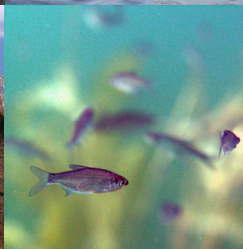


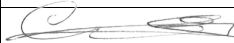
Watersysteemanalyse zoete variant  
Markiezaatsmeer-Binnenschelde





**Watersysteemanalyse zoete variant  
Markiezaatsmeer-Binnenschelde**

referentie	projectcode	status
BR668-21/16-005.685	BR668-21	Definitief 02
projectleider	projectdirecteur	datum
dr. C. Cusell	drs. M. Klinge	30 maart 2016

autorisatie	naam	paraaf
Goedgekeurd	dr. C. Cusell	



<b>INHOUDSOPGAVE</b>	<b>blz.</b>
<b>1. INLEIDING</b>	<b>1</b>
1.1. Aanleiding	1
1.2. Doel	1
1.3. Aanpak: Systematiek van de systeemanalyse	1
1.3.1. Voorwaarden versus toestanden	1
1.3.2. Hiërarchie in voorwaarden	2
1.4. Leeswijzer	2
<b>2. METHODIEK EN UITGANGSPUNTEN</b>	<b>3</b>
2.1. Hydrologisch functioneren	3
2.1.1. Samenvatting waterbalans Binnenschelde	3
2.1.2. Samenvatting waterbalans Markiezaatsmeer	4
2.2. Nutriëntbelastingen in het water	4
2.2.1. Externe belastingen	5
2.2.2. CUWVO-lijnen	7
2.2.3. Kritische belastingen: PCLake	8
2.2.4. Ruimtelijke variaties in potenties voor waterplanten in het Markiezaatsmeer	9
2.2.5. Klimaatbestendigheid	10
2.2.6. Onzekerheden	12
2.3. Lichtbeschikbaarheid	12
2.4. Nutriëntenhuishouding in de onderwaterbodem	13
2.5. Dynamische toepassing van PCLake	13
<b>3. SYSTEEMANALYSE VAN DE BINNENSCHELDE</b>	<b>15</b>
3.1. Beschrijving ecologische toestand	15
3.2. Abiotische voorwaarden	21
3.2.1. Hydrologisch functioneren	21
3.2.2. Saliniteit	23
3.2.3. Nutriëntbelastingen in het water	25
3.2.4. Lichtbeschikbaarheid	30
3.2.5. Nutriëntenhuishouding in de onderwaterbodem	31
3.2.6. Dynamische modelruns in PCLake	33
<b>4. SYSTEEMANALYSE VAN HET MARKIEZAATSMEER</b>	<b>35</b>
4.1. Beschrijving ecologische toestand	35
4.1.1. Ecologische toestand van mosselen, terrestrische vegetatie en vogels	40
4.2. Abiotische voorwaarden	43
4.2.1. Hydrologisch functioneren	43
4.2.2. Saliniteit	47
4.2.3. Nutriëntbelastingen in het water	49
4.2.4. Lichtbeschikbaarheid	55
4.2.5. Nutriëntenhuishouding in de onderwaterbodem	56
4.2.6. Dynamische modelruns in PCLake	57
<b>5. CONCLUSIES ZOETE VARIANTEN MARKIEZAATSMEER EN BINNENSCHELDE</b>	<b>59</b>
<b>6. LITERATUURLIJST</b>	<b>61</b>

**BIJLAGEN**

	<b>aantal blz.</b>
I Aanpak en uitgangspunten waterbalansen	10
II Aanpak en uitgangspunten bij VERIFICATIE PCLake	4

## **1. INLEIDING**

### **1.1. Aanleiding**

De Binnenschelde is een stedelijk meer met potenties voor wonen, recreëren en ondernemen op en langs het water. Het Markiezaatsmeer is een waardevol en vogelrijk wetland dat onderdeel is van het Natura 2000-netwerk. Beide watersystemen stellen echter grote uitdagingen. De biologische waterkwaliteit van beide meren is ontoereikend tot slecht volgens de KRW-richtlijnen (Waterschap Brabantse Delta 2014a). De zwemwaterkwaliteit van de Binnenschelde is niet optimaal. Tenslotte is de waterkwaliteit tevens een belangrijke factor voor het behalen voor de Natura 2000-doelen in het Markiezaatsmeer.

De eerste stap voor het structureel verbeteren van de waterkwaliteit van beide meren was het uitvoeren van een gedegen watersysteemanalyse, waarmee begrip verkregen kan worden over het functioneren van beide watersystemen. In het hoofdrapport (Witteveen+Bos 2016) worden zowel de watersysteemonderzoeken voor toekomstige zoete als zoute condities kort behandeld, en wordt ingegaan op de mogelijk maatregelen en perspectieven die hieruit volgen. In het voorliggende deelrapport worden de ontwikkelingsperspectieven van beide meren onder zoete condities vastgesteld met behulp van een systeemanalyse. Dit deelrapport vormt dan ook de onderbouwing voor de argumentatie van de zoete eindvariant van beide meren in het hoofdrapport.

### **1.2. Doel**

Het doel van de voorliggende systeemanalyse is om een goed onderbouwd inzicht te krijgen in kansrijke en structurele maatregelen voor een zoete toekomstvariant van de Binnenschelde en het Markiezaatsmeer.

### **1.3. Aanpak: Systematiek van de systeemanalyse**

Bij het uitvoeren van systeemanalyses wordt veelal gebruik gemaakt van conceptuele denkbomen, waarbij bepalende voorwaarden voor een goede ecologische kwaliteit worden geïdentificeerd en gekwantificeerd met als doel om sleutelfactoren te identificeren, die gebruikt kunnen worden voor (bij)sturing. Om tot deze sleutelfactoren te komen, dient het ecologisch systeemfunctioneren te worden ontrafeld. Dit leidt tot een beter inzicht in de rol van de diverse ecologische processen op het systeemfunctioneren, waardoor het mogelijk wordt om de vinger op de zere plek te leggen en gerichte maatregelen te bepalen.

#### **1.3.1. Voorwaarden versus toestanden**

Het centrale onderwerp van een systeemanalyse is de duiding van de toestand (hoe is/was het gesteld in het systeem?) en de voorwaarden (wat maakt het zoals het is/was?). De toestand geeft inzicht in de condities op een bepaald tijdstip, of gedurende een bepaalde periode, en op een bepaalde plek, zowel biotisch als abiotisch. Het gaat bijvoorbeeld om een beschrijving van de vegetatiesamenstelling of een verloop van de fosforconcentratie op een bepaalde plek. Deze toestanden kunnen diagnostisch goed gebruikt worden om de condities van het systeem vast te stellen, maar je weet dan nog niet waar dat door veroorzaakt wordt en hoe je zou kunnen bijsturen. Om dit te kunnen vaststellen zijn de voorwaarden van belang. Dit zijn onafhankelijke en sturende processen en mechanismen die de ecologische toestand op termijn bepalen. Hierbij kan onder andere gedacht worden aan nutriëntbelastingen (die de nutriëntconcentraties bepalen) en de lichtbeschikbaarheid.

In de systeemanalyse wordt achtereenvolgens een coherent beeld van (het verloop van) zowel de toestand als de voorwaarden beschreven. Vervolgens wordt gekeken of beide op elkaar aansluiten: 'snappen we de voorwaarden vanuit de toestand en de toestand vanuit de voorwaarden?'

### 1.3.2. Hiërarchie in voorwaarden

Door het bestuderen van het systeemfunctioneren van verschillende ecosystemen is gebleken dat er vaak sprake is van een volgordelijkheid in de voorwaarden. Dit is ook gedaan voor zoete watersystemen. In meren worden ondergedoken waterplanten vaak centraal gesteld in de analyse, omdat ze een cruciale rol spelen in het ecologisch functioneren van watersystemen. Andere soorten (macrofauna, vis, oeverplanten) zijn in belangrijke mate afhankelijk van de waterplanten, en hun potenties worden dus voor een belangrijk deel al indirect meegenomen als er gefocust wordt op de waterplanten.

In zoete meren en sloten concurreren ondergedoken waterplanten met algen om de beschikbare nutriënten en de lichtbeschikbaarheid. Het uitgangspunt is dat de ecologische kwaliteit toeneemt in de volgorde: plantenarme wateren (algen), eenzijdige hoogproductieve plantengemeenschap (bijv. Waterpest, Aarvederkruid, Grof hoornblad), diverse of specifieke laagproductieve plantengemeenschap (bijv. Kranswieren, Fonteinkruiden, Zeegrassen). Als gekeken wordt welke voorwaarden verantwoordelijk zijn voor deze ecologische rangorde, dan kom je er op uit dat de volgende hiërarchie in voorwaarden aanwezig is in deze watersystemen (STOWA 2014):

- voor een goede ontwikkeling dient er licht op de waterbodem te komen. Een belangrijk potentieel knelpunt hiervoor is de aanwezigheid van algen of kroos, veroorzaakt door een te hoge externe belasting met nutriënten. De externe aanvoer van nutriënten, die sterk afhankelijk is van de hydrologische condities, dient dan ook laag genoeg te zijn;
- als de externe belastingen op orde zijn kunnen bijvoorbeeld zwevend stof en kleuring voor verstoring van het lichtklimaat zorgen. Voor een goede waterplantontwikkeling dient het doorzicht voldoende te zijn;
- pas als er voldoende licht op de bodem valt, kan de nutriëntenhuishouding van de waterbodem een knelpunt vormen. Als er te veel nutriënten beschikbaar zijn in de bodem dan zal dit tot woekering van slechts een paar snelgroeiende soorten leiden.

### 1.4. Leeswijzer

In hoofdstuk 2 wordt allereerst ingegaan op de gebruikte methodiek en de gehanteerde uitgangspunten. Vervolgens wordt voor de Binnenschelde (hoofdstuk 3) en het Markiezaatsmeer (hoofdstuk 4) aandacht besteed aan de huidige toestand en de voorwaarden die sturend zijn voor de ecologische toestand in beide meren. Beide hoofdstukken starten dan ook met een paragraaf die ingaat op de ontwikkelingen van de toestand sinds de afsluiting van het meer, waarbij in ieder geval ook wordt ingegaan op de ontwikkeling van de vegetatie, vissen, vogels, mosselen en fytoplankton in de afgelopen decennia. Er wordt een coherent beeld van de toestand gegeven op basis van de reeds beschikbare data. Vervolgens worden er voor elk meer verscheidene paragrafen gewijd aan de voorwaarden die sturend zijn voor de beschreven toestand in het meer, waarbij de volgende voorwaarden aan de orde komen: (a) het hydrologisch functioneren, (b) de saliniteit van het water, (c) de nutriëntenhuishouding in het water, (d) het lichtklimaat en (e) de nutriëntenhuishouding in de bodem. Tenslotte zal in een synthese (hoofdstuk 5) worden ingegaan op de vergelijking tussen beide meren.

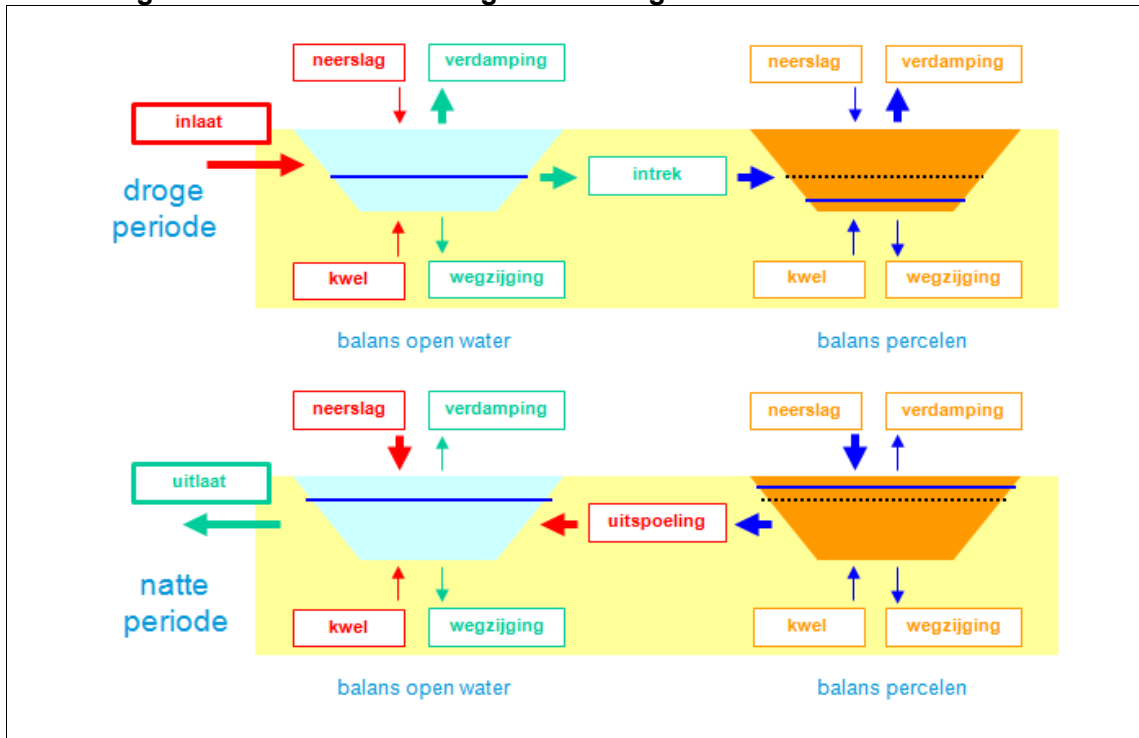


## 2. METHODIEK EN UITGANGSPUNTEN

### 2.1. Hydrologisch functioneren

Om inzicht te krijgen in het hydrologisch functioneren is voor beide meren een waterbalans opgesteld. Afbeelding 2.1 geeft een schematische weergave van een waterbalans. De waterbalans bestaat uit twee 'bakjes': een bakje voor het open water en een bakje voor de omliggende, afwaterende percelen. De pijlen in afbeelding 2.1 geven de in- en uitgaande waterstromen weer. Dit betreft neerslag en verdamping, kwel en wegzijging, uitspoeling en intrek en in- en uitlaat.

**Afbeelding 2.1. Schematische weergave van de gebruikte waterbalans**



In bijlage I worden de uitgangspunten en de gevolgde aanpak voor het opstellen van de waterbalansen in meer detail toegelicht. Hieronder volgt een samenvatting van de gevolgde aanpak om de balansen op te stellen.

#### 2.1.1. Samenvatting waterbalans Binnenschelde

Voor de Binnenschelde is een waterbalans opgesteld voor de periode van 1 januari 1990 tot 28 februari 2015. Het beheer is een belangrijke factor in het hydrologisch functioneren van dit meer. Er wordt zowel water ingelaten (om te voorkomen dat het waterpeil in de Binnenschelde uitzakt) als uitgelaten (om lager liggende watergangen in Bergen op Zoom door te spoelen, of om het waterpeil in de Binnenschelde te verlagen). De inlaat vindt plaats via gemaal Noordland vanuit het Zoommeer en de uitlaat vindt plaats via stuwen naar lager gelegen watergangen. Een tweetal kleinere in- en uitlaten is niet expliciet meegenomen in de waterbalans, te weten in- en uitlaten naar de snoekpaaiplaats en uitlaten naar de Plaatvliet voor doorspoeling van de Plaatvliet na overstorten, omdat hun bijdrage op de waterbalans gering is (Waterschap Brabantse Delta 2011) en er onvoldoende meetgegevens beschikbaar zijn voor een betrouwbare inschatting van deze in- en uitlaten.

Pas vanaf 2011 zijn de draaiuren van het inlaatgemaal bijgehouden. Daardoor is niet goed na te gaan hoeveel water in eerdere jaren is ingelaten. Voor de perioden 1993 - 2001 en 2009 - 2015 zijn peilmetingen beschikbaar en voor deze perioden is in de waterbalans een reconstructie gemaakt van het gevoerde beheer.

Doordat de reconstructie van het beheer is uitgevoerd op basis van het gemeten waterpeil, kan het waterpeil niet meer gebruikt worden om de waterbalans te controleren. Wel is de balans gecontroleerd op basis van de confrontatie tussen de gemeten en berekende chlorideconcentratie. Het verloop van de chlorideconcentratie door het jaar heen (laag in het voorjaar, hoog in de zomer) wordt goed berekend en dit geeft vertrouwen in de waterbalans. De berekende chlorideconcentratie ligt echter structureel lager dan de gemeten concentratie: dit impliceert dat er een bron van chloride mist in de waterbalans. Er is waarschijnlijk sprake van een geringe brakke kwelstroom. Hoewel het om een geringe hoeveelheid water gaat, is deze kwelstroom wel meegenomen in de berekening van de externe nutriëntbelastingen (zie paragraaf 2.2.1).

### **2.1.2. Samenvatting waterbalans Markiezaatsmeer**

In het Markiezaatsmeer is sprake van een grotendeels natuurlijk peil. Er ligt een stuw waarover water wordt afgelaten, maar verder wordt het waterpeil niet gereguleerd. De hoogte van de stuw is de afgelopen jaren verschillende keren aangepast. Er is een waterbalans opgesteld voor de periode van 1 januari 1990 tot 28 februari 2015. De neerslag- en verdampingsreeksen, de kwel en wegzijging en de inlaat vanuit de Blaffert zijn als harde invoer opgedrukt. Op basis hiervan berekent de balans het waterpeil van het open water en van het grondwater in de percelen. De waterpeilen zijn bepalend voor de uitwisseling tussen open water en grondwater (via uitspoeling en intrek) en voor de aflat via de stuw.

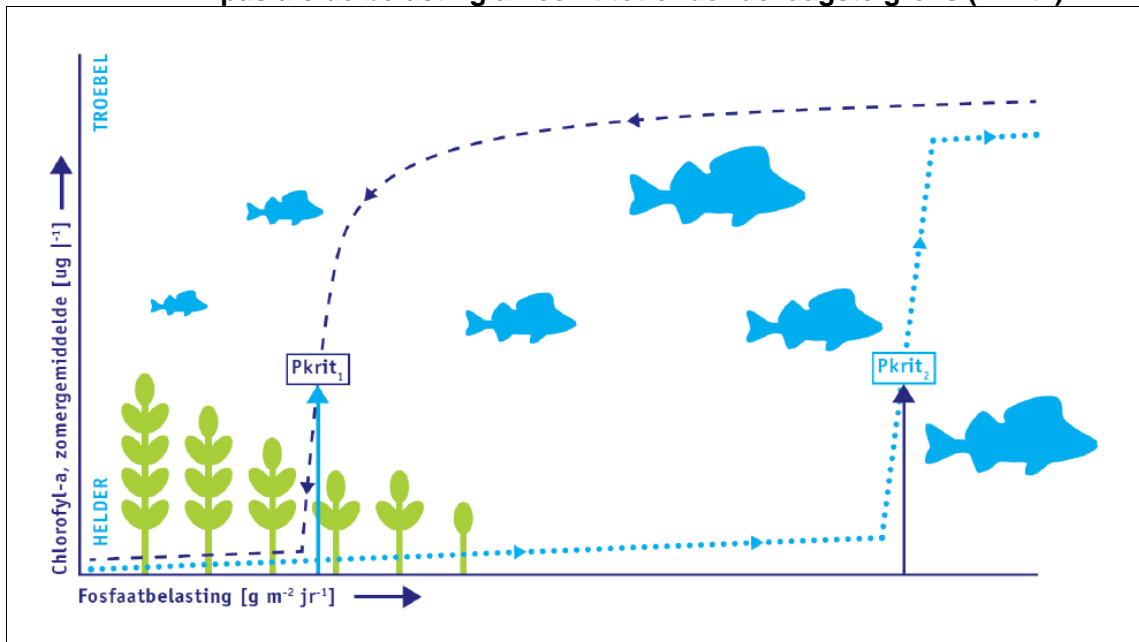
De waterbalans is gecontroleerd door het berekende waterpeil en de berekende chlorideconcentratie te vergelijken met het gemeten waterpeil en de gemeten chlorideconcentratie. De berekende en gemeten chlorideconcentratie komen goed overeen. Het berekende en gemeten waterpeil komen ook meestal goed overeen. In erg droge jaren zakt het berekende peil echter wat verder uit dan het gemeten peil. Dit komt waarschijnlijk door het afnemen van de bruto wegzijging en het toenemen van de bruto kwel als het waterpeil uitzakt, terwijl de balans uitgaat van een constante wegzijging en kwel.

De controle van de waterbalans aan de hand van het waterpeil en de chlorideconcentratie geeft vertrouwen in de opgestelde waterbalans.

## **2.2. Nutriëntbelastingen in het water**

Ondiepe meren kunnen verschillende verschijningstoestanden hebben: helder en plantrijk aan de ene kant of troebel en algenrijk aan de andere kant. De mate van de externe nutriëntenbelasting is sterk bepalend voor de toestand: bij een hoge externe belasting kan een helder meer omslaan naar een troebele toestand. Beide toestanden hebben echter een zelfstabiliserende werking (o.a. Scheffer 1998) en slaan daardoor niet zomaar om naar de andere toestand. De omslag van helder naar troebel vindt plaats als de belasting een drempelwaarde overschrijdt: deze drempelwaarde noemen we de kritische belasting (afbeelding 2.2). De confrontatie tussen de externe belasting en de kritische belasting geeft inzicht in de nutriëntenhuishouding in het water.

**Afbeelding 2.2. Alternatieve stabiele toestanden van een watersysteem afhankelijk van de externe fosfaatbelasting (STOWA 2008). Een helder meer wordt troebel als de kritische belasting (rechter grens, Pkrit2) wordt overschreden. De omslag terug naar de heldere toestand gebeurt pas als de belasting afneemt tot onder de laagste grens (Pkrit1)**



### 2.2.1. Externe belastingen

Op basis van de waterbalans is de externe nutriëntenbelasting bepaald voor fosfor en stikstof. Dit is gedaan door aan alle ingaande waterstromen een stofconcentratie te koppelen. De gehanteerde nutriëntconcentraties voor het Markiezaatsmeer en de Binnenschelde staan in Tabel 2.1. De nutriëntconcentraties in het inlaatwater van de Binnenschelde (vanuit het Zoommeer) zijn bepaald op basis van metingen die Rijkswaterstaat in het Schelde-Rijnkanaal (meetlocatie Oesterdam) en in het Krammer-Volkerak (meetlocatie Steenberg) heeft uitgevoerd.

De P-concentraties in het uitspoeling- en afstromingwater zijn bepaald op basis van waterkwaliteitsmetingen van het grondwater, die B-WARE heeft uitgevoerd in het voorjaar van 2015. Voor de N-concentraties is uitgegaan van een N/P-verhouding van een standaardverhouding van 10 g/g, omdat de DON-concentraties niet zijn gemeten in deze monsters. De kwaliteit van het uit- en afspoelwater rondom de Binnenschelde is bepaald op basis van het gemiddelde van twee bemonsterde locaties (beide op 1,5 m diepte), terwijl voor het Markiezaatsmeer gebruik is gemaakt van het gemiddelde van 10 meetlocaties met een diepte die varieerde tussen de 0,5 en 1,5 m (afbeelding 2.3). Al deze locaties zijn in zandlagen bemonsterd en niet in lokale kleilaagjes (waar de N- en P-concentraties stukken hoger zijn door het langdurig vasthouden van voormalig brak zeewater), omdat deze zandlagen verantwoordelijk zijn voor verreweg de grootste wateraanvoer door hun veel lagere weerstand dan de lokale kleilaagjes.

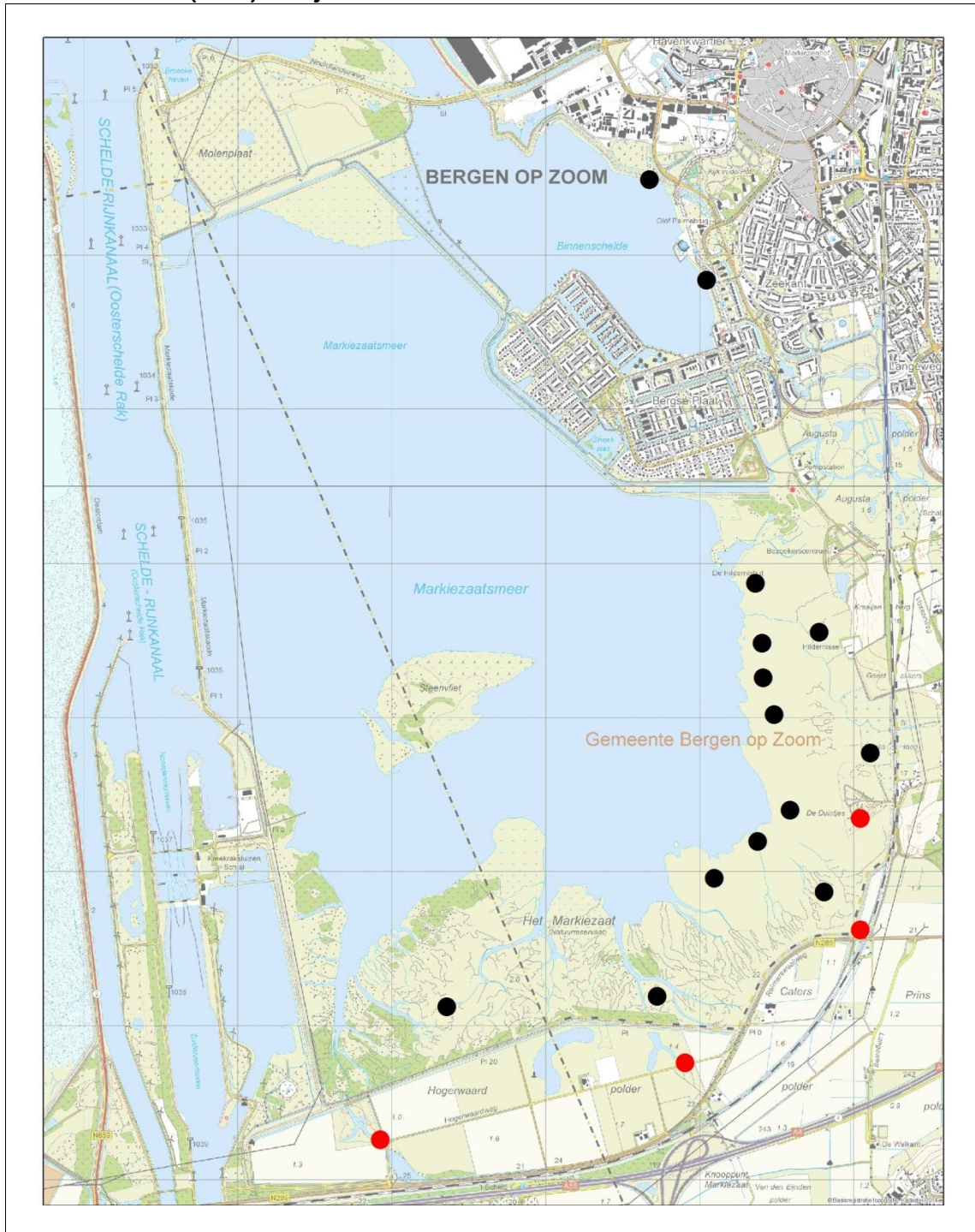
**Tabel 2.1. Totaal P- en N-concentraties van ingaande waterstromen van het Markiezaatsmeer en de Binnenschelde**

	waterstroom	totaal P (mg/)	totaal N (mg/l)	toelichting
<b>Binnenschelde</b>				
ingaand	neerslag	0,0016	1,5	op basis van landelijk meetnet RIVM
	kwel	0,5	5	totaal P: hoogst gemeten concentratie in het grondwater rondom de Binnenschelde op 1,5 m diepte (2 metingen) totaal N: aanname dat N/P-verhouding van 10
	inlaat Zoommeer	tijdreeks	tijdreeks	op basis van metingen van RWS in het Schelde-Rijnkanaal en het Krammer-Volkerak
	afstroming	0,3	3	totaal P: gemiddelde concentratie in het grondwater rondom de Binnenschelde op 1,5 m diepte (2 metingen) totaal N: aanname dat N/P-verhouding van 10
	uitspoeling	0,3	3	
<b>Markiezaatsmeer</b>				
ingaand	neerslag	0,0016	1,5	op basis van landelijk meetnet RIVM
	kwel	0,2	2	totaal P: gemiddelde concentratie in diepe en ondiepe grondwater rondom het meer (uit het grondwatermodel blijkt dat laterale en diepe kwel beide voor circa 50% van de kwelaanvoer verantwoordelijk zijn). totaal N: aanname dat N/P-verhouding van 10
	inlaat Blaffert	tijdreeks	tijdreeks	op basis van metingen van het waterschap in de Blaffert (tot 2001: locatie 80201, vanaf 2001: locatie 80202). Voor ontbrekende jaren is data van het voorgaande jaar gebruikt.
	afstroming	0,2	2	aanname (combinatie van kwelwater en regenwater wat kort contact in contact heeft gestaan met het perceel)
	uitspoeling	0,2	2	

Voor de kwaliteit van het kwelwater geldt dat voor de Binnenschelde gebruik is gemaakt van de hoogst gemeten P-concentratie van de twee bemonsterde locaties (op 1,5 m diepte) rondom de Binnenschelde, terwijl voor het Markiezaatsmeer gebruik is gemaakt van metingen die zijn uitgevoerd in diepere peilbuizen (2,5 tot 10 m diepte) die om het Markiezaatsmeer liggen (afbeelding 2.3). Hoewel de totaal P-concentratie in vrijwel alle diepere peilbuizen om het Markiezaatsmeer lager was dan 0,1 mg/l, is toch uitgegaan van een P-concentratie van 0,2 mg/l. Er is bewust van hogere concentraties uitgegaan, omdat in één peilbuis een P-concentratie van 1,3 mg/l is gemeten (alhoewel dit monster mogelijk in een kleilaagje is genomen). Daarnaast zijn er geen gegevens beschikbaar van de grondwaterkwaliteit op locaties waar de kwel daadwerkelijk optreedt. Om inzicht te krijgen in het potentiële ecologische effect deze onzekerheden zijn er tevens gevoeligheidsanalyses uitgevoerd voor totaal P-concentraties in het kwelwater van het Markiezaatsmeer van 0,4 en 0,6 mg/l.

Aanvullend op de belasting vanuit instromend water is ook de belasting door vogels bepaald. Hiervoor is gebruik gemaakt van de vogeltellingen die de West-Brabantse vogelwerkgroep sinds 1986 bij de Binnenschelde en het Markiezaatsmeer heeft uitgevoerd onder leiding van Ray Teixeira en Hidde Bult. Op basis van de vogeltellingen is vastgesteld hoeveel individuen per soort per seizoen per jaar aanwezig waren. Vervolgens is met het model Waterbirds (ontwikkeld door het NIOO-KNAW) de externe N- en P-belasting berekend van de aanwezige vogels. Hierbij is rekening gehouden met het foerageergedrag van de verschillende vogelsoorten per seizoen. Alleen vogels die niet in hetzelfde waterlichaam foerageren dragen immers bij aan de externe belasting.

**Afbeelding 2.3. Locaties waar bodemvochtmonsters zijn genomen m.b.v. lysimeters op 0,5 tot 1,5 m diepte (zwart) en in peilbuizen op 2,5 tot 10 m diepte (rood) nabij de Binnenschede en het Markiezaatsmeer**



## 2.2.2. CUWVO-lijnen

Met behulp van de externe N/P-belasting kan geschat worden welk nutriënt waarschijnlijk limiterend zal zijn voor de algenproductie als tenminste één van beide nutriënten de meest limiterende factor is en niet bijvoorbeeld doorzicht, graasdruk, beheer en/of de saliniteit van het oppervlaktewater. Om inzichtelijk te maken of een nutriënt daadwerkelijk limiterend is

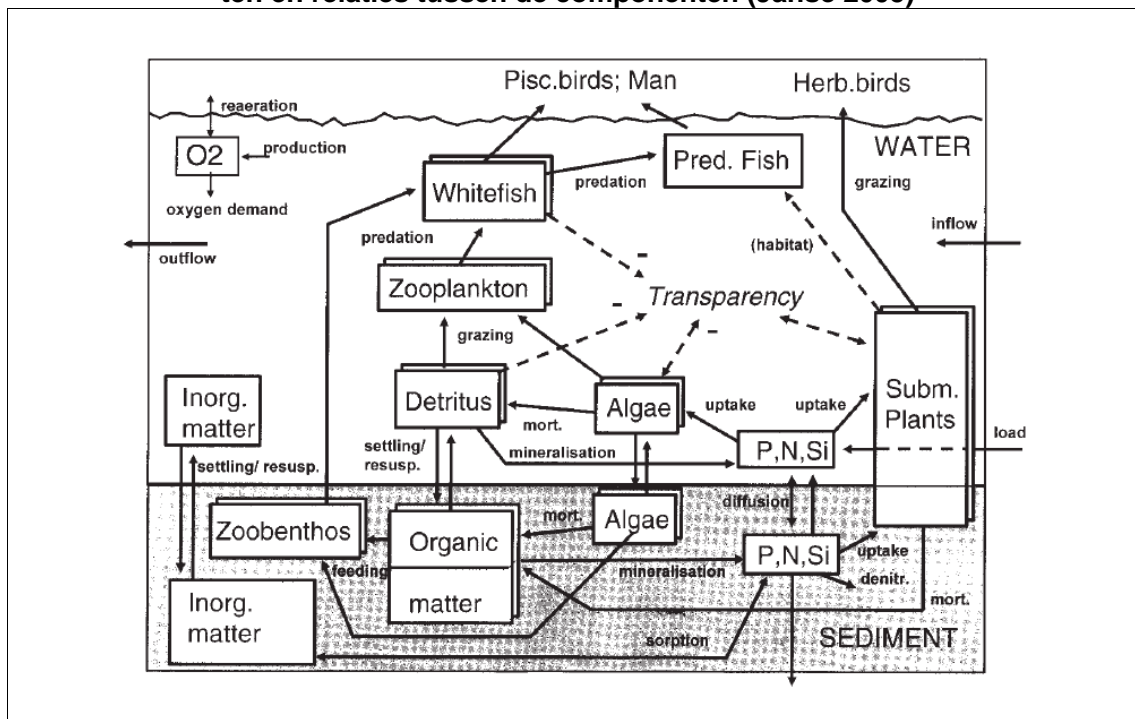


voor de ontwikkeling van algen, is de chlorofyl-a concentratie uitgezet tegen de totaal P- en N-concentraties in het oppervlaktewater. In deze figuren zijn tevens CUWVO-lijnen uitgezet, die voor verschillende typen algen de maximale chlorofyl-a concentratie aangeven die geproduceerd kan worden bij bepaalde nutriëntconcentraties in de zomer (Portielje & Van der Molen 1998). Als de meetpunten voornamelijk tussen deze CUWVO-lijnen liggen dan is het betreffende nutriënt waarschijnlijk (co)limiterend voor de algenontwikkeling. Bij de interpretatie dient er overigens wel rekening mee te worden gehouden dat deze CUWVO-lijnen gebaseerd zijn op zoete condities, en dat een andere algensamenstelling onder brakke en zoute condities kan leiden tot andere verbanden en dus andere CUWVO-lijnen.

### 2.2.3. Kritische belastingen: PCLake

Met het ecologische model PCLake zijn de kritische belastingen van het Markiezaatsmeer en de Binnenschelde 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 striklengthe) berekent het model de uitwisseling van stoffen (drooggewicht, fosfor en stikstof) tussen de compartimenten van het model (zoals waterplanten, algen en vissen, afbeelding 2.4). De gehanteerde input voor het Markiezaatsmeer en de Binnenschelde staan in tabel 2.2. De modellen zijn tevens geverifieerd. De uitkomsten van deze verificatie staan in bijlage II.

**Afbeelding 2.4. Modelstructuur van PCLake met de belangrijkste modelcomponenten en relaties tussen de componenten (Janse 2005)**



De kritische grenzen zijn berekend in 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 toegevoerd naar de kritische belasting: de drempel tussen een heldere of troebele toestand.

**Tabel 2.2. Gebiedsspecifieke uitgangspunten voor PCLake**

	Markiezaatsmeer	Binnenschelde
gemiddeld hydraulisch debiet (mm/dag)	volgt uit waterbalans	volgt uit waterbalans
gemiddelde waterdiepte (m)	2,1	1,5
gemiddelde N/P-ratio (gN/g P)	volgt uit externe belastingen	volgt uit externe belastingen
bodemtype (-)	zand	zand
strijklengte (km)	2,5	1,0
aandeel moeras (-)	0	0
achtergrondextinctie (m <sup>-1</sup> )	0,5	0,5

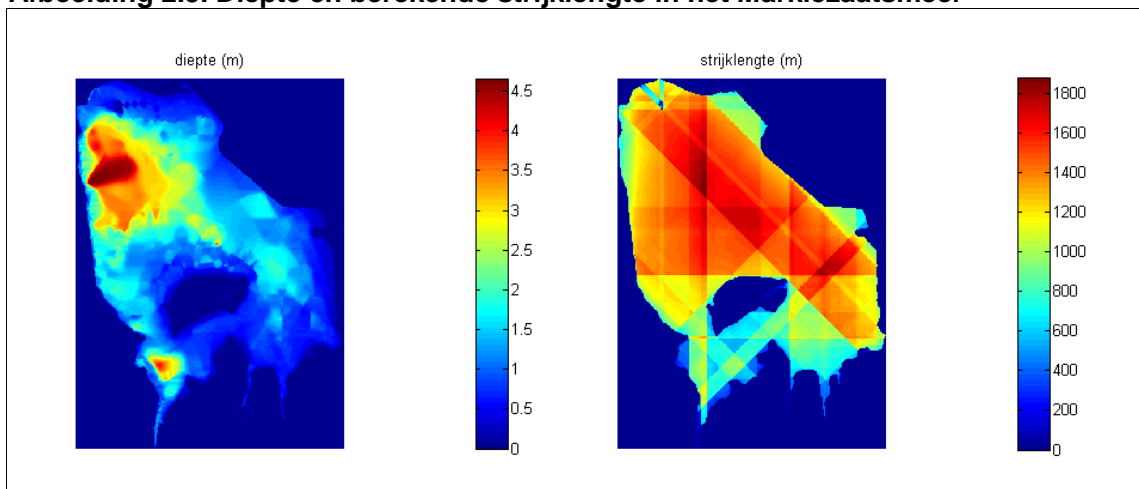
#### 2.2.4. Ruimtelijke variaties in potenties voor waterplanten in het Markiezaatsmeer

Voor het Markiezaatsmeer is er een conceptkaart gemaakt voor de zogenoemde ‘plantpotentie’ onder de huidige condities. Onder ‘plantpotentie’ wordt verstaan hoe groot de kans is op het voorkomen van ondergedoken waterplanten. De plantpotentie wordt berekend in drie categorieën: goede, matige en geen potentie voor ondergedoken waterplanten. Deze categorieën corresponderen met de verhouding tussen belasting en kritische belasting, die in tabel 2.3 staan toegelicht.

**Tabel 2.3 Indeling categorieën ‘plantpotentie’ en de bijbehorende criteria wat betreft belasting en kritische belasting**

categorie	criterium
goede potentie	belasting < kritische grenzen
matige potentie	belasting tussen kritische grenzen
geen potentie	belasting > kritische grenzen

Om een ruimtelijke kaart van de ‘plantpotentie’ te maken is het Markiezaatsmeer verdeeld in gridcellen van 10 x 10 m. Voor iedere gridcel is de kritische belastinggrens berekend op basis van het metamodel van PCLake. Hierbij zijn de uitgangspunten uit tabel 2.2 gebruikt, maar de diepte en strijklengte zijn ruimtelijk gedifferentieerd opgegeven. De diepte is per gridcel berekend op basis van ingemeten waterdieptes (5 x 5 m; ATKB 2015). Dit heeft geleid tot een dieptekaart (linker figuur van afbeelding 2.5). De strijklengte is berekend door een gewogen gemiddelde te nemen van de berekende strijklengte in 8 windrichtingen (rechter figuur van afbeelding 2.5). Het gemiddelde is gewogen op basis van de langjarige gemiddelde windrichtingverdeling in Nederland (KNMI station de Bilt).

**Afbeelding 2.5. Diepte en berekende strijklengte in het Markiezaatsmeer**

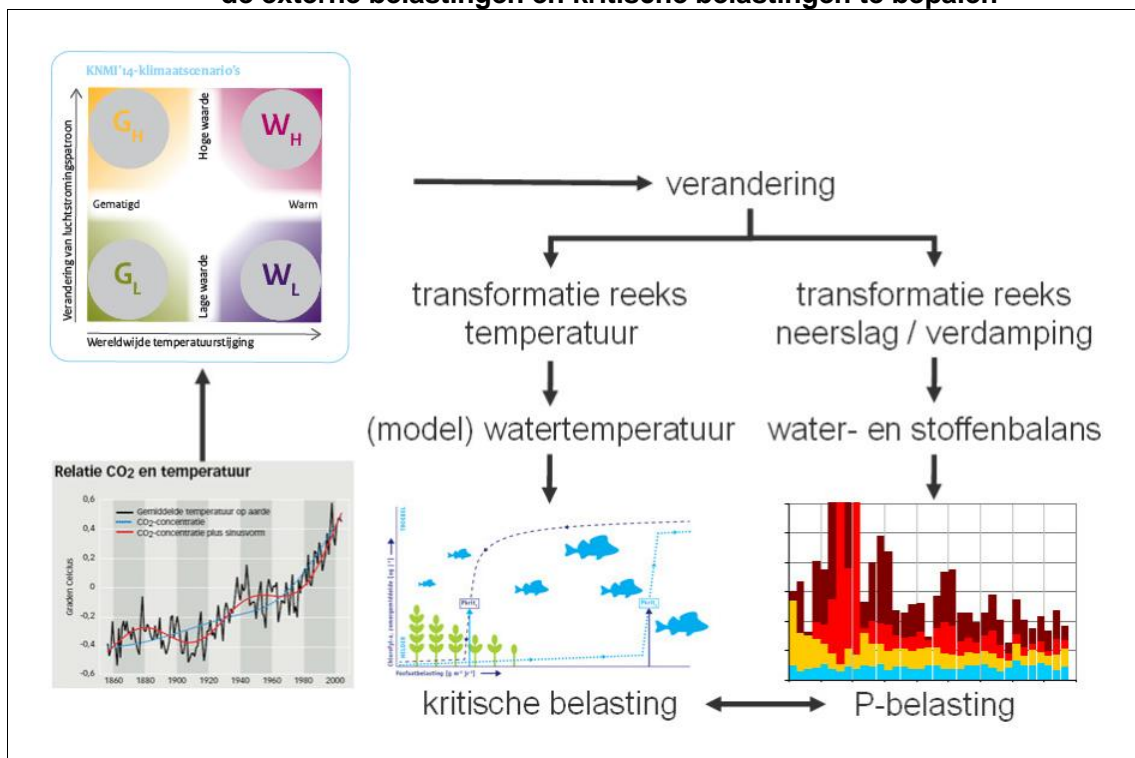
Op basis van de diepte- en strijklengtekaarten zijn ruimtelijk gedifferentieerde kritische belastinggrenzen bepaald. Deze zijn vervolgens vergeleken met de berekende (generieke) nutriëntenbelasting van het gehele Markiezaatsmeer, die volgden uit de water- en stoffenbalans van het meer. Door de belasting te vergelijken met de kritische belastingen is voor iedere gridcel een 'plantpotentie' categorie (zie tabel 2.3) bepaald.

### 2.2.5. Klimaatbestendigheid

De externe belastingen en kritische belastingen worden in eerste instantie uitgevoerd op basis van data die beschikbaar is voor de periode 1990 tot en met 2014. In aanvulling op deze analyses is de gevoeligheid van het klimaat op deze resultaten onderzocht door het effect van verschillende toekomstige klimaatscenario's (afkomstig van het KNMI) te bepalen. Over het algemeen worden drogere zomers en nattere winters verwacht, en stijgt de temperatuur waarschijnlijk. Vanzelfsprekend hebben deze klimaatveranderingen effect op de waterbalans en op de externe belasting, maar ook op de kritische belasting wordt waarschijnlijk beïnvloed.

De basis van de gehanteerde aanpak is weergegeven in afbeelding 2.6. Op basis van mondiale klimaatmodellen van het IPCC heeft het KNMI een viertal klimaatscenario's ontwikkeld voor de Nederlandse situatie rond 2050. Deze klimaatscenario's zijn gebruikt om de waterbalansen opnieuw doorgerekend op basis van getransformeerde neerslag- en verdampingsreeksen. Daarnaast zijn de kritische belastingen opnieuw berekend door in PCLake de watertemperatuur aan te passen.

**Afbeelding 2.6. Basis van de gehanteerde aanpak om de klimaatbestendigheid van de externe belastingen en kritische belastingen te bepalen**





### **Klimaatscenario's en transformatie van relevante parameters**

De klimaatscenario's variëren in temperatuurstijging (Gematigd en Warm) en in het luchtstromingspatroon (Lage en Hoge waarde). In alle scenario's neemt zowel de zomer- als wintergemiddelde luchttemperatuur toe. In twee scenario's neemt de neerslag zowel in de winter als zomer toe ( $G_L$  en  $W_L$ ), terwijl in de andere twee scenario's alleen in de winter een toename van de neerslag wordt verwacht en in de zomer juist een afname ( $G_H$  en  $W_H$ ).

De gemeten dagwaarden van neerslag, referentieverdamping, instraling en luchttemperatuur voor de periode 1981 - 2010 zijn via de KNMI-website (<http://www.klimaatscenario.nl/>) per klimaatscenario getransformeerd volgens de verwachte klimaatverandering in de periode 2036 - 2065, waarbij voor de neerslag gekozen is voor het subscenario 'midden' wat betreft neerslagextremen. Hierbij is voor de neerslag uitgegaan van de meetreeks van Bergen op Zoom (KNMI-station 832). Voor verdamping, instraling en luchttemperatuur is een gemiddelde reeks geconstrueerd op basis van de meetreeksen van Vlissingen (KNMI-station 310) en Rotterdam (KNMI-station 344).

Bij het kwantificeren van de effecten van de klimaatscenario's op de externe en kritische belastingen is nadrukkelijk gekeken naar het langjarig gemiddelde over de hele periode 1990 - 2010, en specifiek naar een nat jaar (1998) en een droog en warm jaar (2003).

### **Berekenen waterbalansen en externe belastingen**

Per klimaatscenario is de getransformeerde reeks van neerslag en verdamping ingevoerd in de waterbalans voor de periode 1990 - 2010. Vervolgens is de waterbalans doorgerekend en zijn de externe belastingen bepaald. Voor het Markiezaatsmeer kon van exact dezelfde waterbalans gebruik worden gemaakt als waarmee de huidige condities zijn bepaald (zie Bijlage I voor een uitgebreide omschrijving van deze waterbalans). Voor de Binnenschelde is de waterbalans wel aangepast. De harde in- en uitlaten door het beheer (zie paragraaf 2.1.1 en Bijlage I) zijn uit de waterbalans gehaald, omdat het onduidelijk is of dit beheer in de toekomst wel nodig is en het zeer onduidelijk is wanneer er dan beheersmatig ingegrepen zal worden. Er is uitgegaan van een flexibel peil tussen +1.40 en +1.63 m NAP. Tenslotte is de belasting door watervogels in alle klimaatscenario's gelijk gehouden aan de historische belasting in de periode 1990 - 2010.

### **Berekenen kritische belastingen**

De temperatuur heeft invloed op veel biologische en chemische processen. Een verhoging van de watertemperatuur kan bijvoorbeeld de bloei van blauwalgen en de P-nalevering uit de bodem verhogen. Bij het berekenen van klimaatbestendige kritische belastingen moet er rekening mee worden gehouden dat de watertemperatuur zal verschillen in de verschillende klimaatscenario's (tabel 2.4). Daarnaast zullen ook de ingaande debieten en N/P-ratio's van de externe belastingen veranderen (tabel 2.5). Voor alle overige modelparameters is uitgegaan van de instelling zoals die gebruikt zijn voor de huidige condities (zie tabel 2.2).

In PCLake vertoont de watertemperatuur een sinuscurve met een gemiddelde van 12°C en een amplitude van 10°C. Per klimaatscenario is de gemiddelde temperatuur van de sinuscurve aangepast op basis van de gemiddelde watertemperatuur (tabel 2.4). De watertemperatuur is berekend op basis van luchttemperatuur, instraling, luchtvochtigheid, windsnelheid en waterdiepte, waarbij voor de luchttemperatuur en instraling is uitgegaan van de getransformeerde reeksen. Voor luchtvochtigheid en windsnelheid is uitgegaan van historische reeksen voor de periode 1990 - 2010.

**Tabel 2.4. Gemiddelde watertemperatuur (°C) per klimaatscenario voor de Binnenschelde en het Markiezaatsmeer**

scenario	basis	G <sub>L</sub>	G <sub>H</sub>	W <sub>L</sub>	W <sub>H</sub>
Binnenschelde	11,9	12,8	13,1	13,6	13,9
Markiezaatsmeer	11,9	12,8	13,1	13,6	13,9

**Tabel 2.5. Debeten (mm/dag) en N/P-ratio's van de belastingen (g/g) per klimaatscenario en periode voor de Binnenschelde en het Markiezaatsmeer**

Meer	parameter	periode	basis	G <sub>L</sub>	G <sub>H</sub>	W <sub>L</sub>	W <sub>H</sub>
Binnenschelde	debiet (mm/dag)	1998	3,8	4,0	4,1	4,0	4,2
		2003	2,9	3,0	3,2	3,1	3,2
		1990-2010	3,0	3,2	3,2	3,2	3,3
	N/P (g/g)	1998	41,7	41,4	41,0	41,3	41,9
		2003	24,4	24,7	24,4	24,1	23,1
		1990-2010	27,6	27,8	27,9	27,5	27,7
Markiezaatsmeer	debiet (mm/dag)	1998	4,2	4,4	4,4	4,5	4,5
		2003	2,3	2,4	2,5	2,4	2,4
		1990-2010	2,9	3,0	3,0	3,0	3,0
	N/P (g/g)	1998	22,9	23,1	23,3	23,3	23,5
		2003	15,1	15,5	15,6	15,5	15,4
		1990-2010	20,2	20,5	20,4	20,6	20,4

### 2.2.6. Onzekerheden

Allereerst is er een onzekerheid in de berekende kritische grenzen: de nauwkeurigheid van PCLake wordt geschat op 30 à 40 procent (Janse et al. 2010). Door de lange verblijftijd van beide meren kunnen de kritische belastingen onderschat zijn. Ook bij het berekenen van de externe belastingen dient rekening te worden gehouden met een aantal belangrijke onzekerheden, met name voor de Binnenschelde:

- de waterkwaliteit van het inlaatwater (uit het Zoommeer) is gebaseerd op de metingen door Rijkswaterstaat in het Schelde-Rijnkanaal en in het Krammer-Volkerak. Voor het Zoommeer zelf zijn namelijk slechts beperkt metingen beschikbaar. Er is bekend dat in het Zoommeer regelmatig drijfslagen voorkwamen in de hoek van het gemaal naar de Binnenschelde. In de periode 1996 - 2004 zijn hier metingen verricht aan de waterkwaliteit. In een gevoeligheidsanalyse is er bepaald wat het effect van de bij het gemaal gemeten totaal P-concentratie op de externe P-belasting van de Binnenschelde is;
- de chloridebalans wijst op de mogelijkheid dat er sprake is van een geringe hoeveelheid kwel in de Binnenschelde (zie Bijlage I). Mogelijk vormt deze kwel een aanvulling op de externe N- en P-belasting. In een gevoeligheidsanalyse is bepaald wat het effect van een geringe hoeveelheid kwel (0,1 mm/d met een P-concentratie van 0,5 mg/l) op de externe belasting is.

### 2.3. Lichtbeschikbaarheid

Wanneer de nutriëntenhuishouding in het water op orde is, dan kan het lichtklimaat in bredere zin nog wel beperkend zijn voor de groei en ontwikkeling van ondergedoken waterplanten. Voor het lichtklimaat is van belang dat voldoende licht de waterbodem bereikt zodat kieming van ondergedoken waterplanten mogelijk is. De hierbij gehanteerde vuistregel is dat er voldoende licht de waterbodem bereikt bij een doorzicht/diepte verhouding van 0,6 m/m. Om dit te bepalen, is in beide meren het verloop van het doorzicht vanaf begin jaren '90 geanalyseerd.

Er is tevens met behulp van UITZICHT (Buiteveld 1990) gekeken of er verbanden zijn tussen het doorzicht en verschillende doorzichtbeperkende factoren. Dit geeft belangrijk inzicht in de werking van het lichtklimaat in het water. Met behulp van statistische methodes (multiple regressies) wordt geschat in welke mate het lichtklimaat wordt bepaald door (a) de concentraties aan chlorofyl-a (een maat voor de hoeveelheid algen), (b) de concentratie aan zwevend stof (detritus en anorganisch) en (c) de kleuring van het water door humuszuren (DOC).

De kwaliteit van regressies (en dus ook van UITZICHT-analyses) is sterk afhankelijk van de hoeveelheid data. Aangezien er slechts beperkt data beschikbaar is van de DOC-concentraties in de Binnenschelde en het Markiezaatsmeer, omdat deze parameter pas vanaf 2011 wordt gemeten in de oppervlaktewatermonsters, zijn er zowel UITZICHT-analyses uitgevoerd voor een dataset met DOC-gegevens als voor een (veel grotere) dataset zonder DOC-gegevens.

#### **2.4. Nutriëntenhuishouding in de onderwaterbodem**

Als de lichtbeschikbaarheid op orde is, dan is er ruimte voor de groei en ontwikkeling van ondergedoken waterplanten. Welke onderwatervegetatie zich zal ontwikkelen, is dan onder andere afhankelijk van de samenstelling van de waterbodem. Bij een hoge nutriëntbeschikbaarheid in de bodem kunnen snelgroeiende waterplanten als waterpest, grof hoornblad en aarvederkruid gaan domineren (o.a. Lamers et al. 2012). Er zijn verscheidene voorbeelden bekend die aantonen dat deze situatie instabiel is (bijvoorbeeld de Binnenschelde in de jaren '90 van de vorige eeuw: zie paragraaf 3.1). Woekering kan leiden tot een omslag van heldere watersystemen naar troebele en algenrijke systemen, doordat de woekerende waterplanten een grote interne nutriëntenbelasting kunnen genereren via (a) jaarlijks afsterven en afbreken van grote hoeveelheden plantenbiomassa en (b) nalevering als gevolg van zuurstofloosheid die daarbij gepaard gaat.

In de Binnenschelde en het Markiezaatsmeer zijn op respectievelijk 8 en 22 locaties bodemvochtmonsters (toplaag) en bodemmonsters genomen. Voor de gebruikte methodiek in zowel het veld als het laboratorium wordt verwezen naar B-Ware (2015).

#### **2.5. Dynamische toepassing van PCLake**

Het ecologische model PCLake is allereerst gebruikt om de kritische nutriëntenbelasting van beide meren te bepalen (zie paragraaf 2.2). Hierbij is het model 'statisch' gerund op basis van het gemiddelde debiet over de periode 1990 - 2014. Aanvullend is er ook een dynamische modellering uitgevoerd: Hierbij is voor de periode 1990 - 2014 het berekende in- en uitgaande debiet (uit de waterbalans) en de berekende externe P- en N-belasting (inclusief vogels) op dagbasis ingevoerd in PCLake. Een dynamische modelrun biedt een belangrijke meerwaarde doordat rekening wordt gehouden met de patronen in het debiet en in de belasting door het jaar heen.

Voor beide meren is de dynamische modellering tweemaal uitgevoerd: Vanuit een heldere begintoestand (lage nutriëntconcentraties en veel waterplanten) en vanuit een troebele begintoestand (hoge nutriëntconcentraties, nauwelijks waterplanten en veel algen). Alle gehanteerde uitgangspunten staan in tabel 2.6.

**Tabel 2.6. Gebiedsspecifieke uitgangspunten voor dynamische PCLake-modellering**

	parameter	Markiezaatsmeer	Binnenschelde
invoerreeks op dagbasis	ingaaand debiet (mm/dag)	volgt uit waterbalans	volgt uit waterbalans
	uitgaand debiet excl. verdamping (mm/d)	volgt uit waterbalans	volgt uit waterbalans
	verdamping (mm/d)	volgt uit waterbalans	volgt uit waterbalans
	externe N- en P-belasting (g/m <sup>2</sup> /d)	berekend op basis van waterbalans (Tabel 4.1)	berekend op basis van waterbalans (Tabel 4.1)
modelconstante	bodemtype	zand	zand
	strijklengte (km)	2,5	1,0
	begintoestand	helder en troebel	helder en troebel
	aandeel moeras (-)	0	0
	achtergrondextinctie (m <sup>-1</sup> )	0,5	0,5

De uitvoer van de dynamische modelrun is geanalyseerd door de ontwikkeling van enkele relevante modelcomponenten (zoals de vegetatiebedekking, de concentratie chlorofyl-a en het doorzicht; zie afbeelding 2.4) over de gemodelleerde periode te bekijken en te vergelijken met de waargenomen toestand in beide meren.

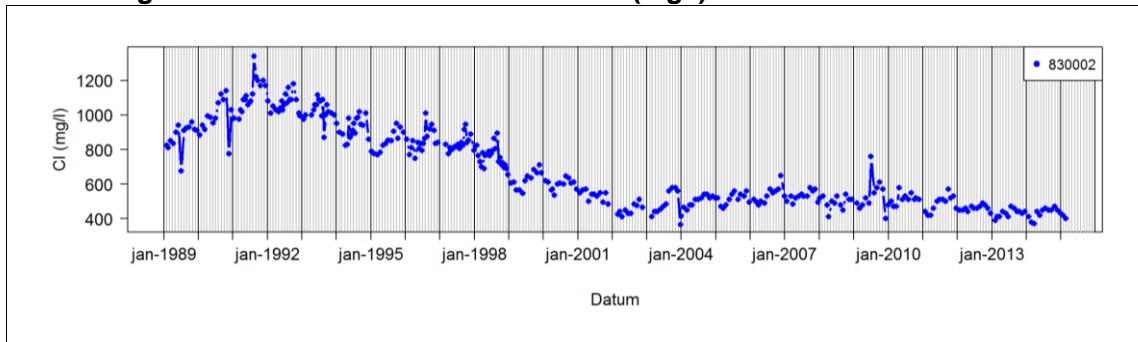
### 3. SYSTEEMANALYSE VAN DE BINNENSCHELDE

#### 3.1. Beschrijving ecologische toestand

De ontwikkeling van het voedselweb en de ecologische toestand in jonge ecosystemen verloopt meestal chaotisch als gevolg van snelle opkomst en verdwijnen van soorten door kolonisatieverschillen, onderlinge concurrentie, (zout)tolerantieverschillen, etc. Dit is ook het geval in verzoetende meren. Meestal zijn dergelijke meren, ondanks (vrij) hoge externe belastingen, een periode heel helder doordat de visbiomassa laag is en er dientengevolge veel filterend zoöplankton aanwezig is (dat niet wordt opgegeten). Deze jonge, verzoetende meren zijn echter zeer gevoelig voor een toename aan zoöplanktonetende organismen (zoals vis, aasgarnalen en watervlooienetende zoöplankton), omdat het watersysteem dan snel kan omslaan in een troebel door algen gedomineerd meer. Op deze manier kan dus een chaotische ontwikkeling ontstaan in verzoetende meren.

Een dergelijke chaotische ontwikkeling is ook waargenomen in de verzoetende Binnenschelde. Na het afsluiten is de Binnenschelde snel verzoet door middel van doorspoeling met zoet water uit het Zoommeer (Van Manen 1994; Witteveen+Bos 1999a). Binnen enkele maanden was de chlorideconcentratie in het oppervlaktewater gezakt van circa 13.000 mg/l naar 800 à 1.100 mg/l in 1989 - 1991. Vervolgens is het licht brakke meer tussen 1992 en 2003 geleidelijk verder verzoet tot 400 - 500 mg Cl/l in 2002 (afbeelding 3.1). In de eerste jaren na de afsluiting (tussen 1987 en 1990) was de licht brakke Binnenschelde erg troebel en was het doorzicht gelijk aan 0,2 - 0,5 m (afbeelding 3.2; Witteveen+Bos 1989). Vanaf 1991 is het zicht in het groeiseizoen echter erg goed (1,5 - 2,0 m) in de Binnenschelde. Tussen 1991 en 1996 kon vaak zelfs de bodem worden waargenomen in het groeiseizoen, en kan het doorzicht dus zijn onderschat. Sinds 1997 is het doorzicht weer veel slechter geworden met waardes die vaak lager zijn dan 0,5 m. De drie beschreven helderheidsfasen blijken overeen te komen met de veranderingen in de voedselwebstructuur, de hoeveelheid algen (uitgedrukt in chlorofyl-a) en het zwevend stof gehalte (afbeelding 3.3).

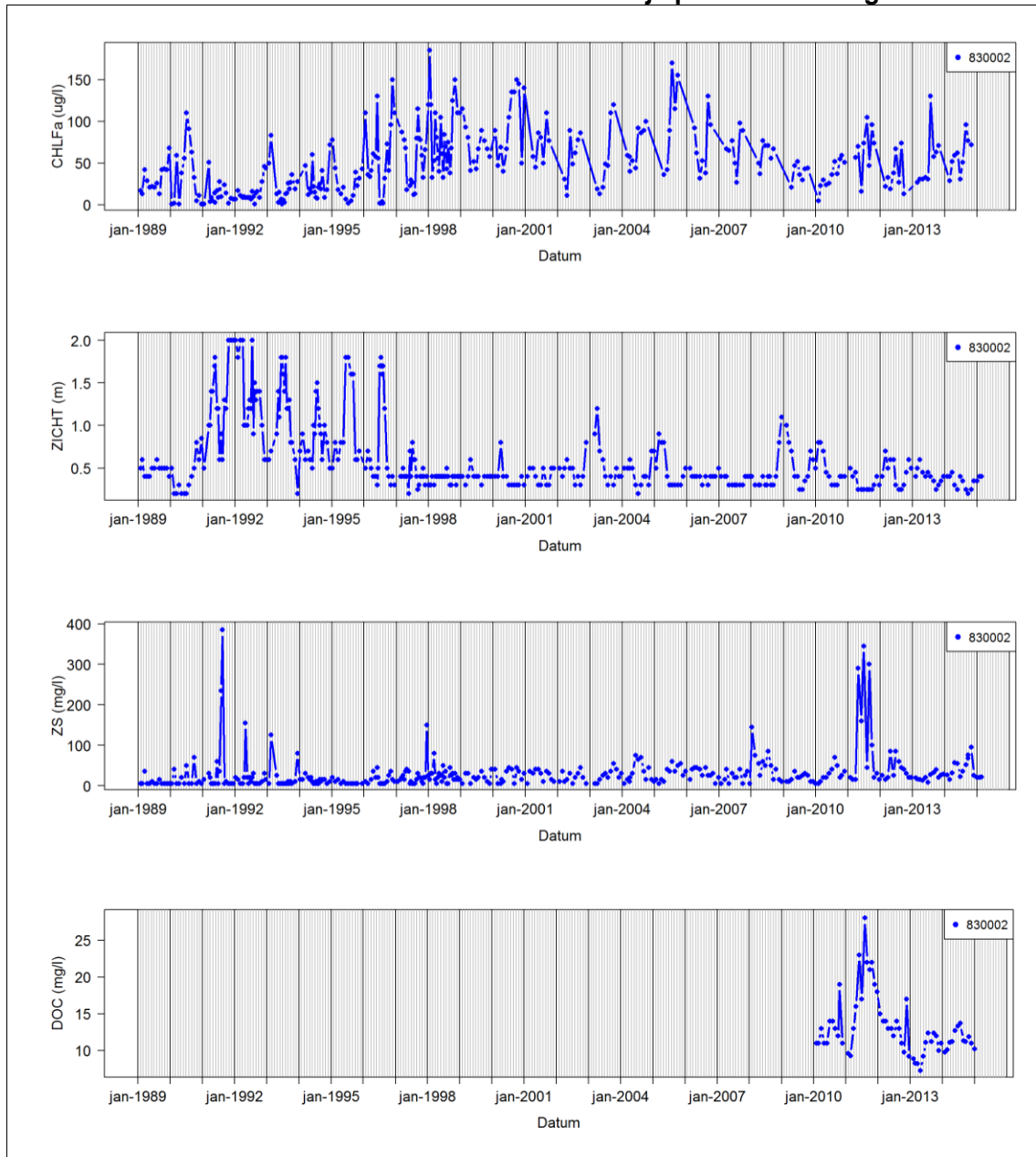
**Afbeelding 3.1. Gemeten chlorideconcentratie (mg/l) in de Binnenschelde vanaf 1989**



#### **Fase 1: Troebele condities tussen 1987 en 1990**

In de licht brakke Binnenschelde lag de chlorofyl-a concentraties in de zomers van 1988 tot 1990 tussen de 50 en 200 µg/l (Witteveen+Bos 1989; afbeelding 3.2). In deze troebele periode was de waterplantdichtheid laag, evenals het zwevend stof gehalte. In juli 1988 werden grote hoeveelheden (>100 kg/ha) jonge driedoornige stekelbaarzen (20 - 50 mm) aangetroffen (Meijer & Van Beek 1988). Er is getracht om deze zoöplanktonetende (o.a. watervlooiën) vissoort te bestrijden door hun nesten met zegenvisserij te vernietigen en snoek uit te zetten. Hoewel de effectiviteit van deze acties niet goed onderzocht is, is het wel duidelijk dat de populatie driedoornige stekelbaars sterk is afgenomen in 1989 (Witteveen+Bos 1989). In het najaar van 1990 is slecht één individu gevonden (Witteveen+Bos 1990).

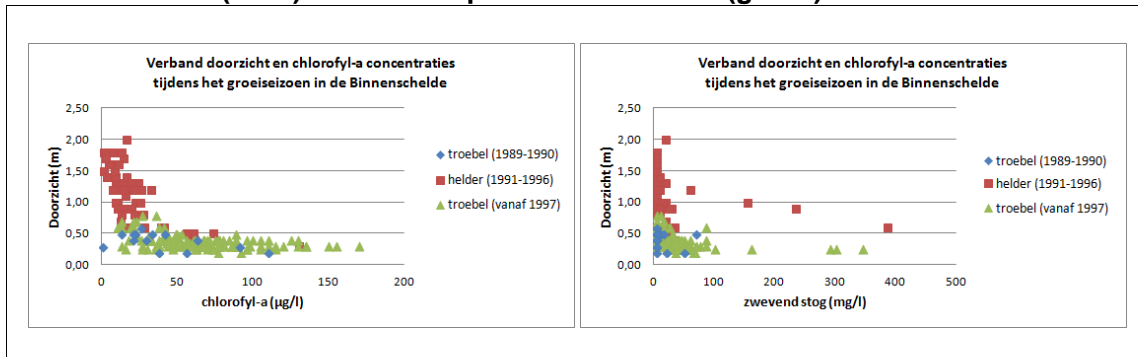
**Afbeelding 3.2. Gemeten concentratie chlorofyl-a ( $\mu\text{g/l}$ ), doorzicht (m) en de concentraties zwevend stof (som van alle organische en anorganische fracties) en opgelost organisch koolstof (DOC) in de Binnenschelde sinds 1989. De DOC-concentraties zijn pas sinds 2010 gemeten**



### Fase 2: Heldere condities met een chaotisch voedselweb tussen 1991 en 1996

Vanaf het najaar van 1990 neemt het doorzicht toe. Tussen 1991 en 1996 vertoonde het doorzicht een sterk seizoensdynamiek, waarbij de zichtdiepte het grootst was in de zomermaanden (1,5 - 2,0 m) en het minst in de wintermaanden (0,6 - 1,0 m; afbeelding 3.2). Dit is in overeenstemming met de lage chlorofyl-a concentraties in de zomer (minder dan 20  $\mu\text{g/l}$ , behalve in de zomer van 1996 toen weer waarden van boven de 100  $\mu\text{g/l}$  werden gemeten) en hogere concentraties in de winter (50 - 125  $\mu\text{g/l}$ ). Dit patroon geeft aan dat de schommeling in algenbiomassa in deze periode niet primair gestuurd werd door de nutriëntenbelastingen, de lichtbeschikbaarheid of de temperatuur van de Binnenschelde (Bijkerk & Zwerver 1997), maar door voedselweb processen.

**Afbeelding 3.3. Verband tussen het doorzicht (m) en de concentratie chlorofyl-a ( $\mu\text{g/l}$ ; links) en zwevend stof (som van alle organische en anorganische fracties;  $\text{mg/l}$ ; rechts) in het groeiseizoen (april - september). Meetwaarden zijn gegroepeerd voor drie helderheidperiodes: troebele periode van 1989 - 1990 (blauw), heldere periode van 1991 - 1996 (rood) en troebele periode vanaf 1997 (groen)**

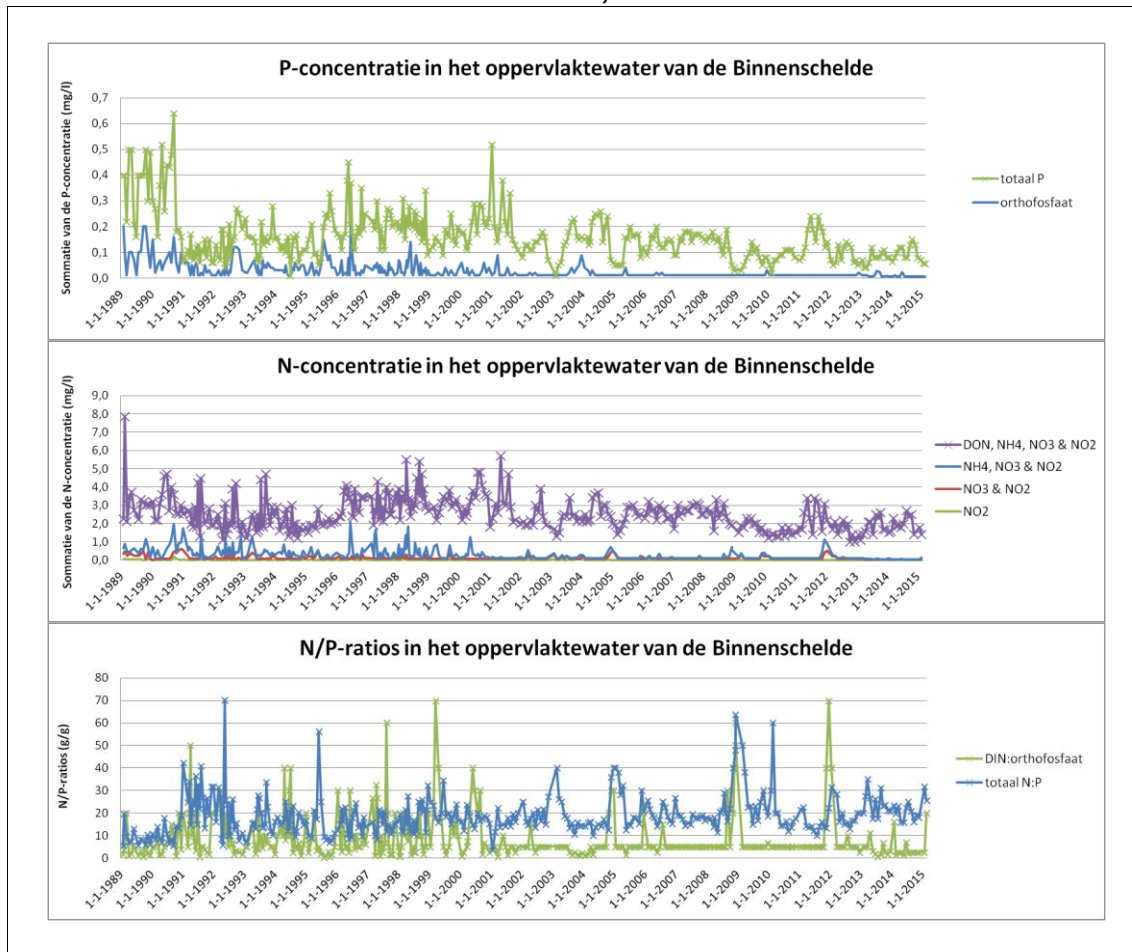


De omslag naar helder water in het najaar van 1990 valt samen met een sterke afname van de totaal P-concentraties in het oppervlaktewater van circa 0,6  $\text{mg/l}$  naar 0,1 - 0,2  $\text{mg/l}$  (afbeelding 3.4). Ook de totaal N-concentratie is vanaf dan wat lager, maar de daling is veel minder groot dan voor fosfor. Daarnaast laat de totaal N-concentratie een aantal pieken zien in de voor- en najaren van 1991 t/m 1993, die samenvallen met een beperkter doorzicht en een hoger gehalte aan zwevend stof (zie afbeeldingen 3.2 en 3.4). Vermoedelijk zijn er toen tijdelijke algenbloeiën opgetreden. Zo traden er af en toe bloeiën op van *Prymnesium parvum*, een toxische goudalg die vissterfte kan veroorzaken.

De dalingen van de nutriëntconcentraties, vooral van totaal P, in het oppervlaktewater lijken niet te zijn veroorzaakt door een afname van de externe P- en N-belasting (zie paragraaf 3.2.3), maar indiceren waarschijnlijk een herverdeling van de nutriënten in het chaotisch functionerende voedselweb (Witteveen+Bos 1999a). Uit verschillende onderzoeken (o.a. Bijkerk & Zwerver 1997; Bijkerk 1999; Witteveen+Bos 1999a) blijkt dat de hoeveelheid algen, en de nutriënten daarin, sterk is afgenomen en dat deze nutriënten inderdaad elders in het voedselweb terecht zijn gekomen:

- in het najaar van 1990 trad een explosie van herbivore zoöplankton op (calanoïde copepoden van het geslacht *Eurytemora* en grote watervlooien als *Daphnia magna* en *D. pulex*) die (groen)algen eten, waardoor de nutriënten of in de zoöplankton kwamen of via hun feces naar de bodem zakten. De lage totale visbiomassa (afbeelding 3.5), o.a. ook van jonge driedoornige stekelbaarzen, heeft zeer waarschijnlijk bijgedragen aan deze explosie van herbivore zoöplankton;
- vanaf 1991 is de bedekking aan waterplanten toegenomen, waardoor nutriënten via sedimentatie en/of directe opname uit de waterlaag gefilterd kunnen worden. De waterplantensamenstelling en -dichtheid veranderden van beperkte bedekking met scheffonteinkruid in 1991 naar toenemende bedekking met vooral kranswieren rond 1993 - 1994 (vooral gebogen kransblad) naar dominantie van aarvederkruid in 1996;
- er traden verder chaotische schommelingen op van o.a. bootsmannetjes (soms werden tientallen kilo's in een enkele kuil trek gevangen).

**Afbeelding 3.4. Concentraties van verschillende P- en N-fracties en de N/P-raties in het oppervlaktewater van de Binnenschelde vanaf 1989. DIN staat voor de som van ammonium, nitraat en nitriet**



### Fase 3: Troebele condities vanaf 1997

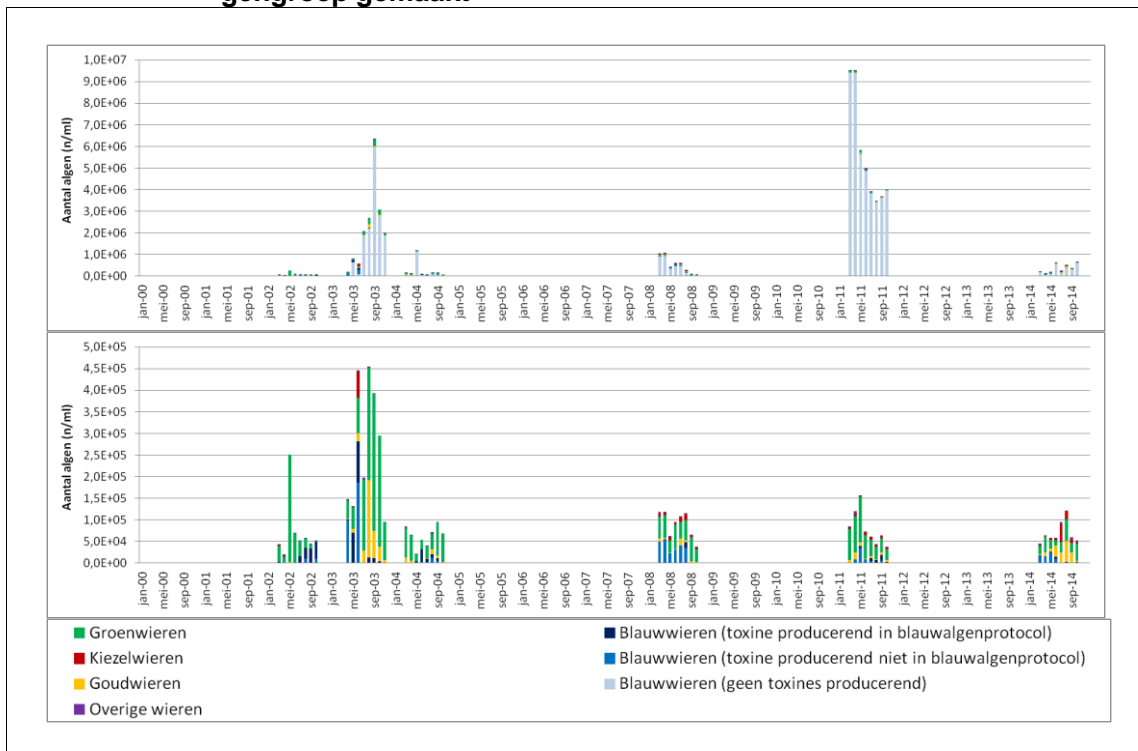
De hierboven beschreven situatie heeft geen blijvend positief effect op de helderheid van de Binnenschelde gehad. Sinds de zomer van 1996 zijn de chlorofyl-a concentraties weer een stuk hoger (afbeelding 3.2). De concentraties liggen dan vrijwel jaarlijks tussen de 100 en 150  $\mu\text{g/l}$  in de zomer, waarbij er wat minder chlorofyl-a aanwezig lijkt te zijn tussen 2008 en 2010. Hoewel er af en toe ook toxine producerende blauwalgen voorkomen, gaat het voornamelijk om (kleine) blauwalgen waarvan verondersteld wordt dat ze geen toxines kunnen produceren (afbeelding 3.5). De verhoogde chlorofyl-a concentraties vanaf 1996 komen overigens goed overeen met de omslag van een helder water in de groeiseizoenen van 1991 t/m 1995 (1,5 - 2,0 m zicht) naar een stabiele troebele situatie vanaf 1997 (circa 0,5 m zicht). Het is daarbij opvallend dat de pieken van chlorofyl-a niet meer in de winter optreden, zoals het geval was tussen 1991 en 1996, maar (zoals gewoonlijk het geval is) in het warme groeiseizoen.

In tegenstelling tot de chlorofyl-a concentraties bleven de zwevend stof gehalten behoorlijk laag vanaf 1997 (afbeelding 3.2), waarmee algengroei de belangrijkste factor lijkt te zijn voor de troebelheid van het water in de afgelopen twee decennia. Overigens is ook de piek van zwevend stof in 2011, die samenvalt met een eenmalige verhoging van de DOC-concentratie, veroorzaakt door algenbloei. Deze pieken zijn veroorzaakt door een sterke bloei van blauwalgen in 2011, waarbij *Cyanonephron styloides* voornamelijk in het voorjaar



voorkwam en *Aphanothece* sp., *Chroococcales* sp. en *Lemmermanniella* sp. in de zomer en het najaar domineerde. Dit zijn blauwalgsoorten waarvan verondersteld wordt dat ze geen toxines produceren. Vermoedelijk hebben het droge voorjaar en voorzomer van 2011 bijgedragen aan deze eenmalige zeer grote algenbloei.

**Afbeelding 3.5. Voorkomen van verschillende groepen algen in de Binnenschelde tussen 2000 en 2014. Aangezien de blauwalgen die geen toxines produceren sterk domineren in de meeste jaren (licht blauwe staven) is er een figuur met (boven) en zonder (onder) deze dominante algengroep gemaakt**



In het groeiseizoen van 1996 is er een duidelijke toename te zien van de totaal N- en P-concentraties (afbeelding 3.4). Vanaf dit moment liggen de totaal N-concentraties in het groeiseizoen tussen de 3 en 4 mg/l en zijn de totaal P-concentraties gelijk aan 0,2 - 0,3 mg/l. De omslag in doorzicht, chlorofyl-a, totaal N- en P-concentraties in het oppervlaktewater in de warme en zeer droge nazomer van 1996 is, evenals de eerdere omslag naar heldere condities in het najaar van 1990, zeer waarschijnlijk niet veroorzaakt door een verandering van de externe N- of P-belasting (zie paragraaf 3.2.3), maar door verschuivingen in de voedselwebstructuur (Bijkerk & Zwerver 1997; AquaTerra 1998; Bijkerk 1999; Witteveen+Bos 1999a):

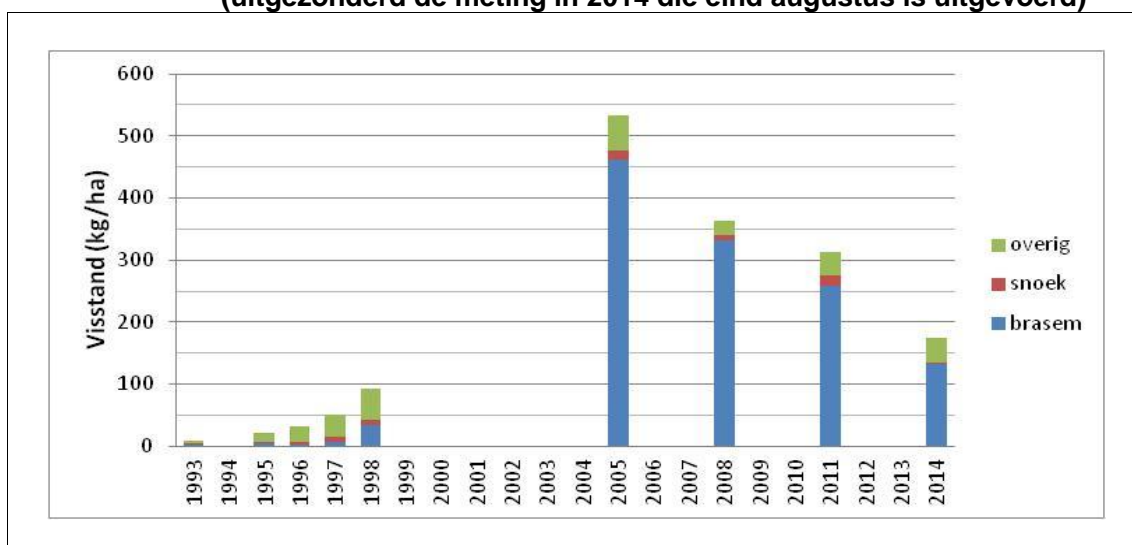
- de waterplantensamenstelling veranderde van een kranswier gedomineerd meer in 1994 (voornamelijk gebogen kransblad) naar een dominantie van woekerdend aarvederkruid in 1996 (dat in eerdere jaren ook al voorkwam, maar nog niet domineerde). Dit was een ongewenste overgang, omdat kranswieren voornamelijk nutriënten uit het water opnemen en daarmee de waterkwaliteit verbeteren, terwijl aarvederkruid ook veel nutriënten uit de bodem opneemt en daarmee de waterkwaliteit verslechtert doordat de nutriënten na afsterven in de waterlaag terecht komen. Door zelfoverschaduwing is het aarvederkruid vermoedelijk gaan afsterven, waarmee zuurstofloze omstandigheden gecreëerd worden en de nutriëntenaanlevering vanuit de bodem vergroot wordt. Deze nalevering is mogelijk versterkt door de hoge temperaturen in de nazomer van 1996;

- een afname van het aantal herbivore zoöplankton (grote watervlooien en calanoïde copepoden), waardoor de graasdruk afnam en kleine blauwalgen (o.a. *Coelomoron pusillum*) de overhand kregen. De afname van het aantal watervlooien is waarschijnlijk veroorzaakt door de opkomst van aasgarnalen (*Neomysis integer*) en cyclopoïde copepoden (van het *Acanthocyclops* geslacht), die zich voeden op herbivore zoöplankton.

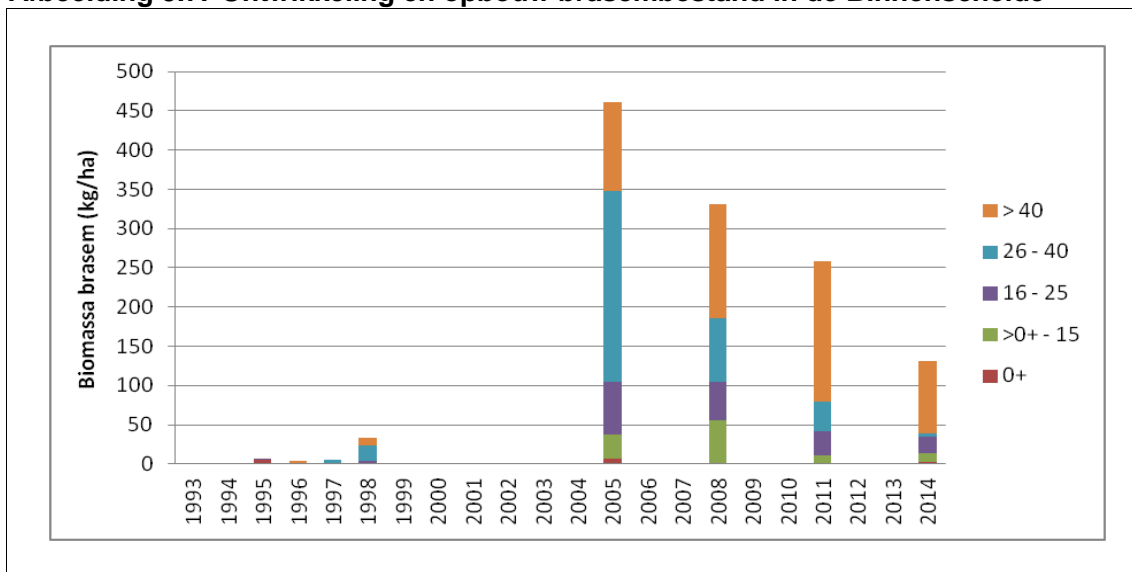
Sinds de omslag in het najaar van 1996 is het water in de Binnenschelde troebel en algenrijker gebleven. Helaas is het voedselweb na 1997 minder goed gedocumenteerd, waardoor het lastiger is om veranderingen in de ecologische toestand te koppelen aan veranderingen in het voedselweb. De volgende ecologische ontwikkelingen zijn echter wel duidelijk:

- de bedekking van waterplanten is sterk afgenomen sinds 1996;
- het water in de Binnenschelde is zo zoet geworden (afbeelding 3.1) dat de voortplanting van brasem niet meer gehinderd werd en de visbiomassa sterk is toegenomen van minder dan 50 kg/ha in 1996 tot meer dan 500 kg/ha in 2005 (afbeelding 3.6). Hoewel onduidelijk is wanneer de brasempiek precies is opgetreden (die kan ergens tussen 1999 en 2007 hebben gelegen) en hoe hoog de biomassa toen precies was, duidt de hoge brasembiomassa in 2005 duidelijk op hypertrofe omstandigheden. Het is echter wel duidelijk dat de visbiomassa de afgelopen jaren is afgenomen van meer dan 500 kg/ha naar circa 175 kg/ha in 2014 (Kooistra 2008; Van Giels 2012; Koole 2015). Uit afbeelding 3.7 blijkt dat de grootste afname is opgetreden in de lengtegroep 26 - 40 cm. Dit kan deels verklaard worden doordat deze vissen doorgroeien naar de lengteklasse >40 cm (de omvang van deze groep neemt tot en met 2011 toe) en doordat er ogenschijnlijk weinig doorgroei uit de 16 - 25 klasse optreedt, maar het duidt vermoedelijk ook op (a) onderlinge concurrentie in deze jaarklasse en/of (b) een afname van de systeemproductiviteit. Ondanks deze afname in visbiomassa is brasem overigens nog altijd sterk dominant in de Binnenschelde;
- bij een mosselinventarisatie op potentieel kansrijke locaties in het voorjaar van 2013 is geen enkele driehoeksmossel of Quaggamossel aangetroffen (Lambregts van de Clundert 2013). Ook tijdens macrofauna bemonsteringen in 2004 en 2011 zijn geen mosselen aangetroffen.

**Afbeelding 3.6. Ontwikkeling van de visstand in de Binnenschelde op basis van gegevens uit Kooistra (2008), Van Giels (2012) en Koole (2015), waarbij alle metingen rond eind oktober zijn uitgevoerd m.b.v. stortkuilen (uitgezonderd de meting in 2014 die eind augustus is uitgevoerd)**



**Abbeelding 3.7. Ontwikkeling en opbouw brasembestand in de Binnenschelde**



## 3.2. Abiotische voorwaarden

### 3.2.1. Hydrologisch functioneren

Abbeelding 3.8 toont de waterbalans op maandbasis en het berekende (en gemeten) waterpeil vanaf 2009. De waterbalans wordt sterk beïnvloed door het gevoerde beheer, waardoor de balans gereconstrueerd moest worden en niet puur op basis van in- en uitlaatgegevens gemaakt kon worden (zie Bijlage I). Voor de periode vanaf 2009 is als volgt een reconstructie van de waterbalans gemaakt:

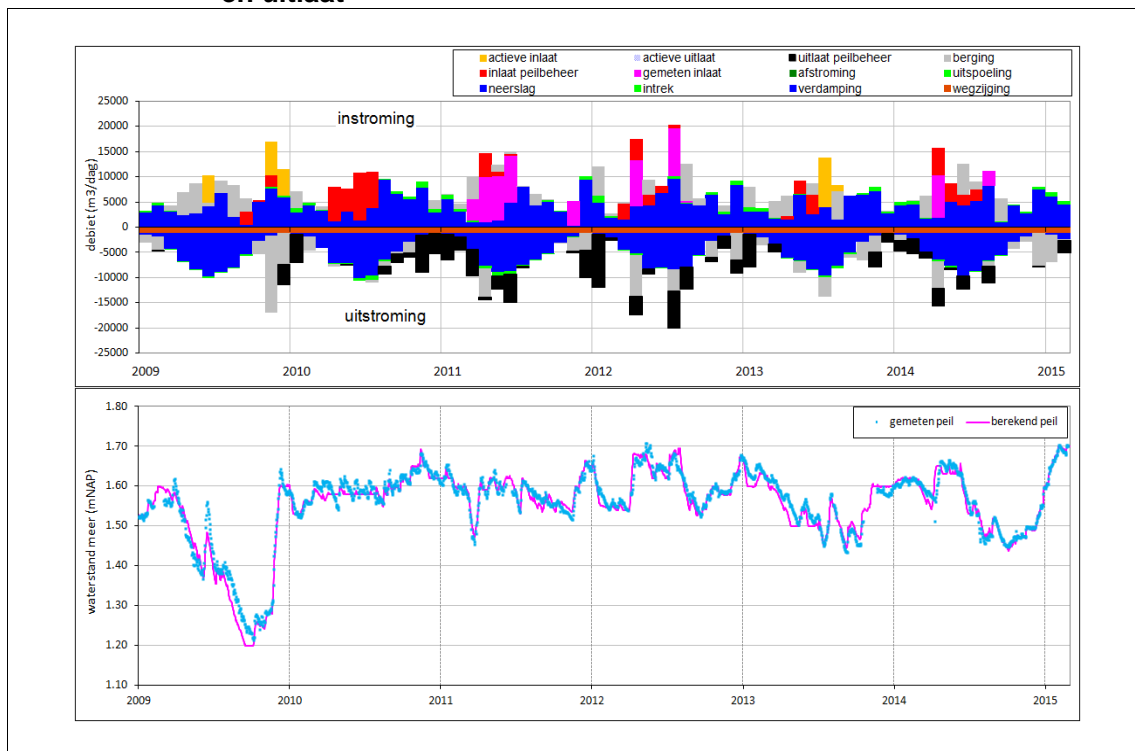
- in 2009 is het peil uitgezakt tot +1,2 m NAP en moet in juni en november-december water zijn ingelaten om de gemeten peilstijging te kunnen verklaren ('actieve inlaat', oranje post in abbeelding 3.8);
- in 2010 wordt tot en met juli een minimumpeil aangehouden van bijna +1,6 m NAP en ligt het stuwpeil duidelijk hoger dan +1,6 m NAP. Het hoge minimumpeil dwingt tot veel waterinlaat ('inlaat peilbeheer', rode post in abbeelding 3.8);
- de daaropvolgende jaren (2011 - 2014) tonen een vergelijkbaar patroon: tot en met juni of juli wordt het waterpeil op minimaal +1,6 m NAP gehouden en ligt het stuwpeil 5 tot 10 cm hoger dan +1,6 m NAP. De gemeten inlaat in de jaren 2011, 2012 en 2014 is met roze weergegeven in abbeelding 3.8.

In de periode 1991 - 2003 was het beheer duidelijk anders dan tussen 2009 en 2015 (abbeelding 3.9). In de meeste van deze jaren is pas water ingelaten als het waterpeil te laag werd. Het peil werd toen dus niet kunstmatig hoog gehouden in het voorjaar en de zomer, zoals wel het geval was tussen 2009 en 2015. Verder blijkt dat het stuwpeil in de winter vaak ruim boven de +1,6 m NAP lag (met name in de periode 1991 - 1994). In de winters van 1995, 1996 en 1997 is het peil ten slotte juist kunstmatig sterk verlaagd, waardoor men in het voorjaar van 1996 en 1997 veel water heeft moeten inlaten.

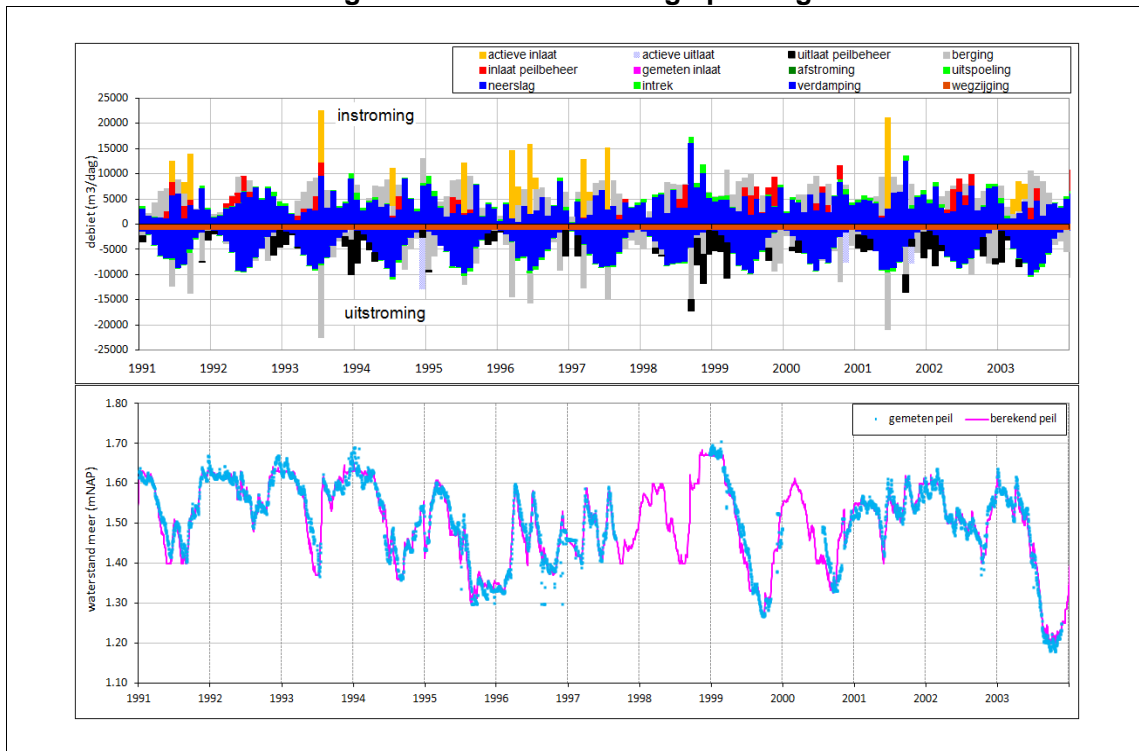
Neerslag en verdamping zijn de voornaamste in- en uitgaande stromen in de Binnenschelde, gevolgd door inlaatwater vanuit het Zoommeer. Af- en uitspoeling zijn zeer kleine posten. Op een willekeurig moment bestaat het water van de Binnenschelde gemiddeld uit de volgende fracties: neerslag (70 procent), inlaat vanuit het Zoommeer (25 procent) en uitspoeling (5 procent). Het totale ingaande debiet over de periode 1991 - 2014 is gemiddeld ongeveer 6000 m<sup>3</sup>/dag (3.3 mm/dag). De verblijftijd is ruim één jaar (370 à 450 dagen).

Sinds 2010 wordt jaarlijks aanzienlijk meer water ingelaten dan daarvoor: gemiddeld 2400 m<sup>3</sup>/dag ten opzichte van gemiddeld minder dan 1400 m<sup>3</sup>/dag in de periode 1991 - 2003. Tevens blijkt uit de maanbalans dat er in de zomers van 2011, 2012 en 2014 in sommige maanden zowel water wordt ingelaten als uitgelaten (afbeelding 3.8). Er zijn namelijk periodes dat het waterpeil niet verandert terwijl er wel water wordt ingelaten op basis van de hard opgedrukte inlaten (naar aanleiding van gemeten maalstaten; zie Bijlage I). Dit wijst erop dat er in de praktijk wordt doorgespoeld met water uit het Zoommeer: het ingelaten water moet in deze situaties immers worden uitgelaten om het peil constant te houden. Wellicht is deze uitlaat bewust, bijvoorbeeld om watergangen in Bergen op Zoom door te spoelen, maar het valt niet uit te sluiten dat er ook onbewust is doorgespoeld. Wegens een gebrek aan metingen van de draaiuren van het gemaal valt echter niet na te gaan wanneer het watersysteem precies doorgespoeld wordt.

**Afbeelding 3.8. Waterbalans op maandbasis van de Binnenschelde (boven) en gemeten en berekend waterpeil (onder) voor de periode 2009 - 2015. Ingaande waterstromen zijn neerslag, uitspoeling en inlaat vanuit het Zoommeer. Voor de inlaat uit het Zoommeer is onderscheid gemaakt tussen inlaten die hard zijn opgelegd aan de waterbalans omdat gemaalstaten aangeven dat er toen water is ingelaten (gemeten inlaat; roze balken), harde/opgelegde inlaten die nodig waren in de waterbalans om het peil na een snelle peildaling weer snel genoeg te laten stijgen (actieve inlaat; gele balken) en inlaten die de waterbalans berekend om het waterpeil op niveau te houden (inlaat peilbeheer; roze balken). Uitgaande waterstromen zijn wegzijging, verdamping, intrek en uitlaat**



**Afbeelding 3.9. Waterbalans op maandbasis van de Binnenschelde (boven) en geme- ten en berekend waterpeil (onder) voor de periode 1991 - 2003. Zie afbeelding 3.8 voor een toelichting op de legenda**



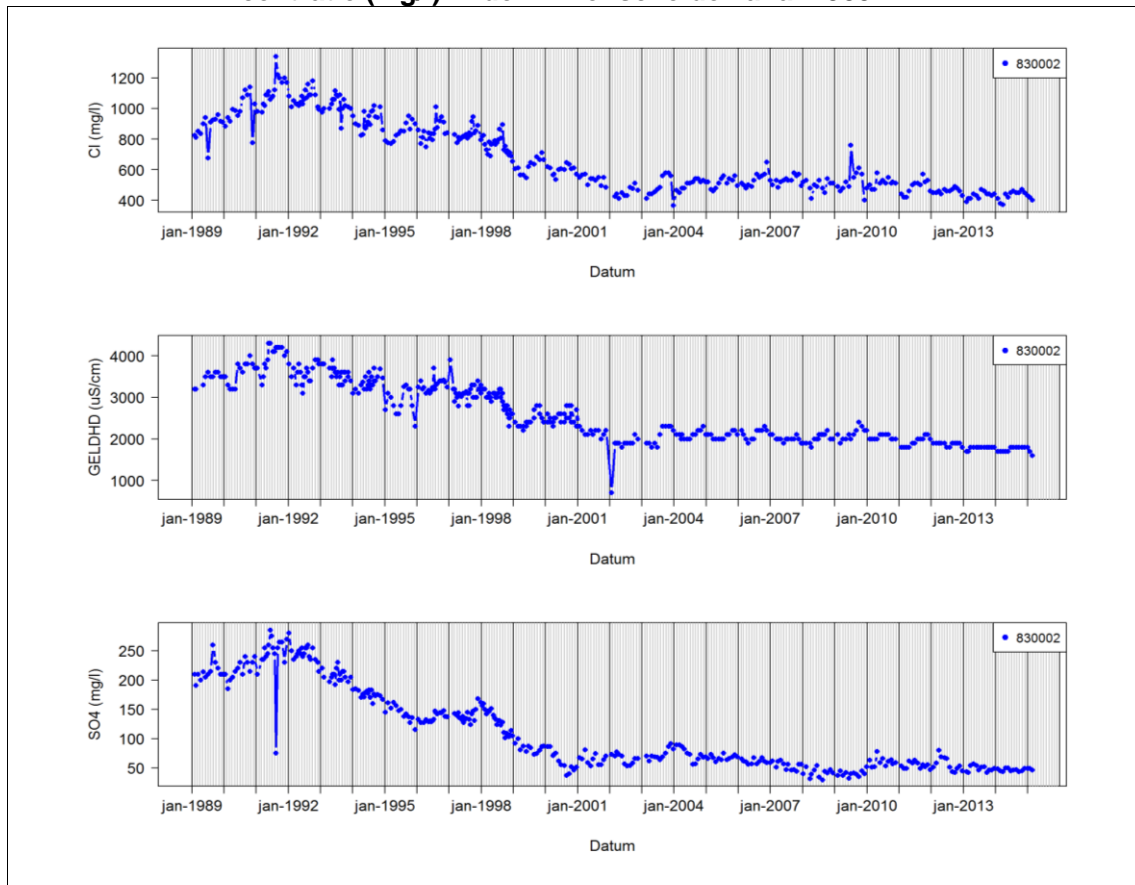
### 3.2.2. Saliniteit

Zoals eerder aangegeven, blijkt de Binnenschelde na afsluiting al binnen enkele maanden te zijn verzoet door middel van doorspoeling met zoet water uit het Zoommeer (Van Manen 1994; Witteveen+Bos 1999a). Vervolgens blijkt er tussen 1989 en 1991 een lichte toename van de chlorideconcentraties op te treden, die ook zichtbaar is voor de EGV en de sulfaatconcentratie in het oppervlaktewater (afbeelding 3.10). De verhoging van de chlorideconcentratie wordt niet door de waterbalans nagebootst (zie afbeelding I.5 in bijlage I) en dit betekent dat er een additionele bron van chloride moet zijn (geweest). Waarschijnlijk gaat het om een zwakke kwelstroom van (brak) grondwater naar de Binnenschelde, waarvan de chlorideconcentratie geleidelijk is afgenomen door het zoet worden van het Zoommeer.

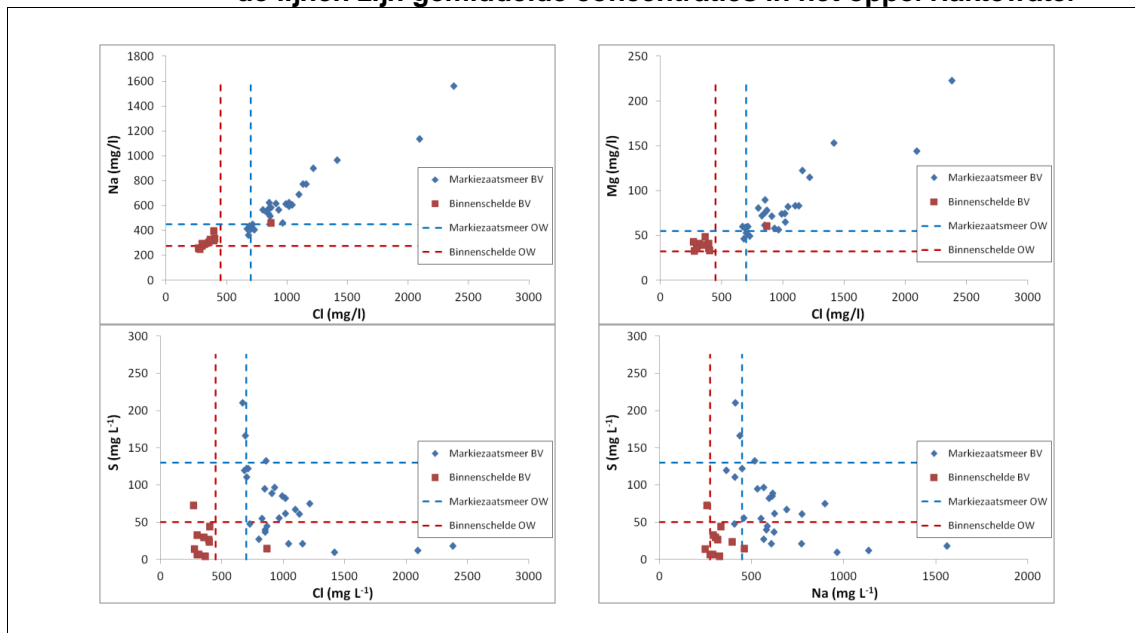
Vanaf 1992 is vervolgens een constante afname van de chlorideconcentraties in het oppervlaktewater te zien van circa 1.100 mg/l tot rond de 500 mg/l in 2003. Deze laatste concentratie was ongeveer gelijk aan de chlorideconcentratie in het Zoommeer in 2003 (Witteveen+Bos 2004). Sindsdien is de chlorideconcentratie slechts zeer beperkt gezakt tot 400 - 450 mg/l in 2015. Ook de sulfaatconcentratie is de afgelopen jaren vrij constant gebleven en lijkt rond de 50 mg/l te stabiliseren.

**De dominantie van wegzijing in de Binnenschelde (afbeelding 3.8 en bijlage I)** heeft geleid tot een chemische evenwichtige situatie tussen het oppervlaktewater en het bodemvocht. De chlorideconcentraties in het bodemvocht zijn voor vrijwel alle bemonsterde locaties vergelijkbaar met de concentraties in het oppervlaktewater (afbeelding 3.11). Dit is ook het geval voor de EGV, natrium- en magnesiumconcentraties. De sulfaatconcentraties in het bodemvocht zijn over het algemeen wat lager dan in het oppervlaktewater: dit komt vermoedelijk door de reductie van sulfaat.

**Afbeelding 3.10. Gemeten chlorideconcentratie (mg/l), EGV ( $\mu\text{S/cm}$ ) en sulfaatconcentratie (mg/l) in de Binnenschelde vanaf 1989**



**Afbeelding 3.11. Verband tussen de chloride-, natrium-, magnesium- en sulfaatconcentraties in het bodemvocht van het Markiezaatsmeer (blauw) en de Binnenschelde (rood). Er is in april 2015 bemonsterd. Gestippelde lijnen zijn gemiddelde concentraties in het oppervlaktewater**

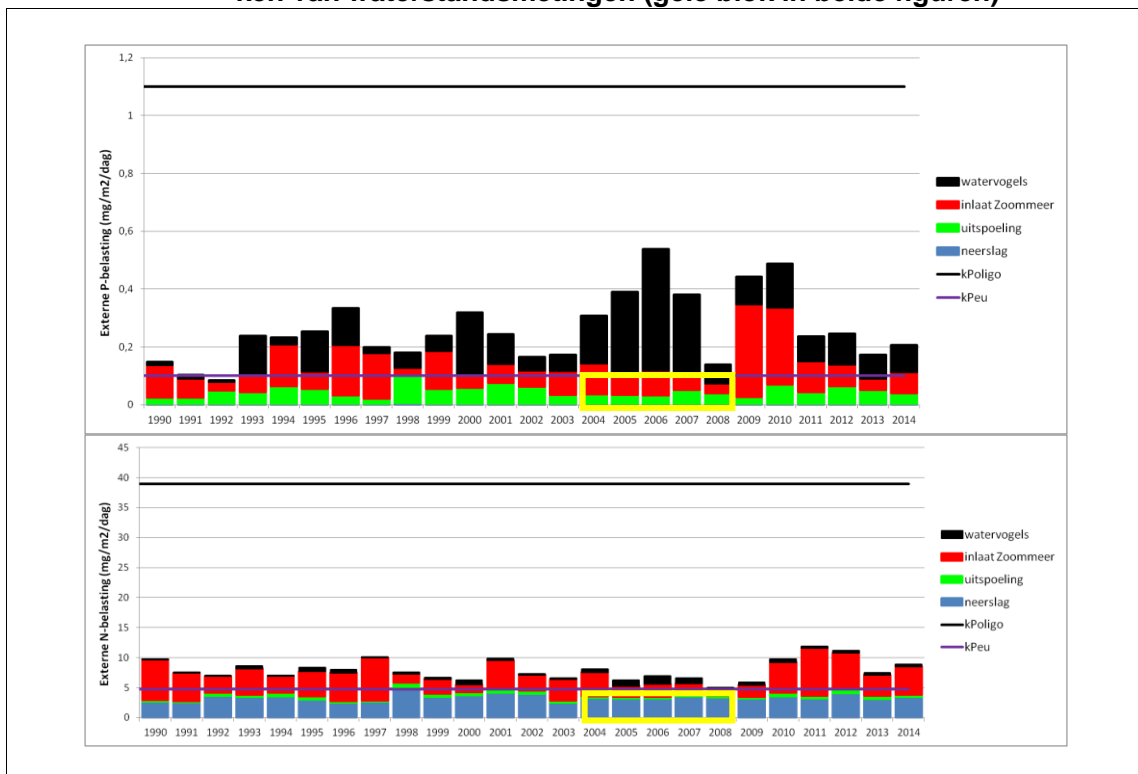


### 3.2.3. Nutriëntbelastingen in het water

Op basis van de waterbalans zijn de externe N- en P-belastingen berekend (afbeelding 3.12). De gemiddelde externe belasting over de periode 1990 - 2015 bedraagt ongeveer 0,3 mg P/m<sup>2</sup>/dag en 7,9 mg N/m<sup>2</sup>/dag. De inlaat uit het Zoommeer is een belangrijke bron van zowel fosfor als stikstof. In 2009 en 2010 is de P-belasting vanuit het Zoommeer (inlaat) opvallend hoog. Dit wordt veroorzaakt door de combinatie van een hoog inlaatdebiet en hoge nutriëntconcentraties in het Zoommeer. Verder wordt de P-belasting voornamelijk veroorzaakt door uitspoeling en door watervogels. De N-belasting wordt naast inlaat uit het Zoommeer voornamelijk veroorzaakt door neerslag.

Uit de vogeltellingen, die sinds 1986 onder leiding van Ray Teixeira en Hidde Bult zijn uitgevoerd door de West-Brabantse vogelwerkgroep, blijkt dat de P-belasting door watervogels sterk varieert. In de periode 2004 - 2007 veroorzaakten de watervogels een opvallend hoge belasting. In deze jaren waren er opvallend veel zilvermeeuwen in de Binnenschelde welke verreweg het grootste deel van de nutriëntenbelasting veroorzaakten. Het is ook rond deze periode (tot 2009) dat er in de nazomer verhoogde concentraties aan *E. coli* (10.000 - 30.000 kve) en *I. enterokokken* (4.000 - 10.000 kve) zijn gemeten. Deze concentraties lagen ver boven de grenswaarden van respectievelijk 900 en 330 kve. Vanaf 2008 is de belasting door watervogels vrij constant en wordt hoofdzakelijk veroorzaakt door aalscholvers, ganzen, kokmeeuwen en zilvermeeuwen.

**Afbeelding 3.12. Berekende externe P- (boven) en N-belasting (onder) in mg/m<sup>2</sup>/dag voor de Binnenschelde. Tevens zijn de gemiddelde kritische belastingen weergegeven voor de omslag van helder naar troebel (kPoligo; zwarte lijn) en van troebel naar helder (kPeu; lila lijn). De externe belastingen via inlaten vanuit het Zoommeer konden voor de periode 2004 - 2008 minder zeker worden vastgesteld door het ontbreken van waterstandsmetingen (gele blok in beide figuren)**

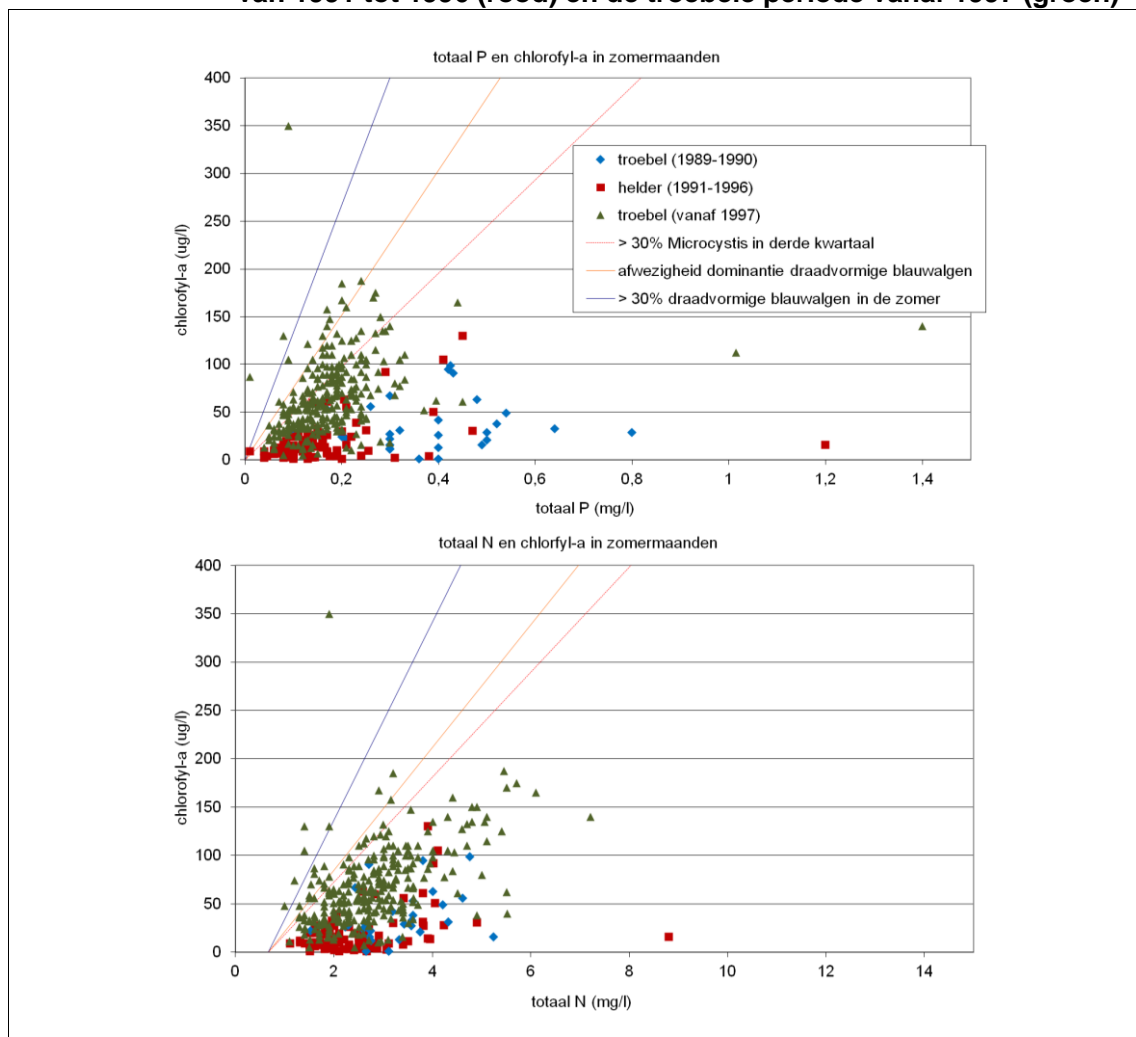




## Type limitatie

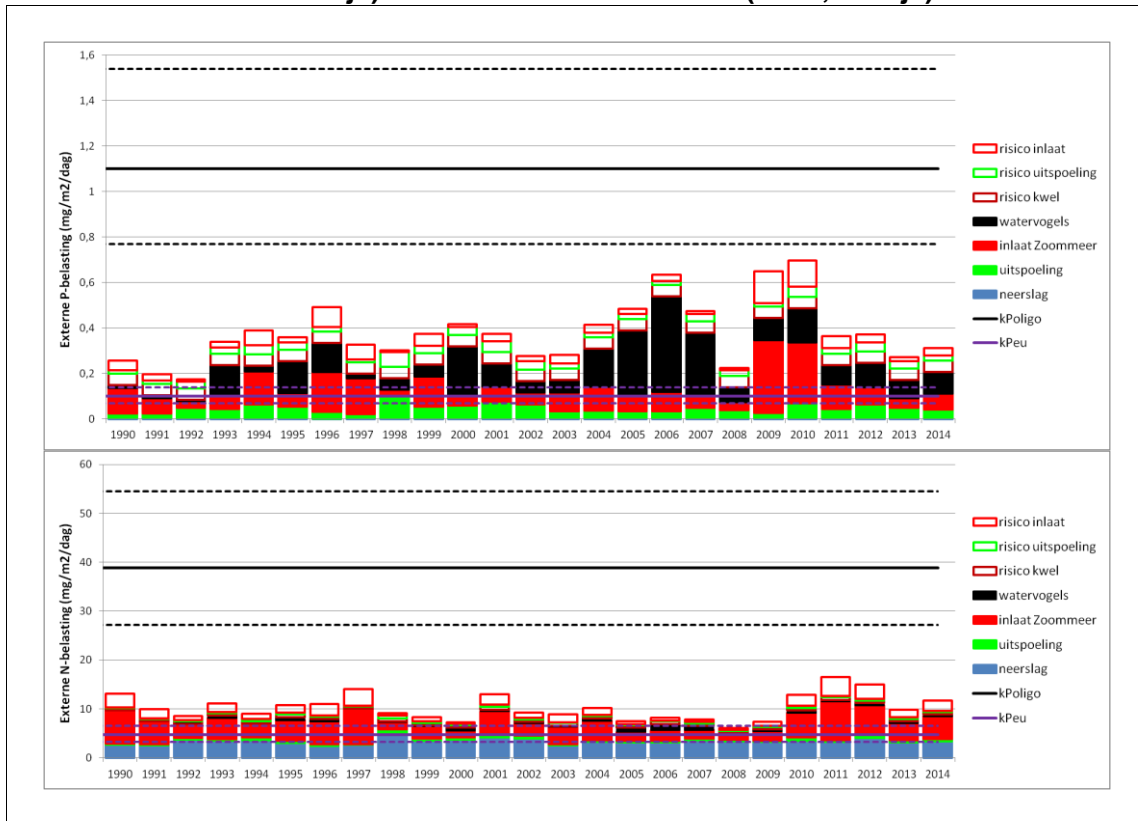
De N/P-verhouding van de externe belasting is gemiddeld 37 g/g. Als de algenproductie door nutriënten wordt gelimiteerd, zal fosfor het limiterende nutriënt zijn. Uit de CUWVO-figures blijkt dat de algenproductie in de groeiseizoenen tussen 1989 en 1996 zowel niet reageert op hoge totaal P-concentraties als op hoge totaal N-concentraties (afbeelding 3.13). Dit toont aan dat nutriëntenconcentraties toen niet limiterend waren voor de groei van algen, maar een andere factor limiterend was, bijvoorbeeld de graasdruk door water-vlooiën. In de periode vanaf 1997, wanneer de graasdruk op de algen sterk afneemt en de hoeveelheid algen toeneemt, wordt vooral fosfor efficiënt opgenomen door de algen: er lijkt sprake van een positieve relatie tussen de totaal P-concentratie en de chlorofyl-a concentraties in het oppervlaktewater (afbeelding 3.13). Hoewel tussen de totaal N-concentratie en de chlorofyl-a concentraties ook een positieve relatie zichtbaar lijkt te zijn, liggen de chlorofyl-a concentraties bij N-concentraties boven de 4 mg/l onder de CUWVO-lijnen: stikstof wordt dan niet efficiënt opgenomen en is waarschijnlijk niet limiterend.

**Afbeelding 3.13. Ligging van meetwaarden uit de Binnenschelde voor chlorofyl-a, totaal P en N (alleen zomerwaarden) ten opzichte van de CUWVO-lijnen (Portielje & Van der Molen 1998). De meetwaarden zijn gegroepeerd voor de drie waargenomen helderheidsperiodes, te weten de troebele periode van 1989 en 1990 (blauw), de heldere periode van 1991 tot 1996 (rood) en de troebele periode vanaf 1997 (groen).**





**Afbeelding 3.14. Berekende externe P- (boven) en N-belasting (onder) in mg/m<sup>2</sup>/dag voor de Binnenschelde, inclusief de potentieel hogere belastingen als gevolg van kwel in de Binnenschelde en verhoogde nutriëntconcentraties in het inlaatwater (uit het Zoommeer) en de uitspoeling. Tevens zijn de gemiddelde kritische belastingen (doorgetrokken lijn) en de onzekerheidsmarges van deze grenzen (gestippelde lijn) weergegeven voor de omslag van helder naar troebel (kPoligo; zwarte lijn) en van troebel naar helder (kPeu; lila lijn)**



### Gevoeligheidsanalyse

Voor een aantal belastingbronnen geldt dat er enige onzekerheid is over de nauwkeurigheid van de gebruikte belastingen. Daarnaast blijkt uit Janse et al. (2010) dat ook de kritische grenzen 30 tot 40 % hoger/lager kunnen uitvallen dan de berekende waarden uit PCLake, waarbij de foutenmarge verschilt per watersysteem. Om te bepalen of deze onzekerheden kunnen leiden tot een verandering van de conclusies is een gevoeligheidsanalyse uitgevoerd, waarbij de volgende belastingsposten zijn aangepast (afbeelding 3.14):

- **waterkwaliteit Zoommeer:** Voor de periode 1996 - 2004 zijn er naast waterkwaliteitsmetingen van Rijkswaterstaat in het Schelde-Rijnkanaal en het Krammer-Volkerak ook metingen beschikbaar uit het Zoommeer zelf (nabij het inlaatpunt van de Binnenschelde; meetlocatie 800001 van het waterschap Brabantse Delta). De totaal N- en P-concentraties zijn hier circa 1,5 maal hoger dan op de gebruikte meetpunten van Rijkswaterstaat. Vooral aan het einde van de zomer is de totaal P-concentratie in het Zoommeer fors hoger (tot wel 0,4 à 0,5 mg/l) dan in het Schelde-Rijnkanaal en het Krammer-Volkerak waar concentraties van 0,2 à 0,3 mg/l werden gemeten gedurende deze periode. In de gevoeligheidsanalyse is de externe belasting via inlaat vanuit het Zoommeer aangepast op basis van deze verhoogde N- en P-concentraties in het Zoommeer (risico inlaat; rode open balken in afbeelding 3.14);

- **kwel in de Binnenschelde:** Uit de chloridebalans blijkt dat er aanwijzingen zijn voor een zwakke kwelstroom in de Binnenschelde (zie Bijlage I). Het effect van kwel (0,1 mm/d met 0,5 mg P/l) zou een additionele externe belasting van 0,05 mg P/m<sup>2</sup>/d veroorzaken (risico kwel; donker rode open balken in afbeelding 3.14);
- **waterkwaliteit uitspoeling:** Bij het berekenen van de oorspronkelijke belastingen is er voor de uit- en afspoeling uitgegaan van de gemiddelde nutriëntconcentraties in het grondwater nabij de Binnenschelde. Voor de gevoeligheidsanalyse is uitgegaan van de maximale P-concentratie van 0,5 mg/l i.p.v. de gemiddelde meetwaarde van 0,3 mg/l (risico uitspoeling; groene open balken in afbeelding 3.14).

Uit afbeelding 3.14 blijkt dat de gemiddelde externe belasting over de periode 1990 - 2014 toeneemt van 0,3 naar 0,4 mg P/m<sup>2</sup>/dag en van 7,9 naar 11,8 mg N/m<sup>2</sup>/dag in de gevoeligheidsanalyse (waarin alle drie de bovenstaande wijzigingen zijn doorgevoerd). Ondanks deze toenames blijven de externe belastingen tussen beide kritische belastingen liggen. Dit is zelfs het geval als er rekening wordt gehouden met de onzekerheidsmarge van 30 - 40 % voor de kritische belastingen. Dit indiceert dat de conclusies over de nutriëntenbelastingen in de Binnenschelde behoorlijk robuust zijn.

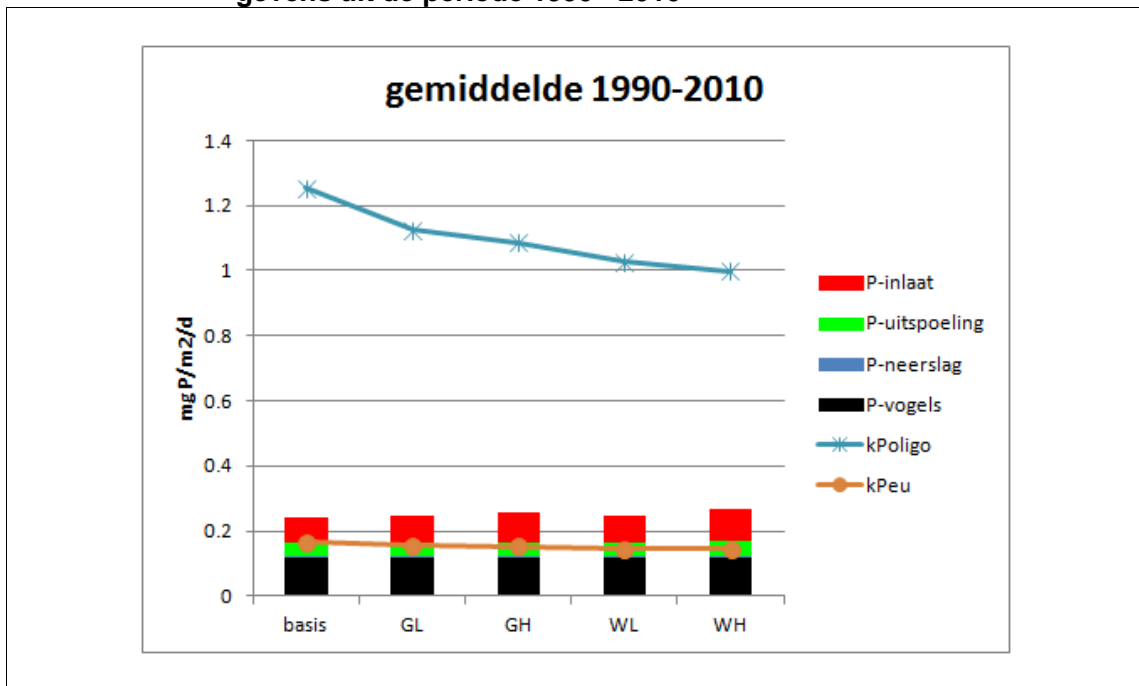
### Klimaatbestendigheid

Ook de invloed van klimaatverandering is in een gevoeligheidsanalyse bepaald (zie paragraaf 2.2.5 voor de toegepaste methodiek). Uit het doorrekenen van vier verschillende klimaatscenario's blijkt dat het effect van toekomstige klimaatveranderingen op de waterbalans en de externe belastingen gering is (afbeelding 3.15). In het extreemste geval (het warmste klimaatscenario: W<sub>H</sub>-scenario) zou de gemiddelde P-belasting over de periode 1990 - 2010 met slechts 10 % toenemen van 0,24 naar 0,27 mg P/m<sup>2</sup>/dag, terwijl de toename in de andere klimaatscenario's nog geringer is. De stijgingen worden overigens veroorzaakt door een toename van uitspoeling (als gevolg van meer neerslag) en door een toename van inlaat (als gevolg van drogere zomers in de klimaatscenario's G<sub>H</sub> en W<sub>H</sub>).

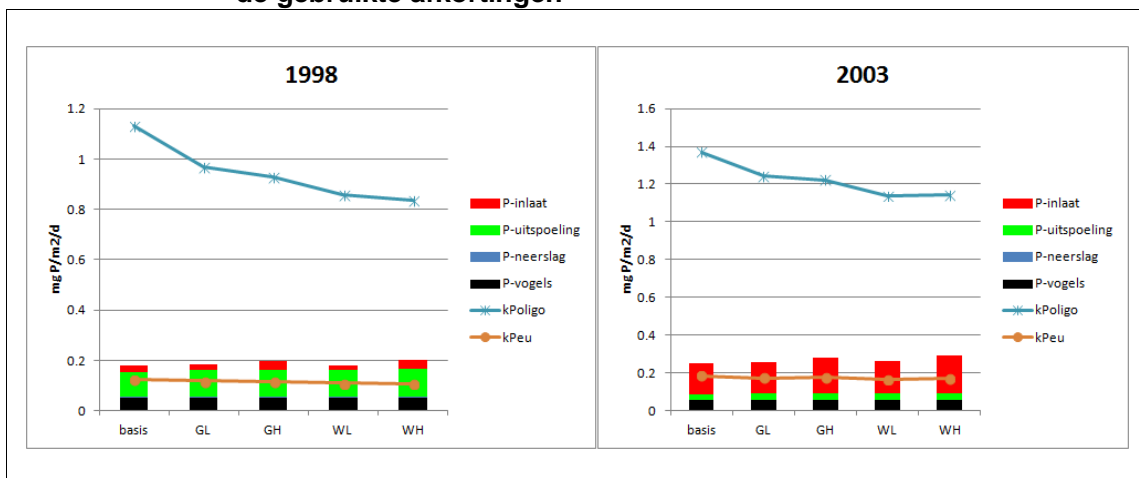
Waar de externe belasting licht toeneemt, nemen de kritische belastingen af als gevolg van de verwachte klimaatverandering (afbeelding 3.15). Vooral de kritische belasting voor de omslag van helder naar troebel water (kPoligo) neemt af, namelijk van ruim 1,2 naar 1,0 mg P/m<sup>2</sup>/d in het W<sub>H</sub>-scenario. De kritische belasting voor de omslag van troebel naar helder water (kPeu) neemt slechts in zeer beperkte mate af in alle klimaatscenario's. Ondanks deze lichte veranderingen blijft de externe belasting van de Binnenschelde in alle klimaatscenario's tussen beide kritische grenzen liggen.

Ten opzichte van de langjarige gemiddelden nemen in het natte jaar 1998, waarin de uitspoeling een relatief belangrijke post was en de inlaat vanuit het Zoommeer een relatief kleine post was, zowel de totale externe belastingen als de kritische belastingen wat af in de verschillende klimaatscenario's (linker grafiek in afbeelding 3.16). In het droge en warme jaar 2003, waarin de uitspoeling juist een relatief kleine post was en de inlaat vanuit het Zoommeer juist een relatief belangrijke post was, nemen de totale externe belastingen en kritische belastingen wat af in de verschillende klimaatscenario's (rechter grafiek in afbeelding 3.16). Ondanks deze variaties tussen droge en natte jaren blijft het algemene beeld van het langjarig gemiddelde (afbeelding 3.15) ook gelden voor deze specifieke natte en droge jaren: de externe belasting van de Binnenschelde ligt in alle klimaatscenario's tussen beide kritische grenzen. De externe belastingen blijven relatief laag en liggen ruim onder de kritische belasting voor de omslag van helder naar troebel water. Dit indiceert dat de conclusies over de nutriëntenbelastingen in de Binnenschelde klimaatbestendig zijn.

**Afbeelding 3.15.** De langjarig jaargemiddelde externe en kritische P-belastingen voor de Binnenschelde in verschillende klimaatscenario's. De klimaatscenario's variëren in temperatuurstijging, namelijk (G)ematigd en (W)arm, en in het luchtstromingspatroon, namelijk (L)aag waarbij neerslag zowel in zomer als winter toeneemt en (H)oog waarbij neerslag in winter toeneemt en in de zomer afneemt. kPoligo is de kritische belasting voor de omslag van helder naar troebel water, terwijl kPeu de kritische belasting voor de omslag van troebel naar helder water is. Het 'basis' scenario betreft de jaargemiddelde gegevens uit de periode 1990 - 2010



**Afbeelding 3.16.** De gemiddelde externe en kritische P-belastingen voor de Binnenschelde in de jaren 1998 en 2003 in verschillende klimaatscenario's. 1998 was een zeer nat jaar, terwijl 2003 een zeer droog en warm jaar was. Het 'basis' scenario betreft de jaargemiddelde gegevens uit de periode 1990 - 2010. Zie afbeelding 3.15 voor een omschrijving van de gebruikte afkortingen

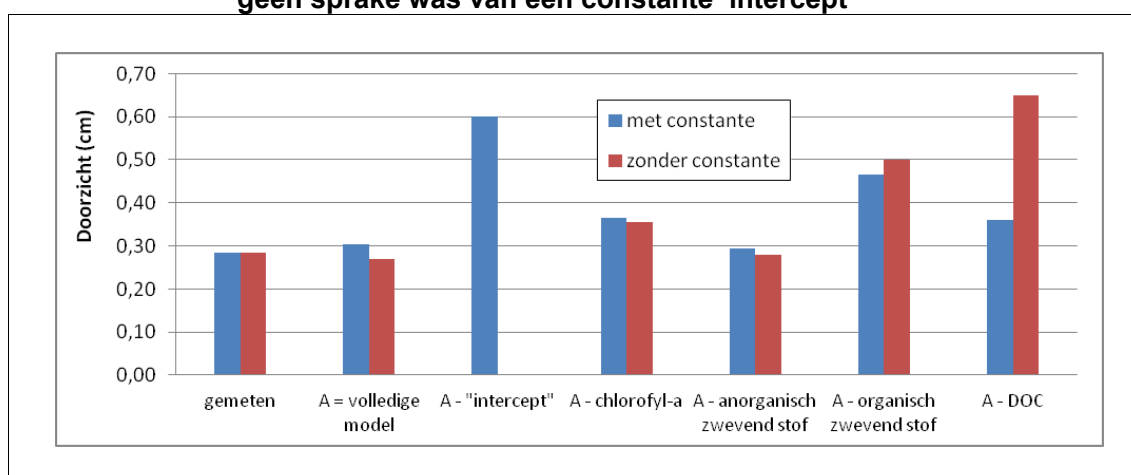


### 3.2.4. Lichtbeschikbaarheid

Waterplanten hebben licht nodig om te kiemen en groeien. De vuistregel is dat veel waterplanten pas kunnen ontkiemen en groeien als de verhouding doorzicht/diepte tenminste 0,6 m/m bedraagt. Bij een gemiddelde waterdiepte van 1,5 m dient het doorzicht in het groeiseizoen dus circa 0,9 m te zijn. Uit afbeelding 3.2 blijkt dat het lichtklimaat dus alleen op orde is tussen 1991 en 1996. Ervoor en erna komt het doorzicht in het groeiseizoen zelden boven de 0,5 m uit, en is de doorzicht/diepte-ratio dus vaak lager dan 0,3 m/m.

Met behulp van een UITZICHT-model is bepaald welke factoren voornamelijk verantwoordelijk zijn voor het beperkte doorzicht. Hierbij is uitgegaan van een model waarbij in de lineaire regressie gebruik gemaakt is van een 'intercept' voor onverklaarde variaties in het doorzicht, als ware het een achtergrondvertroebeling, en van een model waarbij er geen sprake was van een constante 'intercept' (afbeelding 3.17). Uit de lineaire regressie met een 'intercept' blijkt dat de Binnenschelde een gemiddeld doorzicht van circa 0,47 m zou hebben, in plaats van circa 0,30 m, als er geen organisch zwevende stof in het meer zou zitten. Er blijkt dan nog een grote onverklaarde factor 'intercept' te zijn die een nog grotere invloed op het doorzicht heeft. Als het model geforceerd wordt om deze onverklaarde variatie te verklaren op basis van de opgegeven data (model zonder constante), dan blijkt naast het gehalte organisch zwevend stof in het oppervlaktewater ook de concentratie organisch opgelost koolstof (DOC) een kritische factor te zijn voor het doorzicht. De chlorofyl-a concentratie (maat voor de hoeveelheid algen) en de hoeveelheid anorganisch zwevend stof hebben veel minder/geen invloed op het doorzicht: als één van deze factoren in het model wordt uitgezet dan wordt het doorzicht weinig/niet beter. Het lijkt er dan ook sterk op dat het doorzicht in de Binnenschelde voornamelijk wordt beïnvloed door de concentraties organisch zwevend stof en DOC in het oppervlaktewater, wat zeer vermoedelijk afgeleiden zijn van de hoeveelheid algen in het water. Na afsterven van de algen worden deze in eerste instantie omgezet tot organisch (zwevend) stof en vervolgens tot DOC en nutriënten.

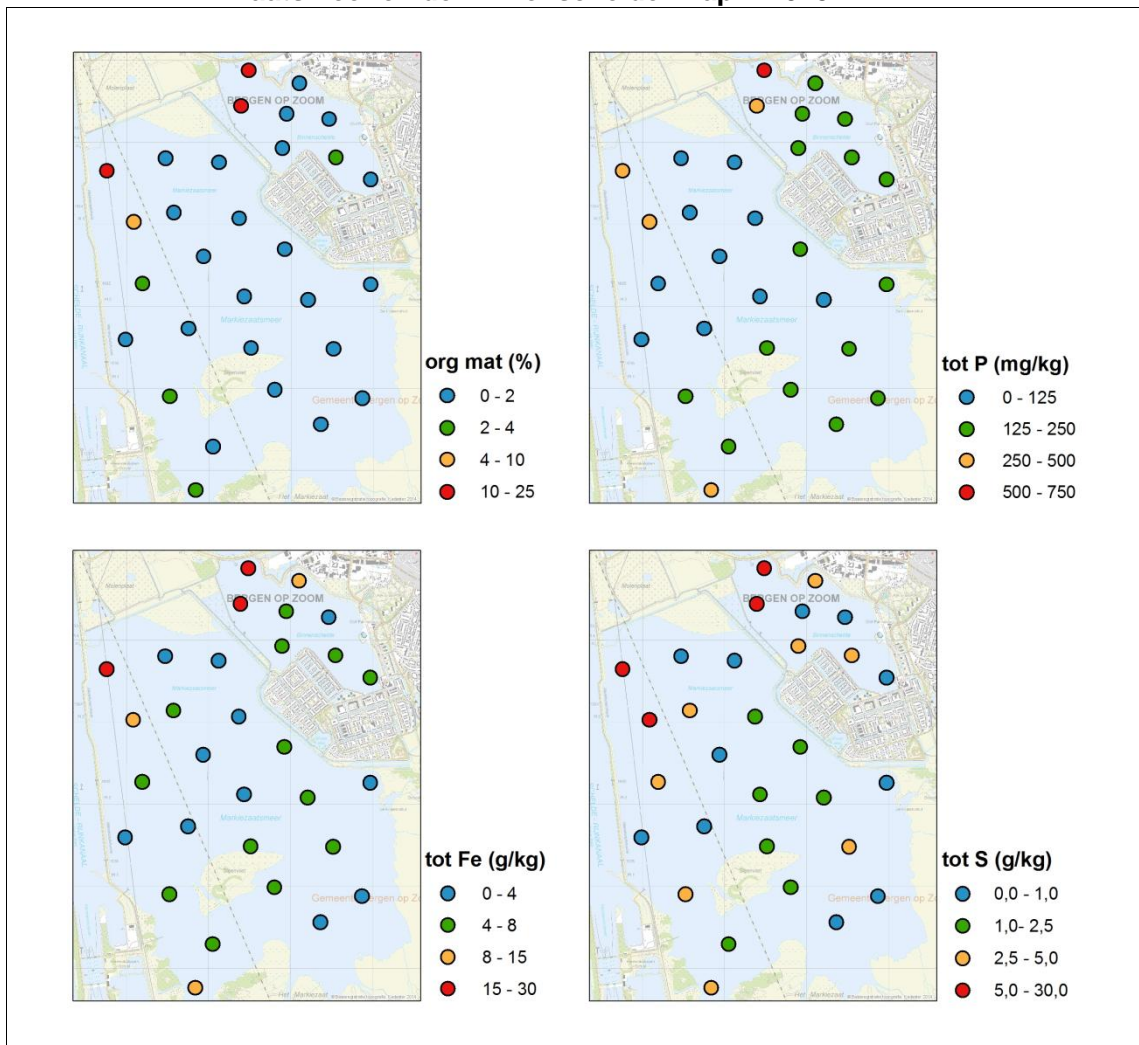
**Afbeelding 3.17. Het doorzicht op basis van UITZICHT-modelleringen. Er is elke keer gekeken wat de invloed is van het 'uitzetten' van een bepaalde potentieel doorzichtbeperkende factor op de uitkomst van het model (A). A - chlorofyl-a is dus de modeluitkomst waarbij er vanuit is gegaan dat chlorofyl-a niet een negatief effect heeft op het doorzicht. Bij de lineaire regressies is zowel gebruik gemaakt van een model met 'intercept' voor onverklaarde variaties in het doorzicht, als ware het een achtergrondvertroebeling, en van een model waarbij er geen sprake was van een constante 'intercept'**



### 3.2.5. Nutriëntenhuishouding in de onderwaterbodem

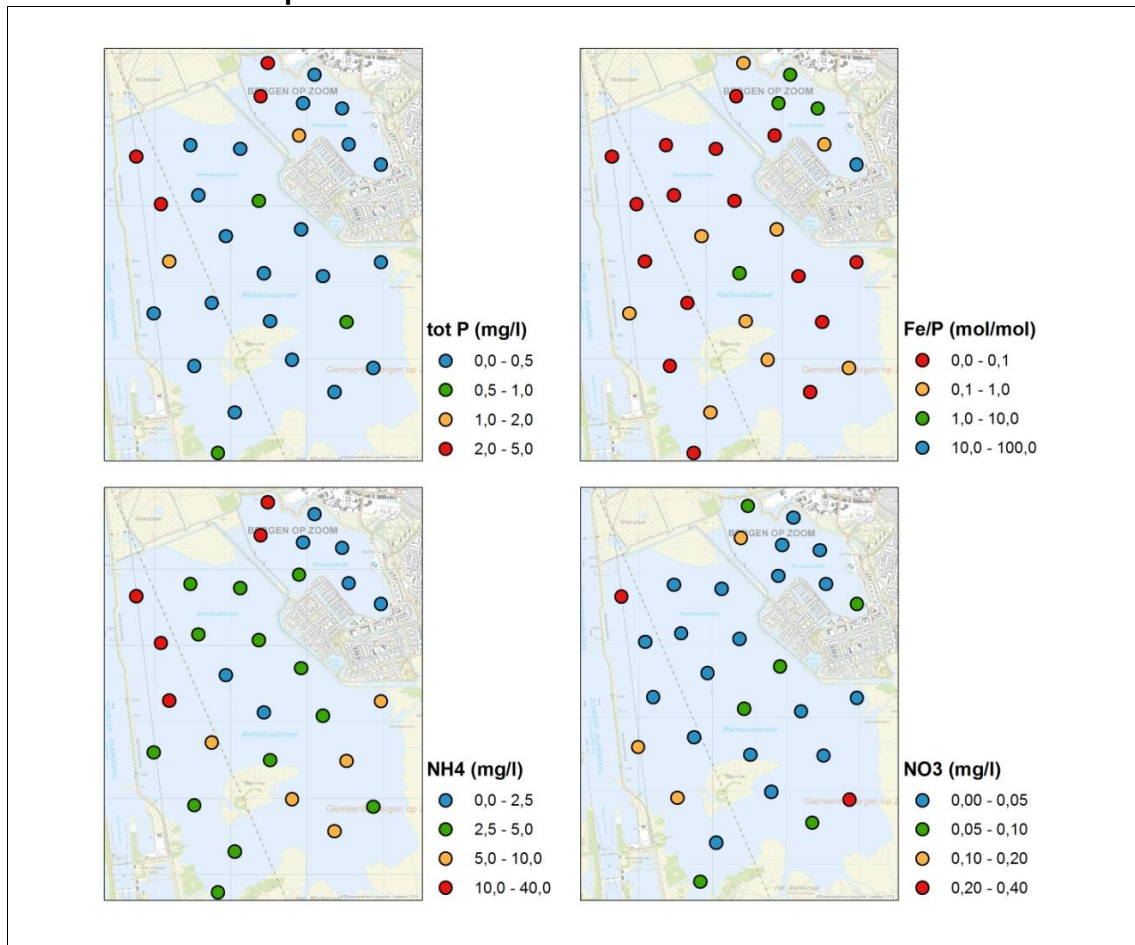
Het totaal P-gehalte in de onderwaterbodem van de Binnenschelde is op de meeste locaties minder dan 250 mg/kg ds (8 mmol/l natte bodem) en het percentage organisch materiaal is meestal minder dan 2 % (afbeelding 3.18). Dit sluit aan op de resultaten van een eerder bodemonderzoek van onderzoekscentrum B-Ware (Smolders & Poelen 2009) en een eerder onderzoek van Grontmij (Lathouwers 2010). Hoewel de Fe/P-ratios in het bodemvocht op de helft van de locaties lager is dan 1 mol/mol (afbeelding 3.19), wat een indicatie is dat de onderwaterbodems zelfs onder aerobe condities potentieel kunnen naleveren (Geurts et al. 2010; Poelen et al. 2012), blijkt uit de lage totaal P-concentraties in het bodemvocht dat de hoeveelheid fosfor die zal vrijkomen via interne P-mobilisatie op de meeste plekken beperkt zal zijn. De totaal P-concentraties in het bodemvocht, die niet alleen indicatief zijn voor de P-fluxen via P-mobilisatie maar ook indicatief zijn voor de directe P-beschikbaarheid voor wortelende waterplanten, zijn namelijk overwegend lager dan 0,5 mg/l (afbeelding 3.19).

**Afbeelding 3.28. Percentage organisch materiaal en de gehalten totaal P, Fe en S in de bovenste laag van de onderwaterbodem van het Markiezaatsmeer en de Binnenschelde in april 2015**





**Afbeelding 3.19. Concentratie totaal P, ammonium en nitraat (mg/l) en de Fe/P-ratio in het bodemvocht van de Binnenschelde en het Markiezaatsmeer in april 2015**



In het noordwesten van de Binnenschelde zijn de P-gehalten en het percentage organisch materiaal echter wel hoger (afbeelding 3.18). Dit zijn de diepere locaties met een waterdiepte van meer dan 2,5 m. Vermoedelijk hoort op deze diepere plekken slib op met als gevolg een toename van organisch materiaal. Op deze diepere slibrijke locaties treedt waarschijnlijk wel redelijk wat interne P-mobilisatie op. Door afbraakprocessen ontstaan hier vermoedelijk zuurstofloze condities, waardoor nitraat gereduceerd kan worden tot ammonium en er makkelijker P-mobilisatie kan optreden. Dit komt overeen met de aangetroffen (sterk) verhoogde concentraties van totaal P en ammonium in het bodemvocht (afbeelding 3.19).

### **Waterbodem speelt ook een cruciale rol in ondiepere delen van het meer**

In ondiepe meren zinken afgestorven planten, algen en ander dood organisch materiaal naar de bodem en worden daar door bacteriën langzaam afgebroken. In de meeste zoete, ondiepe meren vindt een geleidelijke aanwas van slib plaats, doordat er meer dood organisch materiaal wordt aangevoerd dan er wordt afgebroken en gemineraliseerd. Hierdoor wordt de sliblaag steeds dikker en neemt de waterdiepte af. In de Binnenschelde lijkt dit proces echter op de meeste plekken niet op te treden: de bodem bevat overwegend zeer weinig organisch materiaal en alleen in de diepere noordwest hoek van het meer is een sliblaag aanwezig. Het grotendeels ontbreken van deze organische sliblaag suggereert dat veel van het dode organische materiaal snel wordt afgebroken, zowel in het verleden als onder de huidige condities.

Vermoedelijk is er op de overgang van de onderwaterbodem naar het oppervlaktewater een benthische voedselketen van enkele millimeters aanwezig, waarin micro-organismen en bacteriën gebruik maken van het nutriëntrijke organische materiaal dat afzinkt. Dergelijke biofilms zijn bekend van kleiige onderwaterbodems, en kunnen daar als voedselbron voor onder andere brasems fungeren (o.a. Grimm & Backx 1990). In deze hoogproductieve biofilm, die door de geringe dikte niet tot uiting komt in de genomen bulkmonsters van de onderwaterbodems, is vermoedelijk sprake van een zeer dunne aerobe (zuurstofhoudende) toplaag waaronder een anaerobe (zuurstofarme) laag aanwezig is. In de aerobe toplaag zal de afbraak van organisch materiaal worden uitgevoerd door aerobe micro-organismen en bacteriën, terwijl de afbraak in de anaerobe zones voornamelijk door ijzer- en sulfaatreducerende bacteriën zal worden uitgevoerd. Zulke zeer dunne geoxideerde toplaagjes op anaerobe onderwaterbodems zijn in recent onderzoek aangetoond (van Diggelen et al. 2014).

Zo lang het toplaagje aerobisch blijft, zullen ijzersulfides in dit laagje geoxideerd worden (waarbij ijzer beschikbaar is voor de binding van fosfor en sulfaat oplost) en zal de P-mobilisatie gering zijn zo lang er voldoende ijzer in het toplaagje aanwezig is. Als de toplaag echter zuurstofloos wordt, zoals vermoedelijk in de warme zomer van 1996 is gebeurd (toen het fosfaatgehalte in een maand opliep van minder dan 0,1 mg/l naar meer dan 0,4 mg/l; afbeelding 3.4), kan er echter wel nalevering naar de waterlaag optreden.

Volgens ons zorgen deze interne (bodem)processen dus voor het snel 'rondpompen' van nutriënten in het watersysteem, waardoor de productiviteit veel hoger kan worden dan op basis van de externe aanvoer verwacht mag worden. Deze 'pomp' draait vermoedelijk veel harder onder brakke (sulfaatrijke) condities dan onder zoetere condities, omdat de binding van fosfor aan de toplaag van de bodem minder sterk zal zijn onder zwavelrijke condities (waardoor het makkelijker beschikbaar is) en er meer afbraak van organisch materiaal zal optreden waarbij fosfor vrijkomt (Jørgensen 1982; Lamers et al. 1998).

De sinds 2005 gestaag afnemende visbiomassa (zie afbeelding 3.6) wordt door ons dan ook gezien als een indicatie dat de 'pomp' geleidelijk minder snel gaat draaien en de productiviteit afneemt als gevolg van de voortschrijdende verzoeting. De productiviteit van de benthische voedselketen is vermoedelijk afgenomen. Door de afnemende sulfaatconcentraties (van circa 250 mg/l in 1992 naar 50 à 60 mg/l in de afgelopen 10 jaar) wordt het geadsorbeerde fosfor waarschijnlijk steeds steviger gebonden, waardoor het fosfor dus minder biologisch beschikbaar is. Tevens neemt de (anaerobe) afbraaksnelheid van organisch materiaal naar verwachting af als gevolg van de afnemende zwavelgehalten. De Binnenschelde is dus zo langzamerhand een 'normaal' zoet meer aan het worden, nadat de ontwikkelingen enkele decennia in het teken hebben gestaan van brakke invloeden.

### 3.2.6. Dynamische modelruns in PCLake

Bij een dynamische PCLake-modellering van de Binnenschelde, waarin alle in- en uitgaande debieten en externe N- en P-belasting op dagbasis zijn ingevoerd, blijft het meer helder met zeer weinig algen als de begintoestand helder was. Vanuit een troebele begintoestand blijft het meer in een troebele toestand verkeren met een doorzicht van 0,2 à 0,3 m en veel algen. De uitkomsten van de dynamische modelrun bevestigen dus dat de externe belasting tussen beide kritische grenzen ligt: vanuit een heldere begintoestand blijft het meer helder, terwijl het meer troebel blijft vanuit een troebele begintoestand. Verder worden de waargenomen heldere fase (1991 - 1996) en de omslag van helder naar troebel (1996 - 1997) niet door PCLake nagebootst: waarschijnlijk komt dit doordat deze omslag niet veroorzaakt is door veranderingen in de externe belasting, maar door andere factoren die niet volledig in PCLake worden meegenomen zoals de chlorideconcentratie, de sulfaatafhankelijke bodemprocessen en specifieke voedselwebprocessen.

### Effect van de snelle mineralisatie

De bodem van de Binnenschelde blijkt op de meeste locaties weinig organisch materiaal te bevatten (paragraaf 3.2.5). De hypothese is dat de mineralisatiesnelheid van het organisch materiaal erg hoog is, waardoor nutriënten snel recirculeren en er geen slibvorming kan optreden. In de hierboven beschreven PCLake modellering is echter uitgegaan van een standaard zandbodem met 8 % organisch materiaal. Dit organisch materiaal is opgedeeld in twee componenten, namelijk humus (met een zeer lage mineralisatiesnelheid) en detritus (met een veel hogere mineralisatiesnelheid). Detritus kan opwervelen in de waterkolom (resuspensie) en weer uitzakken naar de waterbodem (sedimentatie), terwijl humus 'vast zit' in de bodem.

Er is dan ook met PCLake een indicatieve berekening gemaakt van een waterbodem met een zeer laag percentage organisch materiaal en een hoge mineralisatiesnelheid. Hierbij is uitgegaan van een zandbodem met 2 % organisch materiaal. Verder is de mineralisatiesnelheid van de humusfractie verhoogd tot de mineralisatiesnelheid van detritus (tabel 3.1). Zowel de kritische belastingen zijn opnieuw berekend als de dynamische runs zijn opnieuw uitgevoerd.

**Tabel 3.1. Aangepaste instellingen en berekende kritische belastingen voor een organisch arme en rijke bodem met respectievelijk een langzame en snelle mineralisatie van humus**

	organisch materiaal (%)	mineralisatiesnelheid humus ( $d^{-1}$ )	troebel → helder ( $mg\ P/m^2/d$ )	helder → troebel ( $mg\ P/m^2/d$ )
standaard zandbodem	8	0,00001	0,1	1,1
aangepast aan Binnenschelde	2	0,002 *	~0,0	0,9

\*Gelijk aan de mineralisatiesnelheid van detritus

Hoewel de aangepaste modelinstellingen slechts indicatief zijn omdat het model niet is gevalideerd voor deze instellingen, lijkt het er op dat de kritische belastingen afnemen door de beperktere opslag van nutriënten in de onderwaterbodem (tabel 3.1).

Uit de dynamische runs met aangepaste instellingen blijft komen dat een heldere begintoestand ook op de langere termijn leidt tot een helder meer en dat een troebele begintoestand tot een troebele toestand leidt. Bij deze instellingen wijzen de uitkomsten op een erg productief systeem met veel waterplanten bij een heldere begintoestand en zeer veel algen en hoge nutriëntconcentraties bij een troebele begintoestand. Deze hoge productiviteit wordt veroorzaakt door de snellere recirculatie van nutriënten.

De uitkomsten van zowel de herberekende kritische grenzen als van de dynamische modelrun duiden op een hogere primaire productie als gevolg van een sneller mineralisatie. Daarmee ondersteunt PCLake de hypothese dat de mineralisatiesnelheid wel eens een cruciale rol zou kunnen spelen in het voedselweb van de Binnenschelde.



## 4. SYSTEEMANALYSE VAN HET MARKIEZAATSMEER

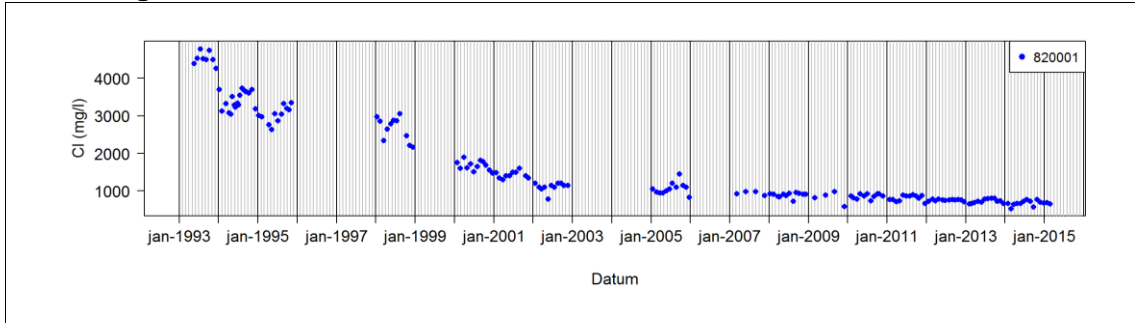
### 4.1. Beschrijving ecologische toestand

Hoewel er van het Markiezaatsmeer duidelijk minder gegevens beschikbaar zijn over de chemische ontwikkeling en de ecologische toestand dan van de Binnenschelde, laten de beschikbare gegevens ook voor het Markiezaatsmeer een vrij chaotisch patroon met heldere en troebele periodes zien. In tegenstelling tot de Binnenschelde is het Markiezaatsmeer langzaam verzoet van circa 13.000 mg/l in 1983 (Röling 1994) naar 700 mg/l in 2015 (afbeelding 4.2). Door het ontbreken van gegevens is niet meer te achterhalen hoe helder het water tussen 1983 (direct na de afsluiting) en 1992 is geweest. Waarschijnlijk is de eerste periode gekenmerkt door troebele condities, evenals de eerste paar jaar van de Binnenschelde. Uit de meetgegevens (die beschikbaar zijn vanaf 1993) blijkt duidelijk dat er tussen 1993 en 1995 echter zeker sprake was van een heldere periode met een gemiddelde zichtdiepte van meer dan 0,8 m (afbeelding 4.3). Tussen 1995 en 1998 zijn vervolgens wederom geen gegevens verzameld, maar in 1998 blijkt het doorzicht sterk verslechterd te zijn. Sindsdien is het doorzicht zelden hoger dan 0,4 m en de laatste jaren (vanaf 2012) komen de meetwaardes van het doorzicht vrijwel nooit boven de 0,2 m uit (alhoewel er luchtfoto's zijn die lijken aan te geven dat er in deze periode wel degelijk momenten zijn geweest dat het doorzicht beter was, vooral in de ondiepere zones (zie afbeelding 4.1). De drie beschreven helderheidsfasen die vanaf 1993 te onderscheiden zijn voor het Markiezaatsmeer blijken overeen te komen met de veranderingen in de voedselwebstructuur, de hoeveelheid algen (uitgedrukt als chlorofyl-a concentraties) en het zwevend stof gehalte in het oppervlaktewater (afbeelding 4.4).

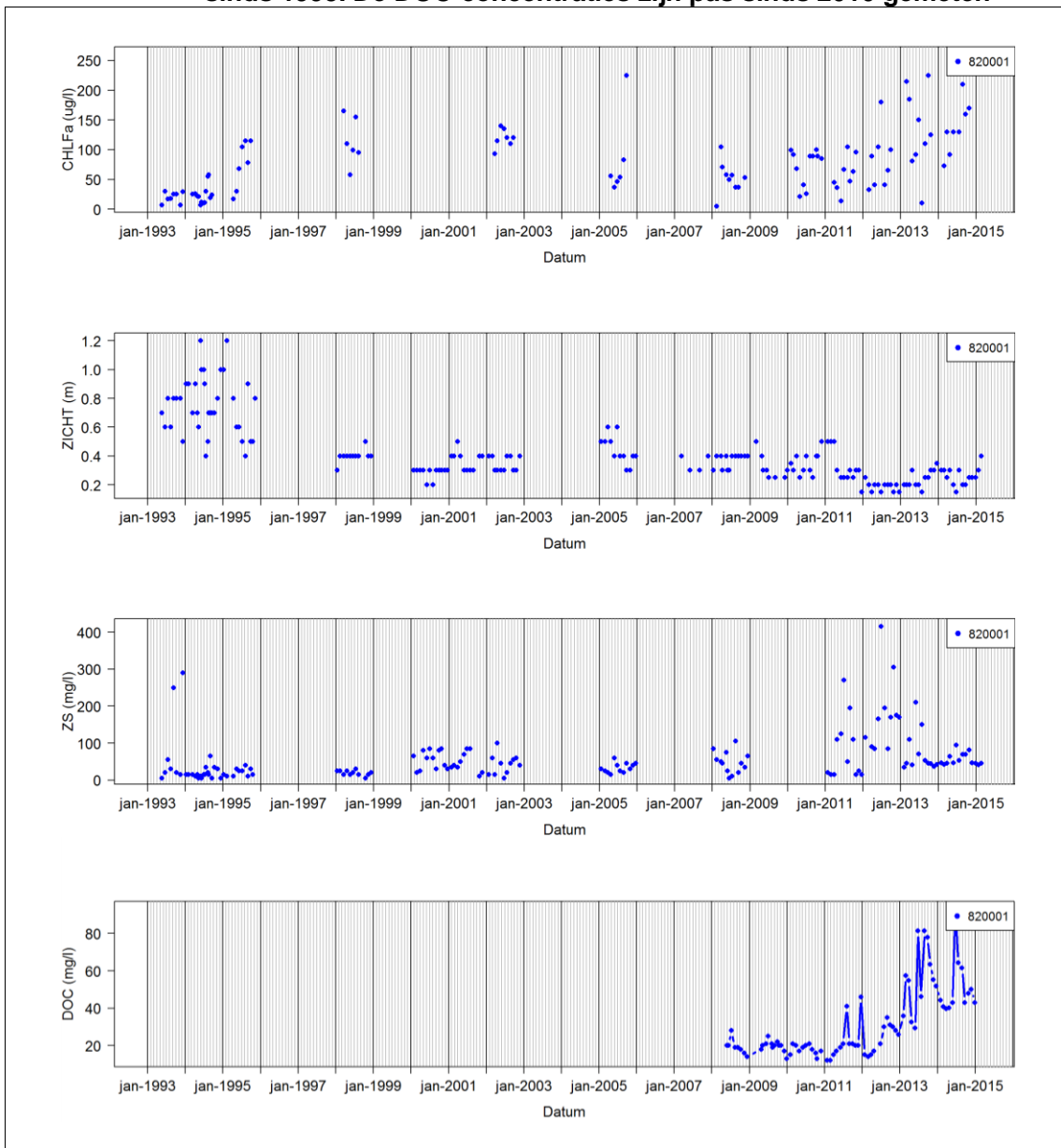
**Afbeelding 4.1. Foto van het Markiezaatsmeer (achtergrond) en de Binnenschelde (voorground) vanuit een zweefvliegtuigje op 7 juni 2015 (fotograaf: Reinier van Nispen)**



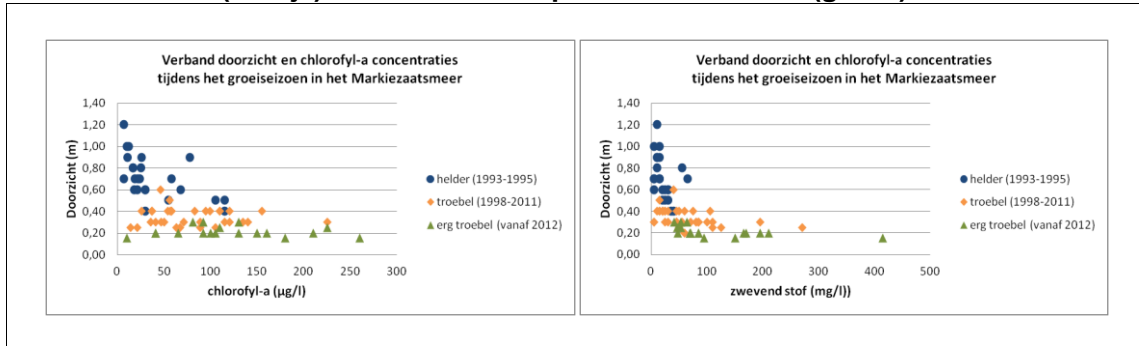
**Afbeelding 4.2. Gemeten chlorideconcentratie in het Markiezaatsmeer sinds 1993**



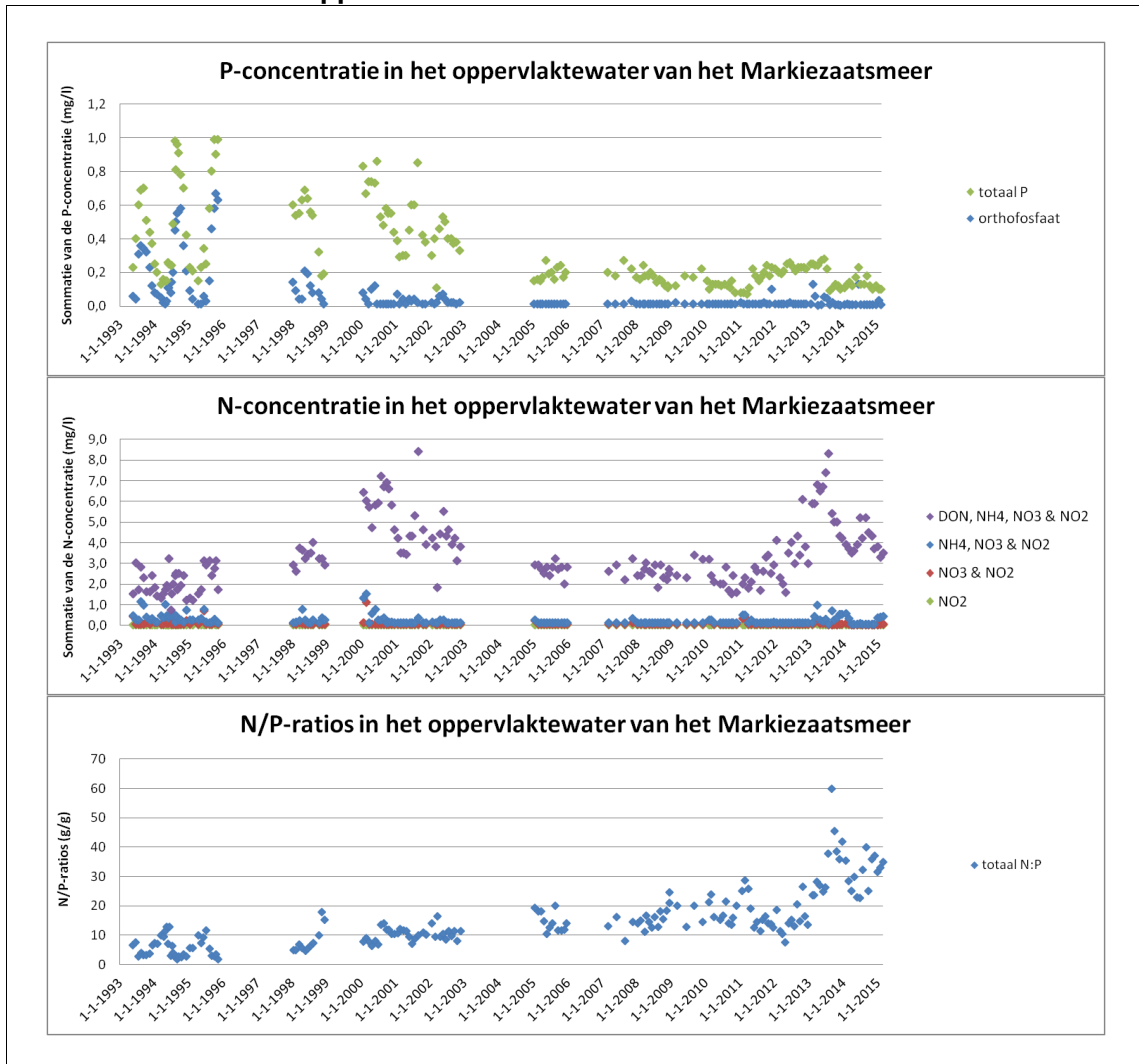
**Afbeelding 4.3. Gemeten concentratie chlorofyl-a ( $\mu\text{g/l}$ ), doorzicht (m) en de concentratie zwevend stof (som van alle organische en anorganische fracties) en opgelost organisch koolstof (DOC) in het Markiezaatsmeer sinds 1993. De DOC-concentraties zijn pas sinds 2010 gemeten**



**Afbeelding 4.4. Verband tussen het doorzicht (m) en de concentratie chlorofyl-a ( $\mu\text{g/l}$ ; links) en zwevend stof (som van alle organische en anorganische fracties;  $\text{mg/l}$ ; rechts) in het groeiseizoen (april - september). Meetwaarden zijn gegroepeerd voor drie helderheidsperiodes: heldere periode van 1993 - 1995 (blauw), troebele periode van 1998 - 2011 (oranje) en zeer troebele periode vanaf 2012 (groen)**



**Afbeelding 4.5. Concentraties van verschillende P- en N-fracties en totaal N/P-ratio in het oppervlaktewater van het Markiezzaatsmeer vanaf 1993**



### **Fase 1: Heldere condities tussen 1993 en 1995**

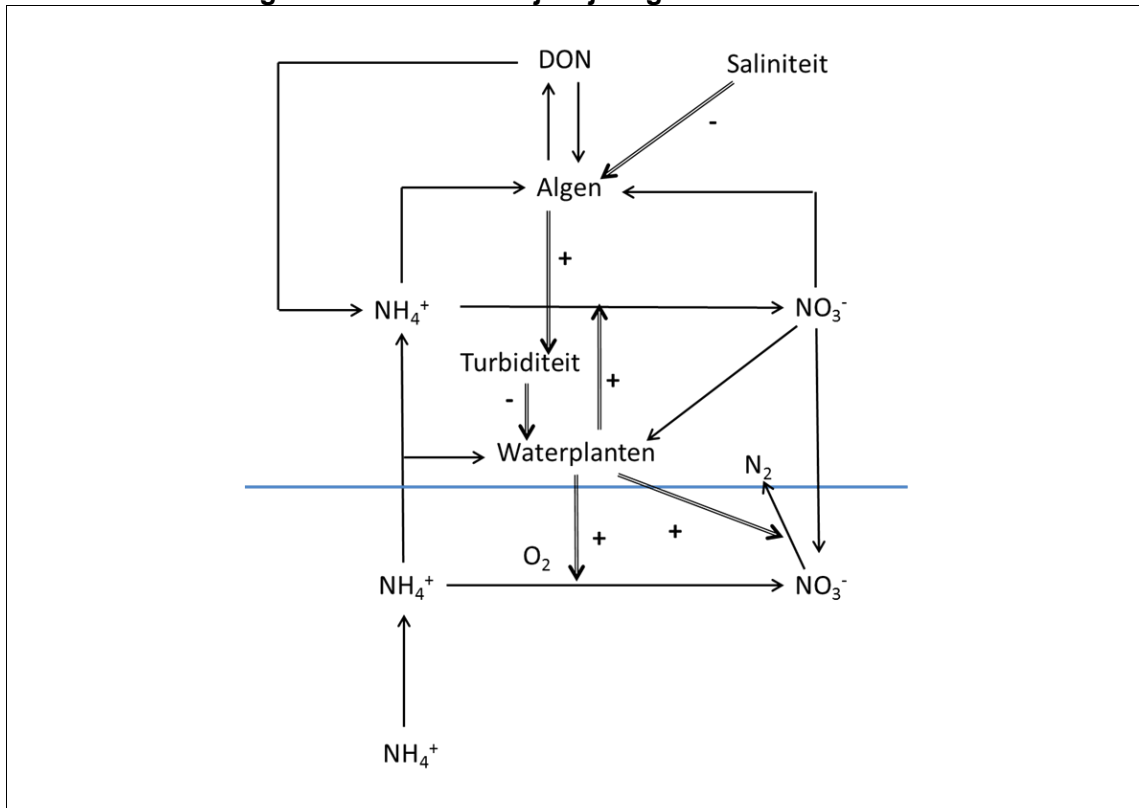
Tijdens de heldere condities tussen 1993 en 1995 waren de concentraties aan zwevend stof en chlorofyl-a meestal laag (afbeelding 4.3) en was het brakke meer grotendeels bedekt met schedefonteinkruid en snavelruppia. De chlorofyl-a concentratie was overwegend lager dan 30 µg/l, hoewel de waarden in het groeiseizoen van 1995 al boven de 100 µg/l uitkwamen (afbeelding 4.3). In deze heldere periode laten de totaal P- en fosfaatconcentraties in het oppervlaktewater een duidelijk seizoenaal patroon zien, waarbij de totaal P-concentraties in de zomer oplopen tot circa 1 mg/l (afbeelding 4.5). De lage totaal N/P-ratios in het oppervlaktewater van 3 - 10 g/g geven aan dat de algenproductie in deze heldere periode vermoedelijk gelimiteerd werd door stikstof (o.a. Fordberg & Ryding 1980; Hellström 1996), waardoor de algen geen gebruik konden maken van de verhoogde P-concentraties in het groeiseizoen. Daarnaast voorkwamen de hoge chlorideconcentraties in het brakke watersysteem (afbeelding 4.2) waarschijnlijk de bloei van zoetwater algen.

### **Fase 2: Troebelere condities tussen 1998 en 2011**

Sinds de zomer van 1995 zijn de chlorofyl-a concentraties in het groeiseizoen een stuk hoger met circa 100 µg/l (afbeelding 4.3). Deze stijging in chlorofyl-a lijkt behoorlijk overeen te komen met de omslag van een helder water tussen 1993 en 1995 (circa 0,8 m zicht) naar troebel water in 1998 (circa 0,4 m zicht) en het grotendeels verdwijnen van de watervegetatie. In 2002 en 2005 komt alleen schedefonteinkruid nog in een beperkte bedekking van minder dan 5 % voor (dataset van het waterschap Brabantse Delta). De afgelopen jaren is de bedekking van schedefonteinkruid overigens weer licht toegenomen tot 5 - 10 % en kwamen lokaal op ondiepe stukken ook weer soorten als snavelruppia, zannichellia en wat kranswiersoorten (gebogen kransblad en brakwater kransblad) voor.

De vrij hoge algenproductie tussen 1998 en 2011 wordt bevestigd door de hogere concentraties aan opgelost organisch fosfor (DOP = totaal P - fosfaat) en stikstof (DON = totaal N - NH<sub>4</sub> - NO<sub>3</sub> - NO<sub>2</sub>) in het water (afbeelding 4.5). De totale P-concentratie is duidelijk afgenomen tussen 1998 en 2005, waardoor de totaal N/P-ratios in het oppervlaktewater tussen de 10 - 20 g/g kwam te liggen. De verhoogde algenbiomassa en de hogere DOP- en DON-concentraties vanaf 1998 zijn zeer waarschijnlijk niet veroorzaakt door een toename van de externe N- en/of P-belasting (zie paragraaf 4.2.3), maar indiceren vermoedelijk een herverdeling van de nutriënten in het chaotisch functionerende voedselweb. De meest voor de hand liggende oorzaak is dat de dalende chlorideconcentratie, die vanaf 1998 onder de 3.000 mg/l ligt (afbeelding 4.2), de bloei van zoetwater algen mogelijk maakte. In plaats van dat al het anorganische stikstof via nitrificatie en denitrificatie het watersysteem kon verlaten, bleef een gedeelte van de stikstof nu in het watersysteem als detritus, oftewel opgelost organisch stikstof (DON). Veel algen kunnen deze organische stikstofverbindingen overigens gedeeltelijk weer opnemen. Eén en ander staat schematisch weergegeven in afbeelding 4.6. Doordat er geen fytoplankton gegevens uit deze periode beschikbaar zijn, kan deze hypothese echter niet worden getoetst.

**Afbeelding 4.6. Schematische weergave van de stikstofkringloop in een verzoetend watersysteem, waarbij de belangrijkste bodemprocessen onder blauwe lijn zijn afgebeeld en de belangrijkste processen in de waterlaag boven de blauwe lijn zijn afgebeeld**



### Fase 3: Zeer troebele condities vanaf 2012

Vanaf 2012 zijn de chlorofyl-a concentraties in het oppervlaktewater nog hoger dan de periode ervoor met concentraties die in het groeiseizoen regelmatig ruim boven de 100  $\mu\text{g/l}$  liggen (afbeelding 4.3). Sinds 2012 is het doorzicht ook verder verslechterd van circa 0,4 m naar circa 0,2 m en is er dus sprake van zeer troebele condities (afbeelding 4.3), terwijl de totaal P- en fosfaatconcentraties in het oppervlaktewater relatief laag zijn (afbeelding 4.5). Vanaf 2011 neemt echter wel de totaal N-concentratie toe van circa 3 mg/l tot boven de 6 mg/l. Dit wordt geheel veroorzaakt door een verhoging van de DON-concentraties, want de ammonium- en nitraatconcentraties blijven zowel in de zomer als winter onveranderd laag. Dit alles leidt tot hoge totaal N/P-ratios in het oppervlaktewater van het Markiezaatsmeer (20 tot 50 g/g), wat indiceert dat er mogelijk sprake is van P-limitatie (o.a. Fordberg & Ryding 1980; Hellström 1996).

De verhoging in totaal N- en DON-concentraties vanaf 2011 wordt niet veroorzaakt door wijzigingen in de nutriëntbelastingen (zie paragraaf 4.2.3). De omslag is waarschijnlijk het gevolg van gewijzigde algensamenstelling, waarbij verschillende blauwalgen (die niet bekend staan als toxine producerend) zeer sterk zijn gaan bloeien (in 2011 voornamelijk *Aphanotheca* en *Chroococcales*, in 2013 vooral *Planktolyngbya* en in 2014 een combinatie van deze drie families). Hoewel dit geen N-fixerende blauwalgen zijn, heeft dit wel geleid tot extra N-opslag in de vorm van DON. Tevens is de concentratie aan opgelost organisch koolstof (DOC) sterk toegenomen en nam de concentraties aan zwevend stof ook sterk toe in 2011 (afbeelding 4.3). Dit zijn allemaal indicaties van een toename aan detritus (dood organisch materiaal) in de waterlaag, wat een neveneffect is van de verhoogde algenbloei in deze jaren.

Hoewel de gegevens van verschillende elementen uit het voedselweb ontbreken, lijkt het er op dat al de veranderingen rond 2011 het gevolg zijn van verschuivingen in het voedselweb als gevolg van de geleidelijk afnemende chlorideconcentratie. De plotselinge bloei van blauwalgen gebeurt bij dezelfde chlorideconcentratie als de omslag van helder naar troebel water in de Binnenschelde in 1996 (zie paragraaf 3.1), die o.a. veroorzaakt werd door een afnemende graasdruk van watervlooien als gevolg van een toename van aasgarnalen. Uit een mondelinge mededeling van de heer P. Kooistra (beroepsvisser op het Markiezaatsmeer) blijkt dat het aantal watervlooien in het Markiezaatsmeer inderdaad is afgenomen rond 2011. Hij heeft echter weinig aasgarnalen aangetroffen. Hoewel de officiële visstandtellingen van de laatste jaren aangeven dat ook de visbiomassa laag is geweest met 30 - 90 kg/ha en dat snoekbaars en blankvoorn dominant waren (Van Giels 2012; Koole 2015), geeft de heer Kooistra aan dat hij de afgelopen jaren wel degelijk een biomassa-toename heeft waargenomen van de watervlooiendetende brasem. Hij ziet de verschillende jaarklassen elk jaar toenemen in zijn fuiken, waarbij de 3 - 4 jarige brasems momenteel al veelvuldig voorkomen. In een verder verzoetende toekomst van het Markiezaatsmeer kan een sterke toename van de visbiomassa (voornamelijk brasem) dan ook verwacht worden.

#### **4.1.1. Ecologische toestand van mosselen, terrestrische vegetatie en vogels**

Naast de reeds beschreven ontwikkelingen van voedselweb-aanstuurende soortgroepen (waterplanten, fytoplankton, zoöplankton en vissen) die de lichtbeschikbaarheid in het Markiezaatsmeer beïnvloeden, is er in deze paragraaf ook gekeken naar de soortensamenstelling van mossels, de terrestrische vegetatie en vogels in het Natura 2000-gebied.

##### **Mossels**

Bij een mosselinventarisatie op potentieel kansrijke locaties in het voorjaar van 2013 zijn nul mosselen gevonden in het Markiezaatsmeer (Lambregts van de Clundert 2013). Tijdens macrofauna bemonsteringen in 1995, 2002, 2005, 2008 en 2011 is ook maar één driehoeksmossel aangetroffen. Vermoedelijk is er voldoende substraat in het meer aanwezig, maar zorgt de geïsoleerde ligging van het meer er voor dat er geen larven worden aangevoerd vanuit het Volkerak-Zoommeer (waar de mosselen veelvuldig voorkomen).

##### **Terrestrische vegetatie**

In het terrestrische deel van het gebied varieert de vegetatie sterk (Van Beek 2008). De slikken worden gekenmerkt door een afwisseling van brakke en zoete soorten, zoals fio-ringras en kweldergras. Op de schorren is het areaal aan pioniersvegetaties sterk teruggelopen tussen 1988 en 2000, en staan momenteel vooral zoete soorten. Hier is veelal grasland ontstaan. Onder het begrazingsregime is het oppervlak met grove grassen, zoals duinriet, sterk toegenomen, en op onbegrasde plekken is veelal bosvorming opgetreden. Hier komen vooral wilgen en berken voor, maar worden ook doornachtige soorten en eiken gevonden. Tenslotte zijn op locaties waar zoete kwel optreedt vaak rietlanden te vinden.

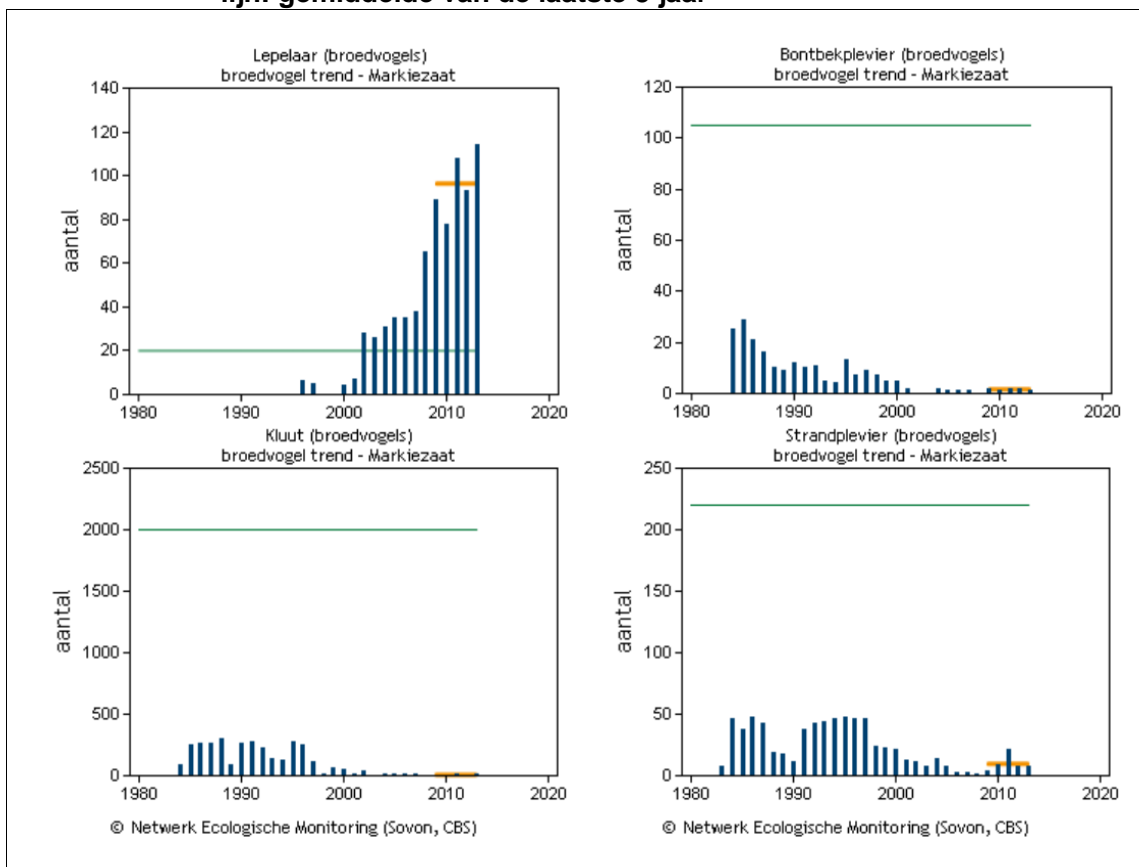
##### **Vogels**

De fuut (en andere vis- en insectenetende zachtjagers) laat de afgelopen twee decennia een significante afname zien (afbeelding 4.8), die sterker is dan de landelijke trend (Sovon 2015) en waarschijnlijk veroorzaakt wordt door de afname van het doorzicht. Ook slak- en/of waterplantetende grondeleenden (o.a. wintertaling, bergeend en smient) die pieken tijdens de heldere fase, zijn in tegenstelling tot de landelijk stijgende trends vermoedelijk ook om deze reden afgenomen. De lepelaar doet het als filteraar daarentegen erg goed in het huidige troebele Markiezaatsmeer (afbeelding 4.7), wat in overeenstemming is met de landelijke trend. Broedende exemplaren worden alleen op het predatievrije moerassige eiland de 'Spuitskop' gevonden (Provincie Noord-Brabant 2014), omdat de predatiedruk van vossen, ratten en andere rovers vermoedelijk te hoog is op andere oevers.

Het aantal rietvogels (o.a. baardman, grote zilverreiger en rietzanger) is sinds 2000 toegenomen in het Markiezaatsmeer (Provincie Noord-Brabant 2014). Dit heeft zeer waarschijnlijk te maken met de langzame verzoeting van het meer, waardoor zones met overjarig riet zijn ontstaan, vooral op locaties met zoete kwel. Deze verzoeting heeft eveneens geleid tot struweelvorming en bosopslag, waardoor in de afgelopen jaren karakteristieke vogels van verruigde graslanden (o.a. cetti's zanger, klapekster, putter, sprinkhaanzanger en roodborst tapuit), struweel en bossages (o.a. boompieper, grote bonte specht, gaai, heggenmus, staartmees en nachtegaal) als nieuwkomers naar het Markiezaatsmeer zijn gekomen.

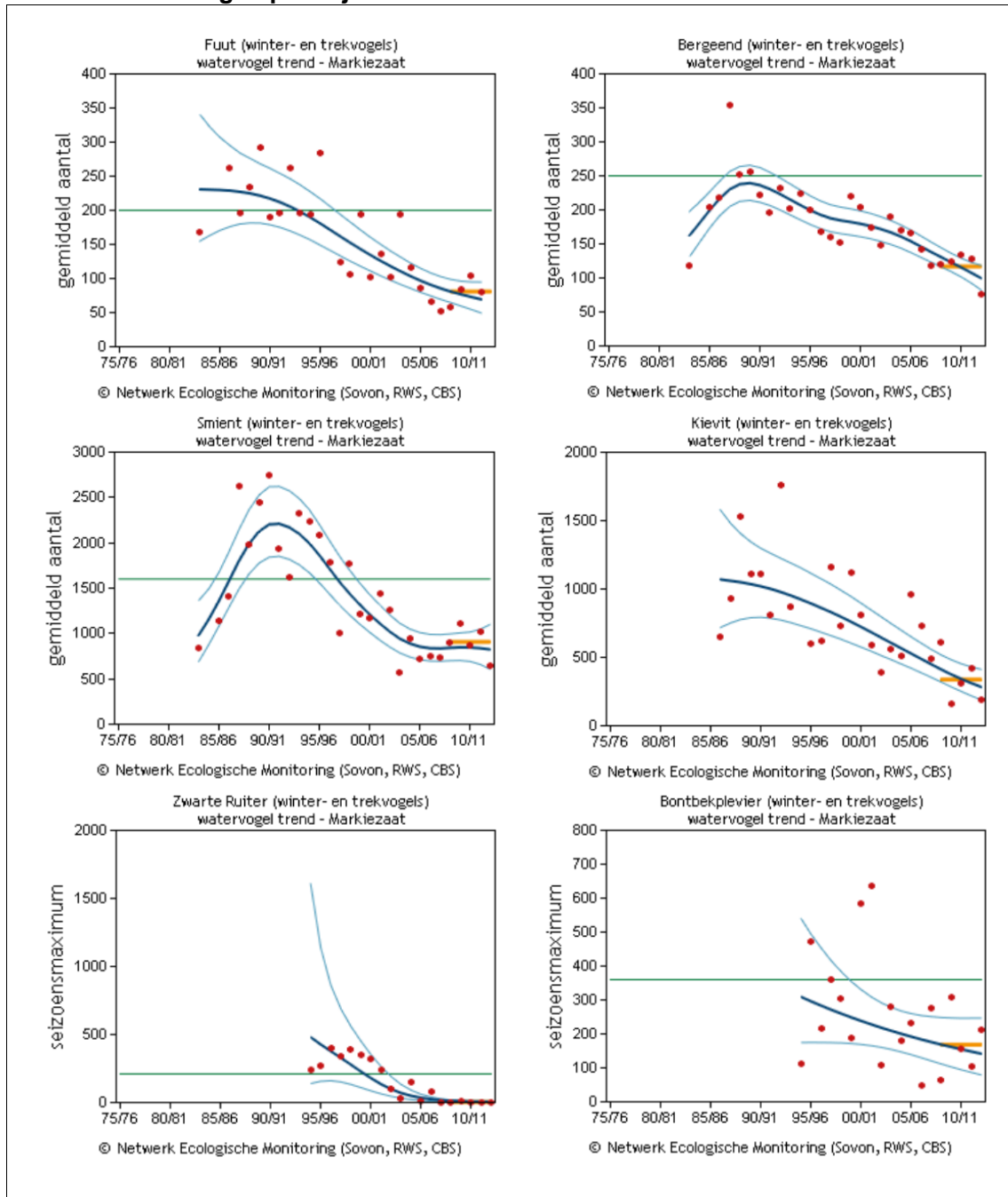
De grondbroedende weidevogels (o.a. kievit) laten daarentegen een duidelijke afname zien (afbeelding 4.8). Dit komt waarschijnlijk juist door de verruiging van de terrestrische systemen. Mogelijk speelt ook het zoeter worden van de slikken en laaggelegen zandplaten een belangrijke rol. Deze verzoeting is in ieder geval ook één van de oorzaken van de achteruitgang aan broedende plevieren en steltlopers (o.a. kluut, strand- en bontbekplevier) in het Markiezaatsmeer in de afgelopen 20 jaar (Strucker et al. 2014; afbeelding 4.7). Daarnaast ondervinden deze soorten zeer waarschijnlijk ook veel hinder van het wegvallen van een getijdenregime. Ook de ontwikkeling van struweel en bossages op de oevers is ongunstig voor deze soorten. Ook de kanoet, bonte strandloper, zwarte ruiters, steenloper en zilverplevier komen momenteel nog maar in geringere aantallen voor (afbeelding 4.8). Zij gebruiken het Markiezaatsmeer alleen als slaapplek en hoogwaterrustplaats. Andere getijdenvogels (o.a. grote zee-eend, eider en frater) zijn verdwenen door de verzoeting.

**Afbeelding 4.7. Aantal broedende vogels (lepelaar, bontbekplevier, kluut en strandplevier) in het Markiezaatsmeer gedurende de afgelopen decennia (Sovon 2015). Donker groene lijn: instandhoudingdoelstelling, oranje lijn: gemiddelde van de laatste 5 jaar**





**Afbeelding 4.8. Aantal vogels (fuut, bergeend, smient, kievit, zwarte ruiter en bontbekplevier) in het Markiezaatsmeer gedurende de afgelopen decennia (Sovon 2015). Donker blauw lijn: gemiddelde trend, licht blauw lijnen: 95 % betrouwbaarheidsinterval van de trendlijn, donker groene lijn: instandhoudingdoelstelling, oranje lijn: gemiddelde van de afgelopen 5 jaar**



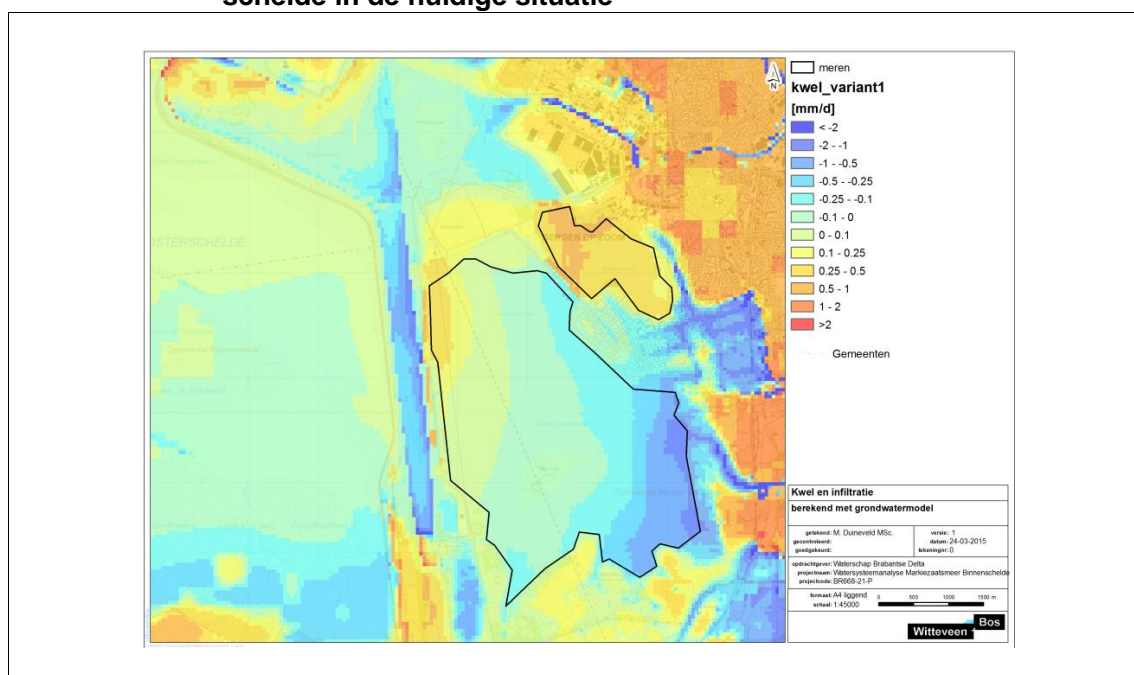


## 4.2. Abiotische voorwaarden

### 4.2.1. Hydrologisch functioneren

Voor 1983 kende het Markiezaat als onderdeel van de Oosterschelde een sterke getijbeweging van -2 tot +2 m NAP. Met de aanleg van de Markiezaatskade is de invloed van het getij grotendeels verdwenen. Sindsdien ligt het Markiezaatsmeer geïsoleerd en wordt het grotendeels gevoed door neerslag. Het grondwatermodel suggereert dat er zowel sprake is van kwel (in het midden en oosten van het meer) als van wegzijging (in het noordwesten van het meer, afbeelding 4.9). Het model geeft aan dat circa 50 % van de kwel lateraal wordt aangevoerd vanaf de Brabantse wal en dat 50 % wordt aangevoerd via diepe kwel. Verder geeft het model aan dat er laterale waterverlies (wegzijging) optreedt naar het Schelde-Rijnkanaal.

**Afbeelding 4.9. Kwel (blauw) en wegzijging in het Markiezaatsmeer en de Binnenschelde in de huidige situatie**



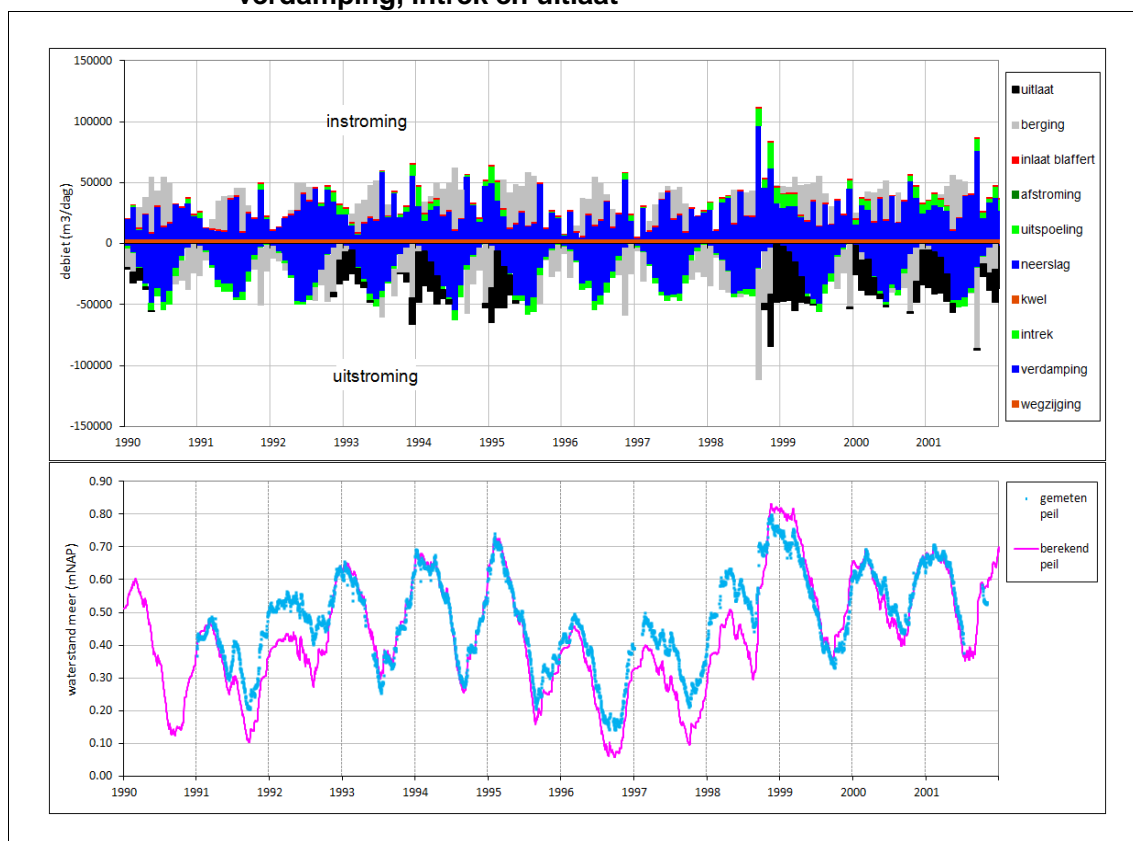
Naast neerslag en kwel vormt uitspoeling vanuit omliggende percelen, zoals de schorren en slikken, een belangrijke ingaande waterstroom in perioden met veel neerslag (afbeeldingen 4.10 en 4.11). De fractieverdeling van de belangrijkste waterstromen is gemiddeld genomen als volgt: 75 % neerslag, 13 % kwelwater, 7 % uitspoeling en 5 % water uit de Blaffert. Het gemiddelde debiet van al deze ingaande waterstromen bedraagt 2,9 mm/d. De verblijftijd van het meer is daardoor ongeveer 2 jaar.

Het waterpeil in het Markiezaatsmeer kan vrijwel vrij fluctueren tot een maximumpeil van 0,58 m NAP door de onderdimensionering van de uitlaatstuw (die de laatste jaren op 0,40 m NAP staat). Hierdoor kent het peil een jaarlijkse variatie van 0,25 tot 0,40 m (afbeeldingen 4.10 en 4.11). Dit betreft niet een dagelijkse getijbeweging, maar een seizoensgebonden schommeling van de waterstand. Doordat er geen minimumpeil wordt aangehouden, zakt het waterpeil in droge zomers (1991, 1996, 2003 en 2009) ver uit en duurt het vervolgens 1 à 2 jaar voordat het maximumpeil weer wordt bereikt. In droge jaren zakt het berekende peil verder uit dan het gemeten peil. Dit wordt zeer waarschijnlijk veroorzaakt door een toename van de hoeveelheid kwel naarmate het waterpeil lager wordt. Uit het

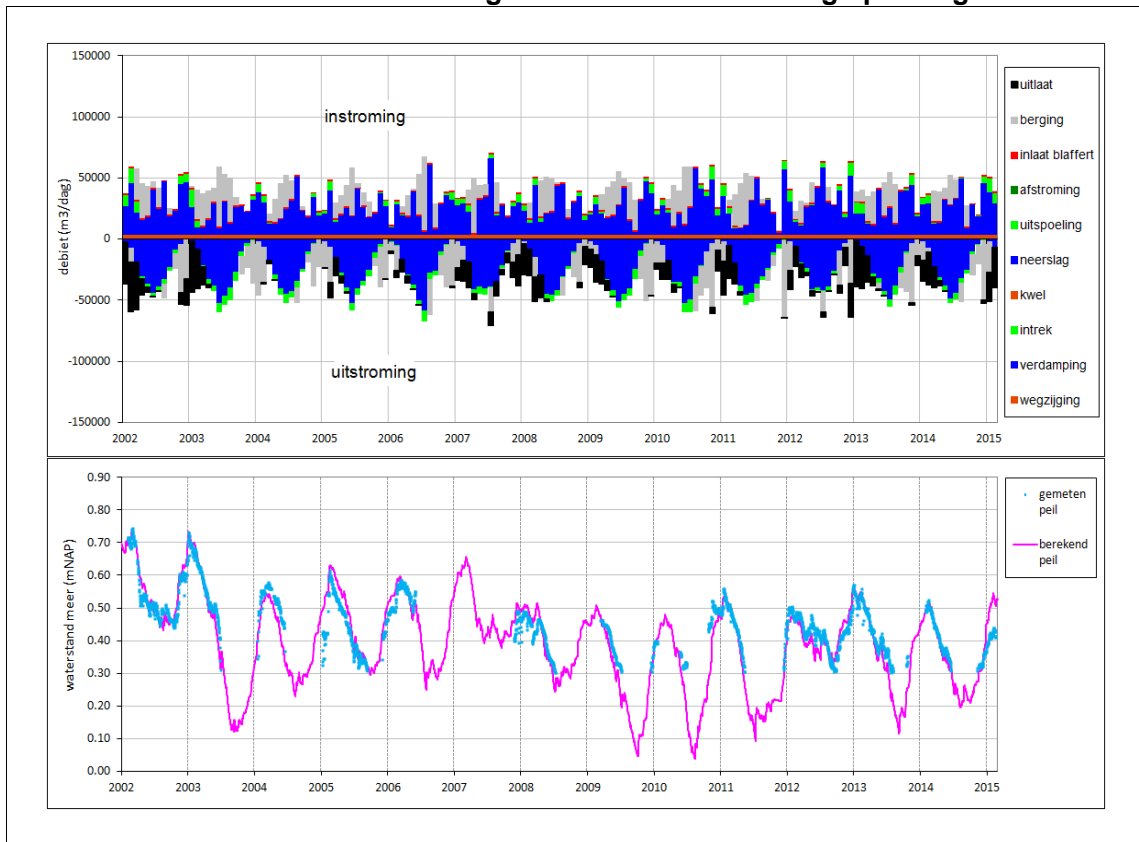
grondwatermodel blijkt dat de kwel met circa 70 % kan toenemen bij een peildaling van circa 0,4 m. In het statische grondwatermodel is echter uitgegaan van een gemiddelde waterstand van +0,40 m NAP, waardoor in de waterbalans geen rekening kon worden gehouden met de waterstandafhankelijke kwelhoeveelheden.

Doordat de oevers van het Markiezaat flauw hellen, heeft de seizoensgebonden fluctuatie een sturend effect op de verhouding water/land in het Markiezaatsmeer. In samenwerking met milieuadviesbureau ATKB is dan ook een gedetailleerde dieptekaart van het Markiezaatsmeer gemaakt (afbeelding 4.13) met behulp van onderwaterradar en grondradar (ATKB 2015). Deze kaart is gebruikt om in GIS ruimtelijk weer te geven waar de litorale zone ligt in een jaar waarin de laagste waterstand gelijk is aan +0,20 m NAP en de hoogste waterstand gelijk is aan +0,60 m NAP. Verder kon op basis van afbeelding 4.12 berekend worden dat een dergelijk flexibel peil leidt tot een wateroppervlak van tussen de circa 1025 ha bij laag waterpeil en circa 1150 ha bij hoog waterpeil. Er is dus een zone van circa 125 ha, oftewel circa 12 % van het vaste wateroppervlak, dat gedurende natte seizoenen continue onder water staat en tijdens droge seizoenen continue droog is. Deze litorale zone is overigens veel minder geschikt voor steltlopers dan een intergetijdegebied dat dagelijks geïnundeerd wordt met brak/zout water, omdat het tot veel minder voedselaanbod leidt.

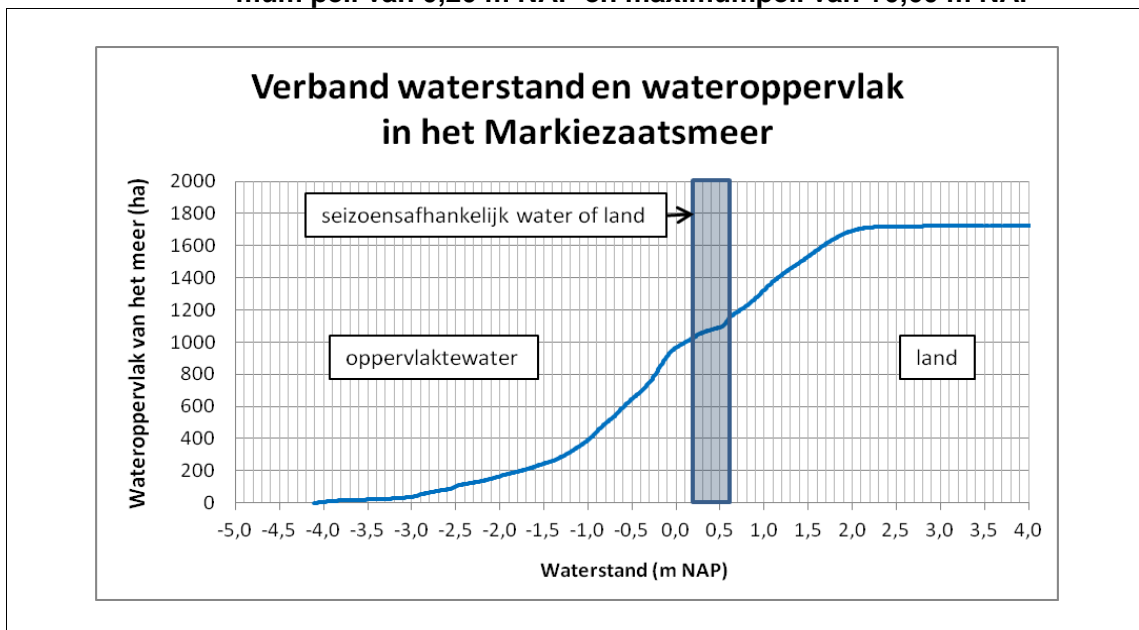
**Afbeelding 4.10. Waterbalans op maandbasis van het Markiezaatsmeer (boven) en gemeten en berekende waterpeil (onder) voor de periode 1990 - 2001. Ingaande waterstromen zijn kwel, neerslag, uitspoeling, afstroming en de Blaffert. Uitgaande waterstromen zijn wegzijging, verdamping, intrek en uitlaat**



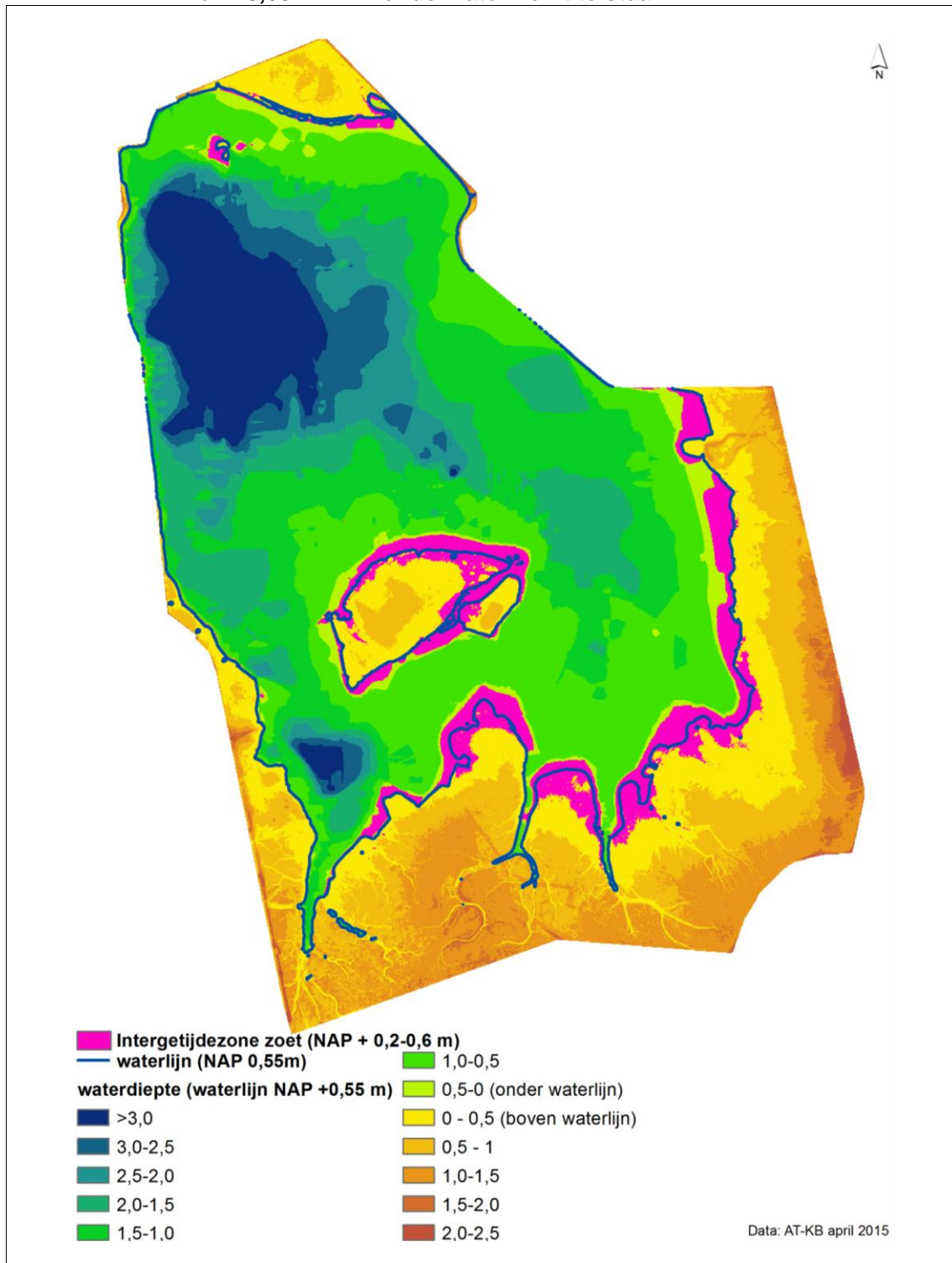
**Abbeelding 4.11. Waterbalans op maandbasis van het Markiezaatsmeer (boven) en gemeten en berekende waterpeil (onder) voor de periode 2002 - 2015. Zie afbeelding 4.10 voor een toelichting op de legenda**



**Abbeelding 4.12. Verband tussen de waterstand in het Markiezaatsmeer en het wateroppervlak van het meer op basis van dieptemetingen die het milieuadviesbureau ATKB heeft uitgevoerd. De blauwe balk geeft het bereik aan bij het huidige waterpeil in het Markiezaatsmeer: minimum peil van 0,20 m NAP en maximumpeil van +0,60 m NAP**



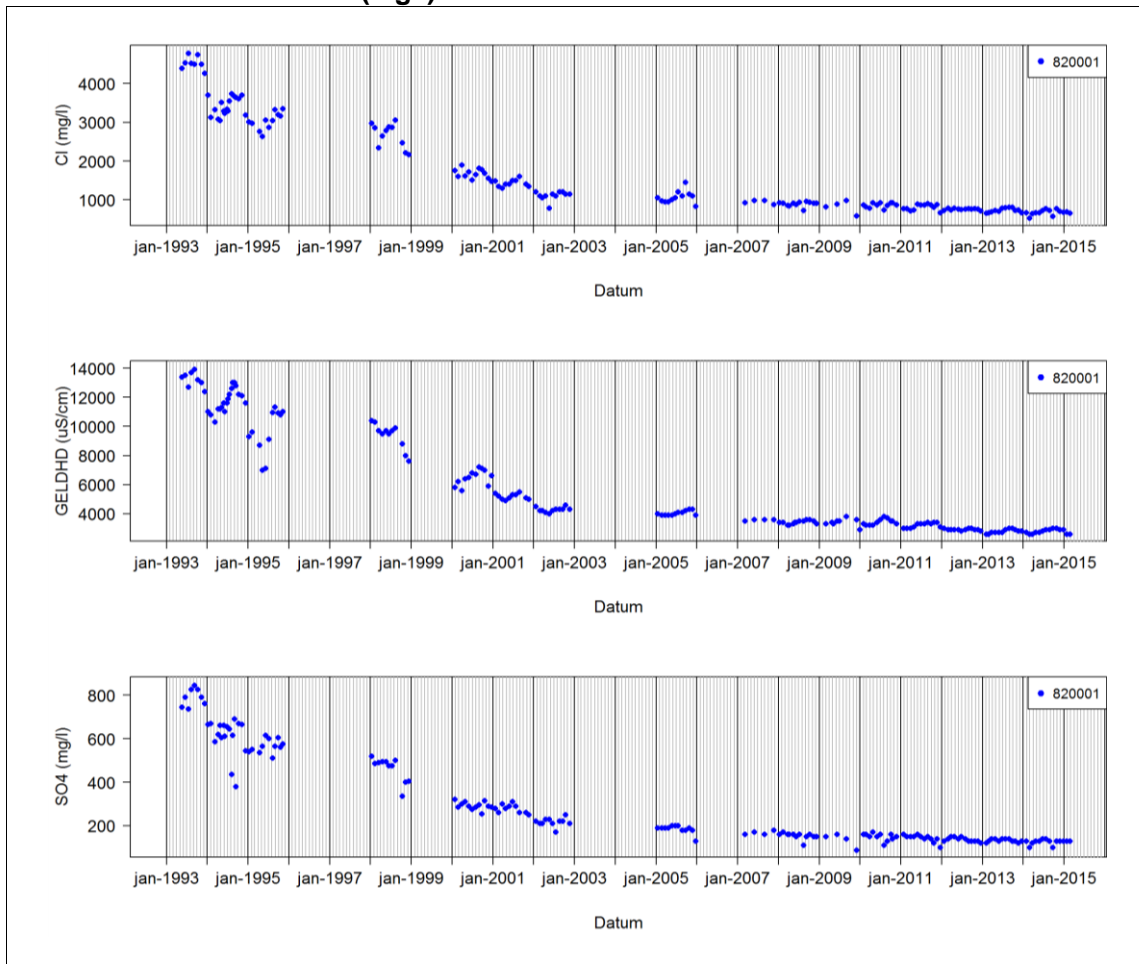
**Afbeelding 4.13.** Dieptekaart van het Markiezaatsmeer op basis van dieptemetingen van milieuadviesbureau ATKB. De blauwe lijn geeft de waterlijn aan bij een waterstand van +0,55 m NAP. De roze zone is het oevergebied dat bij een jaarlijks fluctuerend waterpeil van tussen de +0,20 en +0,60 m NAP onderwater komt te staan



#### 4.2.2. Saliniteit

Toen het Markiezaatsmeer nog in open contact stond met de Oosterschelde was de gemiddelde chlorideconcentratie gelijk aan 16.000 mg/l. Direct na de afsluiting van het Markiezaatsmeer in 1983 bedroeg de chlorideconcentratie echter circa 13.000 mg/l, door de verminderde zeewaterinvloed tijdens het bouwen van de dammen (Röling 1994). Tussen 1983 en 1993 is chloride slechts sporadisch gemeten (minder dan 20 metingen over deze periode; Röling 1994). Deze metingen tonen dat de chlorideconcentratie tussen 1984 en 1988 rond de 10.000 mg/l schommelde. Vanaf 1988 tonen de metingen een afname tot circa 4.000 mg/l in 1993. Vanaf 1993 zijn er veel meer metingen beschikbaar (afbeelding 4.14), waarvoor geldt dat ze goed overeenkomen met de berekende chlorideconcentraties uit de waterbalans van het Markiezaatsmeer (afbeelding 1.8 uit Bijlage I), wat indiceert dat er in deze periode geen sprake meer was van nalevering van chloride uit de waterbodem. Uit de metingen blijkt dat de chlorideconcentratie vanaf 1993 gedaald is tot circa 900 mg/l in 2002. De daling in saliniteit heeft zijn weerslag gehad op de oorspronkelijke zoute en brakke vissen in het Markiezaatsmeer (zie tekstbox op de volgende bladzijde). Sinds 2002 is de chlorideconcentratie langzaam verder gezakt tot circa 750 mg/l in 2014. Met de afnemende trend van chloride is ook de geleidbaarheid en de sulfaatconcentratie afgenomen.

**Afbeelding 4.14. Gemeten chlorideconcentratie (mg/l), EGV ( $\mu\text{S/cm}$ ) en sulfaatconcentratie (mg/l) in het Markiezaatsmeer sinds 1993**

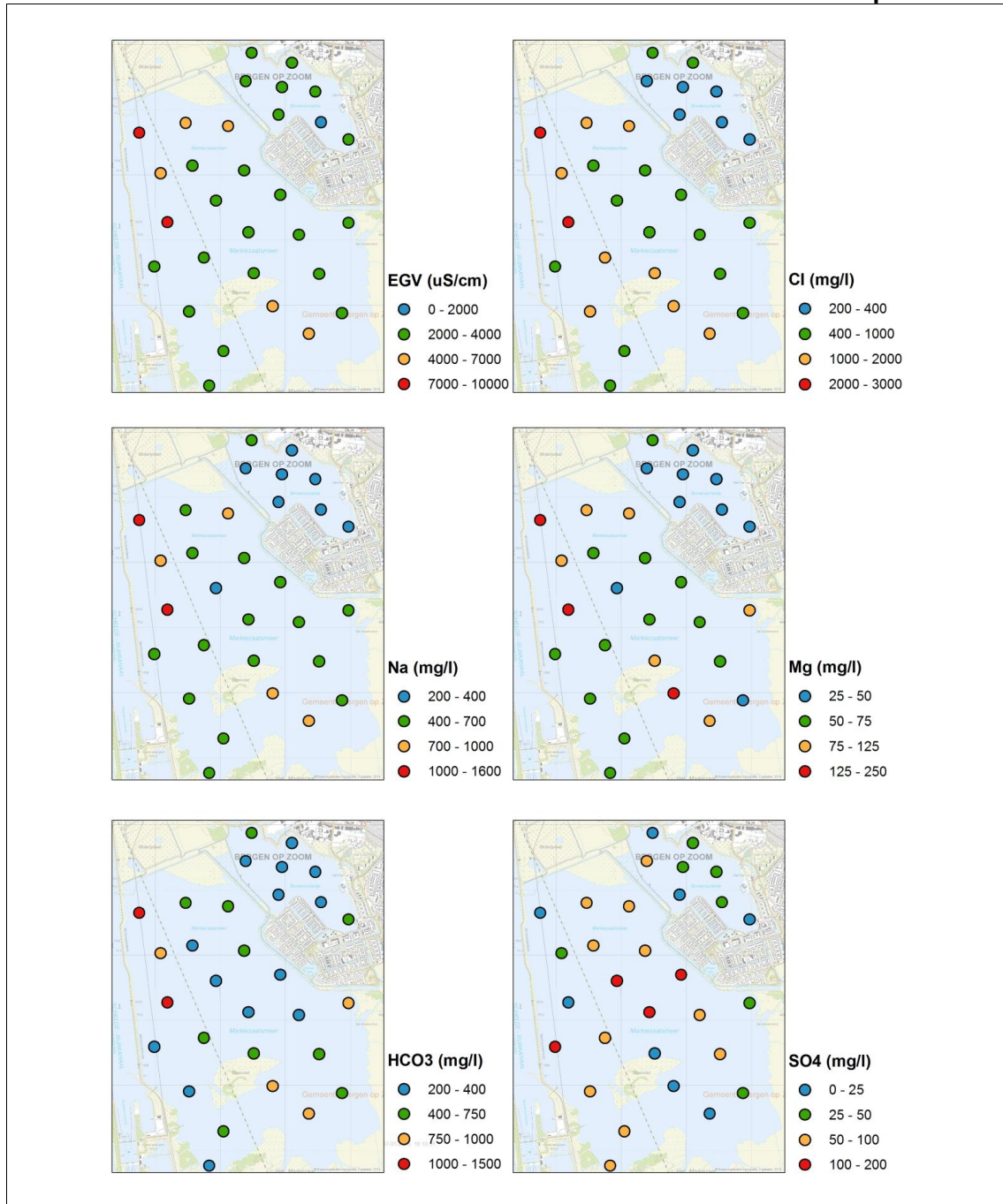




### Het lot van de oorspronkelijke zoute en brakke vissen in het Markiezaatsmeer

Direct na afsluiting van het Markiezaatsmeer in 1983 komen de oorspronkelijke vissen 'vast te zitten' in het meer. Dit betrof o.a. tong, bot, haring, puitaal, schol, harder, paling en koornaarvis. Het meer bleek een kraamkamer te zijn van deze zoutwatervissen (Van Beek 2008). Sommige van de zoute soorten zijn zeer snel verdwenen, zoals tong, terwijl andere soorten zich langer hebben kunnen handhaven (tot circa 2006), zoals puitaal, haring en koornaarvis (Kooistra 2006). Paling is de enige overgebleven soort, wat mede het gevolg is van de jaarlijkse uitzetting van 30 kg glasaal. Verder is deze soort aangepast aan zoetere condities.

**Afbeelding 4.15. EGV, chloride-, natrium-, magnesium-, bicarbonaat- en sulfaatconcentraties in het bodemvocht van de eerste 10 cm zandige waterbodem in het Markiezaatsmeer en de Binnenschelde in april 2015**



Hoewel de EGV, chloride- en sulfaatconcentraties sterk gedaald zijn, waarbij de sulfaatconcentratie gedaald is van circa 800 mg/l in 1993 naar circa 125 mg/l in de afgelopen 10 jaar (afbeelding 4.14), is het Markiezaatsmeer nog steeds zwak brak. Dit komt waarschijnlijk door de kweldruk in het grootste gedeelte van het meer (afbeelding 4.9), waardoor zoute ionen moeilijk kunnen verdwijnen via wegzijging. Daarnaast is er vermoedelijk sprake van brakke kwel in het noordoosten van het meer. Hoewel de chlorideconcentraties in het bodemvocht op de meeste locaties in evenwicht zijn met het oppervlaktewater (afbeeldingen 4.14 en 4.15), zijn de concentraties in het bodemvocht op enkele locaties veel hoger dan in het oppervlaktewater. Uit afbeelding 4.15 blijkt dat vooral locaties in het noordwesten van het meer afwijken: de geleidbaarheid en chlorideconcentraties in het bodemvocht zijn hier opvallend hoog. Ditzelfde werd ook waargenomen voor natrium en magnesium.

De sulfaatconcentraties in het bodemvocht blijken overigens vrijwel overal niet in evenwicht te zijn met het oppervlaktewater. Op de meeste locaties is de concentratie in het bodemvocht lager dan in het oppervlaktewater (afbeeldingen 4.14 en 4.15). Dit komt zeer waarschijnlijk door sulfaatreductie in de ondergrond, waarbij sulfaat onder anaerobe condities wordt omgezet naar sulfide dat zich daar hecht aan ijzer (o.a. Smolders et al. 2006). Vreemd genoeg zijn de sulfaatconcentraties in het bodemvocht het laagst op de plekken met brakke kwel (afbeelding 4.15). Dit komt vermoedelijk door de aanwezigheid van voldoende slib op deze diepere plekken van het meer (paragraaf 4.2.5), waardoor er op deze locaties meer voedzaam substraat aanwezig is voor de sulfaatreducerende bacteriën.

#### **Noordwesten Markiezaatsmeer: wegzijging in het grondwatermodel vs. kwel volgens bodemvochtmetingen**

Hoewel het grondwatermodel aangeeft dat er in de noordwest zone van het Markiezaatsmeer wegzijging optreedt naar het 0,5 m lager gelegen Schelde-Rijnkanaal (afbeelding 4.9), geven de hoge EGV, chloride-, bicarbonaat-, en ammoniumconcentraties (afbeelding 4.15) aan dat hier vrijwel zeker kwel van brak grondwater optreedt. De concentraties zijn ongeveer gelijk aan de grondwaterkwaliteit, die bij een nabijgelegen 14 m diepe peilbuis is gemeten (resultaten niet getoond). Het verschil tussen de interpretatie van het grondwatermodel en de chemische metingen wordt waarschijnlijk veroorzaakt door de aanwezigheid van preferente zandige stroomzones in kleiige lagen van de formatie van Naaldwijk (de verouderde term voor de afzetting van Calais), die niet zijn meegenomen in het grondwatermodel. In het grondwatermodel is de weerstand in dit gedeelte van het meer even hoog als elders in het meer (circa 800 dagen), terwijl er in de literatuur duidelijk wordt aangegeven dat er in het Markiezaatsmeer (vooral aan de westzijde) onderbrekingen zijn van de bewuste kleilaag, die waarschijnlijk een overblijfsel zijn van oude stroomgeulen (Röling 1994). Het is zeer goed mogelijk dat in de noordwest zijde van het meer een dergelijke lek zit.

Op basis van de bruto stromen uit het grondwatermodel, waarin geen rekening is gehouden met de brakke kwel in het noordwesten, kunnen het gemeten waterpeil en de chlorideconcentraties behoorlijk goed worden nagebootst met de opgestelde waterbalans (afbeelding 1.8 in bijlage I). Dit geeft aan dat de diepe brakke kwel aan de noordwest zijde van het Markiezaatsmeer qua waterhoeveelheid niet zo veel invloed zal hebben op de waterbalans.

### **4.2.3. Nutriëntbelastingen in het water**

De gemiddelde externe belasting voor het Markiezaatsmeer over de periode 1990 - 2014 is 5,5 mg N/m<sup>2</sup>/dag en 0,3 mg P/m<sup>2</sup>/dag. Het grootste deel van de N-belasting wordt veroorzaakt door atmosferische depositie via neerslag (afbeelding 4.16). Kwel, uitspoeling, inlaat vanuit de Blaffert en watervogels leveren ieder een geringe bijdrage aan de N-belasting. De P-belasting wordt daarentegen nauwelijks veroorzaakt door neerslag, maar vooral door watervogels, kwel en uitspoeling. Watervogels hebben een relatief grote bijdrage op de externe P-belasting van het Markiezaatsmeer. Vanaf 2000 wordt deze belasting grotendeels veroorzaakt door slechts enkele soorten: aalscholver, grauwe gans en zilvermeeuw. In de jaren daarvoor wordt de belasting door meerdere soorten veroorzaakt, waaronder knobbelzwaan, kokmeeuw, smient en wilde eend.

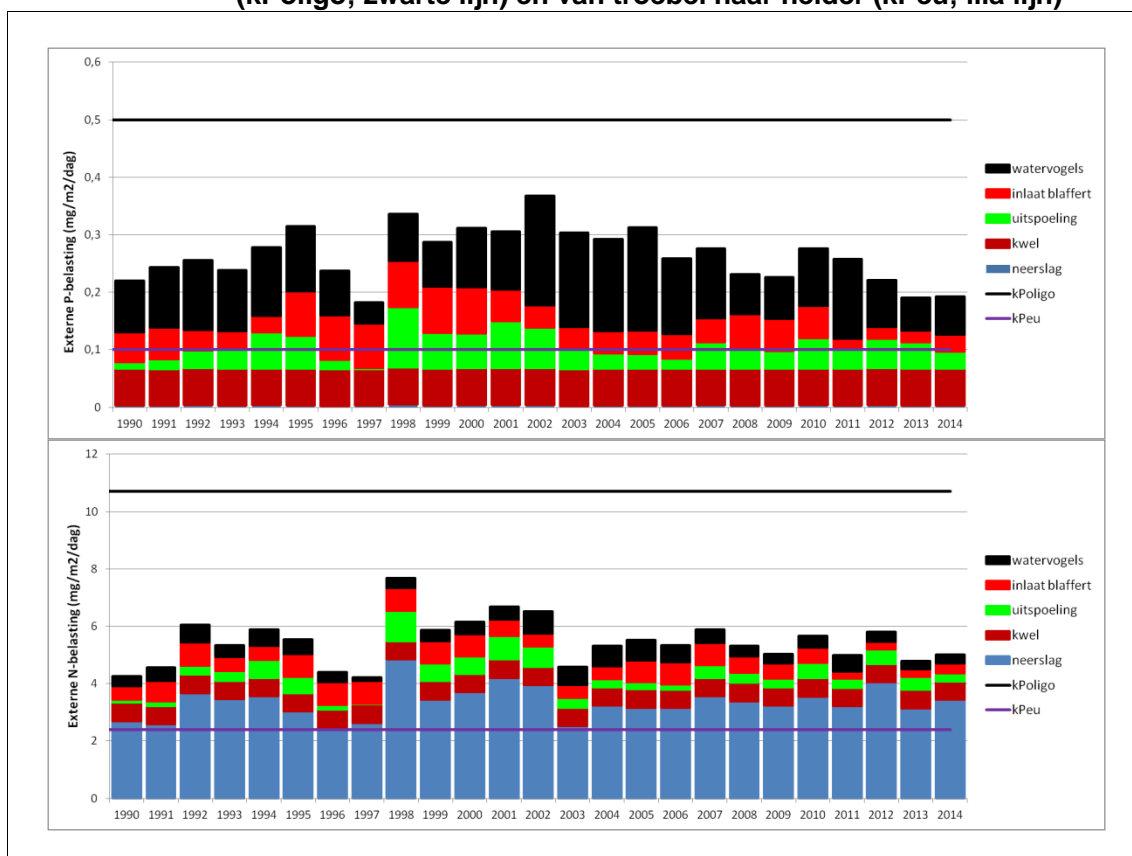


Ook kwel blijkt van invloed op de externe N- en P-belasting van het Markiezaatsmeer. De hoeveelheid kwelwater is grof ingeschat uitgaande van het grondwatermodel. Er zijn echter twijfels over de nauwkeurigheid van dit model (zie tekstblok bij paragraaf 4.2.2). De bodemvochtgegevens suggereren dat de bruto kwelstroom groter is dan het grondwatermodel uitwijst (zie paragraaf 4.2.5) en hierdoor is de nutriëntenbelasting mogelijk onderschat.

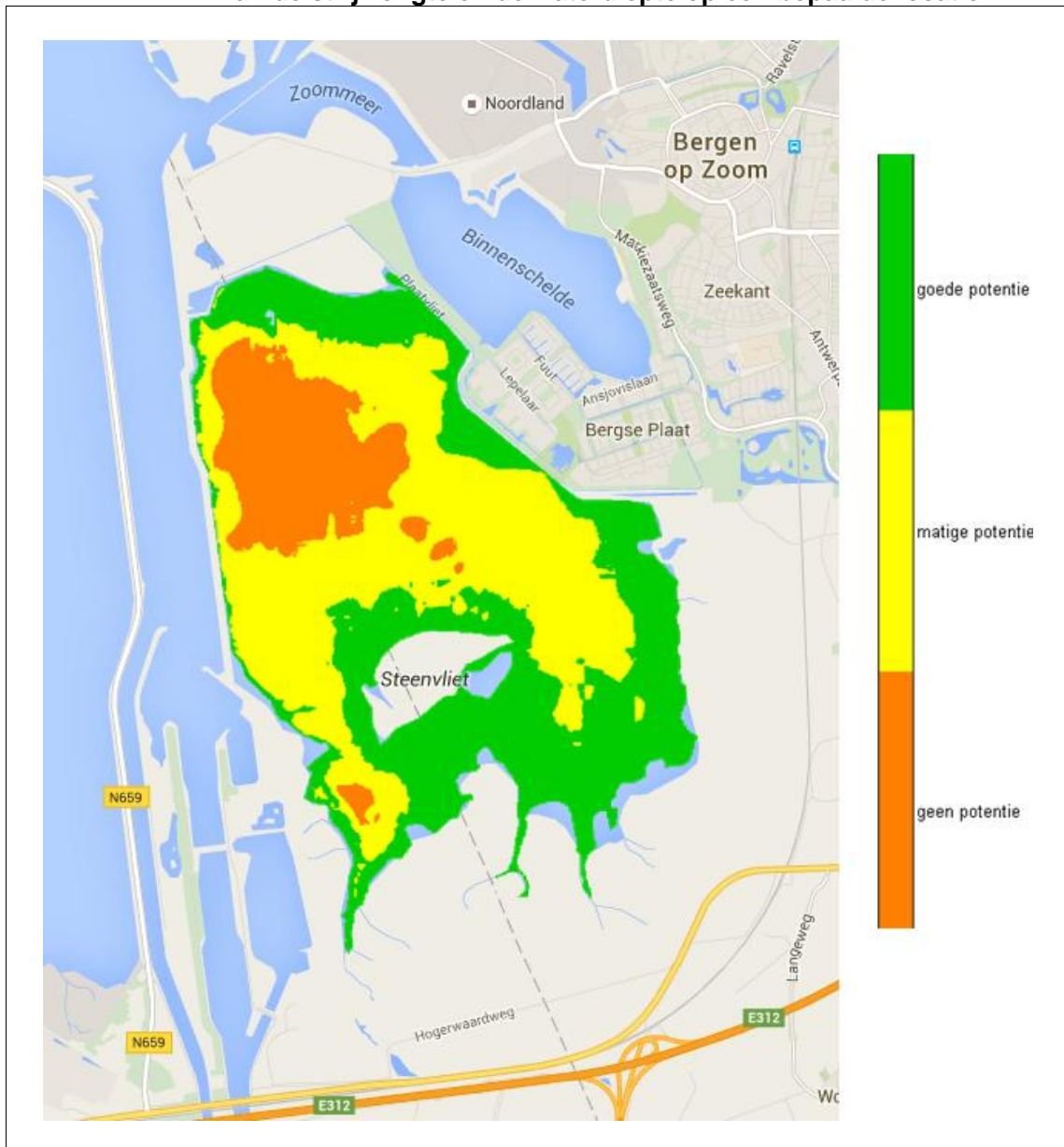
### Externe belasting vs. kritische belastingen

De kritische belastingen van het Markiezaatsmeer zijn relatief laag: voor de omslag van helder naar troebel water liggen de grenzen bij 10,7 mg N/m<sup>2</sup>/dag en 0,5 mg P/m<sup>2</sup>/dag, en voor de omslag van troebel naar helder liggen ze nog een stuk lager (afbeelding 4.16). Dit valt onder andere te wijten aan de lange verblijftijd en de grote strijklengte. De externe belasting ligt voor zowel N als P tussen de generiek (voor het gehele meer) berekende kritische belastingen, hetgeen betekent dat het meer zonder ingrijpende gebeurtenissen of maatregelen niet van toestand zal veranderen. Er blijkt echter onderscheid gemaakt te kunnen worden tussen zeer gevoelige diepere gebieden en robuustere ondiepere oeverzones. Gemiddeld genomen is de potentie voor ondergedoken waterplanten niet goed (gele en oranje zones in afbeelding 4.17). Alleen in de ondiepe oeverzones is de potentie voor ondergedoken waterplanten goed en vormt het beperkte doorzicht waarschijnlijk geen knelpunt voor de waterplantontwikkeling.

**Afbeelding 4.16. Berekende externe P- (boven) en N-belasting (onder) in mg/m<sup>2</sup>/dag voor het Markiezaatsmeer. Tevens zijn de gemiddelde kritische belastingen weergegeven voor de omslag van helder naar troebel (kPoligo; zwarte lijn) en van troebel naar helder (kPeu; lila lijn)**



**Afbeelding 4.17.** De potentie voor ontwikkeling van ondergedoken waterplanten in verschillende delen van het Markiezaatsmeer op basis van de generieke externe belastingen en ruimtelijk variërende kritische belastingen, waarbij de kritische belastingen afhankelijk zijn gemaakt van de strijklengte en de waterdiepte op een bepaalde locatie



De N/P-verhouding van de externe belasting is gemiddeld 21 g/g. Aangezien de verhouding hoger is dan 10, zal de algenproductie door fosfor gelimiteerd worden als het meer tenminste door nutriënten gelimiteerd wordt. Uit de gemeten concentraties aan totaal P, totaal N en chlorofyl-a blijkt echter dat fosfor zeker niet de gehele periode tussen 1993 en 2015 limiterend is geweest voor de groei van algen (afbeelding 4.18):

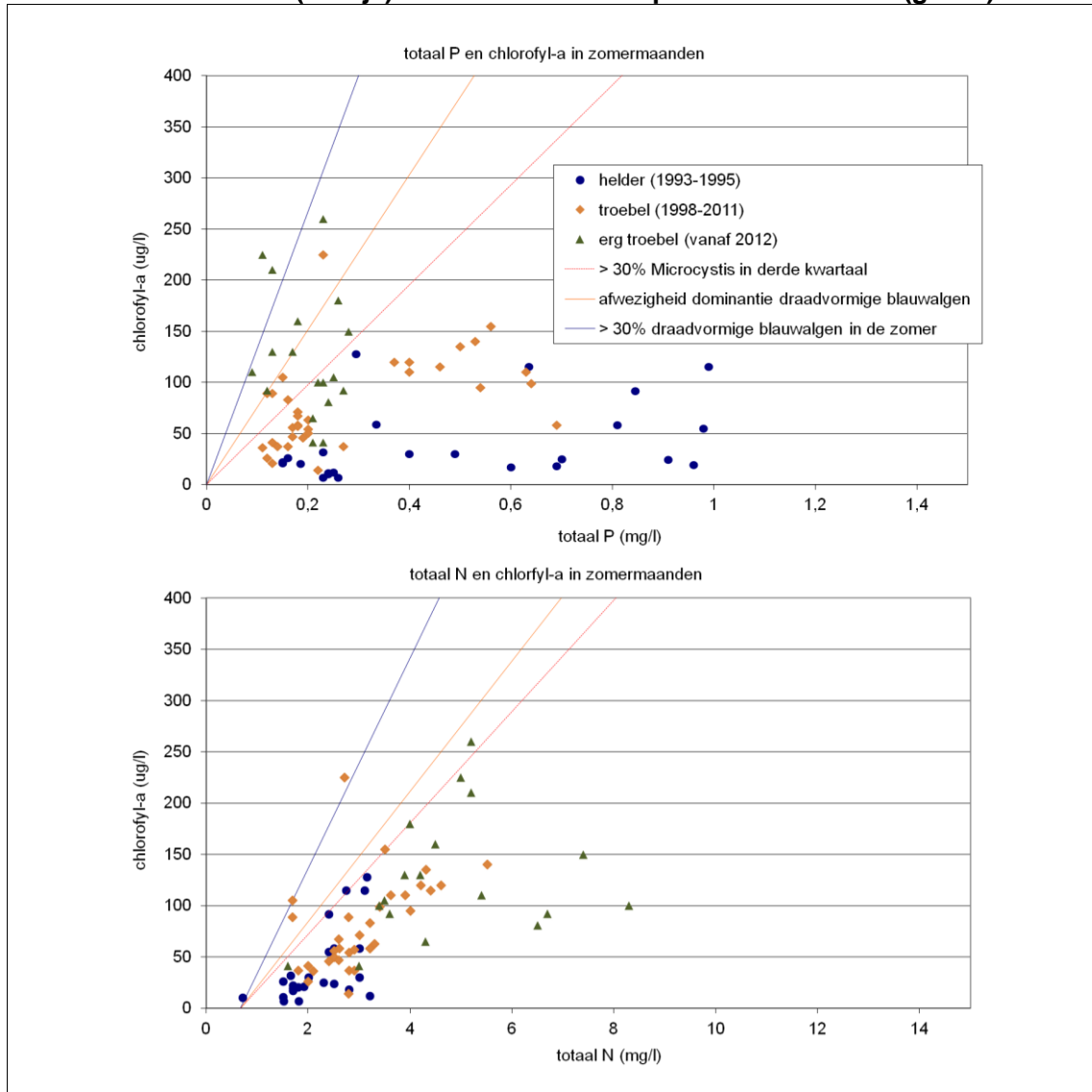
- in de heldere periode (1993 - 1995) zijn de totaal P-concentraties opvallend hoog, terwijl de hoeveelheid algen gering is. De totaal N-concentraties laten daarentegen in deze periode wel een positief verband zien met de chlorofyl-a concentraties, wat doet vermoeden dat stikstof in deze heldere periode mogelijk limiterend kan zijn geweest voor de primaire productie. Dit vermoeden wordt ondersteund door de lage totaal N/P-

ratio in het oppervlaktewater van 3 - 10 g/g (afbeelding 4.5) tussen 1993 en 1995 (o.a. Fordberg & Ryding 1980; Hellström 1996). Daarnaast kunnen andere factoren, zoals de hoge chlorideconcentraties, limiterend zijn geweest voor de groei van algen;

- in de daaropvolgende troebele periode (1998 - 2011) neemt de concentratie chlorofyl-a toe met de nutriëntconcentraties, grofweg volgens de CUWVO-lijnen: zowel stikstof als fosfor wordt redelijk efficiënt opgenomen door algen. Dit is in overeenstemming met totaal N/P-ratios in het oppervlaktewater van 10 - 20 g/g (afbeelding 4.5).

Vanaf 2012 wordt vooral fosfor efficiënt opgenomen en lijkt stikstof in overmaat aanwezig te zijn. In deze zeer troebele periode lijkt er dus sprake te zijn van P-limitatie, wat ook overeenkomt met de hoge totaal N/P-ratios van 20 - 50 g/g in het oppervlaktewater van het Markiezaatsmeer (o.a. Fordberg & Ryding 1980; Hellström 1996).

**Afbeelding 4.18. Ligging van meetwaardes uit het Markiezaatsmeer voor chlorofyl-a, totaal P en N (alleen zomerwaardes) ten opzichte van CUWVO-lijnen (Portielje & Van der Molen 1998). Meetwaardes zijn gegroepeerd voor de drie waargenomen helderheidperiodes, te weten de heldere periode van 1993 tot 1995 (blauw), de troebele periode van 1998 tot 2011 (oranje) en de zeer troebele periode vanaf 2012 (groen)**

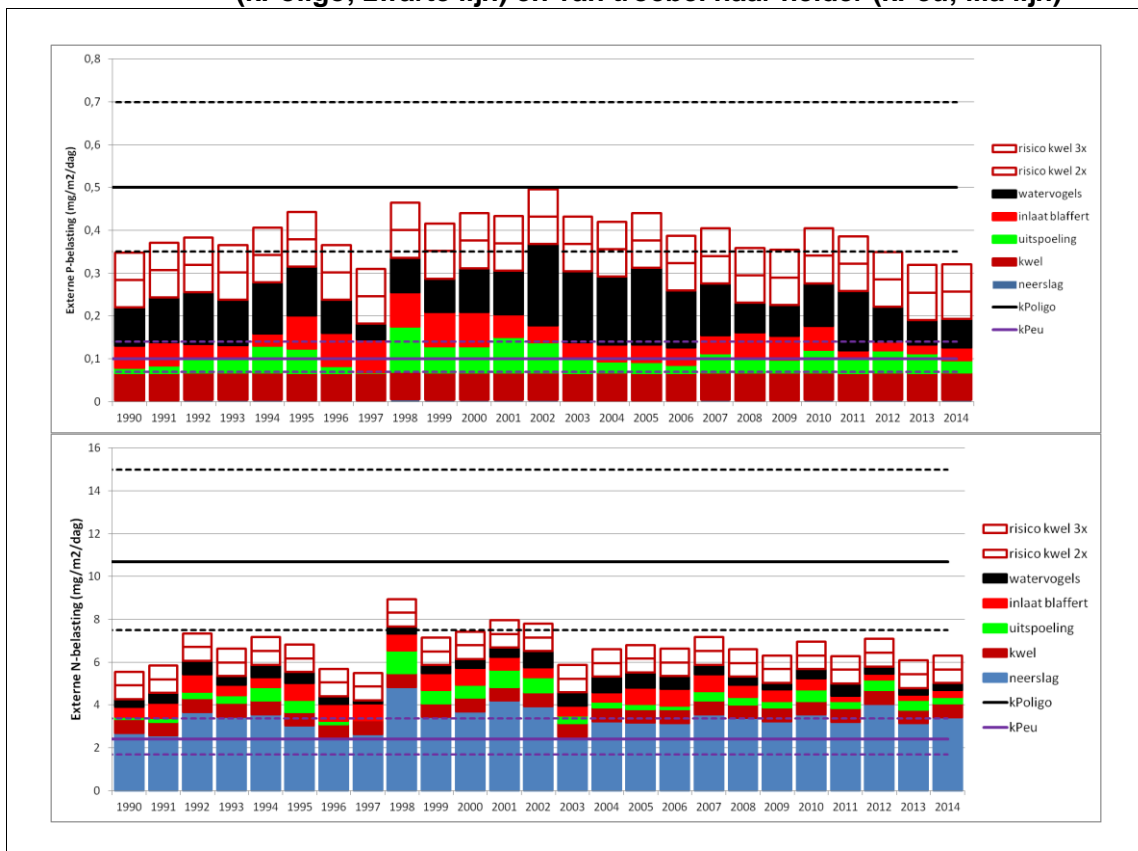


## Gevoeligheidsanalyse

Voor het Markiezaatsmeer geldt dat er vooral onzekerheid is over de waterkwaliteit van het kwelwater. Om te bepalen of deze onzekerheden kunnen leiden tot een verandering van de conclusies is een gevoeligheidsanalyse uitgevoerd (zie afbeelding 4.19), waarbij gekeken is naar het effect van twee- en driemaal hogere belastingen via het kwelwater. Tevens is daarbij rekening gehouden met de onzekerheid van de ligging van de kritische grenzen, die afhankelijk van het type watersysteem 30 - 40 % lager/hoger kunnen uitvallen.

Uit afbeelding 4.19 blijkt dat de gemiddelde externe belasting over de periode 1990 - 2014 toeneemt van 0,3 naar 0,4 mg P/m<sup>2</sup>/dag en van 5,5 naar 6,7 mg N/m<sup>2</sup>/dag als gevolg van driemaal zo hoge nutriëntconcentraties in het kwelwater. Ondanks deze toenames geldt zowel voor de externe N- als P-belasting dat ze tussen beide gemiddelde kritische belastingen blijven liggen. Voor de P-belasting geldt echter dat als er naast de extra belasting als gevolg van de verhoogde totaal P-concentraties in het kwelwater ook rekening wordt gehouden met de onzekerheidsmarge van 30 - 40 % voor de kritische belastingen, de externe P-belastingen wel degelijk boven de bovenste kritische grens kunnen komen te liggen. Hoewel deze uitkomst gebaseerd is op de meest negatieve optie, waarvan wij de kans niet groot achten, zou een aanvullende bemonstering van de kwelwaterkwaliteit wel meer zekerheid kunnen geven over de robuustheid van onze conclusies.

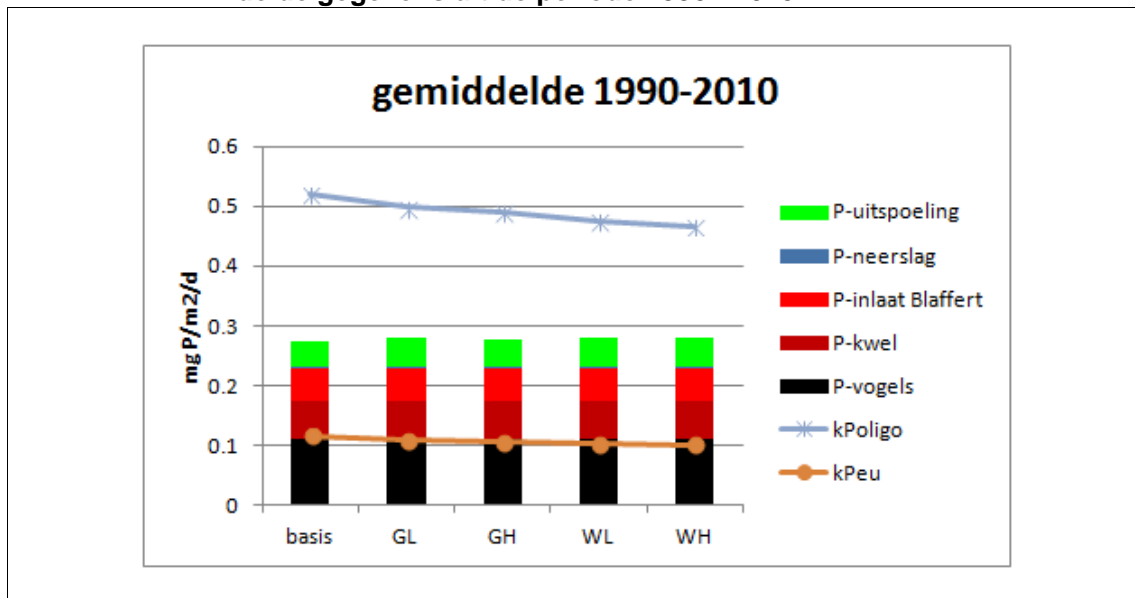
**Afbeelding 4.19. Berekende externe P- (boven) en N-belasting (onder) in mg/m<sup>2</sup>/dag voor het Markiezaatsmeer, inclusief potentieel hogere belastingen door verhoogde nutriëntconcentraties in het kwelwater (open rode balken). Tevens zijn de gemiddelde kritische belastingen (doorge trokken lijn) en de onzekerheidsmarges van deze grenzen (gestipelde lijn) weergegeven voor de omslag van helder naar troebel (kPoligo; zwarte lijn) en van troebel naar helder (kPeu; lila lijn)**



## Klimaatbestendigheid

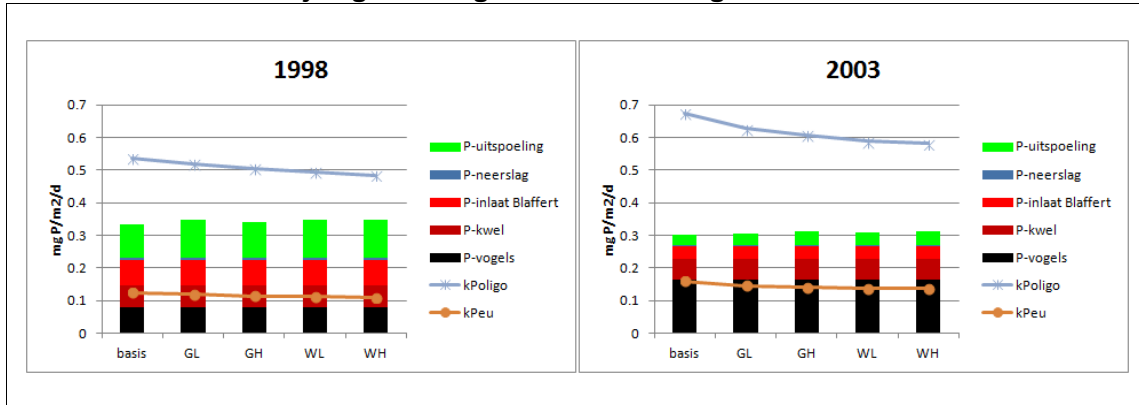
Ook de invloed van klimaatverandering is in een gevoeligheidsanalyse bepaald (zie paragraaf 2.2.5 voor de toegepaste methodiek). Het effect van de klimaatscenario's op de externe en kritische belasting van het Markiezaatsmeer is vergelijkbaar met het effect voor de Binnenschelde (zie paragraaf 3.2.3). De totale externe P-belasting neemt licht toe doordat er wat extra uitspoeling optreedt als gevolg van de nattere condities, terwijl de kritische belastingen een geringe afname laten zien (afbeelding 4.20). Ondanks deze lichte veranderingen blijft de externe belasting van het Markiezaatsmeer in alle klimaatscenario's tussen beide kritische grenzen liggen.

**Afbeelding 4.20.** De langjarig jaargemiddelde externe en kritische P-belastingen voor het Markiezaatsmeer in verschillende klimaatscenario's. De klimaatscenario's variëren in temperatuurstijging, namelijk (G)ematigd en (W)arm, en in het luchtstromingspatroon, namelijk (L)aag waarbij neerslag zowel in zomer als winter toeneemt en (H)oog waarbij neerslag in winter toeneemt en in de zomer afneemt. kPoligo is de kritische belasting voor de omslag van helder naar troebel water, terwijl kPeu de kritische belasting voor de omslag van troebel naar helder water is. Het 'basis' scenario betreft de jaargemiddelde gegevens uit de periode 1990 - 2010



Ten opzichte van de langjarige gemiddelden neemt in het natte jaar 1998, waarin er relatief veel uitspoeling optrad, de totale externe belastingen wat extra toe in de verschillende klimaatscenario's, terwijl de kritische belastingen wat afnemen (linker grafiek in afbeelding 4.21). In het droge en warme jaar 2003, waarin de uitspoeling juist relatief laag was, nemen zowel de totale externe belastingen als de kritische belastingen wat af in de verschillende klimaatscenario's (rechter grafiek in afbeelding 4.21). Ondanks deze variaties tussen droge en natte jaren blijft het algemene beeld van het langjarig gemiddelde (afbeelding 4.20) ook gelden voor deze specifieke natte en droge jaren: de externe belasting van het Markiezaatsmeer ligt in alle klimaatscenario's tussen beide kritische grenzen. De externe belastingen blijven relatief laag en liggen ruim onder de kritische belasting voor de omslag van helder naar troebel water. Dit indiceert dat de conclusies over de nutriëntenbelastingen in het Markiezaatsmeer klimaatbestendig zijn.

**Afbeelding 4.21. De gemiddelde externe en kritische P-belastingen voor het Markiezaatsmeer in de jaren 1998 en 2003 in verschillende klimaatscenario's. 1998 was een zeer nat jaar, terwijl 2003 een zeer droog en warm jaar was. Het 'basis' scenario betreft de jaargemiddelde gegevens uit de periode 1990 - 2010. Zie afbeelding 4.20 voor een omschrijving van de gebruikte afkortingen**



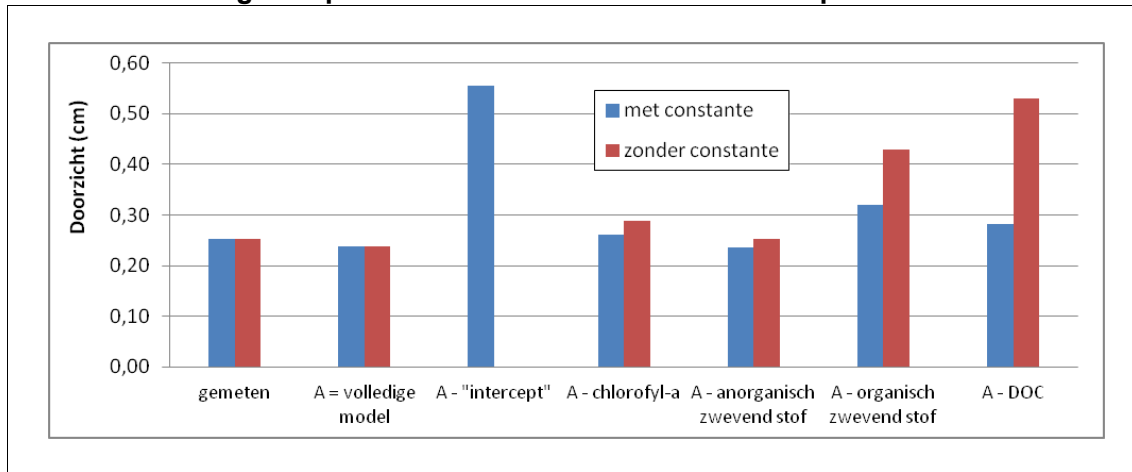
#### 4.2.4. Lichtbeschikbaarheid

Waterplanten hebben licht nodig voor kieming en groei. De vuistregel is dat veel waterplanten pas ontkiemen en groeien als de verhouding doorzicht/diepte tenminste 0,6 m/m draagt. Bij een gemiddeld doorzicht van 0,8 m in de heldere periode (1993 - 1995) zal het doorzicht dus voldoende goed zijn geweest op locaties met een maximale water diepte van circa 1,4 m. Alle groene oppervlaktes in afbeelding 4.13 (circa 60 % van het meer) voldoen hieraan. In de daarop volgende (zeer) troebele periode (1998 - 2015) is het doorzicht echter een stuk lager met 0,2 - 0,4 m, waardoor waterplantengroei eigenlijk alleen nog goed kan optreden in de zones die ondieper zijn dan 0,3 - 0,6 m (oftewel 5 - 15 % van het meer).

Met behulp van een UITZICHT-model is bepaald welke factoren voornamelijk verantwoordelijk zijn voor het beperkte doorzicht. Ook voor het Markiezaatsmeer is hierbij gebruik gemaakt van een model waarbij in de lineaire regressie uit is gegaan van een 'intercept' voor onverklaarde variaties in het doorzicht, als ware het een achtergrondvertroebeling, en van een model waarbij er geen sprake was van een constante 'intercept' (afbeelding 4.22). Uit de lineaire regressie met een 'intercept' blijkt dat het doorzicht vooral bepaald wordt door een grote onverklaarde factor 'intercept'. Als het model echter geforceerd wordt om deze onverklaarde variatie te verklaren op basis van de opgegeven data (model zonder constante), dan blijken het gehalte organisch zwevend stof in het oppervlaktewater en de concentratie organisch opgelost koolstof (DOC) de kritische factoren zijn voor het doorzicht. De chlorofyl-a concentratie (maat voor de hoeveelheid algen) en de hoeveelheid anorganisch zwevend stof hebben vrijwel geen invloed op het doorzicht: als één van deze factoren in het model wordt uitgezet dan verbetert het doorzicht (vrijwel) niet. Het lijkt er dan ook sterk op dat het doorzicht in het Markiezaatsmeer vooral wordt beïnvloed door de concentraties organisch zwevend stof en DOC in het oppervlaktewater, wat zeer vermoedelijk afgeleiden zijn van de hoeveelheid algen in het water. Na afsterven van de algen worden deze in eerste instantie omgezet tot organisch (zwevend) stof en vervolgens tot DOC en nutriënten.



**Afbeelding 4.22.** Het doorzicht op basis van UITZICHT-modelleringen. Er is elke keer gekeken wat de invloed is van het 'uitzetten' van een bepaalde potentieel doorzichtbeperkende factor op de uitkomst van het model (A). A - chlorofyl-a is dus de modeluitkomst waarbij er vanuit is gegaan dat chlorofyl-a niet een negatief effect heeft op het doorzicht. Bij de lineaire regressies is zowel gebruik gemaakt van een model met 'intercept' voor onverklaarde variaties in het doorzicht, als ware het een achtergrondvertroebeling, en van een model waarbij er geen sprake was van een constante 'intercept'



#### 4.2.5. Nutriëntenhuishouding in de onderwaterbodem

Net als in de Binnenschelde is de totaal P-concentratie in de zandige onderwaterbodems van het Markiezaatsmeer overwegend lager dan 250 mg/kg ds (5 mmol/l natte bodem) en het percentage organisch stof was vrijwel overal lager dan 2 % (afbeelding 3.18). Hoewel de Fe/P-ratios in het bodemvocht vrijwel overal kleiner zijn dan 1 mol/mol (afbeelding 3.19), wat een indicatie is dat de onderwaterbodems zelfs onder aerobe condities potentieel kunnen naleveren (Geurts et al. 2010; Poelen et al. 2012), blijkt uit de totaal P-concentraties in het bodemvocht dat de hoeveelheid fosfor die zal vrijkomen via interne P-mobilisatie op de meeste plekken beperkt zal zijn. De totaal P-concentraties in het bodemvocht, die niet alleen indicatief is voor de P-fluxen via interne P-mobilisatie maar ook indicatief is voor de directe P-beschikbaarheid voor wortelende waterplanten, zijn namelijk overwegend laag met concentraties beneden de 0,5 mg/l (afbeelding 3.18).

Twee locaties in de diepe noordwest hoek het Markiezaatsmeer laten echter duidelijk een ander beeld zien. In deze hoek, en in de zuidwestelijk gelegen stroomgeul, is organisch slib aangetroffen, waardoor hier hogere totaal P-gehalten in de bodem voorkomen (afbeelding 3.18). De aanwezigheid van slib op deze locaties wordt bevestigd door ATKB, die met de grondradar ongeveer 40 cm slib hebben gemeten in de zuidwestelijk gelegen stroomgeul, en door de beroepsvisser P. Kooistra, die de slibdikte in de diepere noordwest hoek schat op circa 30 cm (mondelijke mededeling). Op deze diepere slibrijke locaties treedt waarschijnlijk wel interne P-mobilisatie op. Door afbraakprocessen ontstaan hier vermoedelijk zuurstofloze condities, waardoor nitraat gereduceerd kan worden tot ammonium en er makkelijker P-mobilisatie kan optreden. Dit komt overeen met de aangetroffen (sterk) verhoogde concentraties van totaal P en ammonium in het bodemvocht (afbeelding 3.19).



### Waterbodem speelt ook een cruciale rol in ondiepere delen van het meer

Evenals bij de Binnenschelde suggereert het ontbreken van een organische sliblaag in de ondiepe delen van het meer dat veel van het dode organische materiaal snel wordt afgebroken, zowel in het verleden als onder de huidige condities. Waarschijnlijk spelen dezelfde processen een rol als in de Binnenschelde: interne (bodem)processen dragen bij aan het snel 'rondpompen' van nutriënten in het watersysteem. Deze 'pomp' draait vermoedelijk veel harder onder brakke (sulfaatrijke) condities dan onder zoetere condities, omdat de binding van fosfor aan de toplaag van de bodem minder sterk zal zijn onder zwavelrijke condities (waardoor het makkelijker beschikbaar is) en er meer afbraak van organisch materiaal zal optreden waarbij fosfor vrijkomt (Jørgensen 1982; Lamers et al. 1998).

Aangezien de sulfaatconcentratie in het Markiezaatsmeer de afgelopen 10 jaar gestabiliseerd is op circa 125 mg/l (afbeelding 4.14), terwijl de concentratie in de Binnenschelde gelijk is aan circa 50 mg/l, bestaat er het vermoeden dat de 'nutriëntenpomp' momenteel in het Markiezaatsmeer nog harder loopt dan in de Binnenschelde. Het geadsorbeerde fosfor wordt waarschijnlijk wat minder stevig gebonden. Tevens zal de (anaerobe) afbraaksnelheid van organisch materiaal naar verwachting hoger zijn.

#### 4.2.6. Dynamische modelruns in PCLake

Bij een dynamische PCLake-modellering van het Markiezaatsmeer, waarin alle in- en uitgaande debieten en externe N- en P-belasting op dagbasis zijn ingevoerd, blijft het meer helder met zeer weinig algen als de begintoestand helder was. Vanuit een troebele begintoestand blijft het meer in een troebele toestand verkeren met een doorzicht van 0,3 m en een chlorofyl-a concentratie van 100 à 150 µg/l. De uitkomsten van de dynamische modelrun bevestigen dus dat de externe belasting tussen beide kritische grenzen ligt: vanuit een heldere begintoestand blijft het meer helder, terwijl het Markiezaatsmeer troebel blijft vanuit een troebele begintoestand.

De gemodelleerde troebele toestand komt goed overeen met de daadwerkelijke toestand van het Markiezaatsmeer tussen 1998 en 2015. De waargenomen heldere fase (1993 - 1995) en de omslag van helder naar troebel (1995 - 1998) worden echter niet door PCLake nagebootst: waarschijnlijk komt dit doordat deze omslag niet veroorzaakt is door veranderingen in de externe belasting, maar door andere factoren die niet in PCLake worden meegenomen zoals de chlorideconcentratie en de sulfaatafhankelijke bodemprocessen.

#### Effect van snelle mineralisatie

Net als voor de Binnenschelde zijn er in een aanvullende PCLake-run instellingen aangepast om de vermoedelijke snelle mineralisatie in het Markiezaatsmeer na te bootsen. De oorspronkelijke en aangepaste instellingen (van percentage organisch materiaal en de mineralisatiesnelheid van humus) staan in tabel 4.1. De laatste twee kolommen in de tabel tonen het effect van de versnelde mineralisatie in een organisch arme bodem op de kritische belastingen. Hoewel de aangepaste modelinstellingen slechts indicatief zijn omdat het model niet is gevalideerd voor deze instellingen, lijkt het er op dat de kritische belastingen afnemen door de beperktere opslag van nutriënten in de onderwaterbodem.

**Tabel 4.1. Aangepaste instellingen en berekende kritische belastingen voor een organisch arme en rijke bodem met een langzame en snelle mineralisatie**

	organisch materiaal (%)	mineralisatiesnelheid humus (d <sup>-1</sup> )	troebel → helder (mg P/m <sup>2</sup> /d)	helder → troebel (mg P/m <sup>2</sup> /d)
standaard zandbodem	8	0,00001	0,1	0,5
indicatief voor snelle mineralisatie	2	0,002	~0,0	0,4

Ook de dynamische modellering is opnieuw uitgevoerd met de aangepaste modelinstellingen. Vanuit een heldere begintoestand blijft het meer in een heldere toestand verkeren en vanuit een troebele begintoestand blijft het meer ook weer in een troebele toestand verkeren. Evenals bij de Binnenschelde, wijzen de uitkomsten van deze aangepaste dynamische modellering (met een verhoogde mineralisatiesnelheid) op een erg productief systeem met veel waterplanten bij een heldere begintoestand en zeer veel algen en hoge nutriëntconcentraties bij een troebele begintoestand. Deze hoge productiviteit wordt veroorzaakt door de snellere recirculatie van nutriënten.

De uitkomsten van zowel de herberekende kritische grenzen als van de dynamische modelrun duiden op een hogere primaire productie als gevolg van een snellere mineralisatie. Daarmee ondersteunt PCLake de hypothese dat de mineralisatiesnelheid, in combinatie met de saliniteit van het watersysteem, wel eens een cruciale rol zou kunnen spelen in het voedselweb van het Markiezaatsmeer.

## 5. CONCLUSIES ZOETE VARIANTEN MARKIEZAATSMEER EN BINNENSCHELDE

Uit de systeemanalyses van het Markiezaatsmeer en de Binnenschelde volgt dat de ontwikkeling van beide meren sterk beïnvloed is door de verzoeting die is opgetreden na de afsluiting (respectievelijk in 1983 en 1987). Verzoeting heeft grote gevolgen voor de voedselweb- en bodemprocessen, en daarmee op de ecologische toestand van een verzoetend meer. Het is bekend dat dergelijke verzoetende meren na afkoppeling van de zoute bron een chaotisch patroon van heldere en troebele periodes laten zien. Het IJsselmeer, Markermeer, Volkerak-Zoommeer en Lauwersmeer hebben dergelijke patronen laten zien. Ook in het Markiezaatsmeer en de Binnenschelde zijn afwisselingen tussen heldere en troebele periodes waargenomen. Dit stabiliseert pas als de chlorideconcentratie stabiliseert.

De snelheid van verzoeting verschilt echter duidelijk tussen de Binnenschelde en het Markiezaatsmeer. De Binnenschelde is sneller verzoet dan het Markiezaatsmeer, en de chlorideconcentraties in het oppervlaktewater waren in het Markiezaatsmeer veel hoger met ruim 4.000 mg/l in 1992 en circa 700 mg/l in 2014 dan in de Binnenschelde (circa 1.000 mg/l in 1992 en 400 mg/l in 2014). Dit verschil heeft zeer waarschijnlijk drie oorzaken, namelijk dat:

- de Binnenschelde 3 maanden na de afsluiting doorspoeld is met zoet water uit het Zoommeer, terwijl dit niet het geval was bij het Markiezaatsmeer;
- de Binnenschelde een wegzijgingsgebied is, terwijl het Markiezaatsmeer waarschijnlijk grotendeels met (brakke) kwel heeft te maken. Dit verschil wordt veroorzaakt door de lagere waterstanden in het Markiezaatsmeer;
- de verblijftijd in de Binnenschelde korter is dan in het Markiezaatsmeer (1 i.p.v. 2 jaar).

De snelheid van verzoeting heeft duidelijk invloed gehad op het effect en het moment waarop wijzigingen in voedselweb- en de bodemprocessen zijn opgetreden in beide meren. Zowel in het Markiezaatsmeer als de Binnenschelde zijn de externe belastingen niet erg hoog (geweest) en lagen ze altijd tussen de kritische grenzen, waardoor de heldere en gewenste toestand altijd afhankelijk is (en is geweest) van voedselwebprocessen, en daarmee van de verzoetingsnelheid.

### **Binnenschelde**

In de eerste jaren na de afsluiting (tussen 1987 en 1990) was de zwak brakke Binnenschelde erg troebel. Het doorzicht was gelijk aan 0,2 - 0,5 m. Vanaf 1991, toen er een explosie van herbivore zoöplankton (watervlooien) optrad, is een heldere periode aangebroken, waarin het doorzicht in het groeiseizoen erg goed was (1,5 - 2,0 m) en er veel waterplanten konden ontwikkelen. Sinds 1997 is het doorzicht echter weer een stuk slechter met waardes die meestal lager zijn dan 0,5 m. Deze omslag werd ingezet door een grote algenbloei in het najaar van 1996. In deze droge en warme periode is op grootschalige schaal aarvederkruid afgestorven, waardoor zuurstofloze bodemcondities ontstonden en er waarschijnlijk veel P-mobilisatie optrad. Daarnaast werd er in deze periode een afname van het aantal herbivore zoöplankton waargenomen door graasdruk van o.a. aasgarnalen. In dit troebele verzoetende meer is de brasempopulatie vervolgens gaan floreren. Waar de visbiomassa in 1996 nog onder de 50 kg/ha lag, was de biomassa in 2005 toegenomen tot meer dan 500 kg/ha (vooral brasem). Hoewel de visbiomassa ondertussen weer flink is gedaald (tot circa 175 kg/ha), is de Binnenschelde nog steeds een productief en troebel meer.

De geschetste ontwikkeling van de Binnenschelde past goed bij het beeld van een relatief voedselrijk verzoetend watersysteem, waarvan de externe belasting tussen de kritische belastingen ligt. Wat opvalt, is de hoge visbiomassa die is ontstaan. Deze biomassa is aanzienlijk hoger dan verwacht mag worden bij de externe belasting van 0,26 mg/m<sup>2</sup>/dag. De evenwichtsconcentratie aan totaal P die bij de externe belasting hoort (op basis van de formule van Vollenweider (1976)) bedraagt slechts 0,04 mg/l, terwijl de visbiomassa een

veel hogere totaal P-concentratie van circa 0,5 mg/l indiceert (Hanson & Leggett 1982). In het verleden zijn dergelijke hoge concentraties ook daadwerkelijk gemeten in de Binnenschelde, namelijk in de troebele beginperiode 1987 - 1990 en bij de omslag van helder naar troebel water in 1996. Volgens de Vollerweider-formule kan deze hoge concentraties dus eigenlijk alleen optreden als een resultante/opstapeling van meerdere jaren externe belasting. Er lijkt een soort accumulatie op van biologisch beschikbaar fosfor op te treden: een verschijnsel dat in geheel zoete wateren niet of veel minder wordt waargenomen.

Uit de systeemanalyse blijkt dat de veranderingen niet veroorzaakt zijn door een wijziging in de externe aanvoer van fosfaat of stikstof, aangezien die altijd laag genoeg zijn geweest voor een helder meer. Dat het meer desondanks troebel en zeer productief werd, komt volgens ons vermoedelijk door interne (bodem)processen, waarbij voedingsstoffen snel 'rondgepompt' worden in het systeem zelf waardoor de productiviteit veel hoger kan worden dan op basis van de externe aanvoer verwacht mag worden. Hoewel we deze hypothese nog niet met experimenten hard hebben kunnen bewijzen in deze opdracht, draait de 'pomp' vermoedelijk veel harder onder brakke (sulfaatrijke) condities dan onder zoetere condities. Wij verwachten dit omdat de binding van fosfor aan de bodem minder sterk zal zijn onder zwavelrijke condities (waardoor het makkelijker beschikbaar is) en er meer afbraak van organisch materiaal zal optreden waarbij fosfor vrijkomt. De sinds 2005 gestaag afnemende visbiomassa wordt gezien als een indicatie dat de 'pomp' geleidelijk minder snel gaat draaien en de productiviteit afneemt als gevolg van de voortschrijdende verzoeting. Hoewel dit op zich gunstig is, blijft de Binnenschelde nog steeds een productief systeem waarvan de externe belasting tussen de kritische grenzen ligt. Hetgeen betekent dat het meer zonder ingrijpende gebeurtenissen of maatregelen niet makkelijk van toestand zal veranderen.

### **Markiezaatsmeer**

Het is duidelijk dat ook dit meer een heldere periode heeft gekend tot 1990, en dat het daarna is omgeslagen naar een troebel watersysteem. De chaotische ontwikkelingen van het Markiezaatsmeer, die kenmerkend zijn voor een verzoetend systeem waarvan de externe belasting tussen de kritische belastingen ligt, zijn helaas minder goed beschreven dan voor de Binnenschelde, waardoor er meer onzekerheden bestaan over het toekomstbeeld van het Markiezaatsmeer. Gelukkig kunnen de waargenomen processen in de Binnenschelde (dat sneller verzoet is dan het Markiezaatsmeer) helpen bij het schetsen van een toekomstbeeld van een zoet Markiezaatsmeer.

Het huidige Markiezaatsmeer is erg troebel met een gemiddeld doorzicht van circa 0,25 m. De sterke biomassatoename van brasem heeft echter (nog) niet plaatsgevonden in het Markiezaatsmeer, maar de chlorideconcentratie zit nu wel op het niveau dat in de Binnenschelde een brasem'explosie' optrad omdat de voortplanting niet langer geremd werd door een te hoge saliniteit. Een brasem'explosie', en de daaruit volgende min of meer stabiele troebele toestand, is echter een zeer realistische toekomst voor een zoet Markiezaatsmeer. Dit wordt ondersteund door waarnemingen van de plaatselijke beroepsvisser (de heer Kooistra), die al een sterke toename signaleert van jonge brasems. Deze brasem gedomineerde toestand, die al 10 - 15 jaar aanwezig is in de Binnenschelde en zich op dit moment lijkt te ontwikkelen in het Markiezaatsmeer, zal zonder verder ingrijpen vermoedelijk lang in stand blijven in het Markiezaatsmeer. Er mag immers verwacht worden dat het Markiezaatsmeer productiever zal blijven dan de Binnenschelde als gevolg van de brakke kwel en de beperktere wegzijging, waardoor de sulfaatgehalte in het Markiezaatsmeer hoger blijven dan in de Binnenschelde. Er wordt dan ook verwacht dat interne (bodem)processen een belangrijkere rol van betekenis blijven spelen in het Markiezaatsmeer: de 'nutriëntenpomp' zal harder draaien dan in de Binnenschelde. Daarnaast zorgt de grootte van het Markiezaatsmeer er voor dat de strijklengte van de wind een stuk groter is dan in de Binnenschelde, waardoor sneller vertroebeling optreedt.

## 6. LITERATUURLIJST

- AquaTerra (1998)** *Resultaten van een bemonstering van het bestand aan aasgarnalen in de Binnenschelde in juli 1998*. AquaTerra Water en Bodem B.V.
- ATKB (2015)** *Verslag werkzaamheden Markiezaatsmeer*. Notitie 20150099/not01, ATKB, Stellendam.
- Buiteveld, H. (1990)** *Uitzicht: model voor berekening van doorzicht en extinktie*. Rijkswaterstaat, DBW/RIZA.
- B-Ware (2015)** *Onderzoek onderwaterbodems Markiezaatsmeer en Binnenschelde*. Rapport 2015-56, B-ware Research Centre, Nijmegen.
- Bijkerk, R. (1999)** *Plankton en waterkwaliteit in de Binnenschelde, West-Brabant, 1998*. Rapport 99-27, Koeman & Bijkerk B.V., Haren.
- Bijkerk, R. & Zwerver, S. (1997)** *Plankton en waterkwaliteit in de Binnenschelde, West-Brabant, 1993 - 1996*. Rapport 97-03, Koeman & Bijkerk B.V., Haren.
- Diggelen, J.M.H. van, Lamers, L.P.M., Dijk, G. van, 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)**: e e111106.
- Dauwe, B. & Middelburg, J.J. (1998)** Amino acids and hexosamines as indicators of organic matter degradation state in North Sea sediments. *Limnology and Oceanography*, **43**:782-798.
- Deltares (2016)** *Systeemanalyse van de zoute varianten*.
- Forsberg, C. & Ryding, S.O. (1980)** Eutrophication parameters and trophic state indices in 30 Swedish waste-receiving lakes. *Archiv für Hydrobiologie*, **89**: 189-207.
- Geurts, J.J.M., Smolders, A.J.P., Banach, A.M., Van de Graaf, J.P.M., Roelofs J.G.M. & Lamers, L.P.M. (2010)** The interaction between decomposition, N and P mineralization and their mobilization to the surface water in fens. *Water Research*, **44**: 3487-3495.
- Grimm, M.P. & Backx, J.J.G.M. (1990)** The restoration of shallow eutrophic lakes, and the role of northern pike, aquatic vegetation and nutrient concentration. *Hydrobiologia*, **200/201**: 557-566.
- Hanson, J.M. & Leggett, W.C. (1982)** Empirical predictions of fish biomass and weight. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **39**: 257-263.
- Hellström, T. (1996)** An empirical study of nitrogen dynamics in lakes. *Water Environment Research*, **68**: 55-65.
- Janse, J.H. (2005)** *Model studies on the eutrophication of shallow lakes and ditches*. PhD-Thesis, Wageningen Universiteit, Wageningen.
- Janse, J.H., Scheffer, M., Lijklema, L., Van Liere, L., Sloot, J.S. & Mooij, W.M. (2010)** Estimating the critical phosphorus loading of shallow lakes with the eco-system model PCLake: Sensitivity, calibration and uncertainty. *Ecol. mod.*, **221**: 654-665.
- Jørgensen, B.B. (1982)** Mineralization of organic matter in the sea bed—the role of sulphate reduction. *Nature*, **296**: 643-645.
- Kooistra, P. (2006)** *Visstandbemonstering Markiezaatsmeer 2005-2006*. Tholen.
- Kooistra, P. (2008)** *Visstandbemonstering Markiezaatsmeer 2008*. Tholen.
- Koole, M. (2015)** *KRW visstandonderzoek 11 waterlichamen waterschap Brabantse Delta 2014*. Rapport 20140280/rap01, ATKB, Tiel.
- Lambregts van de Clundert, F.E. (2013)** *Veldinventarisatie op aan- en afwezigheid van driehoeksmosselen en Quaggamosselen in Binnenschelde en Markiezaatsmeer*. Rapport U13104, AQUON, Breda.
- Lamers, L.P.M., Tomassen, H.B.M. & Roelofs, J.G.M. (1998)** Sulfate-induced eutrophication and phytotoxicity in freshwater wetlands. *Environmental Science & Technology*, **32**: 199-205.
- Lamers, L.P.M., Schep, S., Geurts, J.J.M. & Smolders, A.J.P. (2012)** Erfenis fosfaatrijk verleden: helder water met woekerende waterplanten. *H2O*, **45**: 29-31.

- Lathouwers, M. (2010)** *Waterbodemonderzoek: Binnenschelde te Bergen op Zoom*. Rapport 269073.ehv.220.R001, Grontmij, Eindhoven.
- Meijer, A.J.M. & Van Beek, G.C.W. (1988)** *Voorlopige rapportage visbroedbemonstering Binnenschelde juli 1988*. Bureau Waardenburg.
- Penman, H.L. (1948)** Natural evaporation from open water, bare soil and grass. *Proc. Roy. Soc. London*, **194**: 120-145.
- Poelen, M.D.M., Van den Berg, L.J.L., Ter Heerdt, G.N.J., 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. Rapport 2012.18, B-ware Research Centre, Nijmegen.
- Portielje, R. & Van der Molen, D.T. (1998)** *Relaties tussen eutrofiëringsvariabelen en systeemkenmerken van Nederlandse meren en plassen*. Deelrapport II voor de Vierde Eutrofiëringsenquête, Rapport 98.007, RIZA.
- Provincie Noord-Brabant (2014)** *Ontwerpbeheerplan Natura 2000 Markiezaat*. Provincie Noord-Brabant, 's-Hertogenbosch.
- Röling, Y.J.B. (1994)** *MARKIEZAAT 10 Jaar afgesloten*. Flevovericht 351, Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Rijkswaterstaat directie Flevoland, Lelystad.
- Sellner, K.G. (1997)** Physiology, ecology, and toxic properties of marine cyanobacteria blooms. *Limnology and Oceanography*, **42**: 1089-1104.
- Scheffer, M. (1998)** *Ecology of shallow lakes*. Chapman & Hall.
- Smolders, A.J.P., Lamers, L.P.M., Lucassen, E.C.H.E.T., van der Velde, G. & Roelofs, J.G.M. (2006)** Internal eutrophication: How it works and what to do about it – a review. *Chemistry and Ecology*, **22**: 93–111.
- Smolders, A.J.P. & Poelen, M. (2009)** *Oriënterend fosfaatonderzoek bodems Markiezaatsmeer en Binnenschelde*. Rapport PR-08.071, B-WARE, Nijmegen.
- Strucker, R.C.W., Hoekstein, M.S.J. & Wolf, P.A. (2014)** *Kustbroedvogels in het Deltagebied in 2013*. Delta Project Management, Culemborg.
- Sovon (2015)** [www.sovon.nl](http://www.sovon.nl)
- STOWA (2008)** *Van helder naar troebel... en weer terug*. Rapport 2008-04, STOWA, Utrecht.
- STOWA (2014)** *Ecologische sleutelfactoren*. Rapport 2014-19, STOWA, Amersfoort.
- Van Beek, A. (2008)** *Systeemanalyse Markiezaatsmeer*. Hogeschool Zeeland, Vlissingen.
- Van Giels, J. (2012)** *KRW visstandonderzoek in 11 waterlichamen in het beheergebied van waterschap Brabantse Delta*. Rapport 20110533/rap01, ATKB, Tiel.
- Van Manen (1994)** *Waterbalans van de Binnenschelde*. Flevovericht 368, Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Rijkswaterstaat directie Flevoland, Lelystad.
- Van Wirdum, G. (1991)** *Vegetation and Hydrology of Floating Rich-fens*. PhD-Thesis, Universiteit van Amsterdam, Amsterdam.
- Verhagen, F., Van der Wal, B., Moorman, J., Westerhof, H., Peerdeman, K. & Van Sijl, J. (2014)** Ontwikkeling Brabants grondwatermodel tot kennisstelsel. *H<sub>2</sub>O-online*, 10 december 2014.
- Vollenweider, R.A. (1976)** Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. *Mem. 1st. Ital. Idrobiol.*, **33**: 53-83.
- Waterschap Brabantse Delta (2011)** *Memo waterbalans Binnenschelde januari 2011*.
- Waterschap Brabantse Delta (2014a)** *Feitenoverzicht Kaderrichtlijn Water*. Waterschap Brabantse Delta, Breda.
- Waterschap Brabantse Delta (2014b)** *Deelbestrijdingsplan waterschaarste*. Rapport 12IT031881, Waterschap Brabantse Delta, Breda.
- Witteveen+Bos (1989)** *Evaluatie van de beheersmaatregelen ten aanzien van de visstand in de Binnenschelde*. Rapport Boz.80.6, Witteveen+Bos, Deventer.
- Witteveen+Bos (1990)** *Visstandbemonstering in de Binnenschelde in maart, juli en september 1990*. Rapport Boz.80.7, Witteveen+Bos, Deventer.

- Witteveen+Bos (1999a)** *Variantenstudie waterbeheer Binnenschelde*. Hoogheemraadschap van West-Brabant, Breda.
- Witteveen+Bos (1999b)** *Integrale ecologische beoordeling van de Binnenschelde*. Hoogheemraadschap van West-Brabant, Breda.
- Witteveen+Bos (2004)** *Aspectenstudie water en bodem Bergse Haven (bijlage van MER)*. Gemeente Bergen op Zoom.
- Witteveen+Bos (2016)** *Watersysteemanalyse Markiezaatsmeer-Binnenschelde*. Rapport BR668-21/16-004.915, Witteveen+Bos, Deventer.





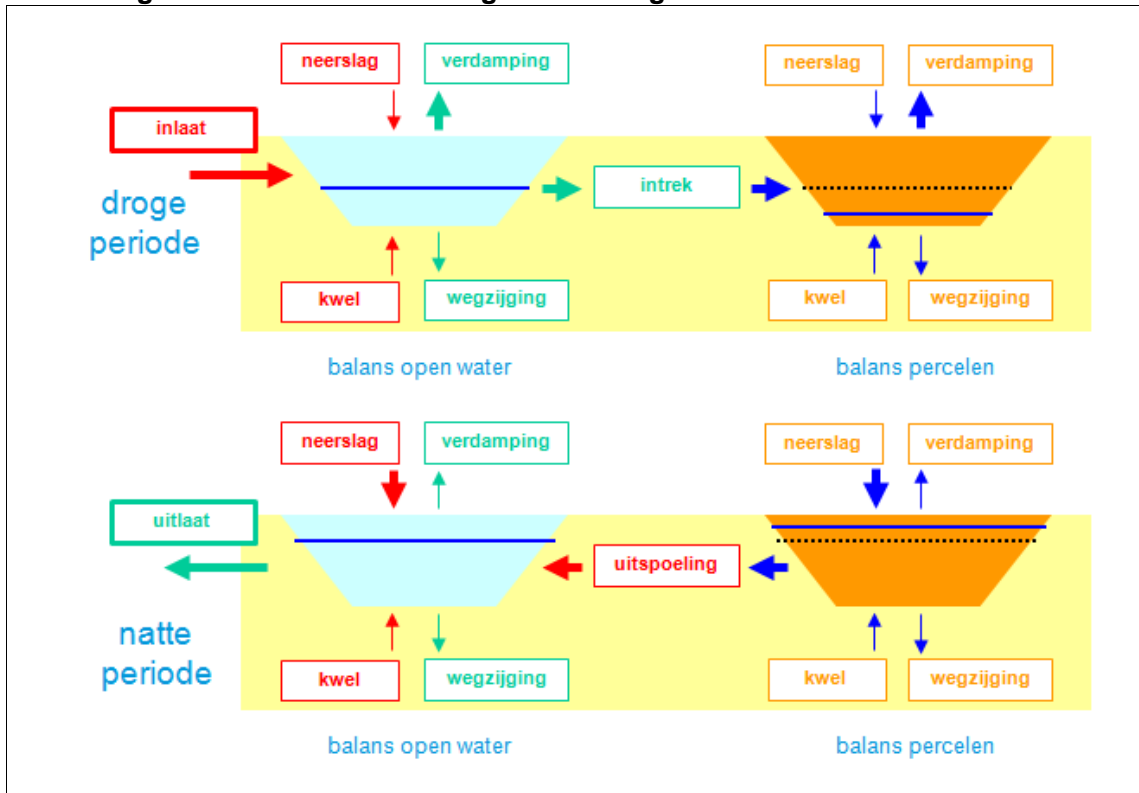
## **BIJLAGE I AANPAK EN UITGANGSPUNTEN WATERBALANSEN**



## Algemene beschrijving waterbalans

Om inzicht te krijgen in het hydrologisch functioneren is voor beide meren een waterbalans opgesteld. Afbeelding I.1 geeft een schematische weergave van een waterbalans. De waterbalans bestaat uit twee 'bakjes': een bakje voor het open water en een bakje voor de omliggende, afwaterende percelen. De pijlen in afbeelding I.1 geven de in- en uitgaande waterstromen weer: neerslag en verdamping, kwel en wegzijging, uitspoeling en intrek en in- en uitlaat.

Afbeelding I.1. Schematische weergave van de gebruikte waterbalans



De bovenste schets in afbeelding I.1 geeft de situatie in een droge periode: de verdamping overstijgt de neerslag (er is een neerslagtekort) en er vindt intrek plaats van water uit het meer naar het grondwater in de omliggende percelen. Door deze beide processen zakt het waterpeil in het open water. Er wordt water ingelaten om het waterpeil in het meer te handhaven. De onderste schets geeft de situatie in een natte periode: de neerslag overstijgt de verdamping (er is een neerslagoverschot) en er vindt uitspoeling plaats (of oppervlakkige afstroming) van water uit de omliggende percelen naar het open water. Door deze beide processen stijgt het waterpeil in het open water. Er vindt afluut van water plaats als het waterpeil boven de stuwhoogte uitkomt.

## Waterbalans voor de Binnenschelde

Voor de Binnenschelde is een waterbalans opgesteld voor de periode vanaf 1 januari 1990 tot 28 februari 2015. Hiervoor is gebruikt gemaakt van een bestaande mal in Excel. Hieronder worden de gehanteerde uitgangspunten toegelicht en wordt ingegaan op de opzet en controle van de waterbalans.



**Tabel I.1 Hydromorfologische uitgangspunten van de Binnenschelde**

gebied	opp. (ha)	toelichting
wateroppervlak	181	al het open water, incl. watergangen in bebouwd gebied
afwaterend oppervlak verhard	0	al het verhard oppervlak is aangesloten op het gescheiden riool
afwaterend oppervlak onverhard	50	oppervlak dat niet is aangesloten op het riool, incl. snoekpaaiplaats

#### *Uitgangspunten waterbalans*

Voor neerslag en verdamping is uitgegaan van dagelijkse metingen van het KNMI. Voor de neerslag is gebruik gemaakt van KNMI-station Bergen op Zoom (832). Aangezien de verdamping niet wordt gemeten in Bergen op Zoom, is voor de verdamping gebruik gemaakt van de gemiddelde waarden van de KNMI-stations nabij Bergen op Zoom: Vlissingen (310), Wilhelminadorp (323), Rotterdam (344) en Gilze-Rijen (350). Deze verdamping betreft de referentie gewasverdamping (op basis van de Makkink-formule) en is gecorrigeerd voor de verdamping van open water met de Penman-formule (Penman 1948).

De bruto kwel en wegzijging zijn in eerste instantie ingeschat op basis van het grondwatermodel (zie onderstaande tekstbox). Het grondwatermodel geeft aan dat de bruto kwel gelijk is aan 0,0 mm/dag en de bruto wegzijging aan 1,0 en 0,15 mm/dag voor respectievelijk het open water en het naastgelegen onverharde oppervlak. De uitspoeling en afstroming wordt in de waterbalans zelf berekend. Hierbij is uitgegaan van een maaiveldhoogte van 2,5 m en een porositeit van de bodem van 0,2.

#### **Gebruik van het regionale grondwatermodel**

Voor het bepalen van regionale grondwaterstromingen is gebruik gemaakt van een uitsnede van het bestaande regionale grondwatermodel van Noord-Brabant (Verhagen et al. 2014) dat geanalyseerd is in Modflow. Aangezien er door de ruimtelijke verschillen in beide meren sprake zou kunnen zijn van zowel kwel en wegzijging in hetzelfde meer, zijn er bruto kwel- en wegzijgingsdebieten bepaald, waarbij onderscheid gemaakt is tussen laterale stromen en stromen van/naar het diepere watervoerend pakket. Binnen het project was er geen mogelijkheid om het model te kalibreren en/of valideren. Aangezien het model niet bedoeld is voor lokale interpretaties, dienen de resultaten dus met enige voorzichtigheid te worden behandeld en geïnterpreteerd.

Via het gemaal Noordland wordt water ingelaten vanuit het Zoommeer. In het Deelbestrijdingsplan waterschaarste (Waterschap Brabantse Delta 2014b) wordt aangegeven dat het belangrijk is om in het begin van het groeiseizoen (1 april) een zo hoog mogelijk peil te hebben, namelijk van +1.6 m NAP. Daarna mag het peil uitzakken tot +1.4 m NAP. Er mag echter alleen water worden ingelaten als de waterkwaliteit van het Zoommeer volstaat (Waterschap Brabantse Delta 2011). In de praktijk wordt dit protocol niet strikt gevolgd (mondelinge mededeling van Johan Mol, 22 april 2015). Soms staat de stuwhoogte wat hoger om meer water te bergen en soms juist wat lager, bijvoorbeeld om een watergang in het lager liggende peilgebied door te spoelen. Bovendien wordt het peil ook na 1 april vaak kunstmatig hoog gehouden. Er is echter geen logboek beschikbaar voor het gevoerde beheer.

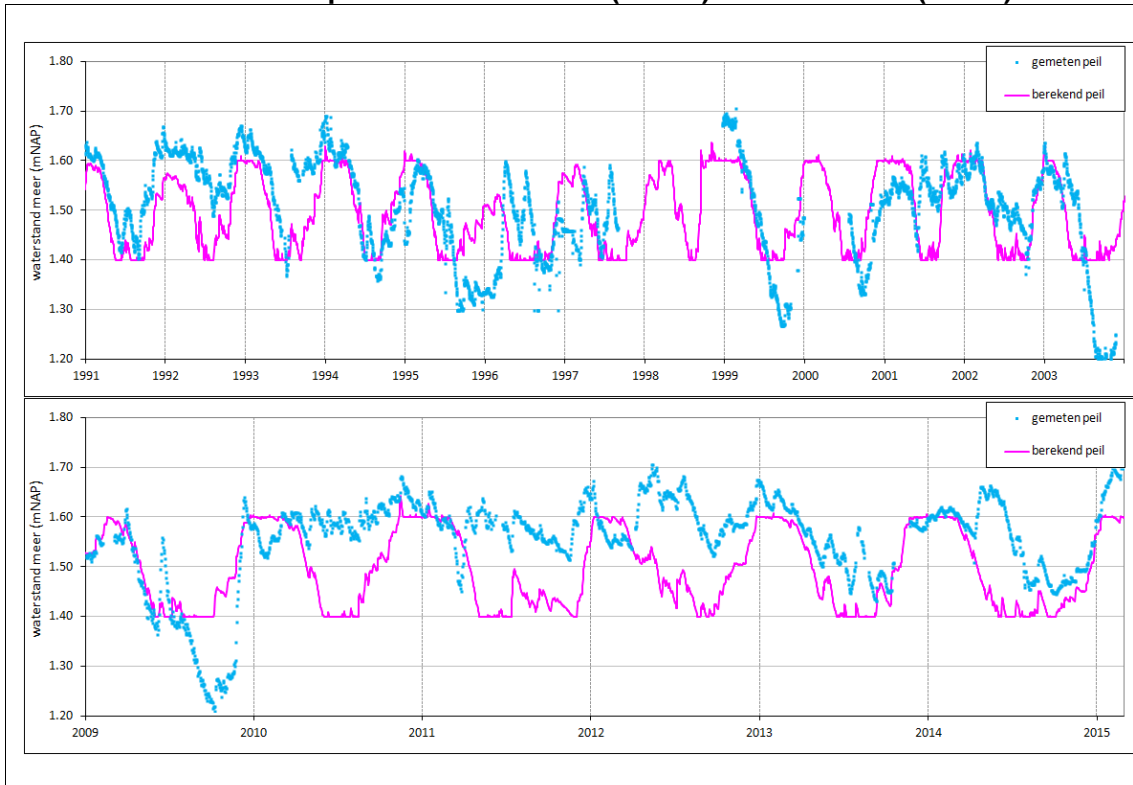
Er zijn verschillende stuwen waarover water kan worden afgelaten. Vermoedelijk zijn de overlaat in de Snoekplas (naar de Plaatvliet) en in de Spelevaartplas (naar het lager gelegen peilvak) de voornaamste peilregulerende stuwen (persoonlijke communicatie van Herman Keizer, 18 maart 2015). In de waterbalans is uitgegaan van een maximale aflaatcapaciteit van 1500 m<sup>3</sup>/dag. Dit is een grove schatting op basis van de stuwformule met een stuwbreedte van 2 m en een overstortende straal van 0,15 m. Er is ten slotte niet expliciet rekening gehouden met uitlaten naar de Plaatvliet voor doorspoeling van de Plaatvliet na overstorten, omdat uit eerdere studies bleek dat de bijdrage op de waterbalans vrij gering is (Waterschap Brabantse Delta 2011) en er onvoldoende meetgegevens beschikbaar zijn voor een betrouwbare inschatting van deze uitlaten.

### Correcties op basis van gemeten waterpeil en inlaatdebiet

Het gemeten inlaatdebiet via het gemaal Noordland (beschikbaar: 2011, 2012 en 2014) en de gemeten waterpeilen (beschikbaar: 1991 - 1997, 1999 - 2003 en 2009 - 2015) zijn gebruikt om de waterbalans te corrigeren en het verleden te reconstrueren. Afbeelding I.3 toont het berekende en gemeten waterpeil in de Binnenschelde voor de periodes 1991 - 2003 en 2009 - 2015. In sommige perioden is een redelijk gelijkend patroon te zien (bijvoorbeeld begin 1991, 1994, begin 2009), maar er zijn ook veel afwijkingen:

- het gemeten waterpeil is vaak hoger dan +1.6 m NAP;
- het gemeten waterpeil is in sommige zomers lager dan +1.4 m NAP (bijvoorbeeld in 1995, 1999, 2003 en 2009). Waarschijnlijk kon in deze jaren geen water worden ingelaten vanuit het Zoommeer vanwege een slechte waterkwaliteit;
- in de winters van 1995, 1996 en 1997 is het peil kunstmatig sterk verlaagd;
- het berekende peil zakt vaak wat sneller uit dan het gemeten peil (en het berekende peil stijgt soms wat minder dan het gemeten peil). Dit wijst op een te hoge wegzijging in dit model.

**Afbeelding I.3. Gemeten (blauw) en berekende (roze) waterpeil in de Binnenschelde voor de periodes 1991 - 2003 (boven) en 2009 - 2015 (onder)**

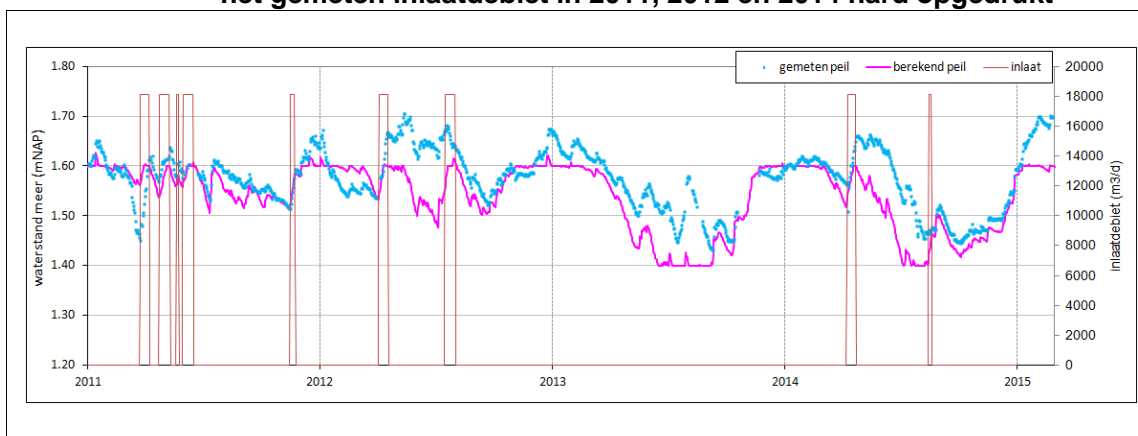


Op grond van bovenstaande bevindingen is de wegzijging aangepast van 1 mm/dag (waarde uit het grondwatermodel) naar 0,7 mm/dag. Hierdoor zakt het berekende peil in droge periodes ongeveer even snel weg als het gemeten peil. In 2011, 2012 en 2014 zijn de inlaatdebieten vanuit het Zoommeer bepaald door het waterschap Brabantse Delta, waarbij gebruik is gemaakt van geregistreerde draaiuren en een maximale pompcapaciteit van 12,6 m<sup>3</sup>/min (persoonlijke mededeling van Roel de Wild, 20 april 2015). Deze gemeten inlaatdebieten zijn als harde inlaat op de balans opgedrukt.

Uit afbeelding I.4 blijkt dat deze aanpassingen (hard opdrukken van inlaatdebiet en het aanpassen van de wegzijging naar 0.7 mm/d) tot een verbetering van de waterbalans leiden, maar dat de eerder genoemde afwijkingen over de maximum en minimum peilen nog steeds aanwezig zijn. Op basis van de confrontatie tussen het gemeten en berekende waterpeil is de waterbalans vervolgens verder aangepast om voor de periode 1991 - 2003 en 2009 - 2015 (waarvoor goede peilmetingen beschikbaar zijn) een nauwkeurige reconstructie van het gevoerde beheer van de Binnenschelde te maken (zie hoofdstuk 5 voor het resultaat). Hiervoor is de balans in detail langsgelopen en per periode geanalyseerd wat er gebeurd moet zijn met:

- het minimumpeil;
- het maximumpeil (stuwhoogte);
- eventuele actieve in- of uitlaat.

**Afbeelding I.4. Gemeten en berekende waterpeil in de Binnenschelde voor de periode 2011 - 2015 met een aangepaste wegzijging van 0,7 mm/dag en het gemeten inlaatdebiet in 2011, 2012 en 2014 hard opgedrukt**



#### Controle op basis van chloride na uitvoeren van correcties voor waterstanden

Tenslotte is de waterbalans gebruikt om chlorideconcentraties te berekenen, die ter controle van de waterbalans zijn vergeleken met gemeten chlorideconcentraties. Door in de waterbalans aan alle in- en uitgaande waterstromen een chlorideconcentratie te koppelen, is een chloridebalans verkregen (zie tabel I.2 voor de gehanteerde chlorideconcentraties). Voor de gemeten concentratie is uitgegaan van de metingen op meetpunt 830002 in de Binnenschelde (afbeelding I.2).

**Tabel I.2. Chlorideconcentratie van in- en uitgaande waterstromen van de Binnenschelde**

	waterstroom	chloride (mg/)	toelichting
ingaaand	neerslag	6	op basis van landelijk meetnet RIVM
	kwel	75	gemiddelde concentratie in het grondwater rondom de Binnenschelde op 1,5 m diepte
	inlaat Zoom-meer	tijdreeks	op basis van metingen van RWS in het Schelde-Rijnkanaal en het Krammer-Volkerak
	afstroming	20	aanname (betreft regenwater wat kort in contact staat met het perceel)
	uitspoeling	75	aanname (gemiddelde concentratie in het grondwater rondom de Binnenschelde op 1,5 m diepte)
uitgaand	verdamping	0	aanname (concentratie is nihil)
	wegzijging	tijdreeks	betreft de concentratie in het meer zelf (wordt berekend)
	uitlaat	tijdreeks	idem
	intrek	tijdreeks	idem

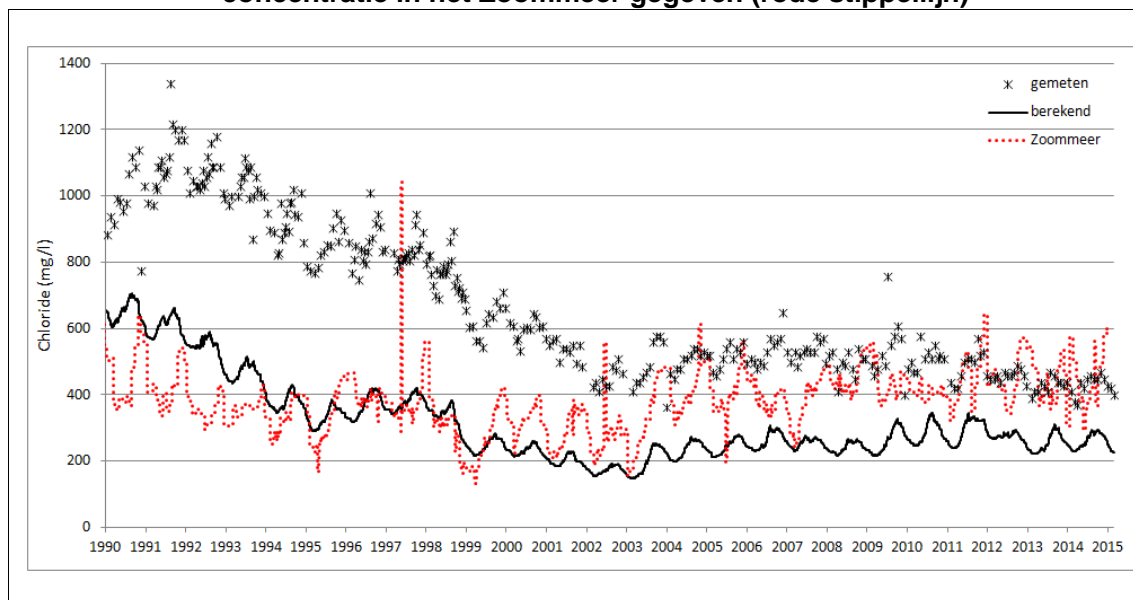


Afbeelding I.5 toont de berekende en gemeten chlorideconcentratie in de Binnenschelde en de concentratie van chloride in het inlaatwater (Zoommeer). Hieruit volgt dat:

- in de periode 1991 - 2001 eerst een toename en vervolgens een sterke afname van de chlorideconcentratie valt waar te nemen in de Binnenschelde. Deze periode wordt niet goed berekend in de chloridebalans;
- vanaf 2002 schommelt de gemeten chlorideconcentratie tussen de 400 en 600 mg/l. Het berekende patroon is sterk vergelijkbaar, maar ligt ongeveer 200 mg/l lager dan de gemeten concentratie door de verschillen in de eerdere periode.

De chloridebalans wijkt dus met name in de eerste 10 jaar sterk af van de gemeten chlorideconcentraties. Er mist een forse bron van chloride in de balans. Dit kan geen inlaatwater zijn, omdat de concentratie in het Zoommeer gelijk of zelfs lager is dan in de Binnenschelde. Vermoedelijk komt het chloride uit de waterbodem. Waarschijnlijk is er lokaal toch sprake van enige zoute kwel. Afbeelding I.5 doet vermoeden dat deze bron van chloride gedurende de tijd afneemt, aangezien het verschil tussen de berekende en gemeten chlorideconcentraties vanaf een bepaald moment ongeveer constant blijft. Dit wijst erop dat het kwelwater en/of het poriënvocht door de jaren heen van samenstelling is veranderd.

**Afbeelding I.5. Chlorideconcentratie (mg/l) in de Binnenschelde als gemeten (sterretjes) en berekende (zwarte lijn) concentraties. Tevens is de chlorideconcentratie in het Zoommeer gegeven (rode stippellijn)**



### Onzekerheden

Een belangrijke aanname in de waterbalans van de Binnenschelde betreft de stuwhoogte (waarboven water wordt afgelaten) en het minimumpeil (waaronder water wordt ingelaten), welke zijn ingeschat op basis van de confrontatie tussen het gemeten en berekende waterpeil. De daadwerkelijke hoeveelheid water die is ingelaten valt niet te controleren, omdat er vrijwel geen meetgegevens zijn van de draaistaten van het gemaal. Hierdoor valt niet uit te sluiten dat er in sommige perioden tegelijkertijd water is in- en uitgelaten: Er wordt dan doorgespoeld. Een extra aanwijzing hiervoor is te zien in afbeelding I.4: halverwege 2012 wordt water ingelaten en tegelijkertijd neemt het waterpeil af. Er moet in deze periode dus ook water zijn uitgelaten.

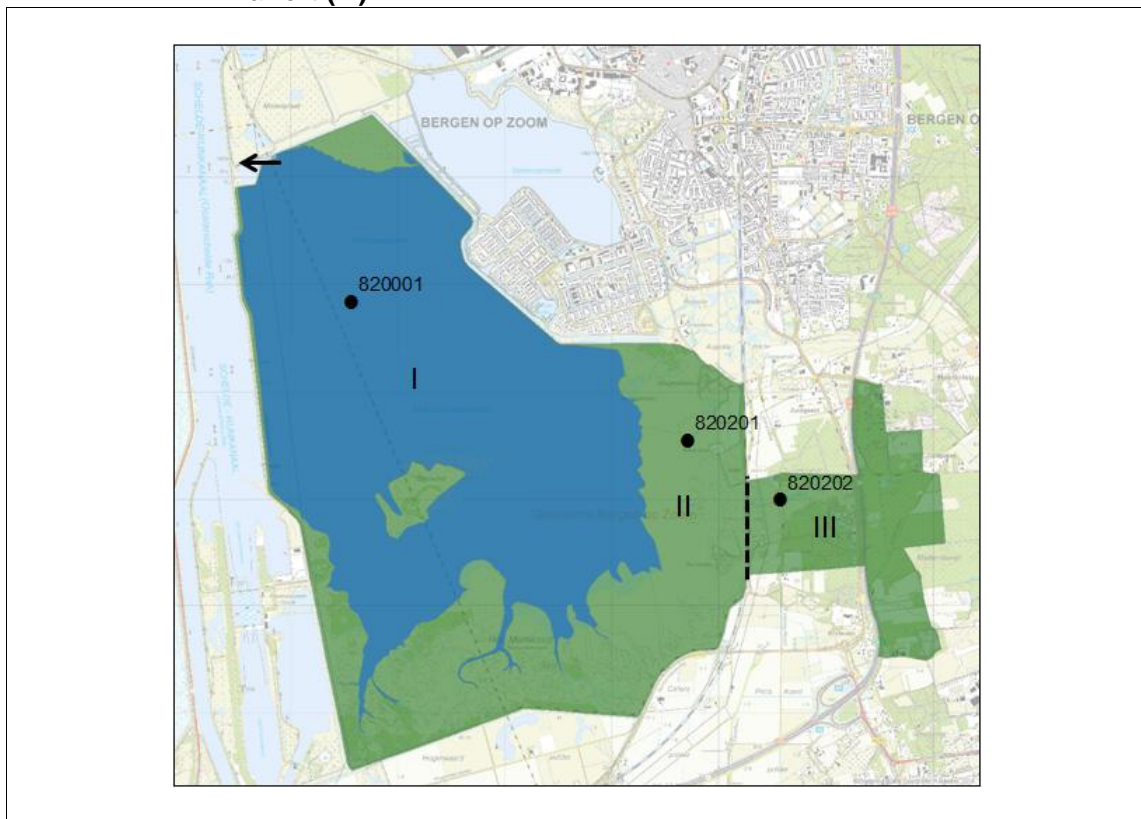
## Waterbalans voor het Markiezaatsmeer

Voor het Markiezaatsmeer is een waterbalans opgesteld voor de periode vanaf 1 januari 1990 tot 28 februari 2015. De waterbalans is opgezet zoals schematisch staat weergegeven in afbeelding I.1. Hiervoor is gebruikt gemaakt van een bestaande mal in Excel. Hieronder worden de gehanteerde uitgangspunten toegelicht en wordt ingegaan op de opzet en controle van de waterbalans.

### *Uitgangspunten systeembegrenzing*

Het totale oppervlak van het Markiezaatsmeer, inclusief afstromend oppervlak, bedraagt 2088 ha. Dit is vastgesteld op basis van de beschikbare GIS-shape van dit gebied van het waterschap Brabantse Delta. In afbeelding 1F staat een overzichtskaart van het Markiezaatsmeer inclusief het afstromend oppervlak, de meetpunten van de fysisch-chemische waterkwaliteit van het waterschap en de locatie van de stuw. Het wateroppervlak varieert tussen de circa 1050 ha bij een laag waterpeil en 1150 ha bij een hoog waterpeil (zie paragraaf 6.2.1).

**Afbeelding I.6. Overzichtskaart van het Markiezaatsmeer met de locatie van de stuw waarover het water wordt afgelaten (zwarte pijl) en de fysisch-chemische meetlocaties van het waterschap Brabantse Delta. De blauwe zone (I) is het wateroppervlak en de groene zone is het onverharde terrestrische oppervlak (II) en het afstroomgebied van de Blaffert (III)**



In de waterbalans is uitgegaan van een vast wateroppervlak van 1050 ha (I) en een onverhard land oppervlak van 801 ha (II) (tabel 4.1). Het gebied rechts van de onderbroken lijn in afbeelding I.6 betreft het afstroomgebied van de Blaffert (III). In de balans is uitgegaan van een constante afvoer vanuit de Blaffert naar het Markiezaatsmeer.

**Tabel I.3. Hydromorfologische uitgangspunten van het Markiezaatsmeer**

gebied	opp. (ha)	toelichting
I) wateroppervlak	1050	minimale wateroppervlak in de zomer
II) afwaterend oppervlak onverhard	801	afstromend oppervlak, excl. het afstroomgebied van de Blaffert
III) afwaterend oppervlak Blaffert	-	aanname: constant debiet van 1350 m <sup>3</sup> /d

*Uitgangspunten waterbalans*

Voor neerslag en verdamping is uitgegaan van dezelfde metingen als voor de Binnenschelde. Voor de bruto kwel en wegzijging is uitgegaan van de resultaten van het grondwatermodel (zie tekstbox). Uit het grondwatermodel blijkt dat de bruto kwelstroom naar het open water gelijk is aan 0,32 mm/dag en naar het naastgelegen onverharde oppervlak aan 0,48 mm/dag. Verder blijkt er een bruto wegzijgingsflux aanwezig te zijn in het open water van 0,04 mm/dag. Met het grondwatermodel is ook het debiet van de Blaffert bepaald, die bleek 1350 m<sup>3</sup>/dag te zijn. Aangezien dit een kwelwaterafhankelijke beek is, is aangenomen dat dit een constante wateraanvoer betreft. De uitspoeling en afstroming uit gebied II (afbeelding I.6) wordt in de waterbalans zelf berekend. Hierbij is uitgegaan van een maai-veldhoogte van 2,5 m en een porositeit van de bodem van 0,2.

Er is geen sprake van actieve inlaat om het waterpeil te handhaven. Er ligt een drie meter brede stuw in het noorden van het meer, waarover water kan worden afgelaten naar de Plaatvliet. De stuwhoogte is sinds 1990 verschillende malen aangepast en dit is in de waterbalans opgenomen. Tabel I.4 toont de gehanteerde stuwpeilen. Aangezien bekend is dat de stuw ondergedimensioneerd is, waardoor het waterpeil regelmatig boven het streefpeil komt, is in de waterbalans uitgegaan van een variabele aflaatcapaciteit afhankelijk van het waterpeil. Hiervoor is de volgende stuwformule gebruikt:

$$Q = m * b * hs^{1.5}$$

Hierbij is m een stuwcoëfficiënt (aanname: 1,7), b de breedte van de stuw (3 m) en hs de hoogte van de overstortende straal (dat is het waterpeil minus de stuwhoogte).

**Tabel I.4. Kruinhoogte van de stuw van het Markiezaatsmeer**

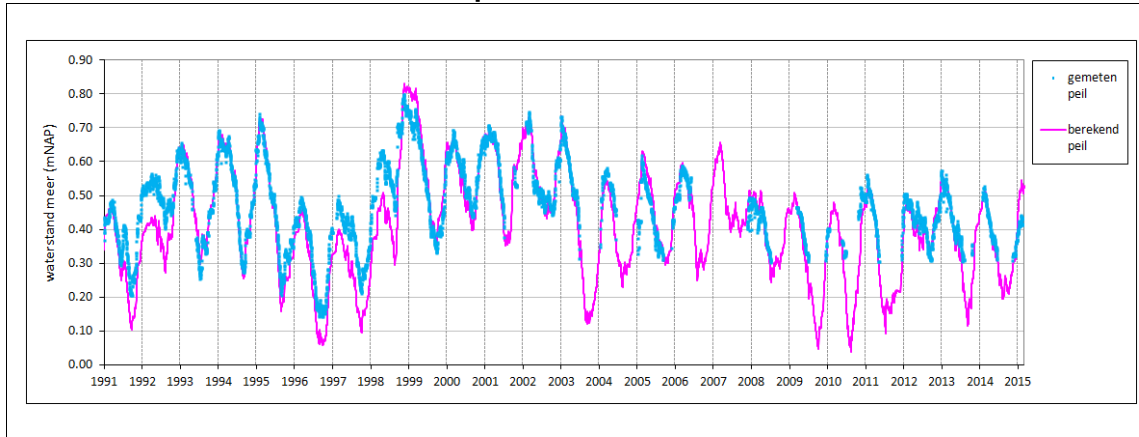
datum vanaf	kruinhoogte (m)
1-1-1991	0,5
29-4-1993	0,446
20-1-1994	0,5
01-01-1998	0,587
01-01-2000	0,5
01-07-2007	0,35

*Controle op basis van gemeten waterpeil*

Gemeten waterpeilen zijn gebruikt om de waterbalans te controleren. Metingen van het waterpeil zijn beschikbaar voor het grootste deel van de periode 1991 - 2015. Door foutieve peilmetingen zijn er vanaf 2003 echter geen waterstanden opgegeven als het peil onder de +0,30 m NAP kwam. Dit komt doordat in de loop der jaren een gronddam is gevormd aan het begin van de uitstroomegeul, waardoor het waterpeil tussen de gronddam en de stuw (waar de peilmeting wordt uitgevoerd) bij lage waterstanden verder uitzakt dan het waterpeil in het meer zelf.

De confrontatie tussen het berekende en gemeten waterpeil geeft vertrouwen in de waterbalans van het Markiezaatsmeer. Het berekende waterpeil komt in de meeste jaren goed overeen met het gemeten peil (afbeelding I.7). In sommige jaren is een afwijking tussen het berekende en gemeten peil, zoals in 1991, 1992 en in 1996 - 1998. Deze afwijkingen zijn echter goed te duiden op basis van de meteorologie van die jaren (zie hoofdstuk 6).

**Afbeelding I.7. Gemeten (blauw) en berekende (roze) waterpeil in het Markiezaatsmeer voor de periode 1991 - 2015**



*Controle op basis van chloride*

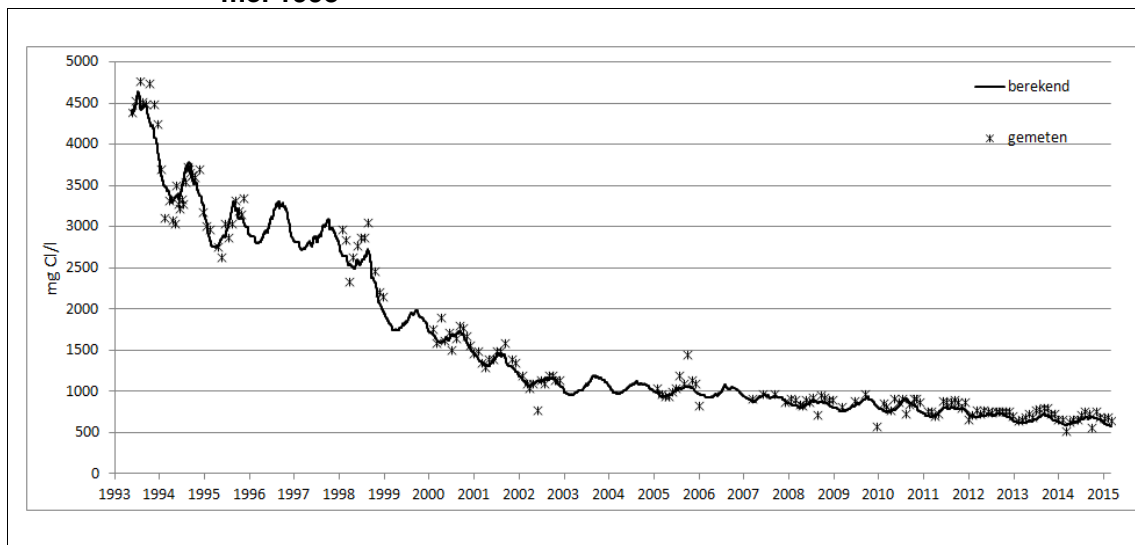
Tevens is de waterbalans gecontroleerd op basis van chlorideconcentraties, hierbij is gebruik gemaakt van een chloridebalans (zie Tabel 1E voor de gehanteerde chlorideconcentraties voor de verschillende aan- en afvoerposten) en van maandelijkse chloridemetingen (meetpunt 820001 uit afbeelding I.6; beschikbaar vanaf mei 1993). De berekende chlorideconcentratie is op 18 mei 1993 gelijk gesteld aan de gemeten concentratie.

**Tabel I.5. Chlorideconcentratie van in- en uitgaande waterstromen van het Markiezaatsmeer**

	waterstroom	chloride (mg/)	toelichting
ingaaand	neerslag	6	op basis van landelijk meetnet RIVM
	kwel	1200	gewogen gemiddelde concentratie in het diepe en ondiepe grondwater rondom het Markiezaatsmeer (het grondwatermodel geeft aan dat laterale en diepe kwel beide voor circa 50% van de kwelaanvoer verantwoordelijk zijn)
	inlaat Blaffert	tijdreeks	op basis van metingen van het waterschap in de Blaffert (voor 2001: meetlocatie 80201, vanaf 2001: meetlocatie 80202)
	afstroming	20	aanname (betreft regenwater wat kort in contact staat met het perceel)
	uitspoeling	400	aanname (betreft een combinatie van regenwater en kwelwater)
uitgaand	verdamping	0	aanname (concentratie is nihil)
	wegzijing	tijdreeks	betreft de concentratie in het meer zelf (wordt berekend)
	uitlaat	tijdreeks	idem
	intrek	tijdreeks	idem

De berekende chlorideconcentratie vertoont een grote overeenkomst met de gemeten chlorideconcentratie (afbeelding I.8). Zowel het patroon (hoge concentratie in het najaar en lage concentratie in het voorjaar) als de orde grootte van de concentraties komen goed met elkaar overeen.

**Afbeelding I.8. Berekende (zwarte lijn) en gemeten (sterretje) Cl-concentratie vanaf mei 1993**



## **BIJLAGE II AANPAK EN UITGANGSPUNTEN BIJ VERIFICATIE PCLAKE**

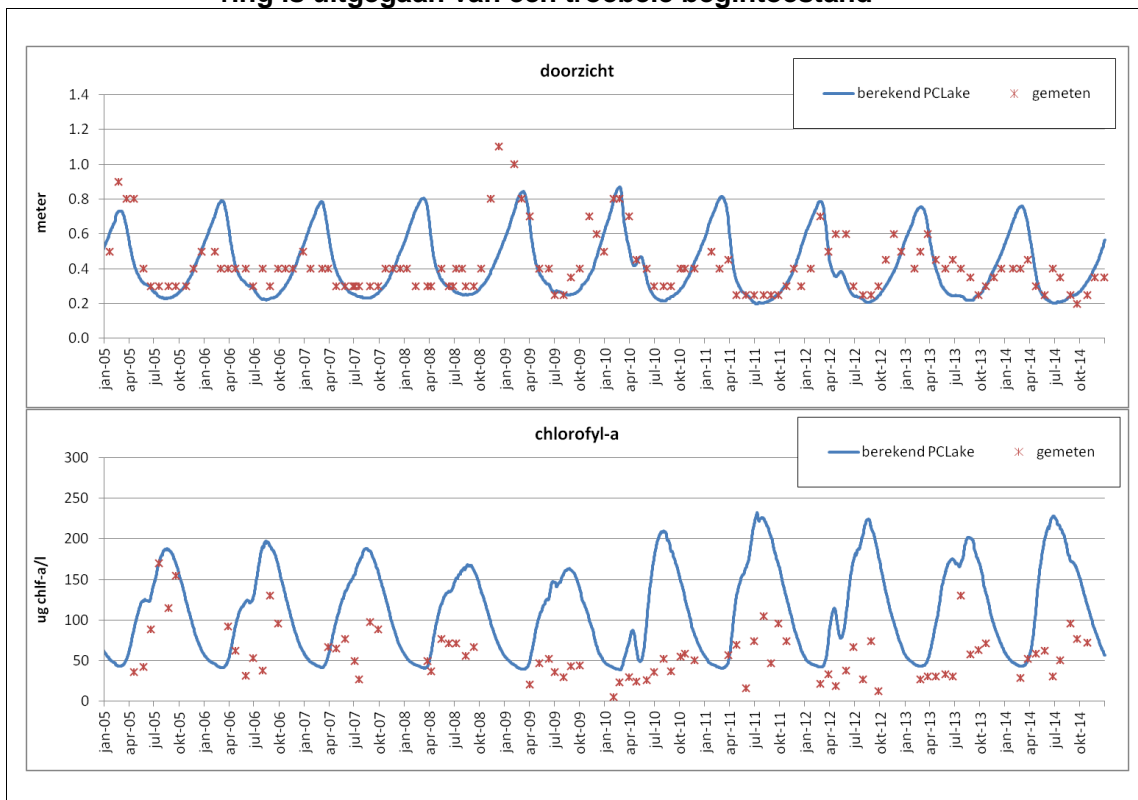


## Confrontatie tussen modeluitkomsten PCLake en de metingen

### Binnenschelde

Afbeelding 2A toont het berekende doorzicht in de Binnenschelde op basis van een dynamische modellering in PCLake. Hieruit blijkt dat het water overwegend erg troebel is (20 cm doorzicht in de zomer), behalve in de periode januari - maart (50 à 80 cm doorzicht). Dit beeld komt overeen met het gemeten doorzicht: laag in de zomer, wat hoger in de winter. Uit een vergelijking tussen de berekende en gemeten chlorofyl-a concentraties blijkt wel dat PCLake een vrij grote algenbloei in de zomers berekent van 150 à 250 µg/l (Afbeelding 2A). In sommige jaren zijn vergelijkbare concentraties gemeten, bijvoorbeeld in 2005 en 2006. In de meeste jaren bereikt de chlorofyl-a concentratie echter waarden van circa 50 à 100 µg chlorofyl-a/l. PCLake geeft dus vaak een overschatting van de concentraties in de zomer. Dit is geen groot probleem, omdat de biomassa van de algen, die het doorzicht bepaald, wel behoorlijk accuraat berekend wordt (zie Deltares 2016). De chlorofyl-a concentratie is een afgeleide variabele die in PCLake berekend wordt, maar geen invloed heeft op de einduitkomsten van het model.

**Afbeelding II.1. Berekend en gemeten doorzicht (m) en chlorofyl-a concentraties voor de Binnenschelde voor de periode 2005 - 2014. Bij de modellering is uitgegaan van een troebele begintoestand**

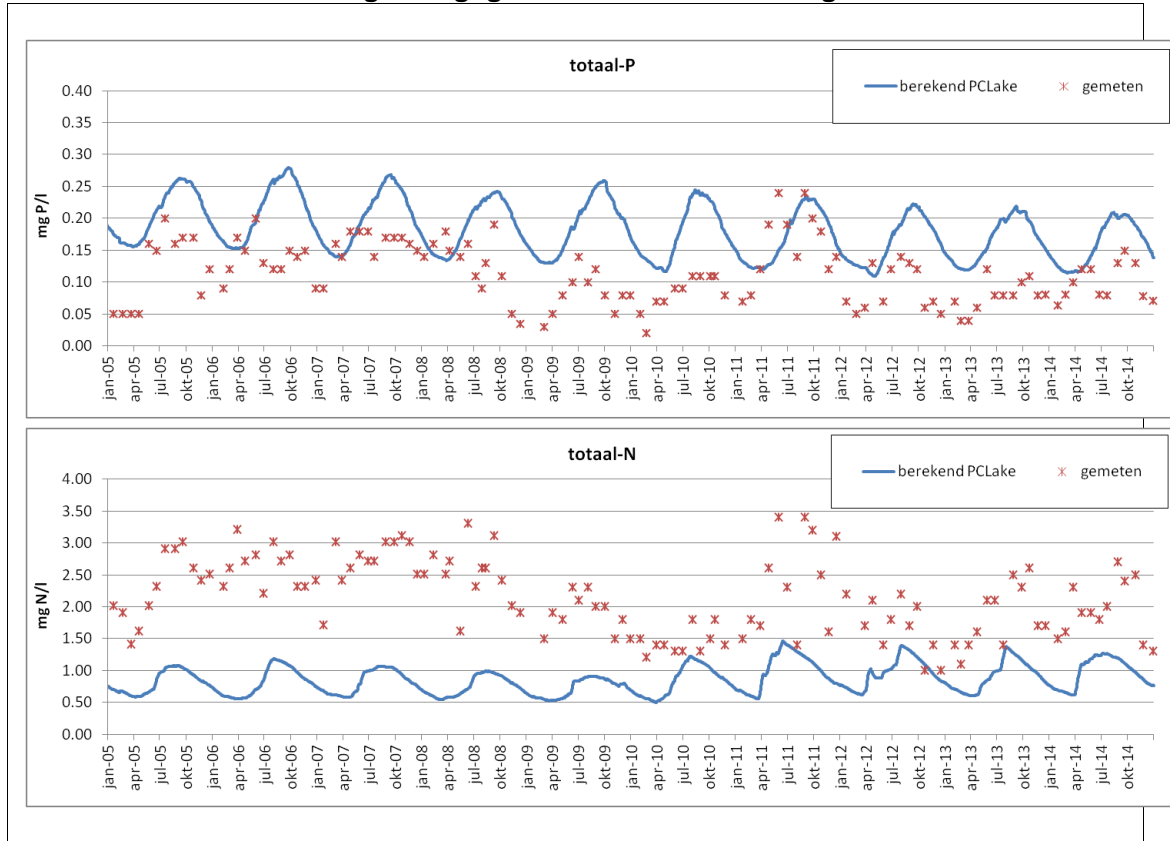


Afbeelding II.1 toont de berekende en gemeten concentratie totaalfosfor en stikstof. De hoeveelheid totaal fosfor wordt over het algemeen iets te hoog ingeschat, maar het patroon toont wel duidelijke overeenkomsten (laag in de winter, hoog in de zomer). De berekende hoeveelheid totaal stikstof is structureel lager dan de metingen (onderste grafiek in Afbeelding II.1). Hiervoor zijn twee verklaringen denkbaar: 1) de externe N-belasting wordt onderschat en/of 2) er mist een belangrijke N-fractie in PCLake. Vermoedelijk is het laatste het geval en wordt dit vooral veroorzaakt door het niet meenemen van de opgelost organisch stikstoffractie (DON) in PCLake, die in werkelijkheid juist een belangrijke N-fractie vormt



(zie paragraaf 3.1). Het is bekend dat dit voor een groot deel zeer moeilijk afbreekbaar (refractair) materiaal is (Dauwe and Middelburg 1998).

**Afbeelding II.2. Berekende en gemeten nutriëntconcentraties voor de Binnenschelde voor de periode 2005 - 2014 (Boven: totaal P; Onder: totaal N). Bij de modellering is uitgegaan van een troebele begintoestand**

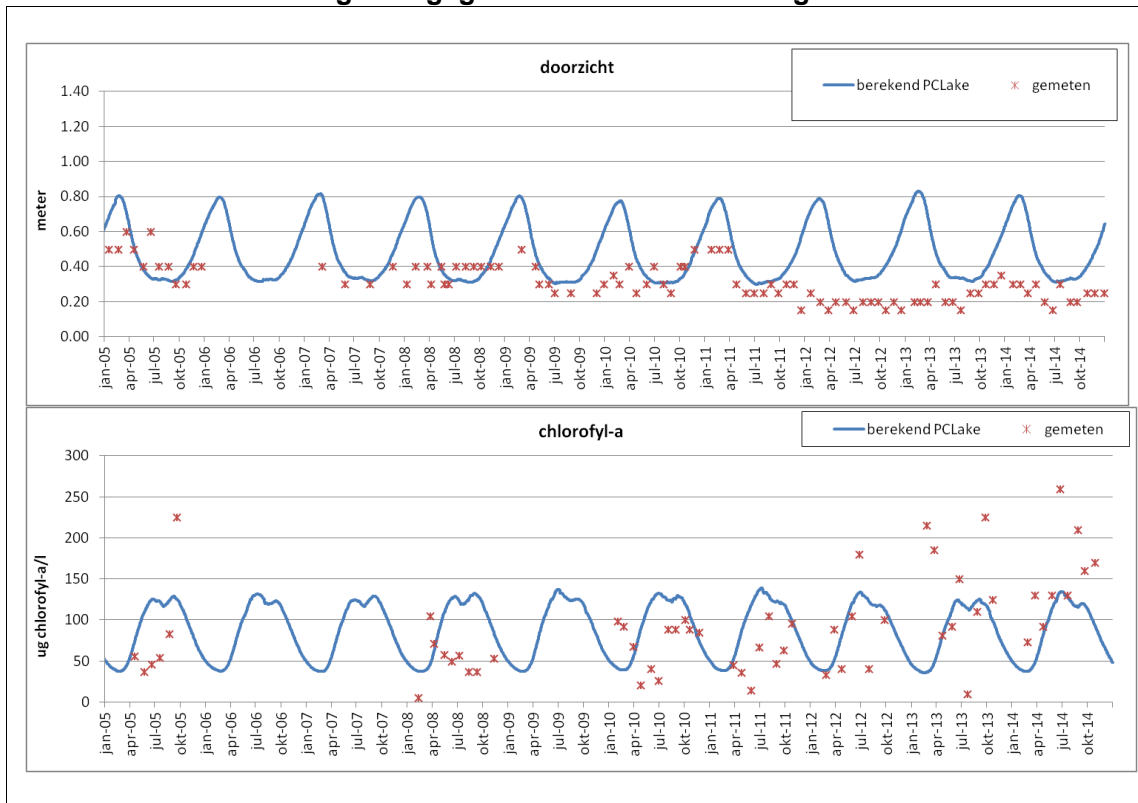


### Markiezaatsmeer

Afbeelding II.3 toont het berekende doorzicht in het Markiezaatsmeer: het water is overwegend erg troebel (30 cm doorzicht in de zomer). In de maanden december - april is het doorzicht wat beter (50 à 80 cm). Voor de zomerperiode komt dit beeld redelijk goed overeen met het gemeten doorzicht. In de winter wordt echter doorgaans maar een zeer beperkt doorzicht gemeten (met name vanaf 2012). In eerdere jaren (2005, 2009, 2011) was het doorzicht in de wintermaanden wel iets beter (tot circa 60 cm).

Verder laat de PCLake-modellering een zeer regelmatig patroon zien in de berekende chlofryl-a concentratie (afbeelding II.3): laag in de winter (circa 50  $\mu\text{g/l}$ ) en hoog in de zomer (100 à 150  $\mu\text{g/l}$ ). Orde grootte komen deze concentraties zeker voor in het Markiezaatsmeer, maar het patroon is in werkelijkheid veel onregelmatiger. In de meeste jaren tot en met 2011 is er een redelijke gelijkenis tussen de berekende en gemeten concentratie. 2008 vormt hierop een uitzondering, met juist erg lage concentraties in de zomer. Vanaf 2012 worden jaarlijks in de zomer concentraties gemeten van 150 à 250  $\mu\text{g/l}$ : ruim boven de berekende concentraties.

**Afbeelding II.3. Berekend en gemeten doorzicht (m) en chlorofyl-a concentraties voor het Markiezaatsmeer voor de periode 2005 - 2014. Bij de modellering is uitgegaan van een troebele begintoestand**



Orde grootte is er een goede overeenkomst tussen de berekende en gemeten concentratie totaal fosfor (afbeelding II.4). Grofweg liggen de concentraties tussen de 0,1 en 0,3 mg P/l. De berekende concentraties laten een zeer regelmatig patroon zien: laag in de winter en hoog in de zomer. De gemeten concentraties vertonen dit patroon soms ook (2005 en 2007), maar in andere jaren is dit patroon minder duidelijk aanwezig. Net als voor de Binnenschelde wordt de concentratie totaal stikstof sterk onderschat (ten opzichte van de metingen). Ook voor het Markiezaatsmeer geldt dat dit vermoedelijk vooral veroorzaakt wordt door het niet meenemen van de opgelost organisch stikstof fractie (DON) in PCLake, die in werkelijkheid juist een belangrijke N-fractie vormt (zie paragraaf 4.1). Het is bekend dat dit voor een groot deel zeer moeilijk afbreekbaar (refractair) materiaal is (Dauwe and Middelburg 1998).

**Afbeelding II.4. Berekende en gemeten nutriëntconcentraties voor het Markiezaatsmeer voor de periode 2005 - 2014 (boven: totaal P; onder: totaal N). Bij de modellering is uitgegaan van een troebele begintoestand**

