

Watersysteemanalyse het Bovenwater



**Watersysteemanalyse het
Bovenwater**

referentie	projectcode	status
LLS640-1/16-002.702	LLS640-1	Definitief 02
projectleider	projectdirecteur	datum
dr. G. Kruitwagen	drs. M. Klinge	16 februari 2016

autorisatie	naam	paraaf
Goedgekeurd	dr. G. Kruitwagen	

INHOUDSOPGAVE	blz.
SAMENVATTING	
1. INLEIDING	1
1.1. Aanleiding	1
1.2. Waarom een systeemanalyse?	1
1.3. Onderzoeksvragen	1
1.4. Leeswijzer	1
2. HET BOVENWATER	3
3. WERKWIJZE	5
3.1. Algemene benadering	5
3.1.1. Toestanden en voorwaarden	5
3.1.2. Kennismaking met de ecologische sleutelfactoren	5
3.2. Aanpak in werkstappen	7
3.2.1. Actuele toestand	7
3.2.2. Water- en stoffenbalans	8
3.2.3. Invulling van de ecologische sleutelfactoren	8
4. TOESTAND VAN HET BOVENWATER	11
4.1. Waterplanten en maaibeheer	11
4.2. Algen, doorzicht en nutriënten	12
4.3. Synthese	14
5. WATER- EN STOFFENBALANS	15
5.1. Beschrijving watersysteem	15
5.2. Waterbalans	15
5.2.1. Opbouw van de waterbalans	15
5.2.2. Inlaatvolume	16
5.2.3. Hydraulisch debiet en verblijftijd	17
5.2.4. Waterpeil	17
5.3. Chloridebalans	19
5.3.1. Opbouw van de chloridebalans	19
5.3.2. Resultaten van de chloridebalans	19
5.3.3. Kwel en wegzijging	20
5.4. Conclusie op basis van de water- en chloride balansen	21
6. ESF 1: PRODUCTIVITEIT WATER	23
6.1. Externe P- en N-belasting	23
6.1.1. Fosfaatbelasting	23
6.1.2. Stikstofbelasting	23
6.1.3. N/P-ratio	24
6.2. Kritische belasting	25
6.2.1. PCLake modellering	25
6.2.2. Resultaten van de PCLake modellering	25
6.3. Confrontatie van externe belasting met kritische grenzen	25
6.4. Conclusie ESF 1	26
7. ESF 2: LICHTKLIMAAT	27
7.1. Verloop in doorzicht	27
7.2. Bijdragen aan lichtklimaat	29

7.2.1.	Bijdrage van algen aan ESF 2	29
7.2.2.	Bijdrage van maaibeheer aan ESF 2	29
7.2.3.	Bijdrage van andere factoren aan ESF 2	30
7.3.	Conclusie ESF 2	30
8.	ESF 3: PRODUCTIVITEIT BODEM	31
8.1.	Algemene beschrijving van de bodem	31
8.2.	Chemie van de waterbodem	32
8.2.1.	Totaal gehalten in de waterbodem	32
8.2.2.	Beschikbaar fosfaat in de waterbodem	33
8.3.	Integrale beschouwing van de waterbodem	33
8.4.	Bijdrage van maaibeheer aan ESF 3	35
8.5.	Conclusie ESF 3	35
9.	INTEGRALE BESCHOUWING	37
9.1.	Onderzoeksvraag 1: Wat zijn (in de huidige situatie) in volgorde van bepalendheid de factoren die de omslag in waterkwaliteit beïnvloeden?	37
9.1.1.	Toestand van het Bovenwater	37
9.1.2.	Voorwaarden voor een goede ecologische waterkwaliteit	38
9.1.3.	Dominantie in processen	40
9.2.	Onderzoeksvraag 2: Welke kosteneffectieve maatregelen kunnen genomen worden? Wat zijn haalbare maatregelen?	43
9.3.	Onderzoeksvraag 3: Kunnen maatregelen worden genomen om de overlast voor zwemmers te beperken? Conflicteren deze maatregelen met de maatregelen om de overlast voor vaarrecreatie te beperken, of niet?	46
10.	REFERENTIES	49
	laatste bladzijde	49
	BIJLAGEN	aantal blz.
I	B-Ware rapport over het bodemonderzoek	19

SAMENVATTING

Sinds 2003 heeft Waterschap Zuiderzeeland diverse maatregelen getroffen om de waterkwaliteit van 't Bovenwater te verbeteren. Desondanks is er ieder jaar sprake van blauwalgenbloei. Omdat eerdere maatregelen onvoldoende effectief zijn gebleken, is in 2015 een watersysteemanalyse voor het Bovenwater uitgevoerd. Deze analyse was erop gericht om het watersysteem functioneren te doorgronden, de processen binnen het watersysteem te ontrafelen en vast te stellen welke kosteneffectieve en haalbare maatregelen genomen kunnen worden.

Systeemanalyse

Als eerste stap in de analyse is de huidige ecologische toestand van het Bovenwater in beschouwing genomen. Deze laat zien dat er gedurende het voorjaar sprake is van helder water en een uitbundige groei van waterplanten. Ieder jaar vindt er aan het begin van de zomer een omslag naar een troebele toestand plaats die gepaard gaat met een zeer sterke toename in nutriënten en algenconcentraties in de waterlaag.

Om de oorzaken van de jaarlijks terugkerende omslag in waterkwaliteit te achterhalen is een analyse aan de hand van de ecologische sleutelfactoren (ESFs) uitgevoerd. Deze factoren beschrijven negen randvoorwaarden voor een goede ecologische waterkwaliteit. Binnen de analyse voor het Bovenwater is de aandacht gericht op de drie sleutelfactoren die het meest bepalend zijn voor de waterkwaliteit, te weten productiviteit water (ESF1), licht (ESF2) en productiviteit bodem (ESF3).

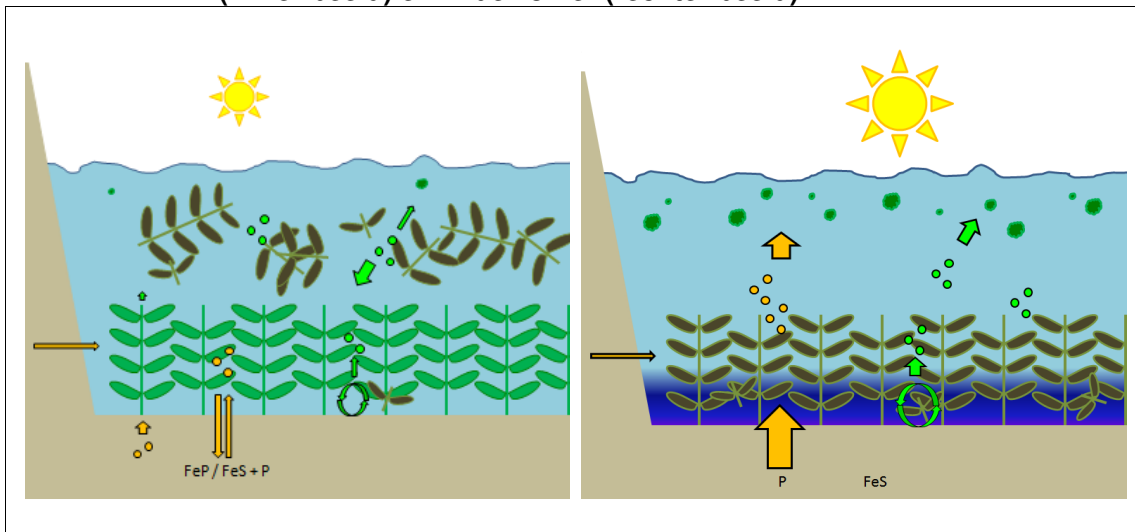
De analyse aan de hand van de ESF's laat zien dat de aanvoer van voedingsstoffen naar het Bovenwater geen dominante factor is in de jaarlijkse omslag (ESF1) en dat het doorzicht gedurende het voorjaar met grote regelmaat voldoende is voor ontwikkeling van waterplanten (ESF2). De externe belasting en het lichtklimaat vormen dus geen belemmering voor de waterkwaliteit. In het vervolg is daarom de aandacht gericht op de derde ESF: de productiviteit van de waterbodem.

Voor de analyse van de productiviteit van de bodem is een waterbodemonderzoek uitgevoerd. Dit onderzoek liet zien dat het P gehalte in de waterbodem hoog genoeg is om een hoge productie van waterplanten mogelijk te maken. Verder bleek uit het onderzoek dat de waterbodem gekenmerkt wordt door hoge ijzer- en sulfaatgehalten, waardoor het een grote bindingscapaciteit voor fosfaat heeft. Tot slot liet het waterbodemonderzoek zien dat er lokaal slibvelden op het Bovenwater aanwezig zijn. Dit slib heeft zich de afgelopen 40 jaar gevormd. Als gevolg van de brakke historie verloopt de afbraak van organisch materiaal in het slib sneller dan in vergelijkbare watersystemen.

Conclusie

Op basis van de analyse lijkt de oorzaak van de jaarlijkse afname van het doorzicht te liggen aan een opeenvolging van processen. Het begint met nalevering van fosfaat vanuit de waterbodem naar de waterlaag (afbeelding 1). Aanvankelijk kunnen waterplanten de vrijkomende nutriënten gebruiken voor hun groei. Later in het seizoen wordt de nalevering vanuit de bodem aangejaagd door het oplopen van de watertemperatuur in combinatie met de afbraak van organisch materiaal (slib en maaisel). Op dit moment in het jaar neemt de vitaliteit van waterplanten af, waardoor de nutriënten beschikbaar komen voor algen en tot een bloei komen.

Afbeelding 1. Illustratie van sleutelprocessen in het Bovenwater in het voorjaar (linker beeld) en in de zomer (rechter beeld)



Maatregelen

Voor duurzaam herstel van de waterkwaliteit op het Bovenwater moeten maatregelen genomen worden die gericht zijn op reductie van de productiviteit van de waterbodem. Dit zijn maatregelen waarmee nalevering wordt tegengegaan, zoals het toepassen van vlokmiddelen of de afdekking met zand, of maatregelen waarmee de biologische beschikbaarheid van de nutriënten wordt beperkt, zoals verdieping.

Naast deze omvangrijkere maatregelen kan ook gekozen worden voor maatregelen waarmee de beschikbaarheid van organisch materiaal wordt beperkt. Organisch materiaal is nu aanwezig in de slibvoorraden op beschutte plekken en komt daarnaast vrij bij het maaionderhoud. Door de beschikbaarheid van organisch materiaal te beperken kan worden gestuurd op vermindering van de nalevering. We kunnen niet inschatten of dit laatste voldoende is en adviseren hiermee te experimenteren in proefvakken.

1. INLEIDING

1.1. Aanleiding

Op het Bovenwater treden al meer dan 10 jaar elke zomer waterkwaliteitsproblemen op. De algemene waterkwaliteit van de plas is goed: het water heeft gedurende vrijwel het hele jaar een hoog doorzicht, waardoor een goede bedekking met ondergedoken vegetatie mogelijk is. De kwaliteitsproblemen, die desondanks optreden, bestaan uit overlast van de vegetatie voor vaarrecreatie enerzijds en perioden van blauwalgenbloei anderzijds.

Sinds de overlast zich voordoet zijn er verscheidene analyses uitgevoerd, die het aannemelijk hebben gemaakt dat het gevoerde maaibeheer een belangrijke rol speelt in de overlast. Op basis van de uitkomsten van de analyses zijn aangepaste beheeradviezen geformuleerd en geïmplementeerd (o.a. Arcadis, 2008; Arcadis, 2011; Torenbeek en Bijkerk, 2012). Het gewijzigde beheer heeft de overlast voor omwonenden en recreanten vermindert, maar nog niet weg kunnen nemen. Naar aanleiding van het uitblijven van verbetering van de waterkwaliteit heeft Witteveen+Bos in opdracht van Waterschap Zuiderzeeland een watersysteemanalyse voor het Bovenwater uitgevoerd.

1.2. Waarom een systeemanalyse?

Het doel van de watersysteemanalyse is om het functioneren van het watersysteem te doorgronden en de processen binnen het watersysteem te ontrafelen. We willen snappen waarom de toestand van het water is zoals deze is. We doen dit aan de hand van de door STOWA ontwikkelde Ecologische Sleutelfactoren (ESF's). De kracht van deze aanpak is dat we het systeem 'afpellen' op zoek naar de primaire oorzaak van de slechte ecologische toestand die zich jaarlijks voordoet op het Bovenwater.

1.3. Onderzoeksvragen

De watersysteemanalyse had tot doel om de volgende vragen van Waterschap Zuiderzeeland te beantwoorden:

- wat zijn (in de huidige situatie) in volgorde van bepalendheid de factoren die de omslag in waterkwaliteit beïnvloeden?
- welke kosteneffectieve maatregelen kunnen genomen worden? Wat zijn haalbare maatregelen?
- kunnen maatregelen worden genomen om de overlast voor zwemmers te beperken? Conflicteren deze maatregelen met de maatregelen om de overlast voor vaarrecreatie te beperken, of niet?

1.4. Leeswijzer

De verdere indeling van deze rapportage is als volgt:

- in hoofdstuk 2 wordt een korte kenschets van het Bovenwater gegeven;
- in hoofdstuk 3 wordt de aanpak van de voorliggende studie op hoofdlijnen beschreven;
- hoofdstuk 4 betreft een beschrijving van de huidige toestand van het Bovenwater;
- in hoofdstuk 5 wordt de water- en stoffenbalans van het Bovenwater gepresenteerd;
- in de hoofdstukken 6, 7 en 8 wordt de waterkwaliteit op het Bovenwater respectievelijk beschouwd vanuit de ecologische sleutelfactoren 1, 2 en 3;
- in hoofdstuk 9 wordt een integrale beschouwing van de onderzoeksresultaten gepresenteerd;
- tenslotte wordt in hoofdstuk 10 een overzicht van de geraadpleegde literatuur gegeven.

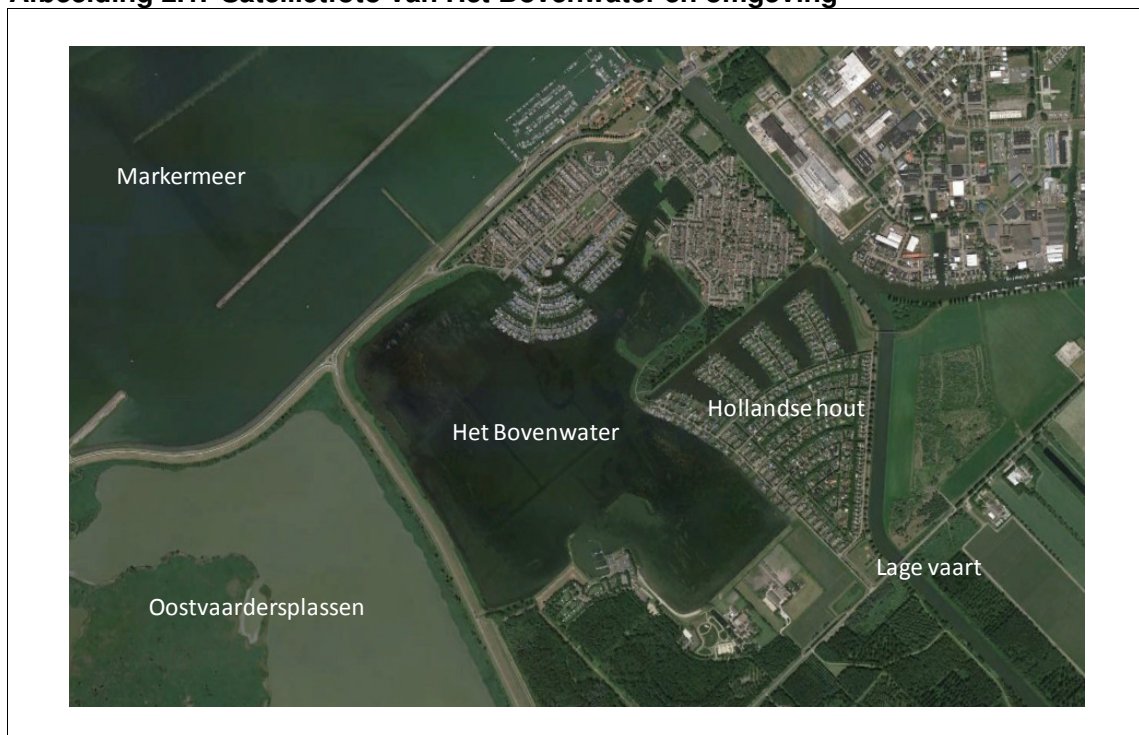
2. HET BOVENWATER

Het Bovenwater is een recreatieplas in Lelystad aan de oever van het Markermeer. Het Bovenwater heeft een oppervlakte van 135 ha en een gemiddelde waterdiepte van 1,4 m. De plas is na de inrichting van Oostelijk Flevoland gevormd door inlaat van water vanuit de Lage Vaart in 1976. De plas is belangrijk voor de vaarrecreatie en heeft een zwemwaterfunctie.

De eerste jaren heeft het Bovenwater een goede kwaliteit gehad en is een goede plantengroei op gang gekomen. Het laatste decennium wordt de plas echter geplaagd door waterkwaliteitsproblemen.

Sinds de aanleg werd de plas van water voorzien door aanvoer vanuit de Lage Vaart. In 2003 is een hevel over de Markermeerdijk aangelegd om relatief voedselarmer water uit het Markermeer aan te kunnen voeren. Overtollig water werd van het Bovenwater via een stuw afgelaten op het Hollandse Hout. Tot 2013 werd deze route ook benut om water door te voeren voor peilhandhaving op de watergangen in het Hollandse Hout. Sinds 2013 wordt de inlaat naar het Bovenwater via de hevel zoveel mogelijk beperkt en wordt geen water meer afgevoerd via de stuw naar het Hollandse Hout. Het Hollandse Hout is voorzien van een eigen aanvoer voorziening.

Afbeelding 2.1. Satellietfoto van Het Bovenwater en omgeving



Afbeelding 2.2. Zicht over het Bovenwater vanaf de Markermeerdijk



Afbeelding 2.3. Recreatiehaven langs het Bovenwater



Afbeelding 2.4. Wonen aan het Bovenwater



3. WERKWIJZE

3.1. Algemene benadering

3.1.1. Toestanden en voorwaarden

Waterkwaliteit is de resultante van een complex aan processen en een samenspel van hydrologie, chemie en ecologie. Om het functioneren van een watersysteem te doorgronden moeten hydrologische, chemische en ecologische processen daarom in samenhang worden beschouwd. Waterkwaliteitsproblemen duiden erop dat een of meerdere processen het evenwicht in een watersysteem verstoren. Met een watersysteemanalyse proberen we te achterhalen waar de oorzaak van de problemen zich bevindt. Om dit te kunnen doen moeten we eerst het complex van processen, dat de waterkwaliteit bepaalt, ontrafelen.

Het maken van een watersysteemanalyse begint met het kijken naar de waterkwaliteit. Daarbij is het echter belangrijk om te beseffen dat de waterkwaliteit niet het hele verhaal verteld. Verschillende achtergronden kunnen tot eenzelfde uiterlijk leiden. Binnen de watersysteemanalyse kijken we daarom zowel naar de ecologische toestand als naar de voorwaarden:

- met de ecologische **toestand** bedoelen we de toestand zoals je die ziet of meet: de aanwezigheid van waterplanten, de vissamenstelling, de concentratie algen etc.;
- met de **voorwaarden** bedoelen we onafhankelijke factoren die bepalend zijn voor de toestand, zoals de externe nutriëntenbelasting.

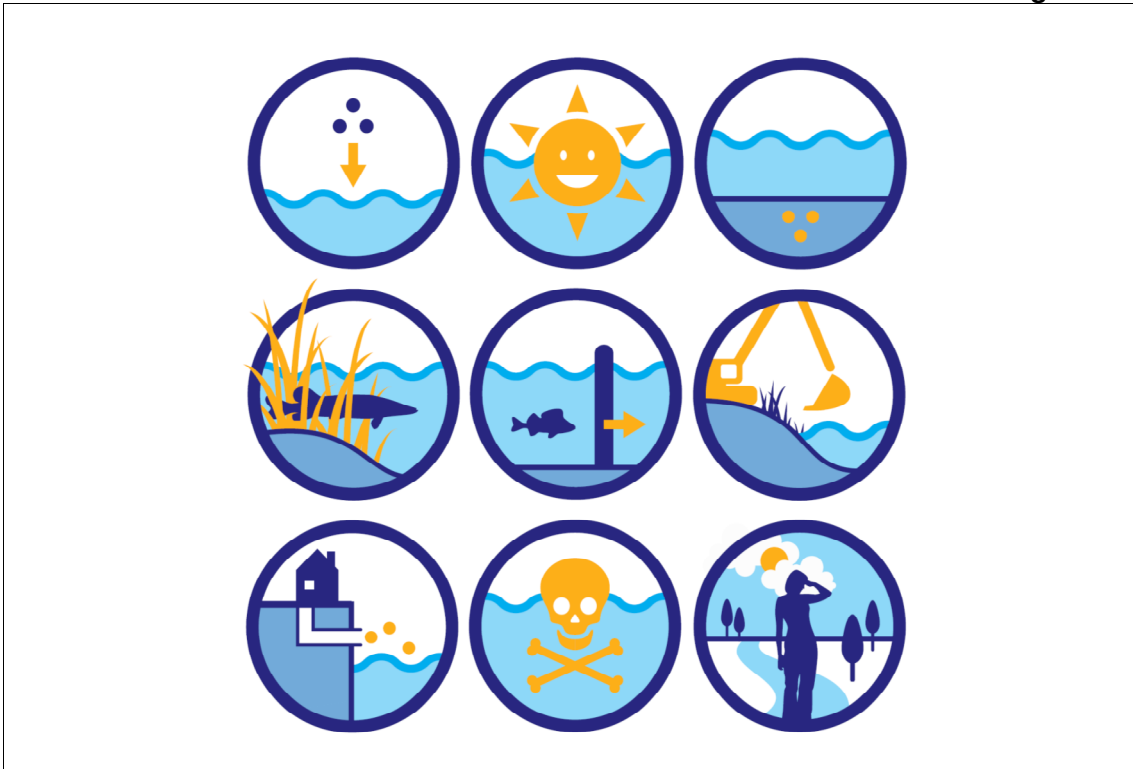
Een belangrijk onderdeel van de watersysteemanalyse is de confrontatie van toestand en voorwaarden. Deze confrontatie leert ons of we begrijpen hoe het watersysteem werkt. Is wat we zien (de toestand) in overeenstemming met wat we verwachten (op basis van de voorwaarden)? Als we de toestand en de voorwaarden niet goed met elkaar kunnen rijmen, begrijpen we het systeem (nog) niet goed.

3.1.2. Kennismaking met de ecologische sleutelfactoren

De tweede stap betreft een ecologische systeemanalyse. Hierbij wordt gebruik gemaakt van het concept volgens ecologische sleutelfactoren. De aanpak staat ook wel bekend als stoplichtenmethodiek. Het is een conceptueel denkraam, waarbij de voorwaarden die bepalend zijn voor een goede ecologische kwaliteit in negen ecologische sleutelfactoren zijn gevat. Om tot deze sleutelfactoren te komen, is het ecologisch systeem functioneren ontrafeld. Dit heeft geleid tot een beter inzicht in de rol van de diverse ecologische processen op het systeem functioneren, waardoor het mogelijk wordt om gerichte maatregelen te treffen en een specifiek onderdeel van het systeem functioneren te adresseren. Het verbeterde inzicht in het ecologisch systeem functioneren heeft onder andere geleid tot de conclusie dat er sprake is van een volgordelijkheid in de voorwaarden die van belang zijn voor ecologische processen. Bij maatregelen ten behoeve van het ecologisch systeem functioneren kan daardoor pas een duidelijk effect verwacht worden, indien eerst de voorliggende sleutelfactoren op orde zijn.

Aan de hand van de ecologische sleutelfactoren kan worden bepaald wat realistische doelen zijn (welke voorwaarden voldoen, welke niet voldoen en in hoeverre kan een waterbeheerder ingrijpen op deze voorwaarden) en welke maatregelen effectief zijn (welke maatregelen grijpen in op de voorwaarden die meer dan andere voorwaarden ecologisch herstel in de weg staan).

Afbeelding 3.1. De negen ecologische sleutfactoren voor stilstaande wateren van links naar rechts en boven naar beneden in hiërarchische volgorde



Waterplanten centraal

Ondergedoken waterplanten staan centraal in de stoplichtenmethodiek, omdat ze een cruciale rol spelen in het ecologisch functioneren van watersystemen. Andere soorten (macrofauna, vis) zijn in belangrijke mate afhankelijk van waterplanten en ondergedoken waterplanten concurreren met algen en/of kroos om de beschikbare nutriënten. Net als ondergedoken waterplanten profiteren oeverplanten van een goede waterkwaliteit. De potenties voor oeverplanten, macrofauna en vis worden voor een belangrijk deel al indirect meegevoerd. Potenties voor specifieke soorten (water- en oeverplanten, macrofauna en vis) spelen op standplaatsniveau.

Het uitgangspunt is dat de ecologische kwaliteit toeneemt in de volgorde: plantenarme wateren (algen, kroos), eenzijdige hoog productieve plantengemeenschap (Waterpest, Grof hoornblad), diverse of specifieke laag productieve plantengemeenschap (Kranswieren, Fonteinkruiden).

Hiërarchie in voorwaarden




Er is uitgegaan van een hiërarchie in de voorwaarden voor plantengroei. De belangrijkste en eerste voorwaarde voor plantengroei is voldoende licht op de bodem. Het belangrijkste potentiële knelpunt hiervoor is de aanwezigheid van algen of kroos veroorzaakt door een te hoge externe belasting met nutriënten. Als de belasting voldoet kunnen bijvoorbeeld zwevend stof en kleuring voor verstoring van het lichtklimaat zorgen. Pas als er voldoende licht op de bodem valt, kan de beschikbaarheid van nutriënten in de waterbodem een knelpunt vormen.

Schaalniveau: watersysteem centraal

In de stoplichtenmethodiek is het watersysteem het uitgangspunt, omdat wordt aangenomen dat gebieden op dit schaalniveau over het algemeen als een 'ecologische eenheid'

functioneren. De hydrologische omstandigheden in watersystemen vormen een belangrijke randvoorwaarde voor standplaatscondities. Ze bepalen bijvoorbeeld wat de hydraulische belasting (=toestroom van water in mm/d) van een watersysteem is, welke stoffen worden aangevoerd en welke processen plaatsvinden op het raakvlak van water en bodem. Tegelijkertijd zijn deze omstandigheden afhankelijk van de plantengroei. In watergangen die vol staan met Waterpest en Grof Hoornblad, kan de af- en aanvoer van water problematisch worden door een hogere weerstand.

In deze studie worden alleen de eerste 3 stoplichten behandeld omdat deze stoplichten de voorwaarden zijn voor de aanwezigheid en samenstelling van ondergedoken waterplantgemeenschappen. Hieronder wordt de benadering van deze stoplichten toegelicht.

	<p>ESF 1: productiviteit water</p> <p>De basis voor dit stoplicht is een vergelijking van de externe P-belasting met de kritische P-belasting. De externe P-belasting wordt per watersysteem bepaald aan de hand van een waterbalans en aan bronnen toegekende P-concentraties. De kritische P-belasting wordt bepaald op basis van PCLake, waarbij uitgegaan is van de kenmerken diepte, debiet, bodemtype en strijklengte</p>
	<p>ESF 2: licht</p> <p>Dit stoplicht richt zich op de lichtval op de bodem. Hierbij wordt de huidige lichtval op de bodem afgezet tegen de lichtval die minimaal nodig is voor de ontwikkeling van ondergedoken vegetatie. Om vast te stellen of de lichtval voldoende is, wordt uitgegaan van de vuistregel dat voor kieming en groei van ondergedoken waterplanten 4 % van het invallende licht moet doordringen tot op de bodem.</p>
	<p>ESF 3: productiviteit bodem</p> <p>Dit stoplicht richt zich op de productiviteit van de waterbodem. Om een maat voor de productiviteit te verkrijgen kijken we primair naar het totaal fosfaatgehalte in de waterbodem.</p>

Meer achtergrondinformatie over de ESF's is te vinden in de STOWA publicatie 'Ecologische Sleutelfactoren' (2014) en in Schep et al. (2011). In dit project ligt de focus op de eerste drie ESF's: productiviteit water, lichtklimaat en productiviteit bodem (zie Tabel 2.1).

3.2. Aanpak in werkstappen

In onderstaande paragrafen is de aanpak op hoofdlijnen beschreven. De gedetailleerde aanpak per werkstap is beschreven in het hoofdstuk waarin de betreffende werkstap is uitgewerkt.

3.2.1. Actuele toestand

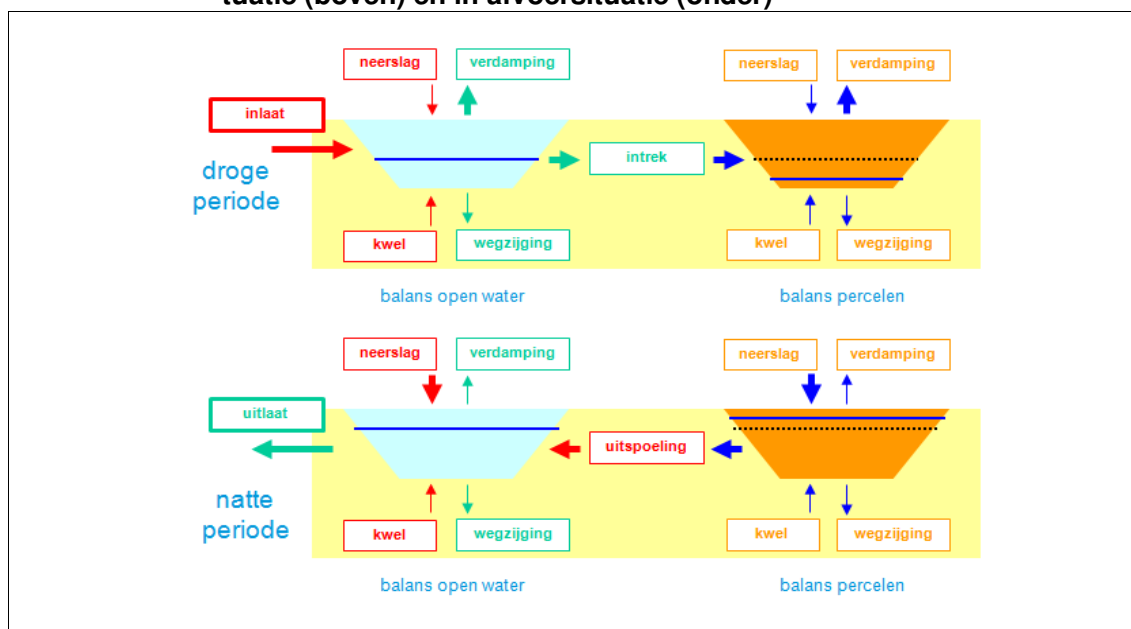
Als eerste stap in de systeemanalyse is de ecologische toestand van het Bovenwater beschreven aan de hand van waterkwaliteitsmetingen (chlorofyl-a en doorzicht), eerder uitgevoerde inventarisaties van de waterplantbedekking en informatie uit overleg met Waterschap Zuiderzeeland (hoofdstuk 4). Het doel van deze stap is om een algemeen beeld te vormen van de ecologische toestand gedurende het jaar.

3.2.2. Water- en stoffenbalans

Voordat het watersysteem functioneren kan worden geanalyseerd, moet eerst inzicht worden verkregen in het hydrologisch functioneren van het watersysteem. Dit verkrijgen we door een waterbalans op te stellen (hoofdstuk 5). In de waterbalans worden alle in- en uitgaande waterstromen opgenomen, waarbij de balans sluitend moet zijn zolang er geen peilfluctuatie plaatsvindt. Bij gelijk blijvend waterpeil moet de som van ingaande posten dus gelijk zijn aan de som van de uitgaande posten. Deze wetmatigheid helpt ons om de omvang van onbekende of onzekere posten te duiden. De waterbalans geeft dus inzicht in onder meer de dominante waterstromen, de verblijftijd en het (peil)beheer.

De waterbalans is voor deze studie opgesteld in Excel. Hierbij is uitgegaan van een eenvoudige benadering. De waterbalans bestaat uit twee 'bakjes': een bakje voor het open water en een bakje voor de omliggende, afwaterende percelen. De pijlen in afbeelding 3.2 geven de in- en uitgaande waterstromen weer: neerslag en verdamping, kwel en wegzijging, uitspoeling en intrek en in- en uitlaat.

Afbeelding 3.2. Schematische weergave van een waterbalans in Excel in aanvoersituatie (boven) en in afvoersituatie (onder)



3.2.3. Invulling van de ecologische sleutelfactoren

ESF 1: Productiviteit water

Voor ESF 1 vergelijken we de externe belasting op het water met de kritische belasting van het water (hoofdstuk 6). De productiviteit van het water voldoet als de externe belasting kleiner is dan de kritische belasting. De externe belasting is berekend met behulp van de ingaande debieten (bepaald in de waterbalans) en de bijbehorende nutriëntconcentraties. De kritische belasting is bepaald met PCLake.

Kritische grenzen

Oppervlakte wateren kennen twee alternatieve stabiele toestanden, een heldere toestand en een troebele toestand. De nutriëntenhuishouding speelt een grote rol in de actuele toestand van een water. De toestand is hierbij afhankelijk van de belasting op een water, maar ook van de draagkracht van het watersysteem. De verhouding tussen belasting en draagkracht is een belangrijke bepalende factor voor de toestand waarin een water verkeert. Daarnaast

speelt ook de geschiedenis van een water een rol. Als een water in het verleden helder was, zal de biologie van het water passend zijn bij de heldere toestand. Wanneer de nutriënten belasting op het water steeds verder toeneemt, zal de belasting op een gegeven moment hoger worden dan de draagkracht van het betreffende systeem. In eerste instantie zal de biologie echter weerstand tegen een verandering in de toestand van het water bieden. Pas wanneer dit niet langer mogelijk is, zal het water omslaan naar de troebele toestand. Wanneer een water een geschiedenis met een troebele toestand heeft speelt hetzelfde principe, alleen biedt nu de biologie behorend bij een troebel systeem weerstand. Als gevolg van de weerstand die geleverd wordt, is er verschil tussen de belasting waarbij omslag van helder naar troebel en omslag van troebel naar helder te verwachten is. We noemen deze belastingen waarbij omslag plaats kan vinden kritische grenzen. De nutriënten belasting waarop deze kritische grenzen liggen is voor meervormige wateren met ecologisch model PCLake te berekenen.

Externe belasting

De externe belasting van stikstof (N) en fosfor (P) is berekend door aan alle ingaande waterstromen de bijbehorende concentratie te koppelen. De gehanteerde concentraties staan in Tabel 2.2. De externe belasting geeft inzicht in de product

Kritische belasting

Met het ecologische model PCLake zijn de kritische belastingen van het Bovenwater bepaald. PCLake simuleert de belangrijkste ecologische processen die spelen in ondiepe meren (Janse, 2005). Op basis van de input die de gebruiker opgeeft (zoals het ingaande debiet, de externe belasting, de waterdiepte en de strijklengte) berekent het model de uitwisseling van stoffen tussen de compartimenten van het model (zoals waterplanten, algen en vissen).

ESF 2: Lichtklimaat

Om te onderzoeken of het lichtklimaat een beperkende factor vormt, is gekeken naar het doorzicht en de chlorofyl-a concentraties in het Bovenwater (hoofdstuk 7). Dit geeft inzicht of er andere factoren zijn die het lichtklimaat beïnvloeden.

ESF 3: Productiviteit bodem

Voor ESF 3 kijken we naar het nutriëntengehalte in de waterbodem (hoofdstuk 8). Dit geeft inzicht in de nutriëntenstromen en de rol van de waterbodem in bredere zin. Om inzicht te krijgen in de productiviteit van de waterbodem is het belangrijk dat er metingen verricht zijn aan de waterbodem. Met name de gehalten totaal-P, -Fe en -S zijn relevant. Omdat er nauwelijks bodemgegevens beschikbaar waren, is er een aanvullend bodemonderzoek uitgevoerd. Dit onderzoek heeft in juni 2015 plaatsgevonden. De bijbehorende rapportage beschrijft de onderzoeksopzet.

4. TOESTAND VAN HET BOVENWATER

In dit hoofdstuk wordt een overzicht gegeven van de ecologische toestand van het Bovenwater. De nadruk ligt hierbij op waterplanten en algen. Het doel is niet om een zo nauwkeurig mogelijke beschrijving te geven op soortniveau, maar om een algemeen beeld te vormen van de ecologische toestand in termen van bedekking en dominante soorten in de afgelopen jaren.

4.1. Waterplanten en maaibeheer

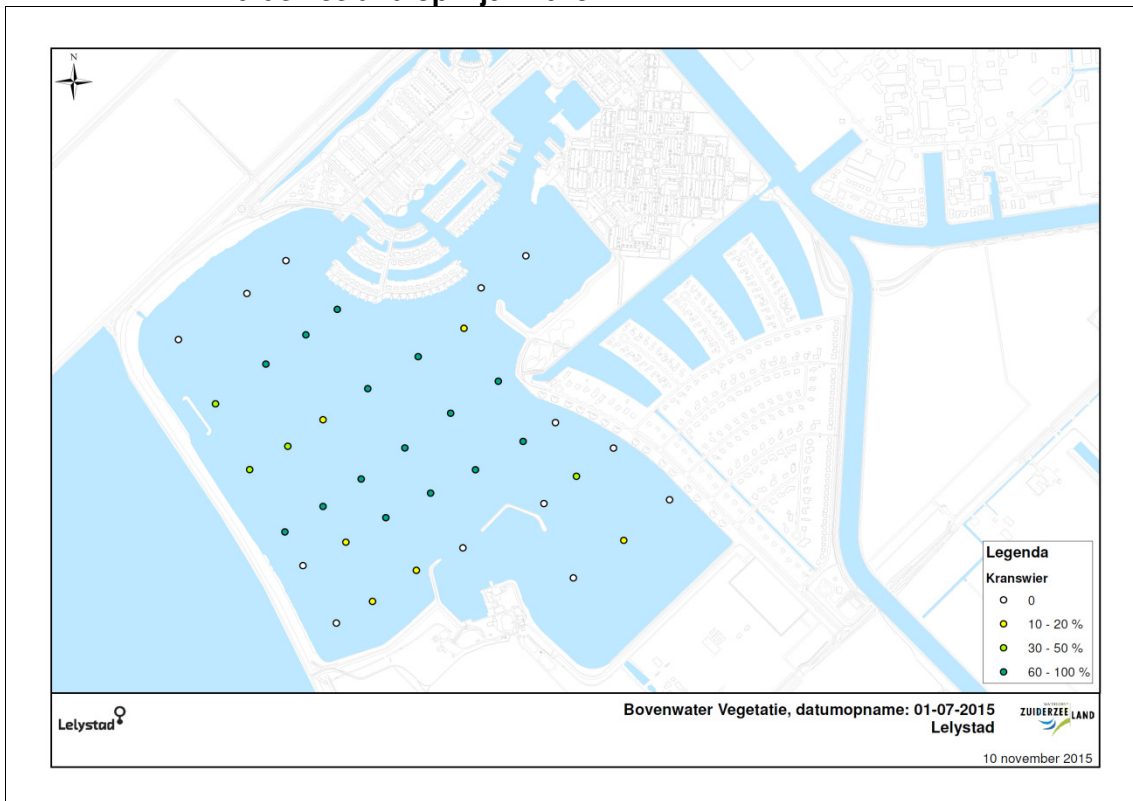
De waterplantbedekking is enkele malen in beeld gebracht en gerapporteerd (Torenbeek en Bijkerk, 2012; Arcadis, 2010). De precieze ontwikkeling van de vegetatie gedurende het jaar is echter niet bekend. Het algemene beeld is dat het Bovenwater ieder jaar in het begin van het groeiseizoen (tot en met juni) wordt overwoekerd door kranswieren en fonteinkruidenten. In juli verdwijnt de vegetatie in zeer korte tijd: de kranswieren zijn binnen een week verdwenen, van de fonteinkruidenten blijven enkel drijvende plantdelen achter (persoonlijke mededeling M. Hokken).

Jaarlijks wordt vanaf half mei begonnen met maaien. Per twee weken wordt een vak aangewezen waar maaien prioriteit heeft. De hoogte waarop de waterplanten afgemaaid worden is afhankelijk van de hoogte van de kranswieren. Het maaibeheer is gericht op het wegnemen van overlast door woekerende fonteinkruidenten, niet op verwijdering van de kranswieren.

Afbeelding 4.1. Maaiboot Sirenia (links) en fonteinkruidenten aan de dreghaak (rechts)



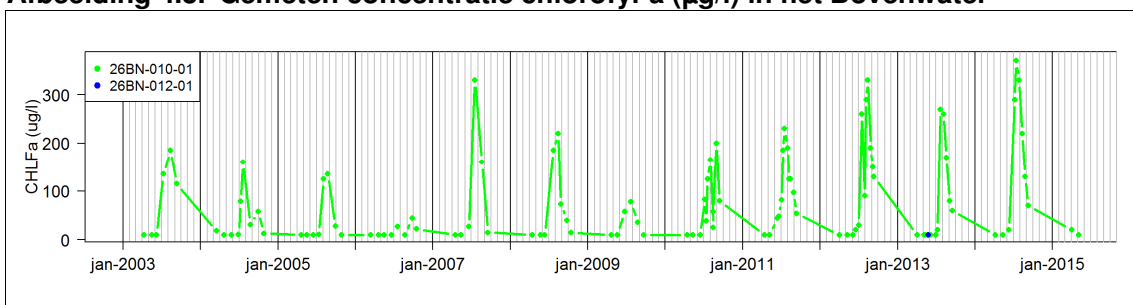
Afbeelding 4.2. Bedekking met kranswieren bij vegetatieopname door Waterschap Zuiderzeeland op 1 juli 2015



4.2. Algen, doorzicht en nutriënten

Vanaf 2003 is de hoeveelheid algen (uitgedrukt in chlorofyl-a) vrijwel maandelijks gemeten (Afbeelding 4.3). Tot en met juni is de hoeveelheid algen vaak nog zeer gering: in juni komt de concentratie chlorofyl-a zelden boven de 20 µg/l. Een maand later is de concentratie chlorofyl-a sterk toegenomen tot 100 à 400 µg/l en deze piek houdt vaak aan tot augustus of september. In oktober is de hoeveelheid algen weer afgenomen tot onder de 20 µg/l.

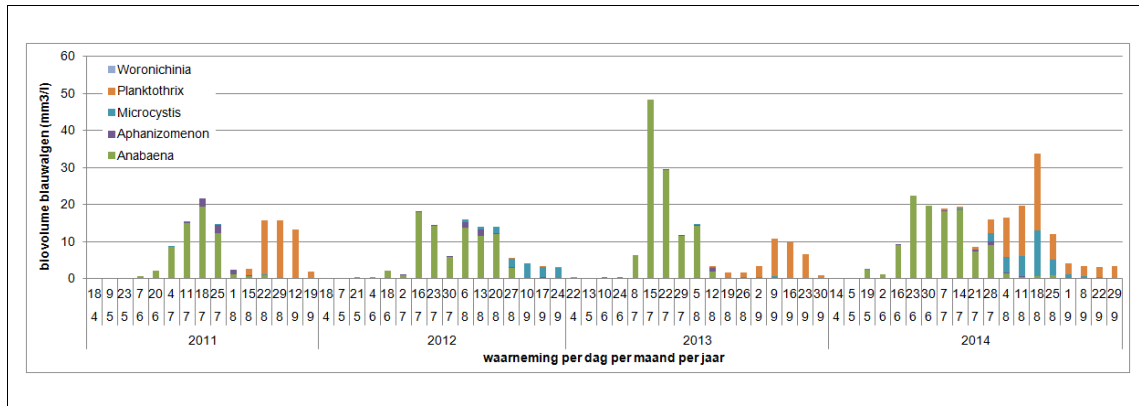
Afbeelding 4.3. Gemeten concentratie chlorofyl-a (µg/l) in het Bovenwater



Jaarlijks jaar komen de biovolumes van potentieel toxische blauwalgen in het Bovenwater boven de 15 mm³/l: het risiconiveau waarbij een negatief zwemadvies kan worden gegeven (Blauwalgenprotocol 2012). Torenbeek en Bijkerk (2012) tonen het biovolume van potentieel toxische blauwalgen in de periode 2003 - 2010, afbeelding 4.4 toont de biovolumes in de periode 2011 - 2014.

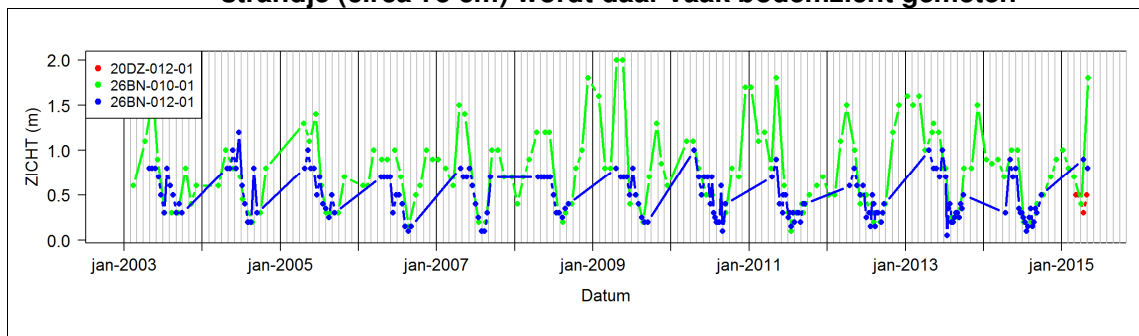
De bloei van toxische blauwalgen begint in juli (in 2014 al in juni) met een *Anabaena*-bloei. Dit algengeslacht kan stikstof uit de lucht fixeren, maar is gevoelig voor lichttekort. In de meeste jaren verdwijnt *Anabaena* binnen een maand en wordt *Planktothrix* het dominante geslacht: dit geslacht is ongevoelig voor lichttekort.

Afbeelding 4.4. Biovolume van potentieel toxische blauwalgen weergegeven per meetmoment



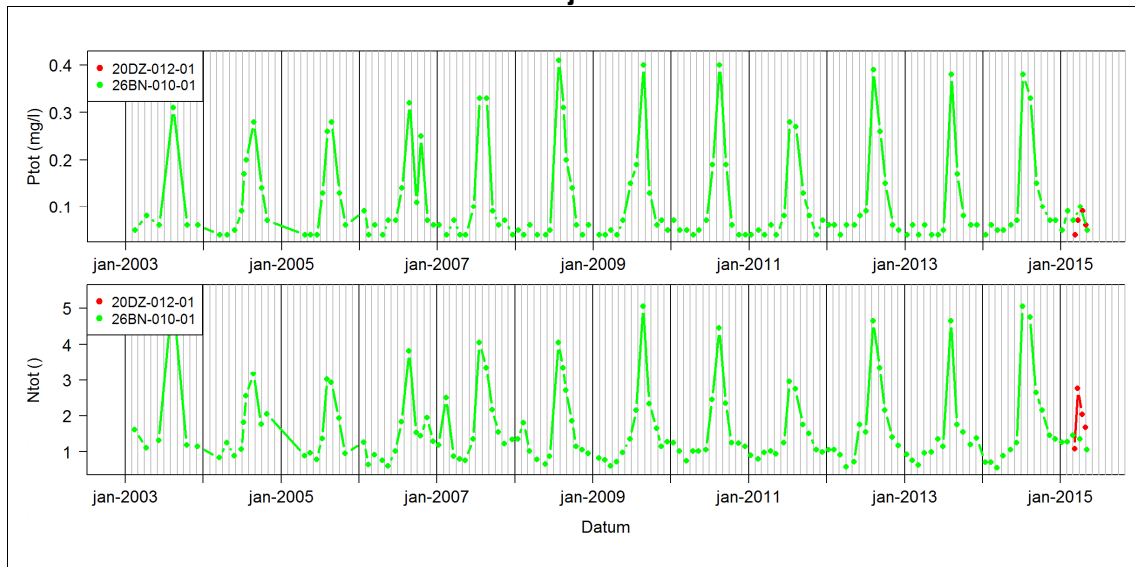
Het doorzicht op het Bovenwater is in het voorjaar en begin van de zomer vrij goed: het doorzicht bedraagt dan altijd tenminste een meter (Afbeelding 4.5). Gedurende de zomer verslechtert het doorzicht stevast tot slechts 25 cm.

Afbeelding 4.5. Gemeten doorzicht (µg/l) in het Bovenwater in de jachthaven (groen) en bij het strandje (blauw). Vanwege de geringe waterdiepte bij het strandje (circa 75 cm) wordt daar vaak bodemzicht gemeten



Afbeelding 4.6 toont de concentratie van totaal-P en totaal-N in het Bovenwater. Wat opvalt is dat het patroon sterk overeenkomt met de concentratie chlorofyl-a. De concentratie totaal-P (en totaal-N) is in het voorjaar erg laag (rond de 0.05 mg P/l). In de loop van de zomer (vaak in juli) schieten de nutriëntconcentraties omhoog (tot 0.3 à 0.4 mg P/l).

Afbeelding 4.6. Gemeten concentratie totaal-P (boven) en totaal-N (onder) in het Bovenwater (groene punten). De rode metingen (alleen in 2015) zijn gedaan in het Markermeer bij de hevel



4.3. Synthese

De ecologische toestand van het Bovenwater wordt tot en met juni gekenmerkt door een uitbundige groei van kranswieren en fonteinkruiden. Gedurende deze periode zijn algen in zeer lage concentraties aanwezig. Eind juni of begin juli vindt doorgaans een scherpe omslag plaats: de waterplanten verdwijnen, het doorzicht neemt sterk af en de hoeveelheid nutriënten en algen neemt in korte tijd zeer sterk toe.

5. WATER- EN STOFFENBALANS

5.1. Beschrijving watersysteem

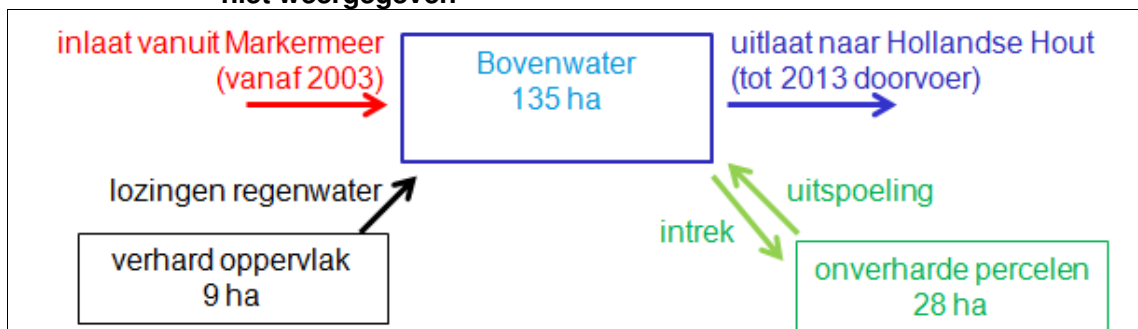
Het watersysteem van het Bovenwater is relatief eenvoudig opgebouwd. Het watersysteem beschikt over een inlaat vanuit het Markermeer via een hevel over de dijk en een enkele uitlaat, de stuw richting het Hollandse Hout. Deze in- en uitlaat zijn de enige posten in de waterbalans die actief geregeld worden. In aanvulling op deze posten spelen neerslag en verdamping, kwel en wegzijging en afspoeling een rol.

Afbeelding 5.1. Inlaat bij de hevel over de Markermeerdijk (links) en uitlaat richting het Hollandse hout



De belangrijkste in- en uitgaande waterstromen in het bovenwater staan schematisch weergegeven in afbeelding 5.2. Het omliggende landoppervlak dat afwatert op het Bovenwater is gering: rondom de plas ligt ongeveer 28 ha onverhard en 9 ha verhard landoppervlak.

Afbeelding 5.2. Schema van het Bovenwater met de belangrijkste in- en uitgaande waterstromen. Neerslag en verdamping en kwel en wegzijging zijn niet weergegeven



5.2. Waterbalans

5.2.1. Opbouw van de waterbalans

De waterbalans is op dagbasis opgesteld voor de periode 2006 tot en met mei 2015.

Voor de neerslag en verdamping is uitgegaan van de KNMI-metingen in Lelystad (KNMI-station 269). De referentiegewasverdamping (zoals gegeven door het KNMI) is gecorrigeerd voor open water (op basis van de Penmann formule).

Vanaf 2003 verloopt de inlaat via een hevel uit het Markermeer. We hebben inlaatgegevens achterhaald vanaf 2006. In jaren 2006 - 2013 is de tellerstand (m³) van de hevel één of enkele keren per jaar genoteerd. Op basis hiervan hebben we de hoeveelheid ingelaten water per dag bij benadering ingeschat. Voor de jaren dat we de exacte inlaatperiode niet weten, zijn we ervan uitgegaan dat er alleen is ingelaten in het zomerhalfjaar (april tot en met september). Vanaf 5 juli 2013 zijn de inlaatgegevens op kwartierbasis beschikbaar. Voor de waterbalans zijn deze waarden opgewerkt naar dagbasis.

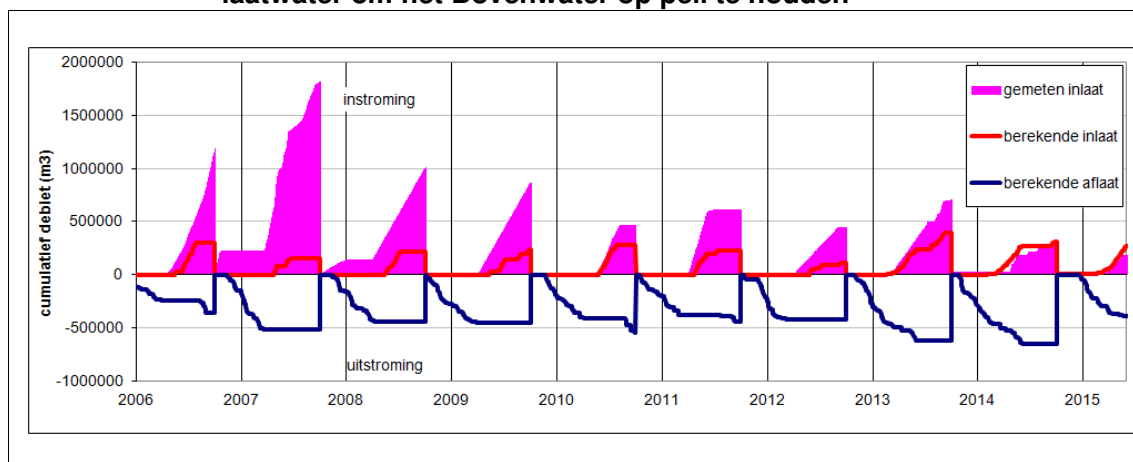
De intrek en uitspoeling tussen het open water en het omliggende land worden in de balans zelf berekend. De uitlaat wordt in de balans berekend op basis van het waterpeil ten opzichte van de stuwhoogte. Er is in eerste instantie geen kwel en wegzijging op de waterbalans gezet, omdat deze posten niet goed bekend zijn. Een van de doelen van de waterbalans is juist om meer inzicht te krijgen in de mate van kwel en wegzijging.

5.2.2. Inlaatvolume

In afbeelding 5.3 is het resultaat van de waterbalans weergegeven voor het inlaatvolume. In de afbeelding is duidelijk te zien dat het Bovenwater tot en met 2012 fungeerde als 'watervoorziening' van het Hollandse Hout. In die tijd werd jaarlijks veel extra water ingelaten. De gemeten inlaat volumes zijn voor deze periode veel groter dan de berekende inlaat. De berekende inlaat betreft de hoeveelheid water die nodig is om het Bovenwater op peil te houden. Het roze vlak boven de rode lijn (afbeelding 5.3) is dus extra inlaat ten behoeve van het Hollandse Hout en/of extra inlaat ten behoeve van doorspoelen.

Sinds 2013 wordt het Hollandse Hout vanuit de Lage Dwarsvaart van water voorzien, en is dus geen inlaat vanuit het Bovenwater nodig. In afbeelding 5.3 is te zien dat in 2013 toch nog iets meer water is ingelaten dan nodig. In 2014 loopt de berekende inlaat vrijwel gelijk op met de gemeten inlaat. Dit laat zien dat enkel water is ingelaten om het Bovenwater op peil te houden, en dat er toen niet meer is doorgespoeld.

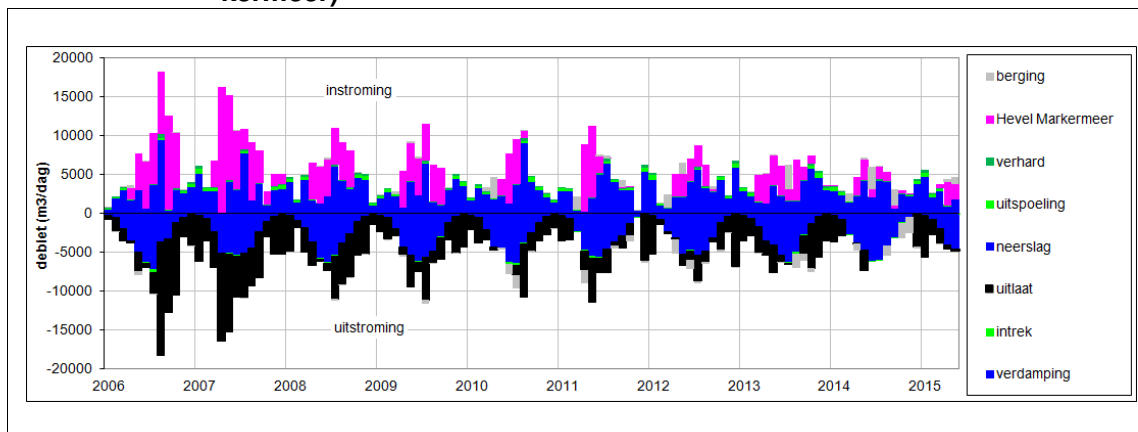
Afbeelding 5.3. Confrontatie tussen de gemeten inlaat (roze vlak) en de berekende inlaat (rode lijn). De berekende inlaat is de benodigde hoeveelheid inlaatwater om het Bovenwater op peil te houden



5.2.3. Hydraulisch debiet en verblijftijd

Afbeelding 5.4 laat de opbouw van de in- en uitgaande debieten uit de verschillende posten zien. De grootste instromende posten op het Bovenwater zijn neerslag (gemiddeld ruim 3000 m³/d) en inlaat vanuit het Markermeer (gemiddeld ruim 2300 m³/d). De bijdrage van verharde percelen (via het gescheiden rioolstelsel) en van de onverharde percelen is gering. De uitlaat piekt op twee momenten in het jaar: in de zomer (dit is uitlaat om het Hollandse Hout te voorzien) en in de winter (dit is uitlaat om het neerslagoverschot af te voeren). In 2013 en 2014 is er in de zomer nauwelijks meer sprake van uitlaat (er wordt dan dus geen water doorgevoerd naar het Hollandse Hout).

Afbeelding 5.4. Hydraulisch debiet (m³/d) van het Bovenwater. Instromende posten zijn inlaat (hevel Markermeer), lozing van regenwater (verhard), uitspoeling vanuit onverharde percelen (uitspoeling) en neerslag. Uitstromende posten zijn uitlaat, verdamping en intrek in omliggende percelen. In deze balans is de gemeten inlaat opgedrukt (hevel Markermeer)



De inlaat vanuit het Markermeer verschilt van jaar tot jaar (Afbeelding 5.3 en 5.4), hetgeen is terug te zien in de verblijftijd. In 2007 was de verblijftijd ongeveer 230 dagen, in 2014 was dit ongeveer 500 dagen. Gemiddeld is de verblijftijd een jaar.

5.2.4. Waterpeil

Tot en met 2012 werd een peilmarge aangehouden van 10 cm tussen ongeveer -2.95 en -3.05 mNAP. Vanaf 2013 is het peilbeheer aangepast: tot en met mei wordt het waterpeil opgezet (tot ca. -2.95 mNAP) en in de zomer mag het peil uitzakken tot -3.10 mNAP (pers. mededeling M. Hokken).

Vanaf juli 2013 worden het waterpeil en de inlaat via de hevel zeer regelmatig gemeten (afbeelding 5.5). De metingen laten zien dat het peil in de zomer van 2013 en 2014 is uitgezakt tot bijna -3.10 mNAP. In 2014 is pas in mei weer water ingelaten om het peil op te zetten. In de peilgegevens is duidelijk te zien dat in het voorjaar (tot en met mei) van 2015 peilopzet heeft plaatsgevonden: er is in april 2015 veel water ingelaten om te voorkomen dat het peil zou uitzakken.

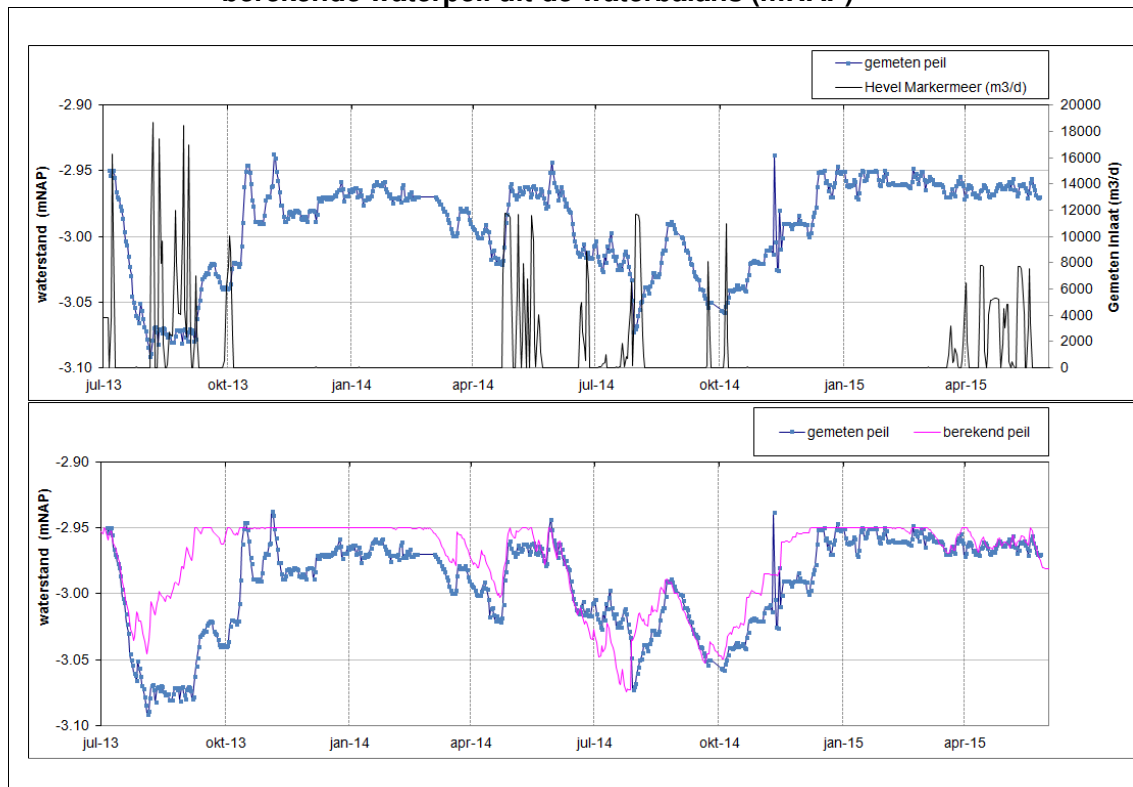
De onderste grafiek in afbeelding 5.5 toont het gemeten waterpeil en het berekende peil uit de waterbalans. De confrontatie tussen het gemeten peil en het berekende peil geeft inzicht in de waterbalans: een grote afwijking tussen het gemeten en berekende peil vormt

een aanwijzing dat er in de balans nog een waterstroom mist. De confrontatie leert het volgende:

- in 2013 is het gemeten peil in de zomer aanzienlijk lager dan het berekende peil. In juli zakt het gemeten peil uit tot bijna -3.10 mNAP, terwijl het berekende peil ongeveer 5 cm minder ver uitzakt. Vervolgens is in augustus veel water ingelaten, waardoor het berekende peil oploopt tot -2.95 mNAP. Het gemeten peil loopt echter niet op: er moet dus een verlies van water zijn opgetreden uit het Bovenwater. Vermoedelijk is er toch nog water afgevoerd naar het Hollandse Hout (via de stuw die in deze periode op een vaste hoogte is gezet);
- in de winter van 2013 op 2014 is een peil gehandhaafd van -2.97 à -2.98 mNAP (en niet strak op -2.95 mNAP). In maart en april 2015 zakt het peil uit en het berekende peil volgt dit patroon zeer goed. Vervolgens is eind april en de hele maand mei veel water ingelaten om het peil hoog op te zetten (-2.97 à -2.98 mNAP). Het berekende en gemeten peil komen deze periode goed overeen;
- in de zomer van 2014 zakt het berekende peil verder uit dan het gemeten peil. Het is onbekend waardoor dit is veroorzaakt, mogelijk is er meer water ingelaten dan geregistreerd. Vanaf eind augustus komen het berekende en gemeten waterpeil weer goed overeen, maar vanaf oktober valt op dat het berekende peil sneller toeneemt dan het gemeten peil. Mogelijk wordt dit (deels) verklaard door wegzijging.

Samengevat: Over het algemeen komen het berekende en gemeten peil goed overeen en dit geeft vertrouwen in de waterbalans. In 2013 lijkt water 'verdwenen', vermoedelijk door aflat naar het Hollandse Hout. Daarnaast blijft het gemeten peil soms wat achter bij het berekende peil. Dit wijst op een geringe netto wegzijging.

Afbeelding 5.5. Boven: gemeten peil (mNAP) nabij de Hevel en de gemeten inlaat via de hevel (m³/d). Onder: gemeten peil (mNAP) nabij de Hevel en het berekende waterpeil uit de waterbalans (mNAP)



5.3. Chloridebalans

5.3.1. Opbouw van de chloridebalans

In de waterbalans is aan alle in- en uitgaande waterstromen een chlorideconcentratie gekoppeld. Hiermee is de chlorideconcentratie in het waterbakje berekend. De confrontatie tussen deze berekende concentratie en de gemeten concentratie in het Bovenwater geeft inzicht in de juistheid waterbalans. Voor de gemeten concentratie in het Bovenwater is uitgegaan van meetlocatie aan het einde van de steiger in de jachthaven (26BN-010-01). In tabel 5.1 staan de gehanteerde concentraties voor de inkomende waterstromen.

Tabel 5.1. Uitgangspunten stofconcentraties ingaande waterstromen

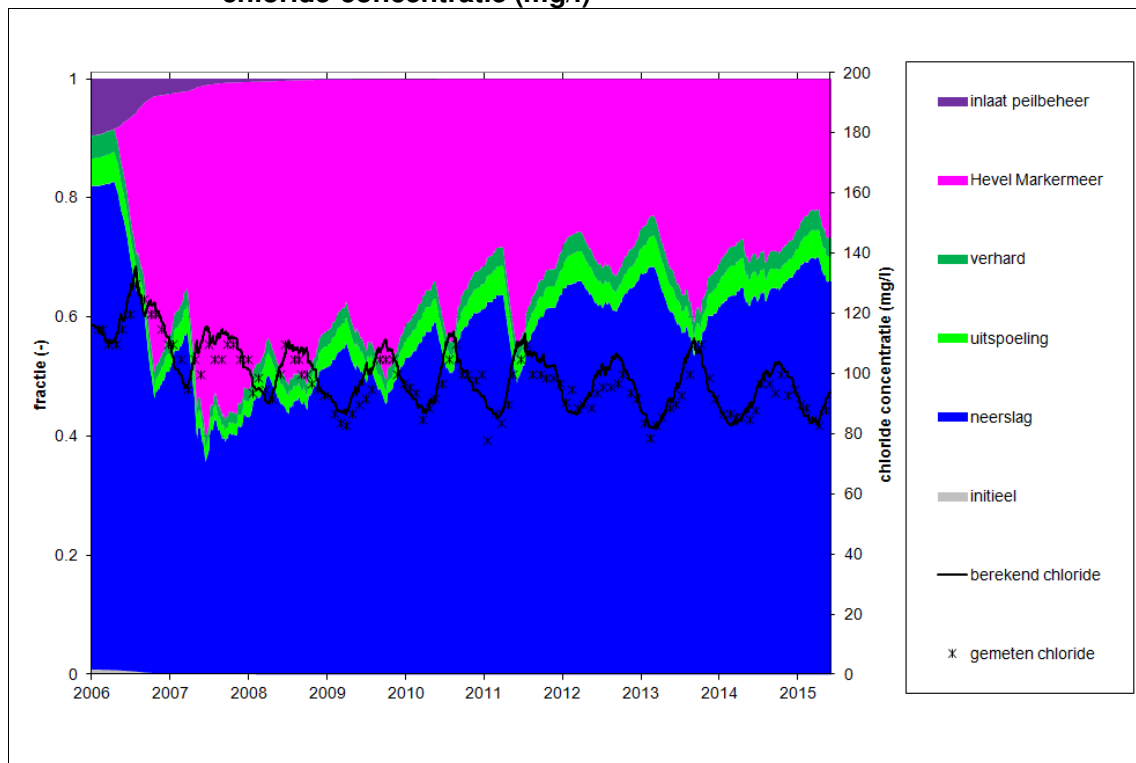
waterstroom	chloride (mg/l)	totaal P (mg/l)	totaal N (mg/l)	toelichting
neerslag	6	0.0016	1.5	op basis van landelijke metingen RIVM
uitspoeling onverharde percelen	40	0.2	2	grove inschatting: betreft regenwater dat via de grond uitspoelt
regenwater via riool	40	0.26	1.7	gemiddelde waarde volgens RIONED, 2009
inlaat Markermeer	meetreeks 2006-2015	meetreeks 2006-2015	meetreeks 2006-2015	frequente metingen RWS 'Lelystad Haven'

5.3.2. Resultaten van de chloridebalans

De fractieverdeling uit de waterbalans laat zien dat het water in het Bovenwater grotendeels afkomstig is uit neerslag en inlaatwater uit het Markermeer (afbeelding 5.6). In de fractieverdeling is een jaarlijks patroon zichtbaar: de fractie inlaatwater is in de zomer groter dan in de winter en voor neerslag is dit precies andersom. In de chloridebalans komt dit patroon terug doordat inlaatwater een veel hogere chlorideconcentratie dan neerslag (respectievelijk ongeveer 120 en 6 mg/l): de Cl-concentratie in het Bovenwater is laag in het voorjaar (onder invloed van neerslag) en hoog in de zomer (onder invloed van inlaat uit het Markermeer).

De gemeten en berekende Cl-concentratie komen goed overeen. Dit toont aan dat de belangrijkste waterstromen goed in de balans zitten, en dus in goed beeld zijn.

Afbeelding 5.6. De fractieverdeling van de waterkolom en de berekende en gemeten chloride-concentratie (mg/l)



5.3.3. Kwel en wegzijging

In de waterbalans is niet uitgegaan van wegzijging of (dijkse) kwel. In werkelijkheid zullen waarschijnlijk zowel kwel als wegzijging optreden.

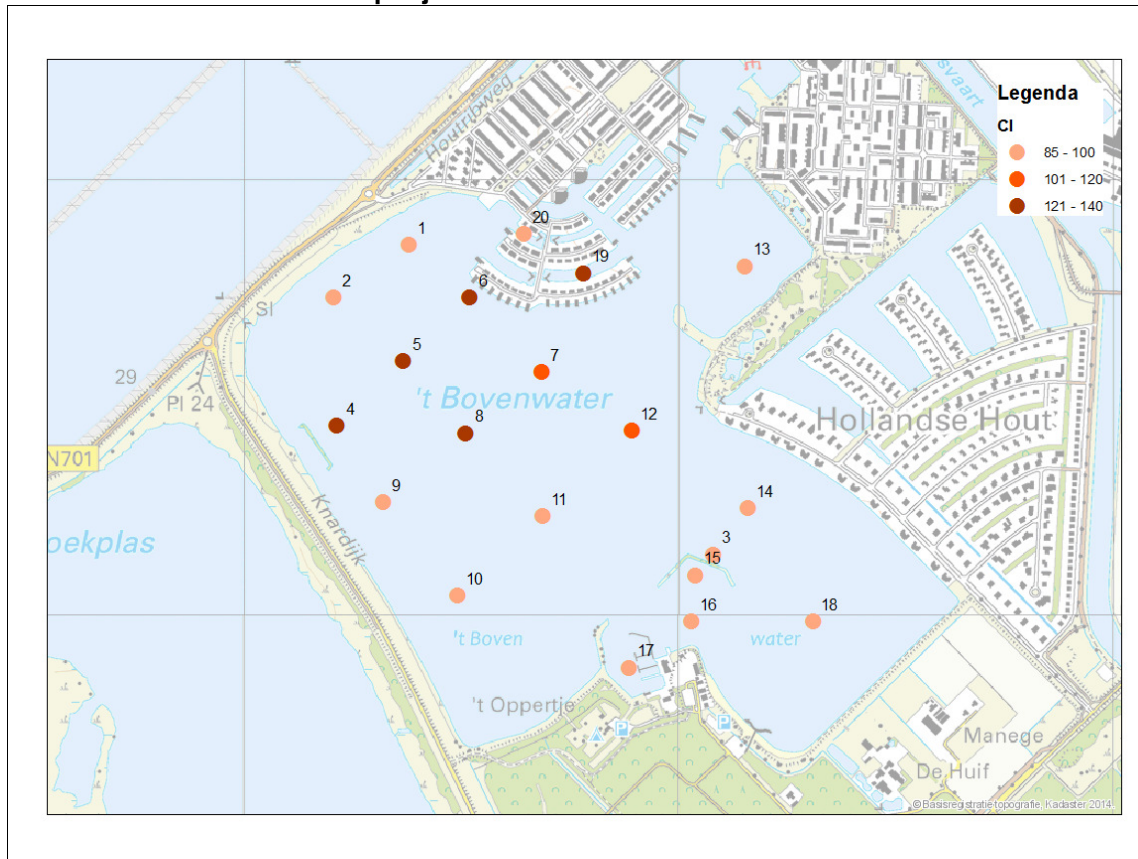
De aanwezige peilbuizen aan de noordoostkant van het Bovenwater wijzen op wegzijging (Koeman en Bijkerk, 2012). Ook de confrontatie tussen het gemeten en berekende waterpeil (afbeelding 5.3) doet vermoeden dat er sprake is van een geringe netto wegzijging (netto niet meer dan 0.25 mm/d). Daarnaast is er onvermijdelijk sprake van dijkse kwel vanuit het 3 m hoger liggende Markermeer en eventueel ook vanuit de Oostvaardersplassen. Een geringe kwelstroom (1 mm/d met een Cl-concentratie van 120 mg/l) zou echter al leiden tot een verhoging van de berekende Cl-concentratie tot boven de gemeten concentratie. Vermoedelijk is de kwelstroom daarom gering.

Het diepere grondwater onder het Bovenwater (in het eerste watervoerende pakket) heeft een hoge chlorideconcentratie (gemiddeld ongeveer 2500 Cl/l, gemeten in september 2012 en juni 2015 in de peilbuizen aan de noordoostkant van het Bovenwater). Het is vrijwel uitgesloten dat dit water opkwelt: al bij een zeer geringe hoeveelheid kwel zou de Cl-concentratie toenemen tot ver boven de gemeten concentratie.

De chlorideconcentratie in het porievocht van de waterbodem kan inzicht geven in het optreden van kwel of wegzijging. Uit het bodemonderzoek (bijlage I) blijkt de Cl-concentratie in het porievocht ruimtelijk te verschillen (afbeelding 5.7). Op de meeste locaties komt de Cl-concentratie overeen met de concentratie in het oppervlaktewater (80 à 100 mg/l). Op deze locaties kan sprake zijn van wegzijging.

Op de locaties 4, 5, 6, 7, 8 en 19 is de Cl-concentratie aanzienlijk hoger (120 à 140 mg/l) dan in het oppervlaktewater. Op deze locaties is in ieder geval geen sprake van wegzijging (want dan zou de Cl-concentratie in het porievocht ongeveer gelijk zijn aan de concentratie in het Bovenwater zelf). Mogelijk is op deze locaties sprake van een geringe kwelstroom.

Afbeelding 5.7. Chlorideconcentraties in het porievocht van de waterbodembemonsterd op 8 juni 2015 door B-Ware



De invloed van kwel en wegzijging op de waterbalans is op basis van het chloridegehalte lastig te schatten. De analyse laat zien dat de netto bijdrage van kwel en wegzijging gering is (vrijwel 0), maar bruto kan de bijdrage wel van belang zijn.

5.4. Conclusie op basis van de water- en chloride balansen

De opgestelde waterbalans geeft een goed beeld van de hydrologische toestand van het Bovenwater in de periode vanaf 2006. De waterbalans laat zien dat het Bovenwater vooral onder invloed staat van inlaatwater uit het Markermeer en neerslag. De hoeveelheid inlaatwater is de laatste jaren afgenomen, daardoor is de verblijftijd toegenomen en wordt het Bovenwater minder sterk doorgespoeld.

De peilmetingen laten zien dat er in de praktijk minder peilmarge is dan wordt toegestaan binnen het huidige beheer. Uit de confrontatie tussen het gemeten en berekende waterpeil blijkt dat er in de zomer van 2013 is doorgespoeld. In 2014 is dit niet meer gebeurd. De chloride balans bevestigt dat alle belangrijke waterstromen goed in beeld zijn. Bovendien laat de chloride balans zien dat de invloed van kwel en wegzijging op de totale waterbalans gering is. Of kwel van belang is voor de externe belasting is niet goed vast te stellen op basis van chloridemetingen.

6. ESF 1: PRODUCTIVITEIT WATER

ESF 1

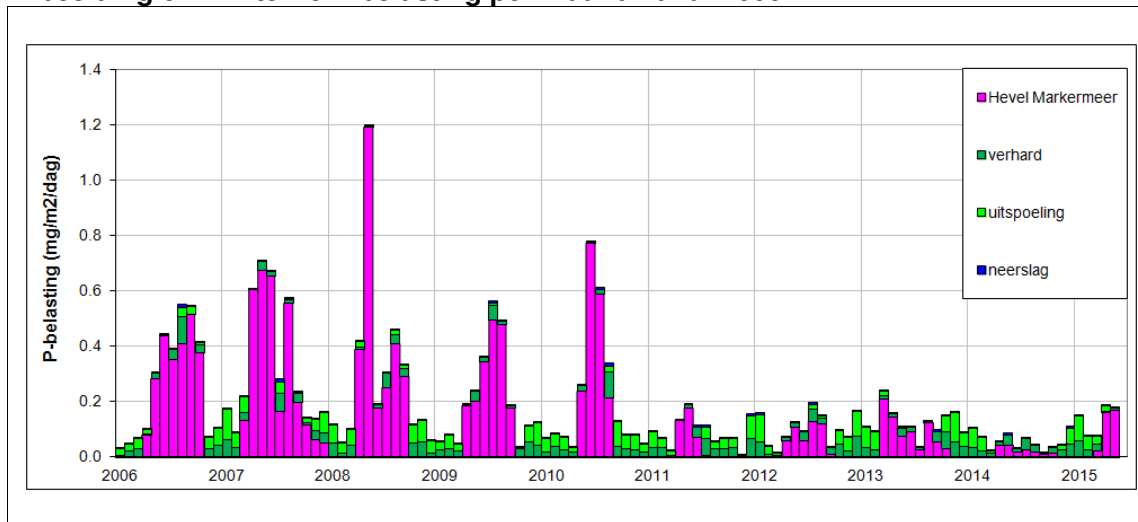
De ESF 'productiviteit water' beschrijft de beschikbaarheid van nutriënten voor primaire productie op basis van toevoer van buitenaf (externe belasting). Op basis van de verhouding tussen de externe belasting en de draagkracht van het watersysteem wordt vastgesteld of het watersysteem aan ESF 1 voldoet. ESF 1 staat 'op groen' wanneer de productiviteit van het water dusdanig laag is dat er geen dominantie van kroos of algen ontstaat (de externe belasting is lager dan de kritische belasting).

6.1. Externe P- en N-belasting

6.1.1. Fosfaatbelasting

De externe fosfor- en stikstofbelasting op het Bovenwater is berekend door in de waterbalans aan alle inkomende waterstromen de P- en N-concentraties te koppelen (zie tabel 5.1 voor de gehanteerde concentraties). Het resultaat van deze koppeling (afbeelding 6.1) laat zien dat de inlaat vanuit het Markermeer tot en met 2010 in de zomermaanden een forse P-belasting met zich meebracht. Vanaf 2011 is de P-belasting vanuit het Markermeer veel kleiner. Dit komt deels door de afgenomen inlaatdebieten (zie afbeelding 5.4), maar vooral ook door een sterke afname van de P-concentratie in het Markermeer (zie kader Nutriëntconcentraties in het Markermeer). Uitspoeling vanuit omliggende percelen en de lozing van regenwater via het gescheiden riool leveren in de zomermaanden een geringe bijdrage aan de externe P-belasting. In de wintermaanden zijn deze bronnen de enige vorm van externe P-belasting.

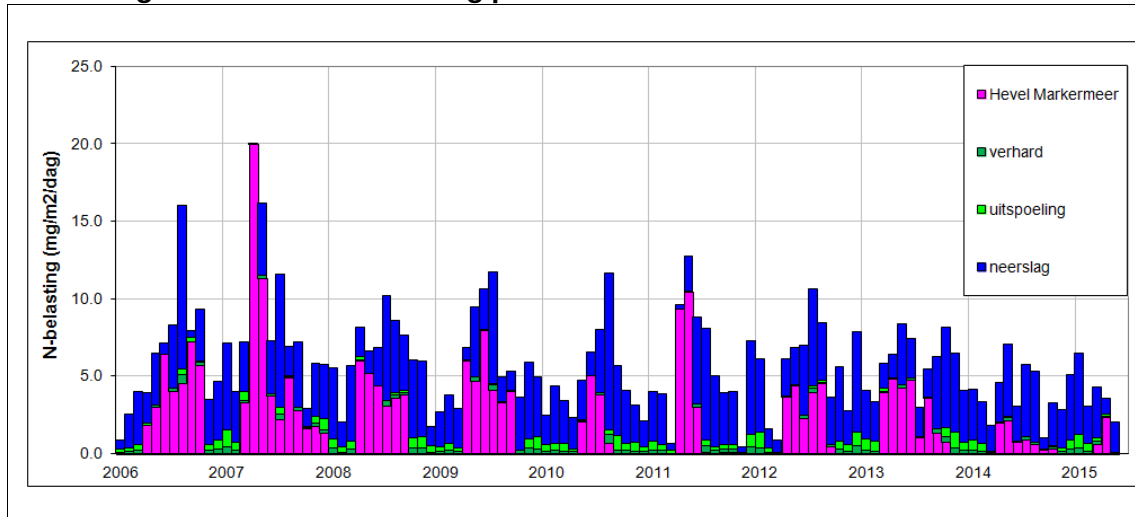
Afbeelding 6.1. Externe P-belasting per maand vanaf 2006



6.1.2. Stikstofbelasting

Afbeelding 6.2 laat zien dat de N-belasting grotendeels wordt bepaald door neerslag en inlaat vanuit het Markermeer. In tegenstelling tot totaal-P is de totaal-N concentratie in het Markermeer vrij stabiel over deze periode. Daardoor wordt de mate van externe belasting vooral bepaald door de mate van inlaat. De bijdrage van uitspoeling en lozingen van regenwater op de externe N-belasting is gering.

Afbeelding 6.2. Externe N-belasting per maand vanaf 2006

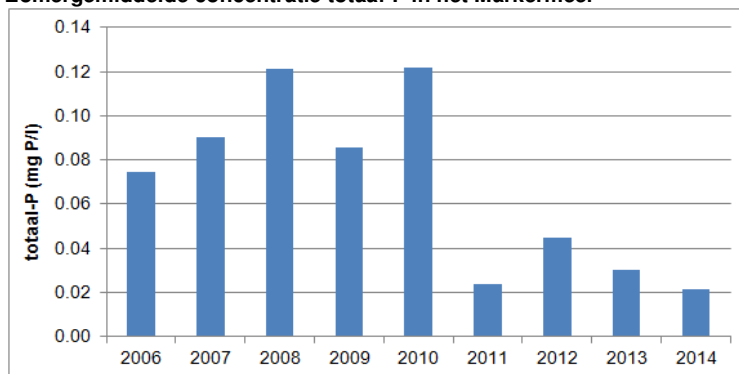


Nutriëntconcentraties in het Markermeer

Voor de concentraties van N en P in het inlaatwater is uitgegaan van de nutriëntconcentraties in het Markermeer, gemeten door Rijkswaterstaat op het meetpunt Lelystad Haven. Dit punt ligt op circa 2 km afstand van de hevel naar het Bovenwater. De concentratie totaal-P in het Markermeer is na 2010 plotseling sterk afgenomen. Deels lijkt dit veroorzaakt door een verlaging van de detectielimiet, maar de afname kan ook samenhangen met ontwikkelingen in het Markermeer zelf, bijvoorbeeld een plotselinge toename van driehoeks- of quaggamosselen. Er heeft zich geen afname in totaal-N voorgedaan (niet weergegeven).

In 2015 heeft het waterschap de waterkwaliteit van het inlaatwater nabij de hevel bemonsterd. De nutriëntconcentraties die hierbij gemeten zijn liggen een factor 3 boven de zomergemiddelde concentratie die door Rijkswaterstaat is bepaald voor 2014 voor een meetpunt verder uit de oever van het Markermeer. Dit laat zien dat in systeem analyse een conservatieve aanname is gedaan door gebruik te maken van de zomergemiddelde waarden van Rijkswaterstaat. Omdat de externe belasting ver onder de kritische grens ligt (paragraaf 6.3) heeft dit echter geen effect op de uitkomsten van deze studie.

Zomergemiddelde concentratie totaal-P in het Markermeer



6.1.3. N/P-ratio

De N/P-verhouding van de externe belasting zegt iets over de beschikbaarheid van nutriënten voor primaire productie. In de periode voor 2011 lag de N/P-ratio rond de 25, vanaf 2011 ligt de N/P-ratio rond de 60. Bij deze verhoudingen zal P limiterend zijn de primaire productie.

6.2. Kritische belasting

6.2.1. PCLake modellering

De kritische grenzen zijn berekend middels een iteratief proces waarbij het model verschillende keren wordt doorlopen (iedere run simuleert 20 jaar). Aan het einde van iedere run wordt de eindtoestand beoordeeld: helder (veel waterplanten, weinig algen) of troebel (weinig waterplanten, veel algen). Bij de volgende run wordt de belasting iets verhoogd (bij een heldere eindtoestand) of verlaagd (bij een troebele eindtoestand). Op deze manier wordt toegewerkt naar de kritische belasting; de drempel tussen een heldere of troebele toestand. De gehanteerde uitgangspunten voor de berekening van de kritische grenzen staat in tabel 6.1.

Tabel 6.1. Uitgangspunten voor berekening kritische grenzen in PCLake

parameter	Bovenwater
gemiddeld hydraulisch debiet (mm/dag)	volgt uit waterbalans
gemiddelde waterdiepte (m)	1.4
gemiddelde N/P-ratio (gN/g P)	volgt uit externe belasting
bodemtype (-)	klei
strijklengte (m)	1000
aandeel moeras (-)	0
achtergrondextinctie (m ⁻¹)	0,5

Opgemerkt moet worden dat de kritische belasting is berekend over een periode van 20 jaar. Als de externe belasting enkele weken of maanden boven de kritische belasting ligt, betekent dit niet dat het systeem direct omslaat.

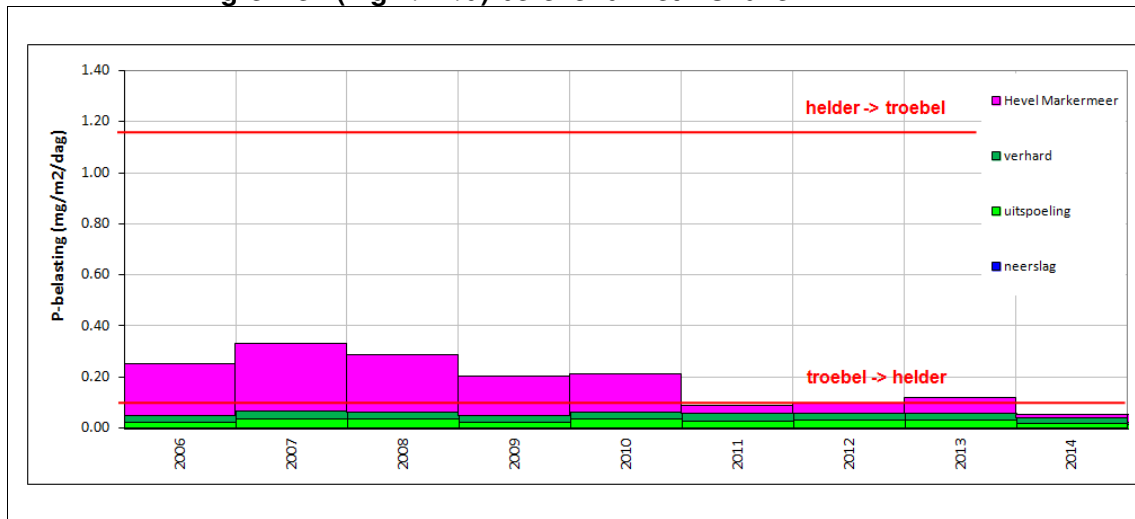
6.2.2. Resultaten van de PCLake modellering

Met PCLake is de kritische belasting voor het Bovenwater berekend van 1.2 mg P/m²/d (omslag van helder naar troebel) en 0.1 mg P/m²/d (omslag van troebel naar helder). Hierbij is uitgegaan van P-limitatie (N/P-ratio 34) en een debiet van 4 mm/d (dit is het gemiddelde debiet over de periode 2006 - 2014).

6.3. Confrontatie van externe belasting met kritische grenzen

In afbeelding 6.3 zijn zowel de externe belasting op het Bovenwater als de kritische grenzen voor het watersysteem weergegeven. De afbeelding laat zien dat de externe P-belasting sinds 2006 (het begin van de gemodelleerde reeks) ruim onder de bovenste kritische grens ligt. Bij de kritische grenzen moet opgemerkt worden dat er een onzekerheidsmarge van 30 à 40 procent van toepassing is. Dit betekent dat de werkelijke bovenste kritische grens dus grofweg tussen 0.7 en 1.7 mg P/m²/d ligt. Ook wanneer deze ruime marge in beschouwing wordt genomen, ligt de externe belasting nog altijd ver onder de bovenste kritische grens.

Afbeelding 6.3. Jaargemiddelde externe P-belasting (mg P/m²/d) en de kritische grenzen (mg P/m²/d) berekend met PCLake



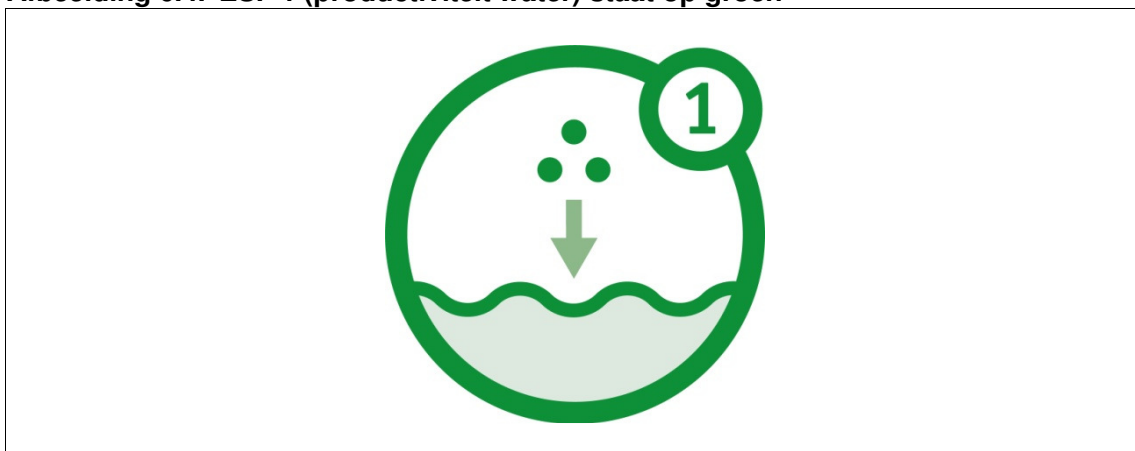
Tot 2003 vond de wateraanvoer naar het Bovenwater niet plaats vanuit het Markermeer, maar vanuit de Lage Dwarsvaart. Naar verwachting werd daarbij veel nutriëntrijker water ingelaten dan in de huidige situatie, waardoor de externe belasting ook veel hoger zal zijn geweest dan dat nu het geval is. De externe belasting lag daardoor mogelijk dichterbij de bovenste kritische grens.

Voor de huidige situatie is de hoge belasting nog van belang omdat de nutriënten die destijds zijn ingelaten (externe belasting) nog deels in de waterbodem en/of in het voedselweb kunnen zijn opgeslagen. De externe belasting van toen kan de waterkwaliteit van nu mogelijk beïnvloeden als gevolg van nalevering uit de waterbodem (interne belasting). Hier wordt in hoofdstuk 7 verder op ingegaan.

6.4. Conclusie ESF 1

De externe belasting ligt sinds 2006 ruim onder de kritische belasting. De externe belasting vormt in de huidige situatie geen dominante factor in de hoge productiviteit en de jaarlijkse omslag van waterplanten naar algen. ESF 1 staat daarom op 'groen'. De externe belasting uit het verleden kan echter nog wel een rol spelen in de actuele waterkwaliteit.

Afbeelding 6.4. ESF 1 (productiviteit water) staat op groen



7. ESF 2: LICHTKLIMAAT

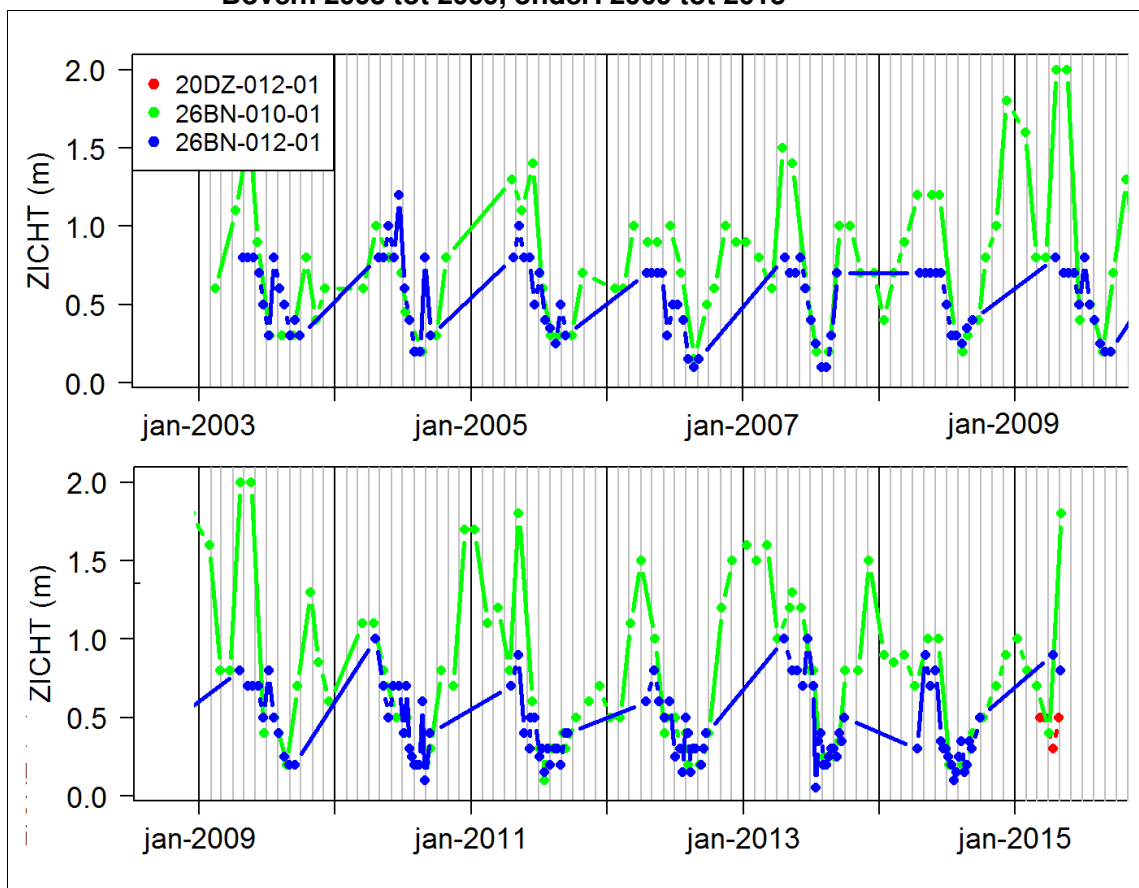
ESF 2

Deze ecologische sleutfactor brengt het lichtklimaat onder water in beeld (helderheid), in relatie tot stoffen en factoren die daar van invloed op zijn. Factoren als vis, scheepvaart of maaien kunnen opwerveling veroorzaken, wat tot de aanwezigheid van zwevende deeltjes leidt met als gevolg een afname van de diepte tot waarop licht in het water doordringt.

7.1. Verloop in doorzicht

Aan het begin van het groeiseizoen is het doorzicht goed (afbeelding 7.1). Bij de gemiddelde waterdiepte van 1.4 m op het Bovenwater is er bij deze doorzichten vaak sprake van bodemzicht. Onder deze omstandigheden kunnen waterplanten tot ontwikkeling komen. De vuistregel hiervoor is dat het doorzicht tenminste 0.6 x de gemiddelde waterdiepte moet bedragen. Voor het Bovenwater komt dit neer op een benodigd doorzicht van tenminste 0.84 m. In het voorjaar wordt hier met grote regelmaat aan voldaan, hetgeen impliceert dat er voldoende lichtval op de waterbodem is om kieming van zaden en plantengroei mogelijk te maken.

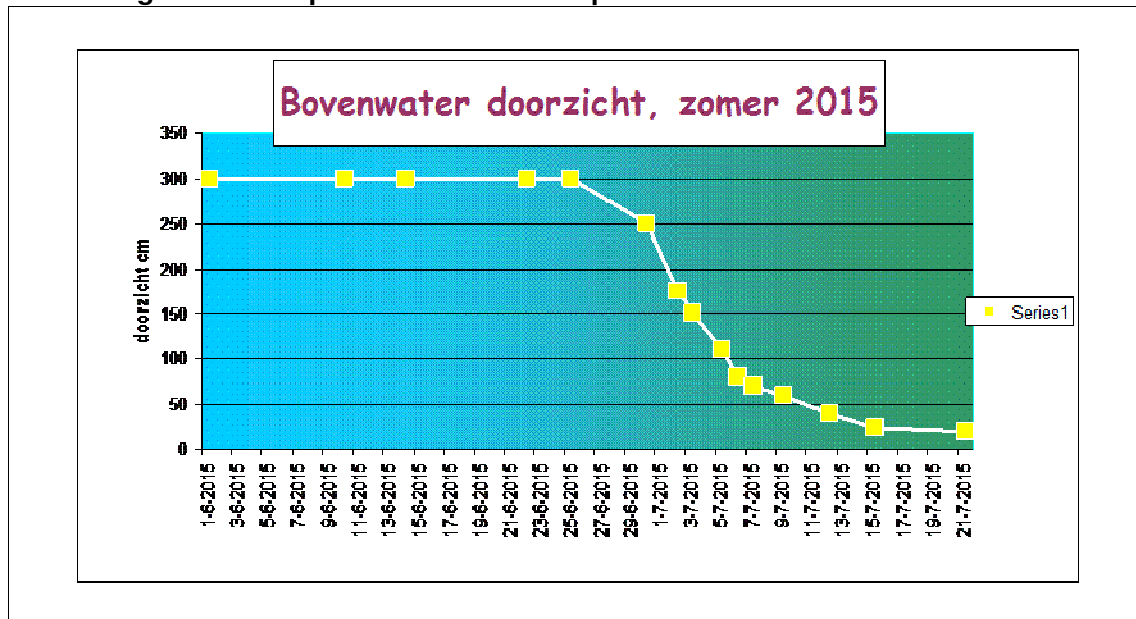
Afbeelding 7.1. Gemeten doorzicht (m) bij het einde van de steiger in de jachthaven (groen; 26BN-010-01) en bij het strand zeilplas (blauw; 26BN-012-01). Boven: 2003 tot 2009, onder: 2009 tot 2015



Het verloop van het doorzicht (afbeelding 7.1) laat zien dat het doorzicht ieder jaar halverwege de zomer weer plotseling sterk af neemt. In veel jaren begint deze afname rond 1 juni. De echte omslag van helder naar troebel vindt in enkele dagen plaats (afbeeldingen 7.2

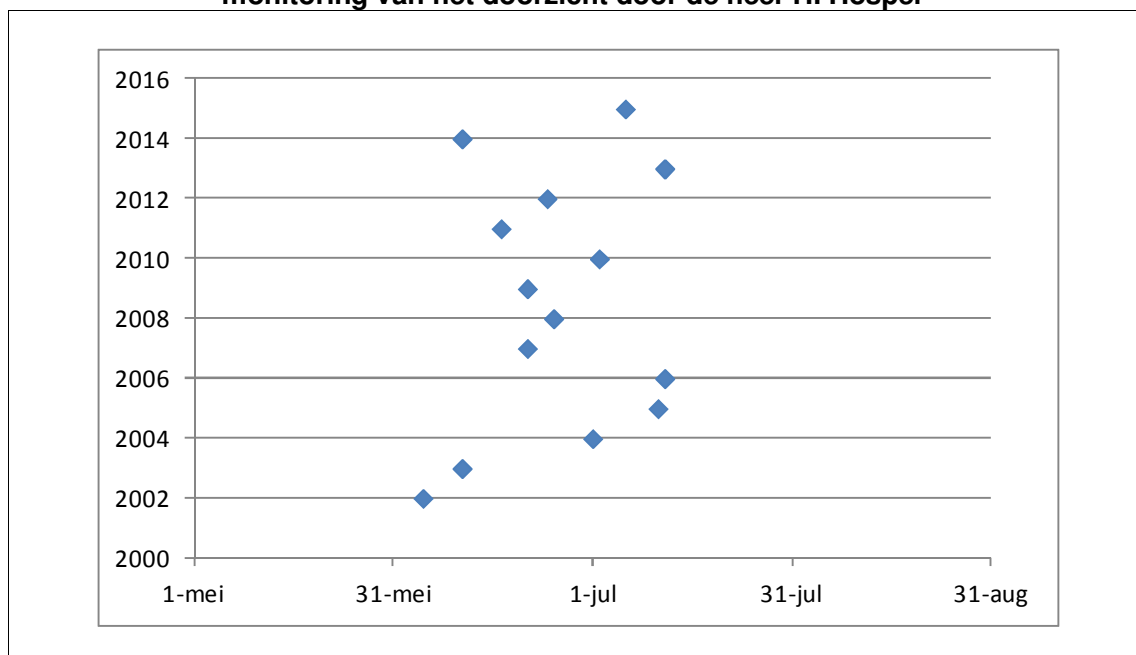
en 7.3). Deze resultaten van de persoonlijke registratie door de heer H. Hosper (bewoner Weerribben) laat zien dat de omslag jaarlijks rond de laatste week van juni plaatsvindt. In augustus bereikt het doorzicht meestal zijn dieptepunt (vaak minder dan 25 cm).

Afbeelding 7.2. Verloop van het doorzicht op het Bovenwater



bron: S.H. Hosper

Afbeelding 7.3. Moment van omslag van helder naar troebel volgens de persoonlijke monitoring van het doorzicht door de heer H. Hosper



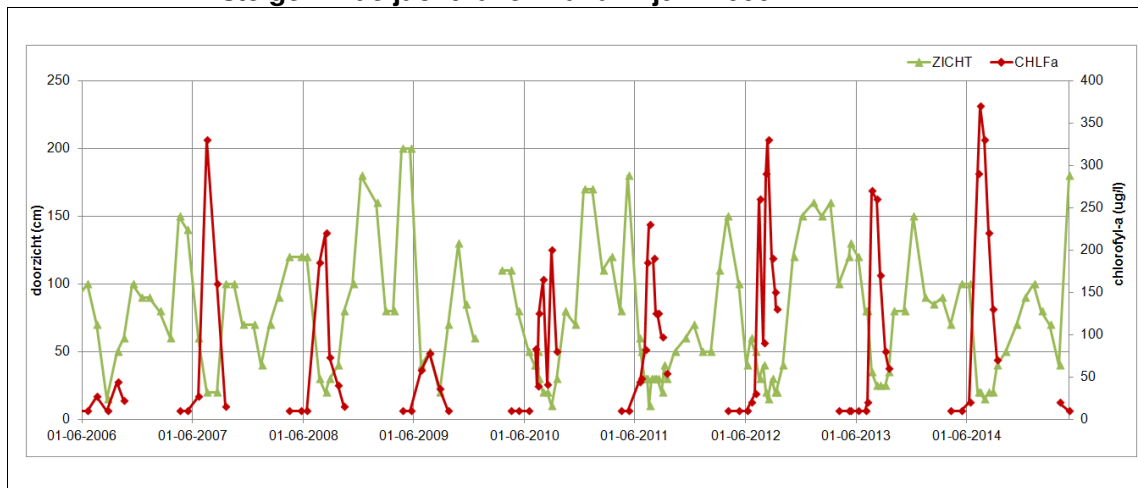
bron: S.H. Hosper

7.2. Bijdragen aan lichtklimaat

7.2.1. Bijdrage van algen aan ESF 2

Uit de maandelijkse waterkwaliteitsmetingen blijkt dat de sterkste afname van het doorzicht vaak gelijk opgaat met de explosieve groei van algen (afbeelding 7.4). De enige uitzonderingen zijn 2010 en 2012: in die jaren is het doorzicht op 1 juni al gekelderd tot circa 50 cm, terwijl de concentratie chlorofyl-a nog nauwelijks is toegenomen.

Afbeelding 7.4. Gemeten doorzicht (cm) en chlorofyl-a (ug/l) bij het einde van de steiger in de jachthaven vanaf 1 juni 2006



Intermezzo: relatie zoöplankton en doorzicht

Om vast te stellen of de graasdruk van watervlooiën op het Bovenwater beperkt wordt door planktivore vis heeft Koeman en Bijkerk in het voorjaar van 2015 in opdracht van waterschap Zuiderzeeland onderzoek uitgevoerd naar de zoöplankton samenstelling op het Bovenwater. In het onderzoek (Bijkerk en Bonhof, 2015) zijn geen aanwijzingen gevonden voor een significante predatie van planktivore vis op het zoöplankton. Uit het onderzoek komt verder naar voren dat de *Daphnia* biomassa tot half juni ruim voldoende is om de biomassa aan fytoplankton door begrazing te onderdrukken. Na half juni neemt de fytoplankton samenstelling zeer sterk toe en is de *Daphnia* biomassa dusdanig laag dat deze geen graasdruk van enige betekenis op kan leveren. De watervlooiën zijn daardoor niet in staat om de fytoplankton bloei te onderdrukken.

7.2.2. Bijdrage van maaibeheer aan ESF 2

Maaibeheer is een van de factoren die het lichtklimaat kunnen beïnvloeden. Binnen de ESF systematiek raakt maaibeheer zowel aan ESF 2 (lichtklimaat), ESF 3 (productiviteit van de bodem), als aan ESF 6 (verwijdering). Binnen deze rapportage wordt het maaibeheer alleen beschouwd vanuit ESF's 2 en 3 omdat ESF 6 pas prioritair is wanneer voldaan wordt aan de vijf voorwaarden die door de voorliggende ESF's beschreven worden.

In de afgelopen jaren zijn aanpassingen in het maaibeheer op het Bovenwater doorgevoerd waarmee is getracht om de omslag van helder naar troebel te beïnvloeden (Arcadis, 2003, 2005, 2008, 2011; Torenbeek en Bijkerk, 2012). Op het Bovenwater wordt meestal in mei begonnen met het maaien van de waterplanten om overlast voor de vaarrecreatie zoveel mogelijk te voorkomen. De wijze waarop het maaibeheer wordt uitgevoerd is de laatste jaren enkele keren aangepast.

Het maaibeheer kan een directe invloed op het lichtklimaat hebben als gevolg van opwerveling van sediment, resuspensie van zwevend stof en opwervelend maaisel. Het maaien kan hierdoor lokaal tot een tijdelijke vertroebeling van het water. De onderwater beelden, die waterschap Zuiderzeeland dit voorjaar heeft laten maken, laten een beperkte mate van vertroebeling als gevolg van het maaibeheer zien. Het effect is in ruimte en tijd dusdanig beperkt dat het geen verklaring is voor de jaarlijkse snelle omslag van helder naar troebel rond eind juni.

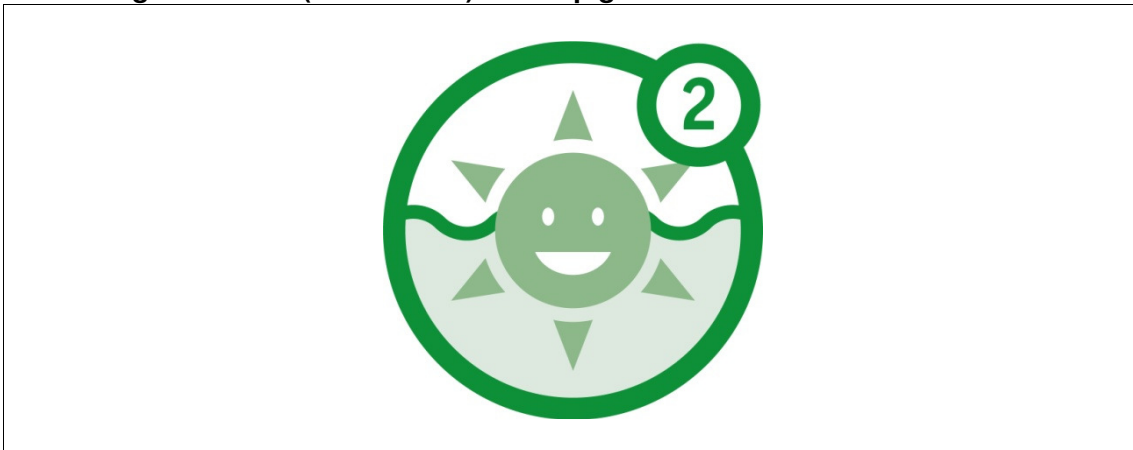
7.2.3. Bijdrage van andere factoren aan ESF 2

Andere oorzaken voor de vertroebeling, zoals vissen of wind, spelen waarschijnlijk een geringe rol. De visstand is vrij laag. Bovendien zou het effect van vissen en wind niet alleen in de zomermaanden te zien zijn.

7.3. Conclusie ESF 2

Aan het begin van het groeiseizoen voldoet het lichtklimaat voor de groei en ontwikkeling van ondergedoken waterplanten. ESF 2 staat daarom op 'groen'. Rond 1 juni vindt echter een verslechtering in het lichtklimaat plaats. De sterke daling van het doorzicht gaat vrijwel ieder jaar gepaard met een explosieve algenbloei. De algenbloei heeft de grootste bijdrage aan de verslechtering van het lichtklimaat in de zomer.

Afbeelding 7.5. ESF 2 (lichtklimaat) staat op groen



8. ESF 3: PRODUCTIVITEIT BODEM

ESF 3

De ESF 'productiviteit bodem' beschrijft de beschikbaarheid van nutriënten uit de waterbodem voor primaire productie (met name plantengroei). Bij lage beschikbaarheid vanuit de bodem is de productiviteit van algen en waterplanten beperkt waardoor een soortenrijke waterplantenvegetatie kan bestaan. Deze omstandigheden duiden we door ESF 3 'op groen' te zetten. Een hoge beschikbaarheid van nutriënten uit de waterbodem kan daarentegen tot hoge of overmatige productie van waterplanten of algen leiden, hetgeen ongunstig is voor de ecologische waterkwaliteit. Bij een hoge beschikbaarheid zetten we ESF 3 daarom 'op rood'.

In voorgaande hoofdstukken is aangetoond dat de externe belasting op het Bovenwater ruimschoots onder de kritische grens ligt (ESF 1 op groen) en dat het lichtklimaat aan het begin van het groeiseizoen voldoet voor de groei van waterplanten (ESF 2 op groen). Binnen de systematiek van de ecologische sleutelfactoren is de productiviteit van de bodem het volgende aspect om op te toetsen. In dit hoofdstuk wordt daarom ingegaan op de rol van de waterbodem.

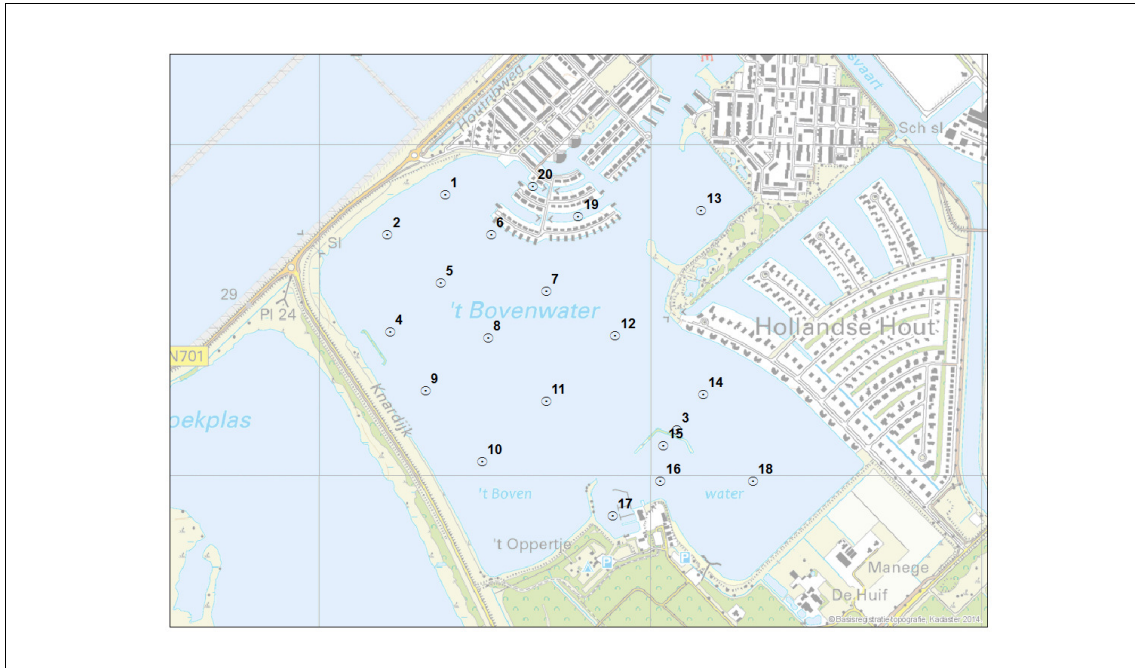
Om het inzicht in de bodemchemie van het Bovenwater te vergroten is in juni 2015 een bodemonderzoek uitgevoerd. De rapportage van dit bodemonderzoek is in bijlage I opgenomen (B-Ware, 2015). In dit hoofdstuk bespreken we de belangrijkste bevindingen in het kader van het watersysteem functioneren.

8.1. Algemene beschrijving van de bodem

In het onderzoek van B-Ware is de waterbodem op 20 locaties bemonsterd. De analyses van de genomen monsters laten zien dat de waterbodem van het Bovenwater overwegend kleiig is en nauwelijks een sliblaag kent. Alleen in de uithoeken en beschutte delen vindt beperkte slibophoping plaats. Het percentage organisch materiaal in de bovenste 10 cm van de bodem is circa 2 à 10 procent. In het grootste deel van de plas bestaat de bodem dus uit een vrij schone kleilaag. Op sommige locaties (met name 4, 5, 9 en 20) is de bodem wat zandiger: de bodem heeft hier een hogere dichtheid en bevat minder organisch materiaal.

Terwijl slib op de overige bemonsterde locaties afwezig was, is op de locaties 14 en 17 wel een sliblaag aangetroffen. De sliblaag was op deze locaties respectievelijk 20 en 50 cm dik. Vooral op locatie 17 (in de jachthaven) is de aanwezigheid van de sliblaag duidelijk terug te zien in de resultaten: de dichtheid van de bodem is laag en het percentage organisch materiaal is relatief hoog (20 procent).

Afbeelding 8.1. Bemonsterde locaties (n = 20) tijdens het bodemonderzoek op 8 juni 2015, uitgevoerd door B-Ware. Op alle locaties is de slibdikte vastgesteld en zijn sediment- en porievochtmonsters genomen van de bovenste 10 cm van de bodem



8.2. Chemie van de waterbodem

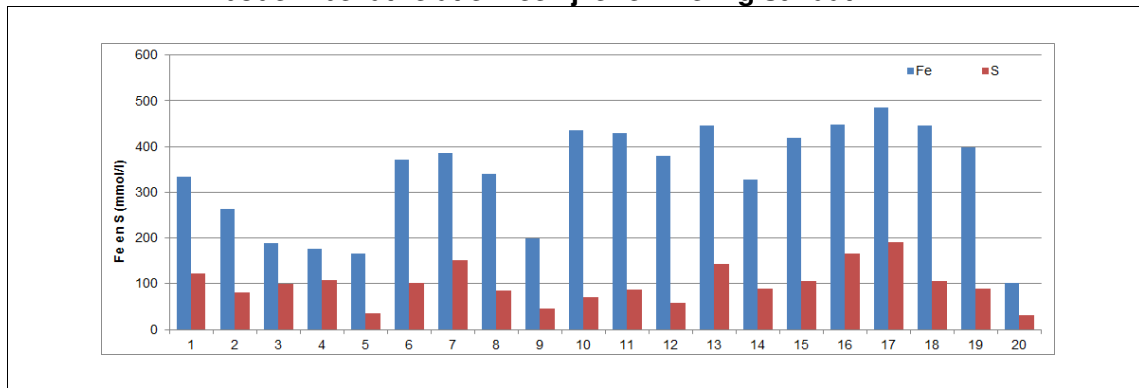
8.2.1. Totaal gehalten in de waterbodem

De monsters die in het bodemonderzoek zijn verzameld zijn onderzocht op totaal fosfaat, ijzer en sulfaat gehalte. De totaal-P gehalten in de bodem variëren tussen 6 en 20 mmol/kg (dat is circa 200 à 600 mg P/kg droge bodem). Dit zijn vanuit het perspectief van andere Nederlandse waterbodems lage tot gemiddelde gehalten.

De ijzer- en sulfaatgehalten van de bodem van het Bovenwater zijn juist hoog (afbeelding 8.2). Het ijzergehalte is hoog ten opzichte van het fosfaat- en het sulfaatgehalte. Dit zorgt voor een hoge ijzer:fosfaat en een hoge ijzer:sulfaat ratio. Dankzij de hoge (ijzersulfaat)/fosfaat ratio heeft de bodem een grote bindingscapaciteit voor fosfaat.

In de kleiige en ijzerrijke bodem in het Bovenwater is een groot deel van het fosfaat gebonden aan ijzer en kleimineralen. Dit fosfaat blijft goed gebonden zolang de bodem aeroob is. Wanneer anaerobe omstandigheden in de bodem optreden kan de bindingscapaciteit voor fosfaat verslechteren. Onder deze omstandigheden reduceert ijzer van driewaardig (Fe^{3+}) naar tweewaardig ijzer (Fe^{2+}) waardoor de binding met fosfaat (PO_4^{3-}) minder sterk wordt en het fosfaat vrij kan komen.

Afbeelding 8.2. Totaal-Fe en -S in de bovenste 10 cm van de waterbodem. De waterbodem bevat relatief veel ijzer en weinig sulfaat



8.2.2. Beschikbaar fosfaat in de waterbodem

Op de bemonsteringslocaties zijn ook monsters van het porievocht verzameld. De chemische samenstelling van dit vocht laat de beschikbaarheid van fosfaat zien. Hierbij moet opgemerkt worden dat deze concentraties in het porievocht een momentopname zijn en door het jaar heen sterk zullen variëren. De gemeten concentraties geven dus alleen een beeld van de toestand tijdens de bemonstering.

Op vrijwel alle locaties is de nitraatconcentratie heel laag en de ammoniumconcentratie juist hoog. Dit wijst op gereduceerde (en zuurstofloze) omstandigheden. In een aerobe bodem zou juist veel nitraat en weinig ammonium worden gemeten. De waterbodem is echter nog niet sterk gereduceerd: sulfaat is nog in hoge concentraties aanwezig (en nog niet gereduceerd tot sulfide). Later in het jaar zal de bodem waarschijnlijk nog sterker gereduceerd raken. Uit de waterkwaliteitsmetingen in het Bovenwater blijkt namelijk dat de sulfaatconcentratie vrijwel ieder jaar in juli en augustus sterk afneemt. Dit wijst op de reductie van sulfaat naar sulfide in de waterbodem.

In het porievocht zijn P-concentraties gemeten tussen 0.4 en 2.1 mg P/l. Dit is aanzienlijk hoger dan de P-concentratie in het oppervlaktewater op dat moment (0.04 mg P/l). Uit de waterkwaliteitsmetingen van het waterschap blijkt dat de P-concentratie begin juni vaak nog vrij laag is, maar in de loop van de maanden juni en juli sterk toeneemt. Mogelijk komt dit fosfaat (deels) uit het porievocht.

De op grond van de P, Fe en S-gehalte in porievocht berekende nalevering van P vanuit de waterbodem naar het oppervlaktewater ligt rond 1 mg P/m²/d. Opgemerkt wordt dat de nalevering niet goed te bepalen is door de hoge Fe:P ratio (zie daarvoor ook het rapport van B-Ware; bijlage I).

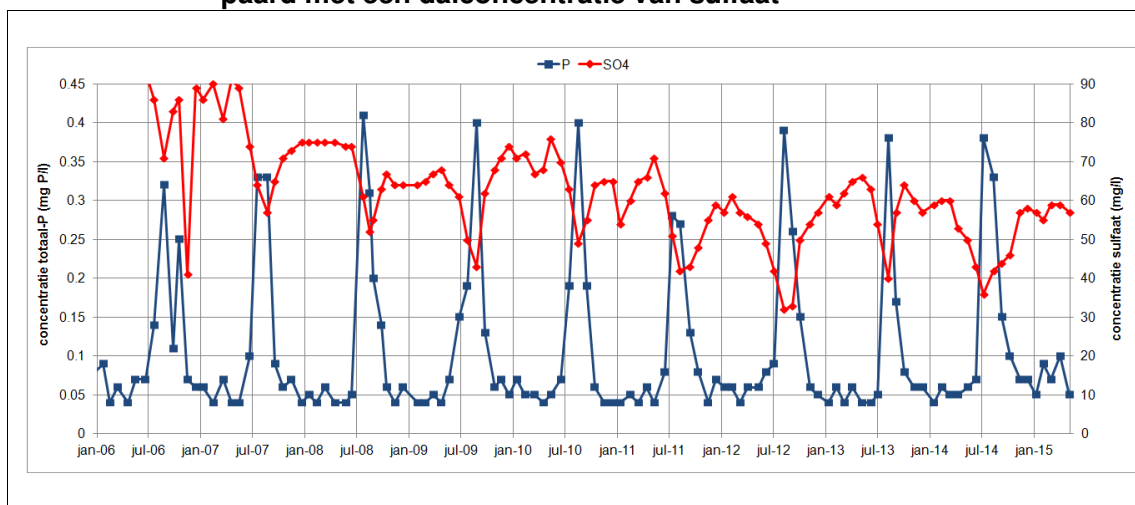
8.3. Integrale beschouwing van de waterbodem

De waterbodem is kleilig en schoon: er ligt nauwelijks slib. In veel andere zoete ondiepe meren met veel waterplanten is juist sprake van een grote slibaanwas die veroorzaakt wordt door dood organisch materiaal, zoals plantenresten. Het dode materiaal zinkt naar de bodem en wordt daar slechts langzaam afgebroken en gemineraliseerd. De bacteriën die voor deze afbraak zorgen, consumeren zuurstof. Daardoor kan zuurstofloosheid ontstaan, met als gevolg dat de afbraak van het dode organisch materiaal stagneert. Het gevolg is een verhoogde opbouw van slib.

In het Bovenwater is ondanks de zeer hoge productie van waterplanten niet tot nauwelijks sprake van sliblaanwas. Dit duidt erop dat afgestorven waterplanten en algen in relatief korte tijd volledig worden afgebroken en gemineraliseerd.

De afwezigheid van een sliblaag wordt vaker waargenomen in meren met een zoute historie. Bijvoorbeeld in het Markiezaatsmeer en in de Binnenschelde (voorheen onderdeel van de Oosterschelde). Deze meren hebben een vrij hoge sulfaatconcentratie in het oppervlaktewater. Vermoedelijk wordt de hoge mineralisatiesnelheid veroorzaakt door grote hoeveelheden 'sulfaatbacteriën' die dood organisch materiaal mineraliseren. Hierbij gebruiken deze bacteriën geen zuurstof, maar sulfaat. Daardoor kan de afbraak van het organisch materiaal ook onder zuurstofloze omstandigheden doorgaan. Afbeelding 8.3 laat zien dat sulfaat in het Bovenwater ruimschoots beschikbaar is waardoor de condities gunstig zijn voor sulfaatreducerende bacteriën.

Afbeelding 8.3. Gemeten concentratie totaal-P (mg P/l) en sulfaat (mg/l) bij het einde van de steiger in de jachthaven. De piek van totaal-P gaat altijd gepaard met een dalconcentratie van sulfaat



De uitkomsten van het bodemonderzoek maken het aannemelijk dat er op het Bovenwater sprake is van een bovengemiddelde afbraaksnelheid van dood organisch materiaal. Daarnaast toont het bodemonderzoek dat de bodem een grote bindingscapaciteit heeft voor fosfaat. Fosfaat, dat door externe belasting of mineralisatie, beschikbaar komt kan daardoor goed in de kleibodem worden opgeslagen. Als gevolg hiervan kunnen de P-concentraties in het oppervlaktewater laag blijven. Wanneer de bodem zuurstofloos wordt, neemt de binding van fosfaat in de bodem af. De relatief hoge concentraties P in het porievocht tijdens het bodemonderzoek duiden op een beperkte bindingsterkte tussen ijzer en fosfaat. Het is te verwachten dat de waterbodem later in de zomer verder gereduceerd raakt, waardoor de bindingscapaciteit voor fosfaat nog verder af neemt. Dit kan leiden tot een sterke nalevering van fosfaat vanuit de waterbodem naar het oppervlaktewater.

De bodembedekking, hergroei capaciteit en de groei van fonteinkruiden over de gehele waterkolom laten zien dat de productie van waterplanten in het Bovenwater hoog is. Deze hoge productie is opvallend gezien het relatief lage totaal fosfaat gehalte in de waterbodem. De hoge productie kan verklaard worden door de snelle afbraak- en mineralisatieprocessen in het watersysteem.

8.4. Bijdrage van maaibeheer aan ESF 3

Het maaibeheer is aan de orde gekomen bij de beschouwing van ESF 2, maar is ook van belang voor de beschouwing van ESF 3. Het maaibeheer kan op drie manieren bijdragen aan ESF 3:

- het maaibeheer beïnvloedt het evenwicht tussen groei van waterplanten en algen positief mits het maaibeheer op het juiste moment wordt uitgevoerd. Begin juni (kort voor de omslag) is de groeipotentie van de waterplanten maximaal. Maaïen in deze periode zorgt ervoor dat de waterplanten worden teruggezet. Hierdoor wordt ruimte gemaakt voor nieuwe groei, waarbij waterplanten nutriënten uit de waterlaag opnemen die anders beschikbaar zouden komen voor ontwikkeling van algen. Dit idee is hypothetisch van aard en nog weinig getoetst in de praktijk;
- het maaibeheer kan ook negatief bijdragen aan het evenwicht tussen waterplanten en algen:
 - door het maaïen komen afgesneden plantendelen in het water terecht wanneer deze niet direct door de maaiboot verwijderd worden. Door afbraak van deze plantendelen komen er nutriënten in de waterlaag vrij. Als gevolg van de hoge mineralisatiesnelheid (zie vorige paragraaf) kan dit in het Bovenwater versneld plaatsvinden;
 - door het maaïen gaan de wortelende plantendelen die in de bodem achterblijven 'lekkers', waardoor een flux van nutriënten vanuit de waterbodem naar de waterlaag ontstaat.

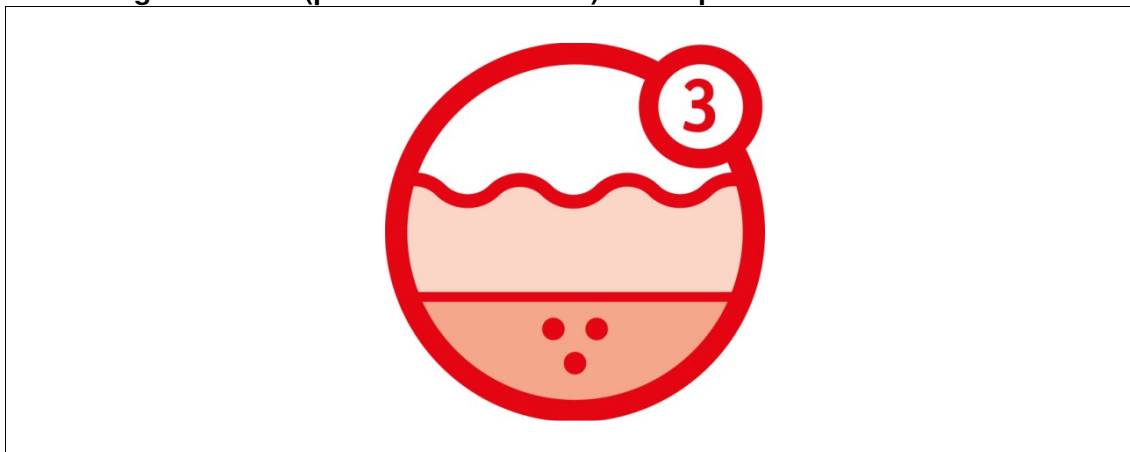
Het maaibeheer grijpt in op de interne processen die gerelateerd zijn aan de bodem (ESF 3), maar de omvang van deze bijdrage is moeilijk te duiden. De bijdrage van het maaibeheer moet beschouwd worden in relatie tot de beschikbaarheid van organisch materiaal uit natuurlijke afbraak. In het late voorjaar wanneer wordt begonnen met maaïen is de productiviteit nog hoog en zal de natuurlijke afbraak nog beperkt zijn. In deze periode zal het maaibeheer een grote bijdrage aan de beschikbaarheid van afgestorven organisch materiaal hebben. Met het vorderen van de zomer neemt de relatieve bijdrage van het maaibeheer af doordat de natuurlijke afbraak versnelt.

Een studente van de Universiteit Utrecht heeft bij Witteveen+Bos onderzoek gedaan naar deze effecten (Witteveen+Bos, 2014). Voor de lekkage van P uit gemaaide waterplanten is in de wetenschappelijke literatuur een brede range aan waarden gevonden, namelijk tussen 0.4 en 1.6 mg P/m²/d. De lekkage zou dus in theorie een behoorlijke bijdrage aan de P concentratie in de waterlaag kunnen hebben, maar daar staat tegenover dat de lekkage verspreid door de tijd zal plaatsvinden. Immers het maaïen en afsterven van planten vindt niet in de hele plas gelijktijdig plaats. Daardoor is het onwaarschijnlijk dat de lekkage uit planten de waargenomen pieken in P concentratie kan veroorzaken.

8.5. Conclusie ESF 3

De kleiige waterbodem van het Bovenwater is uitgaande van het fosfaat gehalte matig productief, maar de primaire productie door waterplanten en algen wijzen op een hoge productiviteit. Waarschijnlijk heeft dit te maken met de hoge mineralisatiesnelheid in het watersysteem, waardoor nutriënten efficiënt worden benut. Dit is weer het gevolg van de brakke historie. We zetten ESF 3 daarom 'op rood'. De waterbodem is niet op orde en speelt naar verwachting een belangrijke rol in de jaarlijkse productie van waterplanten en de omslag van waterplanten naar algen. Hier wordt in hoofdstuk 9 verder op ingegaan.

Afbeelding 8.4. ESF 3 (productiviteit bodem) staat op rood



9. INTEGRALE BESCHOUWING

De watersysteemanalyse van het Bovenwater had tot doel om inzicht in het functioneren van het watersysteem te verschaffen en antwoord te geven op de volgende vragen van waterschap Zuiderzeeland:

- wat zijn (in de huidige situatie) in volgorde van bepalendheid de factoren die de omslag in waterkwaliteit beïnvloeden?
- welke kosteneffectieve maatregelen kunnen genomen worden? Wat zijn haalbare maatregelen?
- kunnen maatregelen worden genomen om de overlast voor zwemmers te beperken? Conflicteren deze maatregelen met de maatregelen om de overlast voor vaarrecreatie te beperken, of niet?

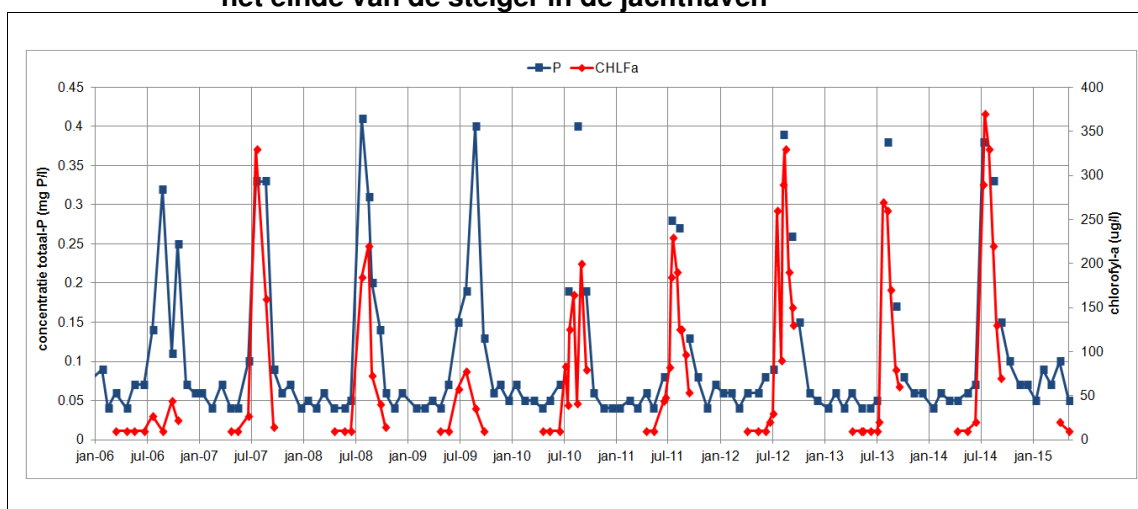
9.1. Onderzoeksvraag 1: Wat zijn (in de huidige situatie) in volgorde van bepalendheid de factoren die de omslag in waterkwaliteit beïnvloeden?

9.1.1. Toestand van het Bovenwater

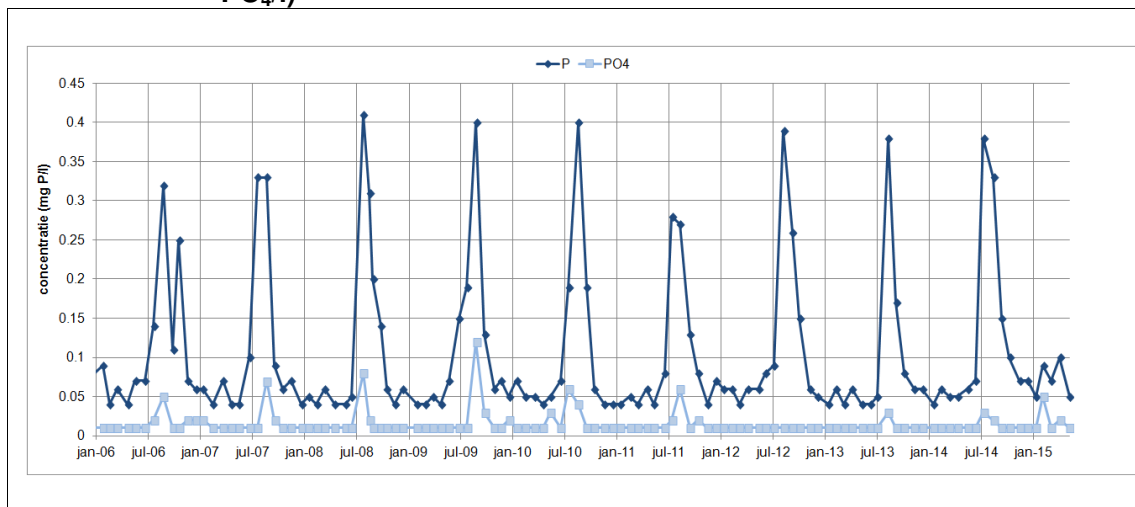
Tot en met juni is het doorzicht in het Bovenwater hoog. De ecologische toestand van het Bovenwater wordt in deze periode gekenmerkt door een woekering van kranswieren en fonteinkruiden. Gedurende deze periode zijn algen in zeer lage concentraties aanwezig. Beschikbaar fosfaat wordt in de voorjaarsperiode vooral door waterplanten benut.

Eind juni of begin juli vindt doorgaans een scherpe omslag in het doorzicht plaats, waarbij de hoeveelheid algen in korte tijd zeer sterk toeneemt. De snelle algenontwikkeling valt samen met een snelle toename in de fosfaat concentraties in de plas (afbeelding 8.1). Als gevolg van de verslechtering van het lichtklimaat verdwijnen de waterplanten. Ondanks de toename in totaal fosfaat neemt het biologisch beschikbaar ortho-fosfaat (PO_4) maar beperkt toe. Dit duidt erop dat het beschikbaar komende fosfaat vrijwel volledig door algen wordt benut voor groei. Dit wordt ondersteunt door de waarneming dat de hoeveelheid chlorofyl (algen) in 2009 relatief laag bleef en de hoeveelheid PO_4 in dit jaar hoger was dan in alle andere jaren. Algen waren toen schijnbaar niet in staat om al het beschikbare fosfaat op te nemen.

Afbeelding 9.1. Verloop van de concentraties totaal-P (mg P/l) en chlorofyl-a ($\mu\text{g/l}$) bij het einde van de steiger in de jachthaven



Afbeelding 9.2. Verloop van de concentraties totaal-P (mg P/l) en orthofosfaat (mg PO₄/l)



Beschouwing van de toestand op het Bovenwater duidt er op dat de oorzaak van de jaarlijkse omslag vooral gezocht moet worden in de toename in fosfaat in de waterlaag. De hamvraag is daarbij wat de oorzaak is van de snelle omslag in juni/juli van plantenrijk naar algen gedomineerd.

9.1.2. Voorwaarden voor een goede ecologische waterkwaliteit

De omslag van planten naar algendominantie is onderzocht vanuit het conceptuele denkraam van de ecologische sleutelfactoren die de voorwaarden voor een goede ecologische waterkwaliteit beschrijven. Onderstaand worden de conclusies voor de eerste drie ESF's samengevat.

ESF 1: Productiviteit water

Uit de analyse van ESF 1 (hoofdstuk 6) blijkt dat de jaargemiddelde externe belasting ruim onder de kritische grens voor de omslag van helder naar troebel ligt. Dit betekent dat de productiviteit van het water voldoet voor de groei en ontwikkeling van waterplanten. De externe nutriëntenbelasting is dusdanig laag, dat de nutriënten volgens de PCLake modellering grotendeels door waterplanten benut zou moeten kunnen worden, waardoor algen geen kans zouden moeten krijgen om dominant te worden doordat de waterplanten zich vroeger in het jaar kunnen vestigen dan algen.

Wanneer de fosfaatgehalten door het jaar heen worden bekeken is zichtbaar dat de externe P-belasting periodiek wat hoger kan zijn (zie afbeelding 5.1). Deze verhoogde externe belasting kan echter onmogelijk leiden tot de waargenomen piekconcentraties in het totaal fosfaatgehalte.

Vingeroefening rond bijdrage van externe belasting

De totaal-P concentratie in het oppervlaktewater is in augustus gemiddeld hoger dan 0.3 mg P/l (Afbeelding 8.1). Stel dat de externe P-belasting in de zomer gedurende 100 dagen 1 mg P/m²/d is (uit Afbeelding 5.1 blijkt dat de daadwerkelijke belasting vrijwel altijd lager is). Dan zou de totale belasting 100 mg P/m² bedragen. Bij een gemiddelde waterdiepte van 1.4 m is dat 100 mg P/1400 l. Dat betekent dat de externe belasting maximaal kan leiden tot een P-concentratie van 0.07 mg P/l.

ESF 2: Lichtklimaat

In hoofdstuk 7 is het lichtklimaat op het Bovenwater beschouwd. Aan het begin van het groeiseizoen is het doorzicht zeer goed: het lichtklimaat voldoet voor de groei en ontwikkeling van waterplanten. Dit betekent dat factoren als scheepvaart, vis of wind geen belemmering vormen voor het doorzicht.

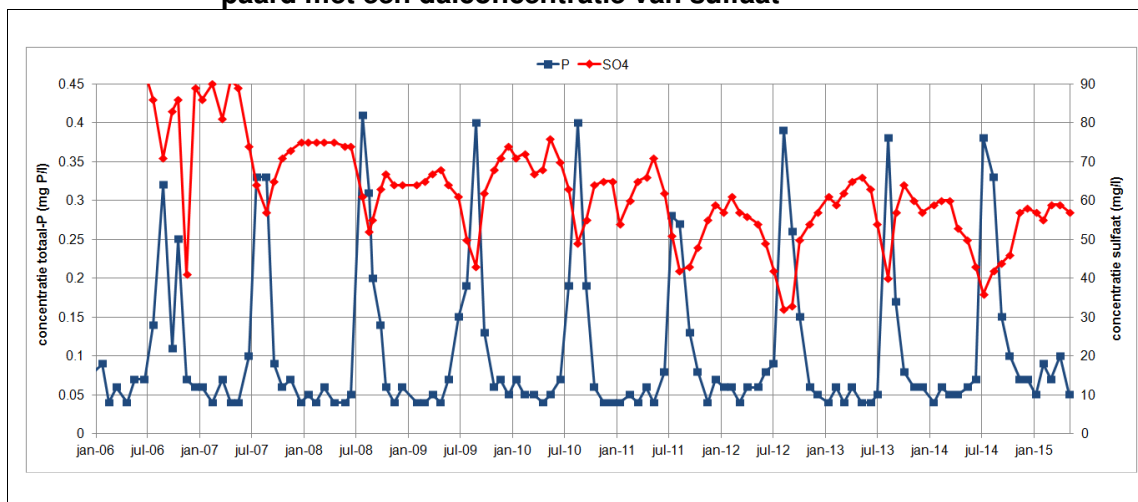
Het maai-beheer kan een lokale en tijdelijke verstoring van het lichtklimaat veroorzaken. Doordat de totale maai-inspanning over het zomerseizoen verdeeld is, blijft de verstoring van het lichtklimaat op de schaal van de plas beperkt waardoor het lichtklimaat gedurende het groeiseizoen in het voorjaar voldoende goed blijft voor ontwikkeling van planten.

ESF 3: Productiviteit bodem

In hoofdstuk 8 is de productiviteit van de bodem onderzocht. Uit de ontwikkeling van ondergedoken waterplanten blijkt dat de waterbodem voldoende rijk aan P is om een hoge biomassa waterplanten tot ontwikkeling te laten komen. Uit het onderzoek komt verder naar voren dat de waterbodem veel P kan opnemen, maar gedurende het groeiseizoen (via waterplanten) en later onder zuurstofloze omstandigheden (chemisch) ook weer kan vrijgeven.

De metingen aan totaal fosfaat en sulfaat gehalten in het Bovenwater wijzen erop dat zuurstofloosheid een dominante rol speelt in de nutriëntendynamiek in het Bovenwater. Ieder jaar is er gelijktijdig met de toename in fosfaat rond eind juni namelijk een sterke afname van de sulfaatconcentratie in het oppervlaktewater te zien (afbeelding 9.3). Dit vormt een sterke aanwijzing dat sulfaat dan door sulfaatreducerende bacteriën wordt gebruikt voor de afbraak van organisch materiaal.

Afbeelding 9.3. Gemeten concentratie totaal-P (mg P/l) en sulfaat (mg/l) bij het einde van de steiger in de jachthaven. De piek van totaal-P gaat altijd gepaard met een dalconcentratie van sulfaat



In mei wordt begonnen met maaien. De groeisnelheid van de waterplanten neemt dan nog toe en bereikt zijn maximum rond 21 juni (de langste dag). Daarna neemt de groeisnelheid van waterplanten geleidelijk af, vermindert de vastlegging van nutriënten in planten en komt de afbraak van waterplanten op gang. Zowel het maaien als de natuurlijke afbraak van waterplanten leiden tot het vrijkomen van organisch materiaal. Onder zuurstofrijke omstandigheden gebruiken bacteriën zuurstof voor de mineralisatie, of afbraak, van dit organisch materiaal. Als er geen zuurstof meer beschikbaar is, gaan bacteriën in plaats van

zuurstof echter eerst nitraat en daarna sulfaat gebruiken (in de praktijk kan dit overigens parallel gaan). Bij deze laatste stap wordt het sulfaat gereduceerd.

De afbraaksnelheid hangt onder meer samen met de watertemperatuur. Vanaf het voorjaar loopt de watertemperatuur gestaag op en in juli en augustus is de watertemperatuur het hoogst: tussen de 20 en 25 °C. Bij deze hoge temperaturen verloopt de microbiële afbraak van organisch materiaal erg snel. Daarbij wordt veel zuurstof geconsumeerd en kan als gevolg van de hoge afbraaksnelheid, zuurstofloosheid ontstaan.

In de afbraaksnelheid speelt ook het sulfaatgehalte een rol. De waterbodem van het Bovenwater wordt gekenmerkt door vrij hoge sulfaatgehalten voor zoete meren, dit is een erfenis van de brakke Zuiderzee. De waterbodem van het Bovenwater lijkt hiermee op de waterbodem van brakke watersystemen. Door het hoge sulfaatgehalte is er veel meer sulfaat beschikbaar voor anaerobe afbraak van organisch materiaal door bacteriën dan in typische waterbodems van zoete meren. Het hoge sulfaatgehalte functioneert als aanjager van de microbiële afbraak.

De oplopende watertemperatuur in het late voorjaar zorgt dus voor een verhoogde kans op zuurstofloosheid. Onder deze condities verliest de binding tussen fosfaat en ijzer in de waterbodem voor langere periode aan kracht. Als gevolg van deze competitie raakt het P los en kan het via het poriëvocht worden afgegeven aan de waterkolom (nalevering) waar het beschikbaar komt voor benutting door algen (aan het begin van de zomer zijn de groeipotenties voor planten afgenomen). De nalevering kan daarnaast ook beïnvloed worden door de pH, maar deze invloed is qua omvang ondergeschikt aan de invloed van zuurstofloosheid.

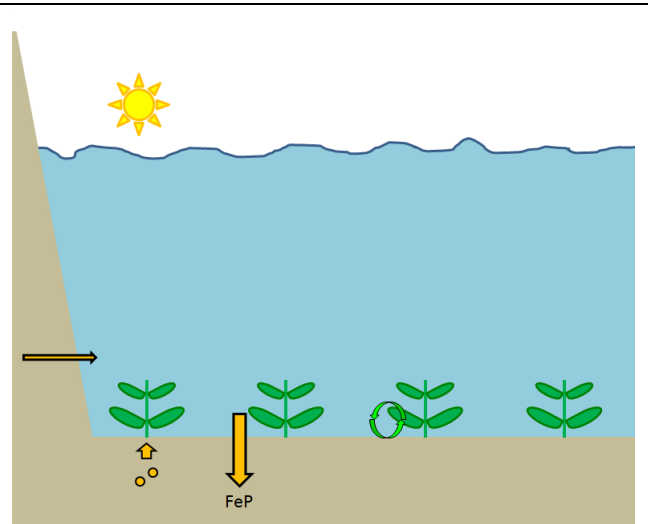
De snelle mineralisatie van organisch materiaal zorgt vermoedelijk voor een versterking van de flux van fosfaat naar de waterlaag. Het maai-beheer draagt bij aan dit proces door constante aanlevering van organisch materiaal, al is de bijdrage moeilijk te kwantificeren. Hierdoor blijft de afbraak doorgaan, met als gevolg langdurige zuurstofloze omstandigheden. Als er niet gemaaid zou worden, zou de nalevering vanuit de bodem later in het seizoen plaatsvinden wanneer organisch materiaal beschikbaar komt door natuurlijke sterfte van waterplanten.

9.1.3. Dominantie in processen

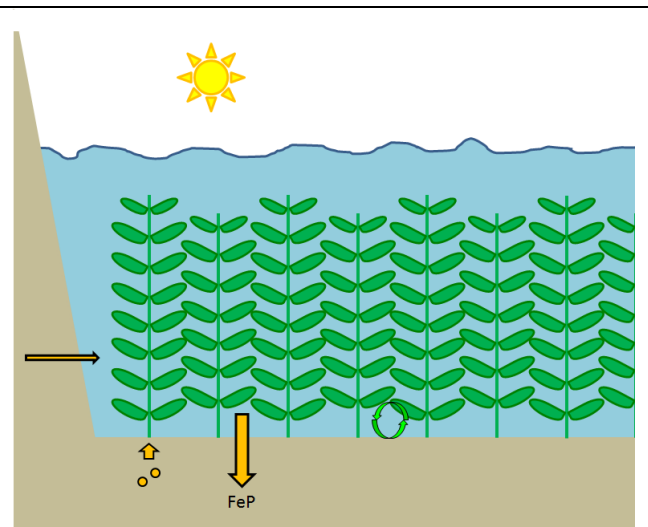
Uit de analyse komt naar voren dat ESF 1 en ESF 2 op orde zijn, maar ESF 3. De productiviteit van de waterbodem lijkt dominant in het systeem functioneren van het Bovenwater.

In onderstaande reeks afbeeldingen hebben we het verkregen beeld van het watersysteem functioneren van het Bovenwater, ofwel 'het verhaal van het Bovenwater', beknopt samengevat. De reeks illustreert de processen die de waterkwaliteit gedurende het seizoen bepalen.

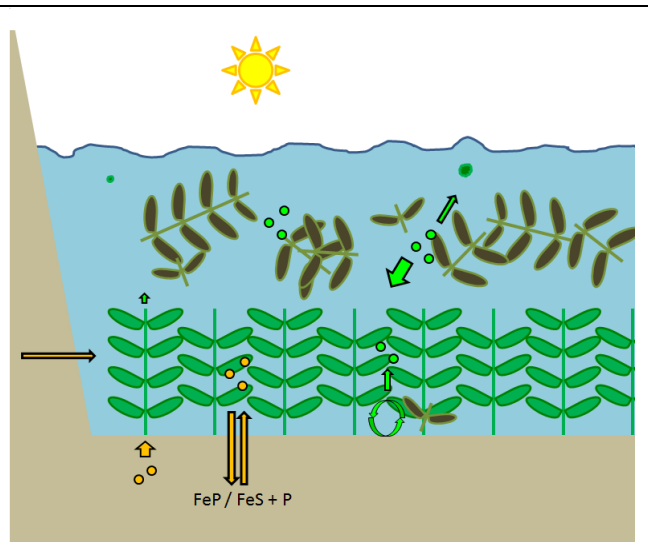
In het vroege voorjaar is het Bovenwater helder en het nutriëntengehalte van de waterlaag laag. Er is beperkte aanvoer van nutriënten via inlaat en uitspoeling. Vrijkomend organisch materiaal wordt door een hoge mineralisatiesnelheid direct afgebroken en omgezet in nutriënten. Door het relatief hoge ijzergehalte van de waterbodem wordt beschikbaar fosfaat in de bodem vastgelegd. Het fosfaat uit de waterbodem wordt vervolgens door de waterplanten gebruikt voor groei. Bovendien nemen de planten fosfaat op uit de waterlaag,



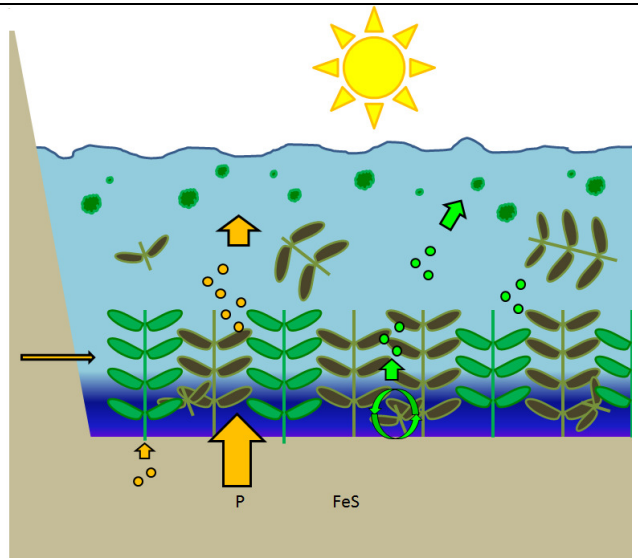
Gedurende het voorjaar blijft de situatie voortbestaan. Waterplanten groeien gestaag door waardoor overlast voor de vaarrecreatie ontstaat.



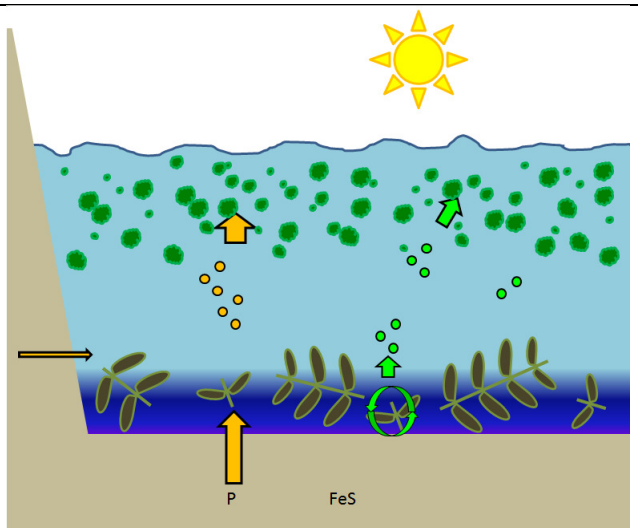
Eind van het voorjaar (rond begin mei) wordt begonnen met maaien om de overlast voor de vaarrecreatie te beperken. Het maaisel wordt grotendeels afgevoerd, maar een deel blijft achter in de plas. Door afbraak van maaisel komen nutriënten vrij. Daarnaast kunnen nutriënten uit de afgemaaide planten lekken. De vrijkomende nutriënten worden deels weer vastgelegd in de bodem, maar kunnen ook benut worden voor (terug)groei van planten.



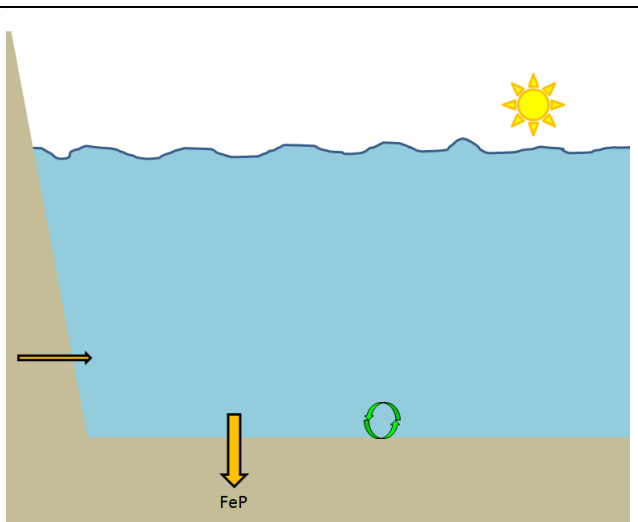
Aan het begin van de zomer (rond half juni) ontstaat langs de waterbodem structurele zuurstofloosheid als gevolg van bodembedekking met een dichte plantenmat en zuurstofconsumptie bij afbraak van organisch materiaal. Als gevolg van de zuurstofloosheid verzwakt de binding van P aan ijzer en kan het P vrijkomen. Tegelijkertijd neemt de groeisnelheid van de waterplanten snel af door het vorderen van het groeiseizoen en daalt de opname van nutriënten in de planten. Beschikbaar komende nutriënten uit de bodem en mineralisatie van organisch materiaal worden benut voor groei van algen.



Hoge algenconcentraties zorgen voor verslechtering van het lichtklimaat waardoor de resterende waterplanten afsterven. De levering van P uit de waterbodem gaat ondertussen door, waardoor de hoeveelheid algen nog verder toeneemt.



Aan het eind van de zomer zijn de waterplanten verdwenen. Door de dalende watertemperatuur neemt de vastlegging van nutriënten in de bodem weer toe. Onder invloed van de dalende watertemperatuur en afnemende nutriëntenconcentraties verdwijnen ook de algen uit het watersysteem, waardoor het Bovenwater weer helder wordt.



9.2. **Onderzoeksvraag 2: Welke kosteneffectieve maatregelen kunnen genomen worden? Wat zijn haalbare maatregelen?**

Uit de systeemanalyse blijkt vooral de bodem een knelpunt te vormen voor een goede ecologische toestand. De bodem leidt in het voorjaar tot woekering van waterplanten en is verantwoordelijk voor de grote P-piek in de zomer met de omslag naar een algengedomineerde troebele toestand tot gevolg. Maatregelen ter verbetering van de waterkwaliteit dienen dan ook voornamelijk op reductie van de productiviteit van de waterbodem gericht te zijn.

Maatregelen die gericht zijn op een verlaging van de externe belasting hebben geen prioriteit omdat uit de systeemanalyse blijkt dat ESF 1 voldoet (de externe belasting ligt ruim onder de bovenste kritische grens). Om dezelfde reden verdienen maatregelen gericht op verbetering van het lichtklimaat (ESF 2) geen prioriteit.

In de afgelopen jaren is aanpassing van het maaibeheer als stuurknop voor verbetering van de waterkwaliteit benaderd. Inzetten op nauwkeuriger uitvoering van het maaiplan wordt niet haalbaar geacht omdat de praktische aansturing in het veld moeizaam blijkt. Deze optimalisatie van het maaibeheer wordt daarom niet als een effectieve maatregel gezien.

We bespreken hieronder drie maatregelen die op de productiviteit van de bodem ingrijpen.

Maatregel 1: P vastlegging met vlokmiddelen ('flock&lock')

Bij deze methode wordt een chemische verbinding aan het water toegevoegd die P bindt, bijvoorbeeld aluminiumchloride. Dit is een beproefde methode in binnen- en buitenland. Bij deze maatregel moet met de volgende aspecten rekening worden gehouden:

- de binding van P aan het vlokmiddel moet zeer stabiel zijn, ook onder zuurstofloze omstandigheden;
- daarnaast is het belangrijk dat het vlokmiddel niet in de waterkolom blijft drijven, maar uitzakt naar de bodem. Hiervoor kan een verzwaaring worden toegevoegd, bijvoorbeeld kleideeltjes;
- er moet genoeg vlokmiddel worden toegevoegd om de P-nalevering vanuit de waterbodem te kunnen binden. Hierbij moet rekening worden gehouden dat de P-nalevering vanuit de waterbodem ieder opnieuw kan optreden en dat daarom herhaling van deze maatregel nodig is.

De kosten van deze maatregel hangen af van het vlokmiddel, de vereiste hoeveelheid en de vereiste frequentie van toedienen. We achten dit een geschikte maatregel om de grootste P-piek in de zomer op te kunnen vangen. Wel vergt het gebruik van een vlokmiddel een vooronderzoek waarbij deze maatregel op kleine schaal wordt toegepast in een afgeschermd gedeelte van het Bovenwater.

Maatregel 2: Waterbodem afdekken met zand

Bij deze methode wordt op de waterbodem een zandlaag van tenminste 20 cm aangebracht. Deze maatregel is bijvoorbeeld uitgevoerd in de Kralingse Plas in Rotterdam (Witteveen+Bos, 2013).

Bij deze maatregel moet met de volgende aspecten rekening worden gehouden:

- door het aanbrengen van een zandlaag neemt de waterdiepte af. Dit kan conflicteren met de functies van het Bovenwater (zeilen, zwemmen). Bovendien is overmatige waterplantengroei niet uit te sluiten;
- een zandbodem heeft een kleinere bindingscapaciteit voor fosfor dan de huidige kleibodem. In de zomer zorgt deze kleibodem voor nalevering, maar in de rest van het jaar

werkt de bodem als nutriëntenopslag. Door het aanbrengen van een zandlaag wordt deze opslag opgeheven. Dit vormt een belangrijk risico voor het watersysteem;

- door het aanbrengen van een zandlaag wordt de onderliggende kleibodem structureel zuurstofloos. Hierdoor wordt het fosfaat in die bodem mobiel. Op de locaties waar kwel optreedt (dit is vermoedelijk het geval aan de kant van het Markermeer) kan het fosfaat uit de kleibodem met het kwelwater meegevoerd worden, door de zandlaag heen het Bovenwater in. Dit proces is een reëel risico voor het watersysteem en kan het effect van de maatregel teniet doen.

Op basis van eerdere projecten schatten we de kosten van deze maatregel op ten minste EUR 5.000.000,--. Mogelijk zijn de kosten voor het afzanden te verlagen door de uitvoering te koppelen aan de Markerwadden en/of de versterking van de Houtribdijk (werk met werk maken).

Maatregel 3: Verdiepen

Het Bovenwater kan verdiept worden waarbij het doel zou zijn om dusdanig te verdiepen dat het licht de bodem niet meer kan bereiken. Hierdoor wordt ontwikkeling van waterplanten tegengegaan. Om te voorkomen dat (blauw)algen hierdoor juist in een betere concurrentiepositie terechtkomen, zal zodanig verdiept moeten worden dat er een spronglaag ontstaat. Hierdoor ontstaat een netto sink voor nutriënten en organisch materiaal met als gevolg een lagere beschikbaarheid van nutriënten voor algen. Bij verdieping bestaat het risico dat zandlagen worden doorsneden, waardoor een toename in kwel kan plaatsvinden.

Het verdiepen van het Bovenwater kan positieve effecten hebben op de waterkwaliteit en de ecologische toestand. In Flevoland liggen enkele diepe meren met een goede waterkwaliteit, zoals het Weerwater in Almere. Door het Bovenwater te verdiepen krijgen we feitelijk te maken met een ander watersysteem. Daardoor is het op basis van de nu uitgevoerde watersysteemanalyse onmogelijk om aan te geven wat de effecten zullen zijn. Wel kunnen we enkele aandachtspunten benoemen met betrekking tot de waterkwaliteit en de functie van de plas:

- waterkwaliteitsmetingen in het eerste watervoerende pakket laten zien dat het grondwater erg rijk is aan nutriënten. De externe belasting kan enorm toenemen als de plas in dit waterpakket komt te liggen;
- hoewel er in de omgeving enkele voorbeelden zijn van diepe plassen met een goede toestand, zijn er buiten Flevoland ook voorbeelden van diepe plassen die erg troebel zijn en kampen met blauwalgenbloei;
- een diepe plas kan conflicteren met de functies van het Bovenwater (zwemmen). Voor de zwemfunctie zijn ondiepe zones gewenst. Dit blijven risicolocaties voor overmatige plantengroei.

Om de effecten op de waterkwaliteit en de ecologische toestand goed in beeld te brengen, is een aparte systeemanalyse nodig. Het boekje 'Een heldere kijk op diepe plassen' (STOWA, 2010) kan hierbij een handvat bieden.

De kosten van het verdiepen zijn zeer hoog en lopen in de tientallen miljoenen euro's.

Alternatieve maatregelen

De drie maatregelen die hiervoor zijn genoemd, adresseren de productiviteit van de waterbodem. Met deze maatregelen wordt nalevering tegengegaan en/of wordt de biologische beschikbaarheid van de nutriënten beperkt. Naast deze brongerichte maatregelen kan ook worden ingezet op maatregelen waarmee wordt gestuurd op vermindering van de nalevering. De nalevering op het Bovenwater wordt aangejaagd door de afbraak van organisch materiaal. Binnen het Bovenwater is dit organisch materiaal aanwezig in de vorm van slib

en maaisel. De voorraad organisch materiaal op de waterbodem kan zowel gereduceerd worden door verwijdering van slib als door maatregelen waarmee de hoeveelheid organisch materiaal die bij het maaien vrijkomt wordt beperkt (bijvoorbeeld minder maaien). Aangezien deze alternatieve maatregelen goedkoper zijn dan de bovenbeschreven maatregelen, kunnen deze laaghangend fruit vormen. Omdat ze de kern van het probleem, de productiviteit van de bodem, echter niet adresseren, wordt geadviseerd om de omvang van het effect van deze maatregelen op de nalevering in de praktijk te bepalen.

9.3. Onderzoeksvraag 3: Kunnen maatregelen worden genomen om de overlast voor zwemmers te beperken? Conflicteren deze maatregelen met de maatregelen om de overlast voor vaarrecreatie te beperken, of niet?

Overlast voor zwemmers ontstaat als gevolg van blauwalgenbloei in de zomermaanden. Overlast voor de vaarrecreatie ontstaat als gevolg van overmatige groei van waterplanten. Deze studie heeft aannemelijk gemaakt dat beide ontwikkelingen het gevolg zijn van interne belasting oftewel productiviteit van de waterbodem. Adressering van beide vormen van overlast vraagt dus om hetzelfde type maatregelen. Dit zijn de maatregelen die in bovenstaande paragraaf benoemd zijn.

10. REFERENTIES

- Arcadis, 2003. Beheeradvies Bovenwater. Rapport in opdracht van de gemeente Lelystad.
- Arcadis, 2005. Monitoring Bovenwater 2004. Rapport in opdracht van de gemeente Lelystad en Waterschap Zuiderzeeland.
- Arcadis, 2008. Evaluatie Bovenwater 2006-2007. Rapport in opdracht van waterschap Zuiderzeeland.
- Arcadis, 2011. Evaluatie Bovenwater 2008-2010. Rapport in opdracht van waterschap Zuiderzeeland.
- B-Ware, 2015. Onderzoek van de onderwaterbodem ten behoeve van een systeem-analyse van het Bovenwater. Rapport in opdracht van Witteveen+Bos.
- Janse, J.H., 2005. Model studies on the eutrophication of shallow lakes and ditches. Proefschrift, Wageningen Universiteit.
- Hosper, S.H., (2015) Meetreeks van doorzicht op het Bovenwater bij Weerribben, 2001-2015.
- Koeman en Bijkerk, 2012. Maatregelen ter bestrijding van blauwalgoverlast in recreatieplas 't Bovenwater. Rapport Koeman & Bijkerk en Torenbeek in opdracht van Waterschap Zuiderzeeland.
- Koeman en Bijkerk, 2015. Dichtheid en predatie van zoöplankton in het Bovenwater in 2015. Rapport Koeman & Bijkerk in opdracht van waterschap Zuiderzeeland.
- Schep, S., L. Moria, G. van Geest & M. Ouboter, 2011. De stoplichtenmethodiek: toepassing in stilstaande wateren. Waternet, 2011.
- STOWA, 2014. Begrip van het watersysteem als basis voor beslissingen. Ecologische Sleutelfactoren. STOWA-rapportnummer 2014-19.
- Witteveen+Bos, 2013. 'De punten op de i': nadere systeemanalyse en optimalisatie waterkwaliteit Kralingse Plas. Hoogheemraadschap van Schieland en de Krimpenerwaard. Witteveen+Bos projectcode RT749-16.
- Witteveen+Bos, 2014. The influence of submerged macrofyte harvesting on a shallow lake system: a harvesting strategy for the Oldambtmeer. Internship Report Evelien Louwers, Universiteit Utrecht. Witteveen+Bos project code STO170-6.

BIJLAGE I B-WARE RAPPORT OVER HET BODEMONDERZOEK



Onderzoek van de onderwaterbodem ten behoeve van een systeemanalyse van het Bovenwater



Foto: Rick Kuiperij

Eindrapportage

Opdrachtgever: Witteveen+Bos • Projectnummer: PR-15.043 • Rapportnummer: 2015.33

Auteurs: Fons Smolders & Mark van Mullekom • Datum: 21.09.2015

Inhoudsopgave

1. Aanleiding en doel van het onderzoek	5
2. Veldwerkzaamheden en analyses	7
3. Resultaten en discussie	9
4. Literatuur	19

1. Aanleiding en doel van het onderzoek

Het Bovenwater is in 1976 ontstaan nadat water is ingelaten op een ingepolderd deel van Flevoland. De plas werd toen gevoed met water vanuit de Lage Dwarsvaart die naast de plas ligt. Het Bovenwater heeft in de eerste decennia een goede waterkwaliteit gehad. Hiermee samenhangend is er al sinds de aanleg een goed ontwikkelde ondergedoken vegetatie aanwezig. Omdat het water een specifieke functie heeft als water voor de zeilsport wordt het water door de gemeente gemaaid. In elk geval sinds 2003 komen er jaarlijks blauwalgen voor op het Bovenwater. Deze vormen een probleem vanuit de zwemwaterfunctie.

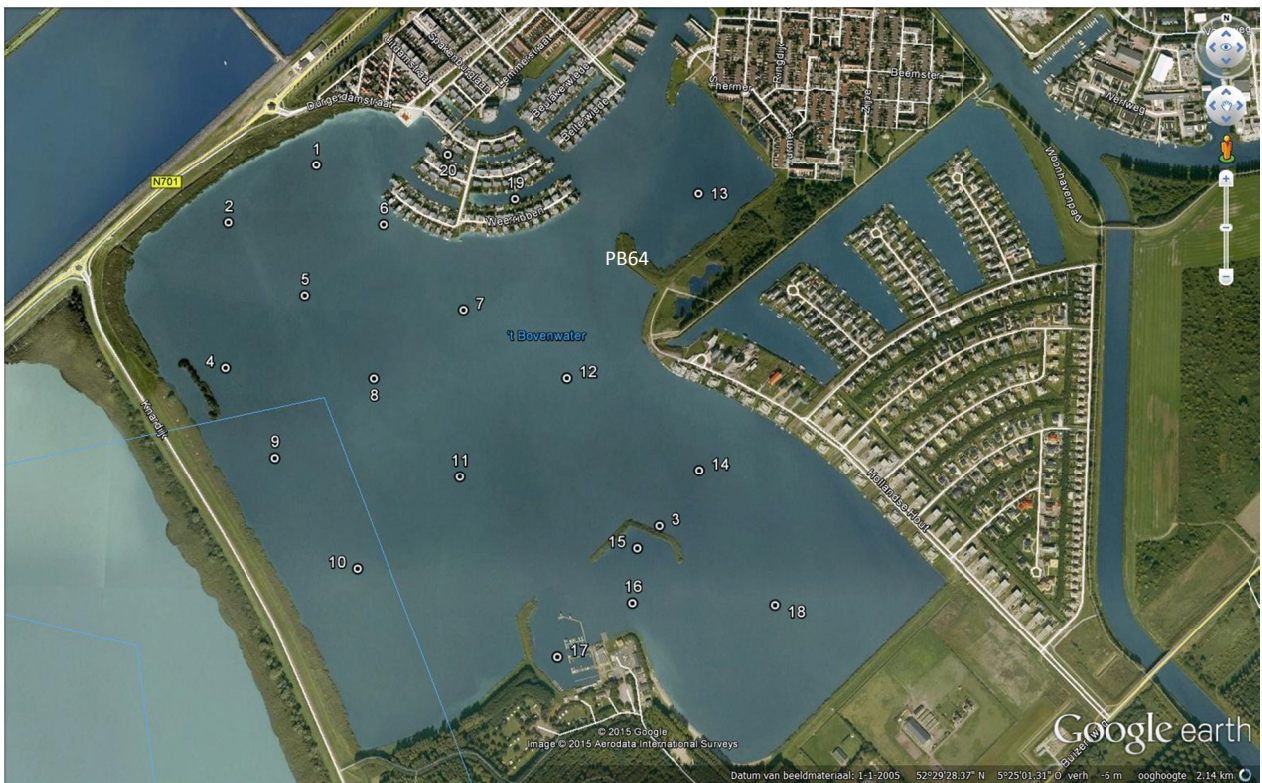
Het vermoeden bestaat dat de blauwalgen samen hangen met het gevoerde maaibeheer, daarom zijn er sinds 2003 verschillende aanpassingen in het maaibeheer doorgevoerd. Daarnaast is er in 2003 een hevel aangelegd voor aanvoer van water vanuit het Markermeer in plaats vanuit de vaart. De optimalisaties in maaibeheer hebben er echter nog niet tot verbeteringen geleid. Jaarlijks moet er gemaaid worden om de planten in toom te houden en zeilsport mogelijk te maken, maar ook jaarlijks treedt er in juni-juli weer een blauwalgenpiek op.

In opdracht van het waterschap voert Witteveen+Bos een watersysteemanalyse uit om de oorzaak van de blauwalgen problematiek te achterhalen. In het kader van deze watersysteemanalyse heeft B-WARE een biogeochemisch onderzoek uitgevoerd naar de onderwaterbodem (bodem en porievocht), het inlaatwater en grondwater om een inschatting te kunnen maken van de bijdrage van deze bronnen aan de oppervlaktewaterkwaliteitsproblemen.

2. Veldwerkzaamheden en analyses

Monstername

Op 8 juni 2015 zijn door Onderzoekcentrum B-WARE op 20 door de opdrachtgever vastgestelde locaties (figuur 2.1) met behulp van een zuigerboor monsters verzameld van de onderwaterbodem. Tevens is de slibdikte vastgesteld. Op twee locaties werd het oppervlaktewater in de plas bemonsterd (bij locatie 11 en 14). Daarnaast werd het inlaatwater bemonsterd. Ten tijde van de monstername werd geen water ingelaten. Peilbuis 64 werd bemonsterd door het Waterschap en geanalyseerd door B-WARE.



Figuur 1. Overzicht van de locaties waar op 8 juni 2015 onderwaterbodems zijn verzameld. Peilbuis 064 (20DZ-064-01; Landtong Oostzijde) werd bemonsterd door het Waterschap.

Bodemanalyses

Onmiddellijk na de monstername werd poriewater uit het sediment verzameld met behulp van teflon sedimentwaterbemonsteraars (Rhizons, Eijkelkamp, Agrisearch Equipment). In dit poriewater werden de volgende parameters gemeten: pH alkaliniteit, HCO_3^- , CO_2 , NO_3^- , NH_4^+ , P, Na, Cl, K, Mg, Ca, Fe, Mn, en Zn. Tevens werd een sulfidemeting uitgevoerd.

Een bekend volume van de sedimentmonsters werd gedroogd waarna het vochtgehalte en het massa volume (kilogram droge stof per liter bodemvolume) kon worden berekend. Van het gedroogde monster werd een deel verast/uitgegloeid (gedurende 5 uur bij 550 °C). Uit de afname van de massa tijdens verassen (gloeiverlies) werd het organisch stofgehalte berekend.

Van het gedroogde monster werd een deel ontsloten met geconcentreerd salpeterzuur en waterstofperoxide in een gesloten destructiemagnetron. Hierbij wordt de verweerbare fractie aan

elementen van een bodem vrijgemaakt. Het destruktaat werd doorverdund waarna de concentraties fosfor (P), calcium (Ca), magnesium (Mg), kalium (K), ijzer (Fe), mangaan (Mn), zwavel (S), silicium (Si) en aluminium (Al) werden bepaald. De zo bepaalde concentraties worden in dit rapport aangeduid als respectievelijk P-tot, Ca-tot, Mg-tot, K-t-t, Fe-tot, Mn-tot, S-tot, Si-tot, en Al-tot.

Chemische analyses

De pH en alkaliniteit werd bepaald aan ongefilterde monsters. De alkaliniteit werd bepaald door een bekend volume monster met een 0,01 M zoutzuuroplossing te titreren tot pH 4,2. De concentraties natrium (Na^+) en kalium (K^+) werden vlamfotometrisch bepaald en de ammonium (NH_4^+), nitraat (NO_3^-), fosfaat (PO_4^{3-}) en chloride (Cl^-) concentraties aan de hand van kleurreacties met autoanalyser-technieken (zie ook <http://www.ru.nl/fnwi/gi>). De concentraties calcium (Ca), magnesium (Mg), zwavel (S), fosfor (P), ijzer (Fe), mangaan (Mn) en silicium (Si) werden gemeten met behulp van een ICP-OES (zie ook <http://www.ru.nl/fnwi/gi>). Totaal anorganisch koolstof werd bepaald met behulp van Infrarood gas analyse (IRGA) waarna aan de hand van de pH de bicarbonaat- (HCO_3^-) en kooldioxide- (CO_2) concentraties konden worden berekend op basis van het koolzuurevenwicht.

3. Resultaten en discussie

In de plas is nauwelijks sprake van een sliblaag. Alleen op locatie 14 (20 cm), 16 (3 cm) en 17 (50 cm) is een sliblaag aangetroffen.

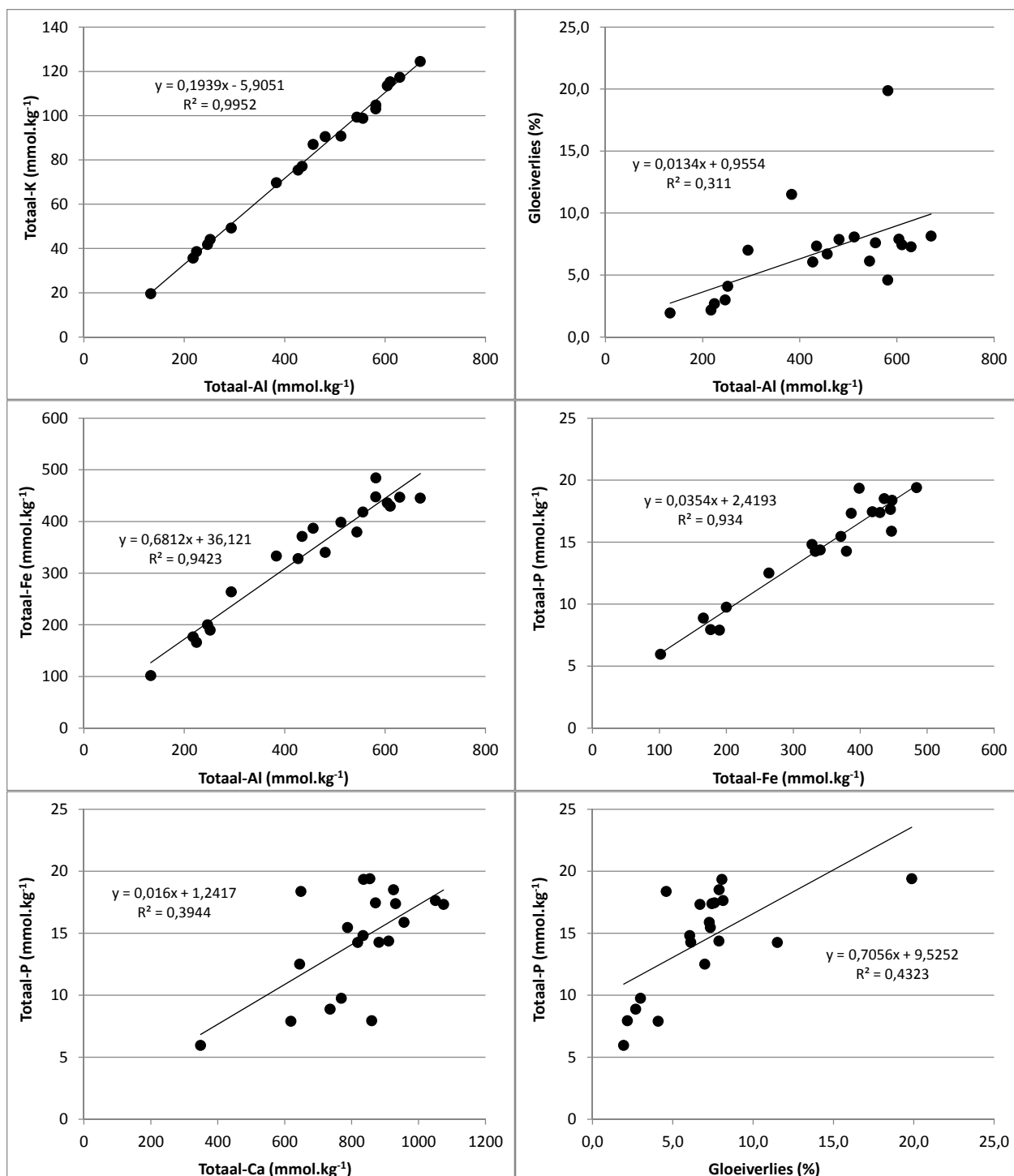
De resultaten van de uitgevoerde analyses worden gegeven in de tabellen 1 en 2.

Tabel 1. Resultaten van de analyses van het sediment. 'Vocht' staat voor vochtpercentage, 'GV.' voor gloeiverlies, 'MV' voor massa volume (kilogram droge stof per liter bodemvolume). Alle overige concentraties worden gegeven in mmol per liter bodemvolume (boven) of in mmol per kilogram droge bodem (onder).

Nr	% Vocht	kg/l MV	% GV	mmol/l Ca	mmol/l Mg	mmol/l P	mmol/l Fe	mmol/l S	mmol/l Al	mmol/l K	mmol/l Mn	mmol/l Si	mmol/l Zn
1	46	0,78	11,5	635	189	11,1	258	95	297	54	5,9	14	0,9
2	42	0,87	7,0	563	139	10,9	230	70	256	43	6,2	14	2,1
3	37	1,00	4,1	616	131	7,9	189	99	251	44	4,8	15	1,1
4	29	1,24	2,2	1064	213	9,8	218	134	269	44	8,2	18	0,7
5	22	1,43	2,7	1054	226	12,7	237	49	321	55	7,2	21	1,1
6	42	0,86	7,3	677	203	13,3	319	88	374	66	9,5	13	1,9
7	51	0,65	6,7	698	171	11,2	251	99	296	56	7,3	10	1,8
8	36	0,98	7,9	891	246	14,1	333	82	470	89	8,6	17	2,1
9	25	1,27	3,0	975	218	12,3	254	58	312	53	9,2	20	1,3
10	36	0,93	7,9	862	279	17,2	406	65	563	106	10,8	18	2,6
11	35	0,96	7,4	894	278	16,7	412	84	586	111	12,0	18	3,6
12	35	1,03	6,1	907	277	14,7	390	60	559	102	10,0	19	1,9
13	56	0,56	8,1	592	170	9,9	251	80	377	70	5,2	11	1,7
14	46	0,74	6,1	620	183	11,0	244	67	317	56	7,3	13	1,4
15	38	0,93	7,6	809	279	16,2	388	99	516	92	8,6	17	2,0
16	43	0,81	4,6	523	251	14,8	361	134	469	83	9,4	14	0,8
17	67	0,36	19,9	306	108	6,9	173	68	208	37	3,4	5	1,1
18	35	0,98	7,3	933	288	15,5	436	102	614	114	10,0	17	3,1
19	46	0,74	8,1	619	195	14,3	295	66	379	67	7,9	12	1,7
20	23	1,36	1,9	474	117	8,1	138	43	181	27	3,8	16	0,5
Nr	% Vocht	kg/l MV	% GV	mmol/kg Ca	mmol/kg Mg	mmol/kg P	mmol/kg Fe	mmol/kg S	mmol/kg Al	mmol/kg K	mmol/kg Mn	mmol/kg Si	mmol/kg Zn
1	46	0,78	11,5	818	243	14,3	333	123	383	70	7,5	18	1,2
2	42	0,87	7,0	645	159	12,5	264	80	293	49	7,1	16	2,4
3	37	1,00	4,1	619	132	7,9	190	100	252	44	4,8	16	1,1
4	29	1,24	2,2	860	172	7,9	177	109	217	36	6,6	15	0,6
5	22	1,43	2,7	736	158	8,9	166	34	224	39	5,0	15	0,8
6	42	0,86	7,3	788	236	15,5	371	102	435	77	11,0	15	2,2
7	51	0,65	6,7	1075	263	17,3	387	152	457	87	11,2	15	2,7
8	36	0,98	7,9	911	252	14,4	340	84	481	91	8,8	18	2,1
9	25	1,27	3,0	770	172	9,7	200	46	247	42	7,2	16	1,0
10	36	0,93	7,9	925	299	18,5	436	70	604	113	11,6	20	2,8
11	35	0,96	7,4	931	290	17,4	430	87	610	115	12,5	19	3,7
12	35	1,03	6,1	882	269	14,3	379	59	544	99	9,7	19	1,9
13	56	0,56	8,1	1051	301	17,6	445	142	670	124	9,3	19	2,9
14	46	0,74	6,1	834	247	14,8	328	90	427	75	9,9	17	1,9
15	38	0,93	7,6	871	300	17,5	418	107	556	99	9,2	18	2,1
16	43	0,81	4,6	649	311	18,4	448	166	581	103	11,6	17	1,0
17	67	0,36	19,9	854	302	19,4	484	190	582	105	9,6	14	3,2
18	35	0,98	7,3	957	296	15,9	447	105	629	117	10,2	18	3,2
19	46	0,74	8,1	836	263	19,4	398	90	512	91	10,6	16	2,3
20	23	1,36	1,9	349	86	6,0	102	32	133	20	2,8	12	0,4

Tabel 2. Resultaten van de analyses van het sediment poriewater, het oppervlaktewater en het grondwater. Alk. staat voor alkaliniteit. EGV voor Elektrisch geleidingsvermogen. Alle waarden behalve pH, alkaliniteit ($\mu\text{equivalenten per liter}$) en EGV ($\mu\text{S per cm}$) worden gegeven in $\mu\text{mol per liter}$.

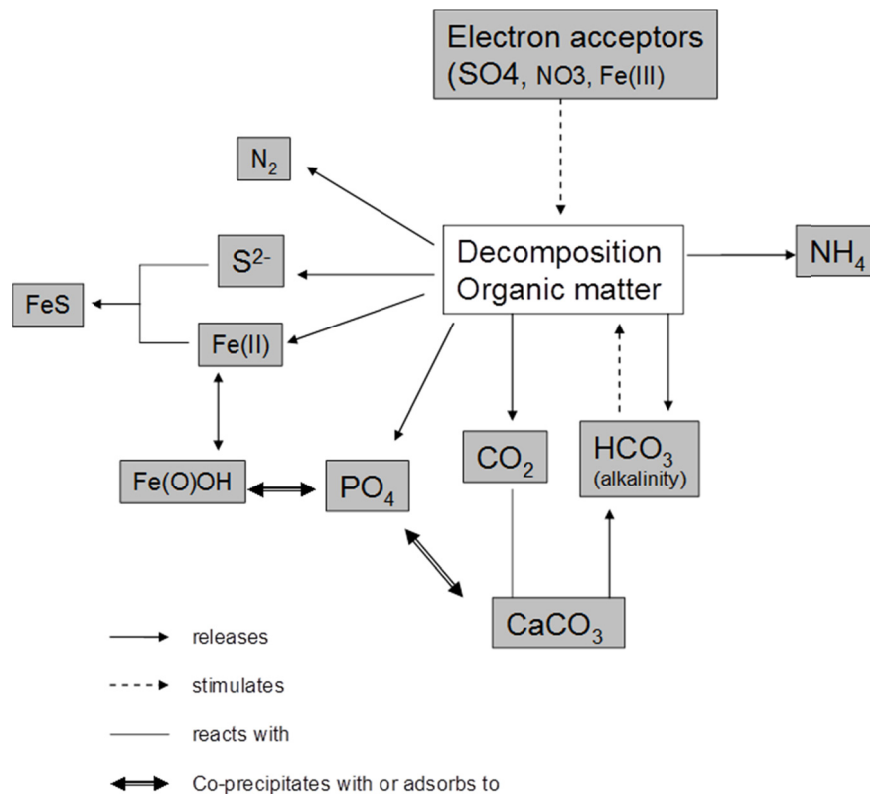
Loc	pH	Alk	EGV	CO ₂	HCO ₃ ⁻	Ca	Mg	Na	K	Cl	SO ₄ ²⁻	P	ortho-P	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	Fe	Mn	Si	Al	Zn	S ²⁻
Oppervlaktewater																					
loc11	9,5	1,3	536	1	950	720	492	2306	137	2736	594	1,4	1,2	0,1	0,3	0,9	0,4	7,6	1,2	0,0	
loc14	7,3	1,5	548	117	925	811	496	2345	134	2783	595	1,2	1,2	0,3	0,5	0,9	0,4	4,8	1,2	0,0	
inlaatwater	8,5	2,8	687	22	2593	1581	530	2260	153	2529	704	1,1	1,2	2,1	64,1	0,9	0,2	31,5	1,9	0,1	
Grondwater																					
Pb	6,7	18,6	9180	8101	16240	10998	5169	52049	569	75953	60	68,1		2718,4	0,2	297,9	127,0	869,0	7,2	0,1	
Poriewater																					
1	7,6	5,0	857	252	4445	1675	653	2845	238	2427	188	45,1		107,5	2,2	27,3	38,9	609,1	0,4	0,3	< 1,0
2	7,7	4,8	741	193	4025	1559	590	2640	239	2676	77	15,1		48,2	0,9	40,0	47,0	673,5	0,8	0,7	< 1,0
3	7,7	5,1	749	245	4590	1732	580	2472	232	2506	117	15,5		32,1	0,7	26,8	46,7	546,8	0,5	0,8	< 1,0
4	7,7	6,4	1074	330	6143	2107	807	4104	313	3879	208	21,8		170,8	0,8	14,1	37,5	510,9	0,4	0,3	< 1,0
5	7,2	7,9	1128	1148	7465	2502	730	4149	461	3571	58	24,2		205,7	0,5	162,3	42,3	1075,5	0,9	0,9	< 1,0
6	7,4	7,2	1070	620	7162	2665	927	3211	357	3436	128	37,7		31,3	0,6	115,6	80,2	864,7	0,7	0,5	< 1,0
7	7,6	4,9	869	304	4574	1381	672	3630	311	3276	137	37,6		100,3	1,5	36,8	36,0	658,2	0,6	0,7	< 1,0
8	8,2	4,7	943	57	4215	1970	707	3355	311	3551	505	19,1		26,4	1,7	10,8	41,1	563,5	0,6	1,5	< 1,0
9	7,9	4,7	695	133	4057	1569	488	2330	234	2482	68	13,2		27,7	0,8	40,3	35,2	603,8	1,4	1,0	< 1,0
10	7,4	5,2	775	543	5046	1797	641	2487	237	2534	149	36,1		30,2	0,4	91,9	56,9	838,0	0,5	0,7	< 1,0
11	7,3	4,7	749	480	4389	1740	593	2404	204	2681	184	49,1		8,7	0,4	103,5	54,1	943,0	0,6	0,5	< 1,0
12	7,4	5,5	857	499	5299	2008	634	2806	229	2848	178	22,2		21,0	0,4	51,0	42,1	738,3	0,4	0,3	< 1,0
13	7,6	5,8	847	324	5594	1891	651	2934	240	2723	125	38,8		92,4	0,4	38,5	40,0	718,8	0,4	0,7	< 1,0
14	7,3	5,9	807	750	5717	1780	642	2358	261	2410	73	41,5		448,2	0,5	110,8	76,8	1013,9	0,4	1,5	< 1,0
15	7,9	5,8	753	142	4597	1731	567	2397	228	2535	173	13,9		64,4	0,7	32,0	51,3	716,6	0,4	0,9	< 1,0
16	7,6	3,8	653	212	3440	1361	463	2234	193	2505	223	46,4		78,6	0,6	30,2	33,5	565,3	0,3	0,6	< 1,0
17	8,2	5,5	794	70	4255	1638	602	2587	283	2513	325	22,5		429,6	8,9	6,1	16,6	624,8	1,4	1,3	< 1,0
18	7,4	4,0	688	320	3736	1483	531	2237	188	2501	229	28,1		39,2	0,3	48,2	42,2	650,8	0,3	0,2	< 1,0
19	7,3	7,8	1140	909	7075	2322	787	4134	252	3943	74	67,4		500,5	0,4	137,4	57,9	929,9	0,4	0,4	< 1,0
20	7,4	6,7	950	602	6373	2076	615	2294	214	2465	171	41,4		782,3	0,7	81,3	52,2	660,4	0,4	0,5	< 1,0



Figuur 2. Correlaties tussen verschillende bodemparameters. Het gaat om totaalconcentraties uitgedrukt in mmol per kilogram droge bodem.

De onderwaterbodem is kleiig hetgeen ook blijkt uit het feit dat de totaal-aluminiumconcentratie van de bodems sterk is gecorreleerd met de totaal-kaliumconcentraties (figuur 2). In lutumdeeltjes komt aluminium en kalium in een vaste verhouding waardoor deze zeer sterke correlatie kan worden verklaard. De gemeten aluminiumconcentratie in de destructieanalyse is dan ook een goede maat voor de concentratie (verweerbare) lutumdeeltjes in de bodem. Opvallend is dat de totaal-aluminiumconcentraties van de noordwestelijke naar de zuidoostelijke richting toenemen.

Verder is de totaal-Fe concentratie van de bodems ook sterk gecorreleerd met de totaal-Al concentratie. Dit betekent dus dat de ijzerrijkdom van de bodem afhangt van het aandeel lutumdeeltjes. De totaal-P concentratie correleert het sterkst met de totaal-Fe concentratie. De fosforrijkdom van de bodem wordt dus bepaald door de ijzerrijkdom en lutumrijkdom van de bodems. Deze laatste hangen sterk met elkaar samen. Het overgrote deel van het fosfor in de bodems is dus zeer waarschijnlijk gebonden aan ijzer(hydr)oxides of kleideeltjes.

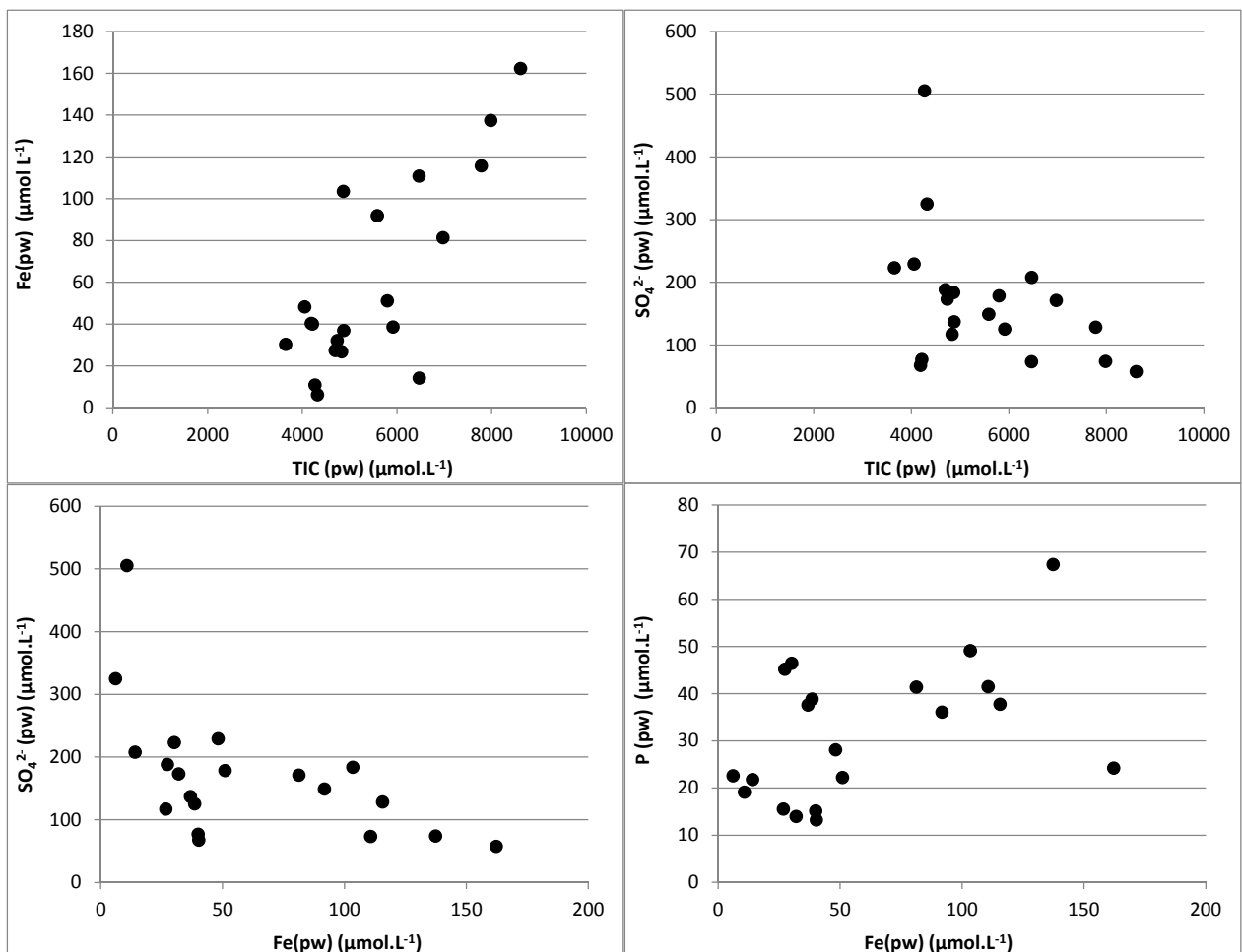


Figuur 3. Schematische weergave van de processen die betrokken zijn bij de anaerobe afbraak van organisch materiaal (naar van der Heide e.a. 2010).

De minerale kleibodems van het Bovenwater zijn rijk aan ijzer(III)(hydr)oxides. Door de input van reactief organisch materiaal (dode planten en dode algen) kan dit ijzer worden gereduceerd tot het goed oplosbare Fe^{2+} (figuur 3). Geoxideerd ijzer functioneert hierbij (bij de afwezigheid van zuurstof in de anaerobe onderwaterbodem) als alternatieve elektronenacceptor voor de afbraak van organische materiaal (figuur 3). Hierbij komt niet alleen Fe^{2+} vrij maar ook anorganisch koolstof in de vorm van kooldioxide en bicarbonaat (TIC). We zien dan ook dat de TIC concentratie van het poriewater is gecorreleerd met de ijzerconcentratie in het poriewater (figuur 4). Het oppervlaktewater is ook rijk aan sulfaat. Ook sulfaat kan onder anaerobe omstandigheden als alternatieve elektronenacceptor dienen voor de afbraak van organisch materiaal (figuur 3). Hierbij komt ook TIC vrij en tevens sulfide. Dat er ook sulfaatreductie in de onderwaterbodems plaatsvindt blijkt uit het feit dat de sulfaatconcentratie in het poriewater van de onderwaterbodem lager is dan in het oppervlaktewater. Bovendien vertoont de sulfaatconcentratie in het poriewater een omgekeerd verband met de TIC concentratie. In principe is geoxideerd (driewaardig) een krachtigere

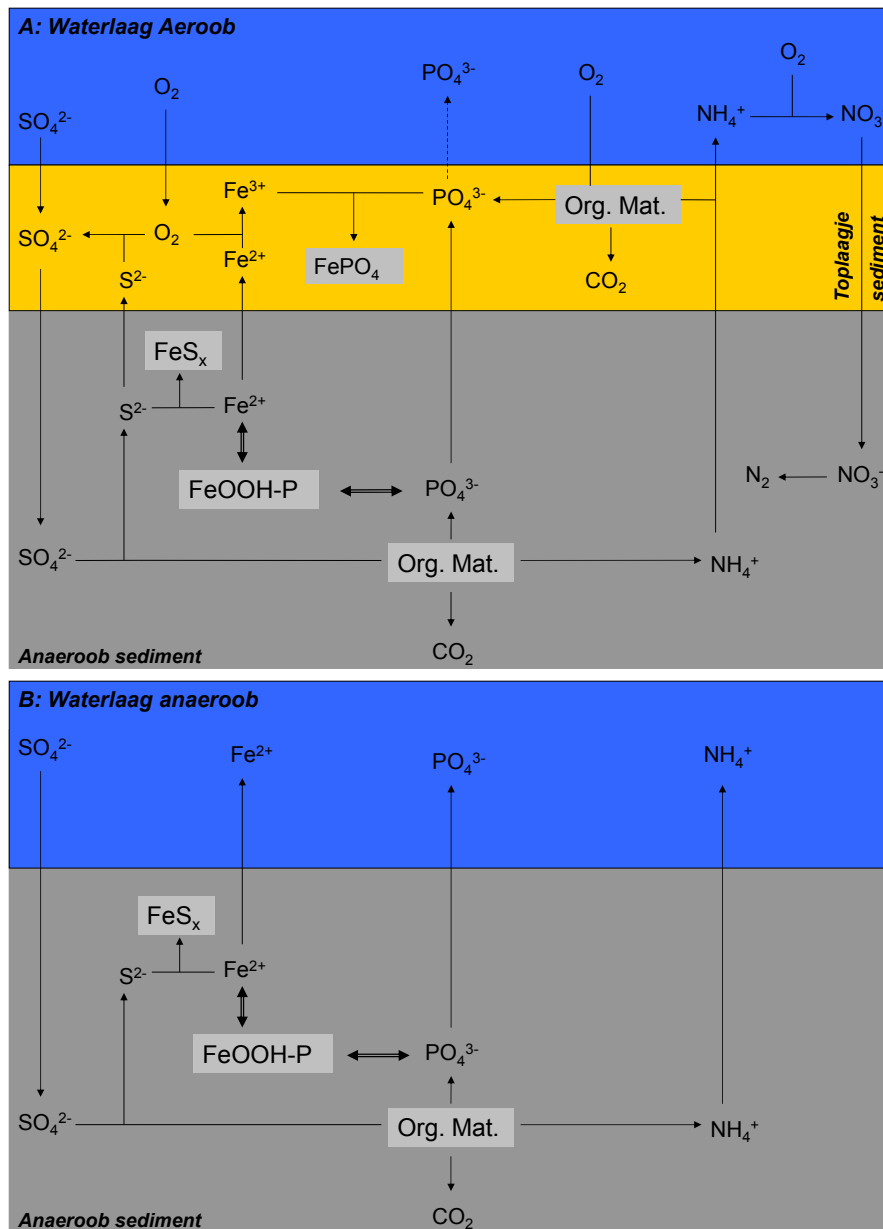
electronenacceptor dan sulfaat. Omdat de bodem ook op microschaal heterogeen is kan het zo zijn dat er in de bodem niches zijn waarin de beschikbaarheid van driewaardig ijzer laag is waardoor er toch sulfaatreductie kan plaatsvinden. Het sulfide dat gevormd wordt bij de sulfaatreductie bindt met opgelost ijzer waarna het neerslaat als ijzersulfide. Hierdoor vindt er in de bodem geen accumulatie plaats van het giftige sulfide. Wel wordt op deze wijze de ijzerconcentratie van het poriewater verlaagd hetgeen invloed kan hebben op de nalevering van P naar de waterlaag (zie hieronder).

De mate waarin er in de bodem afbraak van organisch materiaal plaatsvindt wordt bepaald door de input van reactief organisch materiaal en niet door de beschikbaarheid van alternatieve electronenacceptoren. De bodem is rijk aan ijzer en de waterlaag bevat relatief veel sulfaat. Hierdoor verloopt de afbraak van organische materiaal ook onder anaerobe condities goed. De fosforconcentratie van het poriewater neemt toe naarmate de ijzerconcentratie toeneemt. Dit komt omdat bij de reductie van ijzer(III)(hydr)oxides het hieraan geadsorbeerde fosfor in oplossing gaat. Een deel van het fosfor dat vrijkomt wordt weer geadsorbeerd aan nog niet gereduceerd ijzer. Overall neemt echter met de oplosbaarheid van ijzer ook de oplosbaarheid van fosfor toe.



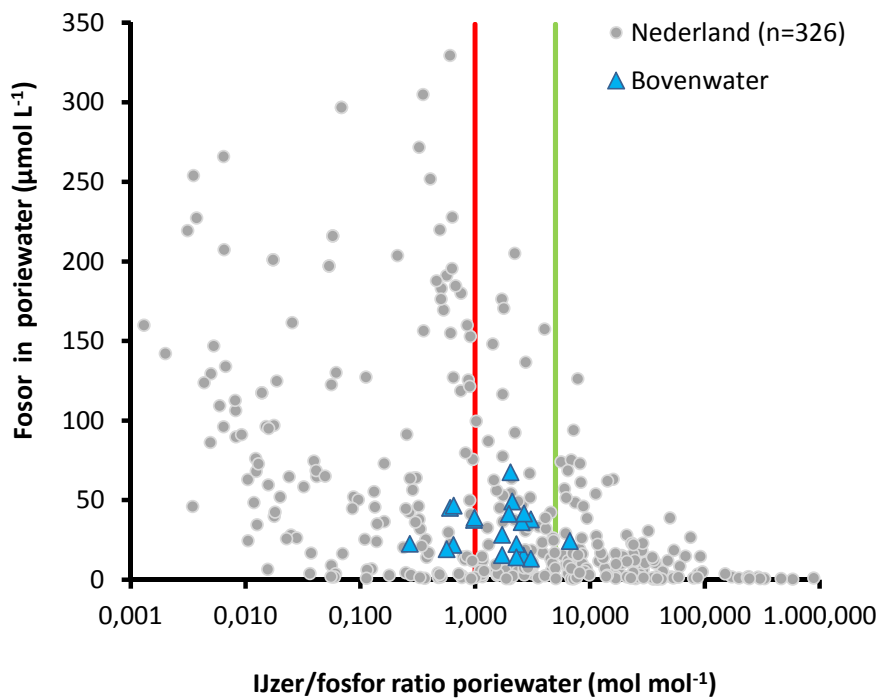
Figuur 4. Correlaties tussen verschillende poriewaterparameters. De concentraties worden uitgedrukt in μmol per liter poriewater. TIC staat voor 'total inorganic carbon' = kooldioxide plus bicarbonaat).

Voor de effecten van de P-rijkdom van de bodems op de waterkwaliteit is vooral de nalevering van P naar de waterlaag van belang. De fosfaatnalevering (via diffusie) uit sedimenten wordt sterk bepaald door de ijzer/fosfor (Fe/P) ratio van het poriewater (Smolders e.a., 2012, 2013). Dit komt omdat in het oxidatieve toplaagje tussen water en sediment het opgeloste gereduceerde ijzer weer wordt geoxideerd waardoor fosfaat wordt gebonden aan de ijzer(hydr)oxides en/of ijzer en fosfaat gezamenlijk neerslaan als FePO_4 in de toplaag (figuur 5). Als gevolg hiervan wordt de nalevering van P naar de waterlaag beperkt zolang de Fe/P ratio in het bodemvocht voldoende hoog is ($\gg 1$) en zolang de waterlaag aerob (zuurstofhoudend) is.



Figuur 5. Interacties tussen de zwavel-, ijzer- en fosforkringloop in wateren met een zuurstofhoudende waterlaag (A) en wateren met een zuurstofarme waterlaag (B). In oranje is het geoxideerde toplaagje van de onderwaterbodem (het sediment) weergegeven. Dit laagje is meestal maar enkele millimeters dik.

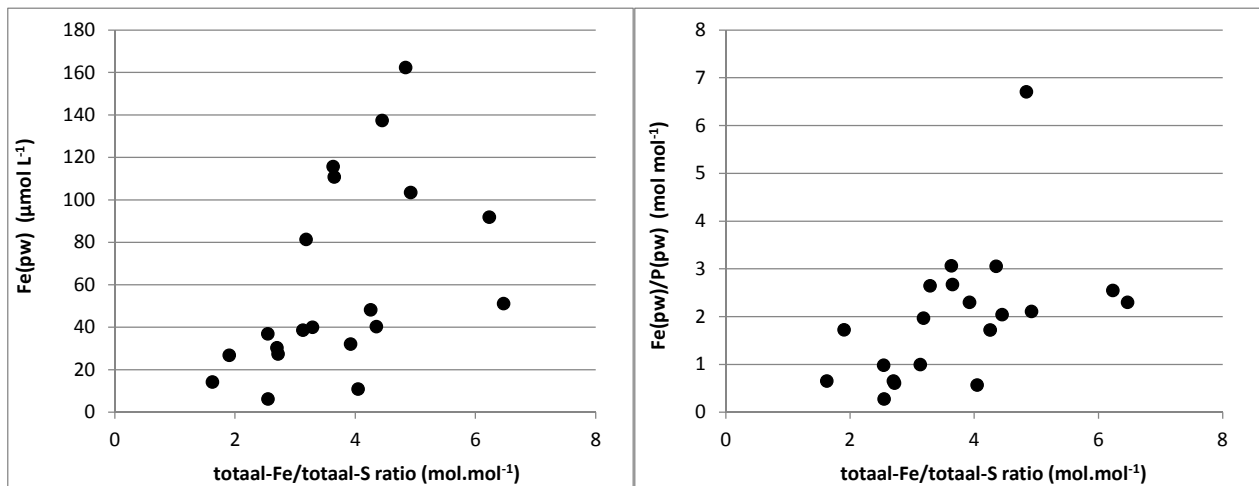
In figuur 6 wordt de P concentratie van het poriewater uitgezet tegen de Fe/P ratio van het poriewater. De P-nalevering zal hoger zijn naarmate de Fe/P ratio lager is en de P concentratie van het sediment poriewater hoger is. Onder een bepaalde Fe/P verhouding zal deze vrijwel geen invloed meer hebben omdat het ijzer dan in verhouding nog maar weinig P kan binden op de overgang naar de aerobe waterlaag. Smolders e.a. (2001) vonden een toename van de nalevering van P naar de waterlaag bij een Fe/P ratio lager dan 5 (de groene lijn in figuur 6). De nalevering van P naar de waterlaag blijkt echter zeer sterk toe te nemen wanneer de Fe/P ratio in het bodemvocht lager wordt dan 1 (Smolders e.a., 2001; Geurts e.a. 2010).



Figuur 6. Fosforconcentratie van het poriewater uitgezet tegen de IJzer/fosfor ratio van het poriewater voor een aantal onderwaterbodems uit Nederland. De locaties van Bovenwater zijn apart weergegeven.

Voor de onderwaterbodems van Bovenwater zien we dat de Fe/P ratio van het poriewater voor 7 van de 20 onderwaterbodems lager ligt dan 1 (tabel 2; figuur 4). Voor 12 van de 20 locaties wordt een Fe/P ratio gemeten die tussen 1 en 5 inligt. De gemeten P concentratie van het poriewater ligt tussen de 13 en 67 $\mu\text{mol L}^{-1}$ (0,4 tot 2,1 mg L^{-1}). We kunnen concluderen dat er voor deze bodems enige nalevering te verwachten is maar dat deze nalevering in ieder geval beperkt is zolang overgang van de onderwaterbodem naar de waterlaag zuurstofhoudend is.

De Fe/P ratio van het poriewater wordt in het geval van het Bovenwater negatief beïnvloed door sulfaatreductie waarbij sulfide wordt gevormd dat met ijzer kan neerslaan. Hierdoor worden op de langere termijn de driewaardige ijzer(III)hydroxides van de toplaag van de onderwaterbodem omgevormd naar ijzersulfides (waaronder pyriet). Deze ijzersulfides zijn zeer slecht oplosbaar waardoor de ijzerconcentratie en de ijzer/fosforratio van het poriewater afnemen (figuur 7). Hierdoor kan de fosfaalnalevering naar de waterlaag toenemen.



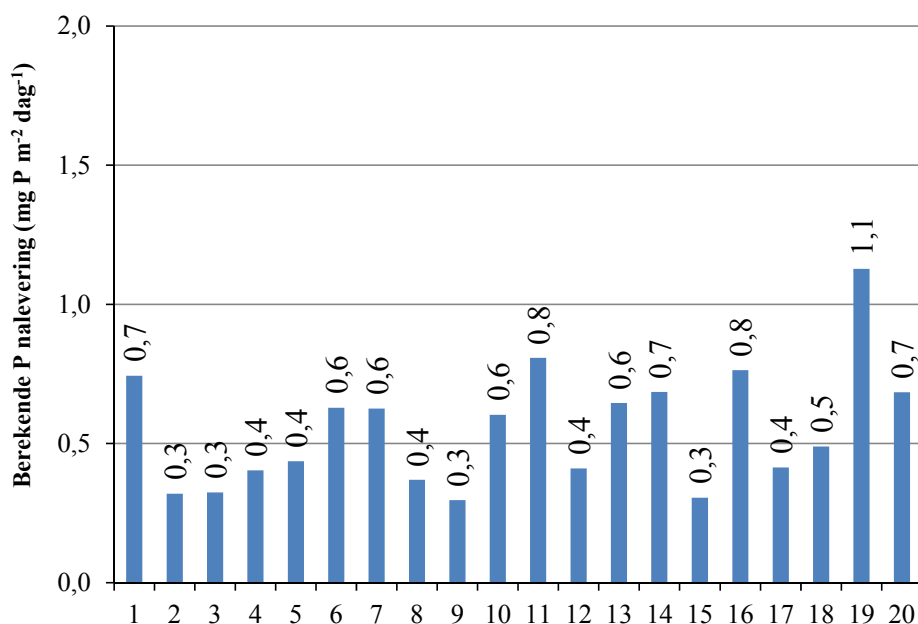
Figuur 7. Correlatie tussen de totaal-Fe/totaal-S ratio van de bodem en de Fe concentratie in het poriewater (links) en de Fe/P ratio van het poriewater (rechts).

In het kader van het KRW innovatieproject *MIND-BAGGERNUT* is voor een groot aantal onderwaterbodems de nalevering door diffusie bepaald uit intacte bodemcores. Aan de hand van het verkregen mathematische verband tussen de P concentratie van het poriewater en de nalevering bij 15 °C (Poelen et al., 2012), hebben we voor de onderwaterbodems uit het Bovenwater de potentiële nalevering berekend. Hier wordt gebruikt gemaakt van het experimentele verband dat is gevonden tussen de nalevering van fosfor in cilinderexperimenten en de fosforconcentratie in het bodemvocht van de onderwaterbodems gemeten in het veld (Poelen et al., 2012) volgens de formule:

$$0,0006*(P_{pw})^2 + 0,0105*P_{pw} + 0,1473.$$

Ppw staat hierbij voor de P concentraties in het poriewater in µmol L⁻¹. De resultaten worden gegeven in figuur 8. De gemiddelde berekende nalevering bedraagt 0,6 mg P m⁻² dag⁻¹. Onder zuurstofloze omstandigheden kan de nalevering, hoger liggen. Er is ook sprake van een temperatuurseffect, in de winter bedraagt de experimentele nalevering maar de helft van de nalevering die gevonden wordt bij 15 °C en bij 25 °C is deze bijna 1,6 maal hoger (Poelen et al., 2012). Opgemerkt dient te worden dat gelet op de Fe/P ratio, die voor veel locaties hoger is dan 1, de uitkomsten op grond van deze formule als onzeker moeten worden getypeerd (Poelen et al., 2012). Om de nalevering van de onderwaterbodems met meer zekerheid te kunnen inschatten zijn naleveringsproeven nodig waarbij de nalevering onder zowel zuurstofrijke als zuurstofarme condities kan worden bepaald.

De concentraties in de waterlaag van de plas (oppervlaktewater 1 en 2) komen goed overeen met de concentraties die worden gemeten in het inlaatwater (oppervlaktewater 3; tabel 2). Wel is het inlaatwater rijker aan calcium, bicarbonaat, sulfaat en nitraat. Het grondwater heeft een brak karakter is rijk en is rijk aan ijzer en fosfor en extreem rijk aan ammonium. Gelet op het feit dat het oppervlaktewater wordt gekenmerkt door relatief lage chloride concentraties is de invloed van het grondwater zeer beperkt. Een toename van de invloed van grondwater zou zeer waarschijnlijk leiden tot een verslechtering van de waterkwaliteit.



Figuur 8. Berekende nalevering voor de verschillende locaties volgens de Baggernut formule (Poelen et al., 2012).

Nalevering van P uit de sedimenten is met name te verwachten wanneer de waterlaag anaeroob wordt. De afbraak van reactief organisch materiaal op de bodem (denk aan dode algen en afstervende waterplanten) kan leiden tot tijdelijke anaerobe condities boven de bodem waardoor de nalevering van P naar de waterlaag zeer fors kan toenemen (Smolders e.a., 2013; Van Diggelen e.a., 2014). Met name in de warme zomermaanden kan de zuurstofconsumptie door het sediment aanzienlijk zijn. Ook zeer dichte waterplantenvegetaties kunnen leiden tot tijdelijk anaerobe condities boven de onderwaterbodem met name wanneer de planten beginnen af te sterven in de late zomer (Lamers e.a. 2012).

De dichte vegetatie van ondergedoken waterplanten fungeert op zichzelf ook als een nutriëntenpomp tussen de onderwaterbodem en de waterlaag. Dergelijke zeer dichte waterplantenvegetaties worden vaak aangetroffen op onderwaterbodems waarvan de P concentratie in het poriewater hoger is dan $50 \mu\text{mol L}^{-1}$ (Lamers e.a., 2012). Voorwaarde is dan wel dat de waterlaag in het voorjaar voldoende helder is. De relatief gunstige Fe:P ratio van het poriewater voorkomt mogelijk een sterke nalevering van P naar de waterlaag in het voorjaar waardoor het water voldoende helder blijft om de ontwikkeling van de waterplantenvegetatie mogelijk te maken. Voorwaarde hiervoor is wel dat de externe P-belasting niet te hoog is en ook dat de opwerveling van sediment door vissen niet tot een te grote troebeling van de waterlaag leidt. In de (na)zomer kan er bij (tijdelijk) verlaagde zuurstofconcentratie wel nalevering plaatsvinden uit het sediment en kunnen ook afstervende waterplanten bijdragen aan een verhoogde P concentratie in de waterlaag.

Op de langere termijn kan de P nalevering uit de waterbodem toenemen als gevolg van de sulfaatreductie die leidt tot een geleidelijke afname van de totaal-Fe/totaal-S ratio van de toplaag van de onderwaterbodems, waardoor ook de Fe/P ratio van het poriewater afneemt.

4. Literatuur

Geurts J.J.M., Smolders A.J.P., Banach A.M., van de Graaf J.P.M., Roelofs J.G.M. & L.P.M. Lamers. 2010. The interaction between decomposition, N and P mineralization and their mobilization to the surface water in fens. *Water Research* 44: 3487-3495.

Lamers L., Schep S., Geurts J. & Smolders A. 2012. Erfenis fosfaatrijk verleden: helder water met woekerende waterplanten. *H2O* 2012(13): 33-34.

Poelen M.D.M., Van den Berg L.J.L., Ter Heerdt G, Bakkum R., Smolders A.J.P., Jaarsma N.G., Brederveld R.J. & Lamers L.P.M. 2012. WaterBODEMbeheer in Nederland: Maatregelen Baggeren en Nutriënten (BAGGERNUT) -Metingen Interne Nutriëntenmobilisatie en Decompositie (MIND-BAGGERNUT) Eindrapportage 2012. Onderzoekcentrum B-WARE, Nijmegen. Rapport 2012-18.

Smolders A., Van den Broek T., Lucassen E. & Spanjers B. 2012. Monitoring proefsloten Lopikerwaard: hoe werkt een boerensloot in het veenweidegebied? *H2O* 2012(17): 30-32.

Smolders A.J.P., Van Diggelen J.H.M., Geurts J.J.M., Poelen M.D.M., Roelofs J.G.M., Lucassen E.C.H.E.T. & Lamers L.P.M. 2013. Waterkwaliteit in het veenweidegebied; De complexe interacties tussen oever, waterbodem en oppervlaktewater. *Landschap* 30(3): 145-153.

Smolders A.J.P., Lamers L.P.M., Moonen M., Zwaga K. & Roelofs J.G.M., 2001. Controlling phosphate release from phosphate-enriched sediments by adding various iron compounds. *Biogeochemistry* 54: 219-228.

Van der Heide T., Smolders A.J.P., Lamers L.P.M., Van Katwijk M. & Roelofs J.G.M. 2010. Nutrient mobility correlates with bicarbonate accumulation in marine and freshwater sediment – empirical evidence from pore water analyses. *Applied Geochemistry* 25: 1825-1829.

Van Diggelen J.M.H., Lamers L.P.M., van Dijk G., Schaafsma M.J., Roelofs J.G.M. & Smolders A.J.P. 2014. New insights into phosphorus mobilisation from sulphur-rich sediments - Time-dependent effects of salinisation. *PLOS One* 9(11): e1111106.