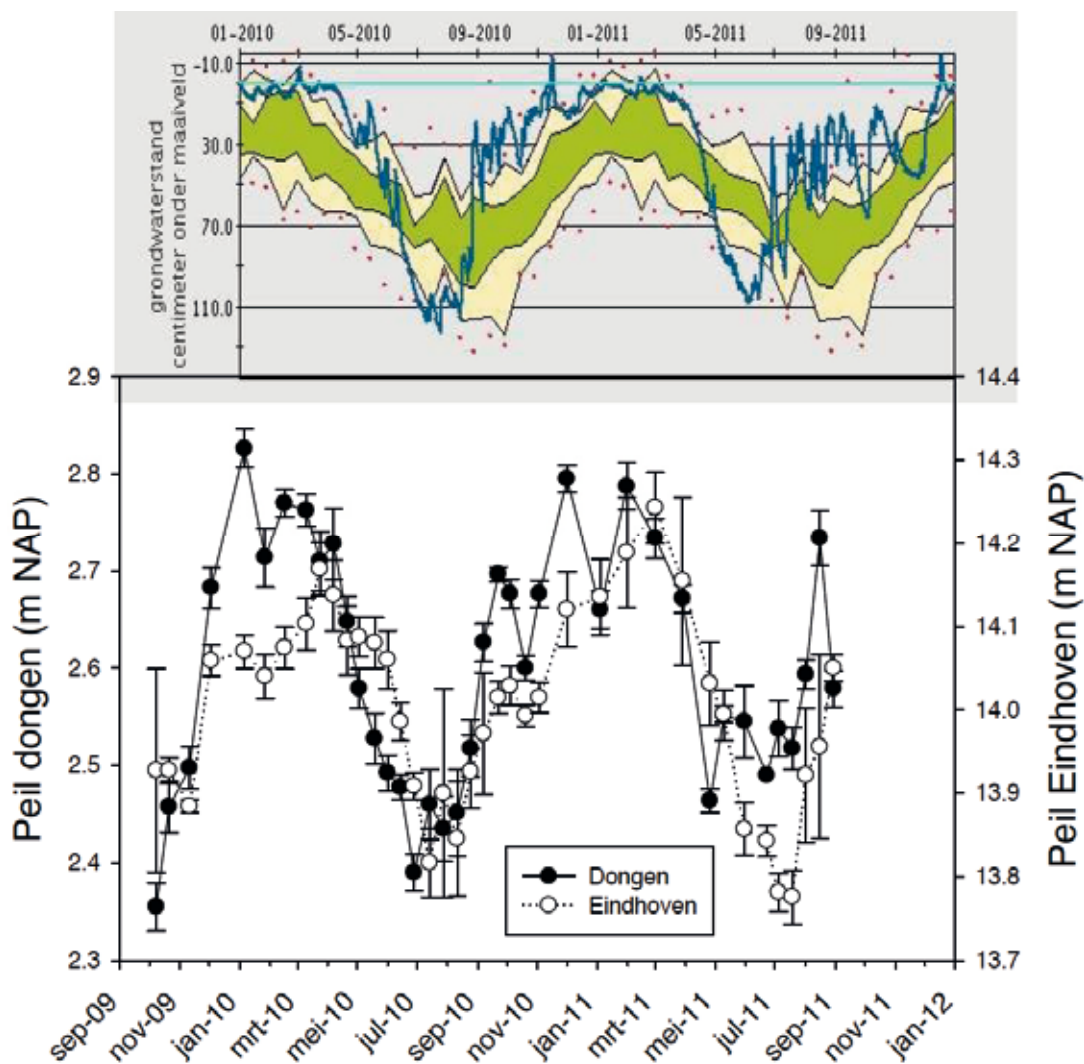
12.2.3 WATERPEIL

In de compartimenten in Eindhoven en Dongen werd een sterk fluctuerend waterpeil gesignaleerd met een duidelijk seizoenpatroon. Dit patroon was hetzelfde in beide wateren en vertoont een zeer grote overeenkomst met de grondwaterstand (Figuur 93). De vijvers zijn ook beiden niet geïsoleerd van het grondwatersysteem: dit is dus eigenlijk logisch. Als referentie hiervoor is het meetpunt in het natuurgebied Smalbroeken in het dal van de Beerze ten zuidoosten van Boxtel genomen (<http://www.grondwaterstandinbrabant.nl>) en weergegeven als inzet met grijze achtergrond in Figuur 98.

Het grondwaterpeil kan gedurende het jaar behoorlijk verschillen, omdat het sterk onder invloed van het klimaat staat, in de vorm van neerslag en verdamping. In natte perioden ('s winters) staat het hoger dan in droge perioden ('s zomers). Dit patroon wordt dus ook in beide vijvers gezien, maar de onderliggende wijze van beïnvloeding verschilt in beide vijvers. Maximale grondwaterstandfluctuatie bedraagt zowel in Dongen als in Eindhoven ± 50 cm. In Eindhoven wordt het waterpeil in de vijver niet zozeer beïnvloed door de grondwaterstand als afgeleide van de neerslag, maar vooral direct door het afgekoppelde hemelwater en de verdamping. Netto zal dit weinig uitmaken. Afstroming naar de vijver vanuit het hemelwaterriool zal sneller gaan dan wanneer neerslag infiltreert in de bodem. In Dongen daarentegen is het voornamelijk de grondwaterstand en de verdamping die het peil beïnvloed, waarbij 's zomers het waterniveau op peil wordt gehouden door grondwater in te pompen. De amplitudo zou hier anders nog groter zijn. Hierdoor ontstaan er significante verschillen in de bijdrage van de verschillende posten aan de P-belasting van beide vijvers.

FIGUUR 98

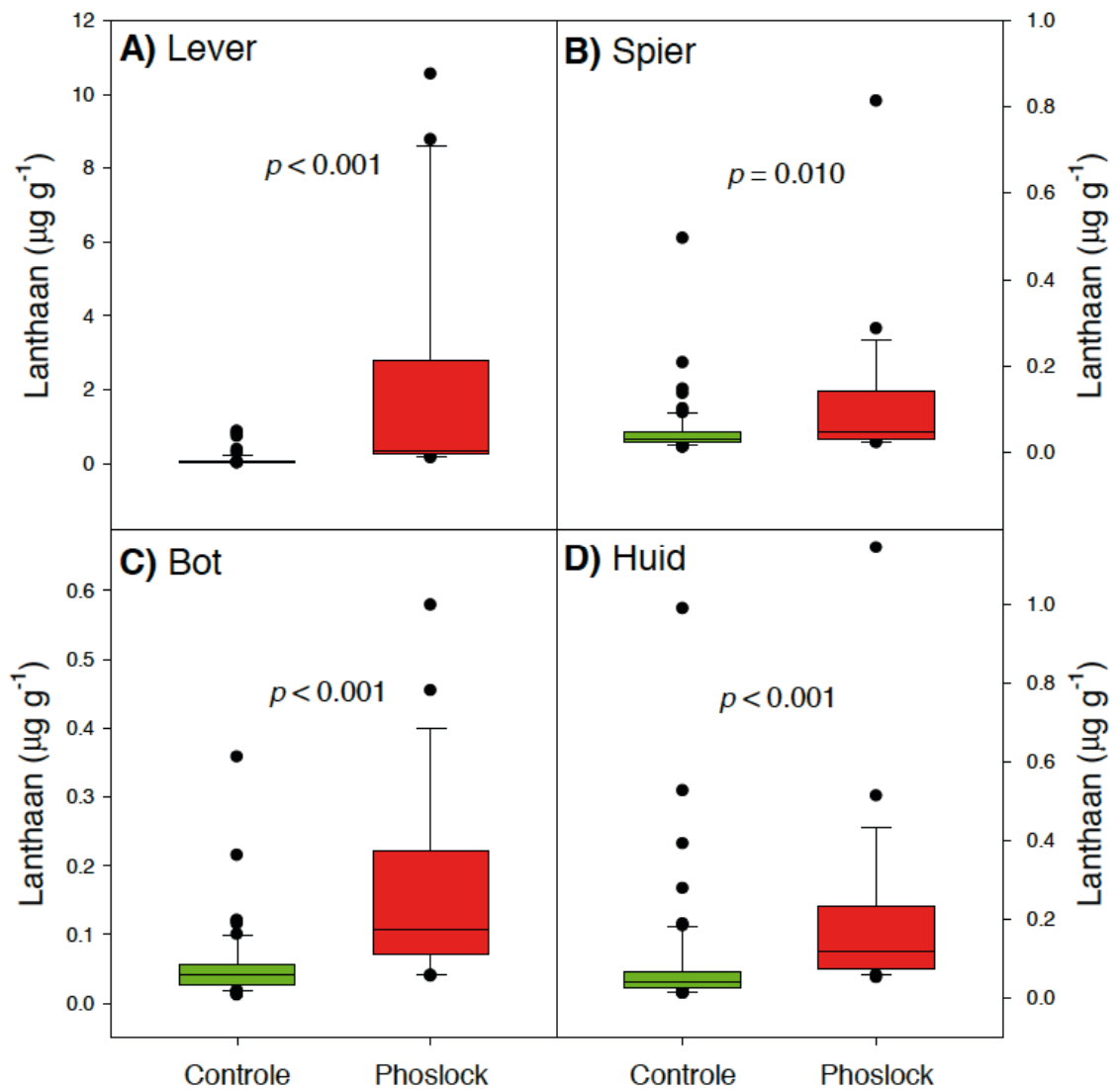
VERLOOP VAN DE GEMIDDELTE WATERPEILEN IN DE COMPARTIMENTEN IN DONGEN EN EINDHOVEN (INCLUSIEF VIJVER IN EINDHOVEN). ERROR BARS GEVEN ÉÉN STANDAARDEVIATIE WEER. IN DEZE FIGUUR IS OOK HET ACTUELE VERLOOP VAN GRONDWATERSTAND IN HET REFERENTIEPUNT SMALBROEKEN (BLAUWE LIJN) UITGEZET TEGEN DE ACHTERGROND VAN HET "NORMALE VERLOOP" (GEKLEURDE BANDEN). DIT NORMALE VERLOOP IS GEBASEERD OP EEN STATISTISCHE ANALYSE VAN MEETREEKSEN OVER MINIMAAL 15 JAAR. DE GROENE BAND IS HET NORMALE BEREIK VAN DE GRONDWATERSTAND. DE GELE BANDEN GEVEN HOGE EN LAGE WAARDEN AAN VAN DE GRONDWATERSTAND. BRON: [HTTP://WWW.GRONDWATERSTANDINBRABANT.NL](http://www.grondwaterstandinbrabant.nl)



12.2.4 LANTHAAN IN VISSSEN

Uit de afzonderlijke weefselanalyses van vissen die zijn gevangen in de verschillende compartimenten in zowel Dongen als Eindhoven, kwam al naar voren dat er duidelijke verschillen waren in de lanthaanconcentraties. Hier zijn de overeenkomstige weefsels van vissen die blootgesteld waren aan het P-fixatief (uit de Phoslock® + ABB- en Flock & Lock- + ABB-behandelingen) en van vissen die hier niet aan waren blootgesteld (uit controles en alle andere behandelingen) vergeleken. Voor alle weefsels geldt dat blootstelling van vissen aan het P-fixatief leidde tot significant hogere lanthaanconcentraties (Figuur 99). Opname in de lever is het hoogste.

FIGUUR 99 LANTHAANCONCENTRATIES ($\mu\text{g g}^{-1}$) IN LEVER (A), SPIER (B), BOT (C) EN HUIDWEEFSEL (D) VAN VISSSEN DIE BLOOTGESTELD WAREN AAN PHOSLOCK® EN DIE NIET BLOOTGESTELD WAREN AAN PHOSLOCK®



12.3 EEN VERGELIJKING TUSSEN SCHAALNIVEAUS

In het project zijn diverse maatregelen op verschillende schaalniveaus onderzocht. Een vergelijking van de effecten van baggeren op verschillende schaalniveaus is lastig, omdat er op verschillende manieren is gebaggerd, waarbij de efficiëntie van baggeren kan verschillen.

- Vijver Heesch: droogzetten en bagger weggraven;
- Compartimenten: bagger verwijderen m.b.v. kraan;
- Enclosures: wegduwen van bagger in Heesch en uitscheppen van bagger uit enclosures in Eindhoven.

Het P-fixatief Phoslock[®] is weliswaar in verschillende doseringen toegediend, maar de dosis was gebaseerd op de potentieel naleverbare hoeveelheid P uit het sediment. Dit maakt een vergelijking op de verschillende niveaus iets gemakkelijker. Desondanks blijkt er een grote spreiding in de mate van eutrofieringcontrole te zijn, uitgedrukt als reductie in totaal-P ten opzichte van de controle (*Figuur 100*). In zowel de compartimenten in Dongen en Eindhoven als in een lab assay wordt een goede totaal-P-reductie verkregen door de additie van Phoslock[®]. Echter, in enclosures in Eindhoven en Heesch is dit aanzienlijk minder (*Figuur 100*). Een duidelijke verklaring voor dit verschil is er niet. Uit diverse experimenten kwam naar voren dat de efficiëntie van de P-binding door Phoslock[®] nadelig wordt beïnvloed door humuszuren. Het is mogelijk dat in de enclosures de humuszuren in het water de P-binding inhiberden en dat dit ook in de compartimenten plaatsvond, maar dat daar vanwege de beduidend langere onderzoeksperiode een verschuiving naar P-immobilisatie optrad. In het laboratoriumexperiment is water zonder humuszuren gebruikt. Dit leidde tot een hogere efficiëntie. Daarnaast is ook een labexperiment uitgevoerd op dezelfde schaal zonder sediment, maar met humuszuren. Hier bleek de P-binding door Phoslock[®] drastisch gereduceerd. De humuszuren lijken daarmee een verklaring voor de slechtere P-binding door Phoslock[®].

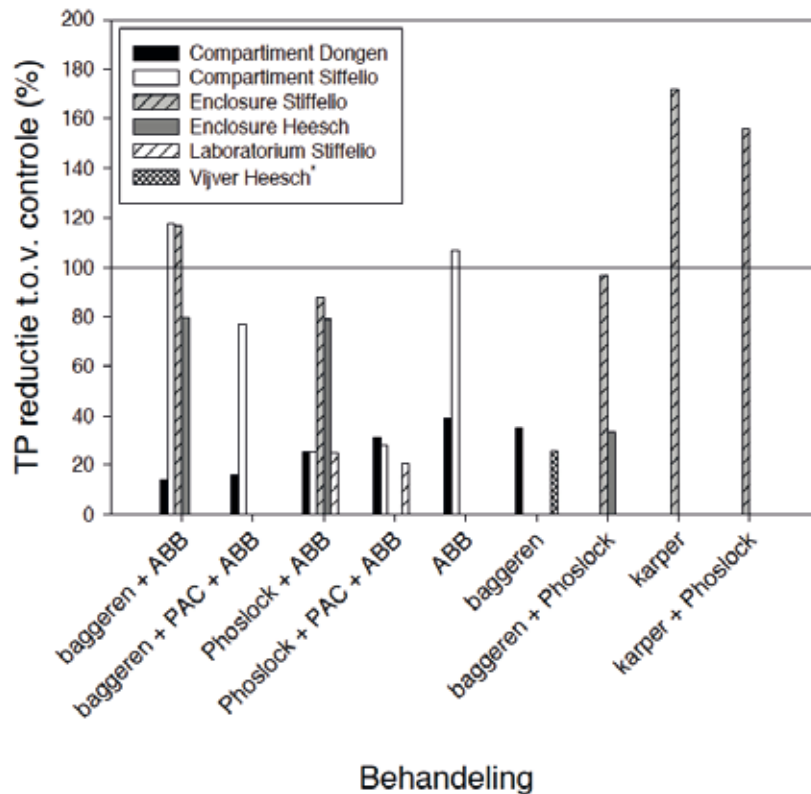
Gekoppeld aan de Phoslock[®]-applicaties is de residuele lanthaanconcentratie in de waterfase. Op laboratoriumschaal en in enclosures werd een geleidelijke toename van de lanthaanconcentraties gevonden, waarbij uiteindelijk een overschrijding van de Nederlandse lanthaannorm optrad. In de enclosures in Heesch was zelfs sprake van een forse overschrijding van de norm: waar dit in de behandeling met alleen Phoslock[®] twee weken na applicatie afnam, bleef de overschrijding in de combinatie met baggeren gedurende de gehele onderzoeksperiode fors. In de compartimenten daarentegen gold deze overschrijding, op twee uitzonderingen na, alleen tijdens en vlak na de applicatie. In De Kuil, maar ook in de andere twee zwemplassen in Nederland die behandeld zijn met Phoslock[®], al dan niet in combinatie met een vlokmiddel, werd alleen tijdens de applicatie de Nederlandse norm overschreden (*Tabel 33*). Dit betekent dat de normoverschrijdingen alleen op relatief kleine schaal zijn waargenomen, niet op grotere veldschaal. Desondanks laten de experimenten op kleinere schaal zien dat er mechanismen zijn die de filtreerbaar lanthaanconcentraties in de waterfase kunnen verhogen. Welke mechanismen dit zijn, is in het project niet duidelijk geworden.

TABEL 33 EXPERIMENTEN OP VERSCHILLENDE SCHAALNIVEAUS (LABORATORIUM – HEEL WATER) WAAR PHOSLOCK® IS TOEGEDIEND EN WAAR BEHOUDENS DE APPLICATIE WEL (ORANJE) OF GEEN Overschrijding (GROEN) VAN DE NEDERLANDSE LANTHAANNORM WERD GEVONDEN

Laboratorium	Enclosure	Compartiment	Heel water
Stiffelio sediment	Heesch - Phoslock® ¶	Dongen - Phoslock®	De Kuil
Water + DOC of HCO3-	Heesch - Phoslock® + baggeren	Dongen - Flock & Lock	De Rauwbraken
Water + HCO3-	Stiffelio - Phoslock®	Stiffelio - Phoslock®	Het Groene Eiland
Water	Stiffelio - Phoslock® + Baggeren	Stiffelio - Flock & Lock	
Water + MgSO4	Stiffelio - Phoslock® + karper		

¶ in Heesch was er in de eerste twee weken na applicatie een overschrijding van de norm, daarna niet meer.

FIGUUR 100 REDUCTIE VAN TOTAAL-P TEN OPZICHT VAN DE CONTROLES IN DIVERSE EXPERIMENTEN OP VERSCHILLENDE SCHAAL



In het project is baggeren in combinatie met inrichtingsmaatregelen toegepast op vijver De Ploeg en is een aangepaste Flock & Lock-methode toegepast in De Kuil. Vijver De Ploeg was na de ingreep vrijgewaard van blauwalgen. De stijgende fosfaatconcentraties nopen echter tot voorzichtigheid om van een duurzaam herstel te spreken. Dit geldt ook voor De Kuil. Ondanks dat deze plas na de Flock & Lock-applicatie gedurende drie jaar in het zwemseizoen geen overlast meer kende van blauwalgen, zijn ook hier de toenemende fosfaatconcentraties een bron van zorg. Het gebruikte vlokmiddel lijkt minder adequaat dan PAC39 en ook de in 2010/2011 gesignaleerde forse bloei van *Planktothrix rubescens* lijkt te herleiden tot het vrijkomen van reductief labiel gebonden P.

TABEL 34 OVERZICHT VAN DE SCORES VOOR GESELECTEERDE SLEUTELVARIABLEN AFGELEID VAN EKR-SCORES OVER DE PERIODE SEPTEMBER 2010 – AUGUSTUS 2011 VOOR DONGEN EN STIFFELIO, MEI 2009 – AUGUSTUS 2011 VOOR DE KUIL EN JANUARI 2010 – AUGUSTUS 2011 VOOR DE PLOEG

Dongen	Variabelen				
	Totaal-P	CHL	Sd	Macrofyten	Draadalg
Baggeren + ABB	+	++	+	+	+/-
Baggeren + PAC + ABB	+	++	+	+	+
Phoslock® + ABB	+	++	+/-	+	--
Phoslock® + PAC + ABB	+/-	+	-	+	+
ABB	+/-	++	+/-	--	--
Baggeren	+/-	+/-	+/-	--	+
Stiffelio					
	Totaal-P	CHL	Sd	Macrofyten	Draadalg
Baggeren + ABB	+/-	++	+	+	+/-
Baggeren + PAC + ABB	+	+	+	+	+/-
Phoslock® + ABB	++	++	+	+	+/-
Phoslock® + PAC + ABB	++	++	+	+	--
ABB	+/-	+/-	+/-	--	+
De Kuil					
	Totaal-P	CHL	Sd	Macrofyten	Draadalg
Phoslock® + FeCl ₃	-	++	++	+	+
De Ploeg					
	Totaal-P	CHL	Sd	Macrofyten	Draadalg
Baggeren + ABB	-	++	++	NB	NB

Uit het overzicht van de sleutelvariabelen, betreffende het project om geëutrofeerde wateren in stedelijk gebied van een ongewenste troebele toestand met veelvuldige blauwalgenoverlast naar een helder water te brengen en in die gewenste toestand te houden door de kansen voor ondergedoken waterplanten te optimaliseren, volgt dat de maatregelencombinaties ter reductie van de interne nalevering allen redelijk goed tot goed scores. Alleen ABB blijkt onvoldoende om de problematiek adequaat aan te pakken (Tabel 34).

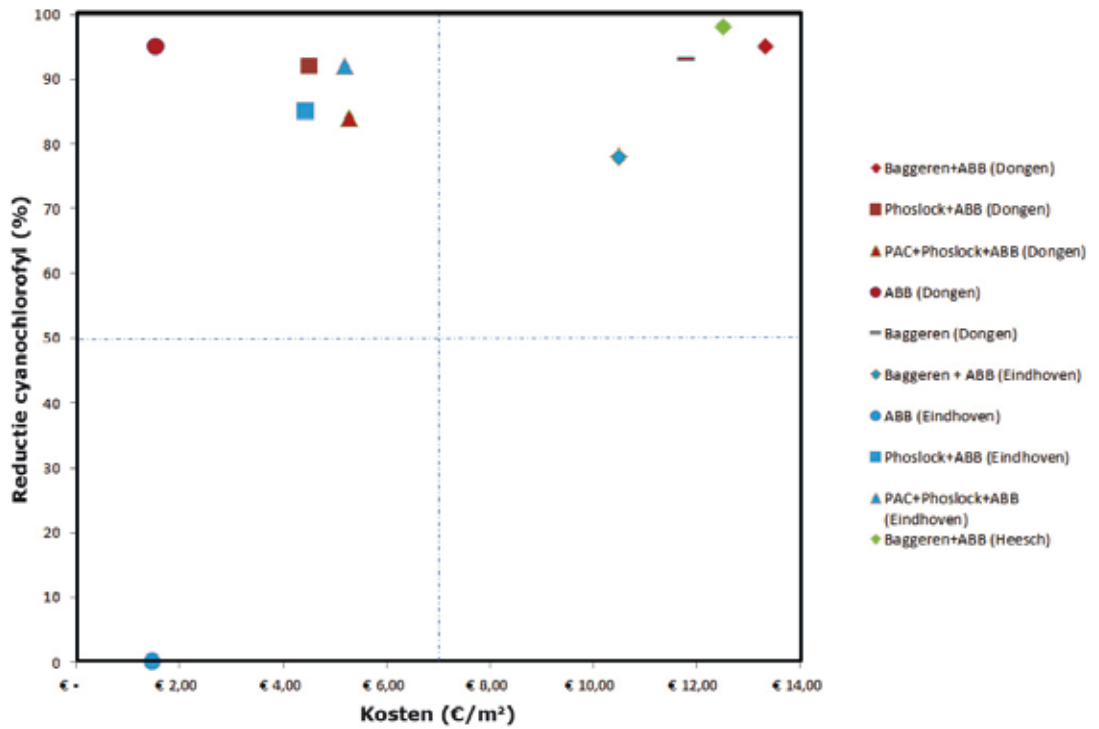
KOSTENEFFECTIVITEIT

In *figuur 101 en 102* is samenvattend kosteneffectiviteit gepresenteerd voor zowel cyanochlorofyl als voor fosfaat voor de vier locaties waar maatregelen zijn onderzocht.

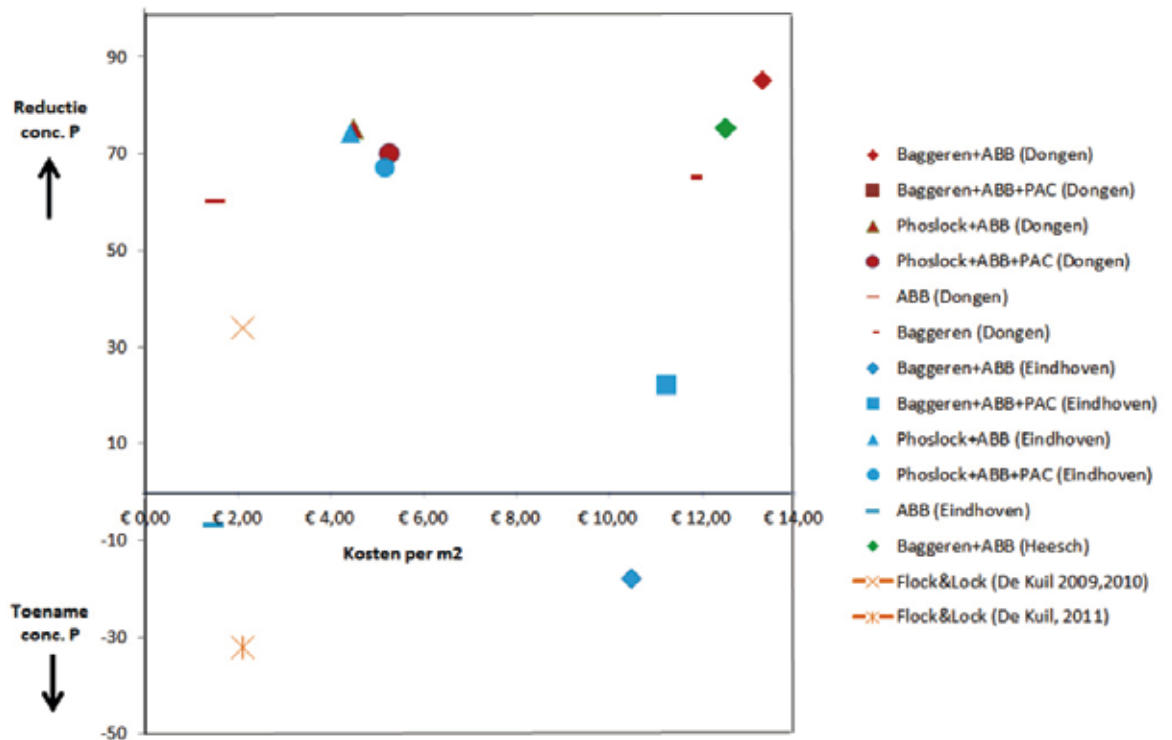
De kosten zijn per maatregel per m² weergegeven en uitgezet tegen de reductie cyanochlorofyl en fosfaat. ABB in Dongen is als maatregel het meest kosteneffectief als het gaat om reductie van cyanochlorofyl. Dat wil zeggen de maatregel levert de grootste reductie in cyanochlorofyl tegen de laagste eenheidsprijs. In Eindhoven levert dezelfde maatregel helemaal geen reductie van cyanochlorofyl op.

Kosteneffectief in fosfaatreductie zijn vooral de maatregelen met Phoslock® en ABB. Uitzondering hierop is Eindhoven waar ABB helemaal geen reductie in fosfaatconcentraties oplevert. In Eindhoven is ook baggeren in combinatie met ABB geen kosteneffectieve maatregel. De maatregel leidt tot toenemende fosfaatconcentraties en is bovendien een dure maatregel.

FIGUUR 101 KOSTENEFFECTIVITEIT VOOR REDUCTIE CYANOCHLOROFYL



FIGUUR 102 KOSTENEFFECTIVITEIT VOOR REDUCTIE FOSFAAT



13

DISCUSSIE RESULTATEN

INLEIDING

In dit project zijn op een aantal proeflocaties verschillende typen maatregelen getest om blauwalgenoverlast te beteugelen. Deze maatregelen waren gericht op aanpak van de interne P-nalevering en herinrichting van het systeem door manipulatie van de visstand en het uitzetten van water-en/of oeverplanten. Het achterliggende idee is dat fosfaatcontrole verreweg de belangrijkste remedie is om eutrofiëringsproblematiek, en vooral de blauwalgenbloei, te beteugelen (Carpenter, 2008; Schindler *et al.*, 2008). Door fosfaatreductie kunnen de watervertroebelende blauwalgen niet langer massaal tot ontwikkeling komen, zodat in het heldere water de kansen voor ondergedoken waterplanten toenemen. Deze ondergedoken waterplanten zorgen voor een stabilisatie van de heldere toestand (Scheffer *et al.*, 1993). Belangrijk is dat ook de visstand van bodemwoelende vis, zoals brasem en karper, wordt uitgedund. In ondiepe, geëutrofiëerde meren in Denemarken en Nederland bleek alleen visverwijdering al voor enige jaren een significante verbetering van de waterkwaliteit op te leveren (Søndergaard *et al.*, 2007). Na enkele jaren, tenzij er opnieuw vis wordt verwijderd, wordt er vaak een terugval naar de troebele toestand gezien, wat wordt veroorzaakt door een inadequate aanpak van de externe nutriëntenbelasting, de interne P-nalevering en/of het ontbreken van ondergedoken waterplanten om de helder water toestand te stabiliseren (Søndergaard *et al.*, 2007; Peretyatko *et al.*, 2009). De fosfaatcontrole vergt dus naast een sterke reductie van de invoer vanuit punt- en diffuse bronnen ook fosfaatverwijdering uit de waterkolom en fosfaatverwijdering van, of -retentie in, de onderwaterbodems (Welch & Cooke, 1995; Carpenter *et al.*, 1998; Søndergaard *et al.*, 2003; Mehner *et al.*, 2008) en een sterke reductie van de visstand met stimulatie van ondergedoken waterplanten (Peretyatko *et al.*, 2007).

NUTRIËNTENBELASTING PER LOCATIE

Voor alle proeflocaties werd door de betrokken waterschappen aangevoerd dat ze *“hydrologisch geïsoleerd zijn van hun omgeving, dat wil zeggen geen aanvoer vanuit ander (te voedselrijk) oppervlaktewater en daarmee nutriënten”*. Voor drie van de vier onderzoek locaties (Dongen, Stiffelio en De Kuil) is de nutriëntenbelasting en de grootte van de diffuse belasting in beeld gebracht op basis van een waterbalans.

DONGEN

In Dongen bleek de interne nalevering de belangrijkste P-bron (35%), de afstroming van het talud (21%) en het voeren van eenden (18%) een aanzienlijke bijdrage te leveren. Met aanpak van deze drie posten kan de P-belasting met bijna driekwart worden gereduceerd. Dit zou betekenen dat de P-belasting lager dan de kritische P-belasting (troebelhelder; PCLake) zou worden. De compartimenten met maatregelen ter reductie van de interne nalevering in combinatie met ABB lieten allen een sterke verbetering van de waterkwaliteit zien met abundante ondergedoken vegetatie. Baggeren als op zichzelf staande maatregel bleek veel minder succesvol in Dongen. Deze resultaten komen overeen met bevindingen uit een experiment in de Breukeleveense Plas, waar in compartimenten van 25 x 25 m baggeren en

visstandbeheer beduidend positiever uitpakte voor de waterkwaliteit dan baggeren alleen (Van Donk *et al.*, 1994).

STIFFELIO

In de Stiffelio-vijver te Eindhoven bleek de bijdrage van de interne nalevering relatief gering (14%), terwijl afstroming van het talud voor 17% bijdroeg. Verreweg de grootste bijdrage aan de P-belasting van de vijver (63%) wordt hier geleverd door het regenwaterriool. Dit betekent dat deze vijver onder zeer sterke externe P-belasting staat. Het is algemeen aanvaard dat, zonder aanpak van deze externe bronnen, maatregelen gericht op de interne nalevering weinig zinvol zijn (Schindler, 2006). Voor stadswateren zoals Stiffelio betekent dit dat alleen baggeren aangevuld met eventueel Flock & Lock of ABB op de lange termijn onvoldoende is zonder dat de bijdrage van het hemelwaterriool of de vuilvracht vanuit afstromend water van taluds wordt beperkt.

DE KUIL

Voor zwemplas De Kuil bleek de interne nalevering met bijna 80% de grootste bijdrage te leveren aan de P-belasting. Reductie van de interne nalevering lijkt hiermee een zinvolle ingreep. De plas onderging in mei 2009 dan ook een aangepaste Flock & Lock-therapie, waarbij ijzerchloride en het P-fixatief Phoslock[®] werden toegediend. De Flock & Lock-behandeling in zwemplas De Kuil kan vanuit de recreanten worden bekeken als succesvol (Figuur 103).

FIGUUR 103

BERICHT UIT BN DE STEM VAN 5 SEPTEMBER 2009 OVER DE KUIL

De Kuil draait beste seizoenen in jaren

door Ine Kleemans

PRINSENBEEK - Zwembad De Kuil in Prinsenbeek draaide het beste seizoen in jaren. Morgen aan het eind van de middag sluit het zwembad de poorten. Bij exploitant Optisport kijken ze alvast tevreden terug op een mooie zomer met veel bezoekers. Anders dan de afgelopen jaren met mooi weer, bleef de gevreesde blauwalg weg, terwijl deze wel opdook in ander water in de omgeving. De proef van Waterschap

Brabantse Delta en de Wageningen Universiteit met het middel Phoslock lijkt te werken, aldus een woordvoester van de gemeente Breda. De rapportage hierover volgt dit najaar. Ook de investering van de gemeente in het zwembad zal hebben bijgedragen aan de grotere publieke belangstelling, vermoedt ze. Volgens Daniël Ossenblok van Optisport kwamen er deze zomer ruwweg zesduizend mensen zwemmen in De Kuil. Onder hen

veel tieners, die hiervoor ook een abonnement aanschaffen. In totaal werden er veertig abonnementen verkocht. Vorig jaar was dit er niet één. De zwembadmedewerker verwacht veel van volgend seizoen. „Onder de badgasten waren nog al wat gezinnen, die bij goed weer zo'n drie of vier keer in de week kwamen. Zij hebben al aangegeven volgend jaar een gezinsabonnement aan te schaffen.” Op de drukste dag passeerden zo'n 550 bezoekers de kassa.

Sinds de behandeling in mei 2009 is er gedurende het zwemseizoen geen overlast door blauwalgen meer geweest en bleven in 2009, 2010 en 2011 zwemverboden uit, wat in schril contrast staat met de situatie van jaren ervoor. Maar vanuit wetenschappelijk oogpunt kan de ingreep, ondanks het uitblijven van zwemverboden in de drie zwemseizoenen na de behandeling, niet als een succes worden gezien.

Na anderhalf jaar was er in de winterperiode en daarmee buiten het zwemseizoen gedurende enige maanden een forse blauwalgbloei en nam de P-nalevering vanuit het sediment weer toe, vooral onder anoxia. Dit laatste duidt op het vrijkomen van reductief labiel gebonden P. In eerste instantie kan hierbij gedacht worden aan ijzer/mangaan gebonden P. Een deel van de fosfaat zal gebonden zijn aan de ingebrachte ijzerchloride, wat onder anoxia makkelijk vrij kan komen. Dit lijkt ook te worden bevestigd door de waarnemingen: de ijzerconcentraties

namen in de diepe waterlagen tijdens anoxia sterk toe. Daarnaast laat een recente studie zien dat 21% van het aan Phoslock[®] gebonden P makkelijk loskwam, waarvan ruim 14% reductief gevoelig P (Meis *et al.*, 2012). Als 14% van de theoretisch in De Kuil gefixeerde 368 kg P tijdens anoxia kan vrijkomen, dan betekent dit ruim 50 kg P, wat de verhoogde fosfaatconcentraties zou kunnen verklaren. Een andere mogelijkheid is dat bij de dosering uit is gegaan van een communicerende sedimentdiepte van 5 cm (Phoslock Europe GmbH, 2009), terwijl de feitelijke actieve sedimentlaag dikker kan zijn en waarbij 10 cm uitwisselingsdiepte ook reëel kan zijn (Meis *et al.*, 2012). Er kan zelfs P-afgifte over 20 cm kan plaatsvinden (Søndergaard *et al.*, 1999). Toenemende anoxia en het opsouperen van de buffercapaciteit van de “extra ingebrachte 5 ton Phoslock[®]” (Phoslock Europe GmbH, 2009) zou dan kunnen resulteren in de waargenomen verhoging van de fosfaatconcentraties in de diepere waterlagen. Instroom met kwel kan worden uitgesloten in De Kuil.

TOEPASSING VAN PHOSLOCK

TABEL 35

OVERZICHT VAN DE OPPERVLAKTEWATEREN DIE IN EUROPA MET PHOSLOCK[®] ZIJN BEHANDELD MET HET WATEROPPERVLAK, DE DOSERING EN DE UITEINDELIJKE PHOSLOCK[®]-DOSIS (g m⁻²)

Water	Oppervlakte (ha)	Phoslock [®] dosering (ton)	Dosis (g m ⁻²)
Otterstedter See (D)	4.5	11	244.4
Silbersee (D)	7	21.5	307.1
Bärensee (D)	3	11.5	383.3
Groene Eiland (NL)	5.3	14.1	266.0
Rauwbraken (NL)	4	18	450.0
Clatto (UK)	9	24	266.7
Blankensee (D)	22.5	66	293.3
Behlendorfer See (D)	63	214	339.7
Flemmington (UK)	15	25	166.7
Eichbaumsee (D)	24	148	616.7
De Kuil (NL)	7	41.5	592.9

De dosering in De Kuil is één van de hoogste van alle applicaties die tot dusver met Phoslock[®] zijn uitgevoerd (Tabel 35). In een aantal documenten wordt een dosering van 250 g m⁻² Phoslock[®] aangegeven (Moore, 2006; PWS, 2006a,b,c). De gemiddelde dosering in de tien wateren die behalve De Kuil met Phoslock[®] zijn behandeld is 333 g m⁻² (Tabel 12.1). Wat dat betreft is de dosering in De Kuil al relatief hoog. Omdat desondanks de P-mitigatie twijfelachtig is, of althans niet zo langdurig als verwacht, kunnen er vraagtekens geplaatst worden bij de kosteneffectiviteit van de ingreep. De kosten voor de Flock & Lock-applicatie in de Kuil bedroegen € 140.000,-. Gezien de sedimentcondities was een hogere dosering te verdedigen geweest, maar belangrijker in deze lijkt het gebruikte vlokmiddel, als ook de wijze van de applicatie.

VOORKEUR VOOR ALUMINIUMZOUTEN ALS VLOKMIDDEL

Het vlokmiddel polyaluminiumchloride (PAC39) geniet de voorkeur boven ijzerchloride, omdat het beter particulier materiaal uitvlokt en minder gevoelig is voor redox-variëaties (Drábková, 2007). Een vergelijking van alum, ijzerchloride en PAC, liet zien dat PAC verreweg de beste coagulerende eigenschappen heeft en de troebelheid van water het sterkste verminderde (Delgado *et al.*, 2003). Defosfateren met ijzerchloride, of ijzersulfaat werkt alleen onder zuurstofrijke omstandigheden. Bij zuurstofconcentraties minder dan 1 mg l⁻¹ fungeert ijzer als een alternatieve elektronenacceptor en wordt het zeer goed oplosbare Fe²⁺ gevormd.

Oftewel, onder anaerobe omstandigheden wordt ijzer gereduceerd, waardoor fosfaat weer in oplossing komt (Mortimer, 1971). Ook hoge pH heeft een nadelig effect op de binding van fosfaat (Anderson, 1975). Daarbij is ijzer niet effectief in het invangen van algencellen. Er zijn zelfs studies bekend waar de toevoeging van ijzerchloride de groei van cyanobacteriën (*M. aeruginosa* en *A. circinalis*) stimuleerde (bijvoorbeeld: Chow *et al.*, 1999).

In ondiepe meren lijken de aluminiumhydroxidevlokken behalve een chemische- ook een mechanische barrière te vormen, waardoor rekolonisatie van de waterkolom vanuit het sediment door cyanobacteriën ernstig wordt belemmerd (Welch & Schriever, 1994). Deze barrière kan in ondiepe meren echter gemakkelijk door wind geïnduceerde resuspensie worden doorbroken (Van Hullebusch *et al.*, 2002). Hoewel de fosfaatbinding aan aluminiumhydroxides ongevoelig is voor redoxfluctuaties in het sediment (Burley *et al.*, 2001), kunnen de vlokken na verloop van tijd (50–100 dagen) van structuur veranderen in gipsiet, wat gepaard gaat met verlies van bindingsoppervlak en bindingscapaciteit (Berkowitz *et al.*, 2005; 2006). Er is echter geen eenduidigheid hierover, omdat in andere studies juist zeer persistente aluminiumfixatie is gevonden (Lewandowski *et al.*, 2003; Rydin *et al.*, 2000). Recentelijk werd aangetoond dat de verwerking en de P-bindingeigenschappen afhankelijk zijn van de afwezigheid (afname) of aanwezigheid van fosfaat (geen afname) (De Vicente *et al.*, 2008).

Gebruikelijke doseringen variëren van 1 tot 25 mg Al l⁻¹, terwijl in sommige gevallen zelfs gedurende 15 jaar vrijwel jaarlijks 2 mg Al l⁻¹ per jaar aan een meer werd toegevoegd (Welch & Cooke, 1999; Lewandowski *et al.*, 2003; Auvray *et al.*, 2006; Drábková, 2007). Desondanks leverde dit een nauwelijks te detecteren verhoging van de natuurlijke sedimentconcentraties van aluminium op, die enkele tientallen mg l⁻¹ kunnen bedragen (Welch & Cooke, 1999; Lewandowski *et al.*, 2003). Het toevoegen van aluminiumzouten zorgt voor het vrijkomen van waterstofionen ($\text{Al}^{3+} + 3\text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{Al}(\text{OH})_3 + 3\text{H}^+$) waardoor de pH kan worden verlaagd. Hetzelfde geldt voor ijzerzouten. Omwille van de schadelijke effecten van lage pH en Al³⁺ is een combinatie met gelijktijdige toediening van een buffer (natriumhydroxide, calciumhydroxide, calciumcarbonaat) raadzaam om aldus de lage pH-problematiek te verhelpen (Drábková, 2007). Bij pH-controle zijn er geen bezwaren om aluminium als vlokmiddel te gebruiken. Aluminiumzouten worden ook elders in de waterwereld toegepast. Aluminiumzouten worden toegepast om blauwalgen in drinkwaterreservoirs te bestrijden (Lam *et al.*, 1995). In zwemplas De Rauwbraken is PAC39 als vlokmiddel gebruikt naast Phoslock[®] als P-fixatief. Deze zwemplas is al sinds de applicatie in april 2008 vrijgewaard van blauwalgenbleei en wordt gekenmerkt door helder water met een zeer lage totaal-P-concentratie (Van Oosterhout & Lurling, 2010; 2011). In de zomer van 2011 is wel sprake geweest van een drijfslag van blauwalgen.

Zwemplas De Kuil is een plas met een intermediaire diepte, waardoor er geen sterke stratificatie ontstaat. Deze watertypes blijken het meest gevoelig voor eutrofiëring en het moeilijkst om te herstellen doordat ze te diep zijn voor massale buffering door macrofyten en te ondiep voor P-verdunning in het hypolimnion (Genkai-Kato & Carpenter, 2005). Vanwege de intermediaire diepte en geringere schuifspanning aan het sediment door windinvloed, zou de eerder genoemde barrière door aluminiumhydroxides aan het sedimentoppervlak minder vatbaar zijn door verstoring. De intermediaire diepte impliceerde mogelijke anoxia, wat uit eerdere metingen in De Kuil ook was gebleken (Witteveen & Bos, 2006). Deze studie noteerde bovendien dat vanwege de hoge sulfaatconcentraties en de gunstige ijzer: fosfaat-ratio in het sediment, toch alle factoren aanwezig zijn om sulfaatreductie te laten verlopen en daarmee fosfaatafgifte te stimuleren (Witteveen & Bos, 2006).

TOEDIENING VAN DE FLOCK & LOCK-METHODE

De Flock & Lock-methode impliceert dat er eerst een deel van het P-fixatief wordt ingebracht als ballast, gevolgd door het vlokmiddel en daarna door het grootste deel van het P-fixatief als capping agent (zie § 9.1 en Van Oosterhout & Lurling, 2010; 2011). In Eindhoven, Dongen en in De Kuil is van deze volgorde afgeweken door eerst het vlokmiddel toe te dienen en daarna pas de gemodificeerde klei. Dit heeft als gevolg dat de gevormde vlokken niet het gewenste zinkgewicht krijgen. In zwemplas De Kuil diende derhalve daags na de toediening van ijzerchloride middels een jar-test ter plekke de dosering van de aan de oppervlakte toe te voegen Phoslock[®] bepaald te worden. Deze bleek nu ruim het dubbele te bedragen van de van te voren bepaalde dosis. Het voorafgaan van een Phoslock[®]-behandeling door ijzerchloride heeft geen nadelig effect op de werkzaamheid van de gemodificeerde klei (Schoeman & Haghseresht, 2006).

Tijdens de Flock & Lock-applicatie in de compartimenten in de Stiffelio-vijver resulteerde toediening van het vlokmiddel in een verhoging van de pH, waarna toediening werd gestopt (Van Goethem, 2010). Deze pH-verhoging is opmerkelijk, omdat PAC39 een zeer lage pH-waarde heeft (pH < 1). Ook hier is afgeweken van de Flock & Lock-methode door niet eerst een deel van het P-fixatief in te brengen als ballast, gevolgd door het vlokmiddel en daarna door het grootste deel van het P-fixatief als capping agent. Door eerst het vlokmiddel toe te voegen, resulteerde dit in grote vlokken aan het wateroppervlak samenkomende blauwalgen. Omdat de pH-meting ook in de bovenste waterlaag plaatsvond, is het mogelijk dat door de hoge concentratie aan blauwalgen rondom de pH-meter, hogere pH-waardes ontstonden. Desondanks verbeterde de waterkwaliteit in deze compartimenten aanzienlijk over de tijd en bleek de P-nalevering drastisch te zijn verlaagd. Echter in de dagen na de Phoslock[®]-toediening worden in de compartimenten en de enclosure-experimenten niet de fosfaatreductie gemeten die op basis van de productinformatie werden verwacht.

VERSCHIL IN EFFECTIVITEIT PHOSLOCK[®] TUSSEN LABSTUDIES EN VELDAPPLICATIES

Er zijn diverse laboratoriumstudies uitgevoerd waarin een snelle, effectieve fosfaatverwijdering door Phoslock[®] is aangetoond (Douglas et al., 1999; 2004; Ross et al., 2008; Finkler Ferreira & Da Motta Marques, 2009; Haghseresht et al., 2009; van Oosterhout & Lurling, in press). Ook in een aantal veldapplicaties wordt dit beeld bevestigd. Zo werd in de Silbersee een paar dagen na een Phoslock[®]-toediening een 80% lagere fosfaatconcentratie gemeten (<http://www.phoslock.eu/en/applications/case-studies/silbersee/>), werd de fosfaatconcentratie in een afgezet deel van Hartbeespoort Dam (Zuid-Afrika) verminderd van 77 µg P l⁻¹ voor tot 25 µg P l⁻¹ na de applicatie (Ross & Cloete, 2006) en bleek in Mason Lake (Irvine, Californië, USA) fosfaat zelfs te dalen van 0,62 mg l⁻¹ voor tot beneden de detectielimiet na Phoslock[®]-toediening (McNabb, 2011). In andere wateren, zoals in de Otterstedter See (D), Bärensee (D), Clatto Reservoir (UK) en Emu Lake (Australië) is het effect op de fosfaatconcentratie onduidelijk, omdat de fosfaatconcentraties zowel voor als na onder de detectielimiet lagen, of niet zijn gemeten. In water uit een meer in de Canning River (Australië) bleek Phoslock[®] de fosfaatconcentratie met slechts 35-40% te reduceren (Robb et al., 2003; Ross et al., 2008). In Torrens Lake (Australië) nam de fosfaatconcentratie in de eerste twee weken na een Phoslock[®]-toediening zelfs toe van <1 µg P l⁻¹ voor de applicatie tot 12 – 19 µg P l⁻¹, en enige weken later tot maximaal 29 µg P l⁻¹ (Australian Water Quality Centre, 2008). Ook in het claustrum Het Groene Eiland (Gouden Ham, Appeltern) nam de fosfaatconcentratie na een tweede een Phoslock[®]-toediening geleidelijk toe van 8 µg P l⁻¹ in maart 2009 tot 51 µg P l⁻¹ in september 2009 (Lurling & van Oosterhout, in press). Oftewel, de eensluidende bevindingen uit de diverse laboratoriumstudies worden niet teruggevonden in daadwerkelijke applicaties.

OOorzaak van verschillen in effectiviteit Phoslock®

De grote variatie in effectiviteit van fosfaatverwijdering in de diverse Phoslock®-applicaties duidt op **1)** een grote variatie in de samenstelling van de verschillende Phoslock®-batches, **2)** verschil in doseringen, **3)** verschil in de wijze van toediening en/of **4)** verschil in één of meerdere omgevingsfactoren die interfereren met de P-bindingscapaciteit. In dit project zijn vijf verschillende batches geanalyseerd op hun lanthaangehalte, wat een gemiddelde massafractie van 4,37 % (standaarddeviatie 0,16%) opleverde. Dit komt goed overeen met de massafractie van 4,5 % gevonden door Gibbs *et al.* (2011). Het is overigens wel beduidend lager dan de door de leverancier geclaimde 5% (Afsar & Groves, 2009). De doseringen verschillen aanzienlijk in de diverse studies, maar over het algemeen kan worden gesteld dat de Phoslock® ruim voldoende was om al het in de waterkolom aanwezige fosfaat te binden (bijv. Lurling & van Oosterhout, *in press*). De wijze van toediening is in elke genoemde applicatie op vrijwel dezelfde manier verricht: er is een slurry gemaakt van de gemodificeerde klei, die vervolgens op het wateroppervlak is gespreid. Dit laat omgevingsfactoren als de meest voor de hand liggende verklaring over. Een afname van de P-bindingcapaciteit bij pH >7 is gevonden (Ross *et al.*, 2008; Yuan *et al.*, 2009), maar desalniettemin bleek Phoslock® bij een dosering van 240 g m⁻² (46 mg l⁻¹) zelfs in water met een pH van 9,8 binnen twee dagen fosfaat met 78% te reduceren (Ross & Cloete, 2006). **5)** Een andere verklaring wordt gegeven door de interfererende rol die humuszuren kunnen spelen (Ross *et al.*, 2008). Er zijn namelijk verschillende studies die hebben laten zien dat humuszuren sterke complexvormers zijn met lanthaniden (Schonken & Salters, 2006; Tang & Johannesson, 2003; 2010), waardoor ze geen fosfaat meer binden. In dit project hebben gecontroleerde experimenten duidelijke onderbouwing voor deze hypothese gegeven. Humuszuren hebben een negatief effect op de fosfaatverwijdering door Phoslock® en kunnen zorgen voor verhoogde lanthaanconcentraties in de waterfase (zie § 9.7). Vandaar dat het gebruik van Phoslock® zonder een vlokmiddel waarmee humuszuren uitgevlokt kunnen worden, niet aan te bevelen is. Als vlokmiddel is hiervoor vooral PAC geschikt (Zouboulis & Traskas, 2005; Eikebrokk *et al.*, 2006).

HOGE LANTHAANCONCENTRATIES

De verhoogde lanthaanconcentraties traden op tijdens en vlak na een Phoslock®-applicatie. Ook werden in een paar laboratoriumproeven en de twee enclosure-experimenten overschrijdingen van de Nederlandse lanthaannorm (10,1 µg l⁻¹) gevonden (zie § 12.2.2). In dit project werden de normoverschrijdingen alleen op relatief kleine schaal waargenomen, niet op grotere veldschaal. Ook bij andere applicaties in het veld zijn de op termijn optredende normoverschrijdingen niet waargenomen. Zo daalde in de Silbersee de totaal lanthaanconcentratie in enige maanden van 100 µg l⁻¹, gemeten op vier dagen na de applicatie, tot minder dan 10 µg l⁻¹ vier maanden na de applicatie en uiteindelijk 4 µg l⁻¹ na een jaar (<http://www.phoslock.eu/en/applications/case-studies/silbersee/>). In de Otterstedter See was de filtreerbare lanthaanconcentratie twee dagen na de Phoslock®-applicatie al lager dan 10 µg l⁻¹ en bleef dat ook gedurende de rest van de monitoringsperiode van ruim een jaar (<http://www.phoslock.eu/en/applications/case-studies/otterstedter-see/>).

In Het Groene Eiland, waar tweemaal een Phoslock®-applicatie is uitgevoerd, bleef de filtreerbare lanthaanconcentratie de gehele onderzoeksperiode van ruim 28 maanden beneden de Nederlandse lanthaannorm (Lurling & van Oosterhout, *in press*). In zwemplas De Rauwbraken werden tijdens en vlak na de applicatie de Nederlandse norm overschreden, waarbij na één week de concentratie in de bovenste waterlaag al tot onder norm daalde en dit doorzette over de diepte; na 100 dagen werd zelfs vlak bij het sediment geen normoverschrijding meer gevonden (Lurling & van Oosterhout, 2009). Echter in al deze gevallen was de lanthaanconcentratie na de

Phoslock[®]-applicatie gedurende de gehele monitoringsperiode beduidend hoger dan ervoor. De experimenten op kleinere schaal laten zien dat er mechanismen zijn die de filtreerbare lanthaanconcentraties in de waterfase kunnen verhogen. Welke mechanismen dit zijn is in het project niet duidelijk geworden, behalve dat in één experiment de chelerende werking van humuszuren in beeld was. De resultaten van dit project laten echter wel duidelijk zien dat lanthaan mobieler is dan verondersteld was.

Veelal werd er in onbehandeld water of sediment, of organismen uit onbehandeld water lanthaan gemeten. Lanthaan mag dan tot de zeldzame aardmetalen behoren, zeldzaam duidt niet op het zeer sporadisch voorkomen ervan. Lanthaan komt overal ter wereld voor in water en sediment; de gemiddelde abundantie of massafractie van lanthaan in de aardkorst is $35 \mu\text{g g}^{-1}$ (Tyler, 2005). In Clatto Reservoir (Schotland) was de achtergrondconcentratie in het sediment tussen 28 en $35 \mu\text{g g}^{-1}$ (Meis *et al.*, 2012). Ook in Nederland kan overal in water en sediment lanthaan worden gemeten (Sneller *et al.*, 2000). Zo variëren de lanthaanconcentraties in de Rijn estuarium tussen 0,02 en $0,2 \mu\text{g l}^{-1}$ (Sneller *et al.*, 2000; Moermond *et al.*, 2001), is de massafractie lanthaan in het onbehandelde sediment in de Stiffelio-vijver $25,8 (\pm 1,3) \mu\text{g g}^{-1}$ ($n = 6$), is de filtreerbare lanthaanconcentratie in het water van deze vijver gemiddeld $0,07 (\pm 0,09) \mu\text{g l}^{-1}$ ($n = 52$). De lanthaanconcentratie in het sediment in De Kuil voor de behandeling was gemiddeld $12 \mu\text{g g}^{-1}$ (Van Goethem, 2010). Dit van nature aanwezige lanthaan vormt een bron voor het lanthaan wat in organismen kan worden gemeten, wat impliceert dat lanthaan een bepaalde mate van opneembaarheid heeft.

VERHOOGDE LANTHAANCONCENTRATIES IN VISWEEFSEL

De diverse onderzochte weefsels van verschillende vissoorten lieten geen verschillen in de concentraties lanthaan zien (Lurling, 2010). Het van nature aanwezige lanthaan lijkt daarmee niet te accumuleren in een bepaald visweefsel, maar in vergelijkbare (evenwicht) concentraties aanwezig te zijn in de vissen. Uit de nulmetingen in dit project volgt een gemiddelde achtergrondconcentratie lanthaan in visweefsel van $0,03 \mu\text{g g}^{-1}$. Ook andere studies hebben achtergrondconcentraties van lanthaan in vis gevonden. Zo had karper (*Cyprinus carpio*) een achtergrond lanthaanconcentratie van $0,01 \mu\text{g g}^{-1}$ in spierweefsel, $0,02 \mu\text{g g}^{-1}$ in bot en $1,04 \mu\text{g g}^{-1}$ in de lever (Hao *et al.*, 1996). Qiang *et al.* (1994) vonden in karpers een achtergrond lanthaanconcentratie van $0,04 \mu\text{g g}^{-1}$ in spierweefsel, $0,14 \mu\text{g g}^{-1}$ in bot en $0,12 \mu\text{g g}^{-1}$ in orgaanweefsel. In de levers van regenboogforel (*Oncorhynchus mykiss*) was de achtergrondconcentratie tussen 0,1 en $0,55 \mu\text{g g}^{-1}$ (Landman *et al.*, 2007). Deze achtergrondconcentraties zijn zelfs gemiddeld iets hoger dan de achtergrondwaardes gemeten in dit project. Een mogelijk oorzaak hiervoor is de natuurlijke variatie in achtergrondconcentraties van lanthaan.

Lanthaan blijkt in mariene organismen, zoals krill en pijlinktvis, in concentraties voor te komen die vier tot zeven ordegrottes hoger liggen dan in het omringende zeewater (Oral *et al.*, 2010). Dit duidt op mogelijke accumulatie en ook in vissen uit De Kuil en de Phoslock[®] behandelde compartimenten in Dongen en Eindhoven zijn de lanthaanconcentraties na de applicatie hoger dan ervoor, of hoger dan in de controles. De lanthaanconcentraties in de levers van de diverse vissen waren over het algemeen het sterkst verhoogd. Dit komt overeen met de bevindingen van Qiang *et al.* (1994), die karpers blootstelden aan water waarin $0,5 \text{ mg l}^{-1}$ lanthaannitrat was gedaan. Ook in forellen uit Lake Okareka (Nieuw-Zeeland) bleek dat na een Phoslock[®]-applicatie in 2007 de lanthaanconcentraties in de lever verhoogd waren (van $0,25/0,55$ naar $0,7/1,25 \mu\text{g g}^{-1}$), maar dat er in het visvlees geen accumulatie te meten was (Landman & Ling, 2006; Landman *et al.*, 2007). Deze laatste studie werd gedaan aan

vissen die al eerder waren blootgesteld aan Phoslock®. Na de Phoslock®-applicatie in 2006 was de lanthaanconcentratie in de lever van regenboogforel verhoogd van 0,15/0,40 µg g⁻¹ naar 0,5/0,9 µg g⁻¹ (Landman & Ling, 2006). Oftewel: forellen, die in 2007 voor de applicatie werden gevangen, hadden een lagere lanthaanconcentratie in de lever dan beesten die ruim een half jaar eerder waren gevangen. Dit duidt op uitscheiding van het opgenomen lanthaan. Hoogstwaarschijnlijk loopt de uitscheiding van lanthaan voornamelijk via gal (Damment & Pennick, 2007).

Dat de lanthaanconcentraties in visweefsel kunnen toenemen na een Phoslock®-applicatie (De Kuil, Dongen, Eindhoven, Lake Okareka), bewijst dat een deel van het ingebrachte lanthaan biobeschikbaar is. Echter zowel in De Kuil (Kalkman, 2011) als in Lake Okareka (Landman *et al.*, 2007) was er geen enkele aanwijzing dat de verhoogde lanthaanconcentraties gepaard gingen met een afgenomen gezondheid van de vissen.

EFFECTEN PHOSLOCK® OP MACROFAUNA

In diverse studies is er geen effect van Phoslock® op de testorganismen gevonden. Blootstelling van het vlokreeftje *Hyalomma azteca* gedurende 14 dagen aan 3400 mg L⁻¹ Phoslock® had geen effect op hun groei en overleving (Watsun-Leung, 2009). Ook de overleving van larven van de mug *Chironomus zealandicus* werd gedurende een blootstelling van 38 dagen aan 400 mg l⁻¹ Phoslock® niet beïnvloed, evenals het uitvliegen (Clearwater, 2004). Er is geen effect gevonden op de overleving en groei van zoetwaterkreeften (*Procambarus sp.*), die gedurende 14 dagen blootgesteld waren aan 1000 mg l⁻¹ Phoslock® of 28 dagen aan 2500 mg l⁻¹ Phoslock® (Van Oosterhout *et al.*, *submitted*). Wel bleek de lanthaanconcentratie in beesten die gedurende 14 dagen blootgesteld waren aan 1000 mg l⁻¹ Phoslock®, zelfs na een depuratiefase nog behoorlijk verhoogd (13 µg g⁻¹) ten opzichte van controlebeesten (0,6 µg g⁻¹) (Van Oosterhout *et al.*, *submitted*). Echter muggenlarven (*Chironomus dilutus*) die gedurende 10 dagen blootgesteld waren aan 3400 mg L⁻¹ Phoslock® waren lichter van gewicht (18-26%) dan niet blootgestelde muggenlarven (Watsun-Leung, 2009). Bij zoöplankton werd er wel een effect op groei en overleving gevonden. De No Observed Effect Concentration (NOEC), wat de hoogste concentratie is waarbij nog geen effect op de testorganismen wordt gevonden, bleek voor zowel watervlooiën (*Daphnia magna*) als raderdiertjes (*Brachionus calyciflorus*) 100 mg l⁻¹ Phoslock® te bedragen (Lurling & Tolman, 2010; Van Oosterhout & Lurling, *in press*). Dit is dichtbij de gemiddelde velddoseringen. In De Rauwbraken zorgde de Flock & Lock-applicatie voor een tijdelijke sterke achteruitgang van de watervlo *Daphnia galeata* door een gecombineerd effect van de vlokken, de klei, gebrek aan voedsel en minder bescherming tegen vispredatie (Van Oosterhout & Lurling, 2011).

Wat betreft lanthaan is het voornamelijk het trivalente kation La³⁺ wat mogelijk tot een verscheidenheid aan biologische effecten kan leiden (Das *et al.*, 1988). In de meeste wateren zijn de pH en de hardheid van het water van dien aard dat er vrijwel geen La³⁺-ionen aanwezig zullen zijn, maar in water met een lage pH of zeer zacht water kan dit anders zijn. Vandaar dat in synthetisch zacht water filtraat van Phoslock® een effect had op de tijgergarnaal *Macrobrachium sp.* (21 d LC₅₀ van 700 mg l⁻¹; ECOTOX, 2006). Applicatie van Phoslock® in een zuur milieu wordt dan ook afgeraden. In diverse studies waarin toxische effecten van lanthaan op cellen of organismen worden beschreven, blijken de concentraties waarbij effecten worden gevonden veelal in doseringen van mg l⁻¹ of mg kg⁻¹ direct geïnjecteerd te liggen (Das *et al.*, 1988; He *et al.*, 2008; Feyerabend *et al.*, 2010; Fei *et al.*, 2011). Voor toxiciteit is de dosis, de wijze van toediening, de blootstelling en de samenstelling van het medium of de matrix van

cruciaal belang; dergelijk hoge doseringen zullen bij een Phoslock[®]-applicatie in normaal oppervlaktewater niet worden gehaald. Er dient echter ook een kanttekening geplaatst te worden bij de thans in Nederland geldende lanthaannorm (Box 12.1).

BOX 13.1:

KRITISCHE KANTTEKENING BIJ DE NEDERLANDSE LANTHAANNORM

In dit project is voor de P-fixatie gekozen voor Phoslock[®] om meer inzicht te krijgen in de effectiviteit van dit nieuwe product in verschillende watersystemen. Zoals al eerder beschreven is het werkzame bestanddeel in Phoslock[®] het zeldzame aardmetaal lanthaan. Omdat Nederland waarschijnlijk als enige land ter wereld een lanthaannorm heeft voor de maximaal toelaatbare concentraties lanthaan in het zoete oppervlaktewater, is de residuele lanthaanconcentratie na een applicatie van groot belang (Sneller et al., 2000). De norm voor opgelost lanthaan (feitelijk filtreerbaar lanthaan) in zoet oppervlakte water is 10,1 µg l-1 (Sneller et al., 2000). De MTR voor lanthaan in zoet oppervlaktewater is afgeleid van een studie verricht door NOTOX B.V. in 1995 (NOTOX, 1995). De hierin gerapporteerde No Observed Effect Concentration (NOEC) van 100 µg l-1 is door Sneller et al. (2000) door 10 gedeeld om zodoende de maximum toelaatbare additie (10 µg l-1) te verkrijgen. Met een geschatte achtergrondconcentratie van 0,1 µg l-1 komt de MTR op 10,1 µg l-1 (Sneller et al., 2000).

Bij beschouwing van de NOTOX-studie die ten grondslag ligt aan de thans geldende norm voor lanthaan, kwam naar voren dat er grote twijfels kunnen worden geplaatst bij de validiteit van de studie. Het betreft een chronische Daphnia magna-reproductietest, waarbij de omstandigheden (de voedselconcentratie) gedurende de test varieerden. Het is aannemelijk dat in de periode van minder voedselaanbod, de beesten in de hogere lanthaandoseringen vanwege optredende neerslagen, en dientengevolge versterkte sedimentatie van het toch al gereduceerde voedsel leden aan voedsellimitatie (Lüring & Tolman, 2010). Na herstel van het voedselaanbod bleek er uit de NOTOX-studie geen effect meer op de reproductie, maar omdat er gekozen was voor cumulatieve reproductie als endpoint vertaalde dit zich in de NOEC waar thans de norm op drijft. Ook de keuze voor de berekening van de blootstellingsconcentraties roept vragen op.

Uit deze analyse kan worden geconcludeerd dat de thans geldende norm voor opgelost lanthaan in zoet oppervlaktewater onvoldoende basis heeft om te kunnen worden gehandhaafd. Er zal aanvullend onderzoek nodig zijn om tot goede onderbouwing van een norm te komen, waarbij gezien de ontwikkelingen, zoals het gebruik van Phoslock[®] bij bestrijding van blauwalgenoverlast dat vooral op en in het sediment accumuleert, onderzoek naar mogelijke effecten voor benthische organismen niet mag ontbreken. Bovendien zal er ook inzicht dienen te worden verkregen in mogelijke effecten op termijnen langer dan de standaard testperiodes. De verhoogde lanthaanconcentraties die in dit project in rode muggenlarven en vissen zijn gevonden, illustreren dat, ondanks de lage oplosbaarheidsproducten van lanthaanzouten bij de omstandigheden tijdens en na toediening van Phoslock[®] toch een deel van het lanthaan opgenomen kan worden door organismen.

ANDERE TOEPASSINGEN VAN LANTHAAN

Lanthaan is behalve een bekend middel om fosfaat in water te inactiveren (Recht & Ghassemi, 1970; Peterson *et al.*, 1974; 1976), ook het actieve ingrediënt in het medicijn Fosrenol ($\text{La}_2(\text{CO}_3)_3$). Fosrenol wordt voorgeschreven aan patiënten die lijden aan nierfalen in doseringen van 750 tot 3000 mg per dag om de serum fosfaatconcentratie te verlagen en blijkt minimaal 6 jaar zonder problemen door de patiënten te worden getolereerd (Hutchison *et al.*, 2008). De onderzoeken geven geen aanleiding om te veronderstellen dat lanthaan uit de Phoslock[®] tot problemen voor de gezondheid van eventuele consumenten van Phoslock[®] blootgestelde vissen of kreeftjes zal leiden. Dit in tegenstelling tot een groene soep van blauwalgen waar niet alleen blauwalgtoxines in het water een risico kunnen vormen voor recreanten, maar waar zeker de ophoping van deze toxines in vissen bij consumptie tot overschrijding van de maximale dagelijks toegestane hoeveelheid kan leiden (Magalhães *et al.*, 2003; Poste *et al.*, 2011).

Op basis van het voorliggende onderzoek kan worden aanbevolen om de Phoslock[®] behandelde locaties langere tijd te volgen. Op deze manier kunnen eventuele langetermijneffecten van de Phoslock[®]-behandelingen in beeld worden gebracht. Over het algemeen kan Phoslock[®] een bijdrage leveren bij de bestrijding van blauwalgenoverlast en zijn er, behoudens de huidige bestaande norm (zie box 13.1), geen redenen om het gebruik ervan af te raden. Wel dient hierbij de restrictie opgenomen te worden dat de applicatie niet in een (ver)zuur(d) water geschied. Daarnaast lijkt een Phoslock[®]-applicatie in een groot ondiep meer vanwege windgeïnduceerde opwerveling en horizontaal slibtransport (Lurling *et al.*, 1995) niet geschikt. Windinvloed wordt ook als belangrijke factor geïdentificeerd in de snelle verticale lanthaantranslocatie in het sediment van Clatto Reservoir (Meis *et al.*, 2012). Deze auteurs twijfelen of dit de P-binding ten goede komt en refereren hierbij naar begraving van aluminium, wat de sediment P-retentie niet ten goede kwam (Lewandowski *et al.*, 2003). Het wordt aangeraden bij een Phoslock[®]-applicatie de Flock & Lock-methode te volgen en deze alleen toe te passen in diepe wateren of zeer kleine, ondiepe wateren (zoals stadsvijvers) waarbij de interne nalevering als zeer belangrijke P-bron is geïdentificeerd. In ondiepe wateren is in dit onderzoek aangetoond dat de combinatie met baggeren effectief kan zijn.

Phoslock[®] is een bentoniet klei en kan zich op blauwalgen doen afzinken (Verspagen *et al.*, 2006). Sedimentatie van schadelijke algen door flocculatie met klei wordt als een mogelijk zeer kosteneffectieve manier gezien om proliferatie van onwenselijke fytoplanktonsoorten te voorkomen en drijfslagen te bestrijden (Anderson, 1997). Deze methode is voornamelijk getest op mariene “red tide”- en “brown tide”-organismen (Sengco *et al.*, 2001, 2005; Sengco & Anderson, 2004). Verspagen *et al.* (2006) hebben het effect van klei op de flocculatie van *Microcystis* uit het Volkerak-Zoommeer onderzocht en vonden dat bentoniet klei effectiever was dan kaoliniet klei, maar ook dat kleverige *Microcystis*-stammen effectiever werden verwijderd dan minder kleverige. Zij bevelen veldstudies aan waarbij klei aan natuurlijke cyanobacteriën populaties worden toegediend. Een Australische studie met kleirijk sediment liet zien dat kleideeltjes in staat zijn microcystines uit het water te vangen (Morris *et al.*, 2000). In een theoretische exercitie laten Han & Kim (2001) zien dat de effectiviteit van de klei afhangt van de deeltjesgrootte van de klei, waar kleideeltjes groter dan de algencel effectief zijn, maar ook dat in water met een lage ionsterkte (zoetwater) veel minder verwijdering van algen wordt verwacht. In dit project is er veelal direct na de applicatie van Phoslock[®], of Flock & Lock, een afname van de blauwalgen waargenomen, wat lijkt te kunnen worden verklaard uit het afzinken doordat kleideeltjes als ballast aan de blauwalgen kleefden. De afnames waren echter onvoldoende van omvang om dit als een effectieve verwijdering te duiden. Op basis van

de literatuur wordt verwacht dat het grootste effect van toediening van klei aan zoetwater niet zozeer ligt in het verwijderen van in de waterkolom aanwezige cellen, maar veeleer ligt in het vastleggen van overwinterende blauwalgcellen op het sediment (Preston *et al.*, 1980).

FIGUUR 104 BLAUWALG UIT DE ZAADBANK ACCUMULEERT NABIJ DE OEVER (LINKS) IN EEN VERDER KRAAKHELDERE ZWEMPLAS (TWEDE VAN RECHTS). AANWEZIGHEID DRIJFLAAG TE ZIEN (TWEDE VAN LINKS). DE TYPISCHE ORANJE/OKERGELE KLEUR REFLECTEERT HET RELATIEF GROTE AANDEEL CAROTENOÏDEN IN DEZE BLAUWALGEN (RECHTS).



Het voorkomen van rekolonisatie van de waterkolom door blauwalgcellen uit het sediment kan door of de waterkolom dermate voedselarm te houden dat blauwalgen niet kunnen doorgroeien, of door te voorkomen dat ze het sediment verlaten, of door het sediment met zaadbank te verwijderen. Een voorbeeld van het eerste kan worden gevonden in zwemplas De Rauwbraken waar jaarlijks een hoeveelheid blauwalg uit de zaadbank aanspoelt, maar die niet kan uitgroeien tot een bloei (Figuur 104). Wel is een drijfslag geconstateerd.

Om te voorkomen dat blauwalgen het sediment verlaten kan gebruik worden gemaakt van een sedimentcappingsmiddel. Dit kan door middel van een louter fysische barrière (zand, gravel, klei) of een actieve barrière (calsiet, zeoliet, Phoslock[®]) (Hart *et al.*, 2003). Dergelijke afdekking werkt alleen in water met een diepte >5 m waarbij een laag van 5 cm klei bestand bleek tegen ebullitie (Quandt, 2001). Ook voor een calsietbarrière wordt een dikte van 5 cm gesuggereerd (Berg *et al.*, 2004). Bij een Phoslock[®] of Flock & Lock-behandeling is het kleilaagje veel dunner, hooguit enkele millimeters, en wordt dit door bioturbatie in de bovenste sedimentlaag ingewerkt. Dit valt ook af te lezen uit de lanthaanprofielen in het sediment van de compartimenten in Dongen (zie §7.1.16) en Eindhoven (zie §6.1.15).

BAGGEREN

Door te baggeren kan de zaadbank worden verwijderd, wat ervoor zorgt dat bepaalde plaagalgen niet terug kunnen keren in de waterkolom. Door baggerwerkzaamheden in de Vajgar-visvijver (ca. 40 ha; Tsjechië) was met de bagger de in het sediment overwinterende *Microcystis* afgevoerd, waardoor deze "vijver" enige jaren vrijgewaard bleef van deze blauwalg totdat deze vanuit een andere vijver instroomde (Pokorny & Hauser, 2002).

Het verwijderen van de bovenste laag van het sediment in geïsoleerde wateren, wordt meestal niet uitgevoerd om de zaadbank van blauwalgen te verwijderen, maar om de interne fosfaatbelasting aan te pakken. Baggeren wordt meer als een structurele maatregel gezien dan als chemische P-inactivering met aluminium- of ijzorzouten, maar is ook duurder (Welch & Cooke, 2005) en kan een zeer sterke impact hebben op het benthos (Peterson, 1982).

Baggeren kan tot een grote verbetering van de waterkwaliteit leiden. Zo daalde de totaal-P-concentratie in de Geerplas na baggeren van 0,4 mg P l⁻¹ tot 0,1 mg P l⁻¹ (van der Does et al., 1992) en waren zowel totaal-P als de blauwalgenbiomassa na baggeren in het Trummenmeer (Zweden) in de erop volgende jaren substantieel lager (Born, 1979; Cronberg, 1982). Ook in het City Park Lake (USA) liet totaal-P een daling na baggeren zien, maar kwam deze binnen 15 jaar terug op het niveau van voor baggeren (Ruley & Rusch, 2002). De diamantvijver in Oss keerde binnen 5 jaar na het baggeren terug naar een blauwalgenbloei (zie § 5.3). Baggeren blijkt ook niet altijd te resulteren in een verbetering van de waterkwaliteit. Het Trehörningenmeer (Zweden) bevatte na baggeren nog steeds > 0,13 mg P l⁻¹ waardoor hoge chlorofyl-*a*-concentraties zich bleven voordoen (Ryding, 1982). Soms kan baggeren averechts uitpakken, als er materiaal in de waterkolom wordt gebracht. Een voorbeeld hiervan wordt beschreven door Peterson (1982) over Lake Herman (South Dakota, USA) waar de gemiddelde 0,13 mg P l⁻¹ in het meer voor baggeren toenam tot > 0,56 mg P l⁻¹, nadat er in een deel van het meer gebaggerd was. Dit lijkt op vijver De Ploeg ten tijde van het inzetten van het enclosure-experiment (zie § 5.2.1, *Figuur 19*). De bagger was op een deel waar de helft van de enclosures werden geplaatst weggeschoven. Door dit roeren nam niet alleen totaal-P sterk toe in de vijver (*Figuur 19*), maar ontstond er ook een stevige blauwalgenbloei met forse drijfslag. Nadat de gehele vijver in december 2009 is gebaggerd en is heringericht, is er geen blauwalgenbloei meer waargenomen. De waterkwaliteit verbeterde aanzienlijk. Dit was ook één van de beoogde en meest belangrijke projectresultaten.

Naast het verwerven van praktijkinzicht in de werking van diverse kansrijke maatregelen (*Tabel 36*), was een verwacht projectresultaat “het realiseren van een daadwerkelijke kwaliteitsverbetering in de wateren waar onderzoek plaatsvindt: namelijk het uitblijven van blauwalgenbloei en het verkrijgen van een stabiel, helder water”. Of het water in De Ploeg een stabiel, helder water blijft, moet blijken. De vijver is in ieder geval al ruim twee jaar vrij van blauwalgen.

TABEL 36 OVERZICHT VAN DE DIVERSE MAATREGELEN EN COMBINATIES DIE ZIJN GETEST OP DE VERSCHILLENDE LOCATIES

	Maatregel	De Kuil	Vijver Dongen	Vijver Eindhoven	Vijver Heesch
1	Baggeren		X	X	X
2	Baggeren + ABB		X	X	
3	ABB		X	X	X
4	Baggeren + ABB + Vlokmiddel		X	X	
5	ABB + Phoslock®		X	X	
6	ABB + Vlokmiddel + Phoslock®		X	X	
7	Vlokmiddel + Phoslock®	X			
8	Phoslock®			X	X
9	Baggeren + Phoslock®			X	X
10	Controle (niets doen)		X	X	X

ACTIEF BIOLOGISCH BEHEER

De maatregel ABB, Actief Biologisch Beheer, omvatte hier het optimaliseren van de visstand en het uitzetten van water- of oeverplanten. Het uitzetten van waterplanten was succesvol in de compartimenten waarin maatregelen ter reductie van de interne nalevering waren genomen. In de compartimenten in Eindhoven varieerden de gemiddelde P-gehalten in de waterpest (*Elodea nuttallii*) van 2,5 mg P g⁻¹ drooggewicht (DW) tot 7,2 mg P g⁻¹ DW. Deze P-gehalten liggen globaal in dezelfde orde van grootte als literatuurwaarden voor macrofyten (circa 0,27 gewichts-%; Wetzel, 2001). Door Peeverley (1985) worden in *Elodea*, op als voedselrijk omschreven plaatsen, vergelijkbare gehalten waargenomen van 6,2 tot 10,8 mg P g⁻¹ DW. Angelstein *et al.* (2009) toonden aan dat er een sterke relatie bestaat tussen het P-gehalte van de waterbodem en het P-gehalte van *Elodea nuttallii*. Vergelijken we de aangetroffen P-gehalten in *Elodea* in de compartimenten met de gehalten die door Angelstein *et al.* (2009) worden gerapporteerd, dan kan de waterbodem in elk compartiment worden omschreven als voedselrijk. Dit duidt erop dat de waterbodem in de compartimenten, ook als die gebaggerd zijn of met Phoslock zijn behandeld, gedurende de gehele proefperiode als voedselrijk kan worden omschreven. *Elodea* is in staat om voldoende P op te nemen, ook bij afnemende P-gehalten van de waterfase en bij fixatie van P in de bovenste centimeters van het sediment. Waarschijnlijk wortelt *Elodea* onder deze omstandigheden dieper en kan het als een fosfaatpomp fungeren. Het lijkt daarmee essentieel waterplanten te oogsten en niet jaarlijks te laten afsterven. Er van uitgaande dat de met de geoogste waterplanten afgevoerde biomassa zich heeft ontwikkeld in twee kalenderjaren, dan ligt de hiermee afgevoerde hoeveelheid P tussen 0,55 mg P m⁻² dag⁻¹ (compartiment 3) en 1,49 mg P m⁻² dag⁻¹ (compartiment 4); in compartiment 5 ontbraken oogstbare hoeveelheden waterplanten. Vergelijken met de actuele P-belasting van de vijver (13 mg P m⁻² dag⁻¹) wordt met de oogst van waterplanten slechts een klein deel (4-11%) van het aangevoerde P afgevoerd.

Het andere aspect van de in dit project uitgevoerde ABB is aanpassing van de visstand. Er zijn diverse studies waarin het verwijderen van een substantieel deel van de vissen een aanzienlijke verbetering van de waterkwaliteit opleverde (Drenner & Hambright, 1999; Søndergaard *et al.*, 2007; 2008; Van Nes *et al.*, 2007). Echter in de compartimenten in Dongen en Eindhoven komt dit beeld niet zo duidelijk naar voren. De visstand bleek bij afvissing aan het eind van het experiment voldoende uitgedund, zodat het geringe effect op de waterkwaliteit veeleer verklaard kan worden uit de weerstand van het systeem om naar een andere toestand te verschuiven. Dat dit in de behandelingen waarin ABB werd gecombineerd met een maatregel ter reductie van de interne nalevering wel gebeurde, doet vermoeden dat in deze combinatiebehandelingen de schok voldoende was om het systeem te doen omslaan naar helder water met abundante ondergedoken vegetatie (Scheffer *et al.*, 1993). Het is overigens niet zo dat vanwege de mogelijke hysteresis in een systeem de rol van bodemwoelende vis op de waterkwaliteit gemarginaliseerd kan worden. Er zijn vele studies die laten zien dat brasem en karper water in de troebele toestand houden of zelfs kunnen brengen door opwoeling van sediment, verminderde kans voor ondergedoken waterplanten en verhoging van de nutriëntenconcentraties (bijv. Cline *et al.*, 1994; Meijer *et al.*, 1999; Zambrano & Hinojosa, 1999; Persson & Svensson, 2006; Roozen *et al.*, 2007). Het onvoldoende terugdringen van de visbiomassa zal wateren dus in de troebele toestand houden. Een enclosure-experiment in De Breukeleveense Plas liet bijvoorbeeld overduidelijk zien dat zonder terugdringing van de visbiomassa ingrepen zoals baggeren (al dan niet in combinatie met ijzerchloride) geen effect hadden op verbetering van de waterkwaliteit (Van Donk *et al.*, 1994). In deze enclosures was de sterke invloed van wind drastisch gereduceerd, zodat de sterke impact van vis hier blijkt (Lurling *et al.*, 1995). Ook in het compartiment in Dongen wat alleen gebaggerd is, bleef de

verbetering van de waterkwaliteit sterk achter bij de gecombineerde ingreep van baggeren met ABB. Een sterke reductie van de visstand met minimaal 70% wordt geadviseerd om de kans op helder water mogelijk te maken (Zambrano *et al.*, 2001). Ook in dit project zijn de negatieve effecten van karper en brasem op de waterkwaliteit naar voren gekomen: Allereerst in het gecontroleerde enclosure-experiment in Eindhoven, maar ook door het illegale uitzetten van bijvoorbeeld brasems in een compartiment in Dongen. Deze, in dit onderzoek opgedane wetenschappelijke inzichten, zijn dan ook duidelijk niet lijn met de opmerkingen vanuit de Kamervragen (2010Z03469, Ouwehand; 2010Z03358, Jacobi & Boelhauer). In de genoemde Kamervragen wordt gevraagd om het verwijderen van brasem en karper pas dan uit te voeren als andere maatregelen geen effect hebben gehad. Dit project laat zien dat in ondiepe wateren er een veel grotere kans op herstel is als maatregelen gecombineerd worden uitgevoerd. Uitgangspunt is een gedegen systeemanalyse en adequate aanpak van de versturende elementen (Figuren 98 en 99)

14

CONSEQUENTIES VOOR DE PRAKTIJK

14.1 INLEIDING

Door het onderzoek is de kennis van mitigatie van overlast door blauwalgen toegenomen. Vertaling van de onderzoeksresultaten naar toepassing in praktijksituaties leidt tot een aantal aanbevelingen. Deze zijn opgenomen in een processchema dat als hulpmiddel kan worden gebruikt bij het bestrijden van overlast. Daarnaast is een aantal aandachtspunten en overwegingen naar voren gekomen die eveneens een rol spelen bij het waterbeheer.

14.2 HET TOEVOEGEN VAN 'VREEMDE' STOFFEN AAN HET WATERSYSTEEM

14.2.1 ALGEMEEN

Een onderdeel van de in dit onderzoek geteste maatregelenpakketten bestaat uit het geconcentreerd toedienen van stoffen, in hogere concentraties dan deze van nature in het watersysteem voorkomen. Hierbij wordt bedoeld op het toedienen van ijzerchloride, polyaluminiumchloride, calciumhydroxide en lanthaan. Voor het toedienen van deze 'vreemde' stoffen aan het oppervlaktewater, zijn een vergunning van de waterbeheerder en een goede onderbouwing nodig. Belangrijk daarbij is het doel van de toediening en inzicht in de mogelijke (neven)effecten van het toedienen van deze stoffen. Minstens net zo belangrijk zijn gevoelens die leven rondom het toedienen van stoffen aan oppervlaktewater en die tot principiële opstelling kunnen leiden. Daarin kunnen nog bestaande leemten in kennis een belangrijke rol spelen, waarmee in de praktijk moet worden omgegaan.

14.2.2 IJZERCHLORIDE

Ijzerchloride is als vlokmiddel toegepast in De Kuil. In oppervlaktewateren komt ijzer van nature voor, bijvoorbeeld door kwel. De vlokvorming door het toegediende ijzerchloride was redelijk. Met de neergeslagen vlokken is een belangrijk deel van het fosfor uit de waterfase verwijderd. De binding van fosfor aan ijzer tot ijzer(III)fosfaat is redoxgevoelig en kan onder zuurstofarme omstandigheden worden verbroken.

De gebruikte ijzerchloride-oplossing is van industriële herkomst en kan mogelijk verontreinigingen bevatten, zoals zware metalen. Ijzerchloride wordt onder meer gebruikt bij de afvalwaterzuivering. Op basis van praktijkgegevens van Waterschap Brabantse Delta blijkt dat de in De Kuil toegediende hoeveelheid ijzerchloride hooguit leidt tot een marginale verhoging van de gehalten zware metalen in oppervlaktewater. De gehalten overschrijden door deze dosering de oppervlaktewaterkwaliteitsnormen voor zware metalen niet.

De gebruikte ijzerchloride oplossing is sterk zuur (pH≈1). Gebruik hiervan in oppervlaktewater kan leiden tot een sterke daling van de pH. Door het doseren van een beperkte hoeveelheid calciumhydroxide, is voorkomen dat de pH tijdens de applicatie daalde tot waarden beneden 6,5.

Toepassing van de Flock & Lock-techniek in De Kuil had een kortdurend negatief effect op enkele macrofaunagroepen, waaronder slakken. Dit herstelde zich binnen een jaar. Mogelijk wordt dit veroorzaakt door een combinatie van factoren, zoals verminderde beschikbaarheid van voedsel, een verandering van de sedimentsamenstelling en toename van predatie onder invloed van verbeterde zichtomstandigheden. Daarbij kan een effect van gevormd ijzer(III)fosfaat niet worden uitgesloten. Ijzer(III)fosfaat kan giftig zijn voor evertebraten waaronder slakken (Speiser & Kistler, 2002; Langan & Shaw, 2006). Ook onder natuurlijke omstandigheden, zoals bij ijzerrijke kwel, wordt ijzer(III)fosfaat gevormd.

Er is geen zichtbaar effect waargenomen van de toediening van ijzerchloride op waterplanten en vis.

14.2.3 POLY-ALUMINIUMCHLORIDE (PAC)

In gebonden vorm maakt aluminium ruim 8% van de aardkorst uit. Aluminium komt van nature voor in oppervlaktewateren. Onderzoek in vele West-Brabantse oppervlaktewateren gedurende de periode 1994 -2010 gaf waarden voor aluminium (na filtratie) die varieerden tussen 3 en 95000 $\mu\text{g l}^{-1}$ (mediaanwaarde 348 $\mu\text{g l}^{-1}$). Het toepassen van PAC als vlokmiddel zorgt voor hogere concentraties van aluminium in het oppervlaktewater. De hoogste waarden filtreerbaar aluminium zijn in de Stiffelio-vijver waargenomen in het compartiment met de behandeling 'baggeren + PAC + ABB' (gemiddelde waarde 52,3 $\mu\text{g l}^{-1}$). De vlokvorming door het toegediende PAC was goed. Met de neergeslagen vlokken is een belangrijk deel van het fosfor uit de waterfase verwijderd. De binding van fosfor aan aluminium is niet redoxgevoelig en kan onder zuurstofarme omstandigheden niet gemakkelijk verbroken worden.

De gebruikte PAC-oplossing is van industriële herkomst en kan mogelijk verontreinigingen bevatten, zoals zware metalen. PAC wordt onder meer gebruikt bij de afvalwaterzuivering en drinkwaterbereiding. Op basis van praktijkgegevens met het gebruik van PAC door Waterschap Brabantse Delta, blijkt dat de in de vijvers te Dongen en Stiffelio toegediende hoeveelheid PAC hooguit leidt tot een marginale verhoging van de gehalten zware metalen in oppervlaktewater. De gehalten overschrijden door deze dosering de oppervlaktewaterkwaliteitsnormen voor zware metalen niet.

De gebruikte PAC-oplossing is sterk zuur ($\text{pH} \approx 1$). Gebruik hiervan in oppervlaktewater kan leiden tot een sterke daling van de pH. In een van de vier compartimenten waar in Dongen en Stiffelio PAC is gebruikt, was het nodig om een beperkte hoeveelheid calciumhydroxide toe te dienen teneinde te voorkomen dat de pH tijdens de applicatie daalde tot waarden beneden 6,5. Het is bij het gebruik van aluminium in oppervlaktewater belangrijk dat de pH globaal ligt tussen 6,5 en 9 (Schwegler, 2003). Buiten deze range bestaat het risico op de vorming van toxische aluminiumverbindingen. In de compartimenten te Stiffelio waarin PAC is toegepast, zijn pH-waarden voorgekomen boven 9. Er is geen zichtbaar effect waargenomen van de toediening van PAC op waterplanten en vis.

14.2.4 CALCIUMHYDROXIDE

Calcium is een algemeen voorkomend metaal in het oppervlaktewater. Toediening van een beperkte hoeveelheid calciumhydroxide diende ervoor om te voorkomen dat de pH tijdens de toediening van ijzerchloride of poly-aluminiumchloride te ver zou dalen. Van de toediening van een dergelijke hoeveelheid calciumhydroxide worden geen nadelige effecten verwacht. Yee *et al.* (2000) vonden geen effecten bij macrofauna na een dosering die vele malen hoger lag dan de in dit onderzoek gebruikte doseringen.

14.2.5 PHOSLOCK®

Met de toediening van Phoslock® is in de enclosure-experimenten geconstateerd dat Phoslock® op het schaalniveau van enclosures kan leiden tot hoge concentraties lanthaan in de waterkolom. Lanthaan komt echter ook van nature, zij het in lage achtergrondconcentraties, in alle wateren voor in Nederland. In dit onderzoek is het voorafgaande aan de toediening in De Kuil en ook in de niet met Phoslock® behandelde compartimenten in Dongen en Eindhoven in lage concentraties aangetroffen. Het is niet te stellen dat met Phoslock® daarom een volledig nieuwe stof aan het watersysteem wordt toegevoegd. Aantoonbare negatieve effecten van lanthaan op vissen zijn, gedurende de onderzoeksperiode van twee jaar, niet herkend. Daar staat tegenover dat het onduidelijk is wat een langere periode van blootstelling van vissen en macrofauna aan lanthaan doet. Het herhalen van het onderzoek op vissen/macrofauna met langere periodes van blootstelling is daarvoor noodzakelijk. Het zonder meer afwijzen van toediening van Phoslock® vanwege het bevatten van het aardmetaal lanthaan, is op basis van dit onderzoek een brug te ver. De gevoeligheden en mogelijke terughoudendheid die er bij waterbeheerders kan zijn als het gaat om het toevoegen van onbekende stoffen aan het watersysteem kunnen op basis van dit onderzoek niet worden weggenomen, maar kunnen anderzijds ook niet worden bestempeld als een terechte zorg.

14.3 HET BELANG VAN VOORLICHTING EN BEHEER & ONDERHOUD

In het project zijn diverse maatregelenpakketten op praktijkschaal getest. Daarnaast is in het project op locatieniveau (met name de stadswateren) veel aandacht besteed aan communicatie over het project en aan voorlichting richting omwonenden en gebruikers van de stadswateren. De voorlichting richtte zich op de bijdrage die een ieder kan leveren om toevoer van nutriënten te beperken. Hierbij valt te denken aan het voeren van eenden, gebruik van lokvoer bij het vissen, het uitlaten van honden in de nabijheid van de stadswateren. In Heesch en Eindhoven hebben de waterschappen educatielessen gegeven aan kinderen van nabijgelegen basisscholen. Ook zijn in deze plaatsen en in Dongen voorlichtingsbijeenkomsten voor omwonenden en hengelsportverenigingen gegeven. Door gebruikers en omwonenden bewust te maken van de gevolgen van hun handelen is de kans op het 'schoon' houden van een waterpartij groter.

Het terugdringen van interne belasting is voor een deel ook te realiseren door het uitvoeren van goed beheer en onderhoud van een oppervlaktewater. Bomen rondom wateren kunnen voor veel bladval in vijvers zorgen. Dit draagt bij aan de belasting met voedingsstoffen van het water. Het dichtgroeien van stadswateren met riet heeft vaak te maken met achterstallig onderhoud. Riet wordt vaak als negatief beleefd door gebruikers van stadswateren, omdat vijvers snel dichtgroeien en de toegang en beleefbaarheid van de vijver hierdoor minder wordt. Riet of andere helofyten nemen echter ook nutriënten op en vormen een biotoop voor onder andere vissen. Ze hebben daarmee een positief effect hebben op het waterecosysteem. Baggeren is in dit onderzoek als een maatregel onderzocht om eutrofiëring en de daarmee vaak gepaard gaande blauwalgen tegen te gaan.

Baggeren is vaak onderdeel van een periodieke cyclus van beheer en onderhoud, bijvoorbeeld om voldoende afwatering te kunnen behouden. Daarnaast kan baggeren worden uitgevoerd om redenen van waterkwaliteitsverbetering. Beide vormen van baggeren kunnen een positief effect hebben op de eutrofiëring.

Zowel goede voorlichting als afspraken omtrent beheer en onderhoud zijn van belang om maatregelen in stadswateren een duurzaam karakter te geven. De grootte en bijdrage van een individuele bron kan worden gekwantificeerd, waarbij een waterbalans onmisbaar is. Zowel voor de locaties in Dongen, Eindhoven en Prinsenbeek zijn in dit onderzoek waterbalansen opgesteld en is de nutriëntenbelasting van de wateren bepaald.

Zowel voorlichting als beheer en onderhoud zijn aspecten die blijvende aandacht behoeven voor het verkrijgen en vooral behouden van heldere watersystemen zonder blauwalgenoverlast.

14.4 MEERWAARDE VAN STREEFBEELDEN

Veel stadswateren worden intensief gebruikt, o.a. voor berging van afgekoppeld hemelwater, als visvijver en (overige) recreatie. Het terugdringen van de externe nutriëntenbelasting is soms lastig te realiseren zonder beperkingen op te leggen aan het gebruik van deze wateren of kostbare ingrepen in de bestaande rioleringsinfrastructuur. In dergelijke gevallen is het voor de waterbeheerder en de gemeente belangrijk om na te denken over de functie die het water moet hebben. Bij het verkrijgen en behouden van een goede waterkwaliteit (helder, vrij van algen) hoort een gezonde en evenwichtige visstand (snoek-blankvoorn). In wateren die intensief worden bevist door karpervissers, waar veelvuldig vissen worden uitgezet of wateren met een hoge nutriëntenbelasting door bijvoorbeeld watervogels is dit moeilijker te realiseren. Het streven naar een duurzame en goede waterkwaliteit met diversiteit (ondergedoken) waterplanten, is hier niet altijd een realistisch streven. In het Basisboek Visstandbeheer (Zoetemeyer & Lucas, 2007) zijn voorbeelden van viswatertyperingen beschreven. Behalve gericht op vissen kunnen watertyperingen ook voor andere functies dan viswater worden toegekend aan een stadswater. Belangrijk is om met de gebruikers/omwonenden te communiceren welke kwaliteit wordt nagestreefd en welke consequenties dat heeft voor gebruikers en omwonenden. Hoe meer divers de soortenrijkdom (waterplanten, oevervegetatie, visstand en macrofauna) hoe groter ook de kans dat blauwalgen weg zullen blijven.

14.5 KRW ALS REFERENTIE

Voor stedelijke wateren geldt, net als voor de overige oppervlaktewateren, dat in 2015 moet worden voldaan aan de goede ecologische toestand zoals vastgesteld in de Kaderrichtlijn Water. Binnen in dit onderzoek zijn veranderingen in de ecologische toestand van de stadswateren vergeleken met de (concept)doelstellingen, zoals die zijn geformuleerd voor KRW-waterlichamen. De KRW-maatlatten zijn hierbij als referentie gebruikt en geven een goede indicatie van de optredende effecten in termen van de KRW.

14.6 INRICHTING NIEUWE WATERSYSTEMEN

Dit project richt zich op de aanpak van de nutriëntenproblematiek in bestaande, vaak geïsoleerde watersystemen. Gecontroleerde doorstroming is hier vaak niet te realiseren. Bij inrichting van nieuwe, robuuste watersystemen zijn voldoende mogelijkheden voor onder andere doorstroming belangrijke uitgangspunten om mee te geven aan de stedenbouwkundige ontwerpers. Door de verblijftijd van het water voldoende te verkorten, kunnen negatieve effecten van eutrofiëring zoals stank en drijfslagen worden beperkt. Ook het ontwerp van het rioleringsstelsel daarbij is een punt van aandacht in de voorbereidingsfase. Zo kan de aanleg van een gescheiden rioleringsstelsel een positief effect hebben op de belasting van het

rioolstelsel, de werking van riooloverstorten en de werking van rioolwaterzuiveringsinstallaties. Echter wanneer het hemelwater uit het gescheiden rioleringsstelsel wordt geloosd op stilstaand water van beperkte omvang en draagkracht, kan dit een ongewenste eutrofiëring en zelfs overlast door blauwalgen in de hand werken.

14.6.1 NEVENEFFECTEN WATER- EN OEVERPLANTEN

Met het nemen van kansrijke fysieke maatregelen wordt gestreefd naar een grotere diversiteit aan water- en oeverplanten, hetgeen ook een belangrijke doelstelling is van dit project. Daar staat tegenover dat de biomassa-productie (meer plantmateriaal) ook een effect heeft op het onderhoud (vaker moeten verwijderen van organisch plantmateriaal) en recreatie (vissen in water vol met waterplanten).

14.6.2 VISSTANDBEHEER IN DE PRAKTIJK

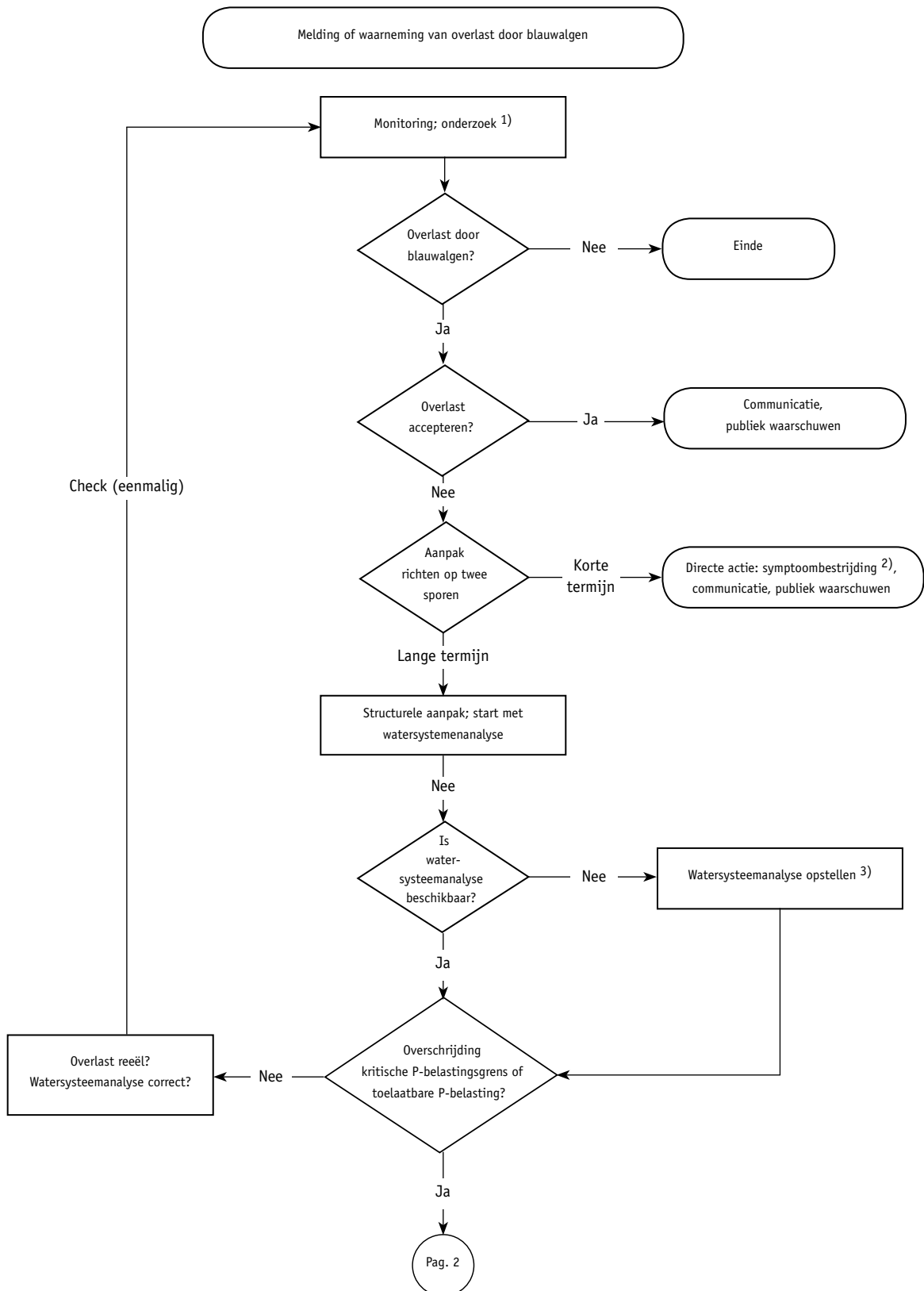
In dit project is visstandbeheer een onderdeel van het Actief Biologisch Beheer. Andere onderdelen zijn het bevorderen van de groei van water- en oeverplanten. Het standpunt van de Tweede Kamer is dat beheervisserij uitsluitend als maatregel voor waterkwaliteitsverbetering niet is gewenst. In de praktijk blijkt dat het vaak mogelijk is om in goed overleg met de visrechtenhoudende en de regionale visstandbeheercommissie visstanden gericht aan te passen, als dit in combinatie gaat met andere maatregelen gericht op het terugdringen van de nutriëntenbelasting, het verbeteren van de inrichting en het optimaliseren van beheer en onderhoud. Doelstelling voor de visstand is daarbij een gezonde en evenwichtige visstand die is afgestemd op het betreffende watersysteem.

14.7 OP WEG NAAR VERBETERING

Als hulpmiddel bij de bestrijding van eutrofiëring en de daarmee vaak gepaard gaande overlast door blauwalgen, is in figuur 105 een stroomschema gegeven dat het proces 'op weg naar verbetering' kan vormgeven. De figuur is gebaseerd op bevindingen uit dit onderzoek en op de aanpak gepresenteerd in "Van helder naar troebel...en weer terug" (Jaarsma *et al.*, 2008) en in "Een heldere kijk op diepe plassen" (Osté *et al.*, 2010).

FIGUUR 105

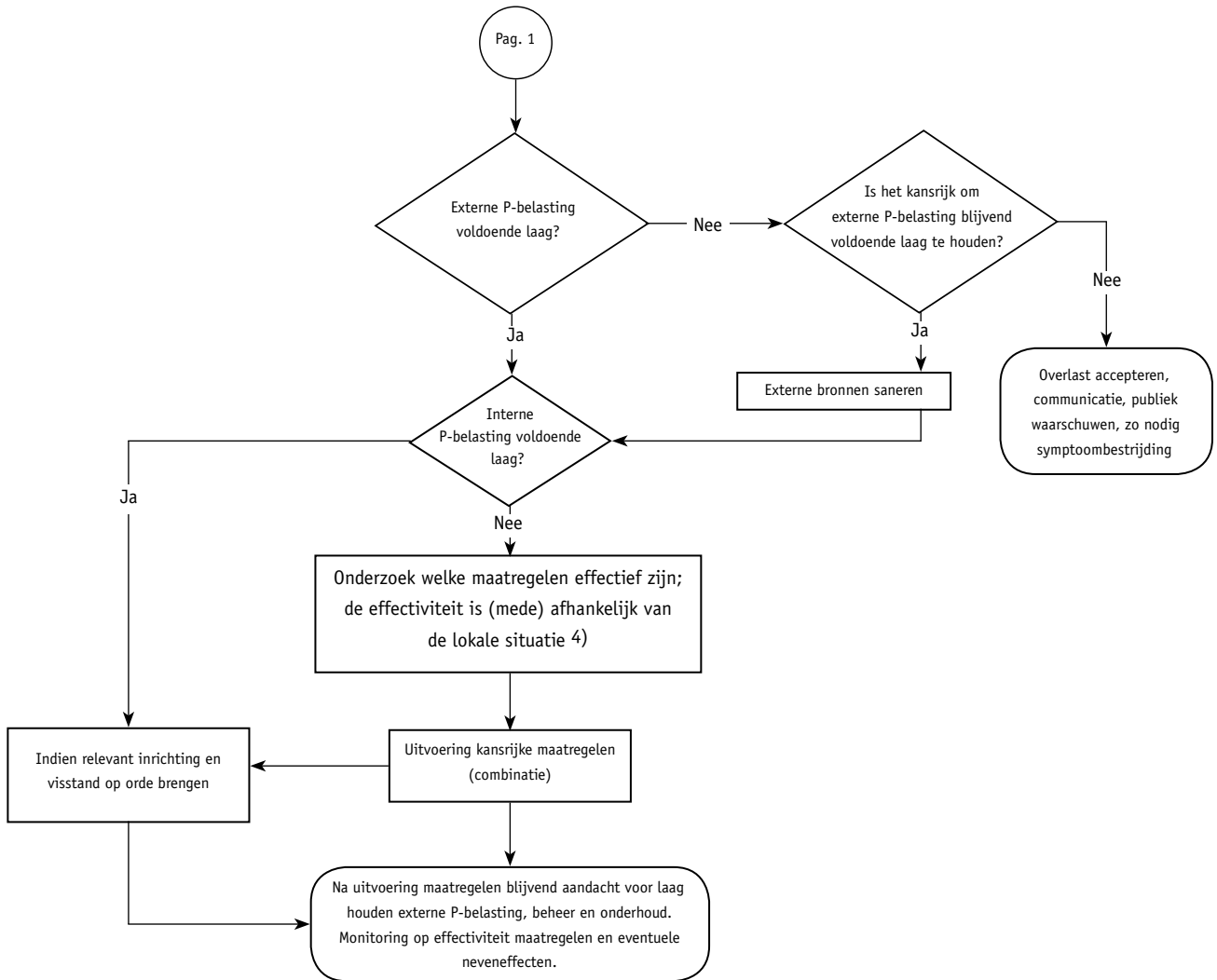
STROOMSCHEMA VERBETERING BLAUWALGENOVERLAST IN ONDIEP STADSWATER EN DIEPE (ZWEM)PLAS



1) ALS EEN ANDERE OORZAAK DAN EUTROFIËRING (MEDE) EEN ROL KAN SPELEN, DAN DE AANPAK DAAROP (MEDE) AFSTEMMEN. TE DENKEN VALT AAN ALGENGROEIPOTENTIËLS/BIOASSAY GERICHT OP BESTRIJDINGSMIDDELEN

2) TE DENKEN VALT AAN AFZUIGEN VAN DRIJFLAAG, MENGEN, ETC. ZIE ONDER MEER TABEL 'OVERZICHT MAATREGELEN BLAUWALGEN' OP [HTTP://CYANOBACTERIEN.STOWA.NL/DOWNLOAD.ASPX?CAT=PUB&ID=17&PID=1126](http://cyanobacterien.stowa.nl/download.aspx?cat=pub&id=17&pid=1126)

3) BEVAT HET KWANTIFICEREN VAN EXTERNE EN INTERNE P-BELASTING. VISSTANDONDERZOEK KAN ONDERDEEL ZIJN VAN WATERSYSTEEMANALYSE



4) DIT PROJECT GEEFT HANDVATTEN BIJ HET BEOORDELEN VAN DE EFFECTIVITEIT VAN MAATREGELENCOMBINATIES, IN ONDIEP STADSWATER (BAGGEREN, VLOKKEN MET PAC39, PHOSLOCK®, ABB) EN IN EEN DIEPE (ZWEM)PLAS (FLOCK & LOCK). AANBEVOLEN WORDT OM, VOORAFGAANDE AAN DE UITVOERING VAN MAATREGELEN, KRITISCHE SUCCESFACTOREN TE ONDERZOEKEN (BIJVOORBEELD HUMUSZUREN) EN DE EFFECTIVITEIT VAN EEN BEOOGDE MAATREGELENCOMBINATIE OP SCHAAL TE TESTEN

15

REFERENTIES

- Aalderink, H., Langeveld, J., Liefthing, E. & de Weme, A. (2009). Oppervlaktewaterkwaliteit: wat zijn relevante emissies? Stichting Rioned, Ede, ISBN: 97 890 73645 257.
- Anderson, D.M. (1997). Turning back the harmful red tide. *Nature* 388: 513–514
- Angelstein, S., Wolfram, C., Rann, K., Kiwel, U., Frimel, S., Merbach, I. & Schubert, H. (2009). The influence of different sediment nutrient contents on growth and competition of *Elodea nuttallii* and *Myriophyllum spicatum* in nutrient-poor waters. *Fundamental and Applied Limnology* 175: 49-57.
- Afsar, A. & S. Groves, (2009). Toxicity assessment of Phoslock® & lanthanum to human health. PWS Report Number: TR 023/09. <http://www.phoslock.com.au/technical.php>
- Australian Water Quality Centre (2008). Torrens Lake Phoslock® Trial. Report of water quality results to 23 April 2008. (<http://www.phoslock.eu/en/applications/case-studies/torrens/>).
- Auvray, F., van Hullebusch, E.D., Deluchat, V. & Baudu, M. (2006). Laboratory investigation of the phosphorus removal (SRP and TP) from eutrophic lake water treated with aluminium. *Water Research* 40: 2713 – 2719.
- Berg, U., Neumann, T., Donnert, D., Nüesch, R. & Stüben, D. (2004). Sediment capping in eutrophic lakes – efficiency of undisturbed calcite barriers to immobilize phosphorus. *Applied Geochemistry* 19: 1759-1771.
- Berkowitz, J., Anderson, M.A. & Graham, R.C. (2005). Laboratory investigation of aluminum solubility and solid-phase properties following alum treatment of lake waters. *Water Research* 39: 3918–3928.
- Berkowitz, J., Anderson, M.A. & Amrhein, C. (2006). Influence of aging on phosphorus sorption to alum floc in lake water. *Water Research* 40: 911-916.
- Bijkerk, R., Berg, G.J. & de Vries, S. (2010). Evaluatie Blauwalgenprotocol 2010. Resultaten van een enquête onder waterbeheerders en provincies. Rapport 2010-081, Koeman & Bijkerk bv, Haren.
- Birch, S. & McCaskie, J. (1999). Shallow urban lakes: a challenge for lake management. *Hydrobiologia* 395/396: 365-377.
- Born, S.M. (1979). Lake rehabilitation: a status report. *Environmental Management* 3: 145-153.
- Brett, M.T. & Benjamin, M.M. (2008). A review and reassessment of lake phosphorus retention and the nutrient loading concept. *Freshwater Biology* 53: 194–211.

- Brönmark, C. & Hansson, L.-A. (2002). Environmental issues in lakes and ponds: current state and perspectives. *Environmental Conservation* 29: 290-306.
- Burley, K.L., Prepas, E.E. & Chambers, P.A. (2001). Phosphorus release from sediments in hardwater eutrophic lakes: the effects of redox-sensitive and -insensitive chemical treatments. *Freshwater Biology* 46: 1061-1074
- Carpenter, S.R. (2008). Phosphorus control is critical to mitigating eutrophication. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA* 105: 11039-11040.
- Carpenter, S.R., Caraco, F., Correll, L., Howarth, W., Sharpley, N. & Smith, V.H. (1998). Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications* 8: 559-568.
- Chow, C.W.K., Drikas, M., House, J., Burch, M.D. & Velzeboer, R.M.A. (1999). The impact of conventional water treatment processes on cells of the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. *Water Research* 33: 3253-3262.
- Cline, J.M., East, T.L. & Threlkeld, S.T. (1994). Fish interactions with the sediment-water interface. *Hydrobiologia* 275/276: 301-311.
- Correll, D.L. (1998). The role of phosphorus in the eutrophication of receiving waters: A review. *J. Environ. Qual.* 27: 261-266.
- Cronberg, G., 1982. Changes in the phytoplankton of Lake Trummen induced by restoration. *Hydrobiologia* 86: 185-193.
- Damment, S.J.P. & M. Pennick (2008). Clinical Pharmacokinetics of the Phosphate Binder Lanthanum Carbonate. *Clinical Pharmacokinetics* 47: 553-563.
- Das, T., Sharma, A. & Talukder, G. (1988). Effects of Lanthanum in Cellular Systems. A Review. *Biological Trace Element Research* 18: 201-228.
- Delgado, S., Diaz, F., Garcia, D. & Oterto, N. (2003). Behavior of inorganic coagulants in secondary effluents from conventional wastewater treatment plant. *Separat. Filter.* 40: 43-46.
- De Vicente, I., Huang, P., Andersen, F. & Jensen, H. (2008). Phosphate Adsorption by Fresh and Aged Aluminum Hydroxide. Consequences for Lake Restoration. *Environ. Sci. Technol.* 42: 6650-6655.
- Douglas, G., Adeney, J. & Robb, M. (1999). A novel technique for reducing bioavailable phosphorus in water and sediments. *Int. Assoc. Wat. Qual. Diff. Poll. Conf.:* 517-523.
- Douglas, G.B., Robb, M.S., Coad, D.N. & Ford, P.W. (2004). A review of solid phase adsorbents for the removal of phosphorus from natural and waste waters. In Valsami-Jones, E. (Ed.). *Phosphorus in Environmental Technology – Removal, Recovery, Applications, IWA Publishing.* Chapter 13, pp 291-320.
- Downing, J.A., Prairie, Y.T., Cole, J.J., Duarte, C.M., Tranvik, L.J., Striegl, R.G., McDowell, W.H., Kortelainen, P., Caraco, N.F., Melack, J.M. & Middelburg, J.J. (2006). The Global Abundance and Size Distribution of Lakes, Ponds, and Impoundments. *Limnology and Oceanography* 51: 2388-2397.

Drábková, M. (2007). Methods for control of the cyanobacterial blooms development in lakes. PhD-thesis Masaryk University, 91 pp.

Drenner, R.W. & Hambright, K.D. (1999). Biomanipulation of fish assemblages as a lake restoration technique. *Archiv für Hydrobiologie* 146: 129-165.

EC (2000). Directive 2000/60/EG of the European Parliament and of the Council establishing a framework for the Community action in the field of water policy of 23 October. PB L 327 of 22 December 2000.

EC (2006). Directive 2006/7/EC of the European Parliament and of the Council of 15 February 2006 concerning the management of bathing water quality and repealing Directive 76/160/EEC. Official Journal of the European Union L64: 37-51, 4.3.2006.

ECOTOX (2006). Toxicity Assessment of Phoslock™ to the Freshwater Shrimp *Macrobrachium* sp. Hydrobiology Pty Ltd for Phoslock Water Solutions Pty Ltd. Test Report November 2006.

Eikebrokk, B., Juhna, T. & Østerhus, S.W. (2006). Water treatment by enhanced coagulation – Operational status and optimization issues . Quality assurance by consortium of WP5. Deliverable number D 5.3.1 A.

Faassen, E. & Lürling, M. (2010). Inventarisatie van cyanotoxines op zwemlocaties in Nederlandse Rijkswateren. Rapport M354, Wageningen Universiteit.

Fei, M., Li, N., Ze, Y., Liu, J., Wang, S., Gong, X., Duan, Y., Zhao, X., Wang, H. & Hong, F. (2011). The Mechanism of Liver Injury in Mice Caused by Lanthanoids. *Biol Trace Elem Res* 140: 317–329.

Feyerabend, F., Fischer, J., Holtz, J., Witte, F., Willumeit, R., Drücker, H., Vogt, C. & Hort, N. (2010). Evaluation of short-term effects of rare earth and other elements used in magnesium alloys on primary cells and cell lines. *Acta Biomaterialia* 6: 1834–1842.

Figueirido, de D.R., Azeiteiro, U.M., Esteves, S.M., Gonçalves, F.J.M. & Pereira, M.J. (2004). Microcystin-producing blooms-a serious global public health issue. *Ecotox. Environ. Saf.* 59: 151-163.

Finkler Ferreira, T. & Da Motta Marques, D.M.L. (2009). The use of Phoslock® to remove phosphorous and control toxic cyanobacteria. *Rev. Bras. Rec. Hídr.* 14: 73-82.

Gibbs, M.M., Hickey, C.W. & Özkundakci, D. (2011). Sustainability assessment and comparison of efficacy of four P-inactivation agents for managing internal phosphorus loads in lakes: sediment incubations. *Hydrobiologia* 658: 253-275.

Genkai-Kato, M. & Carpenter, S.R. (2005). Eutrophication due to phosphorus recycling in relation to lake morphometry, temperature, and macrophytes. *Ecology* 86: 210–219.

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., Wang, S. & Do, D.D. (2009). A novel lanthanum-modified bentonite, Phoslock, for phosphate removal from wastewaters. *Applied Clay Science*, 46: 69-375.

Hart, B.Y., Roberts, S., O'Donohue, M., Taylor, J., McWilliam, E. & Waters, M. (2003). Reducing nutrient release from sediments: ecological risks. *Water March 2003*: 82-87.

- He, X., Zhang, Z., Zhang, H., Zhao, Y. & Chai, Z. (2008). Neurotoxicological evaluation of long-term lanthanum chloride exposure in rats. *Toxicological Sciences* 103: 354-361.
- Hecky, R.E. & Kilham, P. (1988). Nutrient limitation of phytoplankton in freshwater and marine environments: A review of recent evidence on the effects of enrichment. *Limnol. Oceanogr.* 33: 796-822.
- Hosper, H., Portielje, R. & Lammens, E. (2007). Heldere meren in Nederland in 2015: droom of werkelijkheid? *H₂O* 18-2007: 31-33.
- Hutchison, A.J., Barnett, M.E., Krause, R., Kwan, J.T.C. & Siami, G.A. (2008). Long-Term Efficacy and Safety Profile of Lanthanum Carbonate: Results for up to 6 Years of Treatment. *Nephron Clin. Pract.* 110: c15-c23.
- Ibelings, B.W., Portielje, R., Lammens, E.H.R.R., Noordhuis, R., van den Berg, M.S., Joosse, W. & Meijer, M.L. (2007). Resilience of alternative stable states during the recovery of shallow lakes from eutrophication: Lake Veluwe as a case study. *Ecosystems* 10: 4-16.
- Jaarsma, N., Klinge, M. & Lamers, L. (2008). Van helder naar troebel...en weer terug. STOWA-rapport 2008-04.
- Janse, J.H. (2005). Model studies on the eutrophication of shallow lakes and ditches. PhD thesis. Wageningen University.
- Kamaya, Y., Kurogi, Y. & Suzuki, K. (2003). Acute toxicity of fatty acids to the freshwater green alga *Selenastrum capricornutum*. *Environmental Toxicology* 18: 289-294.
- Kalkman, P. (2009). Rapportage visstandonderzoek, Vijver Monseigneur Schaepmanlaan te Dongen, 7 april 2009. Visserijbedrijf P. Kalkman. In opdracht van Grontmij Nederland B.V.
- Kalkman, P. (2010a). Rapport van afvissen. Vijvers aan de Monseigneur Schaepmanlaan. Ten bate van het project Kansrijke Innovatieve Maatregelen Blauwalgenbestrijding te Dongen, 12 mei 2010. Visserijbedrijf P. Kalkman.
- Kalkman, P. (2010b). Rapport van afvissen. Vijvers aan de Monseigneur Schaepmanlaan. Ten bate van het project Kansrijke Innovatieve Maatregelen Blauwalgenbestrijding te Dongen, 12 mei 2010, herhaald op 4 juni 2010. Visserijbedrijf P. Kalkman.
- Kalkman, P. (2011a). Rapportage visstandonderzoek. Vijver Monseigneur Schaepmanlaan te Dongen, 12 april 2011. Visserijbedrijf P. Kalkman.
- Kalkman, P. (2011b). Rapportage afvissing. Vijver Monseigneur Schaepmanlaan te Dongen, 16 september 2011. Visserijbedrijf P. Kalkman.
- Kalkman, P. (2011c). Rapportage afvissing. Stiffelio vijver te Eindhoven, september - december 2011. Visserijbedrijf P. Kalkman.
- Lam, A.K.-Y., Prepas, E.E., Spink, D. & Hrudev, S.E. (1995). Chemical control of hepatotoxic phytoplankton blooms: Implications for human health. *Water Research* 29: 1845-1854.
- Landman, M. & Ling, N. (2006). Lake Okareka and Tikitapu Fish Health Monitoring 2006. 13 December 2006.
- Landman, M., Brijs, J., Glover, C. & Ling, N. (2007). Lake Okareka and Tikitapu Fish Health Monitoring 2007 30 October 2007.

Langan, A.M. & Shaw, E.M. (2006). Responses of the earthworm *Lumbricus terrestris* (L.) to iron phosphate and metaldehyde slug pellet formulations. *Applied Soil Ecology* 34: 184-189.

Lewandowski, J., Schauser, I. & Hupfer, M. (2003). Long term effects of phosphorus precipitations with alum in hypereutrophic Lake Süsser See (Germany). *Water Research* 37: 3194-3204.

Lurling, M. & van Oosterhout, J.F.X. (2009). Flock & Lock in De Rauwbraken, Strandbad en Onderwaterpark. Een innovatief experiment om blauwalgenbloei te voorkomen door vastleggen van fosfaat. Rapportnummer M347 Leerstoelgroep Aquatische Ecologie & Waterkwaliteitsbeheer, Wageningen Universiteit, 42 pp.

Lurling, M. & Tolman, Y. (2010). Effects of lanthanum and lanthanum-modified clay on growth, survival and reproduction of *Daphnia magna*. *Water Research* 44: 309-319.

Lurling, M. & van Oosterhout, J.F.X. (*in press*). Case study on the efficacy of a lanthanum-enriched clay (Phoslock®) in controlling eutrophication in Lake Het Groene Eiland (The Netherlands). *Hydrobiologia*.

Lurling, M., Blom, G. & Van Donk, E. (1995). Resuspensie, sedimentatie en lichtklimaat in de Breukeleveense Plas. *H2O* 28: 194-198.

Magalhaes, V.F. Marinho, M.M. Domingos, P., Oliveira, A.C., Costa, S.M. Azevedo, L.O. & Azevedo, S.M.F.O. (2003). Microcystins (cyanobacteria hepatotoxins) bioaccumulation in fish and crustaceans from Sepetiba Bay (Brasil, RJ). *Toxicon* 42: 289-295.

McNabb, T. (2011). A new tool for proactive water quality restoration. *Land & Water* 55: 18-23.

Mehner, T., Diekmann, M., Gonsiorczyk, T., Kasprzak, P., Koschel, R., Krienitz, L., Marion, R., Schulz, M. & Wauer, G. (2008). Rapid Recovery from Eutrophication of a Stratified Lake by Disruption of Internal Nutrient Load. *Ecosystems* 11: 1142-1156.

Meijer, M.L. (2000). Biomanipulation in the Netherlands. 15 years of experience. RIZA (Lelystad). 208 pp. ISBN 90-5808-226-1.

Meijer, M.-L., de Boois, I., Scheffer, M. Portielje, R. & Hoesper, H. (1999). Biomanipulation in shallow lakes in The Netherlands: an evaluation of 18 case studies. *Hydrobiologia* 408/409: 13-30.

Meis, S., Spears, B.M., Maberly, S.C., O'Malley, M.B. & Perkins, R.G. (2012). Sediment amendment with Phoslock in Clatto Reservoir (Dundee, UK): Investigating changes in sediment elemental composition and phosphorus fractionation. *Journal of Environmental Management* 93: 185-193.

Menger, I. (2011a). Waterbalans De Kuil. Kenmerk 11IT004635. Waterschap Brabantse Delta.

Menger, I. (2011b). Waterbalans Dongen september 2009 – september 2011. Kenmerk 11IT008279. Waterschap Brabantse Delta.

Moermond, C.T.A., Tijnk, J., van Wezel, A.P. & Koelmans, A.A. (2001). Distribution, speciation, and bioavailability of lanthanides in the Rhine-Meuse estuary, The Netherlands. *Environmental Toxicology and Chemistry* 20: 1916-1926.

- Moore, M. (2007). Risk Assessment – Human health risk of elevated lanthanum in drinking water resources. National Reserach Center for Environmental Toxicology (EnTox). UniQuest Pty Limited, Australia, Project No. 14991 (Rev. 1).
- Morris, R.J., Williams, D.E., Luu, H.A., Holmes, C.F.B., Andersen, R.J. & Calvert, S.E. (2000). The adsorption of microcystin-LR by natural clay particles. *Toxicon* 38: 303-308.
- Mortimer, C.H. (1971). Chemical exchanges between sediments and water in the Great Lakes – speculations on probable regulatory mechanisms. *Limnology & Oceanography* 16: 387–404.
- NOTOX (1995). Report *Daphnia magna*, reproduction test with lanthanum (La). NOTOX B.V., 's Hertogenbosch
- Omoike, A.I., Vanloon, G.W., 1999. Removal of phosphorus and organic matter removal by alum during wastewater treatment. *Water Research* 33: 3617-3627.
- Oral, R., Bustamante, P., Warnau, M., D'Ambra, A., Guida, M. & Pagano, G. (2010). Cytogenetic and developmental toxicity of cerium and lanthanum to sea urchin embryos. *Chemosphere* 81: 194-198.
- Osté, A., Jaarsma, N. & van Oosterhout, F. (2010). Een heldere kijk op diepe plassen. STOWA-rapport 2010-38.
- Paerl, H.W. & Huisman, J. (2008). Blooms like it hot. *Science* 320: 57-58.
- Paerl, H.W. & Huisman, J. (2009). Climate change: a catalyst for global expansion of harmful cyanobacterial blooms. *Environmental Microbiology Reports* 1: 27–37.
- Peretyatko, A., Teissier, S., DeBacker, S. & Triest, L. (2009). Restoration potential of biomaniplulation for eutrophic peri-urban ponds: the role of zooplankton size and submerged macrophyte cover. *Hydrobiologia* 634: 125–135.
- Persson, A. & Svensson, J.M. (2006). Vertical distribution of benthic community responses to fish predators, and effects on algae and suspended material. *Aquatic Ecology* 40: 85–95.
- Petersen, J.E. & Kemp, W.M. (2008). Designing Experimental Ecosystem Studies. General principles. In:
- Petersen, J.E., Kennedy, V.S., Dennison, W.C., Kemp, W.M. (eds.) *Enclosed Experimental Ecosystems and Scale. Tools for understanding and managing coastal ecosystems*. Springer, pp. 44-48.
- Peterson, S.A. (1982). Lake restoration by sediment removal. *Wat. Res. Bull.* 18: 423-435.
- Peterson, S.A., Sanville, W.D., Stay, F.S. & Powers, C.F. (1974). Nutrient inactivation as a lake restoration procedure - laboratory investigations. *Ecol. Res. Ser. EPA* (660 /3-74-032).
- Peterson, S.A., Sanville, W.D., Stay, F.S. & Powers, C.F. (1976). Laboratory Evaluation of Nutrient Inactivation Compounds for Lake Restoration. *Journal (Water Pollution Control Federation)* 48: 817-831.
- Pevery, J.H. (1985). Element accumulation and release by macrophytes in a wetland stream. *Journal of Environmental Quality* 14:137 -143.
- Phoslock® Water Solutions (2006). Phoslock® Garden Ponds. Treatment and fact sheet. <http://www.phoslock.com.au>

Phoslock Europe GmbH (2009). Zwemplas De Kuil Prinsenbeek, Breda. Proposal for Treatment of Zwemplas De Kuil Prinsenbeek, 15 pp.

Pokorný, J. & Hauser, V. (2002). The restoration of fish ponds in agricultural landscapes. *Ecological Engineering* 18: 555–574.

Poste, A.E. Hecky, R.E. & Guildford, S.J. (2011). Evaluating Microcystin Exposure Risk through Fish Consumption *Environ. Sci. Technol.* 45: 5806–5811.

Pötz, H., Bleuze, P. (2012). Urban green-blue grids for sustainable and dynamic cities. 500-501.

Preston, T., Stewart, W.D.P. & Reynolds, C.S. (1980). Bloom-forming cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* overwinters on sediment surface. *Nature* 288: 365-367.

Quandt, T. (2001). Anwendung van Tonmineralen in der Seenbehandlung. Teil 2: Sedimentabdeckung. *Wasser & Boden* 53: 26-31.

Recht, H.L. & Ghassemi, M. (1970). Phosphate removal from wastewaters using lanthanum precipitation. Water Pollution Control Research Series, 45 pp.

Robb, M., Greenop, B., Goss, Z., Douglas, G. & Adeney, J. (2003). Application of Phoslock™, an innovative phosphorus binding clay, to two Western Australian waterways: preliminary findings. *Hydrobiologia* 494: 237–243.

Roijackers, R.M.M. & Lurling, M. (2007). Climate Change and Bathing Water Quality. Rapport, Wageningen UR, 37 pp.

Roozen, F.C.J.M., Lürling, M., Vlek, H., Van Der Pouw Kraan, E.A.J., Ibelings, B.W. & Scheffer, M. (2007). Resuspension of algal cells by benthivorous fish boosts phytoplankton biomass and alters community structure in shallow lakes. *Freshwater Biology* 52: 977–987.

Ross, G. & Cloete, T.E. (2006). Phoslock® trail at K'shani Lake Lodge, Hartbeespoort Dam. University of Pretoria, 13pp.

Ross, G., Haghseresht, F. & Cloete, T.M. 2008. The effect of pH and anoxia on the performance of Phoslock®, a phosphorus binding clay. *Harmful Algae* 7: 545-550.

Ryding, S.-O. (1982). Lake Trehörningen restoration project. Changes in water quality after sediment dredging. *Hydrobiologia* 92: 549-558.

Rydin, E., Huser, B. & Welch, E. B. (2000). Amount of phosphorus inactivated by alum treatments in Washington lakes. *Limnol. Oceanogr.* 45: 226-230.

Ruley, J.E. & Rusch, K.E. (2002). An assessment of long-term post-restoration water quality trends in a shallow, subtropical, urban hypereutrophic lake. *Ecol. Eng.* 19: 265-280.

Scheffer, M. (2004). Ecology of shallow lakes. Springer-Verlag Inc., New York.

Scheffer, M., Hosper, S.H., Meijer, M.-L., Moss, B. & Jeppesen, E. (1993). Alternative equilibria in shallow lakes. *Trends in Ecology and Evolution* 8: 275-279.

Scheffer, M., Straile, D., van Nes, E.H. & Hosper, H. (2001). Climatic Warming Causes Regime Shifts in Lake Food Webs. *Limnology & Oceanography* 46: 1780-1783.

Schindler, D.W. 1974. Eutrophication and Recovery in Experimental Lakes: Implications for Lake Management. *Science* 184: 897-899.

- Schindler, D.W. (2006). Recent Advances in the Understanding and Management of Eutrophication. *Limnology & Oceanography* 51: 356-363.
- Schindler, D.W., Hecky, R.E., Findlay, D.L., Stainton, M.P., Parker, B.R., Paterson, M.J., Beaty, K.G., Lyng, M. & Kasian, S.E.M. (2008). Eutrophication of lakes cannot be controlled by reducing nitrogen input: Results of a 37-year whole-ecosystem experiment. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 105: 11254–11258.
- Schoeman, J.J. & Haghseresht, F. (2006). The combined use of ferric chloride and a novel modified clay for the effective reduction of FRP levels in sewage effluents. Rapport University of Pretoria, Water Utilisation Division, Pretoria, Zuid-Afrika, 8 pp.
- Schwegler, A.M.G.R. (2003). Aluminium: een gevaar voor het aquatisch milieu? Update RIZA werkdocument 93.164X. RIZA-rapport.
- Sengco, M.R. & Anderson, D.M. (2004). Controlling harmful algal blooms through clay flocculation. *J. Eukaryot. Microbiol.* 51: 169–172.
- Sengco, M.R., Li, A., Tugend, K., Kulis, D., & Anderson, D.M. (2001). Removal of red-and brown-tide cells using clay flocculation. I. Laboratory culture experiments with *Gymnodinium breve* and *Aureococcus anophagefferens*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 210: 41-53.
- Sengco, M.R., Hagström, J.A., Granéli, E. & Anderson, D.M. (2005). Removal of *Prymnesium parvum* (Haptophyceae) and its toxins using clay minerals. *Harmful Algae* 4: 261–274.
- Simons, J. 1994. Field ecology of freshwater macroalgae in pools and ditches, with special attention to eutrophication. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology* 28: 25-33.
- Smith V.H., Tilman, G.D. & Nekola, J.C. (1999). Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental Pollution* 100: 179-196.
- Smith, V.H. & Schindler, D.W. (2009). Eutrophication science: where do we go from here? *Trends in Ecology and Evolution* 24: 201-207.
- Sneller, F.E.C., Kalf, D.F., Weltje, L., van Wezel, A.P., 2000. Maximum permissible concentrations and negligible concentrations for rare earth elements (REEs). RIVM report 601501011.
- Søndergaard, M., Jensen, J.P. & Jeppesen, E. (1999). Internal phosphorus loading in shallow Danish lakes. *Hydrobiologia* 408/409: 145-152.
- Søndergaard, M., Jensen, P. J. & Jeppesen, E. (2001). Retention and Internal Loading of Phosphorus in Shallow, Eutrophic Lakes. *The Scientific World JOURNAL* 1: 427-442.
- Søndergaard, M., Jensen, A. & Jeppesen, E. (2003). Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes. *Hydrobiologia* 506/509: 135–145.
- Søndergaard, M., Jeppesen, E., Lauridsen, T.L., Skov, C., Van Nes, E.H., Roijackers, R., Lammens, E. & Portielje, R. (2007). Lake restoration: successes, failures and long-term effects. *J. Appl. Ecol.* 44: 1095–1105.
- Søndergaard, M., Liboriussen, L., Pedersen, A.R. & Jeppesen, E. (2008). Lake Restoration by Fish Removal: Short- and Long-term Effects in 36 Danish Lakes. *Ecosystems* 11:1291–1305.

- Sonke, J.E. & Salters, V.J.M. (2006). Lanthanide–humic substances complexation. I. Experimental evidence for a lanthanide contraction effect. *Geochim. Cosmochim. Acta* 70: 1495–1506.
- Speiser, B. & Kistler, C. (2002). Field tests with a molluscicide containing iron phosphate. *Crop Protection* 21: 389-394.
- Steffensen, D.A. (2008). Chapter 37: economic cost of cyanobacterial blooms. In: Hudnell, K.E. (Ed.), *Cyanobacterial Harmful Algal Blooms: State of the Science and Research Needs. Adv. Exp. Med. Biol.* 619: pp. 855–865.
- STOWA (2007). Referenties en maatlatten voor natuurlijke watertypen voor de KaderRichtlijn Water. rapportnummer 2007.018, ISBN 978.90.5773.383.3
- Sun, H., Wang, X., Hua, Z., Wu, C. & Wang, L. (1996). Bioconcentration and elimination of five light rare earth elements in carp (*Cyprinus carpio* L.). *Chemosphere* 33: 1475-1483.
- Taylor, B.R., Stephen Goudey, J., Bruce Carmichael, N. (1996) Toxicity of aspen wood leachate to aquatic life: Laboratory studies. *Environmental Toxicology and Chemistry* 15: 150-159.
- Tang, J. & Johannesson, K.H. (2003). Speciation of rare earth elements in natural terrestrial waters: assessing the role of dissolved organic matter from the modeling approach. *Geochim. Cosmochim. Acta* 67: 2321–2339.
- Tang, J. & Johannesson, K.H. (2010). Ligand extraction of rare earth elements from aquifer sediments: Implications for rare earth element complexation with organic matter in natural waters. *Geochim. Cosmochim. Acta* 74: 6690–6705.
- Tu, Q., Wang, X., Tian, L. & Dai L. (1994). Bioaccumulation of the rare earth elements lanthanum, gadolinium and yttrium in carp (*Cyprinus carpio*). *Environmental Pollution* 85: 345-350.
- Tyler, G. (2005). Rare earth elements in soil and plant systems - A review. *Plant and Soil* 267: 191-206. Vanek, V. (1991). Riparian zone as a source of phosphorus for a groundwater-dominated lake. *Water Research* 25: 409-418.
- Van der Does, J., Verstraelen, P., Boers, P., Van Roestel, J., Roijackers, R. & Moser, G. (1992). Lake restoration with and without dredging of phosphorus-enriched upper sediment layers. *Hydrobiologia* 233: 197-210.
- Van der Molen, D.T. & Boers, P.C.M. (1994). Influence of internal loading on phosphorus concentration in shallow lakes before and after reduction of the external loading. *Hydrobiologia* 275/276: 379-389.
- Van der Molen, D.T. (red.; 2004). Referenties en concept-maatlatten voor meren voor de Kaderrichtlijn Water. STOWA-rapport 2004-42.
- Van Donk, E., Grimm, M.P., Heuts, P.G.M., Blom, G., Everards, K. & Van Tongeren, O.F.R. (1994). Use of mesocosms in a shallow eutrophic lake to study the effects of different restoration measures. *Archiv für Hydrobiologie Beih. Ergebn. Limnol.* 40: 283–294.
- Van Emmerik, W.A.M., Peters, J.S. (2009). Invloed lokvoer op waterkwaliteit. Sportvisserij Nederland, Bilthoven.

- Van Goethem, P. (2010). Phoslock® behandeling zwemplas De Kuil. Eindrapport juni 2010. Phoslock Europe GmbH, 17 pp.
- 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.
- Van Nes, E., Lammens, E., Roijackers, R. & Veeningen, R. (2007). Herstelmaatregelen in ondiepe meren: zijn de verbeteringen blijvend? *H₂O-1/2007*: 29-32.
- Van Oosterhout, F. & Lürling, M. (2010). Eutrofiëringscontrole met Flock & Lock. *H₂O* 19-2010: 23-25.
- Van Oosterhout, F. & Lürling, M. (2011). Effects of the novel 'Flock & Lock' lake restoration technique on *Daphnia* in Lake Rauwbraken (The Netherlands). *J. Plankton Res.* 33: 255-263.
- Van Oosterhout, F., L.N. de Senerpont Domis & M. Lürling (2012). Vlokken en vastleggen in de Sloterplas. Deelrapport 1: Vlokken als korte termijn maatregel. AKWA, NIOO-referentie: 2012-004.
- Van Oosterhout, F. & Lürling, M. (*in press*). Phosphorus binding clay (Phoslock®) in mitigating cyanobacterial nuisance: effects on water quality variables and plankton. *Hydrobiologia*.
- Van Oosterhout, F., Fasola, E., Roessink, I. & Lürling, M. (*submitted*) Effects of a lanthanum modified clay (Phoslock®) on growth and survival of the marbled crayfish (*Procambarus sp.*).
- Vernooij, S. (2006). Visstandonderzoek De Kuil, Prinsenbeek. AquaTerra, Witteveen+Bos in opdracht van waterschap Brabantse Delta.
- Verspagen, J.M.H., Visser, P.M. & Huisman, J. (2006). Aggregation with clay causes sedimentation of the buoyant cyanobacterium *Microcystis*. *Aquatic Microbial Ecology* 44: 165-174.
- Verweij, W. (2010). CHEAQS, a program for calculating CHEMical Equilibria in AQUatic Systems, PRO version (2010.3).
- Vollenweider, R.A. & Kerekes, J. (1982). Eutrophication of waters. Monitoring, assessment and control. OECD Cooperative programme on monitoring of inland waters (Eutrophication control), Environment Directorate, OECD, Paris. 154 p.
- Von Liebig, J. (1855). Die Grundsätze der agricultur-chemie mit Rücksicht auf die in England angestellten Untersuchungen. Friedrich Vieweg and Sohn, Braunschweig, Germany.
- Watsun-Leung, T. (2009). Phoslock[®] toxicity testing with three sediment dwelling organisms, rainbow trout and *Daphnia magna*. Aquatic Toxicology Unit, Ontario Ministry of the Environment 416-235-6363.
- Welch, E.D. & Cooke, G.D. (1995). Internal phosphorus loading in shallow lakes: importance and control. *Lake. Reserv. Manage.* 11: 273–281.
- Welch, E.D. & Cooke, G.D. (1999). Effectiveness and longevity of phosphorus inactivation with alum. *Lake Res. Manage.* 15:5–27.
- Welch, E.D. & Cooke, G.D. (2005). Internal phosphorus loading in shallow lakes: importance and control. *Lakes and Reservoir Management* 21: 209-217.

- Welch, E.B. & Schriever, G.D. (1994). Alum treatment effectiveness and longevity in shallow lakes. *Hydrobiologia* 275/276: 423-431.
- Wetzel, R.G. (2001). *Limnology. Lake and River Ecosystems*. 3rd Edition, Academic Press, San Diego, 1006 pp.
- Witteveen + Bos (2006). Vervolgonderzoek De Kuil, Rapport PSB7-1, 43 pp.
- Yang, W.-D., Liu, J.-S., Li, H.-Y., Zhang, X.-L., Qi, Y.-Z. (2009). Inhibition of the growth of *Alexandrium tamarense* by algicidal substances in Chinese fir (*Cunninghamia lanceolata*). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 83: 537-541.
- Yee, K.A., Prepas, E.E., Chambers, P.A., Culp, J.M. & Scrimgeour, G. (2000). Impact of $\text{Ca}(\text{OH})_2$ treatment on macroinvertebrate communities in eutrophic hardwater lakes in the Boreal plain region of Alberta: in situ and laboratory experiments. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57: 125-136.
- Yuan, X.-Z., Pan, G., Chen, H. & Tian, B.-H. (2009). Phosphorus fixation in lake sediments using LaCl_3 -modified clays. *Ecological Engineering* 35: 1599-1602.
- Zambrano, L. & Hinojosa, D. (1999). Direct and indirect effects of carp (*Cyprinus carpio* L.) on macrophyte and benthic communities in experimental shallow ponds in central Mexico. *Hydrobiologia* 408/409: 131-138.
- Zambrano, L., Scheffer, M. & Martinez-Ramos, M. (2001). Catastrophic response of lakes to benthivorous fish introduction. *Oikos* 94: 344-350.
- Zoetemeijer, R.B. & Lucas, B.J. (2007). Basisboek Visstandbeheer. Sportvisserij Nederland
- Zouboulis, A. & Traskas, G. (2005). Comparable evaluation of various commercially available aluminium-based coagulants for the treatment of surface water and for the post-treatment of urban wastewater. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology* 80: 1136-1147.

BIJLAGE

OVERZICHT ACHTERGROND-DOCUMENTEN

Faassen, E. & Lurling, M. (2010). Tussenrapportage Microcystines in de enclosures Stiffeliovijver. Rapport M355, Leerstoelgroep Aquatische Ecologie & Waterkwaliteitsbeheer, Wageningen Universiteit.

Lauwerijssen, F.M. (2011). What's the catch with Phoslock® and benthivorous fish? How common carp interferes with attempted control measures to improve water quality. Mater thesis, report 013/2010 Wageningen University, Waterschap Brabantse Delta.

Lurling, M. (2010). Phoslock en/of baggeren? Enclosure experiment in vijver De Ploeg (Heesch). en baggeren in vijver De Ploeg (Heesch). Rapportnummer M348, Leerstoelgroep Aquatische Ecologie & Waterkwaliteitsbeheer, Wageningen Universiteit.

Lurling, M. (2010). Metalen in weefsel van vissen uit De Kuil, De Ploeg, Dongen en Stiffelio. Uitgangsmetingen in het kader van het KRW-innovatie Project Kansrijke Innovatie Maatregelen Bestrijding Blauwalgenoverlast. Rapport M352, Wageningen Universiteit.

Lurling, M. (2010). Microcystines in stadswater De Ploeg (Heesch) en Stiffelio (Eindhoven). Rapport M356, Leerstoelgroep Aquatische Ecologie & Waterkwaliteitsbeheer, Wageningen Universiteit.

Lurling, M. (2012). Kansrijke Innovatieve maatregelen Bestrijding Blauwalgenoverlast: Enclosure experiment en baggeren in vijver De Ploeg (Heesch). Rapportnummer M357, Leerstoelgroep Aquatische Ecologie & Waterkwaliteitsbeheer, Wageningen Universiteit.

Lurling, M. & Waajen, G. (2012). Kansrijke Innovatieve maatregelen Bestrijding Blauwalgenoverlast: Flock & Lock in zwemplas De Kuil. Rapportnummer M360, Leerstoelgroep Aquatische Ecologie & Waterkwaliteitsbeheer, Wageningen Universiteit.

Lurling, M. (2012). Kansrijke Innovatieve maatregelen Bestrijding Blauwalgenoverlast: Stadsvijver Stiffelio, Eindhoven. Rapportnummer M361, Leerstoelgroep Aquatische Ecologie & Waterkwaliteitsbeheer, Wageningen Universiteit.

Lurling, M. & Waajen, G. (2012). Kansrijke Innovatieve maatregelen Bestrijding Blauwalgenoverlast: Stadsvijver Mgr. Schaepmanlaan, Dongen. Leerstoelgroep Aquatische Ecologie & Waterkwaliteitsbeheer, Wageningen Universiteit.

Pauwels, M.A. (2009). The effect of Iron and Lanthanum modified Bentonite (Phoslock®) on macrofauna and ecosystems. Report internship Wageningen University, Radboud University Nijmegen, Waterschap Brabantse Delta.

Tamerus, P.M.H., Entzingen, N., van Zanten, J.W., 2012, Waterbalans en nutriëntenbelasting van de Stiffeliovijver in Eindhoven. Waterschap De Dommel.

Van Delft, M. (2010). Aanpak van blauwalgenoverlast. Een onderzoek naar de effecten van uitgevoerde herstelmaatregelen op de ontwikkeling van ondergedoken waterplanten. Afstudeerproject Hogeschool van Hall Larenstein/WUR, Waterschap Brabantse Delta.

