



Ecologische systeemanalyse Naardermeer

Oorzaken voor achteruitgang aquatische vegetaties

Provincie Noord-Holland en Waterschap Amstel, Gooi en Vecht

5 februari 2026

Project Ecologische systeemanalyse Naardermeer
Opdrachtgever Provincie Noord-Holland en Waterschap Amstel, Gooi en Vecht

Document Oorzaken voor achteruitgang aquatische vegetaties
Status Concept 01
Datum 5 februari 2026
Referentie 149447/26-001.662

Projectcode 149447
Projectleider Dr. R.E. Reitsema
Projectdirecteur Drs. L.G. Turlings

Auteur(s) Dr. R.E. Reitsema, M.A.E. Ursem MSc, S. Kanters MSc, W. Vernooij MSc, dr. C. Cusell,
prof. dr. A.J.P Smolders (B-WARE), ing. M.D.M. Poelen MSc (B-WARE)
Gecontroleerd door Dr. C. Cusell, J.J. Mandemakers MSc, drs. L.G. Turlings
Goedgekeurd door Dr. R.E. Reitsema

Paraaf



Adres Witteveen+Bos Raadgevende ingenieurs B.V.
Leeuwenbrug 8
Postbus 233
7400 AE Deventer
+31 (0)570 69 79 11
www.witteveenbos.com
KvK 38020751

Het kwaliteitsmanagementsysteem van Witteveen+Bos is gecertificeerd op basis van ISO 9001.

© Witteveen+Bos

Niets uit dit document mag worden veeelvoudigd en/of openbaar gemaakt in enige vorm zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van Witteveen+Bos, noch mag het zonder dergelijke toestemming worden gebruikt voor enig ander werk dan waarvoor het is vervaardigd, behoudens schriftelijk anders overeengekomen. Tekst- en datamining van (delen van) dit document, evenals enige verwerking of reproductie ervan door middel van kunstmatige intelligentie technologieën is uitdrukkelijk niet toegestaan, behoudens schriftelijk anders overeengekomen. Dit document (of delen ervan) mag niet worden veeelvoudigd en/of anderszins worden gebruikt op enigerlei wijze voor het trainen van kunstmatige intelligentie technologieën, behoudens schriftelijk anders overeengekomen. Witteveen+Bos aanvaardt geen aansprakelijkheid voor enigerlei schade die voortvloeit uit of verband houdt met het wijzigen van de inhoud van het door Witteveen+Bos geleverde document.

INHOUDSOPGAVE

1	INLEIDING	12
1.1	Aanleiding	12
1.2	Doel	13
1.3	Leeswijzer	14
2	GEBIEDSBESCHRIJVING NAARDERMEER	15
2.1	Hydrologie	16
2.2	Beheer en onderhoud: een tijdslijn	16
3	ECOLOGISCHE TOESTANDSDUIDING	19
3.1	Toestand waterplanten	19
3.1.1	Methode	19
3.1.2	Resultaten	20
3.1.3	Samenvatting	31
3.2	Toestand macrofauna (excl. rivierkreeften)	31
3.2.1	Methode	31
3.2.2	Resultaten	33
3.2.3	Samenvatting	45
3.3	Toestand rivierkreeften	46
3.4	Toestand visstand	48
3.4.1	Methode	48
3.4.2	Resultaten	48
3.4.3	Samenvatting	51
3.5	Toestand waterkwaliteit	52
3.5.1	Nutriënten	53
3.5.2	Basenhuishouding	56
3.5.3	Koolstofhuishouding	59
3.5.4	Sulfaat, ammonium en ammoniak	61
4	ESF-ANALYSE	64
4.1	ESF 1: productiviteit van het water	64
4.1.1	Methode	64
4.1.2	Resultaten hele gebied	66
4.1.3	Resultaten per EAG	71

4.2	ESF 2: Lichtklimaat	73
4.2.1	Langjarige trend doorzicht en lichtuitdoving	73
4.2.2	Lichtbeschikbaarheid voor ondergedoken waterplanten	74
4.2.3	Relaties tussen nutriënten, algen en doorzicht	75
4.3	ESF 3: Productiviteit waterbodem	79
4.3.1	Methode	79
4.3.2	Resultaten	82
5	HYPOTHESEN	92
5.1	Hypothese 1: defosfateringsinstallatie	92
5.2	Hypothese 2: waterbodem	94
5.3	Hypothese 3: uitheemse rivierkreeften	95
5.4	Hypothese 4: bodemwoelende vis	101
5.5	Hypothese 5: aalscholverkolonie	101
5.6	Hypothese 6: vraat en eutrofiëring door ganzen	103
5.7	Hypothese 7: peilbeheer Naardermeer	104
5.8	Hypothese 8: peilbeheer schil	106
5.9	Hypothese 9: droge periodes	109
5.10	Hypothese 10: warm voorjaar	113
5.11	Hypothese 11: natte periodes	116
5.12	Hypothese 12: koolstofhuishouding	118
5.13	Hypothese 13: toxiciteit	120
6	CONCLUSIE EN ADVIES	123
6.1	Aanbevelingen	124
7	REFERENTIES	126
	Laatste pagina	127
	Bijlage(n)	Aantal pagina's
I	Locaties grootschalige werkzaamheden	2
II	Macrofauna samenstelling vanaf begin tellingen	2
II	Waterkwaliteit Naardermeer	16
IV	Stoffenbalansen per EAG	6
V	Resultaten slib, waterbodem en oppervlaktewatermonsters	5

SAMENVATTING

Het Naardermeer is een natuurgebied bestaande uit riet- en hooilanden, moerasbossen, grote plassen en lijnvormige wateren. De afgelopen jaren is echter gesignaleerd dat de water- en oevervegetatie snel achteruit gaat. Zo is de krabbenscheervegetatie op bepaalde locaties verdwenen, en is de diversiteit van water- en oeverplanten in verschillende deelgebieden achteruitgegaan. De achteruitgang in water- en oevervegetatie is zorgelijk gezien het verlies aan biodiversiteit en het verzwakken van het Naardermeer als ecosysteem. De vraag is wat de precieze oorzaak van deze afname is. In dit onderzoek is dit onderzocht aan de hand van de Ecologische Sleutelfactoren (ESF's) en 13 hypothesen die aansluiten bij de ESF's (voor een overzicht van de hypothesen, zie paragraaf 1.1).

Probleemanalyse: achteruitgang waterplanten

In onderstaande tabel is de achteruitgang van de waterplanten (ondergedoken, drijvend en emers) weergegeven. Dit is gedaan voor vijf verschillende deelgebieden (of EAG's) van het Naardermeer. EAG 1 en 5 bestaan uit een plassenengebied en hebben daarnaast ook lijnvormige wateren. Voor EAG 2, 3 en 4 zijn er enkel metingen in het plassenengebied beschikbaar. In kleur is (indicatief) de ernst van de achteruitgang aangegeven. Groen staat voor geen achteruitgang of vooruitgang, oranje geeft aan dat er sprake is van enige afname, rood geeft aan dat er sprake is van grootschalige afname. De achteruitgang heeft met name plaatsgevonden in EAG 4 (plassenengebied) en EAG 1 (lijnvormige wateren).

Tabel 1 Overzicht toestand water- en oeverplanten in de plassen en lijnvormige wateren van de vijf EAG's in het Naardermeer

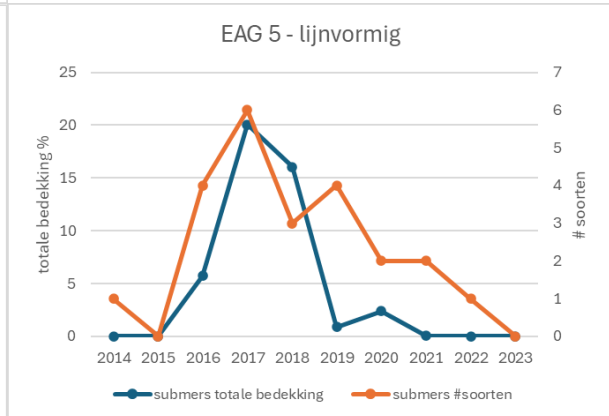
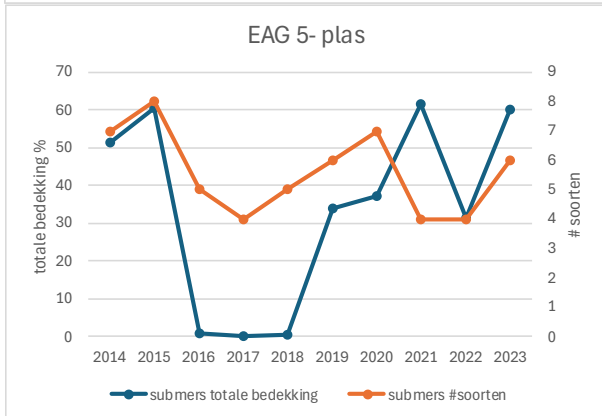
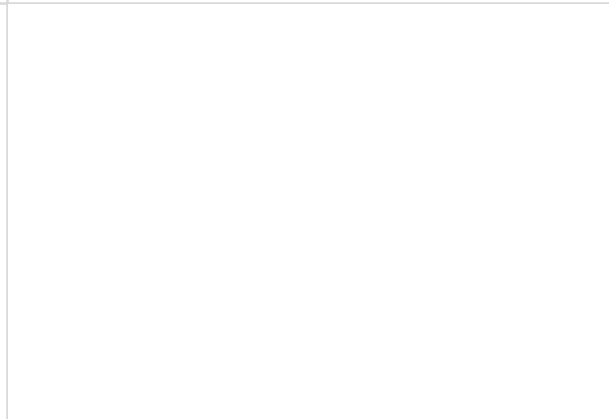
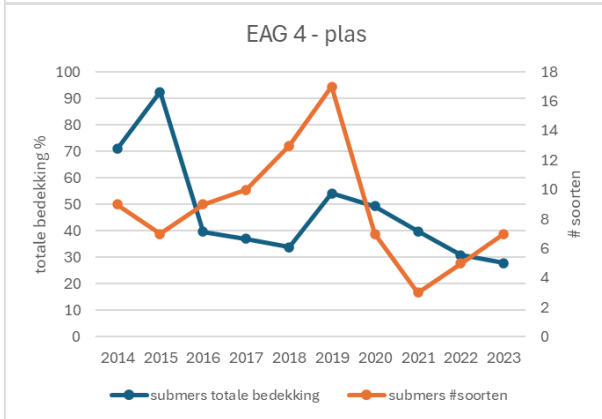
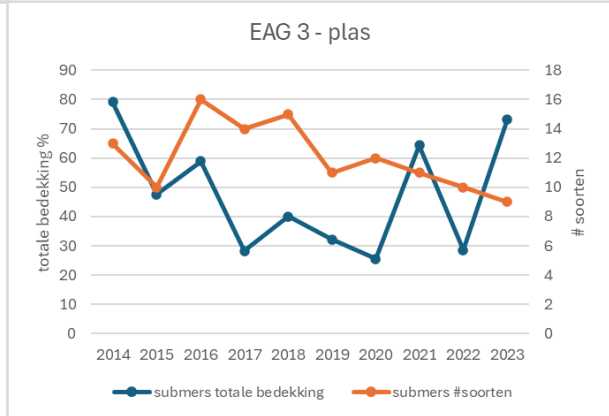
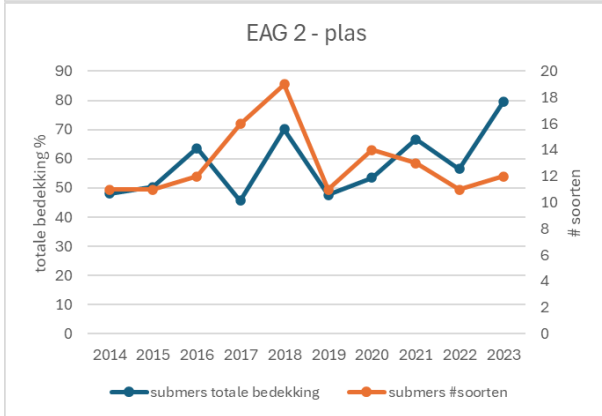
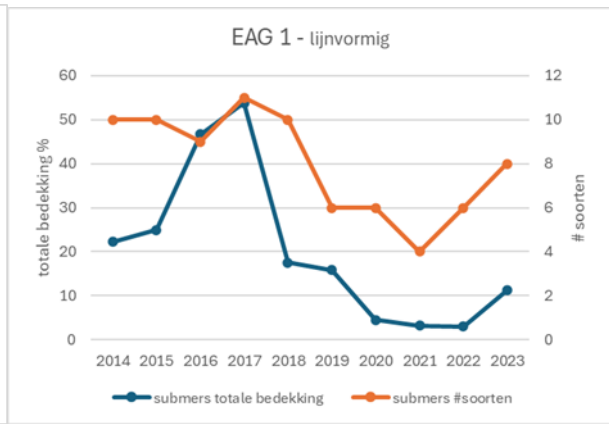
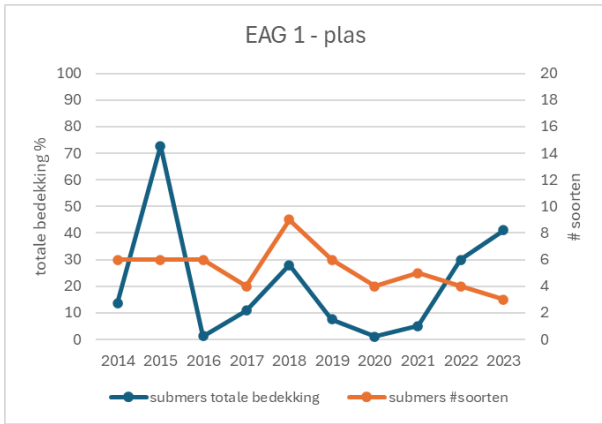
EAG	1	2	3	4	5
plassen	afname na 2018, behalve voor eutrofe soorten. De bedekking was voor 2018 echter voor veel soorten ook al laag	geen sprake van (massale) achteruitgang; vanaf 2019 komen enkele submerse kernsoorten wat minder algemeen voor, ook een afname van wat eutrofe submerse soorten	vanaf 2019 relatief sterke afname van submerse kernsoorten, maar er komen wel degelijk nog verschillende soorten voor waarvan sommige zich uitbreiden. Daarnaast zijn in het verleden (1984-2011) ook fluctuaties in de soortensamenstelling waargenomen	afname vanaf 2020, waarbij veel soorten zijn verdwenen, vooral submers. Veel drijvende soorten verdwijnen vanaf 2021 en de bedekking van emerse soorten was al laag	geen duidelijke trend drijvende en emerse vegetatie. Bij submerse vegetatie is herstel te zien in enkele kranswieren en afname eutrofe soorten na het baggeren in 2020-2021
lijnvormig	afname na 2018 in alle groeivormen	-	-	-	afname vanaf 2020 in alle groeivormen; NB: vegetatie was hier sinds 2014 altijd al vrij summier met veel kroos

Aantal soorten en bedekking ondergedoken waterplanten

In onderstaande afbeelding is de ontwikkeling van het aantal soorten (enkel ondergedoken) waterplanten en de bedekking weergegeven.

Voor de plassen is het beeld als volgt:

- er is geen sprake van een 'ineenstorting' van de submerse vegetatie, waarbij de trend per EAG verschilt;
- het zeer droge jaar 2018 was een opvallend goed 'waterplantenjaar', met in de meeste plassen veel soorten en een (wat) hogere bedekking dan in de andere jaren. Op basis van historische data kan geconcludeerd worden dat het vaker gebeurt dat jaren eruit springen qua waterplantenbedekking, zoals het jaar 2001.



Voor lijnvormige wateren is het beeld als volgt:

- in EAG 1 hoge bedekking in 2016 en 2017, en in de jaren daarvoor en daarna zeer gering. Het aantal soorten is na 2018 gedaald;
- in EAG 5 hebben gedurende de hele meetperiode amper ondergedoken waterplanten gestaan. Bedekking en aantal soorten nemen af, maar zijn ook nooit hoog geweest.

Mogelijke oorzaken

In onderstaande tabel worden mogelijke oorzaken weergegeven voor de achteruitgang van waterplanten aan de hand van de ESF's, waardoor duidelijk wordt welke mechanismen een rol spelen. In de tabel is ook de koppeling gemaakt met de hypothesen. In kleur is aangegeven wat de conclusie is per hypothese. Rood betekent dat er een sterke link is met de achteruitgang van waterplanten, oranje betekent dat er iets aan de hand is maar dat er geen sterke link is met de achteruitgang van waterplanten, groen betekent dat de hypothese geen link heeft met de achteruitgang van waterplanten. Sommige hypothesen kunnen onder meerdere mechanismen geschaard worden, waarbij de conclusie per mechanisme anders kan zijn. Zo is er bij de hypothese 'peilbeheer Naardermeer' gekeken of dit effect heeft gehad op de fosforbelasting, dus ESF 1 (dit is niet het geval, dus de hypothese is groen gekleurd), maar ook of de belasting van andere stoffen is veranderd, dus ESF 4 (dit is wel het geval, dus de hypothese is oranje gekleurd).

Tabel 2 Overzicht van de belangrijkste mechanismen per ESF die oorzaken voor de achteruitgang van waterplanten mogelijk kunnen verklaren. In de laatste kolom is aangegeven aan welke hypothese elk mechanisme gelinkt is, en in kleur de conclusie per hypothese

ESF	Mechanisme	Afweging	Hypothese
1	De ondergedoken waterplanten worden sterker beconcurrerd door het fytoplankton. Oorzaken en/of signalen hiervan zijn:	Er zijn geen duidelijke aanwijzingen dat de waterplanten sterker beconcurrerd worden door algen. De P-belasting is niet structureel toegenomen en ligt onder de kritische grenzen. Wel zijn de concentraties tijdelijk iets hoger geweest, (deels) afkomstig uit de Bovenste Blik. De iets hogere P-concentraties gaan op sommige momenten gepaard met meer algen, maar vrijwel nooit op kritieke momenten in het groeiseizoen van ondergedoken waterplanten. Dit gebeurt wel soms in beperkte mate in de winter of aan het einde van het groeiseizoen. Het groeiseizoen van 2024 was uitzonderlijk, met korte lichte algenbloei in het Groote Meer en Naardermeer en een hevige bloei in Veertigmorgen.	
	- toename fosforbelasting door natte perioden	Er is geen sprake van een structurele toename van de P-belasting in de beschouwde periode. De P-belasting hangt sterk samen met de hoeveelheid uitspoeling en afstroming, en dus met de hoeveelheid neerslag in het winterhalfjaar. Over de afgelopen 20 jaar werd de winter van 2023-2024 gekenmerkt door een uitzonderlijk hoge P-belasting (zie paragraaf 4.1.2 en 5.11).	natte perioden
	- toename fosforbelasting door peilbeheer Naardermeer	In de zomer wordt er soms meer ingelaten dan strikt noodzakelijk is voor de watervraag, volgens de waterbalans. Dit is met name in het jaar 2021 gebeurd. Dit heeft niet geleid tot een grote toename van de fosforbelasting (zie paragraaf 5.7).	peilbeheer Naardermeer
	- toename fosforbelasting door peilbeheer schil	Momenteel is er nog geen sprake van peilopzet in de schil, dus dit kan geen effect hebben gehad op de groei van waterplanten in het Naardermeer. Volgens een gevoeligheidsanalyse met de waterbalans leidt peilopzet in de schil overigens niet tot grote effecten op de fosforbelasting van het Naardermeer (zie paragraaf 5.8).	peilbeheer schil
	- toename fosforbelasting door toename aalscholvers	Aalscholvers lijken geen effect te hebben gehad op de fosforconcentratie in het Naardermeer, en daarmee ook niet op de waterplanten. De kolonie is in omvang afgenomen vanaf halverwege de jaren '80 van de vorige eeuw (zie paragraaf 5.5).	aalscholverkolonie
	- toename fosforbelasting door piekbuien na droogte	In 2018 en 2019 lijkt de fosforconcentratie in het water te stijgen na een periode van droogte gevolgd door een piekbui. De effecten zijn echter tijdelijk en leiden niet tot een grootschalige verandering van de waterkwaliteit. Mogelijk wordt het vrijgekomen fosfor snel opgenomen in het systeem, waardoor het niet heel duidelijk zichtbaar is in de metingen van de concentratie (zie paragraaf 5.9).	droge periode
	2	De lichtbeschikbaarheid voor ondergedoken waterplanten is afgenomen. Oorzaken en/of signalen hiervan zijn:	De lichtbeschikbaarheid is niet structureel afgenomen en voldoet vrijwel altijd en overal voor de groei van ondergedoken waterplanten (Bovenste Blik uitgezonderd). In sommige jaren vindt er kortdurende afname van het doorzicht plaats, gepaard met chlorofyl-pieken aan het begin van het jaar (januari - maart), zie paragraaf 4.2.3. Dit is mogelijk reden tot zorg. Het is niet duidelijk waar deze pieken door worden veroorzaakt. In de water- en stoffenbalans en metingen zijn geen duidelijke oorzaken te zien (zoals invloed van temperatuur, droge of juist natte perioden). Hier is nader onderzoek voor nodig.
- afname doorzicht	Er is geen sprake van een structurele afname van het doorzicht over de afgelopen tien jaar (zie paragraaf 4.2.1).	bodemwoelende vis	
- toename benthivore en/of planktivore vissen	Er is geen sprake van een toename van benthivore of planktivore vissen over de afgelopen tien jaar. De biomassa's zijn bovendien dusdanig laag dat hiervan geen significante negatieve effecten op de vegetatie verwacht worden (zie paragrafen 3.4 en 5.4).	bodemwoelende vis	

ESF	Mechanisme	Afweging	Hypothese
	- toename waterdiepte door hoger waterpeil	Er is geen sprake van een structurele toename van de waterdiepte. Alleen het jaar 2021 kende een opvallend hoog waterpeil, van zo'n 10 cm hoger dan gebruikelijk (zie paragraaf 5.7).	peilbeheer Naardermeer
	- hogere concentratie algen (chlorofyl-a)	Er is geen sprake van een structurele verhoging van de hoeveelheid algen, zeker niet op de kritieke momenten in het groeiseizoen van waterplanten. De hoogste algenconcentraties worden in de winter gemeten. Incidenteel is er ook 's zomers sprake van een lichte en kortdurende algenbloei (chlorofyl-a blijft altijd onder de 20 µg/l). In Veertigmorgen is er aan het einde van de zomer jaarlijks sprake van een algenbloei en sinds 2019 neemt de bloei toe in omvang en/of tijdsduur; chlorofyl-a komt geregeld boven de 20 µg/l met in juli 2024 een uitzonderlijk hoge concentratie van ruim 75 µg/l (zie paragraaf 4.2.3). Ook is er geen effect van voorjaarstemperatuur op het chlorofyl-a gehalte (zie paragraaf 5.10).	warm voorjaar
	- toename zwevend stof	Er is geen sprake van een structurele toename van het zwevend stof over de afgelopen tien jaar (zie paragraaf 4.2.3).	bodemwoelende vis
3	Waterbodem leidt tot dominantie van snelgroeïende soorten en/of is toxisch. Oorzaken en/of signalen hiervan zijn:	Er is geen sprake van dominantie door snelgroeïende soorten en er lijkt geen sprake te zijn van sulfidotoxiciteit (behalve in EAG 1, maar dat zijn concentraties in de vaste waterbodem)	
	- dominantie door snelgroeïende soorten	Er is geen sprake van dominantie door snelgroeïende soorten (zie paragraaf 3.1).	waterbodem
	- productiviteit van de waterbodem is toegenomen (hoger P-gehalte)	Waterbodemonderzoek uitgevoerd in najaar 2025 laat zien dat er weinig mogelijkheid is om fosfor te binden in de waterbodem, de Fe/P ratio in het poriewater is vaak lager dan 1 mol/mol (zie paragraaf 4.3 en 5.2). Echter, doordat er weinig P in het poriewater zit is er geen grote bijdrage van nalevering aan de nutriëntenconcentratie in het oppervlaktewater. Op een aantal plekken kan wel substantiële nalevering optreden. Het gaat om enkele plekken in EAG 2, 3 en 5 in zowel plassen als lijnvormige wateren, waarbij de locaties eigenlijk altijd aan de rand van de plas liggen of in een lijnvormig water dat direct grenst aan een plas. Ten opzichte van 2017 is de productiviteit van de waterbodem niet toe- of afgenomen. Gemiddeld genomen is de P-concentratie in het poriewater ongeveer gelijk. Op een aantal plekken is er een toe- of afname, maar er is geen duidelijk patroon qua EAG of watertype (plas of lijnvormig water).	waterbodem
	- signalen van toxiciteit: zeer lage zuurstofconcentraties in waterkolom of afname sulfaat door omzetting naar sulfiden	Er lijkt geen sprake te zijn van grootschalige omzetting van sulfaat in voor waterplanten giftige sulfiden, behalve mogelijk op twee locaties in EAG 1.	waterbodem
4	Ongunstige fysische-chemische waterkwaliteit. Oorzaken en/of signalen hiervan zijn:		

ESF	Mechanisme	Afweging	Hypothese
	- basenhuishouding is verslechterd voor (bepaalde soorten) macrofyten	De calciumconcentratie is afgenomen vanaf de zeer natte periode 2023-2024 (zie paragraaf 5.11).	natte perioden
	- koolstofhuishouding is verslechterd voor (bepaalde soorten) macrofyten	De bicarbonaatconcentratie is meestal niet limiterend voor waterplanten in het Naardermeer. De concentratie is echter wel afgenomen in de laatste jaren, en dit kan zeker een effect hebben gehad op de groei van waterplantensoorten die bicarbonaat gebruiken. Het is niet helemaal duidelijk hoe dit komt. Factoren die mogelijk een rol hebben gespeeld, zijn afname van de productiviteit, de toename van inlaatwater in de periode 2019-2022, afname van kwel met name in 2021, toename van de pH in de periode 2019-2022 en verdunningseffect in 2023-2024. Koolstofdioxide is in het Naardermeer altijd aan de lage kant geweest voor waterplanten. Er is vaak sprake van limitatie. Dit is een aandachtspunt voor het Naardermeer (zie paragraaf 5.12).	koolstofhuishouding
	- algemene fysisch-chemische stoffen vormen belemmering voor (bepaalde soorten) macrofyten door veranderingen in peil	In de zomer wordt er soms meer water ingelaten dan strikt noodzakelijk is voor de watervraag, volgens de waterbalans. Dit is met name in het jaar 2021 gebeurd. Door het hogere oppervlaktewaterpeil is de hoeveelheid kwel afgenomen, wat gevolgen heeft voor de waterkwaliteit. Ook is de sulfaatbelasting in dat jaar toegenomen, doordat er meer sulfaatrijker water is ingelaten (zie paragraaf 5.7).	peilbeheer Naardermeer
	- algemene fysisch-chemische stoffen vormen belemmering voor (bepaalde soorten) macrofyten door droge perioden	In de droge periode 2018-2022 is er meer water ingelaten, waardoor de sulfaatbelasting en -concentratie is toegenomen (zie paragraaf 5.9).	droge periodes
6	Vraat of verwijdering. Oorzaken en/of signalen hiervan zijn:		
	- toename kreeften	Het is onduidelijk hoe groot de rivierkreeftenpopulatie is en daarmee in welke mate rivierkreeften een knelpunt vormen voor waterplanten. Het is echter zeker niet uit te sluiten dat uitheemse rivierkreeften (mede) de oorzaak zijn voor de achteruitgang in waterplanten, met name in de lijnvormige wateren (zie paragraaf 3.3 en 5.3).	rivierkreeft
	- toename ganzen	Ganzen maken voornamelijk gebruik van het Naardermeer als rustgebied. De aantallen zijn niet toegenomen de afgelopen 15 jaar en er zijn geen aanwijzingen dat de aanwezigheid van ganzen een rol heeft gespeeld in de achteruitgang van waterplanten (zie paragraaf 5.6).	ganzen
8	Toxiciteit. Oorzaken en/of signalen hiervan zijn:		

ESF	Mechanisme	Afweging	Hypothese
	<ul style="list-style-type: none"> - de defosfateringsinstallatie heeft een nadelig effect op de waterkwaliteit door toevoeging van stoffen 	<p>De defosfateringsinstallatie heeft geen nadelige effecten op de waterkwaliteit (zie paragraaf 5.1).</p>	<p>defosfateringsinstallatie</p>
	<ul style="list-style-type: none"> - aanwezigheid van milieuvreemde stoffen 	<p>Het Naardermeer is een relatief onvervuild systeem. Er zijn wel enkele overschrijdingen van KRW-stoffen en van de effect signaalwaarde in bioassays. Verder was in 2023 de gadolinium anomalie relatief hoog, wat aangeeft dat er antropogene invloed is. Vermoedelijk heeft het inlaatwater zeker een effect op de waterkwaliteit, maar niet in dergelijke mate dat het de achteruitgang van waterplanten kan verklaren. Het is echter wel een aandachtspunt. Voor andere soortgroepen, zoals bepaalde macrofaunasoorten, kan het wel een knelpunt vormen (zie paragraaf 5.13).</p>	<p>toxiciteit</p>

1

INLEIDING

1.1 Aanleiding

Het Naardermeer is een natuurgebied bestaande uit riet- en hooilanden, moerasbossen, grote plassen en lijnvormige wateren. Het gebied is aangewezen als Natura 2000-gebied en is een waterlichaam voor de Kaderrichtlijn Water (KRW). Zodoende ligt er een opgave om de kwaliteit van het gebied in termen van waterkwaliteit en ecologie te behouden én te verbeteren. De afgelopen jaren is echter gesignaleerd dat de water- en oevervegetatie snel achteruit gaat. Zo is de krabbenscheervegetatie op bepaalde locaties verdwenen, en is de diversiteit van water- en oeverplanten achteruitgegaan. Dit blijkt uit verscheidene waarnemingen van Natuurmonumenten en uit de KRW-toetsing van vegetatieopnamen door Waterproef, en uit de onlangs uitgevoerde (maar nog niet gepubliceerde) vegetatiekartering van Van der Goes & Groot.

De achteruitgang in water- en oevervegetatie is zorgelijk gezien het verlies aan biodiversiteit en het verzwakken van het Naardermeer als ecosysteem. De vraag is wat de precieze oorzaak van deze afname is. Mogelijk gaat het om een combinatie van factoren. Als hypothesen voor de achteruitgang zijn door experts van Waterschap Amstel, Gooi en Vecht (AGV), Natuurmonumenten, provincie Noord-Holland en Witteveen+Bos vooraf de volgende hypothesen genoemd:

- 1 **defosfateringsinstallatie:** de defosfateringsinstallatie (DFI) heeft mogelijk een nadelig effect op de waterkwaliteit doordat er stoffen uit het inlaatwater worden gehaald (waardoor planten stoppen met groeien) of juist door (toxische) stoffen toe te voegen;
- 2 **waterbodem:** mogelijk hebben stoffen in de waterbodem een negatief effect op de waterplantengroei. Dit kan gaan om nutriënten, maar ook toxische stoffen als sulfide en ammonium. Deze problemen zijn mogelijk erger geworden bij optreden van zuurstofloosheid in droge zomers in de afgelopen jaren;
- 3 **uitheemse rivierkreeften:** in het Naardermeer zijn het afgelopen decennium uitheemse rivierkreeften aanwezig. Rivierkreeften beschadigen en verknippen waterplanten, woelen de bodem om en eten eieren, larven en volwassen exemplaren van macrofauna, amfibieën en vis. Daarnaast graven ze holen in de oevers, waarmee ze voor extra baggeraanwas zorgen. Hierdoor kunnen nutriënten vrijkomen uit de waterbodem en kan het water vertroebeld raken;
- 4 **bodemwoelende vis:** bodemwoelende vissoorten als brasem kunnen waterplanten ontwortelen, eten zoöplankton en vertroebelen het water en kunnen ervoor zorgen dat nutriënten vrijkomen uit de bodem;
- 5 **aalscholverkolonie:** er is een aalscholverkolonie aanwezig die in principe hydrologisch geïsoleerd is. Mogelijk is de kolonie niet goed geïsoleerd, waardoor er nutriënten vanuit dit gebied in het Naardermeer kunnen komen die leiden tot eutrofiëring van het oppervlaktewater;
- 6 **vraat en eutrofiëring door ganzen:** als er hoge dichtheden ganzen aanwezig zijn kan dit leiden tot eutrofiëring van het oppervlaktewater. Daarnaast kan vraat ertoe leiden dat waterplanten verdwijnen;
- 7 **peilbeheer Naardermeer:** het peilbeheer in het Naardermeer heeft invloed op de hoeveelheid inlaatwater dat in het Naardermeer komt, en kan daarmee invloed hebben op de nutriëntbelastingen en de waterkwaliteit in het Naardermeer;
- 8 **peilbeheer schil:** het (aangepaste) peilbeheer in de schil rond het Naardermeer kan effect hebben op de kwel- en wegzijgingsfluxen van het Naardermeer zelf. Dit kan gevolgen hebben voor de aanvoer van nutriënten en daarmee voor de waterkwaliteit in het Naardermeer;
- 9 **droge periodes:** de afgelopen jaren is het regelmatig zeer droog geweest. Intensieve neerslag na zo'n droge periode kan leiden tot een piek in de fosforconcentraties in uitspoelend en afstromend water, wat leidt tot een hogere fosforbelasting en daarmee een negatief effect kan hebben op de waterkwaliteit;

- 10 **warm voorjaar:** een warm voorjaar kan effect hebben op de ontwikkeling van de vegetatie. In een warm voorjaar kan namelijk makkelijker een algenbloei optreden, waardoor het water troebel en zuurstofarm wordt. Waterplanten, zoals krabbenscheer, hebben dan minder kans om zich te ontwikkelen;
- 11 **natte periodes:** in de afgelopen jaren zijn er een aantal natte periodes in najaar, winter en het voorjaar geweest. Natte periodes kunnen leiden tot extra uitspoeling en afstroming, wat leidt tot een hogere fosforbelasting en daarmee een negatief effect kan hebben op de waterkwaliteit;
- 12 **koolstofhuishouding:** mogelijk hebben er verschuivingen plaatsgevonden in de koolstofhuishouding (CO₂-beschikbaarheid), waardoor specifieke waterplanten (preferente CO₂-gebruikers, waaronder krabbenscheer) zich minder goed kunnen ontwikkelen;
- 13 **toxiciteit:** mogelijk is de belasting van toxische stoffen toegenomen in de afgelopen jaar en heeft dit bijgedragen aan de achteruitgang van waterplanten.

1.2 Doel

Vanuit zowel de provincie Noord-Holland als Waterschap AGV en Natuurmonumenten is er behoefte aan een gedeeld beeld van de problematiek en oplossingsrichtingen om de achteruitgang van aquatische vegetaties in het Naardermeer te keren. In en rondom het Naardermeer wordt veel gemonitord, en er is veel over het Naardermeer geschreven en gesproken. Er is veel data beschikbaar, niet alleen over de waterplanten, maar ook over het ecohydrologisch functioneren van het Naardermeer en belangrijke sleutelfactoren voor de waterkwaliteit.

Het doel van voorliggend rapport is dan ook het uitvoeren van een ecohydrologische systeemanalyse naar het functioneren van het ecosysteem om de oorzaken van de achteruitgang van de ecologische waterkwaliteit - waar de achteruitgang van waterplanten een signaal van is - in beeld te brengen. De systeemanalyse bestaat uit verschillende werkstappen, waarbij de focus ligt op (1) toestandsduiding, (2) analyse van de (relevante) ecologische sleutelfactoren (ESF's) en (3) het vaststellen van maatregelen en kennislacunes. De focus ligt primair op de kern van het Naardermeer (binnen de kades). Indien relevant voor de waterkwaliteit in het Naardermeer, worden ook (maatregelen/activiteiten in) de schil rondom het Naardermeer meegenomen in de analyse.

Dit rapport is een vervolg op het conceptrapport dat in mei 2025 is opgesteld (documentnummer 144965/25-012.208). In dit conceptrapport werd geconcludeerd dat voor enkele hypothesen aanvullende analyse nodig was. Het huidige rapport heeft het rapport uit mei 2025 als basis genomen en is verder uitgebreid. De volgende uitbreidingen zijn uitgevoerd:

- verdiepende analyse waterplantbedekkingen;
- vervolgonderzoek macrofaunagemeenschap;
- toevoegen van analyses van gesplitste water- en stoffenbalans (voor de verschillende deelgebieden) voor verschillende stoffen. Dit komt specifiek bij de volgende hypothesen aan de orde:
 - effect langdurig natte periode;
 - effect droge perioden, inclusief analyse van hoe ver het inlaatwater reikt;
 - effecten van veranderd peilbeheer in de schil rond het Naardermeer;
- uitvoeren van het kreeftenmodel voor elk deelgebied van het Naardermeer om erachter te komen welke deelgebieden het meest gevoelig zijn voor uitheemse rivierkreeften;
- het toetsen van twee nieuwe hypothesen:
 - warm voorjaar;
 - koolstofhuishouding.

Verdeling in fasen (afbakening)

De provincie Noord-Holland voorziet dat het nodig is om aanvullend onderzoek en veldwerk uit te voeren om alle hypothesen die zijn opgesteld voor de achteruitgang van de water- en oeverplanten in het Naardermeer, te kunnen beantwoorden. Fase 1 van het onderzoek behelst de (voorliggende) ecohydrologische systeemanalyse. Uit deze fase zal blijken welk aanvullend onderzoek en veldwerk nodig is om alle hypothesen te kunnen beantwoorden. Het betreffende (veld)onderzoek wordt vervolgens in fase 2 uitgevoerd. Fase 2 is expliciet geen onderdeel van voorliggend rapport.

1.3 Leeswijzer

Deze rapportage begint met een gebiedsbeschrijving van het Naardermeer in hoofdstuk 2. Dit gaat met name om de indeling in verschillende deelgebieden, de hydrologie, het beheer en het onderhoud dat de afgelopen jaren heeft plaatsgevonden in het Naardermeer. Hoofdstuk 3 bevat de ecologische toestandswaardering (waterplanten, macrofauna, rivierkreeften, vis en waterkwaliteit). Hoofdstuk 4 is een analyse van de eerste drie Ecologische Sleutelfactoren (ESF's). In hoofdstuk 5 worden de elf hypothesen getoetst en in hoofdstuk 6 wordt advies gegeven over aanvullend onderzoek. Referenties staan in hoofdstuk 7.

2

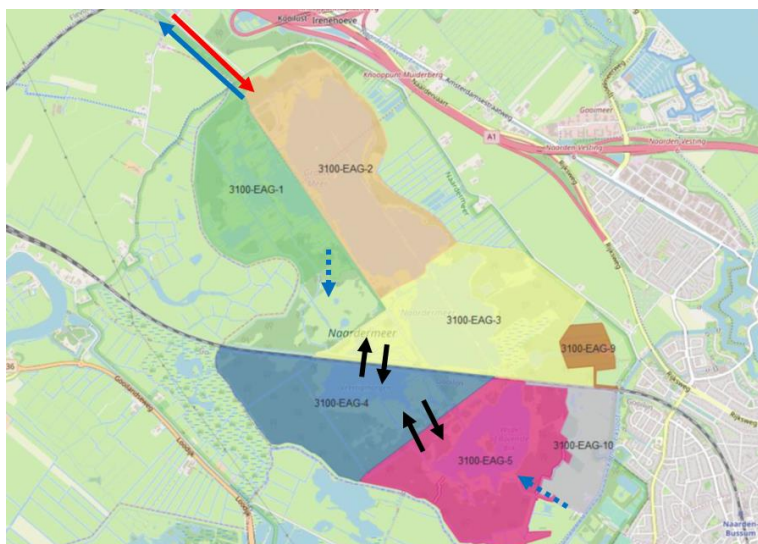
GEBIEDSBESCHRIJVING NAARDERMEER

Het Naardermeer is het oudste beschermde natuurgebied van Nederland en is van grote ecologische waarde, zowel binnen Nederland als daarbuiten. Het gebied ligt in de gemeente Gooise Meren, tussen Naarden en Weesp. Het gebied heeft een oppervlakte van zo'n 11,5 km² en bestaat uit grote plassen, rietlanden en moerasbossen. Het gebied is van oorsprong sterk kwelgevoed, maar in de achterliggende decennia is de kwel steeds minder geworden en is het Naardermeer steeds sterker afhankelijk geworden van waterinlaat vanuit de Vecht. In het gebied is een, ecologisch gezien, zeer waardevolle waterplantenvegetatie aanwezig die de laatste jaren op sommige locaties in het gebied sterk achteruitgaat.

De achteruitgang van water- en oeverplanten is niet overal hetzelfde. Daarom is de systeemanalyse zoveel mogelijk uitgevoerd voor verschillende deelgebieden. Daarbij is gebruik gemaakt van Ecologische Analysegebieden (EAG's) die zijn bepaald door Waterschap AGV. De opdeling in EAG's is gemaakt op basis van een aantal kenmerken zoals vorm, verblijftijd, waterdiepte, strijklengte, de aan- of afwezigheid van kwel en de afvoerrichting van het water. Er zijn zes EAG's voor het Naardermeer vastgesteld, zie afbeelding 2.1:

- EAG 1 bestaat vooral uit sloten en kanalen, en daarnaast twee kleinere meren: het Spookgat en Binnenzij;
- EAG 2 bestaat grotendeels uit het Grote Meer;
- EAG 3 bestaat grotendeels uit het Naardermeer, dat in open verbinding staat met het Grote Meer;
- EAG 4 ligt ten zuiden van de spoorlijn. Het staat in open verbinding met EAG 1 en 3 via de Martelaarsgracht ne Boomtocht. Het gebied bestaat uit bos en het meer Veertigmorgen;
- EAG 5 ligt ook ten zuiden van de spoorlijn en bestaat eveneens uit bos en het meer Bovenste Blik.

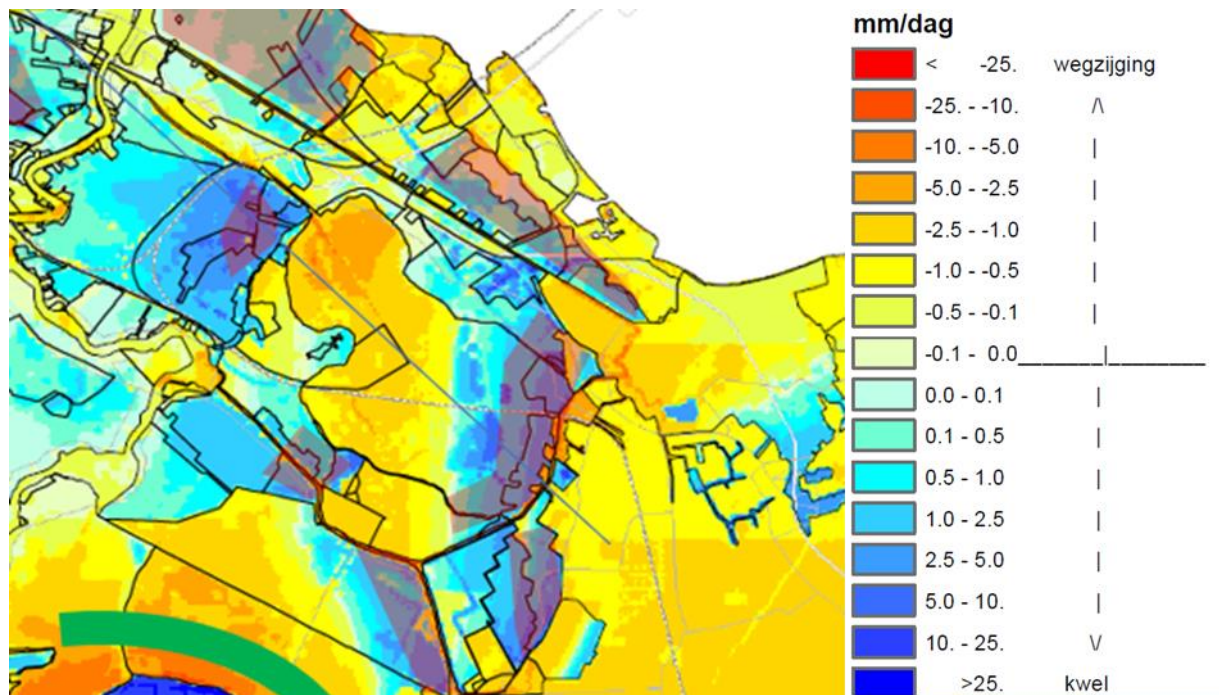
Afbeelding 2.1 Schematisering van het Naardermeer en de relatie tussen de EAG's. Ten noorden van EAG 1 zit de inlaat (defosfateringsinstallatie) en uitlaat (molen de Onrust) van het gebied. EAG 1, 2 en 3 staan in open verbinding met elkaar. Tot 2007 werd er water uitgelaten naar de Aalscholverkolonie, ten zuiden van EAG 1. Momenteel is dit gebied met de aalscholverkolonie hydrologisch gezien helemaal geïsoleerd van de rest van het Naardermeer. Het Naardermeer wordt doorkruist door de spoorlijn Naarden-Weesp. Via de Martelaarsgracht en Boomtocht is het gebied boven de spoorlijn verbonden met EAG 4. Via enkele sloten is EAG 4 weer verbonden met EAG 5. Ten slotte waterde EAG 10 tot 2020 af op EAG 5 (naar Moria, 2020)



2.1 Hydrologie

Het Naardermeer ligt van oudsher in een kwelgebied. Door aanpassingen in de waterhuishouding en grondwaterwinningen in het Gooi is de kwel in de afgelopen decennia echter afgenomen. Wel zijn er herstelmaatregelen getroffen die de kwelinvloed in het Naardermeer weer iets hebben doen toenemen (dit is gedaan voor 2016 en de effecten zijn dus zichtbaar in onderstaande kwelkaart). In de huidige situatie is er aan de oostkant van het Naardermeer nog kwelwater aanwezig (afbeelding 2.2). Uit chloridemetingen blijkt dat de kwel aan de uiterste oostelijke rand mogelijk zout is (paarse vlakken in de afbeelding). De hoeveelheid kwel neemt af richting het westen, en aan de westkant is er sprake van wegzijging. Om het waterpeil op het gewenste niveau te houden (tussen de NAP -0,90 en -1,10 m) wordt er water ingelaten vanuit de Vecht. Dit gebeurt in het noordwesten van het gebied. Het inlaatwater stroomt via een DFI, die met behulp van ijzerchloride fosfaat uit het water haalt.

Afbeelding 2.2 Kwel en wegzijging in het Naardermeer (Ouboter et al., 2016). Paarse vlakken geven (vermoedelijk) zoute kwel aan



2.2 Beheer en onderhoud: een tijdslijn

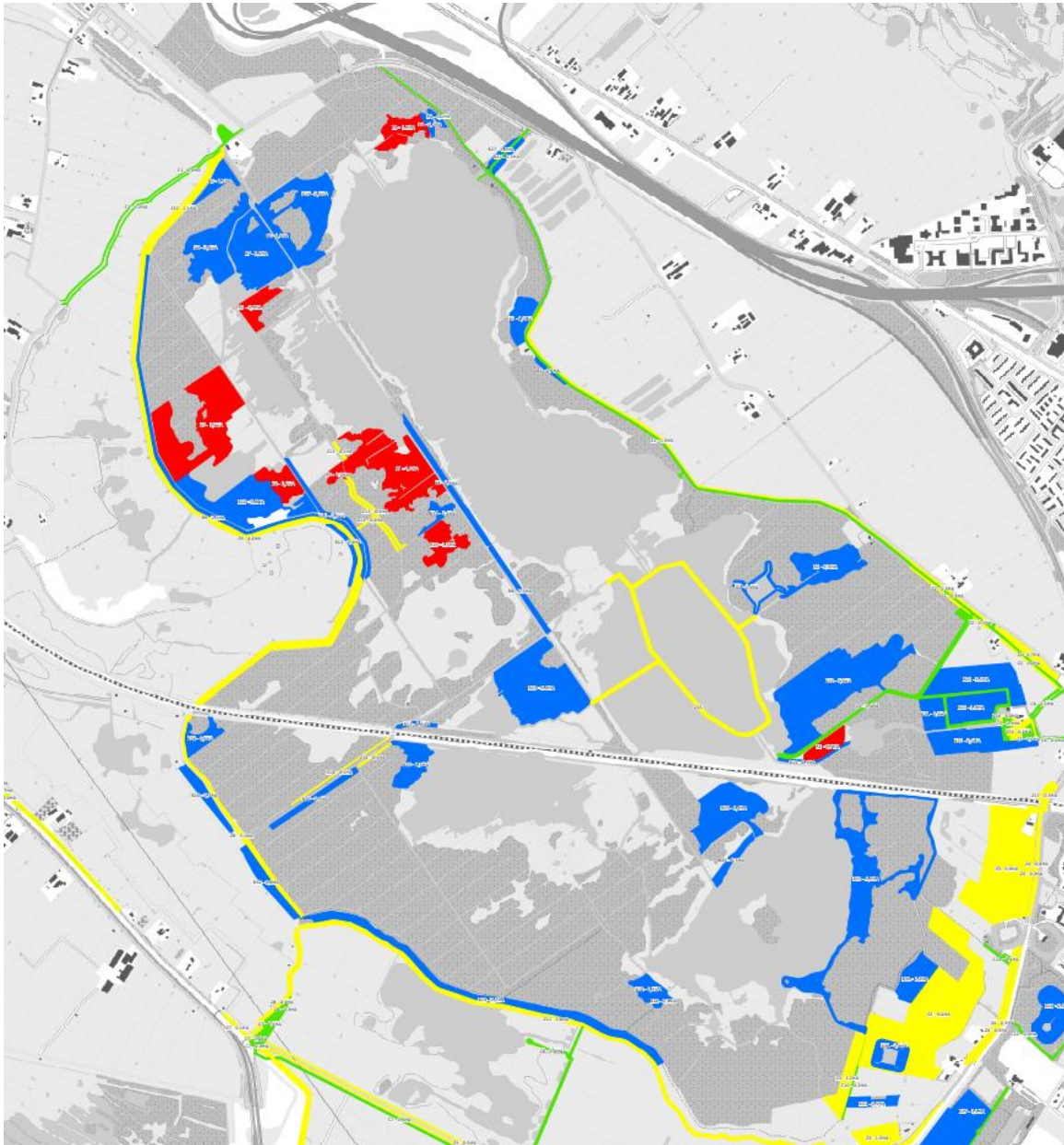
Regulier maaibeheer

In het Naardermeer wordt de terrestrische kraggevegetatie (inclusief oevers, maar exclusief bos) op verschillende momenten in het jaar gemaaid. Dit is weergegeven op de kaart in afbeelding 2.3:

- in blauw staan gebieden aangegeven die in de zomer gemaaid worden. Dit gebeurt in de periode half juni tot eind september;
- in rood staan gebieden aangegeven die in de winter gemaaid worden. Het gaat om veenmosrietlanden. Deze gebieden worden tussen januari en half april gemaaid;
- in geel staan gebieden die door maaien worden uitgemijnd. Het gaat bijvoorbeeld om maaibeheer van dijken en oeverbeheer met de maaiboot;
- in groen staan gebieden waar wordt gemaaid ten behoeve van recreatie. Dit vindt weinig plaats in het gebied zelf.

Vanaf het jaar 2020 wordt er in het gebied meer gemaaid dan in de periode daarvoor.

Afbeelding 2.3 Maaibeheerkaart uit 2021 met in blauw zomermaaien, in rood wintermaaien, in geel uitmijnen en in groen recreatiemaaien. Bron van de kaart: Ecogroen in opdracht van Natuurmonumenten



Grootschalige werkzaamheden

De afgelopen decennia hebben er grootschalige werkzaamheden plaatsgevonden in verschillende delen van het gebied. Het gaat onder andere om plaggen, ingebruikname van de defosfatering, peilaanpassingen, ontbossen en baggeren. Deze werkzaamheden zijn weergegeven per EAG in tabel 2.1. In elke EAG is er de afgelopen tien jaar een gedeelte ontbost, in twee EAG's is er geplagd (EAG 1 en 3) en in EAG 5 is de waterbodem gebaggerd. Voor de exacte locaties, zie bijlage I. Eerder is in het kader van een grootscheeps herstelplan tussen 1992 - 2000 het grootste deel van het Naardermeer ook gebaggerd (zie bijvoorbeeld Boosten, 2007).

Tabel 2.1 Overzicht van grootschalige werkzaamheden per EAG per jaar.

EAG	Algemeen	1	2	3	4	5
1985	ingebruikname defosfaterings-installatie, isolatie aalscholverkolonie & peilaanpassing met verhoging min. peil tot NAP -1,10 m en een max. peil van NAP -0,90 m (het peil zakt 20-25 cm minder uit dan in de periode ervoor; Cusell & Van 't Veer; 2017)					
1992	Herstelplan Naardermeer: baggeren, wegvangen bovenmaatse snoek en brasem, vermindering grondwateronttrekking Gooi, bevorderen infiltratie regenwater Gooi, peil verhogen in omliggende polders & peil verhogen in sloten langs Meerkade					afdammen sloten in Meerlanden en Voormeer
1994						afplaggen meest verdrogende delen & opengraven verlande sloten
2011 - 2012	eerste aanpassing peil schil Naardermeer					
2014		geplagd & ontbost				
2015						
2016		ontbost				
2017						
2018						
2019				geplagd		
2020						gebaggerd & geheel afkoppelen Meerlanden
2021				ontbost	ontbost	ontbost & gebaggerd
2022				geplagd		
2023		ontbost	ontbost			

3

ECOLOGISCHE TOESTANDSDUIDING

Een belangrijke werkstap in het onderzoek is een analyse van de ecologische toestand in het aquatische systeem van het Naardermeer: hoe heeft het watersysteem van het Naardermeer zich qua ecologische toestand ontwikkeld? Zijn er bepaalde patronen te zien, en verschillen die per EAG? Hiervoor is gebruik gemaakt van informatie van onder andere het waterschap, provincie Noord-Holland en Natuurmonumenten. Het gaat bijvoorbeeld om biologische waterkwaliteitsdata, maar ook om rapporten over de ecologische toestand in het Naardermeer.

De literatuur en gegevens zijn gebruikt om de toestand te analyseren en te beschrijven. Hierbij maken we onderscheid in:

- **waterplanten:** er is gekeken hoe verschillende soorten waterplanten zich ontwikkeld hebben in ruimte en tijd in het Naardermeer;
- **macrofauna:** er is gekeken naar hoe de macrofaunagemeenschap zich heeft ontwikkeld in ruimte en tijd. Dit is een belangrijke indicator voor de toestand van het aquatische ecosysteem;
- **rivierkreeft:** de huidige verspreiding van rivierkreeft en het kolonisatiepatroon zijn in beeld gebracht;
- **visstand:** in het bijzonder is de visbiomassa's van bodemwoelende vissoorten geanalyseerd, omdat die een belangrijke indicator kunnen zijn voor de ontwikkeling van het aquatische ecosysteem;
- **waterkwaliteit:** de waterkwaliteit is geanalyseerd op verschillende meetpunten om te kijken of daar trends in te zien zijn die correleren met de achteruitgang van waterplanten.

3.1 Toestand waterplanten

3.1.1 Methode

De meetgegevens over de aanwezigheid en bedekking van waterplanten zijn afkomstig van AGV, voornamelijk uit KRW-monitoring, en beslaan de periode 2014 - 2023. Deze gegevens zijn verzameld op verschillende meetpunten, die voor de analyse zijn gesplitst in meetpunten in 'lijnvormige wateren' en meetpunten in 'plassen', waarbij in clusters onderscheid is gemaakt tussen verschillende typen waterplanten (drijvend, emers en submers). Sommige waterplanten kunnen zowel drijvend als submers voorkomen: tijdens de clustering is een soort dan toegevoegd aan de vegetatievorm waarin die soort het grootste deel van de tijd aanwezig is, of waar het grootste deel van hun levensvorm zich bevindt. De aanwezigheid van verschillende soorten waterplanten is per EAG en per jaar op twee manieren inzichtelijk gemaakt:

- 1 percentage van de meetpunten waarop een soort is waargenomen (tabellen met groene vakjes in paragraaf 3.1.2). Om ervoor te zorgen dat het verschillende aantal metingen dat per jaar (en EAG) is uitgevoerd geen invloed heeft op de resultaten, is de aanwezigheid van waterplanten gedeeld door het aantal meetpunten waarop in dat jaar metingen zijn verricht ($n = \text{aantal meetpunten}$). Deze normalisatie zorgt voor een eerlijke vergelijking tussen de verschillende jaren, ongeacht het aantal meetpunten;
- 2 de gemiddelde bedekking (tabellen met oranje vakjes in paragraaf 3.1.2): deze is enkel berekend over de meetpunten waarop een soort aanwezig is.

De legenda van de groene en oranje kleuren staat in afbeelding 3.1. In de tabellen is ook aangegeven wat het koolstofgebruik van de soort is (indien bekend): een obligate CO₂-gebruiker of een soort die zowel CO₂ als HCO₃ kan gebruiken. Veranderingen in de koolstofhuishouding is immers een van de hypothesen. Aan de rechterkant van de tabellen staat de groeivorm (drijvend, emers of submers).

Afbeelding 3.1 Legenda bij de tabellen van de waterplantenanalyse

Legenda: percentage van aantal (n) meetpunten waar de soort aanwezig is				Legenda: gemiddeld bedekkingspercentage			
niet aangetroffen				0-1 %			
0 tot 5				1-5 %			
5 tot 25				5-25 %			
25 tot 50				25-50 %			
50 tot 75				50-75 %			
75 tot 100				75-100 %			

De resultaten worden per EAG gepresenteerd voor de zowel de plassen als de lijnvormige wateren. Deze gesplitste weergave biedt inzicht in de variaties in waterplantpopulaties tussen de verschillende soorten waterlichamen en deelgebieden (EAG's). In EAG 3 zijn maar twee meetpunten in het lijnvormige deel¹. Omdat dit het lastig maakt om conclusies te trekken over de ontwikkeling van de lijnvormige wateren in EAG 3, is deze data niet meegenomen in de analyse.

3.1.2 Resultaten

EAG 1 plassengebied

In de plassen in EAG 1 (Spookgat & Binnenzij) wordt vanaf 2019 (na 2018) een verandering in soortensamenstelling waargenomen (afbeelding 3.3). Gebogen kransblad, smalle waterpest en groot nimfkruid zijn vanaf toen verdwenen, terwijl soorten van eutrofe wateren (zoals aarvederkruid en tener fonteinkruid) juist zijn toegenomen de laatste jaren (ook qua bedekking), net als een aantal drijfbladplanten (zoals gele plomp en witte waterlelie). Vanaf 2022 zijn er nog meer soorten achteruitgegaan of verdwenen, namelijk stijve waterranonkel, brede waterpest en gewoon bronmos. In 2023 is ook krabbenscheer verdwenen, nadat de bedekking langzaam achteruit ging. Bij deze trends valt het wel op dat de bedekkingspercentages van veel soorten ook voor 2018 al vrij laag waren (afbeelding 3.3). Er waren meer soorten aanwezig dan nu, maar in (zeer) lage bedekkingspercentages. De laatste twee jaar is de totale bedekking submerse vegetatie juist relatief hoog, wat toe te schrijven is aan de eutrofe soorten aarvederkruid en tener fonteinkruid.

Afbeelding 3.2 Overzicht van de waargenomen drijvende, emerse en submerse macrofyten in het plassengebied van EAG 1, ingedeeld per jaar. De kleur en het getal toont het percentage van de meetpunten waarin de soort is waargenomen. Onder het jaartal is weergegeven hoeveel meetpunten het betreft

3100-EAG-1	Koolstofgebruik	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023		
n =		4	2	4	4		5	5	5	5	5		
Gele plomp	Obligaat CO2	0,0	0,0	25,0	75,0		20,0	60,0	80,0	40,0	100,0	60,0	drijvend
Noordelijke waterlelie		0,0	0,0	0,0	0,0		0,0	20,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Witte waterlelie		50,0	50,0	50,0	0,0		40,0	40,0	60,0	0,0	40,0	40,0	
Krabbenscheer	CO2-HCO3-	50,0	50,0	50,0	50,0		60,0	60,0	60,0	40,0	40,0	0,0	
Grote egelskop		25,0	0,0	0,0	0,0		0,0	0,0	0,0	20,0	0,0	0,0	emers
Brede waterpest	CO2-HCO3-	0,0	50,0	25,0	75,0		40,0	20,0	20,0	40,0	0,0	0,0	submers
Gebogen kransblad		0,0	50,0	25,0	25,0		40,0	20,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Grof hoornblad	CO2-HCO3-	0,0	0,0	0,0	0,0		40,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Smalle waterpest	CO2-HCO3-	0,0	50,0	0,0	0,0		20,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Teer kransblad		25,0	0,0	0,0	0,0		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Aarvederkruid	CO2-HCO3-	50,0	100,0	25,0	0,0		20,0	60,0	20,0	60,0	60,0	60,0	
Gekroesd fonteinkruid	CO2-HCO3-	0,0	0,0	0,0	0,0		20,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Gewoon bronmos		75,0	0,0	100,0	75,0		40,0	40,0	20,0	40,0	20,0	0,0	
Glanzige fonteinkruid	CO2-HCO3-	0,0	0,0	0,0	0,0		0,0	20,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Groot nimfkruid	CO2-HCO3-	50,0	100,0	25,0	0,0		40,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Schedefonteinkruid	CO2-HCO3-	50,0	0,0	0,0	0,0		0,0	0,0	0,0	0,0	20,0	0,0	
Stijve waterranonkel	CO2-HCO3-	25,0	100,0	50,0	25,0		60,0	40,0	20,0	40,0	0,0	20,0	
Tener fonteinkruid	CO2-HCO3-	0,0	0,0	0,0	0,0		0,0	0,0	0,0	20,0	20,0	60,0	

¹ Meetpunt NAP259 ligt volgens de dataset in EAG 3, maar in werkelijkheid ligt dit meetpunt in EAG 1. In de analyse is dit meetpunt dan ook meegenomen bij EAG 1 lijnvormig. Helaas lagen er in EAG 4 geen meetpunten in lijnvormige wateren.

Abbeelding 3.3 Overzicht van de waargenomen drijvende, emerse en submerse macrofyten in het plasseengebied van EAG 1, ingedeeld per jaar. De kleur en het getal toont het gemiddelde bedekkingspercentage over de meetpunten. Onder het jaartal is weergegeven hoeveel meetpunten het betreft

3100-EAG-1	Koolstofgebruik	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	
n =		4	2	4	4	5	5	5	5	5	5	
Gele plomp	Obligaat CO2	6,0		3,7	2,7	10,0	10,8	6,3	1,0	6,5	10,2	drijvend
Krabbenscheer	CO2-HCO3-	1,1	1,5	0,5	4,3	23,5	18,8	10,0	5,0	1,7		
Noordelijke waterlelie							3,0					
Witte waterlelie		2,5	0,1	1,0		5,0	0,1	8,3		31,0	6,0	
Grote egelskop		0,1							0,1			emers
Aarvederkruid	CO2-HCO3-	18,0	47,0	0,1		0,1	1,3	0,1	6,0	28,3	25,0	submers
Brede waterpest	CO2-HCO3-		0,1	0,1	7,3	16,5	4,0	1,0	2,0			
Gebogen kransblad			0,1	4,0	0,1	15,1	5,0					
Gekroesd fonteinkruid	CO2-HCO3-					5,0						
Gewoon bronmos		0,7		0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	30,0		
Glanzige fonteinkruid	CO2-HCO3-						10,0					
Grof hoornblad	CO2-HCO3-					2,6						
Groot nimfkruid	CO2-HCO3-	3,1	25,0	0,1		15,0						
Schedefonteinkruid	CO2-HCO3-	5,1								5,0		
Smalle waterpest	CO2-HCO3-		0,1			30,0						
Stijve waterranonkel	CO2-HCO3-	0,1	0,6	0,1	21,0	2,0	7,5	4,0	0,6		0,1	
Teer kransblad		0,1										
Tenger fonteinkruid	CO2-HCO3-								2,0	30,0	43,4	

EAG 1 lijnvormige wateren

Ook in de lijnvormige wateren is er sprake van een verandering in de vegetatiesamenstelling van EAG 1, waarbij de samenstelling tussen 2015 en 2018 wat schommelt en vervolgens echt sterk wijzigt vanaf 2019 (afbeelding 3.4). Soorten als aarvederkruid en gewoon bronmos hebben in 2019 een opleving qua bedekking, maar vanaf 2020 zijn bedekkingspercentages laag (afbeelding 3.5). Vanaf 2019 zijn veel soorten verdwenen, zoals de meeste fonteinkruiden, kleine egelskop, pijlkruid, stijve waterranonkel, sterkranswier en zelfs puntkroos. Krabbenscheer is vanaf 2018 sterk afgenomen: de soort komt nog wel voor, maar in veel minder plots dan voorheen en in lage bedekkingspercentages. Vooral qua ondergedoken planten blijven er weinig soorten over, en ze komen maar op enkele locaties voor. De situatie lijkt hier slechter dan in het plasseengebied van EAG 1. In 2023 is er lokaal (op één meetpunt) wel een hoge bedekking van smalle waterpest. Ook de emerse vegetatie laten achteruitgang zien van het aantal soorten en bedekking. Trends voor drijvende soorten zijn minder duidelijk. In de lijnvormige wateren kwamen meer CO₂ gebruikers voor dan in de plassen, maar de meeste van deze obligate CO₂ gebruikers zijn sinds 2019 niet meer waargenomen in de sloten van deze EAG (namelijk kleine egelskop, drijvend fonteinkruid en waterviolier).

Afbeelding 3.4 Overzicht van de waargenomen drijvende, emerse en submerse macrofyten in de lijnvormige wateren van EAG 1, ingedeeld per jaar. De kleur toont het percentage van de meetpunten waarin de soort is waargenomen. Onder het jaartal is weergegeven hoeveel meetpunten het betreft

3100-EAG-1	Koolstofgebruik	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	
n =		9	5	10	11	12	12	12	10	12	12	
Gele plomp	Obligaat CO2	0,0	60,0	40,0	45,5	66,7	58,3	66,7	60,0	41,7	41,7	drijvend
Kikkerbeet		0,0	20,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Klein kroos		0,0	0,0	0,0	9,1	0,0	0,0	0,0	0,0	8,3	8,3	
Krabbenscheer	CO2-HCO3-	11,1	80,0	50,0	54,5	16,7	8,3	16,7	10,0	8,3	8,3	
Puntkroos	CO2-HCO3-	0,0	0,0	10,0	9,1	8,3	0,0	0,0	0,0	0,0	8,3	
Witte waterlelie		33,3	40,0	20,0	9,1	16,7	25,0	8,3	20,0	8,3	8,3	
Grote egelskop		44,4	40,0	60,0	27,3	50,0	50,0	8,3	20,0	25,0	16,7	emers
Kleine egelskop	Obligaat CO2	44,4	20,0	60,0	18,2	33,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Mattenbies		11,1	20,0	10,0	9,1	16,7	16,7	8,3	10,0	16,7	16,7	
Pijlkruid		11,1	20,0	0,0	9,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Slangenwortel		0,0	0,0	0,0	9,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Slanke waterkers		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	8,3	8,3	
Veenwortel		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	8,3	0,0	0,0	8,3	16,7	submers
Aarvederkruid	CO2-HCO3-	22,2	60,0	60,0	18,2	8,3	16,7	8,3	10,0	0,0	8,3	
Brede waterpest	CO2-HCO3-	11,1	40,0	20,0	27,3	8,3	16,7	8,3	0,0	8,3	8,3	
Breekbaar kransblad		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	8,3	0,0	
Buigzaam glanswier		11,1	40,0	20,0	27,3	25,0	33,3	16,7	20,0	8,3	16,7	
Drijvend fonteinkruid	Obligaat CO2	0,0	20,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Gebogen kransblad		11,1	40,0	50,0	54,5	16,7	0,0	0,0	0,0	0,0	8,3	
Gewoon bronmos		33,3	60,0	40,0	36,4	58,3	33,3	33,3	10,0	25,0	8,3	
Glanzig fonteinkruid	CO2-HCO3-	0,0	20,0	0,0	0,0	8,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Grof hoornblad	CO2-HCO3-	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	10,0	0,0	0,0	
Groot nimfkruid	CO2-HCO3-	11,1	40,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Klein blaasjeskruid	Obligaat CO2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	8,3	
Plat fonteinkruid		0,0	0,0	10,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Puntig fonteinkruid		11,1	0,0	10,0	9,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Smalle waterpest	CO2-HCO3-	11,1	0,0	0,0	9,1	16,7	8,3	25,0	0,0	8,3	8,3	
Sterkranswier		0,0	0,0	0,0	9,1	16,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Stijve wateranonkel	CO2-HCO3-	0,0	20,0	20,0	0,0	33,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Stomp fonteinkruid	CO2-HCO3-	11,1	40,0	0,0	18,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Teer kransblad		22,2	0,0	40,0	63,6	16,7	8,3	0,0	0,0	8,3	8,3	
Tenger fonteinkruid	CO2-HCO3-	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	8,3	0,0	0,0	0,0	
Waterviolier	Obligaat CO2	0,0	0,0	0,0	9,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	

Afbeelding 3.5 Overzicht van de waargenomen drijvende, emerse en submerse macrofyten in de lijnvormige wateren van EAG 1, ingedeeld per jaar. De kleur en het getal toont het gemiddelde bedekkingspercentage over de meetpunten. Onder het jaartal is weergegeven hoeveel meetpunten het betreft

3100-EAG-1	Koolstofgebruik	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	
n =		9	5	10	11	12	12	12	10	12	12	
Gele plomp	Obligaat CO2	10,3	16,9	3,5	6,0	4,3	4,0	1,9	1,1	5,6	1,7	drijvend
Kikkerbeet			0,1									
Klein kroos					0,1					0,1	0,1	
Krabbenscheer	CO2-HCO3-	19,7	1,6	3,0	3,7	17,5	2,5	1,3	0,1	3,0	16,7	
Puntkroos	CO2-HCO3-			0,1	0,1	0,1					0,1	
Witte waterlelie		6,7	1,5	1,6	3,0	2,6	5,7	7,0	2,1	15,0	2,0	
Grote egelskop		0,6	1,6	0,1	0,1	0,9	0,4	0,1	0,1	0,1	0,1	emers
Kleine egelskop	Obligaat CO2	6,8	13,3	1,0	10,7	0,1						
Mattenbies		0,1	1,0	0,1	2,0	1,5	0,6	0,1	0,1	0,1	0,1	
Pijlkruid		7,0	0,6		0,1							
Slanke waterkers										0,1	0,1	
Veenwortel							0,1			0,1	0,1	
Aarvederkruid	CO2-HCO3-	1,6	0,4	1,1	0,1	0,1	28,0	10,0	2,0		0,1	submers
Brede waterpest	CO2-HCO3-	0,1	2,6	36,0	0,4	2,0	5,1	10,0		4,0	4,0	
Breekbaar kransblad										0,1		
Buigzaam glanswier		0,1	0,1	15,0	12,7	13,4	1,1	0,1	12,6	15,0	25,1	
Drijvend fonteinkruid	Obligaat CO2		0,1									
Gebogen kransblad		0,1	22,5	18,8	51,3	6,0					0,1	
Gewoon bronmos		28,4	4,1	18,8	15,5	8,6	29,3	2,6	5,0	5,1	0,1	
Gewoon puntmos					0,1					0,1		
Glanzig fonteinkruid	CO2-HCO3-		0,1			0,1						
Grof hoornblad	CO2-HCO3-								0,1			
Groot nimfkruid	CO2-HCO3-	100,0	3,0									
Klein blaasjeskruid	Obligaat CO2										0,1	
Plat fonteinkruid				0,1								
Puntig fonteinkruid		0,1		0,1	0,1							
Smalle waterpest	CO2-HCO3-	0,1				35,1	2,0	7,7		2,0	80,0	
Sterkranswier					0,1	9,6						
Stijve wateranonkel	CO2-HCO3-		0,1	1,1		1,3						
Stomp fonteinkruid	CO2-HCO3-	1,0	27,5		0,1							
Teer kransblad		5,1		46,8	26,0	0,6	0,1			0,1	0,1	
Tenger fonteinkruid	CO2-HCO3-							0,1				
Waterviolier	Obligaat CO2				0,1							

EAG 2 plassengebied

EAG 2 bestaat vooral uit het Groote Meer en staat bekend als een gebied met veel kranswieren. Dit blijkt ook uit de analyse (afbeelding 3.7). In EAG 2 is over het algemeen geen sprake van een achteruitgang: de aanwezigheid van de meeste waterplanten is vrij constant over de jaren. Enkele submerse kernsoorten waren tot en met 2018 zeer algemeen aanwezig in het Groote Meer (op > 50 % van de meetpunten), zoals gebogen en ruw kransblad en groot nimfkruid, maar zijn sinds 2019 op wat minder meetpunten (30 - 50 % van de meetpunten) waargenomen. Van gebogen kransblad is de bedekking ook achteruit gegaan (m.u.v. 2023, met juist een heel hoge bedekking), terwijl de bedekking bij ruw kransblad en groot nimfkruid min of meer constant is gebleven. Andere submerse soorten die regelmatig voorkomen, zoals schedefonteinkruid, tener fonteinkruid en sterkranswier, laten een dergelijke afname niet zien. Tener fonteinkruid en ruw kransblad zijn in bedekking zelfs wat toegenomen. De eutrofe soort aarvederkruid is vanaf 2017 duidelijk op minder locaties waargenomen en vanaf 2019 is de eutrofe soort grof hoornblad verdwenen. Verder valt op dat krabbenscheer sinds 2019 niet meer is waargenomen. De bedekking van krabbenscheer was voor 2019 echter ook al zeer laag (gemiddeld 0,1 %).

Afbeelding 3.6 Overzicht van de waargenomen drijvende, emerse en submerse macrofyten in het plassengebied van EAG 2, ingedeeld per jaar. De kleur toont het percentage van de meetpunten waarin de soort is waargenomen. Onder het jaartal is weergegeven hoeveel meetpunten het betreft

3100-EAG-2	Koolstofgebruik	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	
n =		25	11	28	28	29	30	30	30	30	30	
Gele plomp	Obligaat CO2	0,0	9,1	3,6	3,6	3,4	3,3	3,3	3,3	3,3	3,3	drijvend
Klein kroos		4,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Witte waterlelie		8,0	9,1	7,1	3,6	3,4	3,3	6,7	3,3	3,3	3,3	
Krabbenscheer	CO2-HCO3-	8,0	18,2	0,0	0,0	6,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Grote egelskop		12,0	0,0	3,6	0,0	3,4	6,7	3,3	6,7	6,7	13,3	emers
Mattenbies		8,0	0,0	3,6	7,1	6,9	13,3	10,0	3,3	6,7	3,3	
Brede waterpest	CO2-HCO3-	0,0	0,0	0,0	3,6	3,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	submers
Breekbaar kransblad		4,0	9,1	0,0	7,1	3,4	0,0	3,3	3,3	0,0	6,7	
Gebogen kransblad		40,0	54,5	53,6	60,7	58,6	30,0	16,7	43,3	30,0	43,3	
Gewoon kransblad		0,0	0,0	0,0	3,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Grof hoornblad	CO2-HCO3-	4,0	9,1	3,6	7,1	6,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Ruw kransblad		52,0	36,4	60,7	57,1	44,8	46,7	46,7	50,0	50,0	50,0	
Smalle waterpest	CO2-HCO3-	0,0	0,0	0,0	0,0	3,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Teer kransblad		20,0	9,1	3,6	10,7	20,7	6,7	20,0	10,0	6,7	13,3	
Aarvederkruid	CO2-HCO3-	60,0	63,6	57,1	28,6	10,3	0,0	6,7	6,7	13,3	26,7	
Gekroesd fonteinkruid	CO2-HCO3-	0,0	0,0	3,6	0,0	0,0	3,3	0,0	0,0	0,0	0,0	
Gewoon bronmos		0,0	0,0	0,0	0,0	3,4	3,3	3,3	6,7	3,3	0,0	
Glanzig fonteinkruid	CO2-HCO3-	0,0	0,0	0,0	3,6	3,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Groot nimfkruid	CO2-HCO3-	64,0	63,6	32,1	50,0	82,8	33,3	40,0	50,0	16,7	43,3	
Haarfonteinkruid		0,0	0,0	0,0	0,0	6,9	0,0	10,0	3,3	0,0	0,0	
Klein glanswier		4,0	0,0	3,6	7,1	3,4	3,3	3,3	10,0	10,0	20,0	
Puntig fonteinkruid		0,0	18,2	0,0	3,6	20,7	10,0	20,0	13,3	3,3	3,3	
Schedefonteinkruid	CO2-HCO3-	24,0	81,8	14,3	32,1	24,1	13,3	33,3	40,0	20,0	16,7	
Spits fonteinkruid	Obligaat CO2	0,0	0,0	0,0	0,0	6,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Sterkranswier		24,0	18,2	21,4	35,7	31,0	26,7	20,0	26,7	23,3	23,3	
Stijve watterranonkel	CO2-HCO3-	0,0	0,0	0,0	0,0	3,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Stomp fonteinkruid	CO2-HCO3-	0,0	0,0	3,6	7,1	0,0	0,0	3,3	0,0	0,0	0,0	
Tener fonteinkruid	CO2-HCO3-	32,0	27,3	35,7	35,7	41,4	26,7	50,0	50,0	20,0	46,7	
Zannichellia	CO2-HCO3-	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	10,0	

Abbeelding 3.7 Overzicht van de waargenomen drijvende, emerse en submerse macrofyten in het plasseengebied van EAG 2, ingedeeld per jaar. De kleur en het getal toont het gemiddelde bedekkingspercentage over de meetpunten. Onder het jaartal is weergegeven hoeveel meetpunten het betreft

3100-EAG-2	Koolstofgebruik	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	
n =		25	11	28	28	29	30	30	30	30	30	
Gele plomp	Obligaat CO2	12,0	28,0	43,3	13,7	27,7	33,4	44,0	24,3	50,0	47,3	drijvend
Klein kroos		0,1										
Krabbenscheer	CO2-HCO3-	0,1	0,1			0,1						
Witte waterlelie		12,0	0,1	7,6	20,0	30,0	50,0	6,0	10,0	60,0	30,0	
Grote egelskop		0,7		0,1		0,1	2,1	0,1	3,6	0,6	0,3	emers
Mattenbies		0,6		0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	
Aarvederkruid	CO2-HCO3-	6,0	4,5	23,4	3,1	0,1		0,1	3,5	0,3	7,2	submers
Brede waterpest	CO2-HCO3-				0,1	0,1						
Breekbaar kransblad		10,0	3,0		1,6	0,1		2,0	0,1		0,6	
Gebogen kransblad		9,3	3,6	10,2	8,7	15,3	7,1	3,3	3,6	4,6	22,8	
Gekroesd fonteinkruid	CO2-HCO3-			0,1			0,1					
Gewoon bronmos						0,1	1,0	0,1	0,1	0,1		
Gewoon kransblad					0,1							
Glanzig fonteinkruid	CO2-HCO3-				0,1	5,0						
Grof hoornblad	CO2-HCO3-	3,0	0,1	0,1	0,1	5,5						
Groot nimfkruid	CO2-HCO3-	5,0	9,2	2,1	12,7	18,3	16,3	14,6	14,1	3,4	8,0	
Haarfonteinkruid						2,6		0,7	1,0			
Klein glanswier		0,1		0,1	1,1	0,1	0,1	0,1	2,7	1,7	6,3	
Puntig fonteinkruid			1,5		0,1	0,3	4,0	4,1	3,5	1,0	0,1	
Ruw kransblad		51,3	65,8	58,7	43,3	55,3	46,9	54,6	52,0	61,0	71,5	
Schedefonteinkruid	CO2-HCO3-	0,4	5,1	0,8	3,2	24,5	16,5	6,5	4,0	1,7	12,2	
Smalle waterpest	CO2-HCO3-					10,0						
Spits fonteinkruid	Obligaat CO2					0,1						
Sterkranswier		41,5	58,0	37,4	17,2	37,3	51,9	41,4	49,4	63,0	46,1	
Stijve waterranonkel	CO2-HCO3-					0,1						
Stomp fonteinkruid	CO2-HCO3-			0,1	0,1			0,1				
Teer kransblad		1,0	4,0	0,1	0,7	0,9	4,0	4,8	1,4	0,6	19,5	
Tenger fonteinkruid	CO2-HCO3-	0,2	0,7	0,9	2,7	6,1	5,5	18,6	32,3	44,2	24,3	
Zannichellia											3,7	

EAG 3 plasseengebied

Het plasseengebied van EAG 3, dat grotendeels bestaat uit het Naardermeer, staat net als EAG 2 bekend als water met veel kranswieren. Hier is in tegenstelling tot EAG 2 te zien dat verscheidene soorten submerse waterplanten vanaf 2019 minder algemeen zijn geworden of zelfs zijn verdwenen (afbeelding 3.9). Dit betreft onder andere gebogen en teer kransblad en sterkranswier. De bedekking gaat niet altijd achteruit, maar de soorten komen wel duidelijk op minder plekken voor vanaf 2019. Daarnaast valt het op dat ook eutroferende soorten, zoals brede en smalle waterpest, aarvederkruid, stijve waterranonkel en grof hoornblad, vanaf 2019 sterk afnemen of verdwijnen. Deze soorten hadden echter al een laag bedekkingspercentage in EAG 3. Het is echter niet zo dat de gehele waterplantenvegetatie verdwenen is; verschillende soorten zijn nog altijd op een aanzienlijk deel van de meetpunten waargenomen, of breiden zich zelfs uit (zoals ruw kransblad, groot nimfkruid, klein glanswier, schedefonteinkruid en tenger fonteinkruid). Met name ruw kransblad valt op: in 30 tot 40 % van de meetpunten was deze soort de laatste twee jaar aanwezig met een zeer hoge bedekking.

Afbeelding 3.8 Overzicht van de waargenomen drijvende, emerse en submerse macrofyten in het plasseengebied van EAG 3, ingedeeld per jaar. De kleur toont het percentage van de meetpunten waarin de soort is waargenomen. Onder het jaartal is weergegeven hoeveel meetpunten het betreft

3100-EAG-3	Koolstofgebruik	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	
n =		16	8	23	23	23	23	23	23	23	23	
Gele plomp	Obligaat CO2	0,0	0,0	8,7	8,7	8,7	13,0	13,0	13,0	13,0	13,0	drijvend
Noordelijke waterlelie		0,0	0,0	0,0	0,0	4,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Puntkroos	CO2-HCO3-	6,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Witte waterlelie		18,8	0,0	17,4	21,7	17,4	17,4	21,7	17,4	17,4	17,4	
Krabbenscheer	CO2-HCO3-	0,0	0,0	0,0	0,0	8,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Grote egelskop		6,3	12,5	8,7	13,0	13,0	13,0	0,0	0,0	4,3	8,7	emers
Mattenbies		12,5	12,5	13,0	13,0	21,7	17,4	13,0	13,0	13,0	13,0	
Brede waterpest	CO2-HCO3-	0,0	0,0	8,7	8,7	21,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	submers
Gebogen kransblad		87,5	100,0	73,9	60,9	65,2	34,8	30,4	26,1	21,7	26,1	
Grof hoornblad	CO2-HCO3-	0,0	0,0	4,3	4,3	13,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Ruw kransblad		25,0	37,5	30,4	26,1	26,1	43,5	34,8	30,4	34,8	39,1	
Smalle waterpest	CO2-HCO3-	6,3	0,0	0,0	13,0	17,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Teer kransblad		25,0	25,0	4,3	13,0	0,0	4,3	13,0	4,3	0,0	0,0	
Aarvederkuid	CO2-HCO3-	100,0	50,0	34,8	21,7	26,1	0,0	4,3	0,0	0,0	4,3	
Buigzaam glanswier		0,0	0,0	4,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Doorgroeid fonteinkruid	CO2-HCO3-	0,0	0,0	4,3	0,0	0,0	4,3	0,0	4,3	0,0	0,0	
Gekroesd fonteinkruid	CO2-HCO3-	6,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Gewoon bronmos		12,5	12,5	34,8	13,0	21,7	8,7	4,3	17,4	8,7	0,0	
Glanzig fonteinkruid	CO2-HCO3-	0,0	0,0	4,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Groot nimfkruid	CO2-HCO3-	93,8	12,5	4,3	17,4	39,1	13,0	4,3	47,8	4,3	39,1	
Haarfonteinkruid		0,0	0,0	0,0	0,0	26,1	0,0	0,0	0,0	4,3	0,0	
Klein glanswier		6,3	0,0	8,7	0,0	4,3	0,0	4,3	13,0	8,7	17,4	
Puntig fonteinkruid		0,0	12,5	8,7	17,4	39,1	17,4	17,4	17,4	4,3	0,0	
Schedefonteinkruid	CO2-HCO3-	18,8	37,5	13,0	82,6	34,8	26,1	30,4	43,5	21,7	39,1	
Sterkranswier		50,0	37,5	39,1	39,1	13,0	13,0	8,7	8,7	8,7	4,3	
Stijve watterranonkel	CO2-HCO3-	25,0	0,0	0,0	8,7	8,7	4,3	0,0	0,0	0,0	0,0	
Stomp fonteinkruid	CO2-HCO3-	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	4,3	0,0	0,0	0,0	
Tenger fonteinkruid	CO2-HCO3-	62,5	37,5	34,8	52,2	69,6	17,4	69,6	73,9	21,7	52,2	
Zannichellia	CO2-HCO3-	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	4,3	

Afbeelding 3.9 Overzicht van de waargenomen drijvende, emerse en submerse macrofyten in het plasseengebied van EAG 3, ingedeeld per jaar. De kleur en het getal toont het gemiddelde bedekkingspercentage over de meetpunten. Onder het jaartal is weergegeven hoeveel meetpunten het betreft

3100-EAG-3	Koolstofgebruik	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	
n =		16	8	23	23	23	23	23	23	23	23	
Gele plomp	Obligaat CO2	25,0		19,0	11,7	26,7	12,9	16,0	20,6	14,5	20,9	drijvend
Krabbenscheer	CO2-HCO3-					0,1						
Noordelijke waterlelie						0,1						
Puntkroos	CO2-HCO3-	0,1										
Witte waterlelie		15,0		15,8	18,2	26,3	28,8	19,8	28,3	27,3	24,3	
Grote egelskop		0,1	1,0	0,1	0,1	0,1	0,1			0,1	0,1	emers
Mattenbies		0,1	1,0	0,7	0,1	0,3	0,3	0,4	0,4	0,4	0,1	
Aarvederkuid	CO2-HCO3-	32,4	6,5	2,6	1,3	0,4		0,1			1,0	submers
Brede waterpest	CO2-HCO3-			2,0	0,6	3,1						
Buigzaam glanswier				0,1								
Doorgroeid fonteinkruid	CO2-HCO3-			0,1			1,0		1,0			
Gebogen kransblad		13,1	10,1	31,0	14,2	14,6	16,9	3,1	6,5	2,4	11,2	
Gekroesd fonteinkruid	CO2-HCO3-	0,1										
Gewoon bronmos		12,6	2,0	1,7	11,7	3,1	0,1	0,1	0,3	0,6		
Glanzig fonteinkruid	CO2-HCO3-			0,1								
Grof hoornblad	CO2-HCO3-			2,0	0,1	0,1						
Groot nimfkruid	CO2-HCO3-	5,6	0,1	0,1	5,8	3,8	0,7	4,0	10,5	0,1	30,3	
Haarfonteinkruid						3,7				0,1		
Klein glanswier		1,0		3,1		1,0		0,1	0,1	5,1	3,0	
Puntig fonteinkruid			0,1	0,1	0,6	0,5	2,3	0,3	1,6	0,1		
Ruw kransblad		77,0	45,0	69,3	26,7	54,2	46,4	32,9	45,3	73,6	86,6	
Schedefonteinkruid	CO2-HCO3-	0,1	11,7	0,4	10,3	12,3	10,4	0,9	14,0	1,1	15,4	
Smalle waterpest	CO2-HCO3-	0,1			0,1	3,8						
Sterkranswier		15,7	33,0	23,1	1,6	0,4	1,3	1,5	10,0	10,1	0,1	
Stijve watterranonkel	CO2-HCO3-	0,3			0,1	0,1						
Stomp fonteinkruid	CO2-HCO3-							0,1				
Teer kransblad		3,6	1,1	70,0	1,1		0,1	11,0	0,1			
Tenger fonteinkruid	CO2-HCO3-	0,6	0,1	2,3	0,7	10,4	15,5	16,0	49,4	3,6	34,5	
Zannichellia											0,1	

EAG 4 plassengebied

In het plassengebied van EAG 4 (het meer Veertigmorgen) lijkt de achteruitgang sterker te zijn dan in de meren van de andere EAG's (afbeelding 3.11). Tussen 2019 en 2020 neemt het aantal soorten sterk af en vanaf 2021 zijn er nog maar enkele soorten over op maar een paar locaties. De enige soorten die overblijven zijn gele plomp, witte waterlelie, smalle waterpest, buigzaam glanswier en gewoon bronmos. Gewoon bronmos neemt qua bedekking flink toe in 2020, terwijl veel andere soorten dan verdwijnen, maar daarna neemt de soort weer in bedekking af. De laatste drie jaar vertoont buigzaam glanswier juist een opmars. Er zijn veel kranswieren en fonteinkruiden verdwenen, maar ook eutroferen soorten (zoals grof hoornblad) zijn verdwenen. Overigens is het opvallend dat in 2018 en 2019 de soortenrijkdom van de submerse planten het grootste was van de hier beschouwde periode 2014 - 2023. Ten slotte lijkt het erop de kranswierbedekking afgelopen jaar (2025; nog geen data beschikbaar) weer is toegenomen (mondelijke mededeling van Emile Nat).

Afbeelding 3.10 Overzicht van de waargenomen drijvende, emerse en submerse macrofyten in het plassengebied van EAG 4, ingedeeld per jaar. De kleur toont het percentage van de meetpunten waarin de soort is waargenomen. Onder het jaartal is weergegeven hoeveel meetpunten het betreft

3100-EAG-4	Koolstofgebruik	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023
n =		9	5	13	13	15	15	15	15	15	15
Gele plomp	Obligaat CO2	0,0	80,0	46,2	46,2	66,7	60,0	73,3	73,3	46,7	66,7
Kikkerbeet		11,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Klein kroos		33,3	0,0	0,0	7,7	0,0	6,7	0,0	0,0	0,0	0,0
Knopkroos		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	6,7	0,0	0,0	0,0
Noordelijke waterlelie		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	6,7	0,0	0,0	0,0
Puntkroos	CO2-HCO3-	55,6	80,0	61,5	61,5	73,3	53,3	26,7	0,0	0,0	0,0
Witte waterlelie		88,9	80,0	76,9	84,6	73,3	66,7	80,0	73,3	73,3	60,0
Krabbenscheer	CO2-HCO3-	22,2	20,0	15,4	46,2	40,0	20,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Grote egelskop		22,2	0,0	23,1	15,4	26,7	20,0	33,3	33,3	33,3	20,0
Kleine egelskop	Obligaat CO2	0,0	0,0	0,0	7,7	20,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Mattenbies		0,0	20,0	7,7	7,7	13,3	6,7	6,7	0,0	0,0	6,7
Pijlkruid		11,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Slanke waterkers		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	6,7	0,0	0,0	0,0	0,0
Veenwortel		0,0	0,0	0,0	7,7	0,0	6,7	6,7	0,0	0,0	0,0
Breekbaar kransblad		11,1	0,0	0,0	0,0	0,0	20,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Gebogen kransblad		11,1	0,0	0,0	0,0	33,3	13,3	6,7	0,0	0,0	0,0
Gewoon kransblad		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	6,7	0,0	0,0	0,0	0,0
Grof hoornblad	CO2-HCO3-	0,0	20,0	7,7	30,8	40,0	26,7	6,7	0,0	0,0	0,0
Ruw kransblad		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	13,3	0,0	0,0	6,7	0,0
Smalle waterpest	CO2-HCO3-	77,8	80,0	61,5	84,6	73,3	53,3	46,7	20,0	6,7	20,0
Teer kransblad		0,0	20,0	0,0	30,8	6,7	20,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Aarvederkruid	CO2-HCO3-	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	6,7	6,7
Buigzaam glanswier		22,2	20,0	30,8	38,5	40,0	0,0	0,0	20,0	13,3	40,0
Gewoon bronmos		88,9	100,0	100,0	76,9	86,7	86,7	73,3	80,0	80,0	60,0
Glanzig fonteinkruid	CO2-HCO3-	11,1	0,0	15,4	0,0	26,7	13,3	6,7	0,0	0,0	0,0
Groot nimfkruid	CO2-HCO3-	0,0	0,0	15,4	7,7	6,7	6,7	0,0	0,0	0,0	0,0
Puntdragend glanswier		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	6,7	0,0	0,0	0,0	0,0
Puntig fonteinkruid		11,1	0,0	7,7	0,0	26,7	13,3	0,0	0,0	0,0	0,0
Schedefonteinkruid	CO2-HCO3-	11,1	0,0	0,0	38,5	20,0	33,3	13,3	0,0	0,0	13,3
Sterkranswier		77,8	80,0	46,2	46,2	33,3	33,3	33,3	0,0	0,0	6,7
Stijve waterranonkel	CO2-HCO3-	0,0	0,0	0,0	23,1	6,7	26,7	0,0	0,0	0,0	0,0
Stomp fonteinkruid	CO2-HCO3-	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	6,7	0,0	0,0	0,0	0,0
Tenger fonteinkruid	CO2-HCO3-	0,0	60,0	15,4	30,8	13,3	20,0	0,0	0,0	0,0	13,3

Abbeelding 3.11 Overzicht van de waargenomen drijvende, emerse en submerse macrofyten in het plassengebied van EAG 4, ingedeeld per jaar. De kleur en het getal toont het gemiddelde bedekkingspercentage over de meetpunten. Onder het jaartal is weergegeven hoeveel meetpunten het betreft

3100-EAG-4	Koolstofgebruik	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023
n =		9	5	13	13	15	15	15	15	15	15
Gele plomp	Obligaat CO2	6,1	7,9	9,4	2,4	7,3	19,6	4,5	7,7	11,0	8,2
Kikkerbeet		0,1									
Klein kroos		0,1			0,1		0,1				
Knopkroos								5,0			
Krabbenscheer	CO2-HCO3-	0,1	0,1	0,1	1,2	4,3	1,1				
Noordelijke waterlelie								1,0			
Puntkroos	CO2-HCO3-	4,1	0,1	12,4	12,0	9,0	2,0	5,8			
Witte waterlelie		5,5	8,5	19,6	14,7	17,4	18,0	16,5	16,5	19,9	18,3
Grote egelskop		0,1		0,4	0,6	0,3	0,4	0,1	0,5	0,1	0,1
Kleine egelskop	Obligaat CO2				0,1	0,1					
Mattenbies			0,1	0,1	0,1	1,1	0,1	0,1			0,1
Pijlkruid		0,1									
Slanke waterkers							0,1				
Veenwortel					0,1		0,1	0,1			
Aarvederkruid	CO2-HCO3-									0,1	0,1
Breekbaar kransblad		0,1					1,0				
Buigzaam glanswier		0,1	0,1	0,1	0,1	1,8			2,7	7,5	17,4
Gebogen kransblad		0,1				2,0	3,0	0,1			
Gewoon bronmos		45,5	61,8	12,9	11,1	19,2	36,2	55,5	45,8	37,1	31,3
Gewoon kransblad							2,0				
Gewoon puntmos					2,0						
Glanzig fonteinkruid	CO2-HCO3-	0,1		0,1		0,6	0,6	1,0			
Grof hoornblad	CO2-HCO3-		0,1	0,1	2,5	11,1	0,3	0,1			
Groot nimfkruid	CO2-HCO3-			20,1	20,0	0,1	5,0				
Puntdragend glanswier							1,0				
Puntig fonteinkruid		0,1		0,1		0,8	0,1				
Ruw kransblad							3,5			3,0	
Schedefonteinkruid	CO2-HCO3-	0,1			1,3	2,0	2,8	0,1			0,6
Smalle waterpest	CO2-HCO3-	1,3	32,5	0,8	10,7	3,7	1,8	0,6	13,4	0,1	10,3
Sterkranswier		37,9	5,5	50,2	34,2	24,0	54,2	25,0			0,1
Stijve waterranonkel	CO2-HCO3-				0,1	0,1	1,3				
Stomp fonteinkruid	CO2-HCO3-						0,1				
Teer kransblad			1,0		2,3	0,1	1,1				
Tenger fonteinkruid	CO2-HCO3-		0,1	0,1	0,3	0,1	2,3				0,1

EAG 5 plassengebied

In het plassengebied van EAG 5 (Bovenste Blik) is geen duidelijk trend te zien in drijvende en emerse vegetatie, terwijl de aanwezigheid van submerse soorten een heel ander patroon vertoont dan in de andere meren (afbeelding 3.12). Wat betreft submerse vegetatie lijkt er sprake te zijn van herstel van enkele soorten kranswieren vanaf 2019 (ruw kransblad) en 2022 (teer kransblad, gebogen kransblad en breekbaar kransblad). Interessant is de 'afwisseling' van soorten; zo is ruw kransblad in 2019 - 2021 vrij algemeen aanwezig, en lijkt dit in 2022 'om te slaan' naar teer kransblad. Ook de eutrofe soort schedefonteinkruid is in de periode 2019 - 2021 op veel locaties aanwezig en neemt daarna sterk af in aantal locaties en bedekking. In het plassengebied van EAG 5 is in 2020 - 2021 gebaggerd. Dit komt goed overeen met het verdwijnen van eutrofe soorten en het herstel van kranswieren in de jaren daarna.

Afbeelding 3.12 Overzicht van de waargenomen drijvende, emerse en submerse macrofyten, in het plassengebied van EAG 5 ingedeeld per jaar. De kleur toont het percentage van de meetpunten waarin de soort is waargenomen. Onder het jaartal is weergegeven hoeveel meetpunten het betreft

3100-EAG-5	Koolstofgebruik	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	
n =		13	7	17	17	18	18	18	18	18	18	
Gele plomp	Obligaat CO2	0,0	14,3	0,0	5,9	11,1	5,6	0,0	11,1	0,0	0,0	drijvend
Klein kroos		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	5,6	0,0	0,0	
Noordelijke waterlelie		0,0	0,0	0,0	5,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Witte waterlelie		7,7	0,0	11,8	11,8	11,1	16,7	11,1	16,7	11,1	5,6	
Grote egelskop		15,4	14,3	17,6	17,6	22,2	27,8	27,8	22,2	22,2	16,7	emers
Breekbaar kransblad		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	22,2	11,1	submers
Darmwier		7,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Gebogen kransblad		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	16,7	0,0	0,0	55,6	
Gewoon kransblad		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	11,1	0,0	0,0	0,0	0,0	
Grof hoornblad	CO2-HCO3-	15,4	71,4	5,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Ruw kransblad		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	38,9	11,1	38,9	0,0	0,0	
Smalle waterpest	CO2-HCO3-	92,3	100,0	11,8	5,9	11,1	11,1	0,0	0,0	0,0	0,0	
Teer kransblad		46,2	71,4	23,5	5,9	33,3	0,0	38,9	0,0	72,2	72,2	
Groot nimfkruid	CO2-HCO3-	30,8	100,0	5,9	0,0	27,8	22,2	5,6	5,6	5,6	11,1	
Haarfonteinkruid		0,0	14,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Puntig fonteinkruid		0,0	14,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Schedefonteinkruid	CO2-HCO3-	30,8	85,7	5,9	11,8	27,8	77,8	77,8	88,9	0,0	11,1	
Stomp fonteinkruid	CO2-HCO3-	7,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	5,6	0,0	0,0	0,0	
Tenger fonteinkruid	CO2-HCO3-	0,0	71,4	0,0	5,9	16,7	16,7	22,2	33,3	5,6	61,1	

Afbeelding 3.13 Overzicht van de waargenomen drijvende, emerse en submerse macrofyten in het plassengebied van EAG 5, ingedeeld per jaar. De kleur en het getal toont het gemiddelde bedekkingspercentage over de meetpunten. Onder het jaartal is weergegeven hoeveel meetpunten het betreft

3100-EAG-5	Koolstofgebruik	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	
n =		13	7	17	17	18	18	18	18	18	18	
Gele plomp	Obligaat CO2	1,1	0,1		0,1	1,7	0,1		2,2			drijvend
Klein kroos					0,1				0,1			
Noordelijke waterlelie					0,1							
Witte waterlelie		2,0		2,0	0,1	2,1	2,3	1,6	2,0	1,1	3,0	
Grote egelskop		0,1	3,0	0,1	0,1	0,1	0,3	0,3	0,1	0,1	0,1	emers
Breekbaar kransblad										4,5	1,5	submers
Gebogen kransblad								3,4			24,2	
Gewoon kransblad							0,1					
Grof hoornblad	CO2-HCO3-	2,1	3,4	0,1								
Groot nimfkruid	CO2-HCO3-	10,3	18,2	1,0		1,5	3,3	0,1	0,1	1,0	0,1	
Haarfonteinkruid			0,1									
Puntig fonteinkruid			0,1									
Ruw kransblad							71,6	50,1	73,6			
Schedefonteinkruid	CO2-HCO3-	0,6	25,4	0,1	0,1	0,1	6,2	21,9	35,4		0,6	
Smalle waterpest	CO2-HCO3-	13,4	7,6	0,1	0,1	0,1	3,0					
Stomp fonteinkruid	CO2-HCO3-	0,1						0,1				
Teer kransblad		76,7	14,0	2,8	0,1	0,1		35,8		42,1	57,3	
Tenger fonteinkruid	CO2-HCO3-		0,7		0,1	0,1	1,4	0,8	4,4	0,1	8,2	

EAG 5 lijnvormige wateren

In de lijnvormige wateren van EAG 5 zijn vanaf het begin van de metingen op veel locaties verschillende kroossoorten waargenomen (afbeelding 3.14), echter in lage bedekkingen (afbeelding 3.15). Deze beginnen vanaf 2020 te verdwijnen. Mogelijk is dit veroorzaakt door het baggeren in deze EAG in 2020. Verder is kikkerbeet vanaf 2020 verdwenen. Krabbenscheer is vanaf 2021 verdwenen, terwijl het in de jaren daarvoor op veel locaties aanwezig was. Krabbenscheer deed het echter ook in eerdere jaren niet heel goed in deze EAG (persoonlijke communicatie Natuurmonumenten). De bedekking fluctueerde sterk (2 - 27 %). Het aantal emerse soorten was in 2017 vrij hoog (al waren de bedekkingen laag) en is daarna afgenomen. Grote egelskop is pas in 2023 afgenomen. Qua submerse soorten wisselt de aanwezigheid van soorten sterk per jaar, maar de bedekkingen zijn sinds 2014 altijd laag geweest (met uitzondering van smalle waterpest en spits fonteinkruid). In de meeste jaren is er wel een aantal locaties met fonteinkruiden, echter vanaf 2020 zijn de fonteinkruiden zo goed als verdwenen.

Afbeelding 3.14 Overzicht van de waargenomen drijvende, emerse en submerse macrofyten, in de lijnvormige wateren van EAG 5 ingedeeld per jaar. De kleur toont het percentage van de meetpunten waarin de soort is waargenomen. Onder het jaartal is weergegeven hoeveel meetpunten het betreft

3100-EAG-5	Koolstofgebruik	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	
n =		2	1	5	5	5	5	5	5	5	5	
Bultkroos		0,0	100,0	0,0	40,0	20,0	0,0	0,0	20,0	0,0	0,0	drijvend
Dwergkroos		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	20,0	0,0	0,0	0,0	20,0	
Gele plomp	Obligaat CO2	50,0	0,0	20,0	20,0	0,0	20,0	20,0	0,0	0,0	0,0	
Kikkerbeet		100,0	100,0	80,0	80,0	80,0	40,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Klein kroos		50,0	100,0	60,0	40,0	40,0	60,0	60,0	40,0	20,0	0,0	
Knopkroos		0,0	0,0	20,0	0,0	0,0	20,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Krabbenscheer	CO2-HCO3-	50,0	100,0	60,0	40,0	40,0	40,0	20,0	0,0	0,0	0,0	
Puntkroos	CO2-HCO3-	50,0	0,0	60,0	40,0	0,0	20,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Veelwortelig kroos		50,0	100,0	40,0	40,0	40,0	60,0	60,0	60,0	20,0	20,0	
Witte waterlelie		0,0	0,0	40,0	60,0	40,0	40,0	20,0	20,0	0,0	20,0	
Wortelloos kroos		0,0	0,0	0,0	0,0	20,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Grote egelskop		100,0	100,0	80,0	100,0	100,0	60,0	100,0	60,0	100,0	20,0	
Holpijp		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	20,0	
Kleine egelskop	Obligaat CO2	0,0	0,0	0,0	20,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Pijlkruid		50,0	0,0	60,0	40,0	20,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Slanke waterkers		50,0	0,0	0,0	20,0	60,0	60,0	60,0	20,0	20,0	0,0	
Veenwortel		0,0	0,0	40,0	40,0	40,0	20,0	40,0	40,0	40,0	40,0	
Glanswier		0,0	0,0	0,0	20,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	submers
Grof hoornblad	CO2-HCO3-	0,0	0,0	20,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Groot blaasjeskruid		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	20,0	0,0	
Haarfonteinkruid		0,0	0,0	0,0	20,0	0,0	40,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Schedefonteinkruid	CO2-HCO3-	0,0	0,0	0,0	0,0	20,0	20,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Smalle waterpest	CO2-HCO3-	50,0	0,0	80,0	40,0	80,0	60,0	40,0	40,0	0,0	0,0	
Spits fonteinkruid	Obligaat CO2	0,0	0,0	20,0	20,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Stijve waterranonkel	CO2-HCO3-	0,0	0,0	20,0	20,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Tenger fonteinkruid	CO2-HCO3-	0,0	0,0	0,0	20,0	0,0	20,0	40,0	20,0	0,0	0,0	
Waterveenmos		0,0	0,0	0,0	0,0	20,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	

Afbeelding 3.15 Overzicht van de waargenomen drijvende, emerse en submerse macrofyten in de lijnvormige wateren van EAG 5, ingedeeld per jaar. De kleur en het getal toont het gemiddelde bedekkingspercentage over de meetpunten. Onder het jaartal is weergegeven hoeveel meetpunten het betreft

3100-EAG-5	Koolstofgebruik	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023		
n =		2	1	5	5	5	5	5	5	5	5		
Bultkroos			5,0		0,1	3,0			0,1			drijvend	
Dwergkroos							0,1				0,1		
Gele plomp	Obligaat CO2	0,7		0,1	0,1		0,1	0,1					
Kikkerbeet		5,0	15,0	10,7	2,4	20,0	0,1						
Klein kroos		0,1	10,0	1,6	0,1	0,1	0,4	3,4	0,1				
Knopkroos				2,0			0,1						
Krabbenscheer	CO2-HCO3-	27,0	22,5	3,5	5,0	20,3	5,3	2,0					
Puntkroos	CO2-HCO3-			9,0	0,1		5,0						
Veelwortelig kroos		0,1	5,0	0,1	1,0	1,0	0,4	3,4	0,1	0,1	0,1		
Witte waterlelie				7,6	0,4	0,1	0,6	0,1	0,1		0,1		
Wortelloos kroos						1,0							
Grote egelskop		0,1	1,0	0,6	0,6	6,1	1,5	3,1	0,1	0,1	0,1		emers
Holpijp											0,1		
Kleine egelskop	Obligaat CO2				0,1								
Pijlkruid				0,1	0,1								
Slanke waterkers						0,1	0,1	0,1					
Veenwortel				0,1	0,1	0,1		0,1	0,1	0,1	20,0		
Gewoon puntmos								0,1			1,0	submers	
Grof hoornblad	CO2-HCO3-			0,1									
Groot blaasjeskruid										0,1			
Haarfonteinkruid					0,1		0,6						
Schedefonteinkruid	CO2-HCO3-						3,0						
Smalle waterpest	CO2-HCO3-			3,4	50,0	20,1	0,1	5,0	0,1				
Spits fonteinkruid	Obligaat CO2			15,0	0,1								
Tenger fonteinkruid	CO2-HCO3-						0,1	1,0	0,1				

Historische data

Bovenstaande analyse is uitgevoerd voor de periode 2014 - 2023. Om dit in het perspectief te kunnen plaatsen van de waterplantenontwikkelingen over een langere termijn, gebruiken we de karteringen die zijn uitgevoerd door Natuurmonumenten in de periode 1984 - 2011 (Bouman 2011).

Het rapport van Bouman (2011) bevat een vegetatiekaart voor het Groote Meer (betreffende de plassen van EAG 2 en EAG 3) voor de jaren 1984, 1992, 1996, 2001, 2005 en 2011. Wat sterk opvalt in de historische vegetatiekaarten is een flinke variabiliteit tussen de verschillende jaren én tussen de verschillende plassen. In het Kooimeer plus Groote Meer-zuid (ofwel Naardermeer, EAG 3) staat vaak óf minder vegetatie dan in het Groote Meer-centraal (EAG 2), óf duidelijk andere soorten. Hierbij moet wel de kanttekening geplaatst worden dat er veel ingrepen hebben plaatsgevonden qua beheer in deze periode (zie tabel 2.1). We bespreken de opvallendste verschillen per opnamejaar:

- volgens de inventarisatie van 1984 waren er in de twee plassen van EAG 3 uitgestrekte vegetaties van schedefonteinkruid. Het Groote Meer-centraal (EAG 2) was voor een groot deel bedekt met sterkranswieren en draadalgen;
- in 1992 waren aarvederkruid en kranswieren dominant in het Groote Meer-centraal (EAG 2), terwijl het Naardermeer (EAG 3) gedomineerd werd door groot nimfkruid;
- in 1996 was het groot nimfkruid weer vrijwel verdwenen uit het Naardermeer (EAG 3). Aarvederkruid, grof hoornblad en stijve watteranonkel kwamen voor, maar niet dominant. Het Groote Meer-centraal (EAG 2) werd gedomineerd door kranswieren (in een groot deel van het meer 50 - 100 % bedekking aan kranswieren) en, vooral langs de randen, groot nimfkruid;
- in 2001 waren alle meren zeer dicht begroeid, met in grote delen een vegetatiebedekking van 50 - 100 %. Het Naardermeer (EAG 3) vooral met groot nimfkruid en waterpest en het Groote Meer-centraal (EAG 2) vooral met sterkranswier, kransblad en langs de randen groot nimfkruid. In het zuidwestelijk deel stond veel waterpest en grof hoornblad;
- in 2005 was de vegetatiebedekking weer wat afgenomen en waren er in zowel het Naardermeer (EAG 3) als het Groote Meer-centraal (EAG 2) 'lege vlekken'. Vooral sterkranswier en kransblad zijn nog wel aanwezig in een groot deel van Groote Meer-centraal. Kransblad is nu ook de dominante soort in EAG 3 (vooral in het Kooimeer). Waterpest is niet meer zo dominant als in 2001, maar komt nog wel in de hele plas (Groote Meer-zuid) algemeen voor, net als grof hoornblad. Groot nimfkruid is nog wel aanwezig, maar met veel lagere bedekkingen dan in 2001;
- de vegetatiekaart van 2011 lijkt sterk op die van 2005, met circa een kwart van het wateroppervlak als 'lege vlek'. Het areaal sterkransblad in Groote Meer-centraal (EAG 2) is echter nog weer iets kleiner geworden. Wel komt er nu duidelijk meer sterkransblad voor in het Naardermeer (EAG 3) dan eerder (lokaal met hoge bedekking), en gebogen kransblad komt in de hele plas algemeen voor. Groot nimfkruid is weer wat teruggekomen ten opzichte van 2005, en is vooral aanwezig in het Groote Meer-noordoost en Kale Dijk (EAG 2) en in beide plassen van EAG 3.

In het Groote Meer-centraal (EAG 2) heeft de situatie uit 2005/2011 zich de laatste 10 jaar min of meer voortgezet: in circa een kwart van het meer komt sterkranswier voor met een bedekking van rond de 50 % en in circa de helft van het meer ruw kransblad met een bedekking >50 %. De aanwezigheid en dichtheid van groot nimfkruid varieert sinds 2014 sterk tussen jaren, net zoals dat in de eerdere periode het geval was.

In het Kooimeer plus Groote Meer-zuid (ofwel Naardermeer, EAG 3) was de vegetatiebedekking in 1984 - 2011 vaak al duidelijk anders dan in het Groote Meer-centraal (EAG 2). Ook de laatste 10 jaar was dat het geval. Sterkranswier is hier veel minder aanwezig, uitgezonderd een 'bloeiperiode' tussen 2011 en 2016/2017 met relatief veel sterkranswier. De afname van deze soort in 2017 - 2019 zou dus ook gezien kunnen worden als een 'terugkeer' naar de situatie zoals die was in 1984 - 2005. Een dominante soort in de laatste 10 jaar is ruw kransblad, met in 25 tot 40 procent van de plassen van EAG 3 een dichtheid van >50 %. Dat is opvallend: voor 2005 was ruw kransblad hier nauwelijks aanwezig. Net als in de 'historische periode' is de aanwezigheid van groot nimfkruid zeer wisselend van jaar tot jaar. Wel lijken de bedekkingen niet meer zo hoog te zijn 'als vroeger', met uitzondering van 2023 met juist weer een relatief hoge bedekking (gemiddeld 30 % in bijna de helft van de plassen).

De hierboven voor EAG 3 gesignaleerde achteruitgang rond het jaar 2019 van verschillende soorten kan in het licht van de oudere karteringen enigszins genuanceerd worden: in de periode 1994 - 2011 deden zich tussen vrijwel iedere kartering flinke verschuiven voor.

3.1.3 Samenvatting

In tabel 3.1 staat een samenvatting van de toestand van water- en oeverplanten in het Naardermeer van de laatste 10 jaar. In kleur is (indicatief) de ernst van de achteruitgang aangegeven. Groen staat voor geen achteruitgang of vooruitgang, oranje geeft aan dat er sprake is van enige afname, rood geeft aan dat er sprake is van grootschalige afname.

Tabel 3.1 Overzicht toestand water- en oeverplanten in de plassen en lijnvormige wateren van de vijf EAG's in het Naardermeer

EAG	1	2	3	4	5
plassen	afname na 2018, behalve voor eutrofe soorten. De bedekking was voor 2018 echter voor veel soorten ook al laag	geen sprake van (massale) achteruitgang; vanaf 2019 komen enkele submerse kernsoorten wat minder algemeen voor, ook een afname van wat eutrofe submerse soorten	vanaf 2019 relatief sterke afname van submerse kernsoorten, maar er komen wel degelijk nog verschillende soorten voor waarvan sommige zich uitbreiden. Daarnaast zijn in het verleden (1984-2011) ook fluctuaties in de soortensamenstelling waargenomen	afname vanaf 2020, waarbij veel soorten zijn verdwenen, vooral submers. Veel drijvende soorten verdwijnen vanaf 2021 en de bedekking van emerse soorten was al laag	geen duidelijke trend drijvende en emerse vegetatie. Bij submerse vegetatie is herstel te zien in enkele kranswieren en afname eutrofe soorten na het baggeren in 2020-2021
lijnvormig	afname na 2018 in alle groeivormen	-	-	-	afname vanaf 2020 in alle groeivormen; NB: vegetatie was hier sinds 2014 altijd al vrij summier met veel kroos

3.2 Toestand macrofauna (excl. rivierkreeften)

3.2.1 Methode

De meetgegevens over de macrofauna (aantallen per meting) zijn afkomstig van het Waterschap AGV (ze zijn verzameld voor de KRW-monitoring). Deze gegevens zijn verzameld op verschillende meetpunten, die voor de analyse zijn uitgesplitst naar de EAG's en jaren, waarbij ze zijn weergegeven per taxongroep (Nederlandse naam). In dit hoofdstuk wordt expliciet niet ingegaan op de rivierkreeften, alhoewel die officieel wel deel uitmaken van de macrofauna. Deze groep wordt vanwege hun potentieel grote belang separaat behandeld in paragraaf 3.3.

Er is per EAG per jaar gekeken naar:

- het aantal individuen per soortgroep;
- het aantal soorten;
- het aantal soortgroepen;
- het aantal dominant positieve en kenmerkende soorten volgens de KRW;
- een aantal uitgelichte soorten.

Om ervoor te zorgen dat het verschillende aantal metingen dat per jaar (en EAG) is uitgevoerd geen invloed heeft op de resultaten, is de aanwezigheid van macrofauna waar nodig gedeeld door het aantal meetmomenten waarop in dat jaar metingen zijn verricht ($n = \text{aantal meetmomenten per jaar}$). Deze normalisatie zorgt voor een eerlijke vergelijking tussen de verschillende jaren, ongeacht het aantal

meetmomenten. Het aantal meetmomenten is weergegeven in afbeelding 3.16 (plassen) en afbeelding 3.17 (lijnvormige wateren). Als deze correctie is toegepast dan is dat aangegeven bij de resultaten.

Zowel in de plassen als in de lijnvormige wateren is het aantal soorten in alle EAG's sterk afgenomen vanaf ongeveer 2000, zowel wat betreft het aantal individuen als wat betreft soortgroepen. Dit is vermoedelijk te verklaren door een waarnemerseffect. Tot het jaar 2000 werd macrofauna vrijwel geheel bemonsterd en geanalyseerd door dezelfde persoon. Vanaf 2000 is dit deels door een andere analist gedaan en na 2001 is de eerste analist gestopt. Om deze reden zijn de resultaten alleen getoond voor de periode na 2001. De gehele tijdreeks is in bijlage II getoond.

Afbeelding 3.16 Aantal momenten waarop macrofauna is bemonsterd per EAG per jaar in de plassen

Jaar	3100-EAG-1	3100-EAG-2	3100-EAG-3	3100-EAG-4	3100-EAG-5
1981	0	4	0	2	0
1984	4	4	0	0	0
1985	2	2	0	0	0
1986	4	4	0	0	0
1988	2	2	0	2	0
1989	2	2	0	2	0
1990	2	2	0	2	0
1991	2	2	0	2	0
1992	2	2	0	2	0
1993	2	3	0	2	0
1994	2	2	0	2	0
1995	2	2	0	2	0
1996	2	2	0	2	0
1997	0	0	0	2	0
1999	0	2	0	0	0
2000	0	2	0	0	0
2001	0	2	0	0	0
2002	0	2	0	0	0
2003	0	2	0	0	0
2004	2	2	0	2	0
2008	2	0	0	2	2
2009	2	2	0	2	2
2010	1	1	0	1	1
2011	2	2	0	2	2
2014	1	0	1	1	1
2018	1	2	2	2	2
2021	3	3	3	2	2

Afbeelding 3.17 Aantal momenten waarop macrofauna is bemonsterd per EAG per jaar in de lijnvormige wateren

Jaar	3100-EAG-1	3100-EAG-2	3100-EAG-4	3100-EAG-5
1981	2	0	2	0
1984	16	0	0	0
1985	7	0	0	0
1986	12	0	0	0
1987	4	0	0	0
1988	6	0	0	2
1989	6	0	0	2
1990	6	0	0	2
1991	6	0	0	2
1992	6	0	0	2
1993	6	0	1	2
1994	6	0	0	2
1995	6	0	0	2
1996	6	0	0	2
1997	0	0	0	2
1999	0	0	0	2
2000	0	0	0	2
2001	2	0	0	2
2002	2	0	0	2
2003	2	0	0	2
2004	6	0	0	2
2008	2	2	0	0
2009	0	2	0	0
2010	0	1	0	0
2011	2	2	0	0
2014	1	0	0	0
2018	1	0	0	0
2021	1	0	0	0

3.2.2 Resultaten

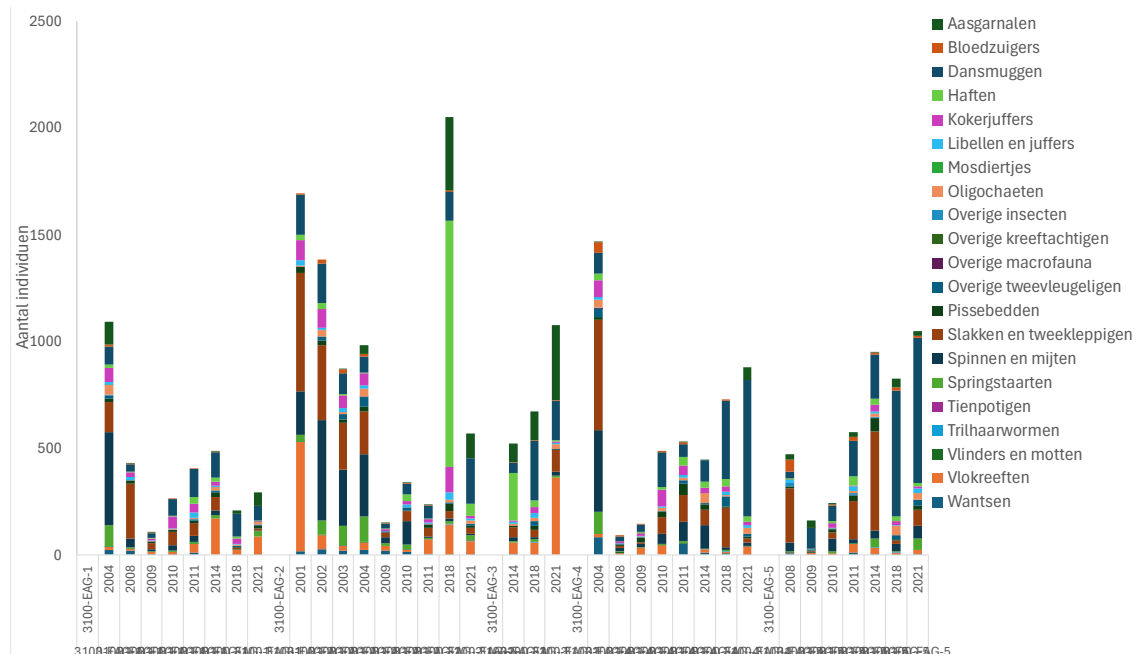
Aantal individuen per soortgroep

Plassen

Hieronder staan de belangrijkste bevindingen per EAG, waarbij vanwege het potentiële waarnemingseffect vooral is gekeken naar de periode vanaf 2001 (afbeelding 3.18). Er lijkt geen duidelijk verband te zijn tussen het patroon in macrofauna en het patroon in waterplanten:

- EAG 1:
 - het aantal individuen fluctueert sterk, maar de hoge aantallen van 2004 zijn nooit meer geëvenaard;
 - de laatste jaren domineren dansmuggen en vlokreeften;
- EAG 2:
 - sterke afname in aantallen van 2002 tot 2011, met een grote klap tussen 2004 en 2009. Daarna geleidelijk herstel;
 - in 2018 is het aantal individuen hoog, dit wordt vooral verklaard door een groot aantal aasgarnalen en haften. In 2021 is het aantal individuen een stuk lager dan in 2018;
- EAG 3:
 - toename in aantallen tussen 2014 en 2021, waarbij er enkel data is voor 2014, 2018 en 2021;
- EAG 4:
 - afname na 2004, 2008 en 2009 waren hele 'slechte' jaren met lage aantallen;
 - vanaf 2010 lijkt er wat herstel op te treden. Dansmuggen zijn de laatste jaren de meest dominante soortgroep. Slakken en tweekleppigen zijn na 2018 flink afgenomen;
- EAG 5:
 - sinds 2008 bemonsterd, sindsdien lijkt er een toename te zijn in aantallen. Dansmuggen zijn dominant aanwezig de laatste jaren. Slakken en tweekleppigen zijn sterk afgenomen na 2014.

Afbeelding 3.18 Aantal individuen macrofauna per EAG per jaar in de plassen, waarbij het totaal aantal individuen gedeeld is door het aantal meetmomenten. In kleur zijn de verschillende soortgroepen aangegeven. In deze afbeelding is ingezoomd op de periode vanaf 2001

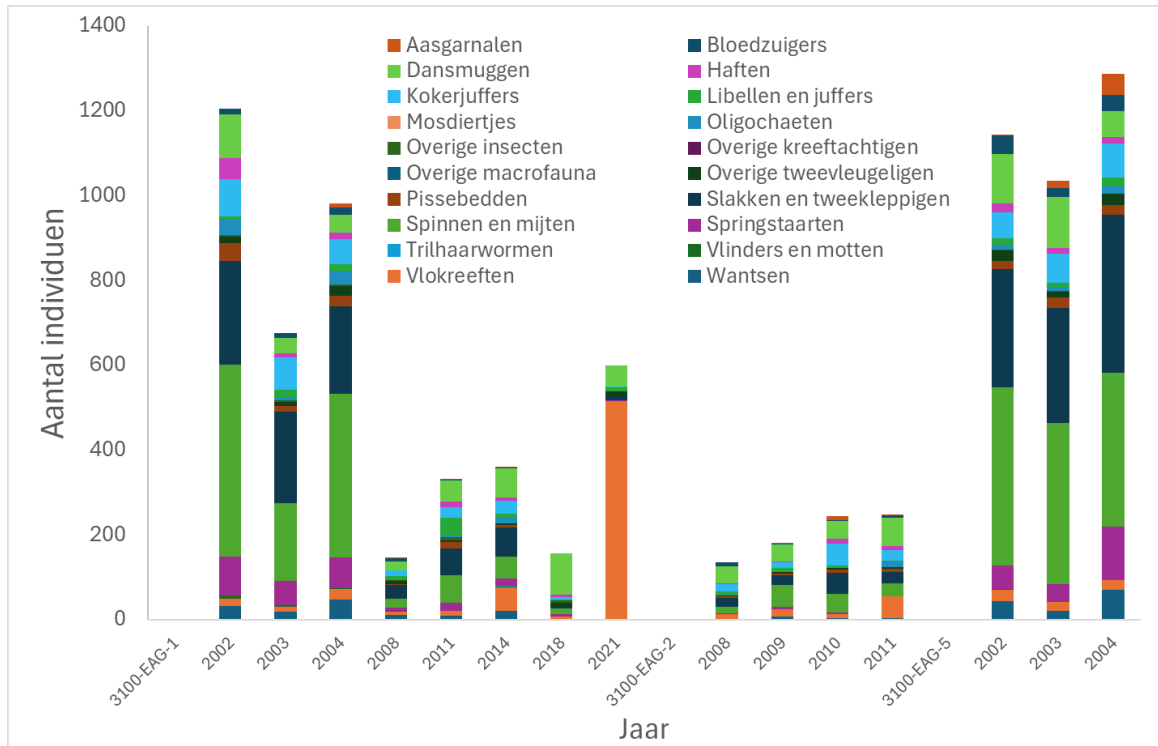


Lijnvormige wateren

In de lijnvormige wateren is vooral in EAG 1 en 5 bemonsterd (afbeelding 3.19). Hieronder staan de belangrijkste bevindingen per EAG, waarbij vanwege het potentiële waarnemingseffect vooral is gekeken naar de periode na 2001. Eigenlijk is alleen voor EAG 1 voldoende data beschikbaar in de lijnvormige wateren om iets te kunnen zeggen over trends:

- EAG 1:
 - de meeste soortgroepen zijn afgenomen in aantallen de afgelopen jaren. Net als bij de plassen is er een sterke achteruitgang te zien tussen de monsterring van 2004 en die van 2008;
 - in 2021 zijn veel soortgroepen nog amper aanwezig en wordt de macrofaunagemeenschap gedomineerd door vlokreeften. Deze verandering tussen 2018 en 2021 is een grote omslag die samenvalt met de achteruitgang in waterplanten;
- EAG 2:
 - geen recente metingen;
 - de aantallen lijken iets toe te nemen tussen 2008 en 2011;
- EAG's 3 en 4:
 - er zijn geen recente data beschikbaar;
- EAG 5:
 - alleen meetdata tot 2004;
 - in de periode 2002 - 2004 is geen duidelijke trend waarneembaar.

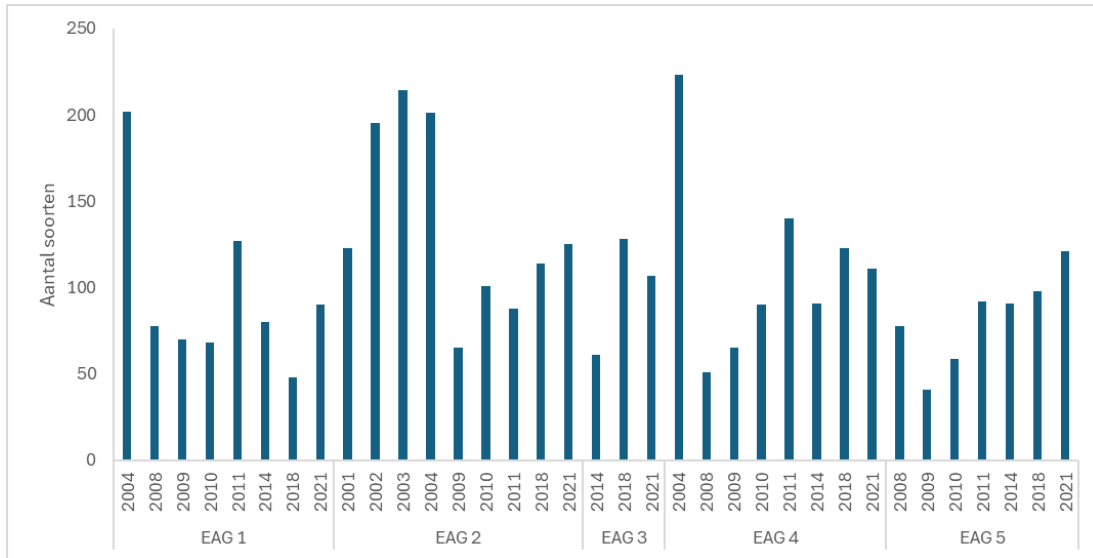
Afbeelding 3.19 Aantal individuen macrofauna per EAG per jaar in de lijnvormige wateren, waarbij het totaal aantal individuen gedeeld is door het aantal meetmomenten. In kleur zijn de verschillende soortgroepen aangegeven. In deze afbeelding is ingezoomd op de periode vanaf 2001



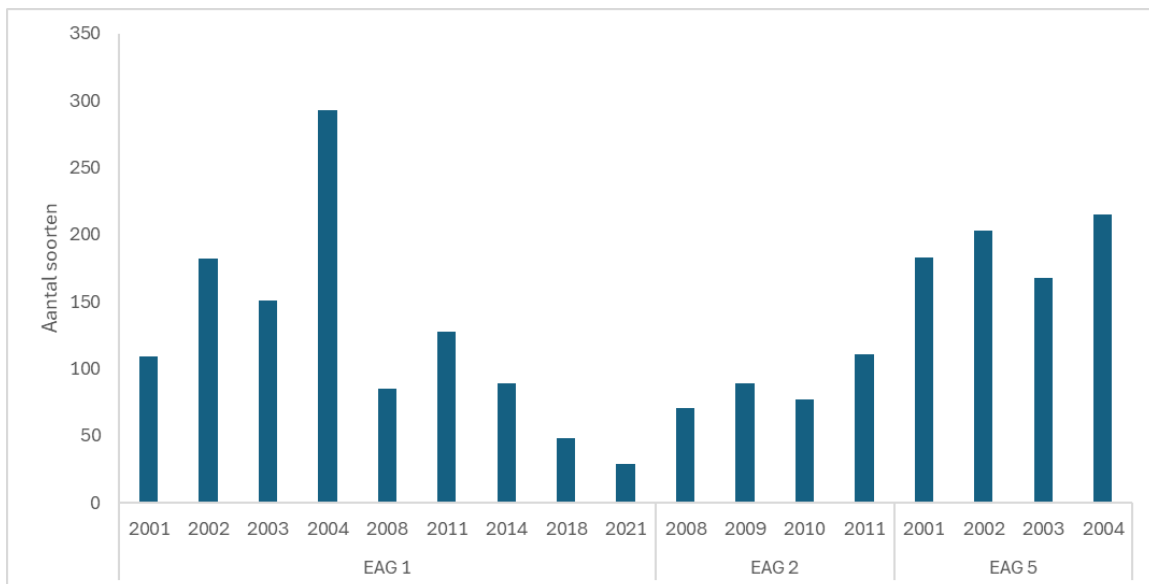
Aantal soorten

Er is naast het aantal individuen ook naar het aantal soorten gekeken dat voorkomt in het Naardermeer. In afbeelding 3.20 staan de resultaten voor het plassengebied en in afbeelding 3.21 de resultaten voor de lijnvormige wateren. In deze afbeeldingen is hetzelfde patroon te zien als bij het aantal individuen: tussen 2004 en 2008 is er een grote afname te zien. Na 2008 is er in het plassengebied van enkele EAG's (2, 4 en 5) sprake van een herstel; het aantal soorten neemt weer toe, maar niet tot het niveau van 2004. In het lijnvormige water van EAG 1 neemt het aantal soorten, na een kleine opleving in 2011, geleidelijk aan steeds verder af. Deze afname gaat samen op met de afname van de waterplanten in het lijnvormige water van deze EAG.

Afbeelding 3.20 Het aantal macrofaunasoorten in het plassegebied dat per jaar per EAG is aangetroffen vanaf het jaar 2001



Afbeelding 3.21 Het aantal macrofaunasoorten in de lijnvormige wateren dat per jaar per EAG is aangetroffen vanaf het jaar 2001

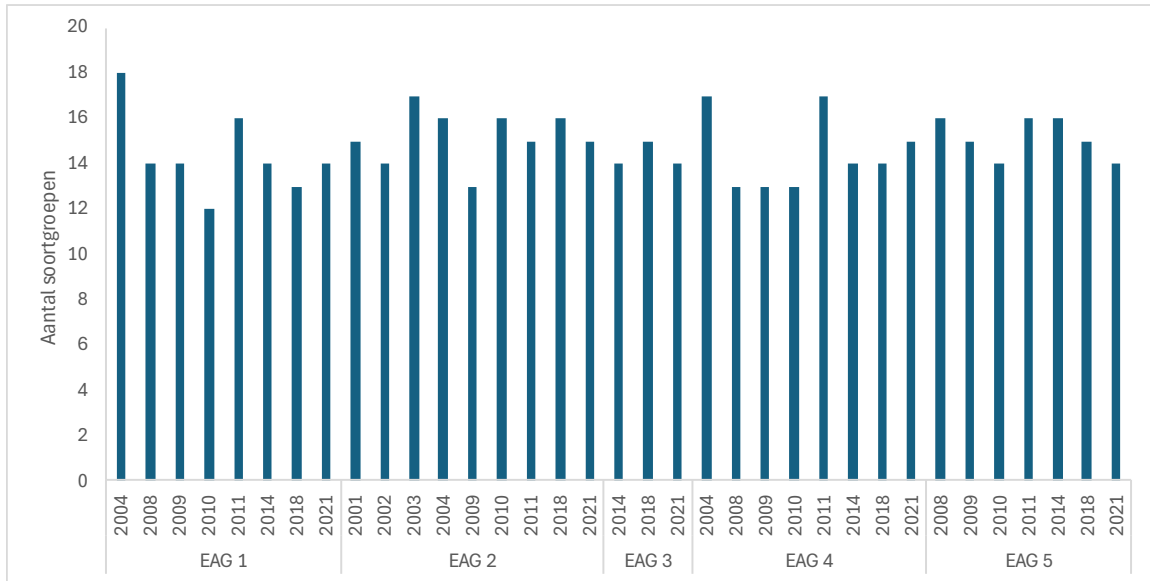


Aantal soortgroepen

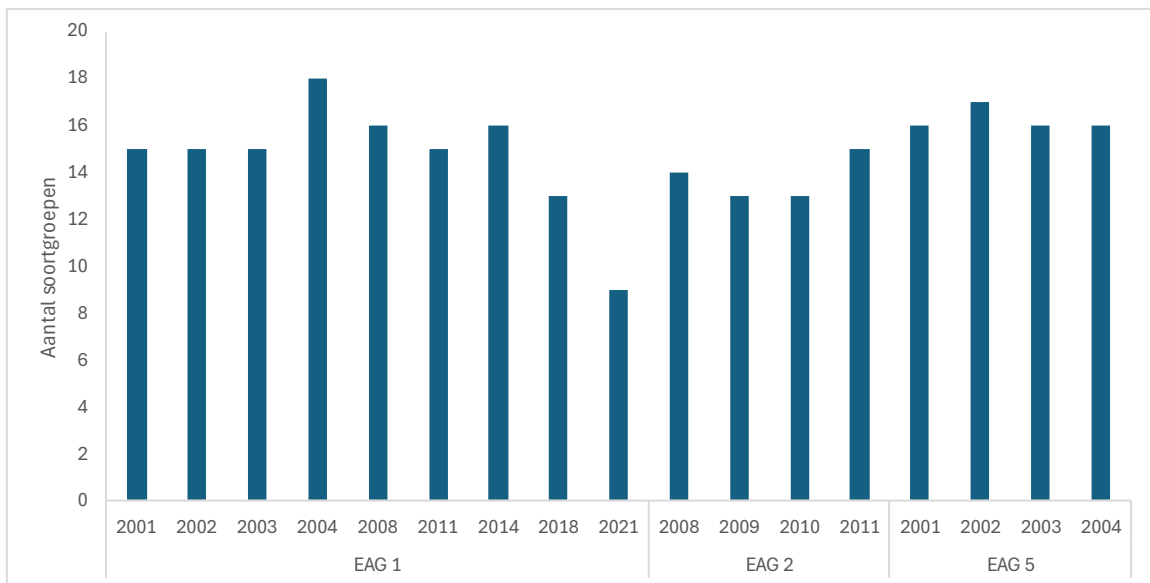
In afbeelding 3.22 is het aantal macrofaunasoortgroepen in het plassegebied weergegeven en in afbeelding 3.23 het aantal macrofaunasoortgroepen in de lijnvormige wateren. Ook hier is een afname te zien tussen 2004 en 2008, maar die is minder groot dan de afname in het aantal individuen en het aantal soorten. Wat wel opvalt is de afname van het aantal soortgroepen in de lijnvormige wateren van EAG 1 tussen 2014 en 2021. Net als hierboven geconstateerd valt deze achteruitgang in soortgroepen macrofauna samen met de achteruitgang van de waterplanten. Mogelijk gebeurt dit ook in andere EAG's, maar daar zijn geen meetgegevens van in die periode.

In 2014 waren in de lijnvormige wateren van EAG 1 de volgende soortgroepen aanwezig: wantsen, vlinders en motten, trilhaarwormen, spinnen en mijten, oligochaeten, haften, dansmuggen, bloedzuigers en aasgarnalen. In 2018 zijn vlinders en motten, trilhaarwormen, bloedzuigers en aasgarnalen verdwenen. In 2021 zijn ook wantsen, spinnen en mijten, oligochaeten en haften verdwenen. Enkel dansmuggen en overige insecten (die zijn in 2014 niet waargenomen maar wel in 2018 en 2021) blijven over.

Afbeelding 3.22 Het aantal macrofaunasoortgroepen in het plassegebied dat per jaar per EAG is aangetroffen vanaf het jaar 2001



Afbeelding 3.23 Het aantal macrofaunasoortgroepen in de lijnvormige wateren dat per jaar per EAG is aangetroffen vanaf het jaar 2001



Dominant positieve en kenmerkende soorten

In deze analyse is er gekeken naar de aanwezigheid van soorten die als dominant positief of kenmerkend zijn aangewezen volgens de KRW (maatlatdocument KRW, STOWA 2018-49) ¹. Voor de plassen is gekeken naar de lijst met soorten voor KRW-doeltype M14 (ondiepe gebufferde plassen) en voor lijnvormige wateren naar KRW-doeltype M8 (gebufferde laagveensloten). In onderstaande afbeeldingen representeert elk bolletje een waarneming van een kenmerkende of dominant positieve soort.

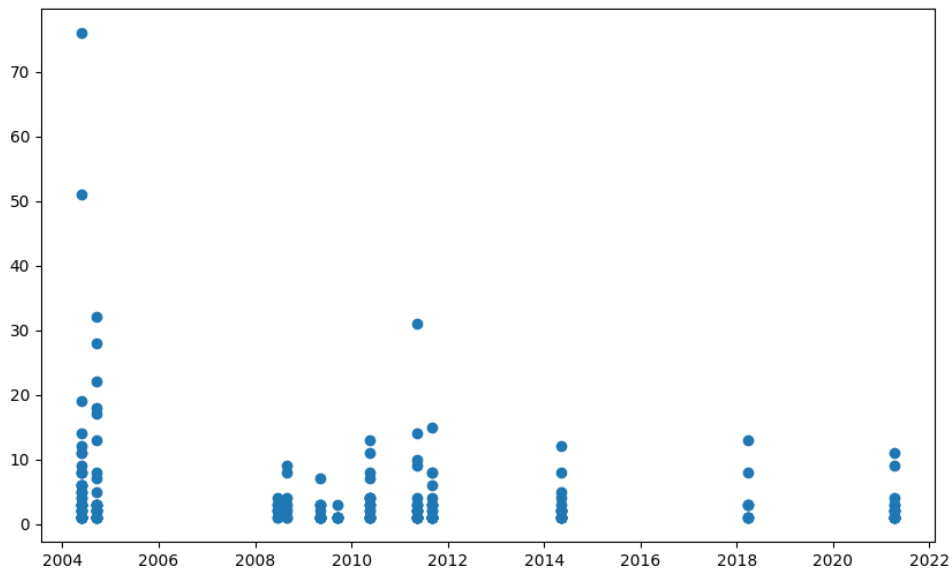
¹ **Kenmerkende soorten** zijn soorten die in de referentiesituatie bij uitstek in het betrokken watertype voorkomen. **Positief dominante soorten** kunnen in de referentiesituatie dominant voorkomen.

Plassen

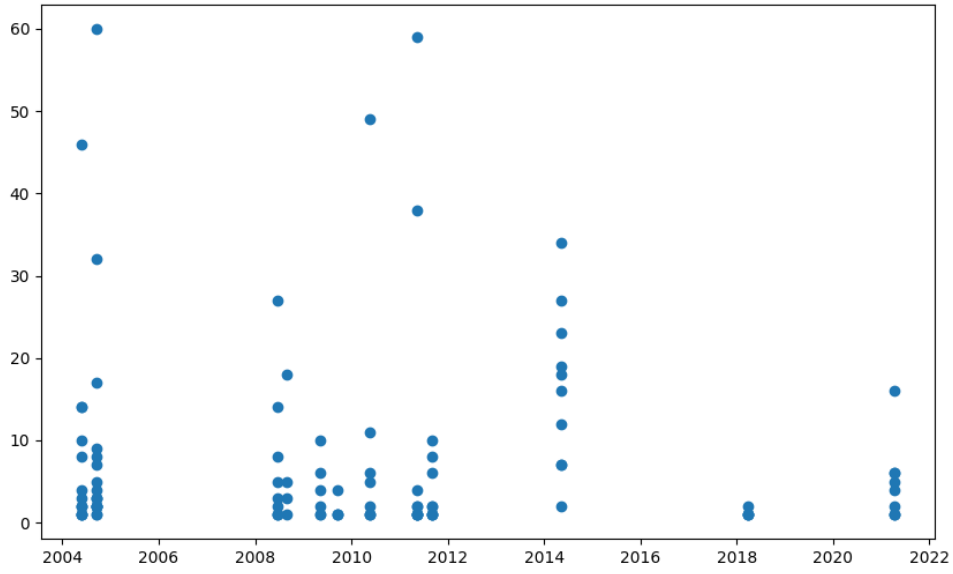
In afbeelding 3.24 t/m afbeelding 3.33 is het aantal kenmerkende en positief dominante soorten weergegeven voor het plassengebied. Hier komt het volgende uit:

- EAG 1: HET aantal waarnemingen van kenmerkende soorten is vooral tussen 2004 en 2008 afgenomen. Voor het aantal positief dominante soorten geldt dat het aantal waarnemingen vooral na 2014 sterk afneemt, met in 2021 licht herstel;
- EAG 2: het aantal waarnemingen van kenmerkende soorten is sterk afgenomen na 2004. In 2018 lijkt dit weer iets te herstellen. Het aantal positieve soorten neemt ook af na 2004;
- EAG 3: het aantal meetmomenten in EAG 3 is vrij laag (3 in totaal vanaf 2001), wat het moeilijk maakt om trends te beschrijven. Het aantal kenmerkende en positieve soorten, en het aantal waarnemingen daarvan, is in 2018 en 2021 hoger dan in 2014;
- EAG 4: het aantal kenmerkende en positieve soorten, alsook het aantal waarnemingen daarvan, is afgenomen in 2008 in vergelijking met 2004. In de jaren daarna volgt licht herstel, al is in 2014 het aantal waarnemingen weer vrij laag. De laatste jaren neemt het aantal waarnemingen weer toe;
- EAG 5: er zijn geen waarnemingen van voor 2008. Het is hier dan ook niet zichtbaar of het aantal kenmerkende en positieve soorten in de periode daarvoor is afgenomen. In 2009 en 2010 was het aantal soorten en het aantal waarnemingen erg laag. Dit is in de jaren daarna weer toegenomen.

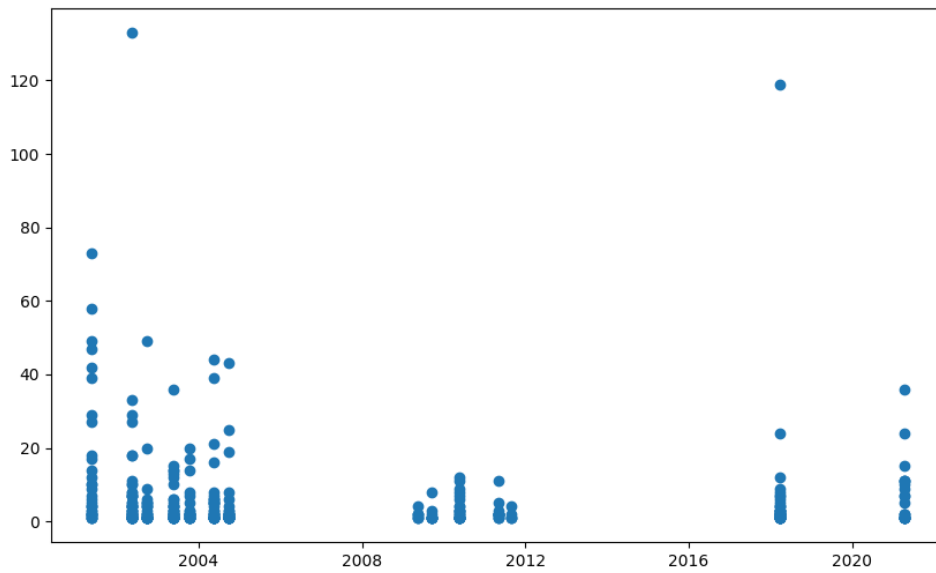
Afbeelding 3.24 Het aantal waarnemingen van kenmerkende soorten volgens KRW doeltype M14 in het plassengebied van EAG 1



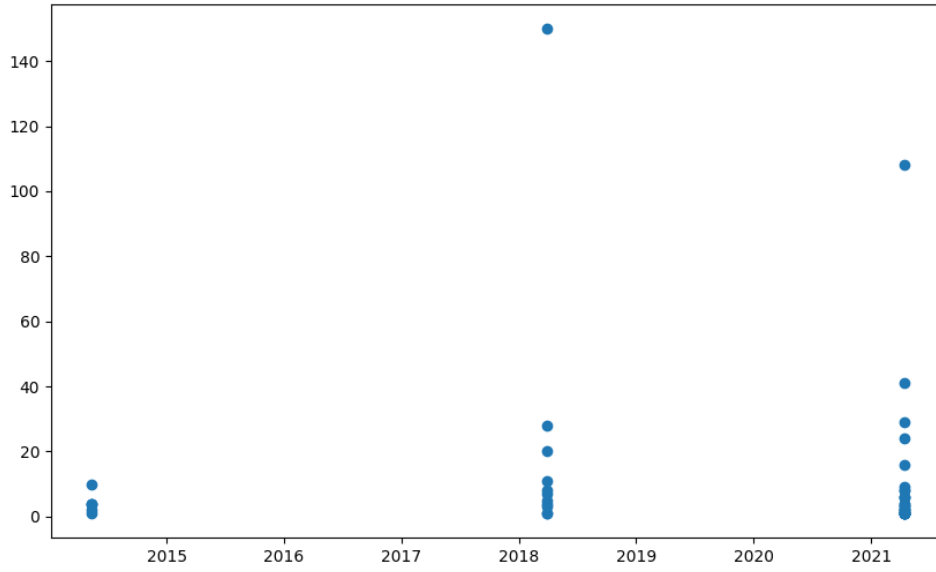
Afbeelding 3.25 Het aantal waarnemingen van positief dominante soorten volgens KRW doeltype M14 in het plassegebied van EAG 1



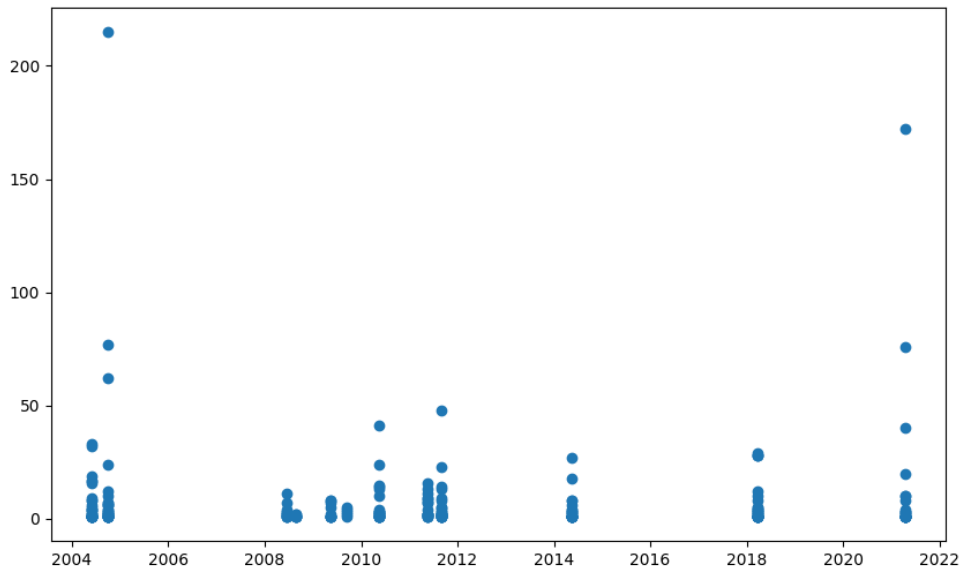
Afbeelding 3.26 Het aantal waarnemingen van kenmerkende soorten volgens KRW doeltype M14 in het plassegebied van EAG 2



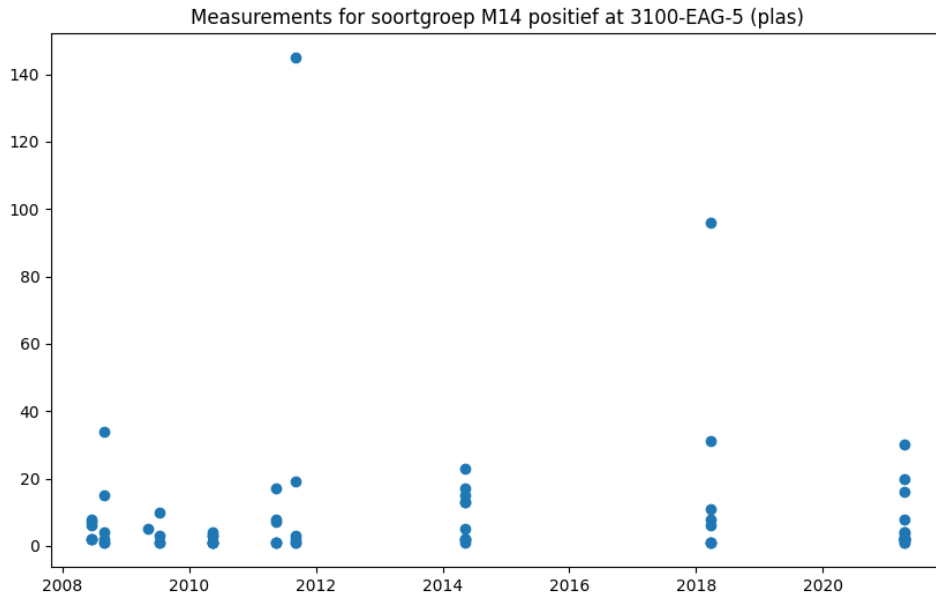
Afbeelding 3.29 Het aantal waarnemingen van positief dominante soorten volgens KRW doeltype M14 in het plassengebied van EAG 3



Afbeelding 3.30 Het aantal waarnemingen van kenmerkende soorten volgens KRW doeltype M14 in het plassengebied van EAG 4



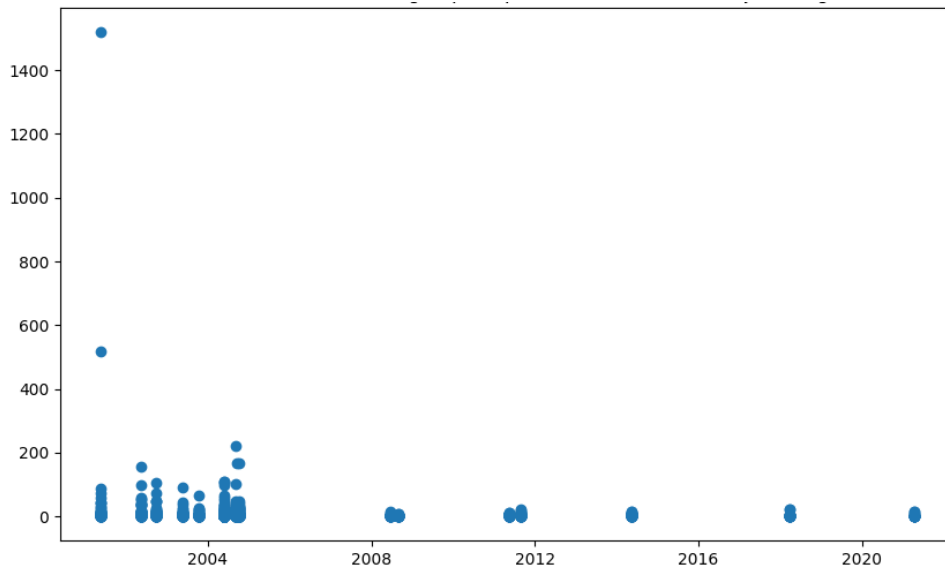
Afbeelding 3.33 Het aantal waarnemingen van positief dominante soorten volgens KRW doeltype M14 in het plasseengebied van EAG 5



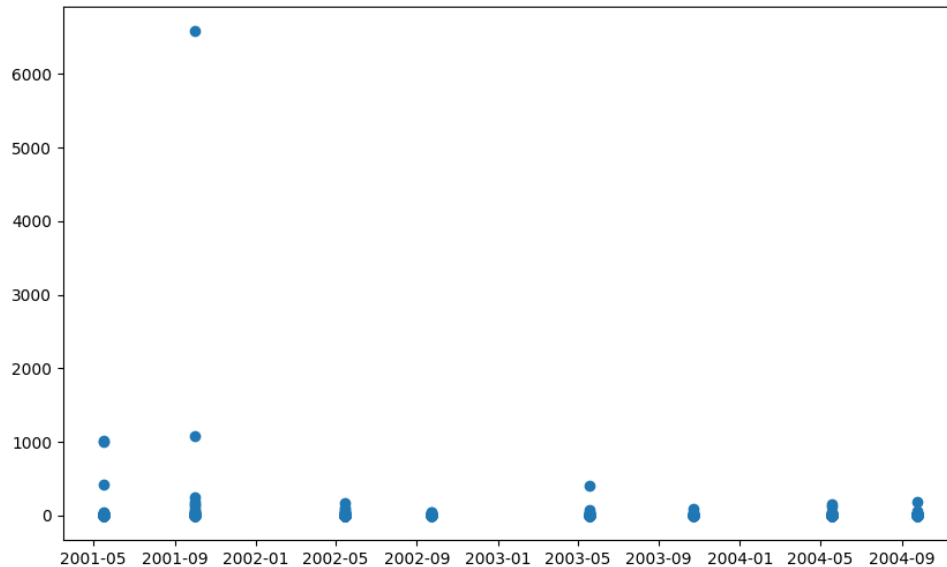
Lijnvormige wateren

In afbeelding 3.34 en afbeelding 3.35 staan de resultaten voor lijnvormige wateren van EAG's 1 en 5. Het aantal kenmerkende soorten is in deze wateren te laag voor een analyse, waardoor enkel de positief dominante soorten zijn weergegeven. In EAG 1 valt het op dat zowel het aantal soorten als het aantal waarnemingen is afgenomen na 2004.

Afbeelding 3.34 Het aantal waarnemingen van positief dominante soorten volgens KRW doeltype M8 in de lijnvormige wateren van EAG 1



Afbeelding 3.35 Het aantal waarnemingen van positief dominante soorten volgens KRW doeltype M8 in de lijnvormige wateren van EAG 5



Uitgelichte soorten

In deze analyse is verder ingezoomd op trends van enkele kenmerkende soorten voor het Naardermeer die bovendien sterk afhankelijk zijn van waterplanten. Aanvankelijk waren hiervoor de sierlijke witsnuitlibel (*Leucorrhinia caudalis*), de gestreepte waterroofkever (*Graphoderus bilineatus*), de groene glazenmaker (*Aeshna viridis*) en de platte schijfhoren (*Anisus vorticulus*) geselecteerd. Enkele van deze soorten zijn habitatrichtlijnsoorten en de groene glazenmaker komt enkel voor bij groeiplaatsen van krabbenscheer. Echter, van deze soorten komt enkel de platte schijfhoren voor in de dataset van het Naardermeer. Daarom zijn aanvullend op de platte schijfhoren enkele andere soorten geselecteerd die plantminnend zijn, kenmerkend zijn voor KRW-doeltype M14 en in meerdere EAG's voorkomen:

- grote roodoogjuffer (*Erythromma najas*);
- witte schijfhoren (*Gyraulus albus*);
- dansmuggensoort *Polypedilum sordens*.

Platte schijfhoren

De platte schijfhoren is aangetroffen in het plassengebied van EAG's 2 en 4:

- EAG 2: het aantal waarnemingen is in de periode 2001 - 2004 afgenomen van ongeveer 50 tot minder dan 10. Na 2011 is de soort niet meer aangetroffen;
- EAG 4: het aantal waarnemingen is na 2004 afgenomen van ruim 60 naar minder dan 20. In 2018 is er licht herstel naar ongeveer 30 waarnemingen. In 2021 is de soort niet aangetroffen.

Witte schijfhoren

De witte schijfhoren is aangetroffen in het plassengebied van EAG's 1, 2, 4 en 5 en in de lijnvormige wateren van EAG's 1 en 5:

- EAG 1 (plassen): aantal waarnemingen neemt af van 13 naar 1 tussen 2004 en 2018, daarna niet meer aangetroffen;
- EAG 2 (plassen): aantal waarnemingen neemt af van ruim 70 naar 1 tussen 2001 en 2021;
- EAG 4 (plassen): aantal waarnemingen varieert tussen 2 en bijna 50. In 2018 en 2021 is het aantal waarnemingen lager dan 10;
- EAG 5 (plassen): toename na 2010 van 1 - 6 naar meer dan 10. In 2018 slechts één waarneming, daarna niet meer aangetroffen;
- EAG 1 (lijnvormig): aantal waarnemingen lag bijna altijd onder de 15. Na 2014 niet meer aangetroffen;
- EAG 5 (lijnvormig): aantal waarnemingen varieert. Na 2004 niet meer aangetroffen.

Grote roodoogjuffer

De grote roodoogjuffer is aangetroffen in het plassengebied van EAG's 1, 2 en 4 en in de lijnvormige wateren van EAG's 1 en 5:

- EAG 1 (plassen): aantal waarnemingen altijd lager dan 10. Na 2014 niet meer waargenomen;
- EAG 2 (plassen): aantal waarnemingen altijd lager dan 10. Na 2018 niet meer waargenomen;
- EAG 4 (plassen): aantal waarnemingen altijd lager dan 10. De soort is tijdens de laatste twee bemonsteringen (2018 en 2021) wel aangetroffen;
- EAG 1 (lijnvormig): langer geleden vrij constant aantal waarnemingen van rond de 5. Uitschieter in 2011 naar 24 exemplaren. Na 2014 is de soort niet meer aangetroffen;
- EAG 5 (lijnvormig): langer geleden vrij constant aantal waarnemingen van rond de 5. Uitschieter in 2001 naar bijna 160 exemplaren. Na 2004 is de soort niet meer aangetroffen.

Polypedilum sordens

P. sordens is aangetroffen in het plassengebied van EAG's 1, 2, 4 en 5 en in de lijnvormige wateren van EAG 1:

- EAG 1 (plassen): aantal waarnemingen is altijd minder dan 10 maar wel vrij constant;
- EAG 2 (plassen): aantal waarnemingen is meestal onder de 10. In 2021 een toename tot bijna 40;
- EAG 4 (plassen): aantal waarnemingen is meestal onder de 50. In 2021 een toename tot bijna 180;
- EAG 5 (plassen): aantal waarnemingen varieert, maar wordt wel altijd aangetroffen;
- EAG 1 (lijnvormig): afname na 2004 van 17 naar minder dan 4.

Exotische aasgarnalen

Twintig jaar geleden waren er zorgen over de introductie van twee exotische aasgarnalen: de Kaspische aasgarnaal *Hemimysis anomala* (ofwel bloedrode aasgarnaal) en de Kaspische slanke aasgarnaal *Limnomysis benedeni* (pers. mededeling Baukje Sijtsma, Natuurmonumenten). Tot 2003 staan er in de dataset voor het Naardermeer enkel waarnemingen van de inheemse gewone aasgarnaal (*Neomysis integer*). In de jaren '80 van de vorige eeuw varieerde de aantallen van deze soort van enkele tientallen tot meer dan duizend per monster. Vanaf de jaren '90 van de vorige eeuw nemen de aantallen echter sterk af, tot vaak maar enkele individuen. De laatste waarneming is van 2009. In 2003 worden de twee exotische aasgarnalen voor het eerst waargenomen. Voor de bloedrode aasgarnaal betreft dit slechts enkele waarnemingen in 2003 en 2004 (tot 20 individuen per monster), en vervolgens in 2018 nog in twee plassen (1 en 4 individuen in het monster). De Kaspische slanke aasgarnaal *Limnomysis benedeni* komt veel algemener voor, met sinds 2003 gemiddeld zo'n tien tot enkele tientallen individuen per monster. In 2018 en 2021 waren er enkele monsters met honderden individuen van de slanke aasgarnaal.

De inheemse gewone aasgarnaal is dus geleidelijk aan verdwenen en de exotische slanke aasgarnaal is nu de dominante soort binnen de taxonomische groep van de aasgarnalen (Mysida). De sterkste afname van de gewone aasgarnaal had echter al plaatsgevonden voor 2003, en kan dus niet veroorzaakt zijn door de introductie van de exotische aasgarnalen.

3.2.3 Samenvatting

Tabel 3.2 toont een samenvatting van de macrofauna-analyse. Het verschilt hoeveel data er per EAG beschikbaar is. Voor de EAG's met voldoende meetgegevens over de afgelopen 25 jaar is vooral een opvallende achteruitgang van het aantal individuen, soorten en kenmerkende en/of positieve soorten te zien tussen 2004 en 2008. Verder valt op dat in sommige jaren bepaalde soortgroepen relatief dominant zijn in bepaalde EAG's. In verschillende plassen is de macrofauna de laatste tien jaar wel weer wat hersteld ten opzichte van het dieptepunt in 2008. In de lijnvormige wateren van EAG 1 (alleen van deze EAG is voldoende data beschikbaar in de lijnvormige wateren) is er echter de laatste tien jaar juist een verdere achteruitgang van de macrofauna zichtbaar, wat gepaard gaat met de afname van de waterplanten in het lijnvormige water van EAG 1.

Verskillende soorten die zijn uitgelicht omdat ze kenmerkend zijn voor het doeltype M14 en sterk afhankelijk zijn van waterplanten, zijn de laatste jaren niet of vrijwel niet meer aangetroffen in het Naardermeer (platte schijfhoorn, witte schijfhoorn en grote roodoogjuffer).

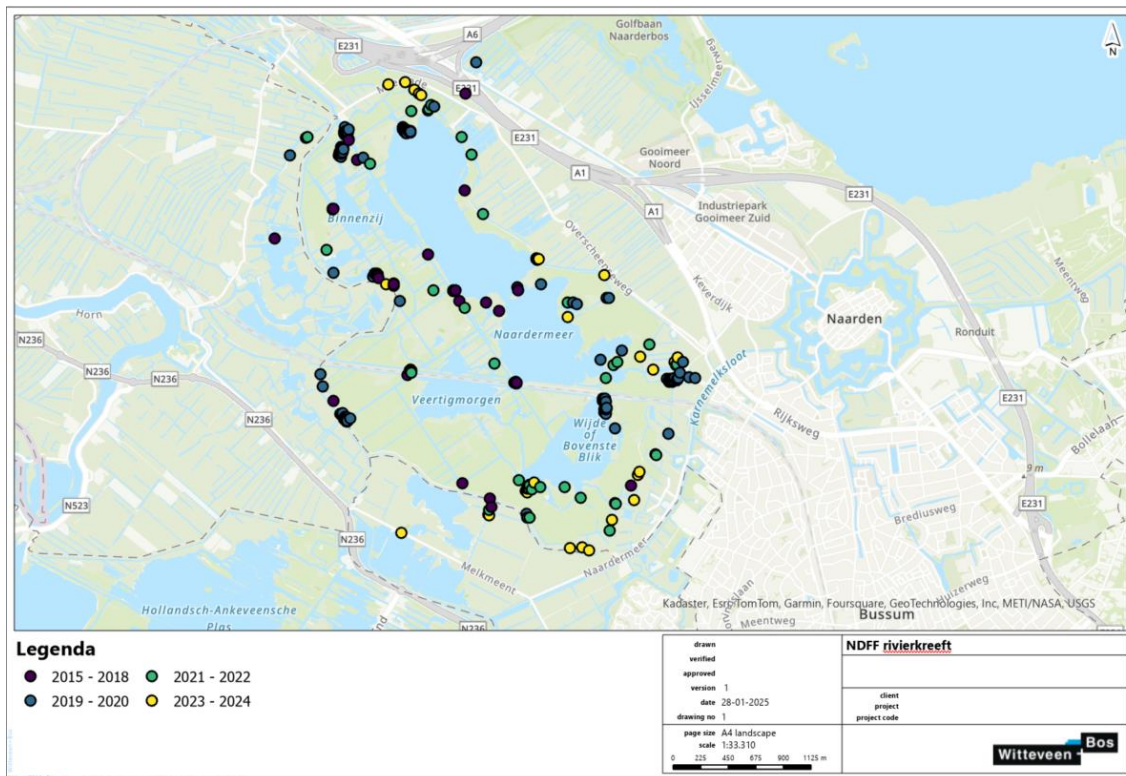
Tabel 3.2 Overzicht trends in de macrofaunagemeenschap in de plassen en lijnvormige wateren van de vijf EAG's in het Naardermeer

EAG	1	2	3	4	5
plassen	sterke afname van het aantal individuen, het totaal aantal soorten en het aantal waarnemingen van kenmerkende soorten tussen 2004 en 2008	sterke afname van het aantal individuen, het totaal aantal soorten en het aantal waarnemingen van kenmerkende soorten tussen 2004 en 2008. Vanaf 2010 licht herstel Groot aantal aasgarnalen en haften in 2018	geen data van voor 2008 dus trend tussen 2004 en 2008 onbekend. Verder geen opmerkelijke trends	sterke afname van het aantal individuen, het totaal aantal soorten en het aantal waarnemingen van positieve en kenmerkende soorten tussen 2004 en 2008. Vanaf 2010 licht herstel. In 2021 relatief veel dansmuggen	geen data van voor 2008 dus trend tussen 2004 en 2008 onbekend. In 2021 relatief veel dansmuggen. Verder geen opmerkelijke trends
lijnvormig	sterke afname van het aantal individuen, het totaal aantal soorten en het aantal waarnemingen van positieve soorten tussen 2004 en 2008. Tussen 2014 en 2021 verdere afname aantal soorten, soortgroepen en individuen (excl. groot aantal vlokreeften in 2021)	weinig data. Geen opmerkelijke trends	-	-	weinig data. Geen opmerkelijke trends

3.3 Toestand rivierkreeften

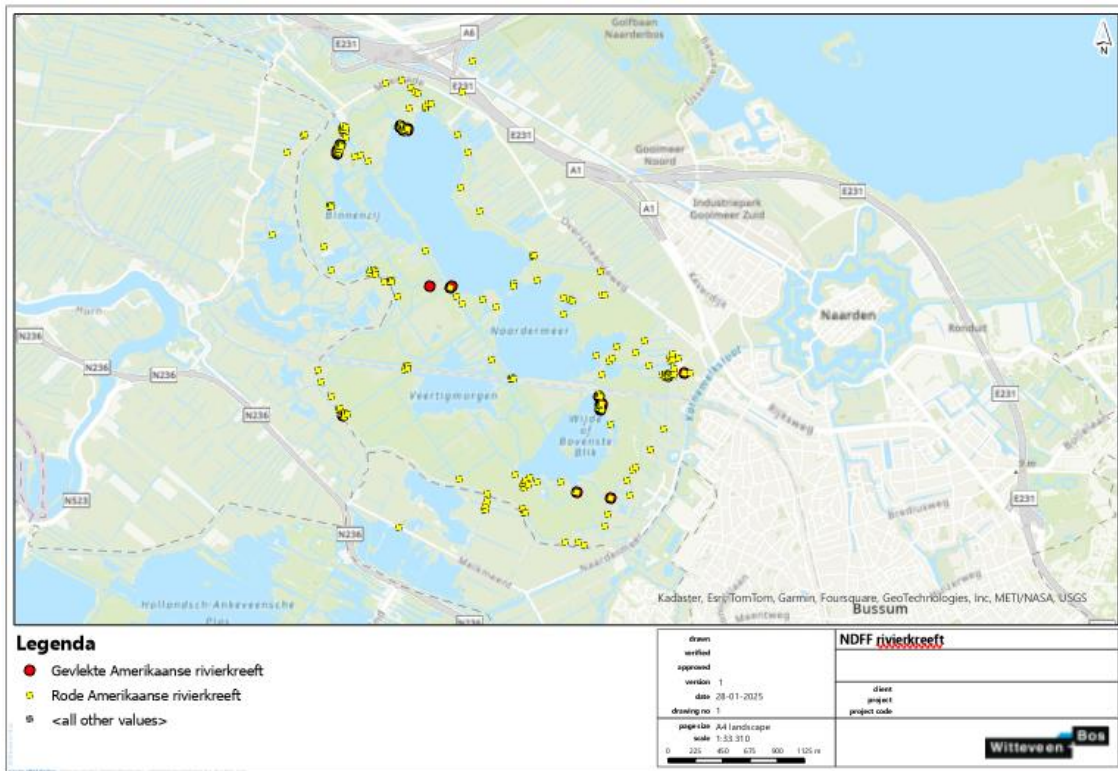
Uit gegevens in de NDFF blijkt dat er in ieder geval vanaf 2015 rivierkreeften aanwezig zijn in het Naardermeer (afbeelding 3.36; NDFF, 2024). Er zijn wel al eerder rivierkreeften gesignaleerd in het Naardermeer, de eerste waarneming van rode Amerikaanse rivierkreeft was in 2004 (persoonlijke mededeling Baukje Sijtsma, Natuurmonumenten), maar pas vanaf 2015 zijn er veel rivierkreeften aangetroffen en is er gestart met een registratie van waarnemingen. Na 2015 is het aantal waarneming toegenomen (persoonlijke communicatie Natuurmonumenten, 31 maart 2025). In 2015, 2021 en 2024 is onderzoek gedaan naar waterroofkevers en rivierkreeften in lijnvormige wateren door middel van fuiken. In 2015 zijn er bij deze steekproef geen rivierkreeften gevangen, in 2021 zijn er maximaal 14 exemplaren per fuik aangetroffen en in 2024 maximaal 60. Dit geeft aanwijzingen dat het aantal rivierkreeften flink is toegenomen de afgelopen jaren.

Afbeelding 3.36 Verdeling van waarnemingen van rivierkreeften over tijd, hoe geler de kleur hoe nieuwer de waarneming (data: NDFF rivierkreeften, gedownload in december 2024)



Er komen in het Naardermeer drie uitheemse rivierkreeftsoorten voor: de gevlekte Amerikaanse rivierkreeft, de rode Amerikaanse rivierkreeft en de gestreepte Amerikaanse rivierkreeft. Het gros van de ingevoerde waarnemingen in de NDFF-database wordt gevormd door waarnemingen van de rode Amerikaanse rivierkreeft (afbeelding 3.37). De gestreepte Amerikaanse rivierkreeft is slechts af en toe waargenomen. Uit onderzoek van Natuurmonumenten blijkt dat de gevlekte Amerikaanse rivierkreeft wijd verspreid is en ook in het midden van grote plassen waargenomen wordt. De rode Amerikaanse rivierkreeft lijkt juist vooral voorkeur te hebben voor de oevers en watergangen. Dit is in lijn met literatuur over de rode Amerikaanse rivierkreeft, waaruit blijkt dat rode Amerikaanse rivierkreeften hoofdzakelijk voorkomen in slootssystemen met veel oeverlengte om in te schuilen (o.a. Kanters et al., 2024). Het is echter mogelijk dat de afwezigheid van waarnemingen in de grote meren ook gedeeltelijk een waarnemerseffect betreft. Dit zou getoetst moeten worden aan de hand van metingen.

Afbeelding 3.37 Aanwezigheid van gevlekte Amerikaanse rivierkreeften en rode Amerikaanse rivierkreeften in het Naardermeer volgens de NDFD-database (data: NDFD, december 2024)



3.4 Toestand visstand

3.4.1 Methode

De meetgegevens over de visbiomassa (kg/ha) zijn afkomstig uit monitoringsrapporten van visstandsbemonstering, die zijn uitgevoerd door ATKB voor de KRW-monitoring. De visstandbemonsteringen zijn telkens in het najaar (tweede helft oktober tot begin november) uitgevoerd. De plassen zijn bemonsterd met de zegen en de oeverzones en sloten met elektro.

3.4.2 Resultaten

KRW-beoordeling

De visstand in het Naardermeer scoort volgens de maatlaten van de KRW matig tijdens alle beoordelingen in de afgelopen jaren (2010, 2013, 2018 en 2021). Het GEP in het Naardermeer is 0,60 (KRW-factsheet Naardermeer). Als er wordt gekeken naar de deelmaatlaten dan valt op dat de deelmaatlat brasem+karper vanaf 2018 niet meer voldoet, de jaren daarvoor nog wel (ATKB, 2022). Dat betekent dat het aandeel brasem en karper in de totale visbiomassa is toegenomen (hieronder wordt daar nader op ingegaan). Ook op de andere deelmaatlaten wordt matig gescoord (afbeelding 3.38).

Afbeelding 3.38 Ontwikkeling in de EKR en beoordeling van het Naardermeer (maatlat M14), overgenomen uit ATKB 2022

Deelmaatlat	2010	2013	2018	2021
AB brasem+karper	0,61	0,66	0,56	0,44
AB BA+BV / eurytopen	0,47	0,72	0,49	0,42
AB plantminnende soorten	0,53	0,41	0,54	0,47
AB zuurstoftolerante soorten	0,47	0,47	0,43	0,57
EKR-score (GEP = 0,60)	0,52	0,57	0,50	0,48

Ontwikkeling van het visbestand Naardermeer

De totale visbiomassa in het Naardermeer lag tijdens de meeste bemonsteringen rond de 60 kg/ha. Dit is voor Nederlandse begrippen een vrij lage visbiomassa: in veel meren en plassen bedraagt de visbiomassa al snel honderd(en) kg/ha. Het jaar 2013 valt op met een dubbel zo hoge visbiomassa, namelijk ruim 120 kg/ha. Dit lijkt echter meer een bemonsteringseffect te zijn¹, en is gezien de twee opvolgende bemonsteringen in 2018 en 2021 in ieder geval geen trend.

Onderstaande tabel toont de biomassa (kg/ha) en de aantallen (stuks/ha) per vissoort van de laatste vier bemonsteringen (afbeelding 3.39). De volgende vissen zijn kenmerkend voor de visgemeenschap van het Naardermeer:

- *baars* en *blankvoorn* vormen samen circa 20 % van de biomassa en 25 % van de aantallen. Deze twee soorten zijn kenmerkend voor het baars-blankvoornviswatertype: zeer helder, voedselarm water met een schrale bodem en relatief weinig waterplanten. Het Naardermeer is geen typisch meer voor dit viswatertype, maar vertoont wel kenmerken hiervan (helder water, matig voedselrijk). Baars en blankvoorn kunnen zich hier goed op aanpassen en in dit heldere water voldoende voedsel vinden;
- de limnofiele (plantminnende soorten) *snoek*, *zeelt* en (in mindere mate) *ruisvoorn* vormen samen tot bijna 30 % van de visbiomassa. Vanwege de grote exemplaren van snoek en zeelt is het aandeel in de aantallen een stuk kleiner. Dit zijn typische soorten van heldere en plantenrijke wateren: het ruisvoorn-snoekviswatertype. De draagkracht van meren van dit viswatertype ligt doorgaans op een totale visbiomassa van 100 tot 300 kg/ha. Dit wordt in het Naardermeer bij lange na niet gehaald;
- *bittervoorn* en *vetje* zijn 'begeleidende soorten' bij de twee hierboven genoemde viswatertypen. Zeker qua aantallen zijn dit twee belangrijke soorten voor het Naardermeer. Opvallend is het enorme aantal van beide soorten in 2010. Of er sindsdien sprake is van een structurele afname is niet met zekerheid te zeggen; de hoge aantallen in 2010 kunnen net zo goed een bemonsteringseffect zijn geweest. In de laatste twee bemonsteringen lijken de aantallen in ieder geval weer vrij stabiel;
- *brasem* vormt circa 50 % van de totale visbiomassa én van de aantallen, en vormt daarmee een belangrijk onderdeel van de visgemeenschap van het Naardermeer. In absolute zin is de biomassa brasem echter vrij laag te noemen: in voedselrijke plassen kan de biomassa brasem vele malen hoger zijn. De biomassa in het Naardermeer wordt vooral veroorzaakt door grote, oude exemplaren. Dit zijn benthivore brasems, wat wil zeggen dat ze in de waterbodem foerageren en leven van zoëbenthos. Daarnaast is er jaarlijks een grote aanwas van kleine brasem, die planktivoor zijn. Dat wil zeggen dat ze foerageren op het zoöplankton. Brasem is geen kenmerkende soort van de twee viswatertypen waar het Naardermeer het meest weg van heeft (baars-blankvoorn en ruisvoorn-snoekviswatertype). Desalniettemin lijkt er een vrij stabiele populatie van brasem aanwezig te zijn, met ieder jaar zowel jonge als oudere exemplaren, maar de populatie kan niet uitgroeien. Schijnbaar is dit de maximale draagkracht voor brasem in het Naardermeer. De beperkte draagkracht zal zeker te maken hebben met de grote waterplantbedekking (waar brasems 'last' van hebben tijdens het foerageren in de bodem) en de beperkte voedselrijkdom van het Naardermeer.

¹ De hoge biomassa in 2013 is (deels) te verklaren door een winterconcentratie van blankvoorn en brasem die werd gevangen in de sloot naar de molen (ATKB, 2014).

Afbeelding 3.39 Visbiomassa en aantallen in de periode 2010-2021 in het Naardermeer. Hoe donkerder de kleur, des te groter het aandeel van de betreffende soort in een bepaald jaar. Bron: ATKB, 2022

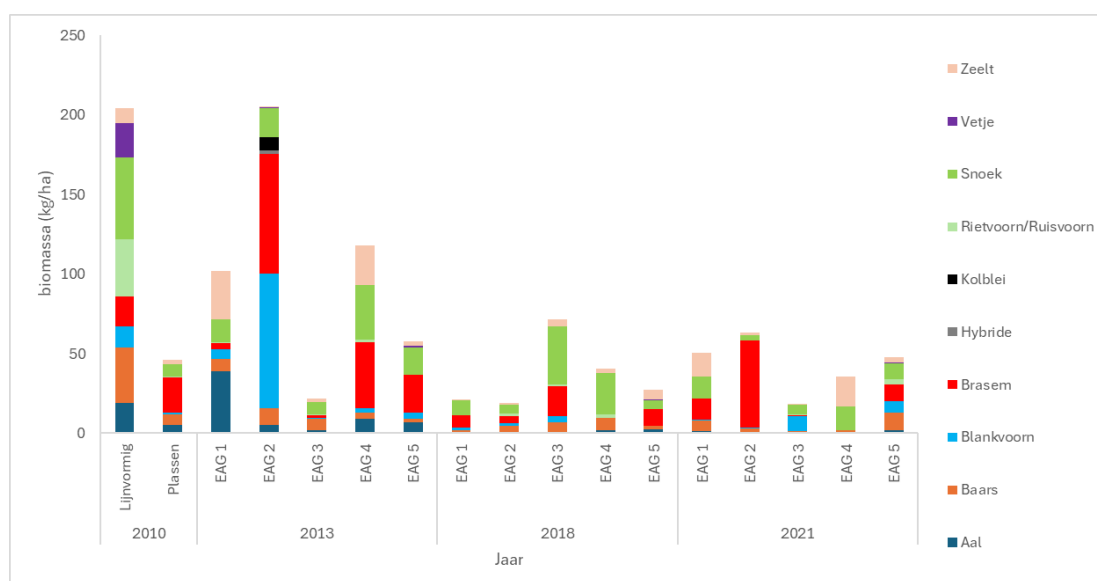
Gilde	Vissoort	biomassa (kg/ha)				aantallen (stuks/ha)			
		2010	2013	2018	2021	2010	2013	2018	2021
Eurytoop	Aal	6,4	8,9	0,8	0,9	14	17	1	1
	Baars	8,3	7,5	5,2	4,5	584	1.142	440	745
	Blankvoorn	1,8	36,1	8,7	3,5	544	1.368	455	101
	Brasem	21,9	38,9	30,2	30,8	1.761	809	2.787	3.345
	Hybride	-	0,9	0,0	-	-	11	2	-
	Driedoornige stekelbaars	-	-	-	0,0	-	-	-	1
	Kleine modderkruiper	0,0	0,0	0,0	0,0	1	0	1	0
	Kolblei	0,0	3,3	0,1	0,3	4	137	9	279
	Pos	0,1	0,0	0,2	0,1	6	4	53	19
	Snoek	10,6	16,7	18,9	8,9	74	50	29	16
Snoekbaars	-	-	0,0	0,0	-	-	0	0	
Limnofiel	Bittervoorn	0,4	0,0	0,2	0,1	1.671	74	190	124
	Rietvoorn	2,9	1,5	1,1	0,7	299	240	110	31
	Tiendoornige stekelbaars	-	0,0	0,0	0,0	-	1	0	1
	Vetje	1,6	0,2	0,1	0,1	2.680	388	161	148
	Zeelt	3,2	6,7	2,8	5,0	36	24	22	13
Exoot	Kaukasische dwerggrondel	-	-	-	0,0	-	-	-	0
	Marm grondel	-	-	0,0	0,2	-	-	9	100
Totaal		57,2	120,7	68,4	55,2	7.674	4.265	4.271	4.923
A antal soorten (excl. hybride)		12	13	15	17				

0,0 = <0,05 kg/ha; 0 = <0,5 stuks/ha; - = niet aangetroffen

Visstand per EAG

In afbeelding 3.40 is per EAG de biomassa weergegeven per vissoort over de jaren heen. Er blijken flinke ruimtelijke en temporele verschillen te zijn in de visstand. De bemonstering van 2010 maakte onderscheid tussen de plassen en de sloten, en laat duidelijk zien dat de visbiomassa in de plassen een stuk lager was dan in de sloten. In de recentere drie bemonsteringen zien we grote verschillen tussen de EAG's, maar ook tussen de jaren. Zo hadden EAG's 1 en 2 in 2013 en 2021 relatief hoge visbiomassa's, maar in 2018 juist erg lage biomassa's ten opzichte van de andere EAG's. Verder valt op dat snoek vrij stabiel in alle EAG's voorkomt. Zeelt wordt juist vooral gevangen in EAG's 1 en 4 (met wat kleinere plassen en lijnvormig water; dus veel beschutting). Doordat ook binnen een EAG de verschillen tussen iedere bemonstering groot zijn; is het moeilijk om structurele verschillen tussen de EAG's aan te wijzen.

Afbeelding 3.40 Biomassa in kg/ha per vissoort, weergegeven per EAG per jaar. Soorten met een lagere biomassa dan 1 kg/ha zijn weggelaten uit de figuur. In 2010 is geen onderscheid gemaakt tussen de EAG's, maar tussen de lijnvormige wateren en plassen



Visbestand in eerdere jaren

Er zijn gegevens van het visbestand in eerdere jaren dan 2010. Dit is weergegeven in afbeelding 3.41. Het valt op dat voor veel soorten de dominantieklasse sterk fluctueert over de jaren. Dit is echter vooral het gevolg van verschillen in de periode van bemonstering en de bemonsteringsmethode. Wel is duidelijk dat baars, blankvoorn, brasem en ruisvoorn al lange tijd de meest algemene soorten zijn in het Naardermeer.

Afbeelding 3.41 Dominantieschattingen in het Naardermeer in de periode 1990-2010. Bron: ATKB, 2011

Vissoort	1990	1996	2001	2008	2010
Aal	-	++	++	+	+
Baars	+	+++	+++	+++	++
Bittervoorn	+	+	+++*	+	+++
Blankvoorn	++++	++++	+++	++++	++
Brasem	+++	+++	+	+++	+++
Kleine modderkruiper	+	+	++	+	+
Kolblei	++	++	++	++	+
Pos	+	+	++	+	+
Ruisvoorn	++	++	+++	++	++
Rivierdonderpad	-	+	-	-	-
Snoek	++	++	++	+	+
Tiendoomige stekeelbaars	-	+	+	+	-
Vetje	+	-	++	-	+++
Zeelt	+	++	++	+	+

Verklaring van de gebruikte tekens	
Dominant >50%	++++
Algemeen 10-50%	+++
frequent 3-10%	++
schaars 1-3%	+
sporadisch <1%	-
niet aangetroffen	-

3.4.3 Samenvatting

De visgemeenschap van het Naardermeer wordt gedomineerd door vissoorten die passen bij heldere, plantenrijke meren. De lage visbiomassa wijst op relatief voedselarme omstandigheden met een geringe productiviteit wat betreft het fytoplankton, zoöplankton en macrofauna. Dit komt overeen met de lage nutriëntconcentraties, de schrale waterbodem en de dominantie van kranswieren.

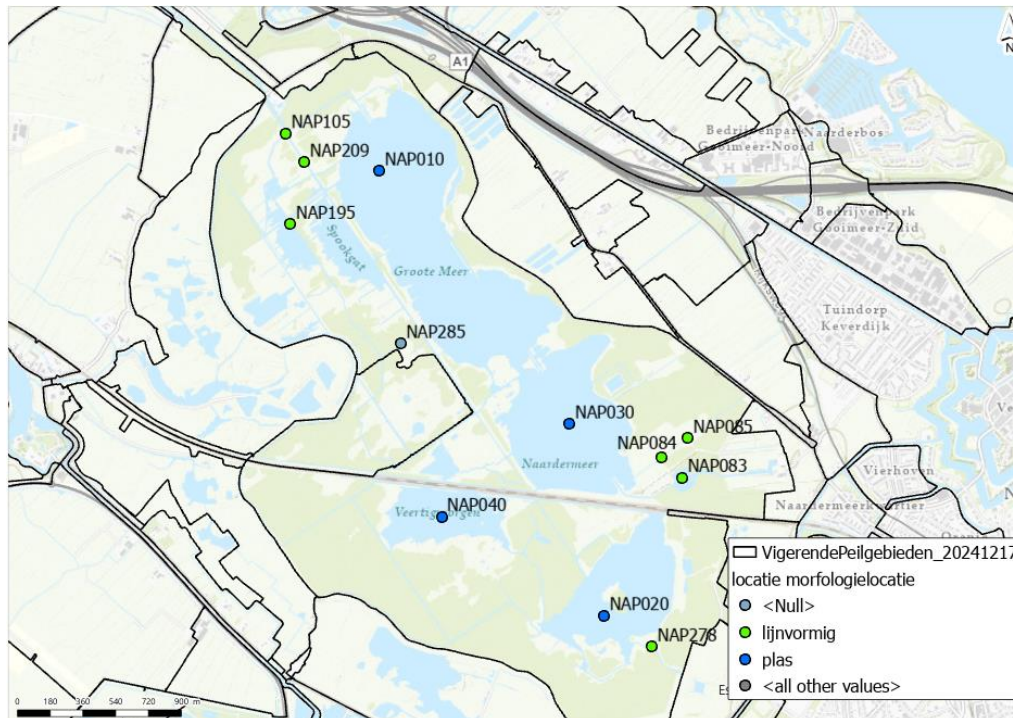
Opvallend is de brasempopulatie. Die bestaat bij de najaarsbemonstring uit een omvangrijk éénzomerig bestand en uit grote exemplaren. Bij de laatste bemonstering (2021) werd driekwart van de biomassa gevormd door brasems van 57 tot 65 cm; dat zijn flinke exemplaren die de bodem omwoelen op zoek naar voedsel (benthivore vis). Ook blankvoorn, kolblei en zeelt > circa 15 cm kunnen tot de benthivore vissen gerekend worden. In 2021 was de totale visbiomassa van deze benthivore vissen ruim 30 kg/ha. Dit is een betrekkelijk lage biomassa, wanneer bedacht wordt dat de richtlijnen voor het uitdunnen van de visstand ten bate van een waterkwaliteitsherstel uitgaan van een maximale benthivore visbiomassa van 15 tot 25 kg/ha (zie bijvoorbeeld ATKB & Witteveen+Bos 2005). Hetzelfde geldt voor de planktivore vissen die op het zoöplankton foerageren. De totale visbiomassa van alle vissen tot 15 cm, welk deel als planktivor bestempeld kan worden, bedroeg in 2021 nog geen 15 kg/ha. Bij uitdunningsprojecten geldt hiervoor een richtlijn van maximaal 10 tot 15 kg/ha.

We kunnen voorzichtig concluderen dat de invloed van de visgemeenschap op het aquatische ecosysteem relatief gering is. De omvang van het visbestand lijkt vooral beperkt te worden door de toestand van het aquatische ecosysteem: weinig voedselrijk, schrale waterbodem, veel waterplantbedekking maar weinig voeding in de vorm van fyto- en zoöplankton en macrofauna. De negatieve effecten die predatie op het zoöplankton en de omwoeling van de waterbodem kunnen hebben op een helder en plantrijk watersysteem, lijken dus vanwege het geringe visbestand geen dominante rol te spelen. Desondanks zal de KRW-beoordeling waarschijnlijk wel verschuiven van matig naar goed wanneer de (grote) brasems zouden verdwijnen (door bijvoorbeeld sterfte of uitdunning). Daardoor krijgen baars+blankvoorn, plantminnende vis en zuurstoftolerante vis namelijk automatisch een groter aandeel in de biomassa, waardoor deze deelmaatlaten mogelijk gaan voldoen. Ecologische gezien verandert er dan betrekkelijk weinig, tenzij de plek die thans door de grote brasems wordt ingenomen, ruimte biedt voor de ontwikkeling van een andere soort of soorten.

3.5 Toestand waterkwaliteit

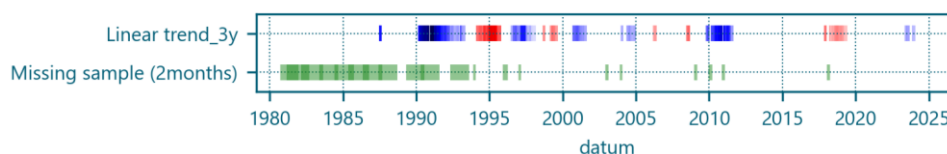
In deze paragraaf worden opvallende patronen in de waterkwaliteit, die mogelijk samenhangen met de achteruitgang in waterplanten in de afgelopen jaren, toegelicht. Alleen opvallende patronen worden afgebeeld. De rest van de afbeeldingen staat in bijlage III. Een overzicht van de meetlocaties staat in afbeelding 3.42. In verschillende hypothesen wordt verwezen naar de grafieken in deze paragraaf. Deze paragraaf geeft dus nog niet een compleet beeld van de link tussen waterkwaliteit en trends in waterplanten. Dit wordt bij de hypothesen in hoofdstuk 5 verder uitgediept.

Afbeelding 3.42 Meetlocaties van waterkwaliteit in het Naardermeer



In deze paragraaf worden zowel grafieken met tijdsreeksen getoond, alsook figuren die het resultaat zijn van een statistische trendanalyse. De uitgevoerde trendanalyse zoekt op ieder moment in de tijdreeks naar een lineaire trend in de drie jaar voorafgaand (*rolling window* van 3 jaar), met een significantie van 0,05. Een detectielabel betekent dat er een trend wordt gedetecteerd in de drie jaar voorafgaand aan het label: een blauw label geeft een dalende trend aan en een rood label een stijgende trend. Tegelijkertijd is een test uitgevoerd op missende data (*missing sample test*), die toetst of er minimaal elke twee maanden een meetwaarde is. Zo niet, wordt dit aangegeven met een groene label. De labels van de trendanalyse (boven) en missende data worden als volgt weergegeven:

Afbeelding 3.43 Voorbeeld van een label bij de trendanalyse. Hierin is aangegeven of er een stijgende (rood) of dalende (blauw) trend is en over er missende data is (aangegeven in groen)



3.5.1 Nutriënten

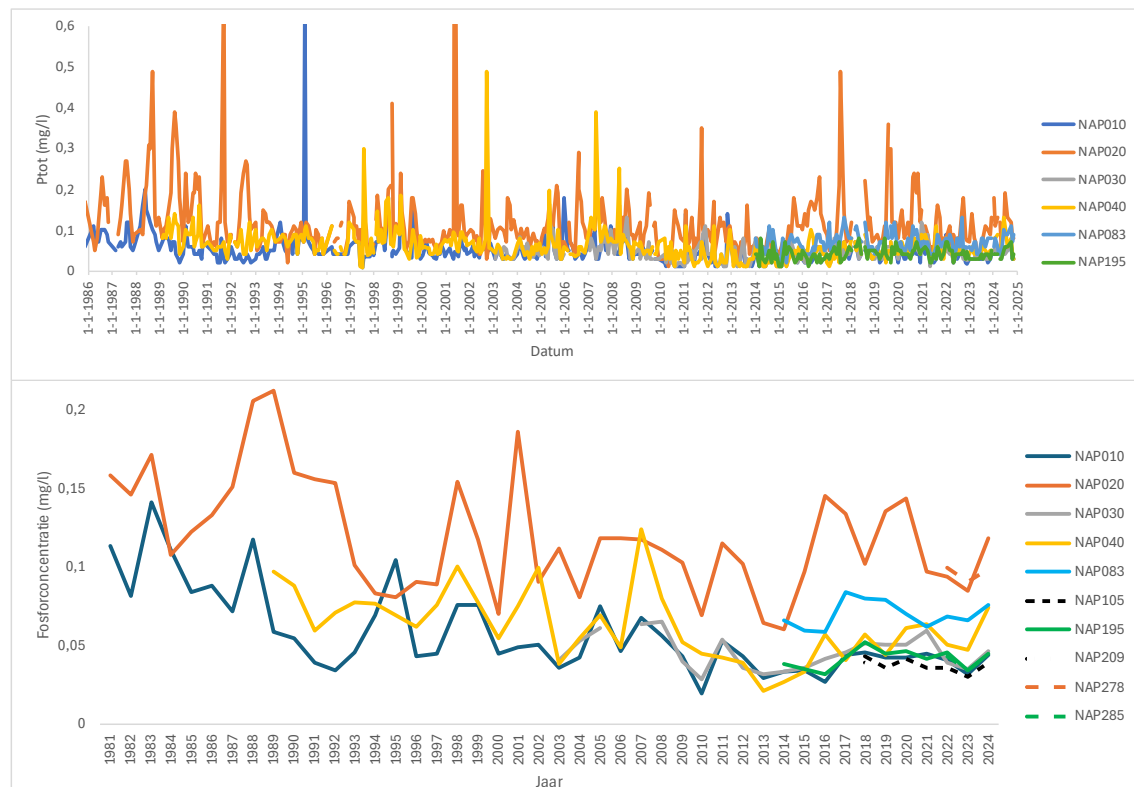
Op alle punten met langjarige meetreeksen (van 1981 t/m 2024) is er over het algemeen sprake van een afname van de fosforconcentratie (P_{tot}). Zeer relevant voor de fosforhuishouding van het Naardermeer is:

- de start van het defosfateren van het inlaatwater uit de Vecht in 1985;
- het hydrologisch isoleren van de aalscholverkolonie, eveneens in 1985;
- het verhogen van het minimum peil met circa 20 cm, eveneens sinds 1985;
- het afdammen van sloten in Meerlanden en Voormeer in de jaren '90 van de vorige eeuw;
- vanuit het herstelplan Naardermeer is vrijwel het gehele Naardermeer gebaggerd in 1990 - 1992;
- plagwerkzaamheden in 2019 in EAG 3;
- het baggeren van het Bovenste Blik en het geheel afkoppelen van de Meerlanden in 2020;
- de rapportagegrens voor P_{tot} ligt sinds 2010/2011 op 0,01 mg P/l en daarvoor op 0,03 mg P/l (vanaf 1998, in de jaren daarvoor op wisselende hogere waarden; 0,04 - 0,07 mg P/l).

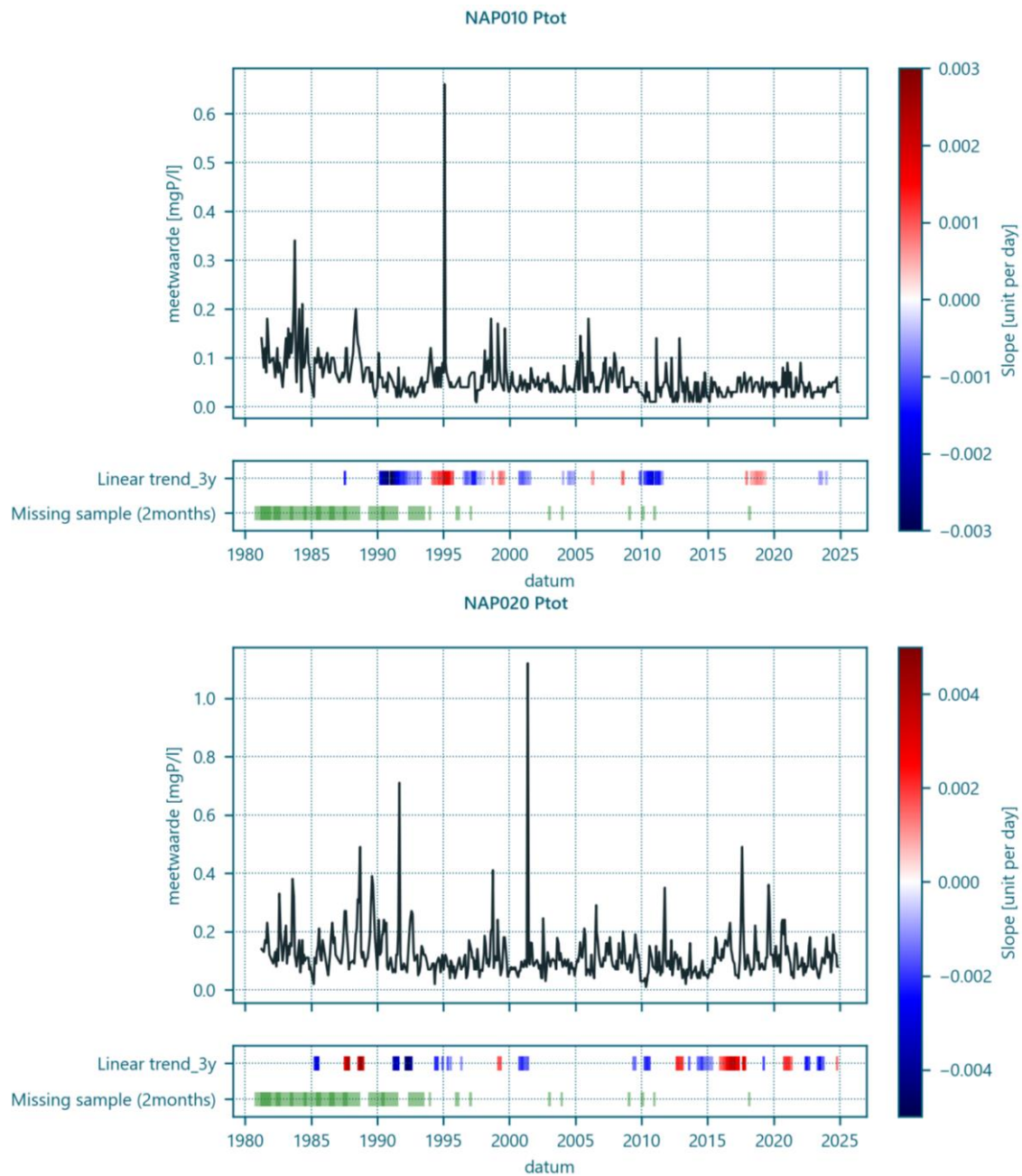
De fosforconcentratie (P_{tot}) in het Grote Meer, NAP010, neemt af van jaargemiddelden circa 0,1 mg P/l in de jaren '80 van de vorige eeuw naar een jaargemiddelde concentratie van 0,02 tot 0,05 mg P/l in de laatste vijftien jaar (afbeelding 3.44). Dit is vermoedelijk gekoppeld aan de ingebruikname van de defosfatering en het isoleren van de aalscholverkolonie. Tussen 2010 en 2016 was de P_{tot}-concentratie hier het laagst, terwijl er tussen 2017 en 2019 sprake was van een kortdurende stijgende trend (afbeelding 3.45) en sindsdien liggen de concentraties iets hoger dan in de periode 2010 - 2016 (jaargemiddeld 0,04 à 0,05 mg P/l in 2017 - 2024). Gedurende het jaar zijn er geen duidelijke seizoensmatige verschillen te zien: in de winter zijn af en toe kleine piekjes te zien, maar de seizoensgemiddelden verschillen minimaal van elkaar. In 2025 is de waterkwaliteit gemeten op alle locaties waar ook de waterbodem is bemonsterd. In het algemeen bevatte het water toen zeer weinig fosfor.

Volgens de KRW is het GEP (Goed Ecologisch Potentieel) voor totaal fosfor in het Naardermeer 0,04 mg P/l. In de rapportagejaren 2021 en 2024 werd dit niet gehaald. In 2009 en 2015 werd er wel aan de KRW maatlat voldaan. Dit bevestigt het patroon dat in de data te zien is, namelijk een toename in concentratie vanaf 2017.

Afbeelding 3.44 Fosforconcentratie (P_{tot}) in het Naardermeer. Boven: tijdserie. Onder: jaargemiddelden (met ingezoomde y-as)



Afbeelding 3.45 Boven: trendanalyse van de fosforconcentratie in het oppervlaktewater op meetpunt NAP010 (Grote Meer).
Onder: idem voor meetpunt NAP020, (Bovenste Blik)



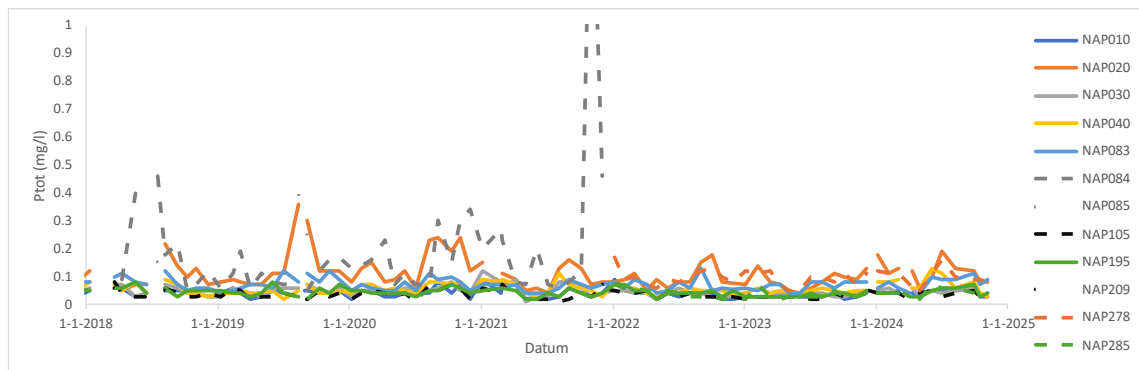
De fosforconcentratie in het Naardermeer (meetpunt NAP030 met metingen sinds 2003) en Veertig Morgen (NAP040, metingen sinds 1989) vertoont een vergelijkbaar beeld als op het Grote Meer (NAP010). Op de meetlocaties dicht bij het inlaatpunt van gedefosfateerd Vechtwater (vooral NAP105 en NAP209) ligt de Ptot-concentratie doorgaans net iets lager dan in het Grote Meer. De Ptot-concentratie in het iets verderop gelegen meetpunt in de Binnenzij, NAP195, is vrijwel identiek aan die in het Grote Meer.

Op meetpunt NAP020 (Bovenste Blik) komen 's zomers regelmatig hoge fosforpieken voor (van 0,2 tot > 1,0 mg P/l; de hoogste pieken zijn doorgaans in augustus of september, afbeelding 3.44). Dit werd vermoedelijk veroorzaakt door nalevering van fosfor vanuit de waterbodem, in combinatie met de brakke en fosforrijke kwel in dit meer (Boosten, 2007). Nadat er hier gebaggerd is, in 1992 - 1994 en vervolgens in 2020 - 2021, komt de P_{tot}-concentratie duidelijk lager te liggen en nemen de pieken (tijdelijk) af:

- in de eerste vijf jaar na het baggeren in de jaren '90 kwam de jaargemiddelde concentratie niet boven de 0,1 mg P/l uit. Sinds 1998 was dat echter wel weer het geval, en sindsdien schommelt de P_{tot}-concentratie tussen de 0,06 en 0,18 mg P/l (jaargemiddeld). In de jaren 2010 - 2015 was de P_{tot}-concentratie relatief laag (doorgaans < 0,10 mg P/l), gevolgd door een significante toename rond het jaar 2016 (afbeelding 3.45 onder). In 2016 - 2020 lag de P_{tot}-concentratie jaargemiddeld op 0,10 tot 0,15 mg P/l, met ieder jaar in augustus pieken van 0,2 tot 0,5 mg P/l;
- na het baggeren in 2020 - 2021 ligt de jaargemiddelde P_{tot}-concentratie (net) onder de 0,1 mg P/l, met piekjes tot 0,2 mg P/l. In 2024 was de concentratie weer iets hoger (jaargemiddeld 0,12 mg P/l), al is er volgens de statische test nog geen sprake van een significante toename ten opzichte van de drie jaar daarvoor (afbeelding 3.44).

In slootjes ten oosten van het Naardermeer (EAG 3, meetpunt NAP084 en NAP085) is de fosforconcentratie behoorlijk afwijkend ten opzichte van de meren (afbeelding 3.45). Er zijn regelmatig piekjes tussen de 0,2 en 0,4 mg P/l te zien, met incidenteel uitschieters tot wel 1,7 mg P/l. Er is geen duidelijk seizoenspatroon zichtbaar: de pieken komen zowel in de zomer als in de winter voor. De oorzaak voor deze hogere concentraties is niet duidelijk. Dit gebied is afgeplagd rond 2018 - 2019 (zie bijlage I), wat een mogelijke bron zou kunnen zijn.

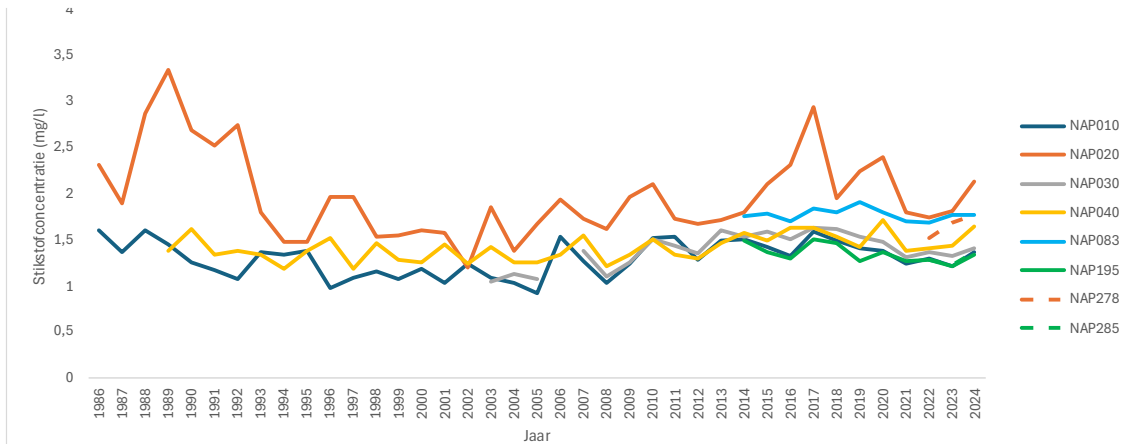
Afbeelding 3.46 Fosforconcentratie in het Naardermeer, inclusief meetpunten in lijnvormige wateren (onderbroken lijnen)



In het Groote Meer (NAP010) en Naardermeer (NAP030) ligt de concentratie **fosfaat (PO₄)** zeer vaak onder de rapportagegrens van 0,005 mg P/l (resultaten niet getoond), en dat is al sinds het jaar 2000 het geval. In Veertig Morgen (NAP040) is geregeld sprake van licht verhoogde PO₄-concentraties (tot 0,04 mg P/l), maar dat is vrijwel enkel in het winterhalfjaar het geval. De zeer lage PO₄-concentraties wijzen erop dat fosfaat in het groeiseizoen direct wordt opgenomen door primaire producenten (algen, planten en bacteriën). In het Bovenste Blik (NAP020) ligt de PO₄-concentratie hoger dan op de andere locaties, maar ook hier is dat alleen in het winterhalfjaar het geval (met pieken van 0,04 tot 0,08 mg P/l).

De concentratie **stikstof (totaal, N_{tot})** ligt op de meeste meetpunten jaargemiddeld rond de 1,5 mg N/l (afbeelding 3.47). Over de laatste 20 jaar is licht stijgende trend waar te nemen tot circa 2015 in onder andere het Groote Meer (NAP010) en Naardermeer (NAP030). In het Bovenste Blik ligt de N_{tot}-concentratie altijd wat hoger, en was de concentratie beduidend hoger in de jaren voorafgaand aan het baggeren (van zowel 1990 - 1992 als 2020 - 2021). Stikstof voldeed in de twee meest recente rapportagejaren (2021 en 2024) aan de KRW maatlat (1,80 mg N/l). In 2009 en 2015 werd er niet voldaan aan de maatlat voor stikstof. In de data is ook te zien dat de stikstofconcentratie is afgenomen na 2015 (afbeelding 3.47). In 2025 is de waterkwaliteit gemeten op alle locaties waar ook de waterbodem is bemonsterd. In het algemeen bevatte het water toen zeer weinig stikstof.

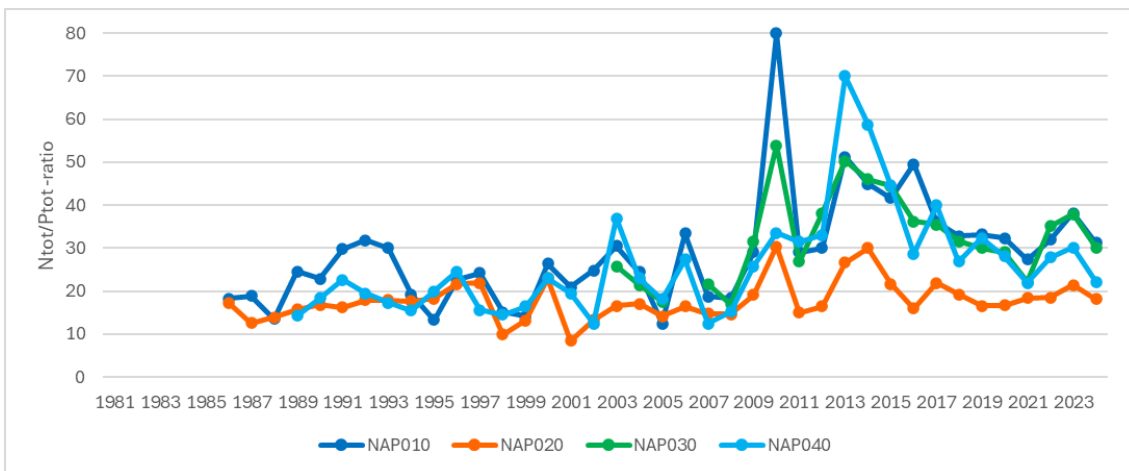
Afbeelding 3.47 Stikstofconcentratie (Ntot) in het Naardermeer, jaargemiddelden



De verhouding Ntot/Ptot ligt de laatste vijftien jaar rond de 30 of daarboven, behalve in het Bovenste Blik waar de verhouding rond de 20 ligt (afbeelding 3.47). De wat lagere verhouding in het Bovenste Blik hangt logisch samen met de hogere Ptot-concentraties aldaar, die het gevolg zijn van P-nalevering uit de waterbodem. De sterke toename van de N/P-verhouding in de andere meren rond 2010 - 2015 is het gevolg van een stijgende Ntot-concentratie en, rond 2010, een dip in de Ptot-concentraties. Met de geringe stijging van Ptot sinds 2017 ligt de N/P-ratio vanaf dan weer rond de 30.

Deze N/P-ratio's wijzen op een P-gelimiteerd systeem, zeker in de laatste vijftien jaar. Maar ook in de periode daarvoor, met een ratio van tussen de 20 en 30, is P-limitatie waarschijnlijk. Ook het feit dat de concentratie goed opneembaar P, fosfaat (PO₄), vrijwel altijd minimaal is (onder de lage rapportagegrens), wijst op P-limitatie. Echter, ook de nitraatconcentratie (NO₃) raakt 's zomers helemaal uitgeput (tot onder de rapportagegrens van 0,05 mg N/l; resultaten niet getoond). Beide 'gemakkelijk opneembare vormen' van P en N raken 's zomers dus uitgeput, wat suggereert dat mogelijk beide nutriënten limiterend zijn voor de productiviteit van de meren.

Afbeelding 3.48 De Ntot/Ptot-verhouding op vier meetlocaties in het Naardermeer

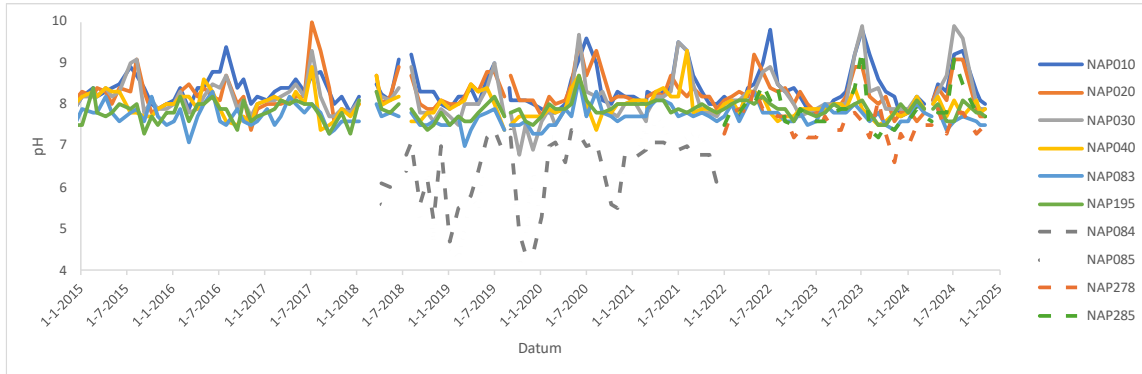


3.5.2 Basenhuishouding

In afbeelding 3.49 is de pH in het Naardermeer weergegeven. Er zijn sinds 2015 geen duidelijke verschuivingen opgetreden. Wat wel opvalt is de zeer hoge pH in de meren. Dit wordt zeer waarschijnlijk veroorzaakt door kranwieren. Kranwieren nemen namelijk bicarbonaat op als koolstofbron en scheiden

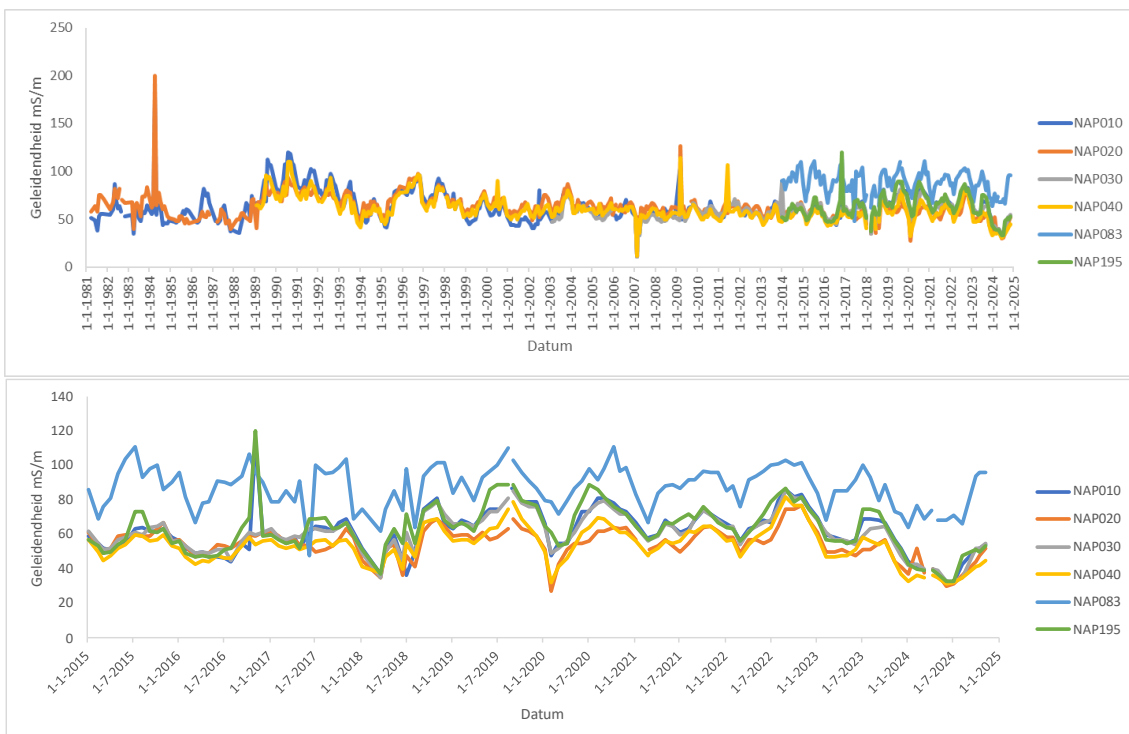
daarbij OH^- uit, wat zorgt voor een stijging van de pH. Hoewel kranswieren goed kunnen groeien bij hoge pH zijn deze omstandigheden voor andere soorten, zoals krabbenscheer, ongunstig. In de sloten, waarin minder kranswieren staan is de pH een stuk lager (bijvoorbeeld op meetpunt NAP278). De pH op meetpunt NAP084 en NAP085 is erg laag, met meetwaarden tot minimaal 4. Dit heeft vermoedelijk te maken met de afplagwerkzaamheden in de buurt van deze watergangen.

Afbeelding 3.49 pH in het Naardermeer



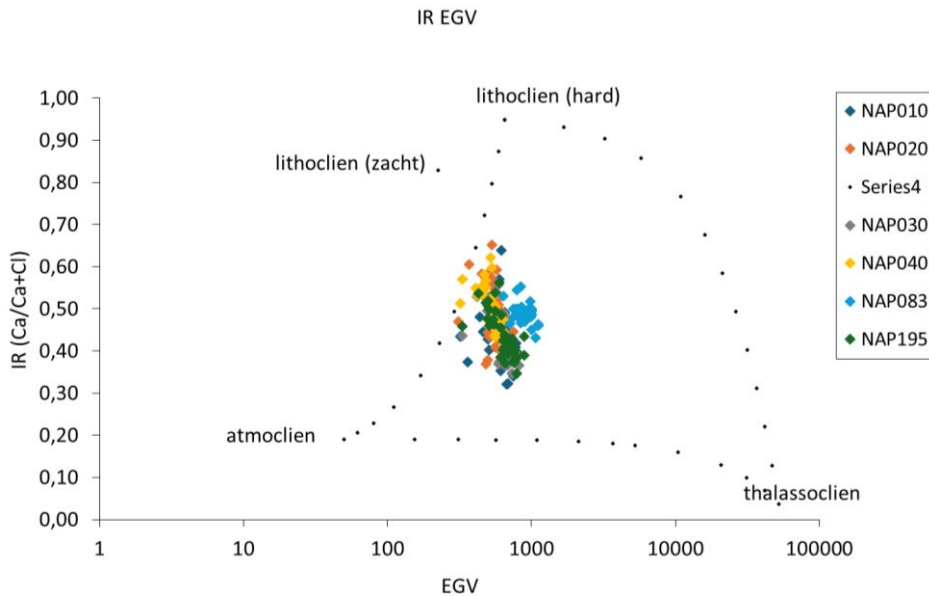
Wat betreft het EGV (elektrisch geleidend vermogen) valt vooral op dat meetpunt NAP083 (ten zuidoosten van het Naardermeer in EAG 3) in sommige parameters afwijkt van de rest van de meetpunten. De pH ligt lager en laat minder hoge pieken zien in het groeiseizoen (afbeelding 3.48). Het EGV is daarentegen hoger (afbeelding 3.50) evenals de concentraties aan ammonium, bicarbonaat, chloride en calcium (allen niet getoond). Dit wijst op mogelijke invloed van brakke kwel op deze meetlocatie. Dit komt overeen met het kaartje in afbeelding 2.2, waarin te zien is dat meetpunt NAP083 in de zone met mogelijke brakke kwel ligt. Verder is te zien dat het EGV in 2024 op alle locaties afneemt (afbeelding 3.49), vermoedelijk doordat er in deze periode veel neerslag is gevallen. Regenwater heeft immers een laag EGV.

Afbeelding 3.50 EGV in het Naardermeer. Onderin een ingezoomde figuur voor de periode 2015 - 2025

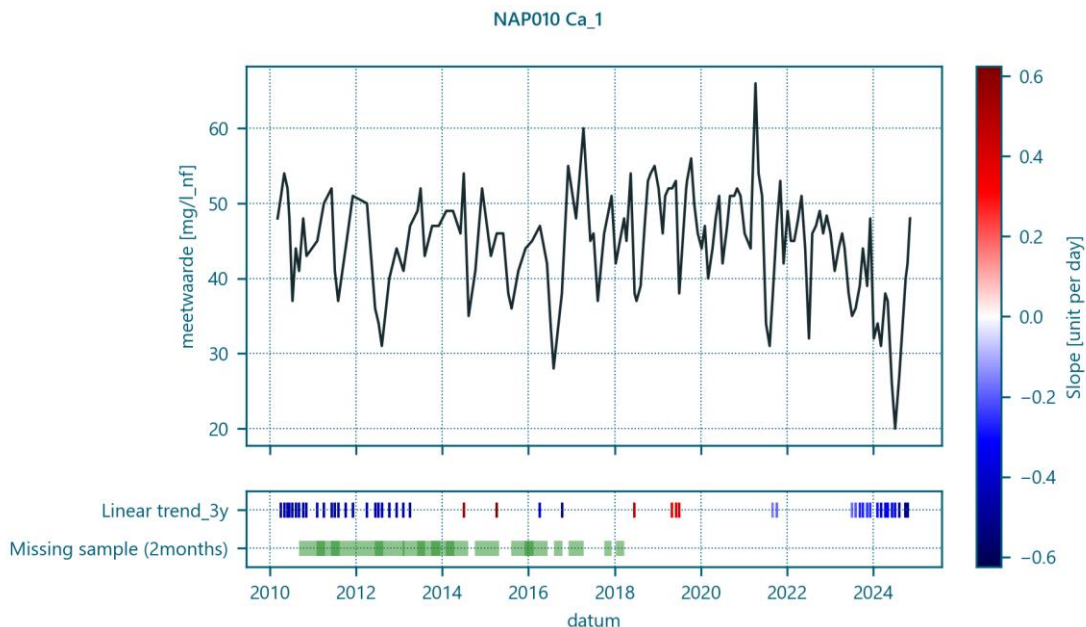


In afbeelding 3.51 is een IR-EGV diagram weergegeven van alle metingen in het Naardermeer tussen 2015 en 2024. In EAG's 4 en 5 (respectievelijk Veertig Morgen NAP040 en Bovenste Blik NAP020) is de IR-ratio vaak iets hoger dan in de andere EAG's. Dit wijst op meer grondwaterinvloed op deze locaties. Mogelijk wordt dit in EAG 5 (Bovenste Blik) verklaard door kwel en in EAG 4 door uitspoeling van calciumrijke percelen (Moria, 2020) en een relatief groot deel van wateraanvoer uit het Bovenste Blik. In EAG 3 (vooral bij NAP83) is de EGV hoger, mogelijk door brakke kwel (zie vorige alinea).

Afbeelding 3.51 IR-EGV diagram van het Naardermeer gebaseerd op data van 2015 t/m 2024



Afbeelding 3.52 Trendanalyse van de calciumconcentratie in het oppervlaktewater op meetpunt NAP010 (Grote Meer)



Als er wordt gekeken naar de trends in de basenhuishouding dan valt vooral de daling van de calciumconcentratie op in de periode 2022 - 2024. Zie afbeelding 3.52 voor de trend op meetpunt NAP010 in het Grote Meer, maar dit is ook op de andere meetpunten het geval. Op meetpunt NAP010 daalt de concentratie van zo'n 45 mg/l in 2022 naar zo'n 35 mg/l en zelfs een dal van 20 mg/l in 2024. In

paragraaf 3.5.3 is te zien dat een soortgelijke daling ook bij de bicarbonaatconcentraties optreedt. 2023 en 2024 waren natte jaren: dit kan gedeeltelijk deze afnames verklaren, waarbij de concentraties afnemen door verdunning met regenwater. Dit patroon is ook te zien in het EGV (afbeelding 3.49). Echter, de daling van calcium- en bicarbonaatconcentraties begint al eerder, in 2022, en de sterke stijging aan het einde van 2024 tot calciumconcentraties van 50 mg/l doen vermoeden dat er meer speelt. Het is vooralsnog echter onduidelijk wat er precies gebeurt.

3.5.3 Koolstofhuishouding

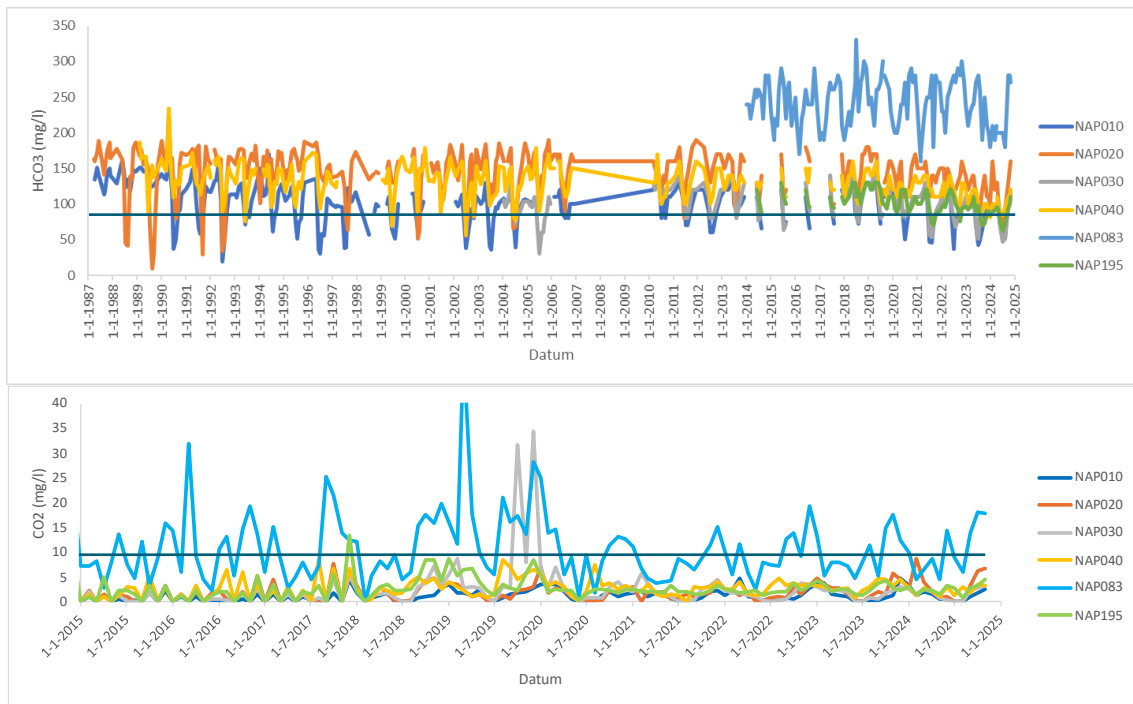
In afbeelding 3.53 is de bicarbonaat- en koolstofdioxideconcentratie weergegeven. Bij waarden onder de blauwe horizontale lijn is er sprake van bicarbonaat- of koolstofdioxidelimitatie. Het valt op dat meetpunt NAP083 in EAG 3 weer afwijkt van de andere meetpunten, vermoedelijk door de brakke kwel. Net als calcium, laat ook de bicarbonaatconcentratie de afgelopen paar jaar een dalende trend zien. Zo schommelde de waarde in bijvoorbeeld EAG 4 nog tussen de 100 en 160 mg/l in 2019, en nam dit af tot 80-120 mg/l in 2024. In EAG's 4 en 5 trad de afname op in de periode 2022 - 2024, in EAG 1, 2 en 3 in de periode 2019 - 2023. Een voorbeeld van de significante afname van de bicarbonaatconcentratie is voor EAG 4 (Veertigmorgen) weergegeven in afbeelding 3.54. In 2025 is de waterkwaliteit gemeten op alle locaties waar ook de waterbodem is bemonsterd. De gemiddelde bicarbonaatconcentratie was toen zo'n 104 mg/l.

Er is sprake van een sterke afname van bicarbonaat in zomer. Dit valt samen met sterke pH stijgingen. Bij een pH die hoger is dan 9 kan CaCO_3 neerslaan. Dit kan deze sterke afname in de zomer verklaren (in combinatie met opname door planten). Dit kalk lost weer (deels) op wanneer de pH daalt. Daarnaast kan er dan ook weer bicarbonaat in het water komen door nalevering uit de waterbodem en/of uitspoeling. De geleidelijke afname van bicarbonaat tussen 2018 en 2024 duidt er op dat er in deze jaren netto meer bicarbonaat wordt vastgelegd in de zomer dan er wordt nageleverd of inspoelt/in wordt gelaten. Dit kan mede veroorzaakt worden door een lagere productiviteit (minder afbraak en vorming van anorganisch koolstof in bodem) en door de hogere sulfaatbelasting (minder zure toplaag van de bodem).

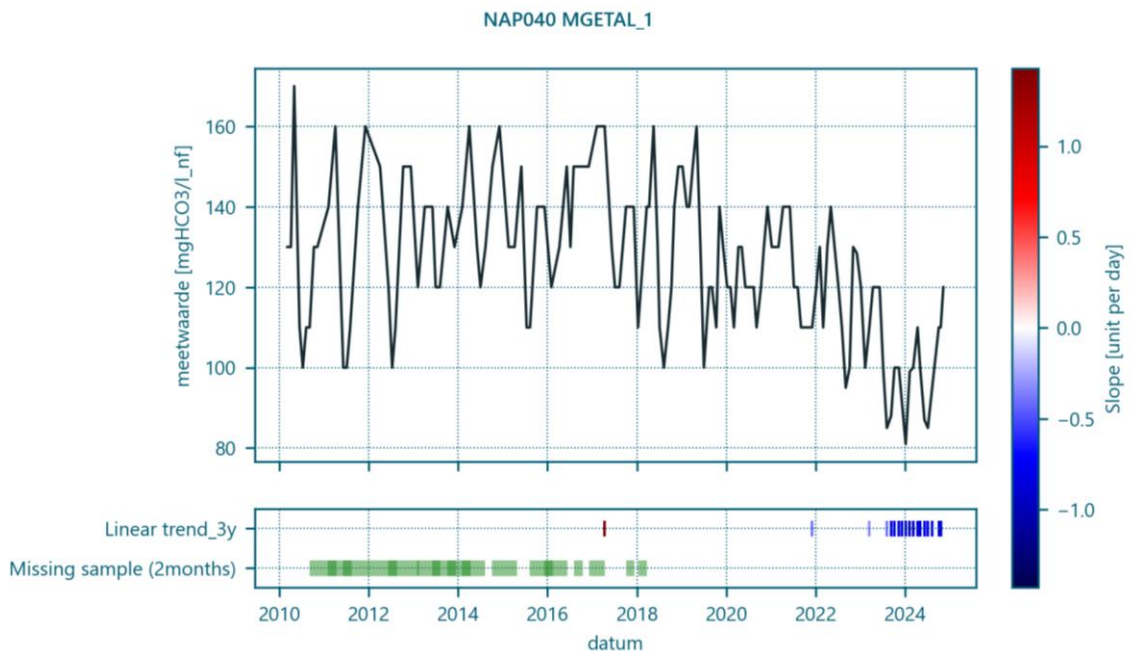
Voor koolstofdioxide¹ is de trend minder duidelijk, al is de concentratie wel afgenomen in vergelijking met concentraties in de jaren '90 van de vorige eeuw (afbeelding 3.55). In 2025 is de waterkwaliteit gemeten op alle locaties waar ook de waterbodem is bemonsterd. De gemiddelde concentratie was toen 7,3 mg/l CO_2 . De CO_2 -concentraties in het Naardermeer zijn echter altijd aan de lage kant geweest voor soorten die CO_2 gebruiken als koolstofbron, zoals krabbenscheer en bepaalde fonteinkruiden. De waarden liggen (met uitzondering van meetpunt NAP083) meestal onder de 10 mg/l, wat logisch is bij een pH van 8,0 - 9,5.

¹ De CO_2 -concentraties zijn berekend aan de hand van de pH, bicarbonaatconcentratie en de temperatuur.

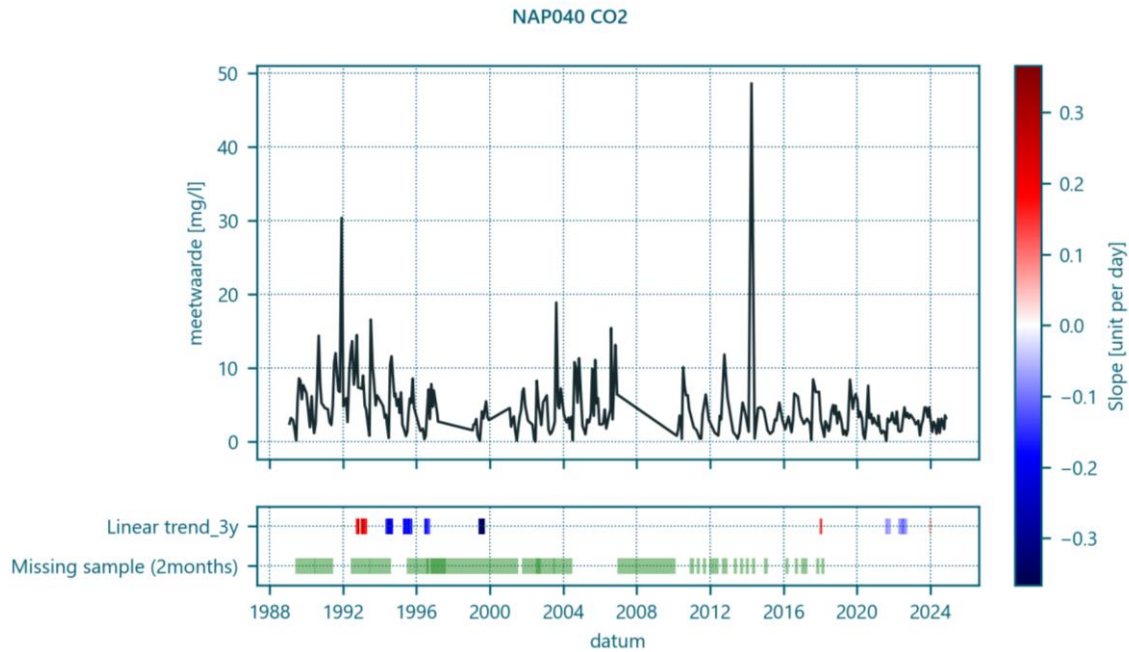
Afbeelding 3.53 Bicarbonaatconcentratie (boven) en CO₂-concentratie (onder) in het Naardermeer. De CO₂-concentratie is alleen voor de laatste 10 jaar berekend



Afbeelding 3.54 Trendanalyse van de bicarbonaatconcentratie in het oppervlaktewater op meetpunt NAP040 (Veertig Morgen)



Afbeelding 3.55 Trendanalyse van de CO₂-concentratie in het oppervlaktewater op meetpunt NAP040 (Veertigmorgen)



3.5.4 Sulfaat, ammonium en ammoniak

De sulfaatconcentratie laat een opvallende trend zien tussen 2018 en 2023. In alle EAG's neemt de concentratie (sterk) toe, waarna die in 2024 weer sterk afneemt (afbeelding 3.55). Een voorbeeld van dit patroon is weergegeven voor EAG 3 in afbeelding 3.57. De sulfaatconcentratie ligt tot en met 2017 tussen de 30 en 55 mg/l en neemt daarna toe tot 55-95 mg/l. Dit zijn hoge concentraties die ongunstig zijn in veengebieden, omdat sulfaat onder zuurstofloze omstandigheden kan leiden tot versnelde veenafbraak, P-mobilisatie en zelfs tot sulfidentoxiciteit.

Berekening stijging sulfaatconcentratie

De sterkste toename in de sulfaatconcentratie treedt op in juli 2018: in het Groote Meer is er sprake van een stijging van 66 mg SO₄/l (4-7-2018) naar 87 mg SO₄/l (8-8-2018). Ook in het Naardermeer (NAP030) stijgt de sulfaatconcentratie in die periode met 20 mg/l, namelijk van 57 naar 77 mg SO₄/l. Het inlaatwater (gemeten op NAP004, brug bij Meerkade 1) bevat in deze periode gemiddeld 90 mg SO₄/l. We kunnen grof narekenen in welke mate deze stijging in het Groote Meer toe te schrijven is aan het inlaatwater.

Het totaal inlaatvolume tussen 4 juli en 8 augustus 2018 bedraagt 403.200 m³ (opgedrukte inlaat op basis van gemeten debietreeks) plus 331.300 m³ (berekende inlaat; onduidelijk welk deel hiervan daadwerkelijk is ingelaten als gevolg van onvolledige debietreeks). Het Groote Meer heeft een volume van circa 835.00 m³. Daarvan is in deze maand tijd 50 % tot 90 % (resp. enkel opgedrukte inlaat of opgedrukte + berekende inlaat) 'verdrongen' door het inlaatwater. Uitgaande van een volledige menging zou de mengconcentratie 74 tot 77 mg SO₄/l bedragen (bij resp. enkel opgedrukte inlaat of opgedrukte + berekende inlaat). Dit verklaart nog niet de gemeten concentratie van 88 mg SO₄/l. Het is echter de vraag of het terecht is hier uit te gaan van volledige menging: het inlaatwater zal zich waarschijnlijk als een 'front' verplaatsen en het 'oude' water als een prop voor zich uit weg duwen (waarbij natuurlijk ook enige menging en diffusie optreedt). In dat geval kan de gemeten stijging van de sulfaatconcentratie in het Groote Meer wel volledig worden toegeschreven aan de waterinlaat.

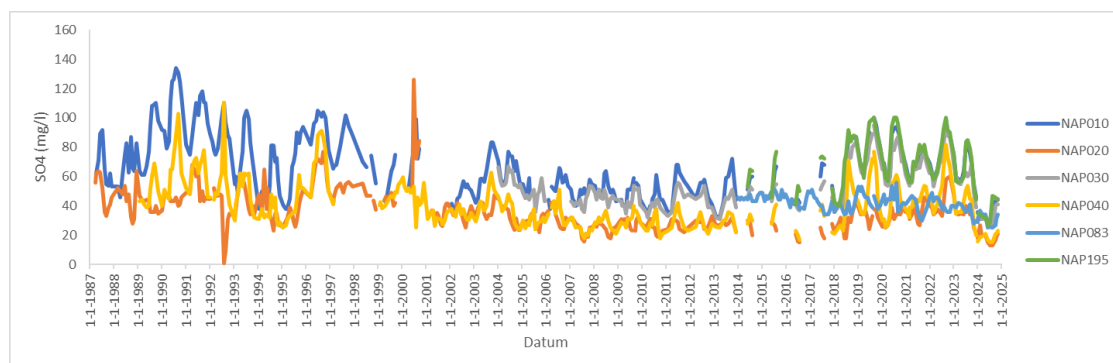
Het lijkt kortom wel aannemelijk dat de hoge concentratie in het inlaatwater én de grote waterinlaat vanaf 2018 een groot deel van de SO₄ toename kan verklaren. Ook gezien de verschillen tussen de plassen, met de laagste stijging in het Bovenste Blik, dat het verste bij de inlaat vandaan ligt.

De afname in 2024 kan worden verklaard door de grote hoeveelheid neerslag in dat jaar. Het valt op dat de hoogste sulfaatconcentraties eigenlijk altijd in de zomer worden gemeten. Dit doet vermoeden dat de toename in sulfaatconcentraties wordt veroorzaakt door inlaat en niet/minder door uit- of afspoeling. Dit komt ook overeen met de droge zomers die er vanaf 2018 zijn geweest, waarbij inderdaad meer water is ingelaten. De sulfaatconcentratie in het inlaatwater was bovendien in de droge jaren (2018-2022) hoger dan in de jaren daarvoor en daarna. In het Bovenste Blik is de sulfaatconcentratie lager. Dit gebied ligt het verst van de inlaat en wordt dan ook het minst door de waterinlaat beïnvloed. Metingen van zwavel die in oktober 2025 zijn uitgevoerd tijdens de waterbodembemonstering laten zien dat de zwavelconcentratie ten noorden van de spoorlijn duidelijk hoger is dan ten zuiden van de spoorlijn. Dit wijst ook op het effect van inlaat.

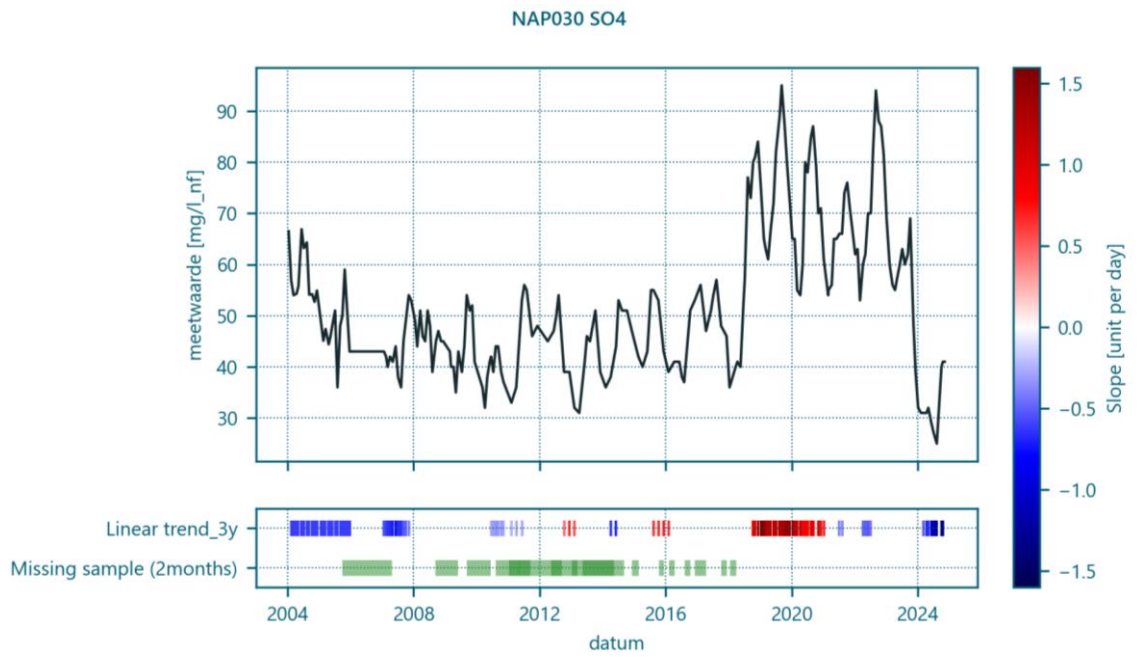
De toename in sulfaat heeft vermoedelijk geen groot effect gehad op de vegetatie. Er lijkt geen sprake te zijn van grootschalige omzetting van sulfaat in het voor waterplanten giftige sulfide. Als dit was opgetreden was er in de zomer juist een daling zichtbaar geweest van sulfaat, door omzetting naar sulfide. In het Bovenste Blik is er zomers wél sprake van een daling van de sulfaatconcentratie. In veel jaren is te zien dat de sulfaatconcentratie in juni of juli begint te dalen, terwijl de concentratie in de andere EAG's dan juist stijgt. Wel valt op dat in de jaren met hoge sulfaatconcentraties (2018 - 2023) de sulfaatdip in EAG 5 maar één of twee maanden duurde. Vaak is er vanaf augustus al weer een stijging. Hier spelen twee processen door elkaar heen: enerzijds sulfaatreductie (als gevolg van een sterk gereduceerde waterbodem), anderzijds inlaat van sulfaatrijke water. Hoe groot beide processen zijn is niet goed te bepalen; de sulfaatmetingen geven enkel inzicht in het resultaat van beide processen. Sulfidemetingen in het porievocht kunnen nader inzicht geven over het al dan niet optreden van sulfidotoxiciteit. De sulfidemetingen uit 2025 wijzen erop dat slechts één locatie een mogelijk toxiciteitsprobleem kent. Op de overige locaties is de sulfideconcentratie laag. (zie verder de behandeling van ESF3 in paragraaf 4.3.2).

De ammoniumconcentratie is met name hoog op meetpunt NAP083, in de zone met mogelijke brakke kwel aan de zuidoostzijde van het Naardermeer in EAG 3 (afbeelding 3.58). Verder zijn er geen duidelijke trends. Er is geen sprake van hoge ammoniakconcentraties (resultaten niet getoond). Deze concentraties zijn laag en liggen meestal rond de 0,01 tot 0,02 mg/l.

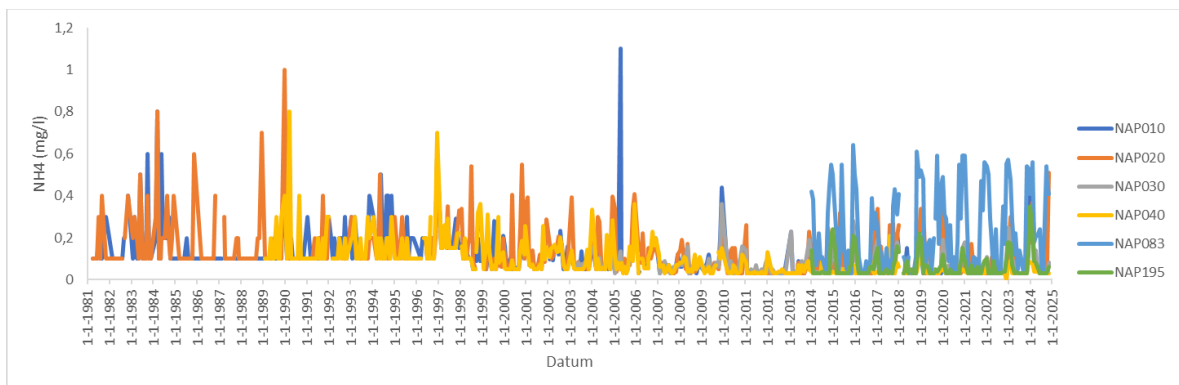
Afbeelding 3.56 Sulfaatconcentratie in het Naardermeer. De donkerblauwe lijn van het Grootte Meer ligt achter de groene lijn van het meetpunt NAP195 in de Binnenzij



Afbeelding 3.57 Trendanalyse van de sulfaatconcentratie in het oppervlaktewater op meetpunt NAP030



Afbeelding 3.58 Ammoniumconcentratie in het Naardermeer



4

ESF-ANALYSE

In dit hoofdstuk wordt de analyse van de eerste drie Ecologische Sleutelfactoren (ESF's) beschreven: productiviteit van het water, lichtklimaat en productiviteit van de waterbodem. Deze drie ESF's zijn belangrijke voorwaarden voor de groei van ondergedoken waterplanten.

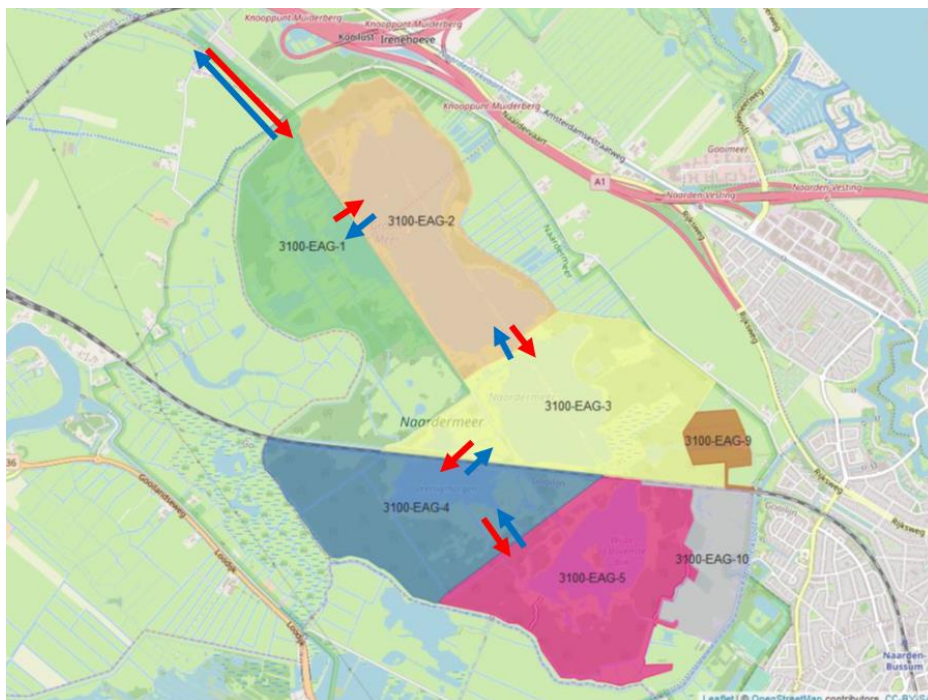
4.1 ESF 1: productiviteit van het water

4.1.1 Methode

Voor de analyse van ESF 1 is gebruik gemaakt van een water- en stoffenbalans voor het hele gebied en voor de verschillende EAG's apart, die is opgesteld door Waternet. In hoofdstuk 2 is de schematisering van het gehele gebied weergegeven. De schematisering voor de waterbalans per EAG is weergegeven in afbeelding 4.1. In werkelijkheid staan EAG 1, 2 en 3 in open verbinding met elkaar, evenals EAG 3 en 4 en EAG 4 en 5. In de waterbalansen zijn de EAG's echter als volgt met elkaar verbonden:

- EAG 5 wordt gevoed door EAG 4 en loost zijn wateroverschot op EAG 4;
- EAG 4 wordt gevoed door EAG 3 en loost zijn wateroverschot op EAG 3;
- EAG 3 wordt gevoed door EAG 2 en loost zijn wateroverschot op EAG 2;
- EAG 2 wordt gevoed door EAG 1 en loost zijn wateroverschot op EAG 1;
- EAG 1 wordt gevoed door de inlaat (defosfatering) en het wateroverschot wordt uitgemalen bij molen De Onrust.

Afbeelding 4.1 Schematisering waterbalans (blauw is een wateroverschotsituatie; rood is een wateraanvoersituatie)



Van de inlaat en uitlaat bij EAG 1 zijn debietmetingen. Deze zijn op de waterbalans gedrukt als meetreeksen. In de balans wordt het uitmalen nagebootst door de molen te laten uitmalen tot het peil 5 cm onder het streefpeil staat. Voor kwel en wegzijging worden in de balans geen vaste waarden gebruikt. De waarden zijn afhankelijk van het oppervlaktewaterpeil. In EAG 1, 2 en 4 zit alleen wegzijging. In EAG 3 en 5 zit vooral kwel. Uitgangspunten voor de waterbalans staan in tabel 4.1 en 4.2. De waterbalans is opgesteld voor de periode januari 1996 t/m juli 2025, in de grafieken in dit hoofdstuk ligt de focus op de laatste 10 jaar.

Tabel 4.1 Uitgangspunten waterbalans van het Naardermeer.

Parameter	Waarde
oppervlakte onverhard (m ²)	zie tabel 4.2
oppervlakte open water (m ²)	zie tabel 4.2
inlaat defosfatering	meetreeks
uitlaat molen de Onrust	meetreeks
uitlaat aalscholverkolonie (m ³ /d)	2.500 (t/m 2007)
f_uitspoel	0,025
f_intrek	0,025
porositeit	0,2
maximum oppervlaktewaterpeil (m NAP)	-0,9
minimum oppervlaktewaterpeil (m NAP)	zomer: -1,1 winter: -1,05
gemiddelde diepte (m)	zie tabel 4.2
neerslag	meetreeks (Weesp)
verdamping	meetreeks (Schiphol)

Tabel 4.2 Uitgangspunten, oppervlakte en diepte per EAG.

EAG	Verhard (m2)	Onverhard (m2)	Water (m2)	Diepte (m)	Totaal (m2)
3100-EAG-1	7.902	701.966	285.809	0,81	995.677
3100-EAG-2	6.162	440.921	834.673	1,00	1.281.756
3100-EAG-3	6.744	811.380	537.614	0,91	1.355.738
3100-EAG-4	7.987	922.538	217.730	1,02	1.148.255
3100-EAG-5	4.098	866.298	328.845	0,91	1.199.242

Uitgangspunten stoffenbalans

Uitgangspunten voor de stoffenbalans staan in tabel 4.3. Voor de inschatting van stoffenconcentraties in kwel is gekeken naar metingen van grondwaterkwaliteit. Het dichtstbijzijnde meetpunt ligt in de Meerlanden. Er is een gemiddelde genomen van een meting in de laag NAP +5 tot -10 m en de laag NAP -10 tot -25 m. Deze aanpak is gekozen omdat dit het beste overeenkomt met de chloridebalans. Fosfor is niet gemeten in het meetpunt in de Meerlanden. Hier is een waarde genomen van een meetpunt ten zuiden van het Naardermeer. Hier is maar op één diepte gemeten. Waarden voor uitspoeling (0,20 mg P/l) en afstroming (0,40 mg P/l) zijn gebaseerd op een combinatie van metingen van poriewater in de percelen en uitspoelingsconcentraties in andere, vergelijkbare laagveengebieden. De waarde van uitspoeling en afstroming van fosfor wijkt door deze aanpak af van de waarde die in eerdere stofbalansen is gebruikt,

namelijk 0,25 mg P/l voor uitspoeling én afstroming met een increment van 0,20 mg P/l (Moria, 2020). Voor het inlaatwater vanuit de defosfatering zijn meetreeksen gebruikt van het meetpunt NAP004, dat net na de defosfatering ligt.

In een aanvoersituatie ontvangt elke EAG water van de dichtsbijzijnde 'stroomafwaarts' gelegen EAG. Hiervoor is de post 'inlaat' in de deelbalansen (de watervraag van elke deelbalans), en hiervoor is ook gebruik gemaakt van meetreeksen. In een afvoersituatie ontvangt elke EAG 'bovenstrooms debiet' van de dichtsbijzijnde 'stroomopwaarts' gelegen EAG. Hier zijn ook meetreeksen voor gebruikt. Welke dit zijn staat in tabel 4.4.

Tabel 4.3 Uitgangspunten stoffenbalans van het Naardermeer

Parameter	Waarde P (mg/l)	Waarde N (mg/l)	Waarde SO4 (mg/l)	Waarde Ca (mg/l)	Waarde HCO3 (mg/l)	Waarde Cl (mg/l)
neerslag	0,002	1,5	5,0	0	0	3
kwel	0,17	3,0	58	61	175	110
uitspoeling	0,20	1,5	5,0	20	80	65*
afstroming	0,40	1,5	5,0	20	80	40
inlaat (defosfatering)	reeks	reeks	reeks	reeks	reeks	reeks
bovenstrooms debiet	reeks	reeks	reeks	reeks	reeks	reeks
inlaat via molen	0,10	1,0	77	54	115	127

* 90 mg/l in EAG 5.

Tabel 4.4 Het gebruikte meetpunt voor ontvangend water in de stoffenbalans voor elke EAG in de aanvoersituatie en de afvoersituatie. EAG 5 ligt het meest stroomopwaarts, dus in een afvoersituatie ontvangt deze geen water van andere EAG's

	Aanvoersituatie	Afvoersituatie
EAG 1	NAP004	NAP010
EAG 2	NAP195	NAP030
EAG 3	NAP010	NAP040
EAG 4	NAP030	NAP020
EAG 5	NAP040	-

4.1.2 Resultaten hele gebied

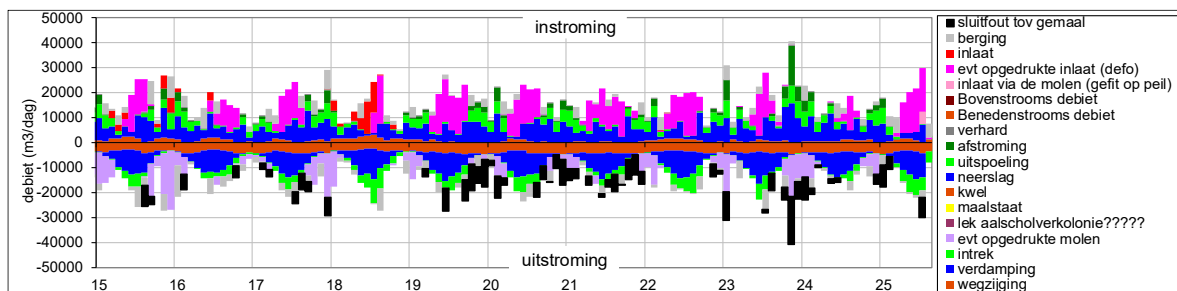
Waterbalans

De waterbalans met de maandelijkse in- en uitstroming is weergegeven in afbeelding 4.2. Het valt op dat de balans niet helemaal sluitend is. Met name in 2018 is er door de waterbalans extra inlaat berekend om de balans sluitend te krijgen (rode balken in de afbeelding). Deze rode balken zitten voornamelijk in het begin van de zomer (april - juli). Vermoedelijk komt dit door ontbrekende inlaatgegevens: de huidige beheerder vermoedt dat er in deze periode zeker al ingelaten is (Eduard Wenneker, 13 oktober 2025). Vanaf 19 juli is er pas inlaat geregistreerd, terwijl het de periode daarvoor juist erg droog was en er vermoedelijk al veel eerder begonnen is met inlaten. Ook is er in 2018 rond half juli water ingelaten via de molen, omdat het peil tot onder het minimumpeil was gezakt (NB. Deze inlaathoeveelheid is niet verwerkt in de waterbalans, omdat er geen debietmetingen beschikbaar zijn).

Verder is er wat betreft de uitstroming een sluitfout (zwarte balken in de afbeelding). In deze maanden is het wateroverschot volgens de balans groter dan wat er door het gemaal is uitgelaten. Ook hier lijken missende gegevens de belangrijkste oorzaak te zijn. In 2019 en 2020 is er opvallend weinig uitlaat geregistreerd, ook na perioden met veel neerslag. Vanaf 2021 valt het op dat er in de meetreeksen steeds sprake is van constant uitmaaldebiet per dag in natte perioden, terwijl het debiet in de jaren daarvoor sterk wisselde per dag. Er lijkt in elk geval geen sprake van een structurele over- of onderschatting van een bepaalde waterstroom. Verder maakt de afbeelding goed inzichtelijk dat:

- de totale wegzijging veel groter is dan de totale kwel;
- er in de periode 2018 - 2022 jaarlijks ruim 2 miljoen m³ water is ingelaten: aanzienlijk meer dan gemiddeld in de periode daarvoor (jaarlijks ruim 1,5 miljoen m³ over de periode 1996 - 2017);
- de winter van 2023 op 2024 zeer nat was, met veel uitspoeling en afstroming tot gevolg, en een relatief beperkte inlaat in de zomer van 2024 (0,6 miljoen m³);
- uitspoeling en afstroming vooral in het winterhalfjaar optreedt en nauwelijks in het zomerhalfjaar.

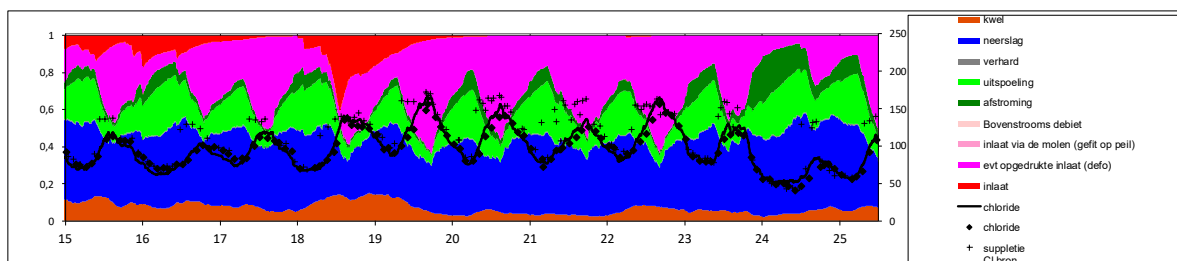
Afbeelding 4.2 Waterbalans van het Naardermeer over de periode 2015 - 2025



In afbeelding 4.3 is te zien dat de door de waterbalans berekende chlorideconcentratie zeer goed overeen komt met de gemeten waardes in het Naardermeer. Ook hier valt de toename in de fractie uitspoeling en afstroming en de daling in het chloridegehalte op vanaf eind 2023, als gevolg van de vele neerslag. Ook is te zien dat het aandeel kwelwater niet constant is, maar met name in 2018 en begin 2019 hoger was en in 2020 en 2021 juist lager was dan normaal. Verder is de fractieverdeling behoorlijk stabiel met een duidelijk seizoenspatroon: in het winterhalfjaar stijgt het aandeel uitspoeling plus afstroming ten koste van het aandeel inlaatwater, en in de zomer is dit precies andersom. De gemiddelde verblijftijd van het Naardermeer varieert maar weinig tussen de verschillende jaren, en ligt altijd tussen de 120 en 160 dagen (jaargemiddeld). De verblijftijd verschilt wel sterk per EAG (zoals we hieronder verder zullen zien).

Afbeelding 4.3 Fractieverdeling, gemeten en berekende chlorideconcentratie van het Naardermeer over de periode 2015 - 2025.

De zwarte ruiten zijn de gewogen gemiddelde chlorideconcentratie in het gebied. Plusjes zijn gemeten concentraties bij de inlaat



Fosforbelasting

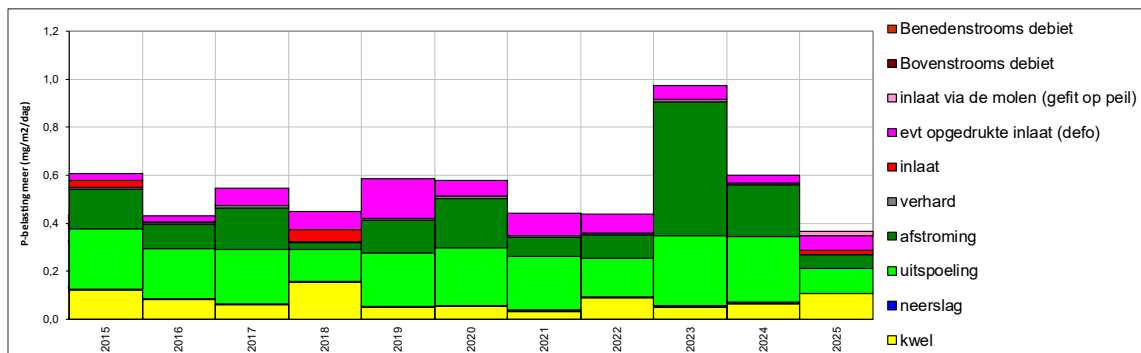
In afbeelding 4.4 is de fosforbelasting weergegeven. Het fosfor is voornamelijk afkomstig vanuit uitspoeling. In 2023 valt de hoge fosforbelasting door afstroming op. Dit wordt veroorzaakt door de zeer natte wintermaanden. In afbeelding 4.5 is de fosforbelasting weergegeven over een langere periode, vanaf 1996.

De P-belasting hangt vooral samen met de hoeveelheid uitspoeling en afstroming, en dus vooral met de hoeveelheid neerslag in de winter. De eerste twee jaren, 1996 en 1997, waren erg droog waardoor de uitspoeling en afstroming laag was en dus de P-belasting laag was (circa 0,4 mg P/m²/dag). Daarna volgen een aantal natte jaren met hoge P-belasting (1998-2002; 0,6 - 0,8 mg P/m²/dag). Tussen 2003 en 2022 varieert de P-belasting tussen 0,4 en 0,7 mg P/m²/dag, met de lagere waarden in droge jaren en de hogere waarden in nattere jaren. In 2023 en 2024 is de fosforbelasting weer fors hoger door de verhoogde afspoeling (0,6 - 1 mg P/m²/dag).

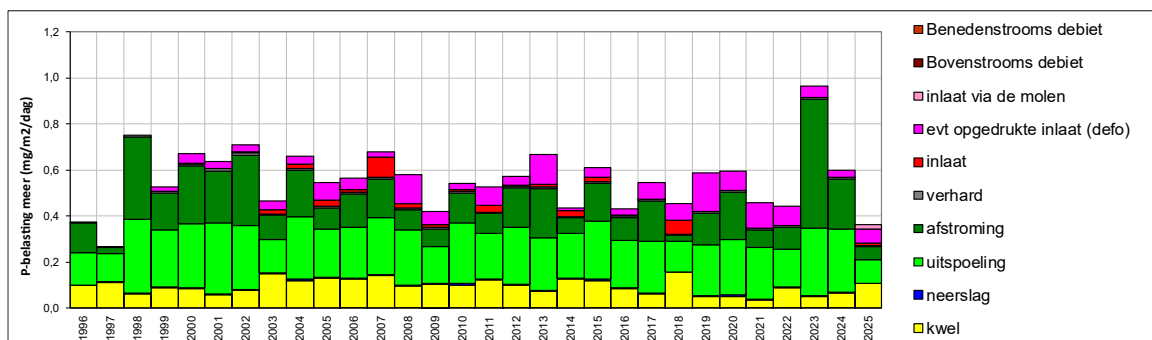
De hoeveelheid inlaatwater is maar van beperkte invloed op de variatie in de totale P-belasting. Dit heeft te maken met de relatief constante lage P-concentratie in het gedefosfateerde inlaatwater (0,03 a 0,04 mg P/l). De kwel flux, die qua omvang veel kleiner is dan de inlaat, veroorzaakt grofweg evenveel P-belasting als het inlaatwater. Dit komt door de relatief hoge P-concentratie in het kwelwater (0,17 mg P/l). De P-belasting via kwel varieert dan ook duidelijk tussen jaren met meer en minder kwel.

Tot 2000 was er nog een extra bron, namelijk de afwatering van Naardermeer-oost/Meerlanden op het Bovenste Blik. Deze bron is niet in de waterbalans opgenomen. Uit de studie van Moria (2020) is af te leiden dat de afwatering van dit gebied een P-belasting op het Naardermeer veroorzaakte van zo'n 0,15 mg P/m²/dag. Hierdoor is de gemiddelde P-belasting afgenomen van 0,75 in de periode tot 2020 naar 0,60 mg P/m²/dag sindsdien.

Afbeelding 4.4 Fosforbelasting in het Naardermeer over de periode 2015 - 2025



Afbeelding 4.5 Fosforbelasting in het Naardermeer over de periode 1996 - 2025



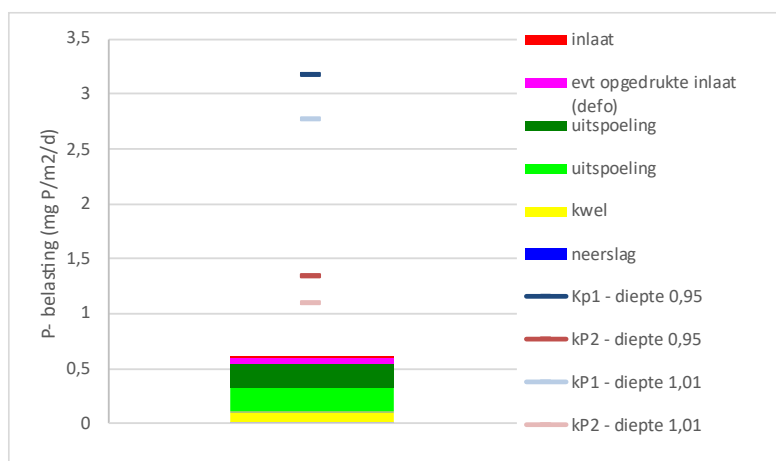
In afbeelding 4.6 is de langjarig gemiddelde fosforbelasting weergegeven met daarbij ook de kritische fosforbelasting. De kritische fosforbelasting is berekend met PCLake. Uitgangspunten voor de berekening zijn weergegeven in tabel 4.5. Er is gerekend met twee gemiddelde dieptes: een diepte vanuit de Sobek-modellering die ook gebruikt is in de water- en stoffenbalans en een waarde gebaseerd op een dieptekaart, berekend door Moria (2020). In de afbeelding is te zien dat de kritische grens lager komt te liggen bij een grotere diepte. Een grotere diepte maakt het systeem dus minder robuust; het systeem kan dan minder fosforbelasting aan voordat het omslaat naar een troebele toestand.

Tabel 4.5 Uitgangspunten voor PCLake

Parameter	Waarde	Bron
diepte 1 (m)	0,95	Sobek
diepte 2 (m)	1,01	Moria, 2020
strijklengte (m)	968	Moria, 2020
debiet (mm/d)	7	water- en stoffenbalans, periode 1996-2025
extinctie	0,5	standaardwaarde
relatieve oppervlakte moeras (m ² /m ²)	0,01	standaardwaarde

De langjarige fosforbelasting ligt onder de kritische grenzen, maar kan in een jaar als 2023 wel tussen de kritische grenzen zijn komen te liggen. Dit leidt niet direct tot een omslag naar een troebele toestand, omdat een helder watersysteem dan meestal als gevolg van feedbackmechanismen in een heldere toestand blijft. De kans op zo'n omslag neemt toe naarmate men dichterbij de bovenste kritische grens komt.

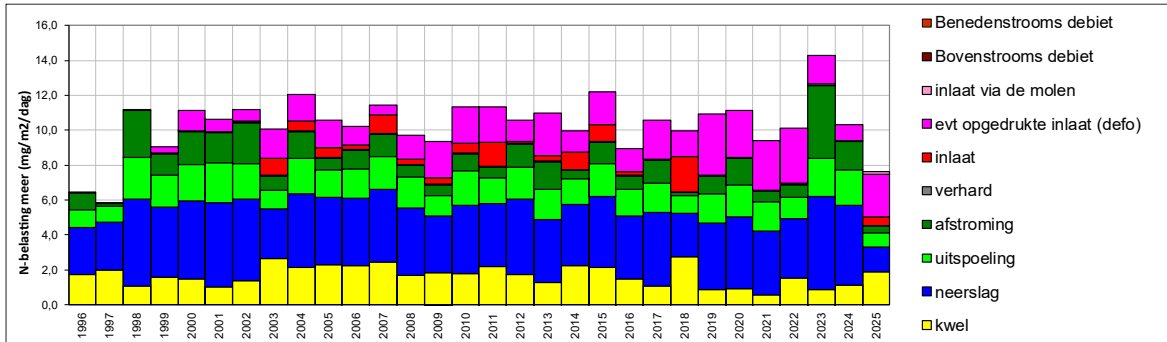
Afbeelding 4.6 Langjarig gemiddelde fosforbelasting (1996 - 2025) en de kritische fosforbelasting berekend met PCLake. De kritische belasting is berekend voor twee verschillende dieptes. Beide resultaten zijn weergegeven in de grafiek om een soort bandbreedte aan te geven van de kritische belasting



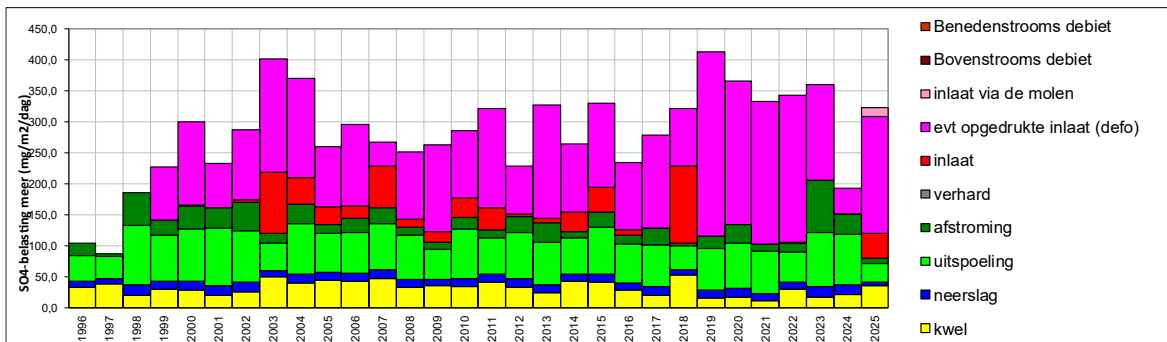
Vracht andere stoffen

In onderstaande afbeeldingen zijn de vrachten voor andere stoffen dan fosfor weergegeven. In afbeelding 4.7 staat de stikstofvracht. Stikstof is voornamelijk afkomstig uit neerslag, en daarnaast uit inlaat, uitspoeling en kwel. In afbeelding 4.8 staat de sulfaatvracht, in afbeelding 4.9 de calciumvracht en in afbeelding 4.10 de bicarbonaatvracht. Deze vrachten zijn voornamelijk afkomstig uit inlaatwater. In de volgende hoofdstukken wordt dieper ingegaan op deze figuren.

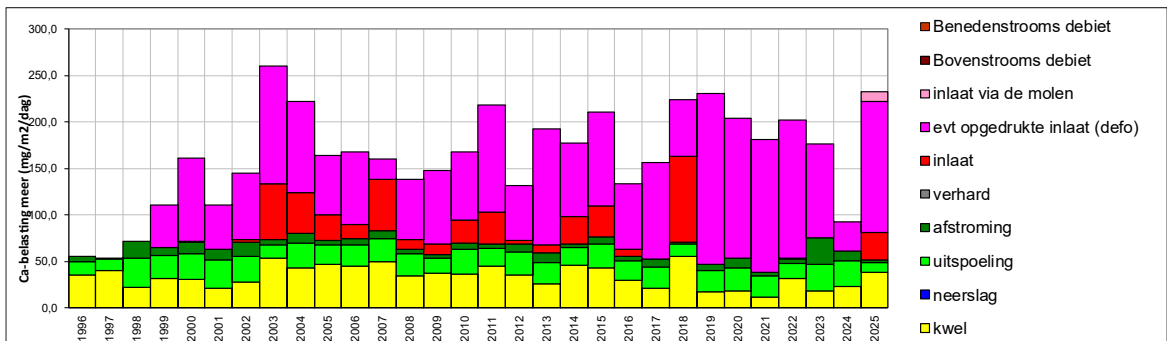
Afbeelding 4.7 Stikstofbelasting in het Naardermeer over de periode 1996 - 2025



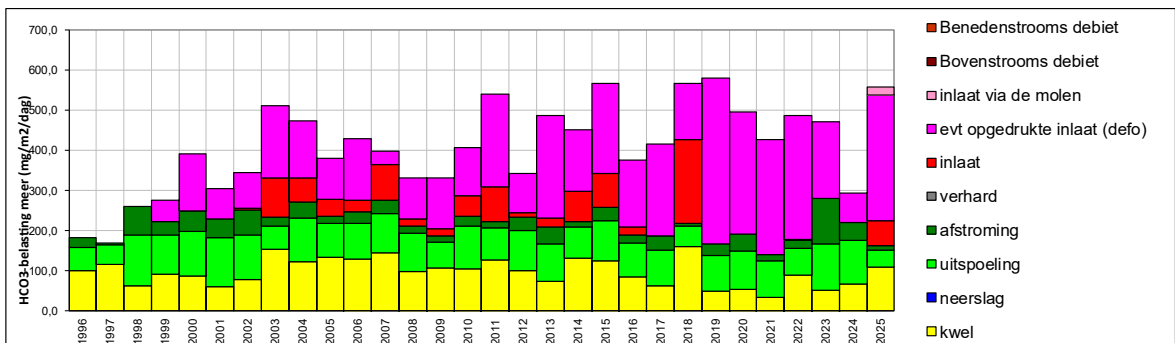
Afbeelding 4.8 Sulfaatbelasting in het Naardermeer over de periode 1996 - 2025



Afbeelding 4.9 Calciumbelasting in het Naardermeer over de periode 1996 - 2025



Afbeelding 4.10 Bicarbonaatbelasting in het Naardermeer over de periode 1996 - 2025



4.1.3 Resultaten per EAG

Waterbalans

In afbeelding 4.11 is de fractieverdeling en gemeten en berekende chlorideconcentratie weergegeven voor EAG's 1 t/m 5. De afbeelding is als volgt te lezen:

- 'bovenstrooms debiet' is het wateroverschot dat uit de direct bovenstrooms gelegen EAG komt. Dus voor EAG 1 is dit water uit EAG 2, voor EAG 2 is dit water uit EAG 3, enzovoort;
- 'opgedrukte inlaat' is gemeten inlaat bij de defosfatering. Dit is enkel van toepassing op EAG 1;
- 'inlaat' is de watervraag van een EAG. Dit water wordt aangevoerd van de EAG die direct benedenstrooms is. Voor EAG 1 is dat de inlaat (defosfatering), voor EAG 2 is dat EAG 1, voor EAG 3 is dat EAG 2, enzovoort;
- ruitjes geven de chlorideconcentratie weer in de EAG zelf, plusjes geven de chlorideconcentratie weer in het inlaatwater. Voor EAG 1 is dit een meetpunt na de defosfatering. Voor EAG 2 is dit een meetpunt in EAG 1, voor EAG 3 een meetpunt in EAG 2, voor EAG 4 een meetpunt in EAG 3 en voor EAG 5 een meetpunt in EAG 4.

Uit de afbeelding kunnen de volgende conclusies worden getrokken:

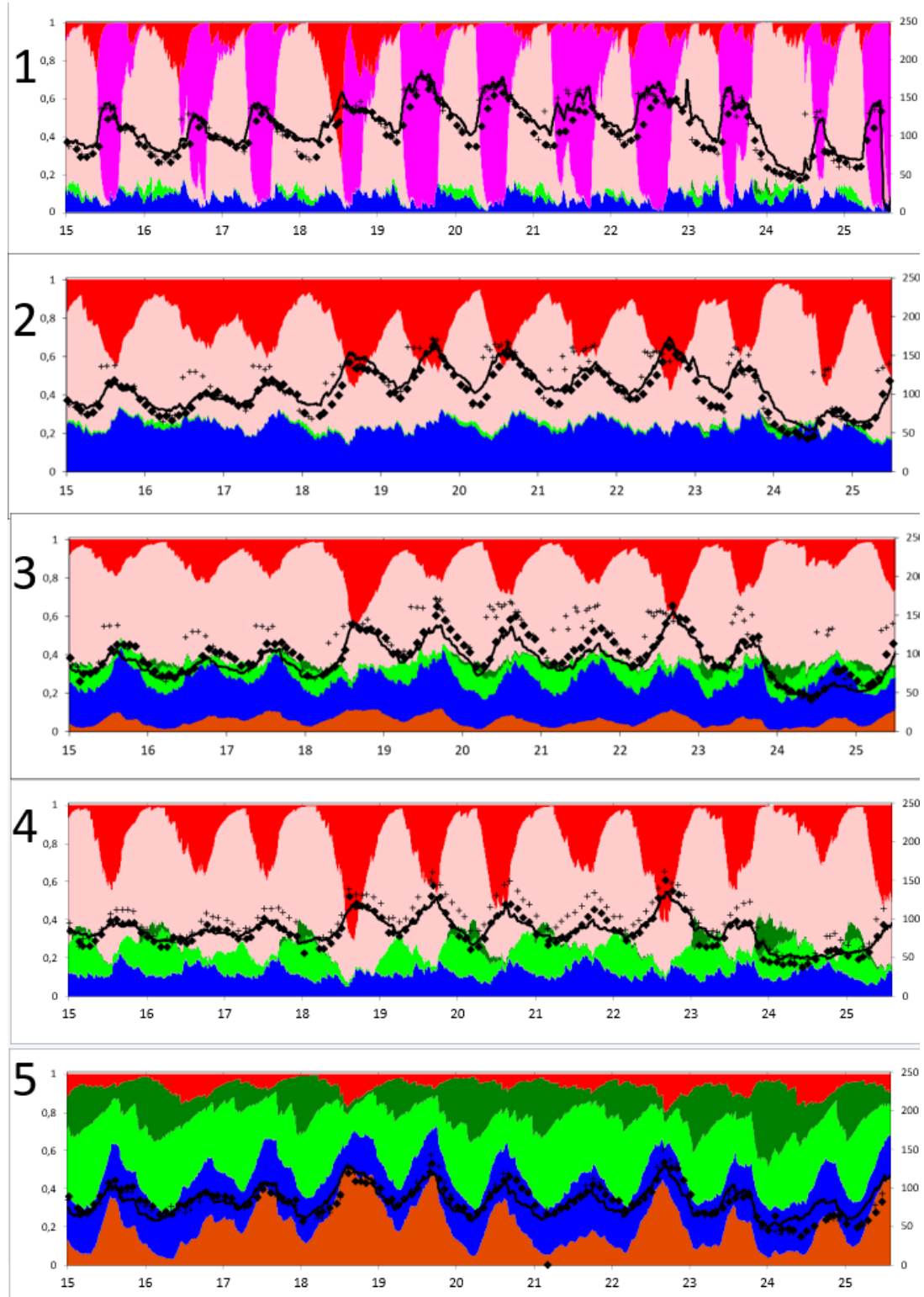
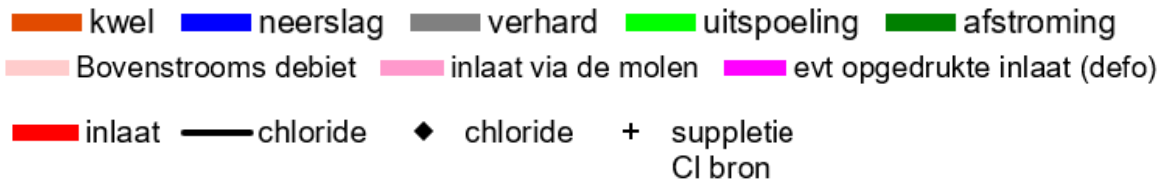
- de berekende chlorideconcentraties (zwarte lijnen) komen goed overeen met de berekende chlorideconcentraties. Dit wil zeggen dat de schematisering en uitgangspunten van de waterbalans over het algemeen goed kloppen met de werkelijkheid. Met name in 2021 zijn er wat afwijkingen te zien. Mogelijk komen deze afwijkingen in 2021 door de berekening van de hoeveelheid kwel, die peilafhankelijk is in de waterbalans. In 2021 heeft het peil hoger gestaan en wordt er daardoor minder kwel berekend. Deze berekening is echter een extrapolatie, gebaseerd op de kwel bij twee oppervlaktewaterpeilen. Mogelijk wordt de afname van de kwel wat overschat;
- in droge jaren is goed te zien dat het inlaatwater verder het gebied in komt. In 2018 is de rode fractie (inlaat, of watervraag) groter dan in andere jaren in de meeste EAG's;
- EAG 5 lijkt hydrologisch gezien duidelijk anders te functioneren dan de andere EAG's. In EAG 5 komt het meeste water van uitspoeling en afstroming van de percelen in EAG 5 en van kwel. In de andere EAG's komt het meeste water van boven- of benedenstrooms gelegen EAG's. EAG 5 is hiermee hydrologisch gezien geïsoleerder, wat ook blijkt uit de lange verblijftijd van gemiddeld 90 dagen (zie hieronder).

In tabel 4.6 is de verblijftijd weergegeven per EAG. Voor het hele gebied ligt die op 140 dagen. Per EAG zijn er grote verschillen. EAG 1 heeft met 22 dagen de kortste verblijftijd. Dit is logisch omdat al het in- en uitstromende water door deze EAG moet. Zoals hierboven benoemd heeft EAG 5 een lange verblijftijd van gemiddeld 90 dagen vanwege de geïsoleerde ligging. EAG 2 heeft de langste verblijftijd, van gemiddeld 93 dagen. Dit is logisch te verklaren omdat deze EAG de grootste wateroppervlakte en diepte heeft.

Tabel 4.6 Gemiddelde verblijftijd per EAG van het Naardermeer

EAG	Verblijftijd (dagen)
1 t/m 5	140
1	22
2	93
3	77
4	49
5	90

Afbeelding 4.11 Fractieverdeling en gemeten en berekende chlorideconcentratie in EAG's 1 t/m 5

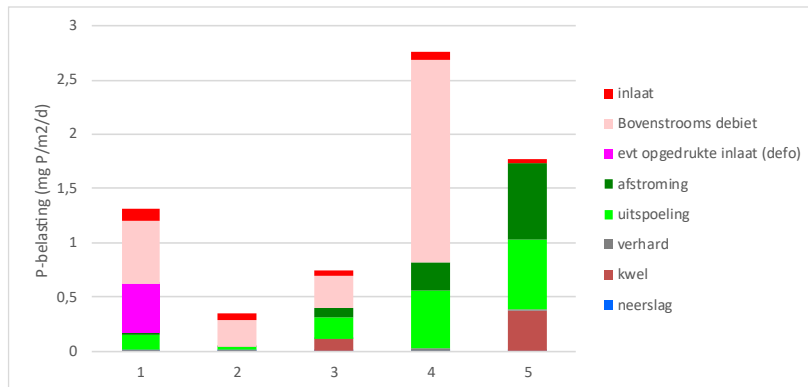


Externe P-belasting per EAG

Onderstaande afbeelding toont de berekende P-belasting per EAG. Hierin valt vooral de hoge P-belasting op van EAG's 4 (Veertigmorgen) en 5 (Bovenste Blik). In de Bovenste Blik wordt dit logischerwijs veroorzaakt door kwel, uitspoeling en afstroming. De debieten van uitspoeling en afstroming zijn hier vrij groot doordat het percentage open water lager is dan in andere EAG's (27 %, tegen bijvoorbeeld 65 % open water in EAG 2), maar meer nog door de kweldruk op de percelen waardoor er veel meer uitspoeling is dan vanuit percelen met wegzijging in de andere EAG's. Ook EAG 4 ontvangt relatief veel P-belasting via uitspoeling en afstroming, maar hier is de afvoer van water vanuit het Bovenste Blik (EAG 5) verreweg de grootste bron van fosfor. Zoals hierboven is getoond bevat het Bovenste Blik relatief hoge P-concentraties, waar de Veertigmorgen zwaar mee belast wordt.

EAG 2 heeft de laagste externe P-belasting, nog lager dan de P-belasting voor het Naardermeer als geheel (van 0,6 mg P/m²/dag, zie afbeelding 4.6 en 4.12). EAG 1 heeft een wat hogere P-belasting doordat deze al het in- en uitlaatwater ontvangt. Ook EAG 3 heeft een wat hogere P-belasting dan EAG 2 door enige kwel en wat meer uitspoeling en afstroming.

Afbeelding 4.12 Langjarig gemiddelde externe P-belasting per EAG



4.2 ESF 2: Lichtklimaat

Het lichtklimaat is een belangrijke basisvoorwaarde voor het voorkomen van ondergedoken waterplanten. Er moet voldoende licht op de bodem komen voor de groei van ondergedoken waterplanten. Er zijn verschillende parameters die inzicht geven in het lichtklimaat. Het doorzicht, gemeten met een Secchi-schijf, beschrijft het visuele doorzicht gemeten vanaf de waterspiegel. De extinctie(coëfficiënt) is een maat voor de lichtuitdoving die gebaseerd is op metingen van de lichtintensiteit op verschillende dieptes. Voor beide parameters zijn grenswaarden voor wat betreft de groei van ondergedoken waterplanten. Daarnaast zijn er parameters die van invloed zijn op het doorzicht en de extinctie, zoals de concentraties aan algen (chlorofyl-a), zwevend stof en humuszuren.

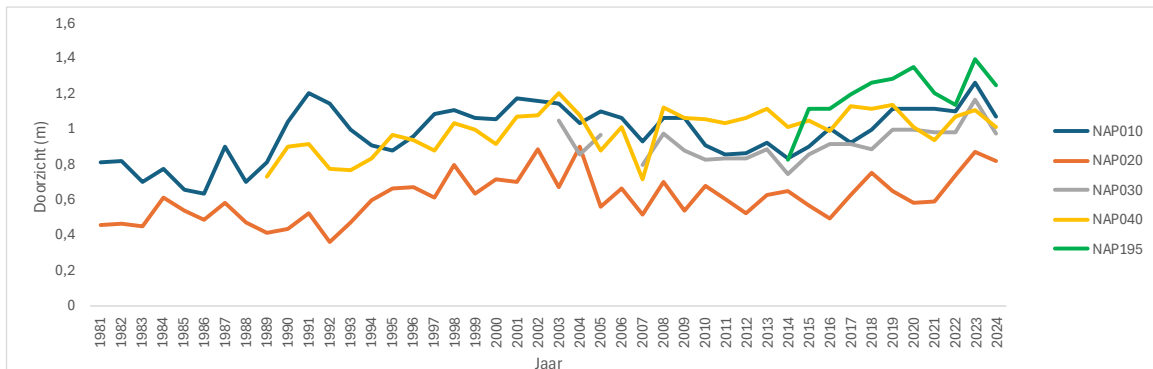
4.2.1 Langjarige trend doorzicht en lichtuitdoving

Uit een statistische trendanalyse van het doorzicht is grofweg het volgende op te maken (zie ook afbeelding 4.13):

- EAG 1: significante toename van doorzicht in de periode 2014-2020, daarna stabiel doorzicht;
- EAG 2: begin jaren '90 van de vorige eeuw een toename van doorzicht, die gevolgd wordt door een afname tussen 2000 en 2012. Daarna is er weer een toename van het doorzicht tot 2024;
- EAG 3: toename van doorzicht vanaf 2016;
- EAG 4: toename van doorzicht tussen het begin van de jaren '90 van de vorige eeuw tot 2004, daarna fluctuerend. Tussen 2020 en 2022 is een afname van het doorzicht te zien en daarna weer een toename;

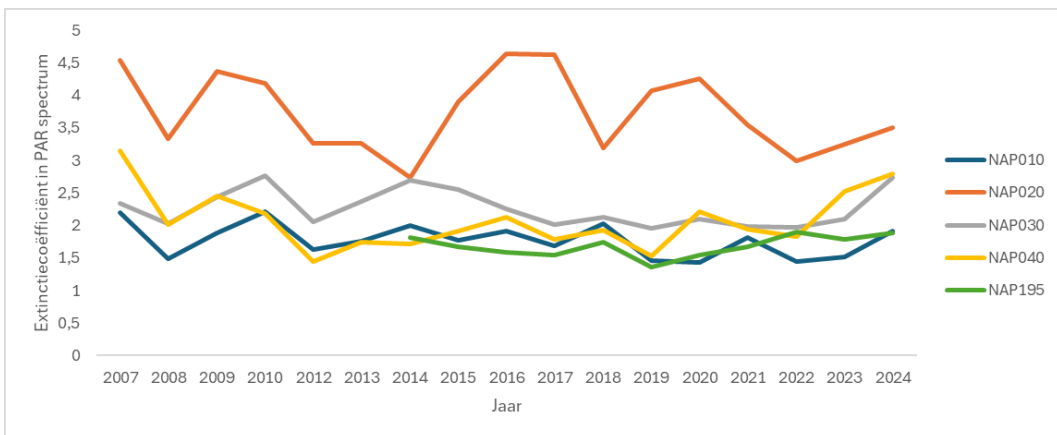
- EAG 5: toename van doorzicht tussen het begin van de jaren '90 van de vorige eeuw tot 2004, daarna fluctuerend. Tussen 2020 en 2022 is een afname van het doorzicht te zien en daarna weer een toename.

Afbeelding 4.13 Doorzicht in het Naardermeer (jaargemiddeld)



Sinds 2007 wordt de lichtuitdoving (extinctie) gemeten in het Naardermeer. Afbeelding 4.14 toont de jaargemiddelde extinctie van de grotere plassen. Het Groote Meer (NAP010, EAG 2) heeft de minste lichtuitdoving en de extinctie is hier vrij constant gebleven tussen 2007 en 2024. De lichtuitdoving in Veertigmorgen (NAP040, EAG 4) is vergelijkbaar hieraan, maar ligt sinds 2020 hoger. Het Naardermeer (NAP030, EAG 3) heeft altijd een wat hogere uitdoving gehad dan het Groote Meer, maar vertoont de laatste 10 jaar wel een lichte daling, behalve in 2024. Dit effect is overigens in alle meren te zien in 2024. In de Bovenste Blik (NAP020, EAG 5) is de uitdoving altijd aanzienlijk hoger geweest dan in de andere meren.

Afbeelding 4.14 Extinctiecoëfficiënt in het Naardermeer (jaargemiddeld)



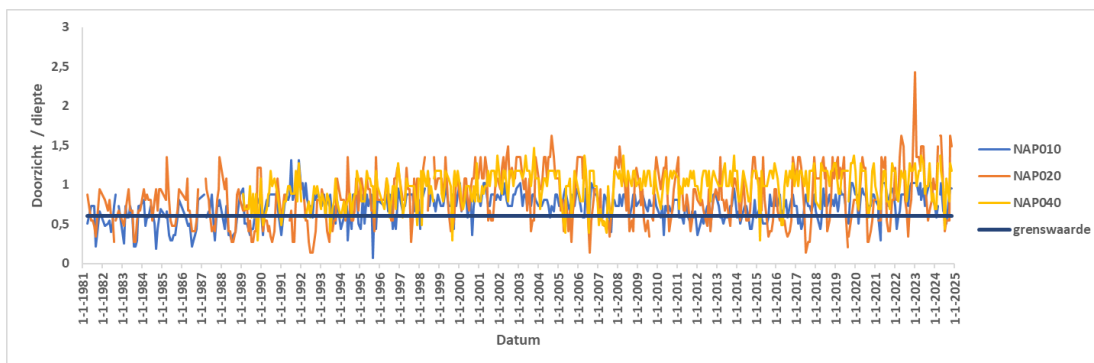
4.2.2 Lichtbeschikbaarheid voor ondergedoken waterplanten

In afbeelding 4.15 is de verhouding doorzicht/diepte weergegeven van de langjarige reeksen. Dieptewaarden zijn afkomstig van vlakdekkende dieptemetingen van waterschap AGV. De horizontale lijn laat de grenswaarde van 0,6 zien. Er geldt als vuistregel dat onder deze grenswaarde er onvoldoende licht op de bodem valt voor de groei van ondergedoken waterplanten. In de afbeelding valt op dat de doorzicht/diepte verhouding is toegenomen sinds de jaren '80 en '90 van de vorige eeuw. Dit komt overeen met het beeld uit de trendanalyse. In het Groote Meer (EAG 2; NAP010) voldoet het doorzicht de laatste 25 jaar vrijwel altijd. In het Bovenste Blik (EAG 5; NAP020) zijn er echter geregeld momenten dat het doorzicht niet voldoet voor de groei van ondergedoken waterplanten.

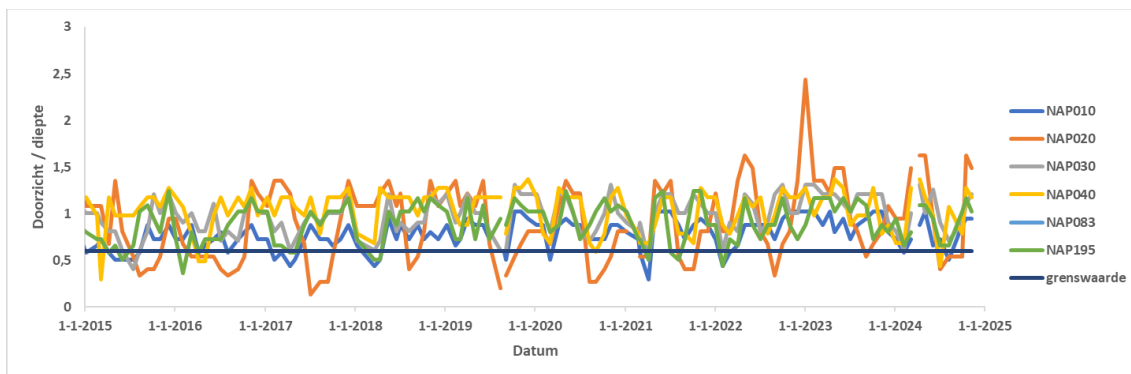
In afbeelding 4.16 is er ingezoomd op de afgelopen 10 jaar. In het Bovenste Blik (NAP020, EAG 5) is de doorzicht/diepte verhouding jaarlijks in de periode augustus-september lager dan 0,6: het water is dan dus zo troebel dat ondergedoken waterplanten onvoldoende licht ontvangen voor een gezonde groei. Vanaf 2021 verbetert het doorzicht hier, waardoor de doorzicht/diepte ratio toeneemt en in 2023 en 2024 vrijwel het gehele jaar boven de grenswaarde van 0,6 ligt: het doorzicht vormt hier inmiddels geen knelpunt meer voor de groei van ondergedoken waterplanten.

In de andere meren van het Naardermeer is het doorzicht al lange tijd vrijwel nooit een knelpunt. Een uitzondering hierop is het Grote Meer (EAG 2, NAP010). Het doorzicht voldoet daar regelmatig niet in het vroege voorjaar (februari - april). Dit is in 2017, 2018, 2020, 2021 en 2022 het geval. Dit kan een risico zijn voor de groei van waterplanten. Verder voldeed het lichtklimaat niet in juli/augustus 2024 op meetpunt NAP040 (EAG 4), NAP020 (EAG 5) en NAP010 (EAG 2): in de zomer van 2024 was er dus duidelijk sprake van een uitzonderlijk 'dipje' in het doorzicht.

Afbeelding 4.15 Doorzicht/diepte in het Naardermeer (langjarige reeksen)



Afbeelding 4.16 Doorzicht/diepte in het Naardermeer in de afgelopen 15 jaar



4.2.3 Relaties tussen nutriënten, algen en doorzicht

In de meeste meren vormt het lichtklimaat geen knelpunt voor de groei van ondergedoken waterplanten en ook is er over de laatste tien jaar geen sprake van een structurele achteruitgang van het doorzicht (noch toename van de uitdoving). Desondanks is het wel de moeite waard om na te gaan hoe de ontwikkeling van fosforconcentratie, algen, doorzicht en zwevend stof met elkaar samenhangen en wellicht toch tekenen geeft van verslechterde condities voor ondergedoken waterplanten.

Grote Meer (EAG 2) en Naardermeer (EAG 3)

De volgende grafiek toont hoe het doorzicht en de concentraties van algen, zwevend stof en fosfor totaal zich de afgelopen 10 jaar ontwikkeld hebben (getoond voor NAP010 in EAG 2; NAP030 in EAG 3 lijkt hier

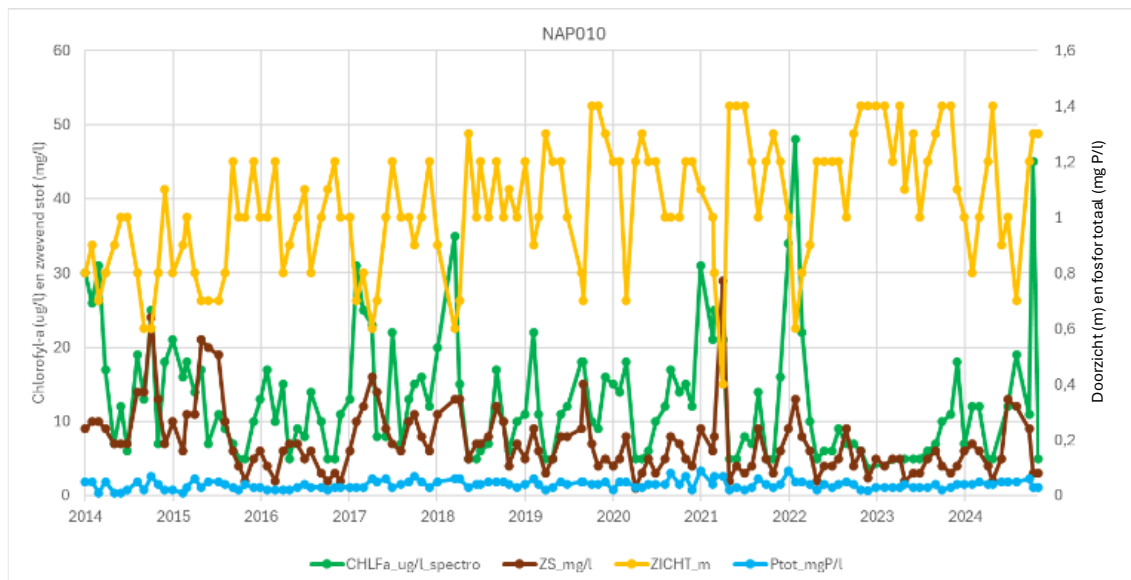
sterk op). In deze grafiek is allereerst goed te zien dat het doorzicht in deze periode over het algemeen een stijgende lijn vertoont (zeker tussen 2014 en 2020). Sterke dippen in het doorzicht treden vrijwel alleen op de overgang van de winter naar het voorjaar op; het doorzicht kan dan afnemen tot 40 à 60 cm. Dit gaat gepaard, en wordt waarschijnlijk verklaard door, sterk verhoogde concentraties chlorofyl-a en zwevend stof. Dit patroon is mogelijk reden tot zorg. Het systeem kan dit soort 'voorjaarsbloeitjes' aan, zonder dat het omslaat naar een troebele toestand, maar het kan wijzen op instabiliteit. Als deze voorjaarsbloeien doorzetten kunnen ze de groei van waterplanten belemmeren en zou het systeem mogelijk wel kunnen omslaan. In de water- en stoffenbalans is geen duidelijke oorzaak te vinden van deze chlorofyl-a pieken. Er is geen sprake van een opvallend droge periode (waarbij mineralisatie zou kunnen optreden) of opvallend natte periode (waarbij meer uitspoeling en/of instroom vanuit andere EAG's plaatsvindt).

In enkele jaren was er ook in de zomer sprake van een dip in het doorzicht, namelijk in 2015, 2019 en 2024. In 2015 gaat dit gepaard met een hoge concentratie zwevend stof. Het lagere doorzicht in 2019 (eind augustus en begin september) gaat gepaard met piekje in algen én zwevend stof. Ook in de zomer van 2024 zijn tijdens het lagere doorzicht zowel chlorofyl-a als zwevend stof aan de hoge kant.

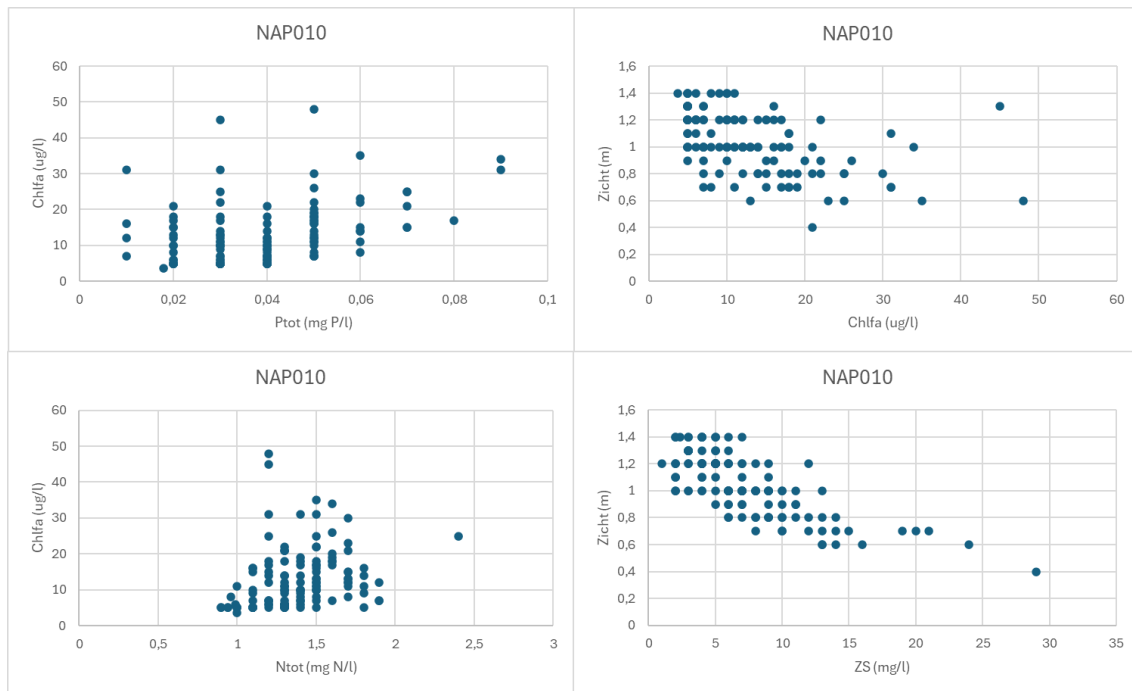
Wanneer de verschillende 'doorzicht' parameters tegen elkaar worden uitgezet voor het Grootte Meer (EAG 2, NAP010) dan blijkt het volgende, waarbij vrijwel identieke relaties worden gevonden voor het Naardermeer (EAG 3, NAP030) (afbeelding 4.18):

- de chlorofyl-a concentratie ligt zelden boven de 25 µg/l, en als dit wel het geval is dan is dat vrijwel altijd in het vroege voorjaar (januari - maart). Deze hogere chlorofyl-a concentraties (> 25 µg/l) komen voor over de volledige range aan fosforconcentraties (van 0,01 tot 0,09 mg P/l) en zijn daar dus niet van afhankelijk (idem voor stikstof);
- bij de hogere chlorofyl-a concentraties (> 25 µg/l) varieert het doorzicht tussen de 60 en 130 cm. De aanwezigheid van veel algen leidt dus niet altijd tot een laag doorzicht. Wel is het zo dat de hogere doorzichten (> 1,2 m) alleen voorkomen bij weinig algen (<20 µg/l);
- bij een toename van zwevend stof (ZS) tussen 0 en 15 mg/l neemt het doorzicht af, weliswaar met een flinke range rondom een denkbeeldige trendlijn.

Afbeelding 4.17 Verloop van chlorofyl-a, zwevend stof, fosfor totaal en doorzicht in het Grootte Meer sinds 2014



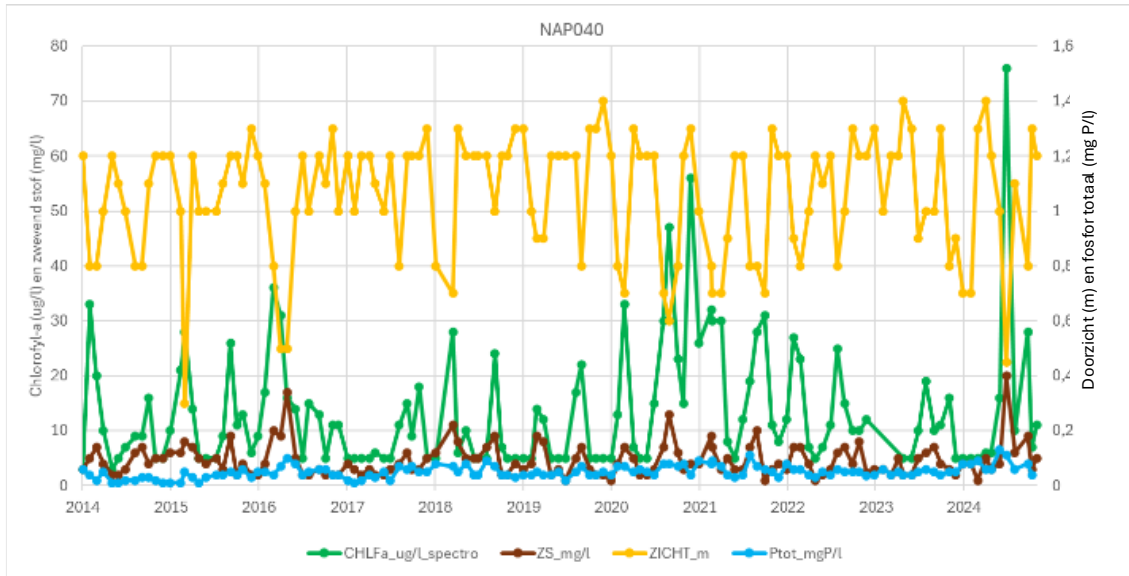
Afbeelding 4.18 Relaties tussen chlorofyl-a en fosfor totaal, chlorofyl-a en stikstof totaal, doorzicht en chlorofyl-a en doorzicht en zwevend stof voor het Groote Meer (EAG 1, NAP010) met data uit de periode 2014 t/m 2024



Veertigmorgen (EAG 4)

Wat in de tijdreeks van deze EAG opvalt, is dat er aan het einde van de zomer (augustus of september) vaak een piek is in chlorofyl-a concentraties, die gepaard gaat met een dip in het doorzicht (afbeelding 4.19). Sinds 2019 lijkt deze algenpiek groter dan in eerdere jaren, en vooral 2020, 2021 en 2024 springen eruit met hoge chlorofyl-a concentraties en een laag doorzicht in de Veertigmorgen. De hogere chlorofyl-a concentraties (> 25 µg/l) zijn in de Veertigmorgen duidelijk gelinkt aan hogere Ptot concentraties (doorgaans $\geq 0,06$ mg P/l), al leiden hoge Ptot-concentraties niet altijd tot veel algen. Bovendien gaat een hogere concentratie chlorofyl-a concentratie (> 25 µg/l) gepaard met een lager doorzicht (doorgaans < 80 cm). Tenslotte is er in Veertigmorgen in tegenstelling tot het Groote Meer geen relatie tussen het doorzicht en de hoeveelheid zwevend stof. Wel zijn er in het vroege voorjaar in sommige jaren (2014 t/m 2016, 2018 en 2020 t/m 2022) chlorofyl-a pieken te zien en een afname van het doorzicht, net als in EAG 2 en EAG 3.

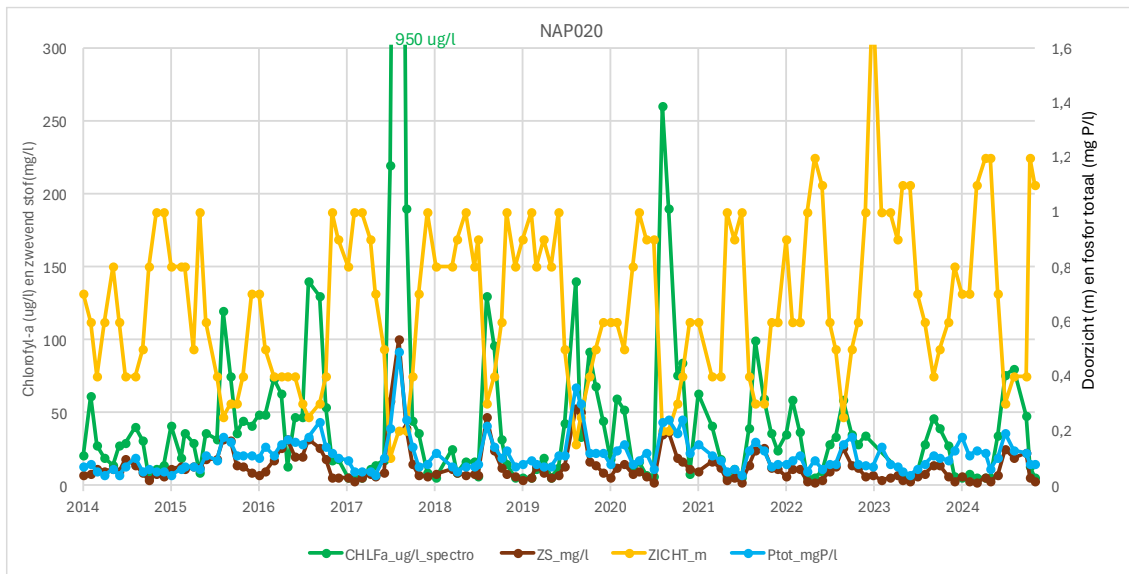
Afbeelding 4.19 Verloop van chlorofyl-a, zwevend stof, fosfor totaal en doorzicht in Veertigmorgen sinds 2014



Bovenste Blik (EAG 5)

Het Bovenste Blik wordt gekenmerkt door P-nalevering uit de waterbodem, die gepaard ging met forse algenbloei en een (zeer) laag doorzicht van 20 tot 40 cm. Na het baggeren van eind 2020 zijn deze piekconcentraties van chlorofyl-a en zwevend stof afgenomen (afbeelding 4.19). Ook treedt de piek nu pas vaak in september op, terwijl dit eerder soms ook al wel in juli of augustus het geval was. Er is echter nog steeds wel echt sprake van een algenbloei met chlorofyl-a concentraties $\geq 50 \mu\text{g/l}$ en een doorzicht van 20 tot 40 cm. Dit vindt echter pas plaats aan het einde van het groeiseizoen; in het begin van het groeiseizoen is het lichtklimaat wel op orde voor ondergedoken waterplanten. Vaak is het doorzicht tot juni of juli rond de 1 m. Echter in 2024 was er al vroeg in de zomer sprake van verhoogde concentraties aan chlorofyl-a, waardoor het doorzicht in juni al sterk afnam tot slechts 30 cm begin juli.

Afbeelding 4.20 Verloop van chlorofyl-a, zwevend stof, fosfor totaal en doorzicht in Bovenste Blik sinds 2014

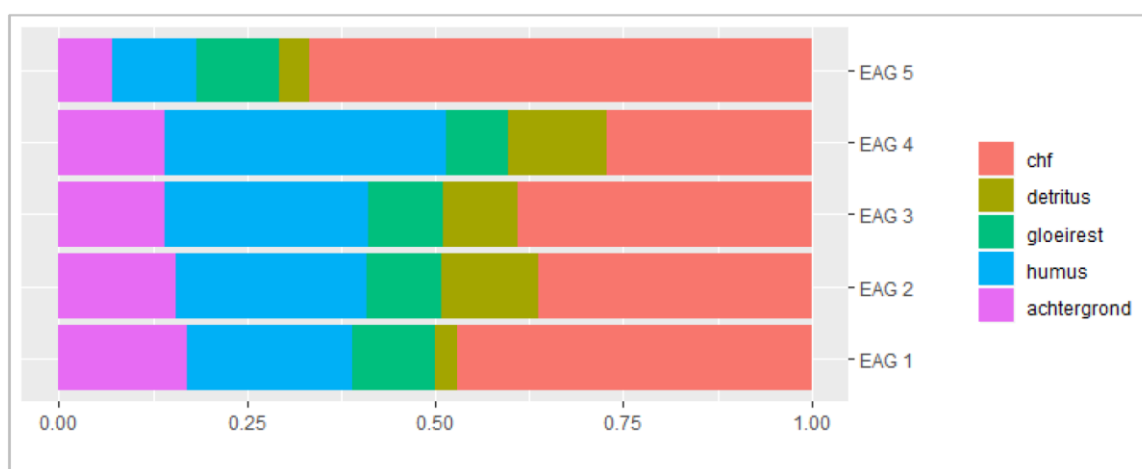


Verklaring mate van uitdoving (o.b.v. een analyse van Moria, 2020)

In een ESF-analyse door het Waterschap AGV (Moria, 2020) is geconcludeerd dat lichtuitdoving door zwevende deeltjes geen knelpunt vormde voor waterplanten in de periode 2015 - 2018. In de meeste gebieden valt er voldoende licht op de bodem. In EAG 5 bleek het lichtklimaat echter wel onvoldoende, door algen en de groei van perifyton op de waterplanten. Perifyton speelt volgens de analyse ook een rol in de andere EAG's, maar volgens de analyse was dit in de periode 2015 - 2018 geen knelpunt bij de andere EAG's.

Er is in de analyse van Moria (2020) ook gekeken naar verschillende bronnen van lichtextinctie. Mogelijke bronnen zijn chlorofyl-a, detritus, gloeirest, humus en achtergrondextinctie. Hierbij valt op dat chlorofyl-a in EAG 5 (Bovenste Blik) een veel grotere rol speelde dan in de andere EAG's (afbeelding 4.21). Humusextinctie speelde met name in EAG 4 (Veertigmorgen) een rol. Dit heeft er mogelijk mee te maken dat EAG 4 minder inlaatwater ontvangt dan EAG's 1 t/m 3 en de extinctie naast algen vooral bepaald wordt door uitspoelend water uit de percelen (Moria, 2020).

Afbeelding 4.21 Relatief aandeel van verschillende uitdovende fracties op de verticale extinctie tussen 2015 en 2018 per EAG



4.3 ESF 3: Productiviteit waterbodem

In oktober 2025 zijn waterbodemonsters genomen om de productiviteit van de waterbodem te bepalen. De methode en resultaten hiervan worden hieronder beschreven.

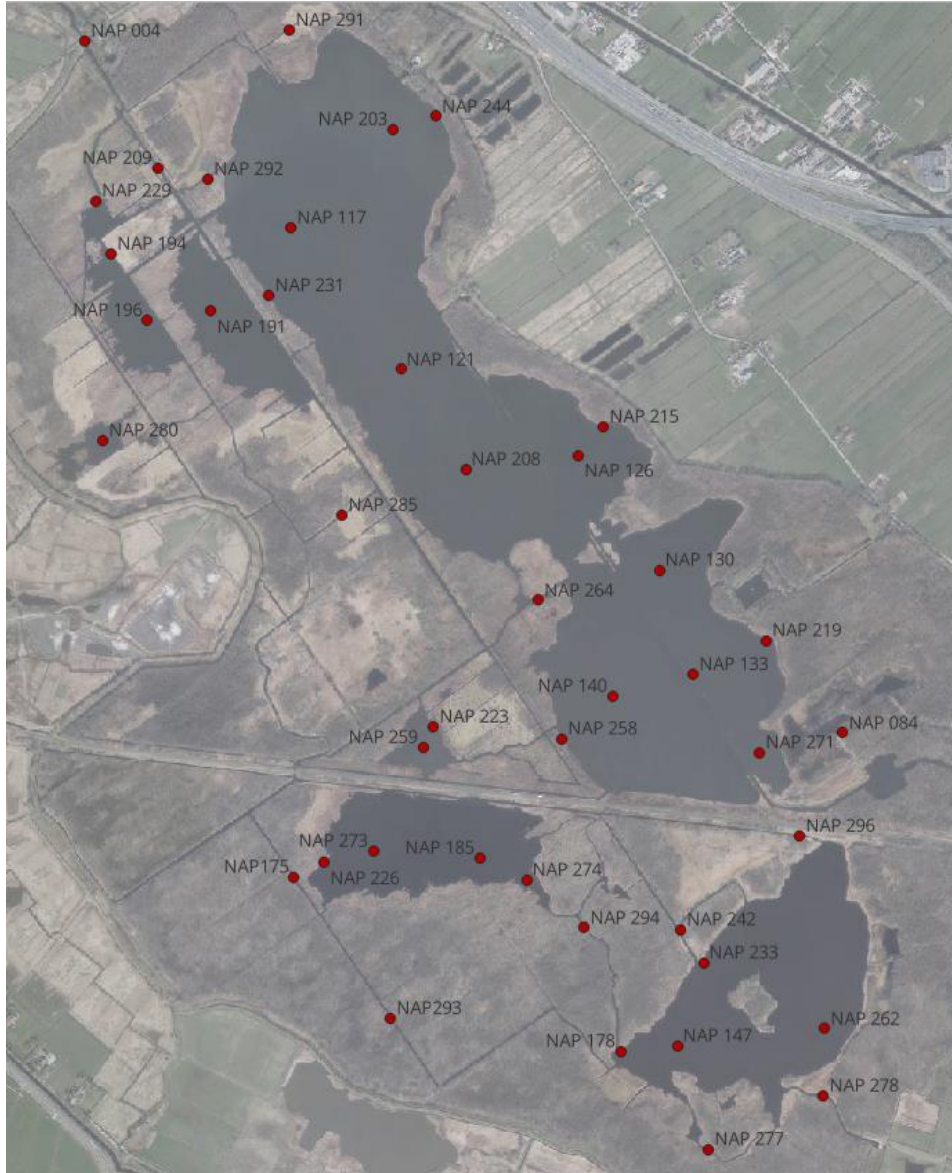
4.3.1 Methode

Veldwerkzaamheden

Op 23 en 28 oktober 2025 werden waterbodems verzameld op 43 locaties in het Naardermeer (afbeelding 4.22). Met behulp van een zuigerboor werd op alle locaties de toplaag van het slib en de onderliggende waterbodem bemonsterd. Tevens werd er op alle locaties een oppervlaktewatermonster verzameld. Alle monsters werden verzameld in emmertjes of potten en luchtdicht afgesloten.

Bij terugkomst op het lab werd direct poriewater verzameld uit de waterbodems. Dit werd gedaan door een 5 cm Rhizon (Eijkelkamp Soil & Water, Giesbeek) aan te brengen in de verzamelde bodem en hiermee vocht te onttrekken. De buitenkant van deze rhizon bevat poriën met een diameter van 0,15 micrometer. De rhizons werden verbonden met een 60 ml injectiespuit, waarmee onderdruk kan worden aangebracht. Hiermee werd het water uit de bodems gezogen. De bodems, het poriewater en het oppervlaktewater werden daarna bij 4°C bewaard voor verdere analyse.

Afbeelding 4.22 Overzicht van de bemonsterde locaties voor bemonstering van waterbodembodem en oppervlaktewater. Op elke locatie is de meetpuntcode van het oppervlaktewatermonster weergegeven, dit is tevens de code van de toplaag van het slib. Op elke locatie is ook de onderliggende waterbodembodem bemonsterd. Deze monsters hebben een aparte meetpuntcode, waarbij steeds een 1 voor de meetpuntcode voor de toplaag is gezet. Dus bijvoorbeeld meetpunt NAP004 is het meetpunt van het oppervlaktewater en de toplaag, en bijbehorende code voor de onderliggende waterbodembodem is NAP1004



Analyses

Drooggewicht en organisch stofgehalte

Om het vochtgehalte van het verse bodemmateriaal te bepalen werd het vochtverlies gemeten door bodemmateriaal in duplo af te wegen in aluminiumbakjes. De bakjes werden precies tot aan de rand afgevuld (volume = 40,5 ml), zodat de soortelijke massa van de bodem kan worden bepaald. De bodems werden gedurende minimaal 48 uur gedroogd in een stoof bij 60 °C. Vervolgens werd het bakje met bodemmateriaal opnieuw gewogen en werd het vochtverlies berekend. De fractie organisch stof in de bodem werd berekend aan de hand van het gloeiverlies. Hiertoe werd gedroogd bodemmateriaal gedurende 4 uur verast in een oven bij 550 °C. Na het uitgloeien werd het bakje met bodemmateriaal weer gewogen en werd het gloeiverlies berekend. Het gloeiverlies komt bij benadering overeen met het gehalte aan organisch materiaal in de bodem.

Destructie

Door de bodem en plantmateriaal te destrueren (ontsluiten) is het mogelijk de totale concentratie van bijna alle elementen in het materiaal te bepalen. Hiervoor werd 200 mg fijngemalen bodemmateriaal nauwkeurig afgewogen en in teflon destructievaatjes overgebracht. Aan het bodemmateriaal werd 5 ml geconcentreerd salpeterzuur (HNO_3 , 65 %) en 2 ml waterstofperoxide (H_2O_2 30 %) toegevoegd, waarna de vaatjes in een destructie-magnetron (Milestone microwave type mls 1200 mega of Ethos Easy) werden geplaatst. De monsters werden vervolgens gedestruerd in gesloten teflon vaatjes. Na destructie werd het destruaat nauwkeurig overgebracht in 100 ml maatcilinders en aangevuld tot 100 ml met demiwater. Het destruaat werd bewaard bij 4 °C tot verdere analyse op de ICP-OES.

Poriewater & oppervlaktewater

De pH werd gemeten met een standaard Ag/AgCl2 elektrode verbonden met een radiometer (Copenhagen, type TIM840). De hoeveelheid opgelost anorganisch koolstof (TIC: CO_2 en HCO_3^-) werd bepaald met behulp van infrarood gas analyse (ABB Advance Optima IRGA). Van het oppervlaktewater werd de alkaliniteit bepaald door een deel van het monster te titreren met 0,01 mol l^{-1} zoutzuur tot pH 4,2. De toegevoegde hoeveelheid equivalenten zuur per liter is hierbij de alkaliniteit. De EGV werd bepaald met een HACH EGV-probe verbonden met een HQD-meter. De turbiditeit van de oppervlaktewatermonsters werd bepaald met een Dentan Turbidimeter (model FN-5). De monsters voor de auto-analyzer werden bewaard bij een temperatuur van -20 °C tot aan de analyse. De monsters voor de ICP-OES werden aangezuurd (4 % HCl-oplossing) voor analyse en bewaard bij 4 °C.

Sulfide-analyse

De sulfideconcentratie van het poriewater werd gemeten met een specifieke gaschromatograaf (Nexis GC-2030, Shimadzu, Kyoto, Japan) met een polaire kolom (SH-U-BOND 30m ID 0.32) met een temperatuurprogramma van 50 °C tot 170 °C in 5 min. De uiteindelijke sulfideconcentratie in het poriewater werd teruggerekend met behulp van een ijklijn uit natriumsulfide (Na_2S , Thermo Fisher, Geel, België) en het oorspronkelijke volume van het poriewater.

Methaan-analyse

Het eventueel overgebleven vacuüm van de verzamelde gasbuisjes werd eraf gehaald met stikstofgas (5.0 Linde Gas, Dublin Ireland). De methaanconcentratie in de headspace werd gemeten met een gaschromatograaf (Nexis GC-2030, Shimadzu, Kyoto, Japan) met een ShinCarbon ST kolom (80/100 2 m 0.53 mm ID, Restek, Bellefonte, V.S.). Daarbij werd een monster uit de headspace automatisch geïnjecteerd en isotherm bij 30 °C gemeten. Het volume poriewater in de gasbuisjes werd bepaald door de buisjes te wegen en het gewicht van een leeg buisje hiervan af te trekken. De methaanconcentratie in de headspace werd berekend op basis van geijkte methaanstandaarden (Linde Gas, Dublin, Ireland), waarna het volume werd gebruikt om de opgeloste methaanconcentratie in het poriewater te bepalen.

Elementenanalyse (ICP & auto-analysers)

De concentraties calcium (Ca), magnesium (Mg), aluminium (Al), ijzer (Fe), mangaan (Mn), fosfor (P), zwavel (S; als maat voor sulfaat), silicium (Si) en zink (Zn) werden bepaald met behulp van een Inductively Coupled Plasma Spectrofotometer (ICP-OES, ICAP 6300, Thermo Fisher Scientific of, ARCOS MV, Spectro). De concentraties nitraat (NO_3^-), ammonium (NH_4^+) en fosfaat (PO_4^{3-}) werden colorimetrisch bepaald met een Seal auto-analyser III met behulp van respectievelijk salicylaatreagens, hydrazinesulfaat en ammoniummolybdaat/ascorbinezuur. Chloride (Cl^-) werd colorimetrisch bepaald met een Bran+Luebbe auto-analyser III systeem met behulp van mercuritiocyanide. Natrium (Na^+) en kalium (K^+) werden vlamfotometrisch bepaald met een Sherwood Model 420 Flame Photometer.

4.3.2 Resultaten

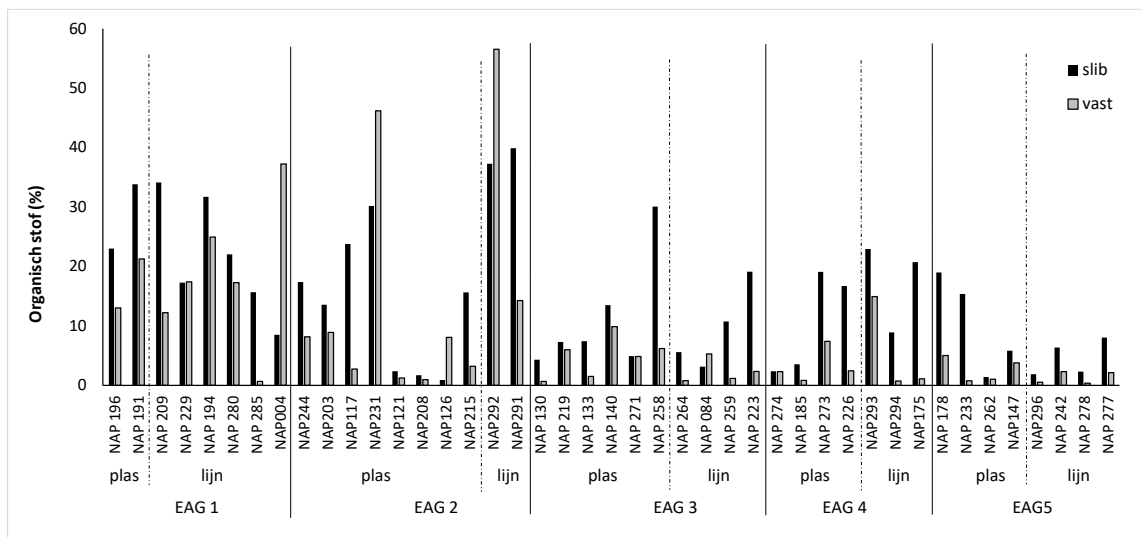
Kwaliteit van de waterbodembodem

Resultaten van alle parameters van de verzamelde waterbodems op 43 locaties zijn opgenomen in bijlage V (Afbeelding V.1 en Afbeelding V.2). Hieronder worden de resultaten van organisch stof, fosfor, ijzer en zwavel toegelicht.

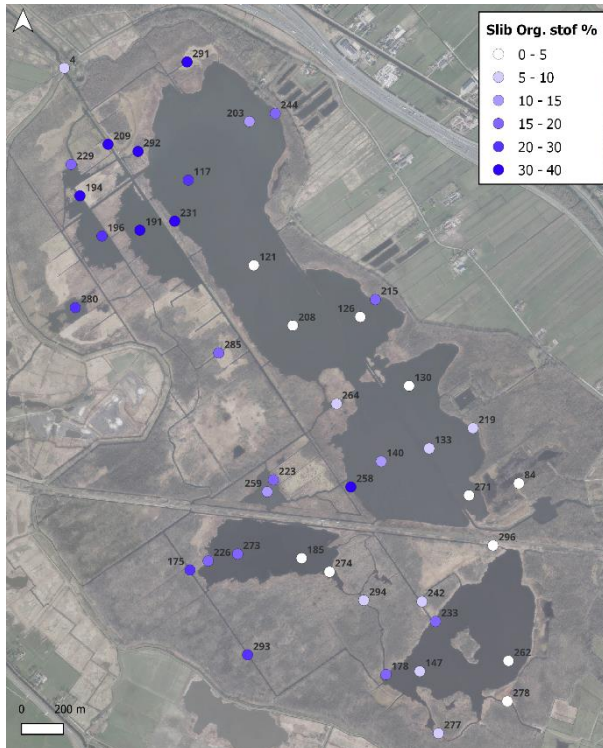
Organisch stof

Het organisch stofgehalte van de waterbodems van het Naardermeer verschilt sterk tussen de verschillende locaties (afbeelding 4.23). Het organisch stofgehalte is overwegend hoger voor de slibbodems dan voor de vaste waterbodems. In het algemeen is er geen eenduidig verschil tussen de locaties gelegen in de plassen en de lijnvormig locaties. De hoeveelheid organisch stof hangt eerder samen met de exacte locatie. De organische stofgehalten zijn het hoogste in EAG1 en het noordelijk deel van EAG 2 (Groote meer). Dit zijn de locaties die het dichtst bij de inlaat liggen. De (slib)bodems van het zuidelijke deel van het Groote meer hebben veel lagere organische stofgehalten (zie Afbeelding 4.24). Ook de locaties bij de oevers bevatten vaak meer organisch stof dan de locaties midden op het water. De bodems van EAG5 worden gekenmerkt door de laagste organische stofgehalten. Mogelijk komt dit doordat hier nog relatief recent is gebaggerd.

Afbeelding 4.23 Het organisch stofgehalte weergegeven per EAG. Er is onderscheid gemaakt tussen bemonsterde bodemlaag (slib of vaste bodem) en locaties gelegen in plassen en lijnvormige watergangen



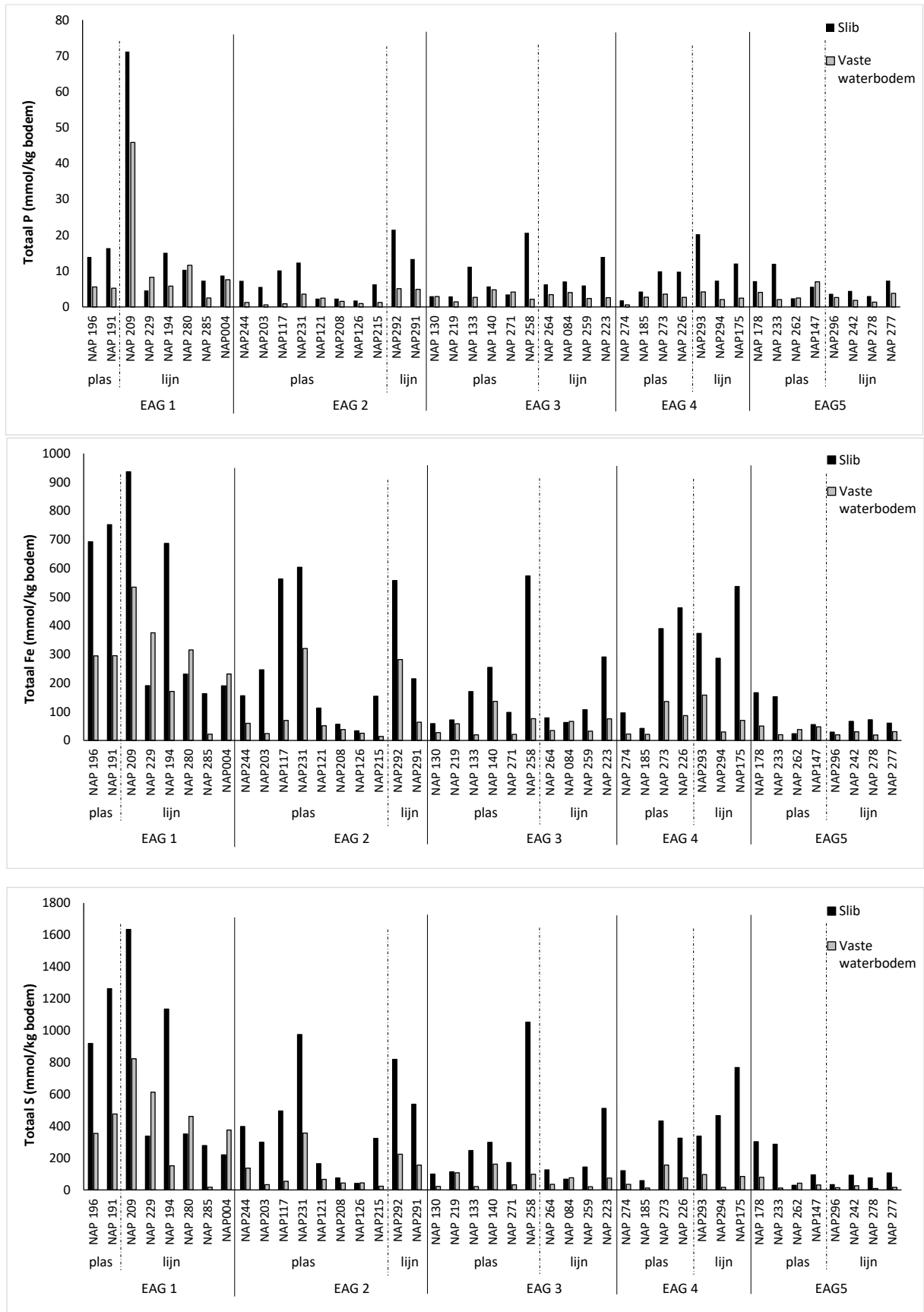
Afbeelding 4.24 Het organisch stofgehalte in de sliblaag op kaart



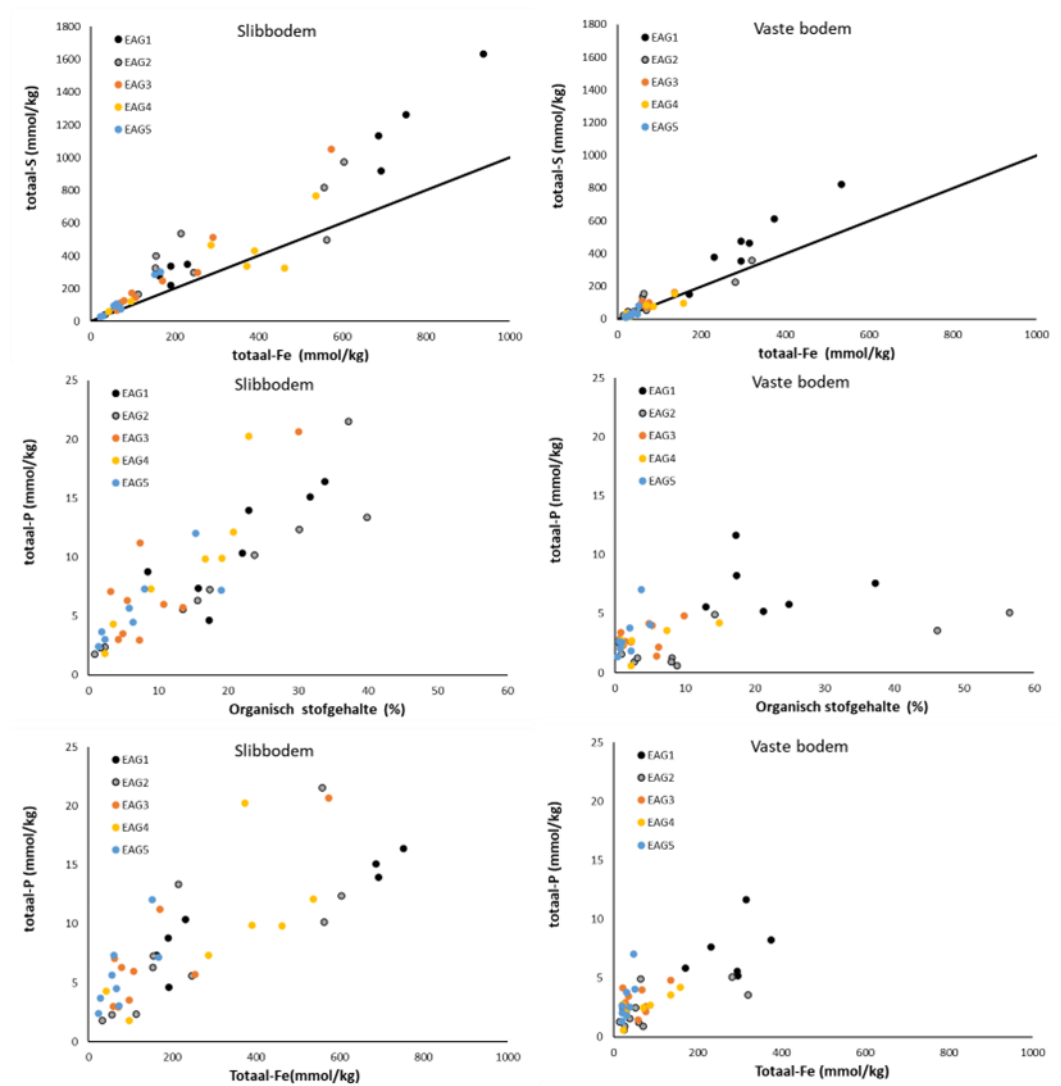
Fosfor, ijzer en zwavel

De totaal-P concentraties zijn meestal hoger voor de slibbodems (gemiddeld 10 mmol/kg P) dan voor de vaste waterbodems (gemiddeld en 4 mmol/kg P) (afbeelding 4.25). Op locatie NAP 209 (EAG 1) wordt een sterke uitschieter naar boven gemeten met een concentratie van 71 mmol/kg in de sliblaag en 46 mmol/kg in de onderliggende waterbodem. De fosforconcentraties zijn overwegend wat hoger in gebied EAG1 en lijken het laagste te zijn in de vaste bodems van het Groote meer (plassengebied in EAG 2). Ook de totaal-S en totaal-Fe concentraties zijn bijna altijd hoger in de slibbodems dan in de vaste waterbodems. De concentratie ijzer in de waterbodem kent de hoogste concentraties in EAG 1, zowel op de lijnvormige locaties op als de locaties gelegen in de plas. In EAG 5 is de ijzerconcentratie overal vrij laag. Er is geen eenduidig verschil tussen de lijnvormige locaties en de locaties in de plassen. De concentratie zwavel in de bodem volgt het patroon van ijzer in de waterbodems: in EAG 1 zijn de hoogste concentraties gemeten (maximaal 1634 mmol/kg bodem) en in EAG 5 werd maximaal 303 mmol zwavel/kg bodem gemeten. De totaal-ijzerconcentraties in de bodems zijn sterk gecorreleerd met de totaal-zwavelconcentraties, waarbij de zwavelconcentraties altijd hoger zijn dan de ijzerconcentraties (afbeelding 4.26). Dit betekent dat een groot deel van het ijzer gebonden kan zijn aan (gereduceerd) zwavel (FeS_x). Dit ijzer kan niet meer bijdragen aan de binding van fosfor op de overgang van bodem naar de waterlaag (ijzerval). De totaal-fosforconcentraties zijn gecorreleerd met het organische stofgehalte en de totaal-ijzerconcentraties van de bodem (zie afbeelding 4.26).

Afbeelding 4.25 De concentratie totaal P, totaal Fe en totaal S in de waterbodems, gesorteerd op EAG (lijn vs plas) en apart weergegeven voor de sliblaag en de onderliggende vaste waterbodem



Afbeelding 4.26 Correlaties tussen zwavel en ijzer, fosfor en organisch stofgehalte en fosfor en ijzer, voor de slibbodem (links) en de vaste bodem (rechts)



Kwaliteit van het poriewater

Resultaten van alle parameters in het poriewater van de verzamelde waterbodems op 43 locaties zijn opgenomen in bijlage V (Afbeelding V.3 en Afbeelding V.4). Hieronder worden de resultaten van fosfor, ijzer/fosfor ratio, ammonium en sulfide toegelicht. Verder is er gekeken naar indicaties voor afbraak van reactief organisch materiaal en indicaties voor fosforaflevering.

Fosfor

In het poriewater wordt de hoogste P concentratie (130 $\mu\text{mol/l}$) gemeten in de sliblaag op locatie NAP 296, gelegen aan de zuidkant in een lijnvormig water in EAG 5. Ook het poriewater van de vaste waterbodems bevat op deze locatie erg veel fosfor. Ook op enkele andere locaties worden hoge fosforconcentraties gemeten (circa 60-70 $\mu\text{mol/l}$). Op veel locaties worden echter (vooral) ook lage fosforconcentraties gemeten in het poriewater (10 $\mu\text{mol/l}$). Gemiddeld bevat het poriewater van de sliblaag 19 $\mu\text{mol/l}$ fosfor en het poriewater van de vaste waterbodems 13 $\mu\text{mol/l}$ fosfor. De locaties midden op de plassen hebben bijna altijd een lage fosforconcentratie (zie ook afbeelding 4.27).

Ijzer/fosfor ratio

De ijzer/fosfor ratio in het poriewater is bijna overal laag (<1 mol/mol), wat ongunstig is, maar kent enkele uitschieters naar boven (zie afbeelding 4.28, en zie afbeelding 4.22 voor de ligging op de kaart). De

grenswaarde waar beneden het risico op P-nalevering sterk toeneemt is 1 mol/mol (aangegeven met een lijn in afbeelding 4.28). In EAG 2 liggen de meeste locaties boven de grenswaarde, wat wijst op een klein risico op nalevering. In EAG 1 en EAG 5 liggen de meeste locaties juist onder de grenswaarde en is het risico op nalevering groter.

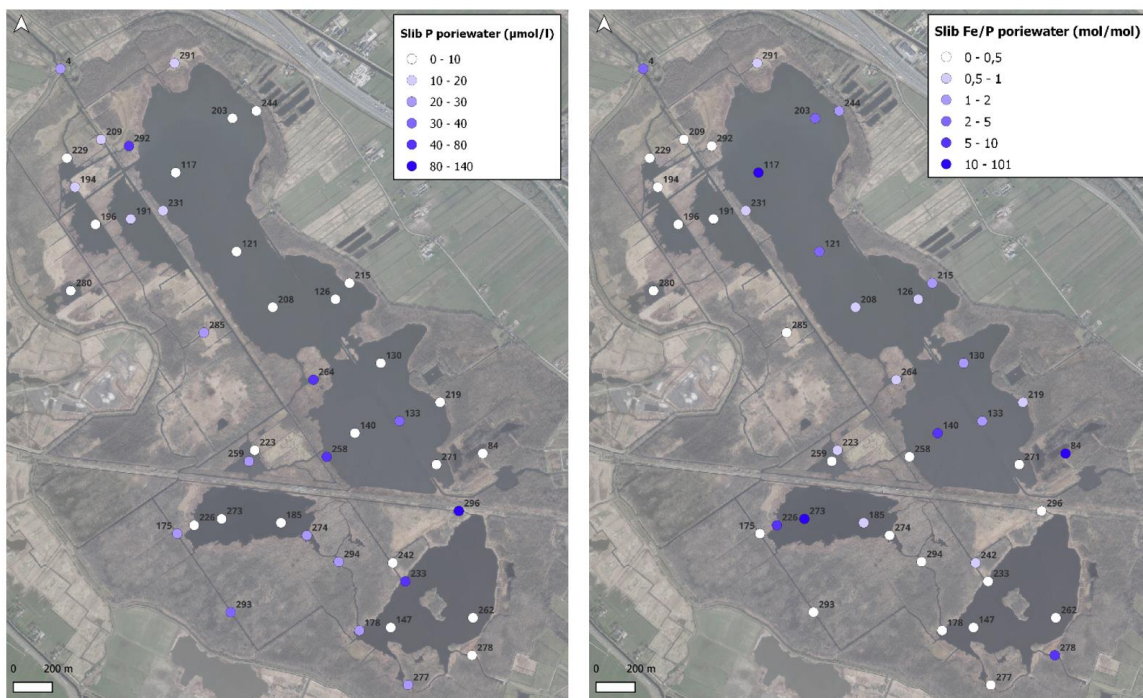
Ammonium

In Afbeelding 4.28 is ook de ammoniumconcentratie in het poriewater weergegeven. In EAG 2 en EAG 4 is er een duidelijk verschil tussen de locaties gelegen in de plassen en de lijnvormige wateren; in lijnvormige wateren bevat het poriewater beduidend meer ammonium dan de bodems verzameld in de plassen. Op slechts drie locaties is de ammoniumconcentratie van het poriewater erg hoog: NAP 292 (lijnvormig water in EAG 2), NAP 264 (lijnvormig water in EAG 3) en NAP 296 (lijnvormig water in EAG 5). Op deze drie locaties zijn het altijd de slibbodems waar de hoge concentraties in voorkomen. Voor ammoniumtoxiciteit is geen exacte grenswaarde, omdat de concentratie waarbij het toxisch wordt, afhangt van factoren als de pH, aanwezigheid van andere kationen en de temperatuur.

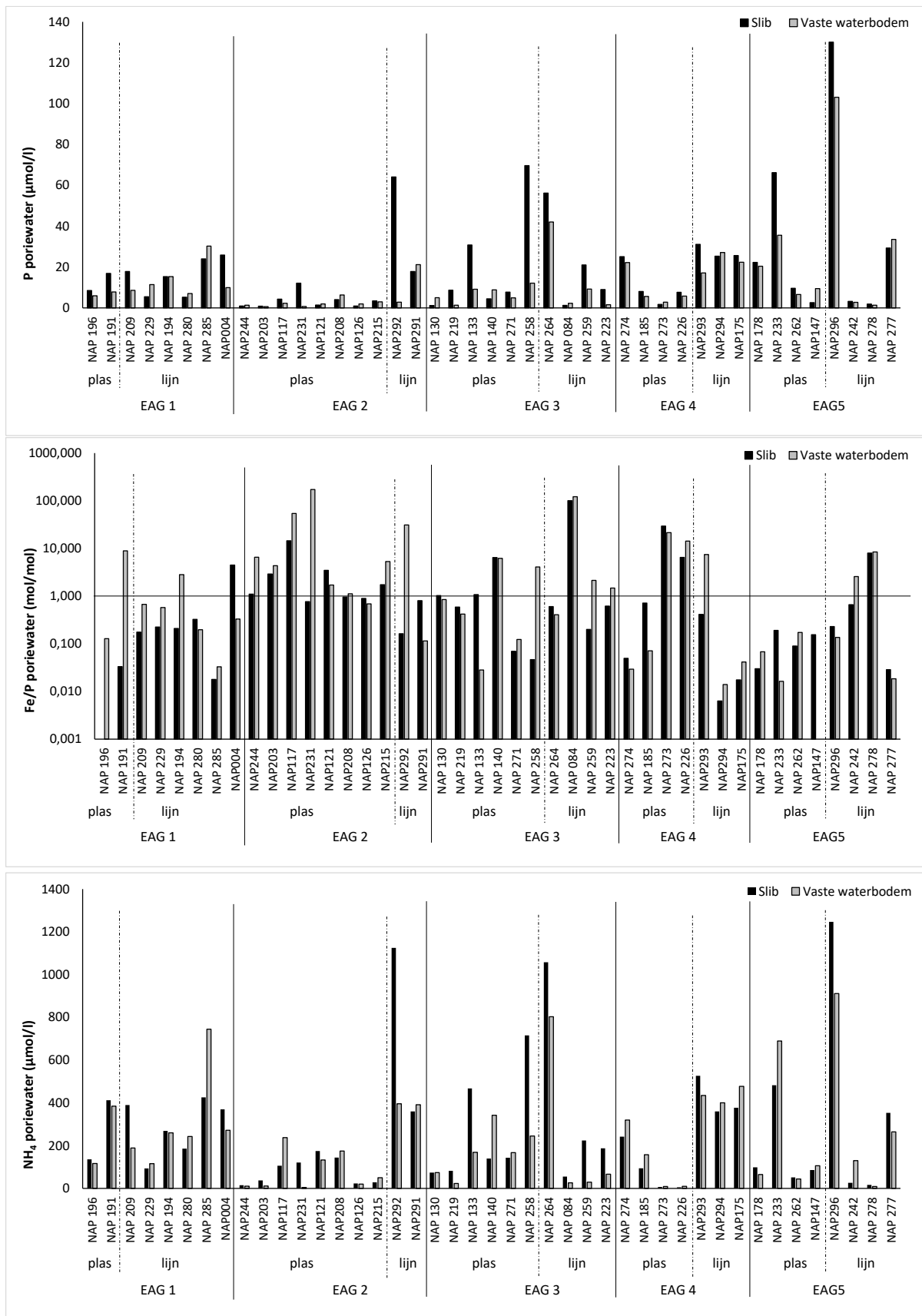
Sulfide

De sulfideconcentratie is bijna overal laag. Sulfide is toxisch bij waarden vanaf 3 tot 16 mg/l (Lamers et al, 2013). In het poriewater van het Naardermeer worden deze concentraties vaak niet gehaald. Op slechts drie locaties is de concentratie verhoogd: NAP 229 (11,7 $\mu\text{mol/l}$), NAP 259 (11,4 $\mu\text{mol/l}$) en NAP 223 (9,4 $\mu\text{mol/l}$). De resultaten van sulfide zijn niet weergegeven in een afbeelding of grafiek, maar kunnen worden bekeken in bijlage V.

Afbeelding 4.27 De concentratie P in het poriewater van het slib (links) en de Fe/P ratio in het poriewater van het slib (rechts)



Afbeelding 4.28 De concentratie P, de verhouding Fe/P en de concentratie NH₄ in het poriewater, weergegeven per EAG en onderverdeeld in locaties in plassen en in lijnvormige wateren



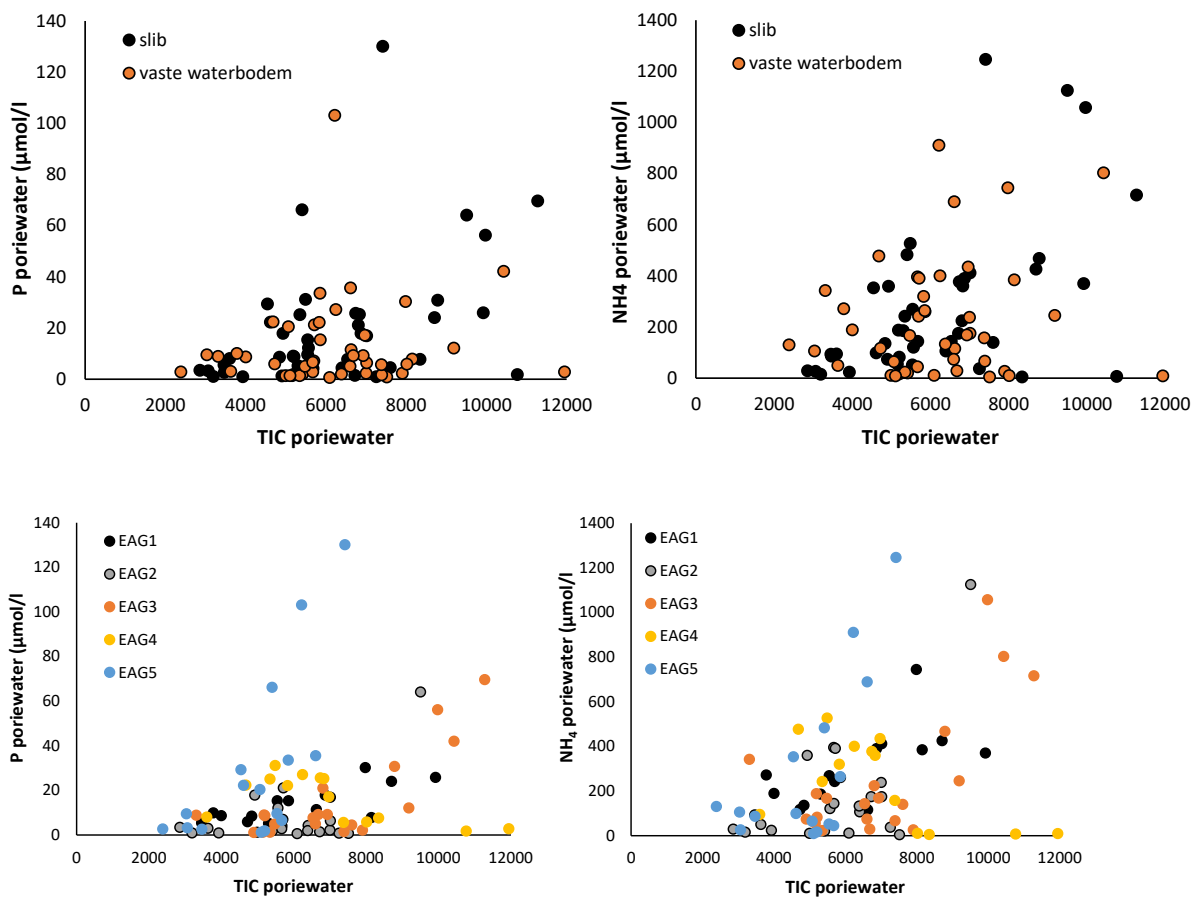
Afbraak van reactief organisch materiaal

Bij de afbraak van reactief organisch materiaal komen anorganisch koolstof (TIC) en ammonium in een bepaalde verhouding vrij. In afbeelding 4.29 zien we dan ook dat er hogere ammoniumconcentraties in het poriewater worden gemeten naarmate ook de TIC concentraties hoger zijn. Er is een minder duidelijke correlatie tussen TIC en fosfor in het poriewater. Dat komt omdat fosfor ook vrijkomt bij de reductie van ijzer(hydr)oxides waarna het geadsorbeerd is en omdat fosfor dat vrijkomt weer kan worden gebonden aan onder andere ijzer(hydr)oxides die nog niet zijn gereduceerd.

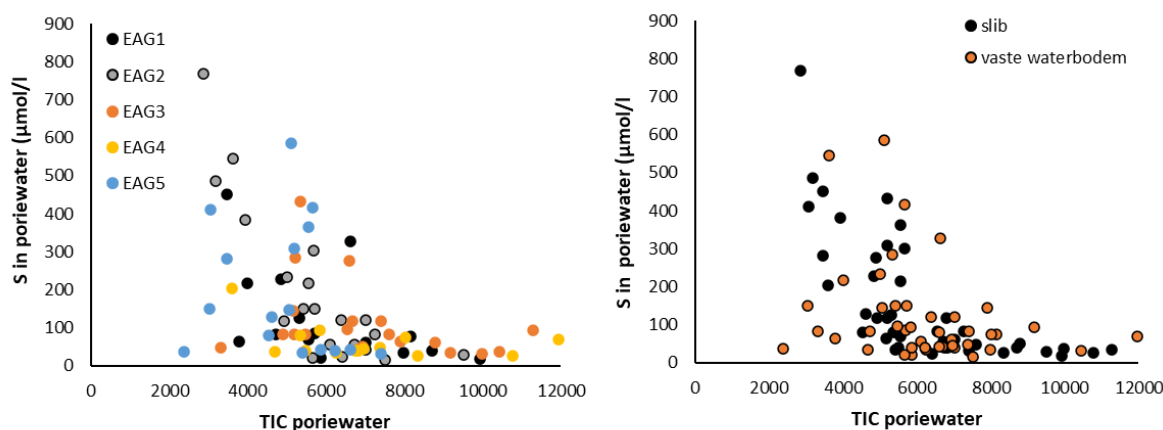
In afbeelding 4.29 is dezelfde data ook getoond met onderscheid tussen de verschillende EAG's. De waterbodemmonsters van EAG 5 liggen veelal links in de figuur (lage TIC concentraties), met drie locaties met een hoge fosfor- en ammoniumconcentratie. De oranje en zwarte punten van EAG 1 en 3 liggen meer rechts in de figuur aanwezig (in ieder geval een aantal, duidend op hogere TIC-concentraties en ook hoog ammonium). EAG 2 en 4 vallen minder op en liggen wat lager, midden in de figuur, waarbij de punten van EAG 2 voor P in het poriewater duidelijk lager liggen dan de punten van EAG 4.

We zien dat bij een toename van de TIC concentratie de S concentratie in het poriewater afneemt (afbeelding 4.30). Dit laat zien dat de afbraak van reactief organisch materiaal in de bodems (mede) wordt gestuurd door sulfaatreductie.

Afbeelding 4.29 De correlaties tussen TIC in het poriewater en fosfor en ammonium in het poriewater, waarbij de sliblaag en de vaste waterbodem apart zijn weergegeven (boven) en de vijf EAG's apart zijn weergegeven (onder), in de figuur met de vijf EAG's zijn zowel slib- als vaste waterbodem weergegeven)



Afbeelding 4.30 De correlaties tussen TIC in het poriewater en zwavel in het poriewater, waarbij (links) onderscheid wordt gemaakt tussen de vijf EAG's (in de figuur zijn zowel slib- als vaste waterbodempartijen weergegeven) of waarbij (rechts) de sliblaag en de vaste waterbodempartijen apart zijn weergegeven



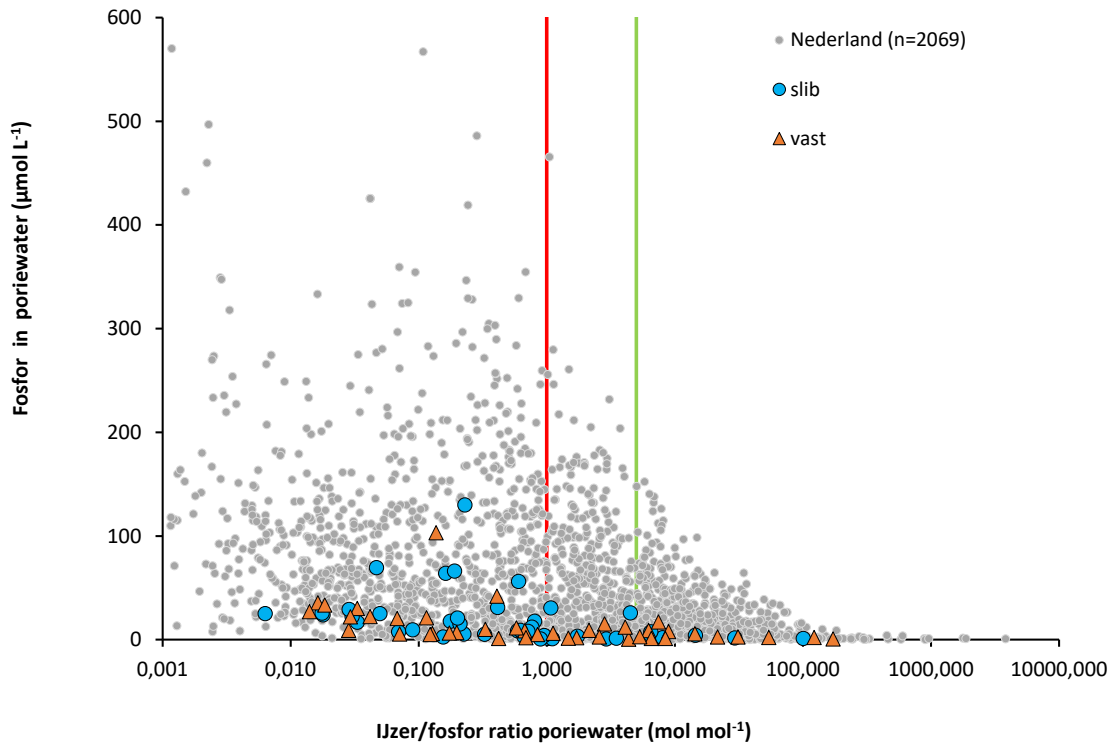
Potentiële nalevering

Voor de potentiële nalevering van P naar het oppervlaktewater is de verhouding tussen ijzer en fosfor (P) in het poriewater alsmede de absolute P concentratie in het poriewater van belang. In afbeelding 4.31 is de P concentratie in het poriewater uitgezet tegen de Fe/P ratio in het poriewater voor een grote set van verschillende waterbodems afkomstig uit heel Nederland (database van B-WARE). Dit geeft een goed beeld van de mate waarin in Nederlandse onderwaterbodems de fosforconcentratie en de Fe/P ratio van het poriewater kunnen verschillen en kan als een goed referentiebeeld gebruikt worden. Indien de Fe/P ratio van het poriewater hoog is kan de nalevering van P naar de waterlaag worden geremd zolang de waterlaag zuurstofhoudend (aeroob) is. Dit komt omdat gereduceerd ijzer kan worden geoxideerd op de overgang van de zuurstofloze (anaeroob) onderwaterbodem naar de zuurstofrijke waterlaag waardoor ijzer(hydr)oxides worden gevormd waaraan ijzer kan binden. De P-nalevering zal hoger zijn naarmate de Fe/P ratio lager is en de P-concentratie van het sediment poriewater hoger is. Smolders et al. (2001) vonden, gebaseerd op een naleveringsexperiment, een toename van de nalevering van P naar de waterlaag bij een Fe/P ratio lager dan 5 (waterbodems links van de groene lijn) en vonden dat de nalevering van fosfaat uit het sediment fors toeneemt bij een Fe/P ratio in het bodemwater lager 1 (mol/mol). Ook Geurts et al. (2010) vonden in naleveringsproeven een grenswaarde van 1 (mol/mol) waaronder de P-nalevering fors toeneemt (waterbodems links van de rode lijn).

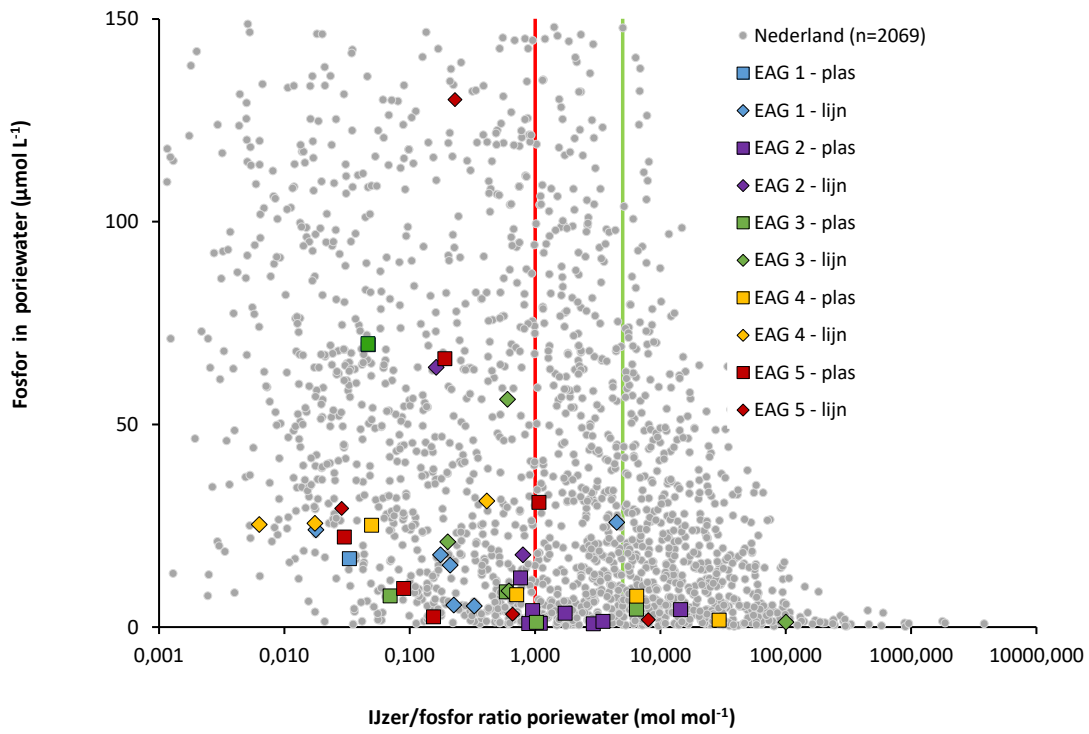
Voor de geanalyseerde waterbodems uit het Naardermeer zien we dat het merendeel van de locaties onderin de grafiek gepositioneerd is. Dit is gunstig. De Fe/P ratio verschilt sterk (grote spreiding van links naar rechts). Des te meer naar rechts de locaties liggen, des te gunstiger. Enkele locaties die links in de grafiek liggen hebben ook een hoge P-concentratie in het poriewater. Dit zijn de meest ongunstige locaties en op deze locaties is nalevering van fosfor waarschijnlijker dan op de andere locaties. De mate waarin nalevering optreedt, hangt ook nog sterk af van de aanwezigheid van zuurstof in het oppervlaktewater en dan met name vlak boven de bodem.

In afbeelding 4.32 is dezelfde data weergegeven als in afbeelding 4.31, alleen dan onderverdeeld in de 5 EAG's en voor lijnvormige locaties is er een ander symbool dan voor de locaties in de plassen. Hieruit blijkt dat de meest ongunstige locaties (P in poriewater > 50 µmol/l en Fe:P ratio <1) liggen in EAG 5 (NAP233 in de plas en NAP296 in lijnvormig water), EAG 2 (NAP292 in lijnvormig water) en EAG 3 (NAP 258 in de plas en NAP264 in lijnvormig water).

Afbeelding 4.31 Correlatie tussen de ijzer-fosfor ratio en de fosforconcentratie in het poriewater, waarbij de gekleurde punten de onderzochte waterbodems van het Naardermeer weergeven. Het risico op nalevering is klein wanneer de fosforconcentratie in het poriewater lager is dan circa 10 $\mu\text{mol/l}$. De mate van nalevering is daarnaast ook sterk afhankelijk van de zuurstofconcentratie in het oppervlaktewater en de ijzer/fosfor-ratio in het poriewater. De ijzer/fosfor-ratio is gunstig boven een ratio van 5 (groene lijn) en ongunstig onder een ratio van 1 (rode lijn).
Bron: dataset Onderzoekcentrum B-WARE



Afbeelding 4.32 Dezelfde data wordt getoond als in afbeelding 4.31 alleen nu onderverdeeld per EAG (plas vs lijnvormig) en heeft de y-as een lagere maximum waarde



5

HYPOTHESEN

In dit hoofdstuk worden de hypothesen die zijn beschreven in hoofdstuk 1 onderzocht. Per hypothese wordt geconcludeerd of 1) de hypothese volgens de analyse bijdraagt aan de achteruitgang van waterplanten, 2) de hypothese op basis van de analyse verworpen kan worden, 3) er aanvullend onderzoek nodig is om de hypothese te kunnen toetsen, 4) er aanvullende monitoring is om de hypothese te kunnen toetsen.

5.1 Hypothese 1: defosfateringsinstallatie

Water dat wordt ingelaten in het Naardermeer wordt gedefosfateerd met ijzerchloride. Mogelijk heeft dit een nadelig effect op de waterkwaliteit door stoffen uit het water te halen, waardoor planten stoppen met groeien, of juist door (toxische) stoffen toe te voegen. Daarbij gaat het dan voornamelijk om zware metalen. Om deze hypothese te toetsen is de waterkwaliteit voor na de DFI geanalyseerd. Voor locaties van de meetpunten, zie afbeelding 5.1.

Afbeelding 5.1 Meetlocaties rondom de defosfatering. Meetpunt UIN007 ligt in de Uitwatering van het Naardermeer. NAP283 is het influent van de defosfateringsinstallatie, NAP284 het effluent. Meetpunt NAP289 is een steekmonster van het influent en meetpunt NAP290 een steekmonster van het effluent. Ten slotte ligt meetpunt NAP004 meer richting het Naardermeer. Op dit meetpunt wordt maandelijks gemeten



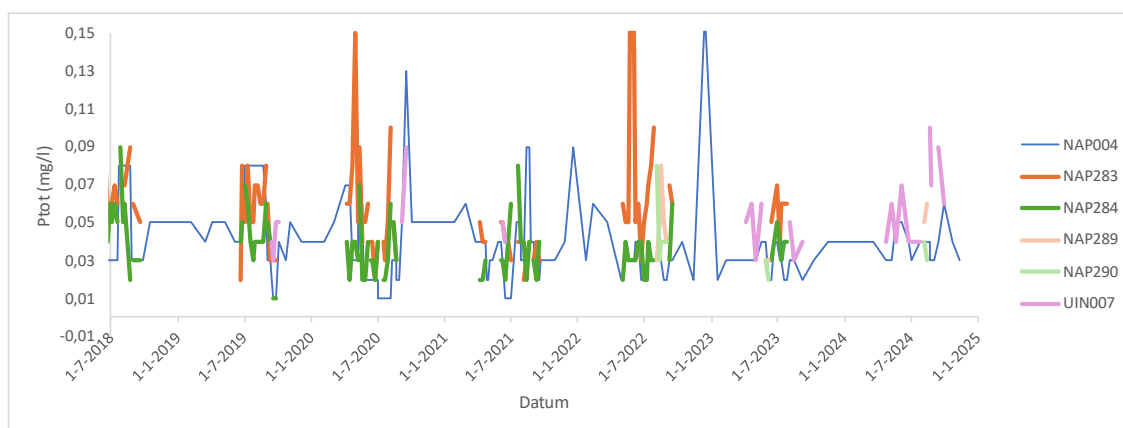
Dosering

Tot augustus 2019 is de volgende dosering aangehouden: 2.769 g Fe/uur, wat neerkomt op 3,92 g Fe/m³ water. Vanaf augustus 2019 is dit verhoogd naar 4.942 g Fe/uur, wat neerkomt op 7 g Fe/m³ water. In juli 2022 werd opgemerkt dat de dosering weer aan de lage kant zat (3.9 g Fe/m³ water).

Verwijdering van stoffen door defosfatering

De defosfatering heeft met name effect op fosfaat, dat door binding aan ijzer afneemt in het water. Voor deze hypothese is gekeken naar de concentratie van fosfaat in het water voordat het de DFI ingaat en als het er weer uit komt. In afbeelding 5.2 is te zien dat de defosfatering met name effect heeft op hoge fosforpieken: deze zijn in het influent van de DFI (oranje lijn) veel hoger dan in het effluent (groene lijn).

Afbeelding 5.2 Fosforconcentratie voor en na de defosfatering. Zie afbeelding 5.1 voor een overzicht van de meetlocaties. De oranje lijn laat metingen zien in het influent van de defosfateringsinstallatie, de groene lijn laat metingen zien in het effluent van de defosfateringsinstallatie. De piek in de oranje lijn (NAP283) in 2022 loopt tot 0,24 mg/l

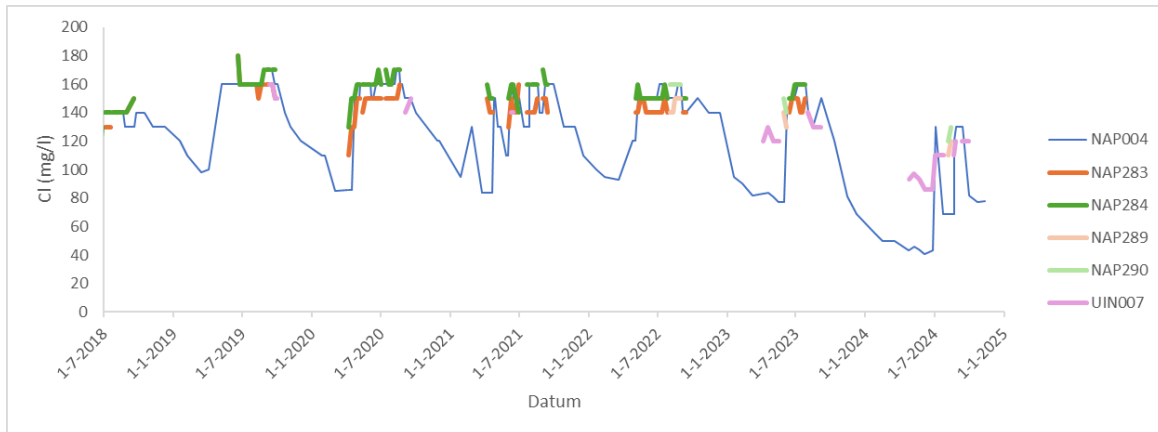


Er is geen duidelijk effect te zien van de verhoging van de dosering in 2019 op de P-concentraties in de EAG's. In de jaargemiddelde fosforconcentratie van meetpunt NAP195 in EAG 1, wat het dichtst bij de inlaat zit, is een kleine daling te zien (afbeelding 3.44), maar in de trendanalyse is geen significant effect te zien.

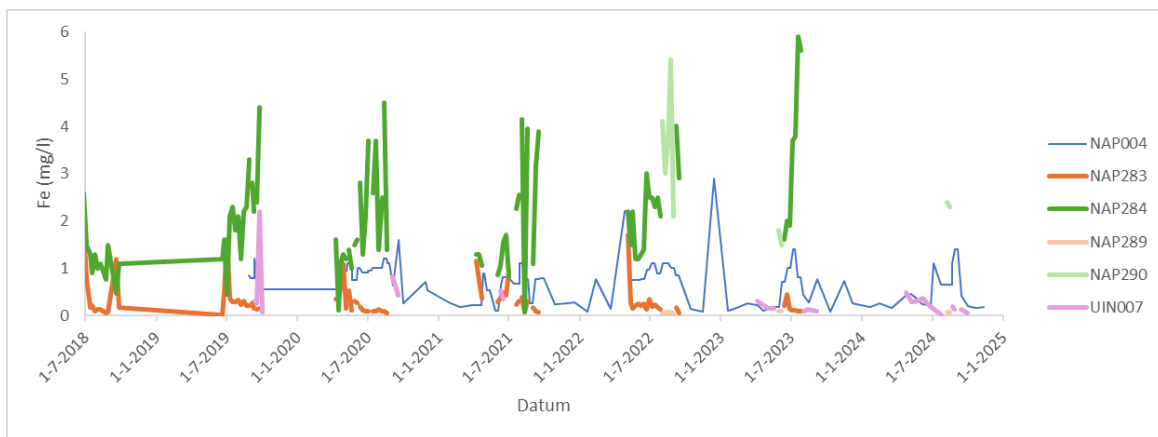
Toevoeging van stoffen door defosfatering

In de DFI wordt ijzerchloride toegevoegd. Hierin kunnen ook zware metalen aanwezig zijn. Voor deze hypothese is gekeken naar de concentratie van ijzer, chloride en zware metalen in het water voordat het water de DFI ingaat en als het er weer uitkomt. In afbeelding 5.3 is te zien dat defosfatering zorgt voor een lichte stijging van de chlorideconcentraties. Het is echter niet zo dat het water brak wordt, en ontstaat dus zeker niet een knelpunt voor waterplanten. In afbeelding 5.4 is te zien dat de ijzerconcentratie bij de DFI regelmatig sterk toeneemt. Vanaf ongeveer 6 mg Fe/l kan ijzer giftig zijn voor ondergedoken waterplanten. Deze waarden worden soms bijna gehaald, maar enkel vlakbij de installatie. Verder richting het Naardermeer (meetpunt NAP004) is de ijzerconcentratie flink lager. Ten slotte is er gekeken naar zware metalen. Zware metalen worden niet gemeten in het influent en effluent van de DFI. Volgens de KRW-factsheet werd in 2024 de norm overschreden voor arseen, kobalt en zink. Het is niet bekend of dit door de DFI komt. In hoeverre toxiciteit, los van de DFI, een rol speelt bij de achteruitgang van waterplanten wordt beschreven bij hypothese 11 (toxiciteit).

Afbeelding 5.3 Chlorideconcentratie voor en na de defosfatering. Zie afbeelding 5.1 voor een overzicht van de meetlocaties. De oranje lijn laat metingen zien in het influent van de defosfateringsinstallatie, de groene lijn laat metingen zien in het effluent van de defosfateringsinstallatie



Afbeelding 5.4 IJzerconcentratie voor en na de defosfatering. Zie afbeelding 5.1 voor een overzicht van de meetlocaties. De oranje lijn laat metingen zien in het influent van de defosfateringsinstallatie, de groene lijn laat metingen zien in het effluent van de defosfateringsinstallatie



Conclusie

De conclusie is dat de DFI geen nadelige effecten heeft op de waterkwaliteit die de achteruitgang van waterplanten kunnen veroorzaken. De hypothese kan dus verworpen worden. De DFI zorgt voor een vermindering van fosforpieken, dit is gunstig voor het ecosysteem. Er is sprake van een lichte stijging van de chlorideconcentratie die niet problematisch is voor waterplantenontwikkeling. De ijzerconcentratie stijgt lokaal, maar dit heeft geen effect op de waterkwaliteit in het Naardermeer. Het is niet bekend wel effect de defosfatering heeft op de concentratie zware metalen. Of zware metalen überhaupt een probleem vormen wordt beschreven in hypothese 11.

5.2 Hypothese 2: waterbodem

De waterbodem kan op verschillende manieren een negatief effect hebben op de waterplantengroei. Dit kan gaan om nalevering van nutriënten, opwerveling van slib, maar ook toxische stoffen als sulfide en ammonium.

Nalevering van fosfor

In paragraaf 4.3 is de productiviteit van de waterbodem beschreven (ESF 3). De mate waarin P-nalevering zal plaatsvinden hangt met name af van de concentratie fosfor in het poriewater in combinatie met de

ijzer/fosfor ratio in het poriewater. Voor de waterbodems geldt dat het merendeel een (te) lage Fe/P ratio heeft (wat betekent dat er een risico is op nalevering), maar een groot deel daarvan heeft een zeer lage P-concentratie in het poriewater. Dit zorgt ervoor dat er wel nalevering mogelijk is, maar dat deze slechts een kleine bijdrage zal leveren aan de hoeveelheid nutriënten in het oppervlaktewater. De meest ongunstige locaties liggen in EAG 5 (NAP233 in de plas en NAP296 in lijnvormig water), EAG 2 (NAP292 in lijnvormig water) en EAG 3 (NAP 258 in de plas en NAP264 in lijnvormig water). Op deze locaties zal P-nalevering een (belangrijke) rol spelen. Het gaat om locaties in wat kortere lijnvormige wateren die direct grenzen aan een plas, of locaties aan de rand van een plas. Dit beeld komt redelijk overeen met 2017, toen waren er ook slechts een paar punten die een hoger risico hebben op nalevering.

Sulfide en ammonium

De sulfide- en ammoniumconcentratie in het poriewater is beschreven in paragraaf 4.3. De conclusie van deze analyse is dat op basis van de data geen aanwijzingen zijn voor sulfide- en/of ammoniumtoxiciteit in de sliblaag. Op een drietal locaties is de sulfideconcentratie in het poriewater van het slib heel licht verhoogd (locatie NAP 229, NAP 259 en NAP 223, maar voor kranswieren geldt dat ze tegen hogere concentraties bestand zijn. Ze zijn dus minder gevoelig voor sulfidotoxiciteit. In de vaste waterbodem zijn wel twee locaties waar sulfide hoog oploopt: locatie NAP 209 (213 $\mu\text{mol/l}$) en locatie NAP 229 (36 $\mu\text{mol/l}$), beide gelegen in lijnvormig water in EAG 1. Voor ammonium geldt eigenlijk hetzelfde; er zijn enkele locaties waar de concentratie ammonium in het poriewater iets hoger is, maar op alle andere locaties is ammonium (vrij) laag. In de waterlaag zijn geen hoge ammoniakconcentraties gemeten (zie paragraaf 3.5.4), dus dit wijst niet op substantiële ammoniakvorming in het Naardermeer.

Conclusie

Voor zover metingen in dit onderzoek laten zien vormt de kwaliteit van de waterbodem niet of nauwelijks een knelpunt voor groei van waterplanten. Lokaal zou het mogelijk zijn dat er invloed is van de waterbodem op de groei van waterplanten, maar op de meeste locaties is dit niet het geval. Wel zullen de vaak lage fosforconcentraties van het poriewater in combinatie met de gemeten kooldioxide en bicarbonaatconcentraties in de waterlaag, een negatief effect hebben op de groei van eutrofe soorten (bijv. smalle waterpest en aarvederkruid).

5.3 Hypothese 3: uitheemse rivierkreeften

Uitheemse rivierkreeften kunnen bij hoge dichtheden leiden tot het volledig verdwijnen van waterplantenvegetaties doordat ze deze beschadigen ('wegknippen'). Rivierkreeften eten daarnaast eieren, larvale- en adulte stadia van macrofauna, amfibieën en vis. Ook woelen rivierkreeften de bodem om en destabiliseren ze oevers door hierin holen te graven. Dit kan leiden tot vertroebeling van het oppervlaktewater en mobilisatie van nutriënten. De hypothese is dan ook dat rivierkreeften hebben geleid tot achteruitgang van het Naardermeer. Deze hypothese is getoetst door een kreeftenpopulatiemodel door te rekenen en hiermee een inschatting te maken van het kwantitatieve effect van de kreeften.

Waarnemingen kreeften

In paragraaf 3.3 is beschreven in hoeverre rivierkreeften zijn waargenomen in het Naardermeer. Hieruit blijkt dat uitheemse rivierkreeften vermoedelijk al voor 2015 aanwezig waren. De eerste waarnemingen stammen uit 2004 (Natuurmonumenten, persoonlijke communicatie). Uit de data van de NDFF is geen duidelijk kolonisatiepatroon op te maken. De rode Amerikaanse rivierkreeft is de dominante soort in het Naardermeer. Deze heeft een voorkeur voor lijnvormige wateren. Uit NDFF-waarnemingen is niet goed af te leiden wat de kreeftendichtheden zijn in het gebied, en daarmee ook niet of de aanwezigheid van uitheemse rivierkreeften een knelpunt vormt voor de ontwikkeling van waterplanten.

In een onderzoek van Waterschap AGV (Moria, 2020) wordt geconcludeerd dat rivierkreeften niet de hoofdoorzaak zijn van de waargenomen veranderingen (afname bedekking en ruimtelijke spreiding van kranswieren en fonteinkruiden, toename in hoeveelheid algen en afname in diversiteit en aantal individuen macrofauna). De verwachting, uit bovenstaand onderzoek, is dat andere factoren de lichtuitdoving

onderwater verminderen, zoals toename in bedekking van kleine wieren en algen (perifyton) op de onderwatervegetatie.

Er zijn echter ook voorbeelden waarbij hoge dichtheden van rode Amerikaanse rivierkreeften naast hoge dichtheden ondergedoken waterplanten voorkomen, in de Maarsseveense Plassen bijvoorbeeld (Roessink en Ottburg, 2020). Ook in de sloten nabij het Naardermeer kwamen in 2021 hoge dichtheden rode Amerikaanse rivierkreeften voor in combinatie met hoge dichtheden ondergedoken waterplanten (mond. Med. Ottburg uit STOWA Deltafact Rivierkreeften, 2021). De vraag is echter in hoeverre dit een stabiele toestand betreft.

Kreeftenpopulatiemodel

Ondanks het feit dat de dichtheid van rivierkreeften in het Naardermeer onbekend is, kunnen modelberekeningen inzicht geven in de invloed van rivierkreeften op waterplanten in het Naardermeer. Door scenarioberekeningen uit te voeren waarbij de dichtheid van rivierkreeften varieert, kan een responsecurve worden gegenereerd die de verwachte plantbedekking laat zien.

Beknopte toelichting Kreeftenpopulatiemodel in PCDitch

In 2019 is een rivierkreeftenpopulatiemodel ontwikkeld met als doel inzicht te krijgen in de effecten van de rode Amerikaanse rivierkreeft op krabbenscheervegetaties (Kanters, 2019). Het model werd ingebouwd in het waterkwaliteitsmodel PCDitch, waarbij een nieuwe module is ontwikkeld voor krabbenscheer. In 2020 is dit model vervolgens aangepast, waarbij effecten van intensief wegvangen van rivierkreeften is toegevoegd aan het model en de koppeling met PCDitch is uitgebreid met de reeds in PCDitch aanwezige plantgroepen (Nieuwkamer et al., 2020). Op deze manier zijn we in staat de effecten van de rode Amerikaanse rivierkreeft op de ecologische waterkwaliteit te modelleren. Informatie over de opbouw en kalibratie van het model zijn beschreven in Kanters (2019) en Nieuwkamer et al. (2020). Hieronder is kort toegelicht hoe het model is opgebouwd.

Om de populatiedynamiek van rode Amerikaanse rivierkreeften te modelleren is onderscheid gemaakt in drie leeftijdsklassen: juvenielen, jongen en adulten. De benadering van de populatiedynamiek aan de hand van leeftijdsklassen is gebaseerd op een modelstudie van Martelloni, Bagnoli & Libelli (2012) en op overige literatuur waarin de rode Amerikaanse rivierkreeft vrijwel altijd in leeftijdsklassen wordt verdeeld om in de betreffende studie onderzochte relaties te beschrijven (o.a. Oliveira & Fabião, 1998; Marçal Correia, 2003; Scalici et al., 2010). De leeftijdscategorieën zijn als volgt ingedeeld:

- juvenielen: hierbinnen vallen kreeften die niet worden gevangen met kreeftenkorven (ook in model worden deze kreeften standaard niet weggevangen). Dit zijn kreeftjes met een lengte van minder dan 5 à 6 cm. Doorgaans komt het erop neer dat dit kreeften zijn tot ongeveer 5,5 maand oud;
- jongen: tot deze groep behoren kreeften die al wel vangbaar zijn in kreeftenkorven, maar nog niet reproduceren. Doorgaans zijn kreeften in deze groep tussen 5,5 en 9,5 maand oud;
- adulten: dit zijn kreeften die gevangen kunnen worden in korven én reproductief actief zijn. Voor deze groep is, gebaseerd op literatuur, aangenomen dat kreeften na circa 9,5 maand kunnen voortplanten (o.a. Romaine & Lutz, 1989; Alcorlo et al., 2008).

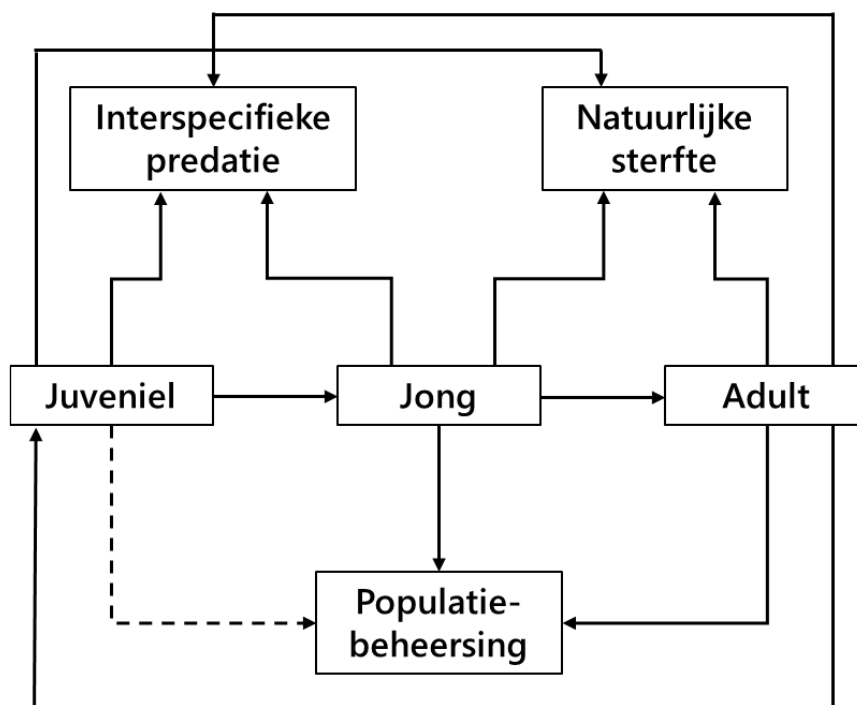
Volwassen rivierkreeften zijn in het model dus de enige leeftijdsklasse die voortplanten en daarmee zorgen voor aanwas van juvenielen. Groei van de rivierkreeftenpopulatie is dus afhankelijk van de grootte van de populatie aan volwassen rivierkreeften. Populatiegroei van jonge en volwassen rivierkreeften treedt enkel impliciet op door het doorschuiven van individuen naar een volgende leeftijdsgroep (afbeelding 2.7). Sterfte van rivierkreeften treedt op door natuurlijke sterfte, populatiebeheersing (het zogenaamde 'afkreeften') en inter- en intraspecifieke predatie. Interspecifieke predatie is toegevoegd als een wiskundige term, waarbij een predatiedruk kan worden opgegeven. Predatiedruk is in het model niet gekoppeld aan soort(groep)en zoals specifieke vissen of macrofauna.

Niet in het model opgenomen, zijn feedbackmechanismen van het ecosysteem op de rivierkreeftpopulatie. De reden hiervoor is tweeledig: enerzijds is uit een correlatief kreeftenonderzoek naar het voorkomen van de rode Amerikaanse rivierkreeft in Nederland (Cusell et al., 2020) gebleken dat er geen duidelijke relaties (te identificeren) zijn tussen de abiotische condities van een watersysteem en de rivierkreeftendichtheid. Zo is geen relatie gevonden tussen nutriëntbelasting en rivierkreeftdichtheden, doorzicht en

rivierkreeftdichtheden of basenrijkdom van het oppervlaktewater en rivierkreeftendichtheid. Tevens blijkt uit literatuur dat (a) rivierkreeften langdurig met weinig voedsel af kunnen zonder dat dit effect heeft op de populatie en vitaliteit van individuen (Powell & Watts, 2010) en (b) dat de rode Amerikaanse rivierkreeft prima kan overleven op een dieet dat enkel uit detritus bestaat (Paglianti & Gherardi, 2004), ook al heeft de rivierkreeft voorkeur voor (en groeien individuen sneller bij) een gevarieerd dieet. In Nederlandse wateren in het algemeen wordt detritus in overmaat aanwezig geacht. Ten slotte is uit onderzoek gebleken dat groei van rode Amerikaanse rivierkreeften veel sterker afhankelijk is van de rivierkreeftendichtheid dan van de hoeveelheid voedsel die beschikbaar is (McClain, 1995). Bovenstaande zaken hebben ertoe geleid dat vooralsnog besloten is om geen feedbackmechanismen van het watersysteem op de rivierkreeftpopulatie in te bouwen in het model (anders dan predatiedruk), zolang niet volledig begrepen wordt welke factoren en processen sturend zijn voor de rivierkreeftendichtheid.

Wat tevens niet in PCditch is ingebouwd, en dus ook niet in het rivierkreeftenmodel, is het effect van bodemwoelende vis op de ecosysteemtoestand. Bij de interpretatie van de resultaten van het model dient rekening gehouden te worden met het feit dat vertroebeling als gevolg van aanwezigheid van bodemwoelende vis niet in het model is meegenomen.

Afbeelding 5.5 Schematisatie van de interacties die werken in een rivierkreeftpopulatie. Binnen de term 'natuurlijke sterfte' valt ook intraspecifieke predatie. Interspecifieke predatie is een aparte term waaraan expliciete waarden kunnen worden gehangen voor de verschillende leeftijdsklassen. Bij populatiebeheersing ('afkreeften') worden juveniele rivierkreeften met de huidige methoden nog niet/nauwelijks weggevangen. Het wegvangen van juveniele rivierkreeften is echter wel ingebouwd in het rivierkreeftenmodel en kan 'aan' en 'uit' gezet worden. Daarom is in onderstaand schema een stippellijn weergegeven



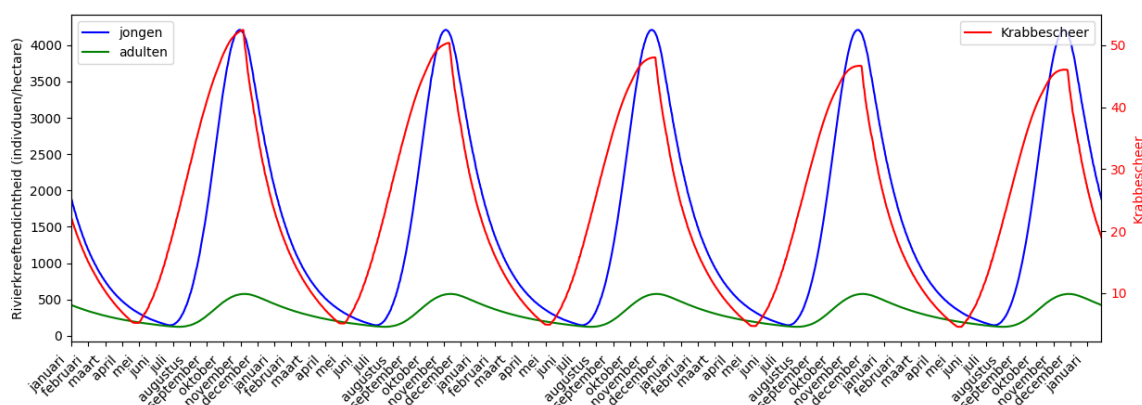
Methode

In PCditch zijn de dichtheden van rivierkreeften dynamisch gemodelleerd; dat wil zeggen dat de dichtheid per tijdsstap (in dit geval per dag) berekend worden. Door de parameters van maturatie (doorgroeien van juvenielen naar jongen en van jongen naar adulten) aan te passen worden verschillende rivierkreeftendichtheden bereikt (afbeelding 5.6). Op deze manier blijft de seizoensdynamiek van rivierkreeften en waterplanten intact.

De modelberekeningen zijn apart uitgevoerd voor de plantgroepen 'Stratiotes' (krabbescheer) en 'Elodeids' (ondergedoken wortelende waterplanten). Per plantgroep zijn twaalf modelberekeningen uitgevoerd waarbij de rivierkreeftendichtheid varieert tussen 0 tot 14.000 kreeften per hectare (1,4 kreeften per vierkante meter). De parameters zijn zodanig aangepast dat de verhouding tussen jongen en adulten zo gelijk mogelijk is, namelijk tussen 4.75:1 en 4.95:1. Voor elke modelrun is een periode van 10 jaar gehanteerd om de berekende variabelen in evenwicht te laten komen. Van de daaropvolgende periode van vijf jaar is de gemiddelde rivierkreeftendichtheid en de gemiddelde plantbedekking bepaald. Wanneer de gemiddelde plantbedekking wordt uitgezet tegen de gemiddelde rivierkreeftendichtheid vormt zich een responscurve.

De gebiedsspecifieke uitgangspunten zijn afgeleid uit de water- en stoffenbalans van het Naardermeer. De belangrijkste parameters voor het rivierkreeftenmodel zijn per EAG weergegeven in tabel 5.1.

Afbeelding 5.6 Voorbeeld van een modelrun (instellingen: maturatiesnelheid van juveniel naar jong van 0,006 (groei per dag) en van jong naar adult van 0,008333 (groei per dag)). De krabbescheerbedekking is weergegeven in rood



Tabel 5.1 Specifieke uitgangspunten voor de PCDitchberekeningen voor het Naardermeer

Parameter	EAG 1	EAG 2	EAG 3	EAG 4	EAG 5
waterdiepte (m)	0,81	1,00	0,91	1,02	0,91
P-belasting (mg P/m ² /dag)	1,40	0,37	0,73	2,80	1,77
debiet (mm/dag)	37,2	10,7	12,0	21,2	10,4

Resultaten

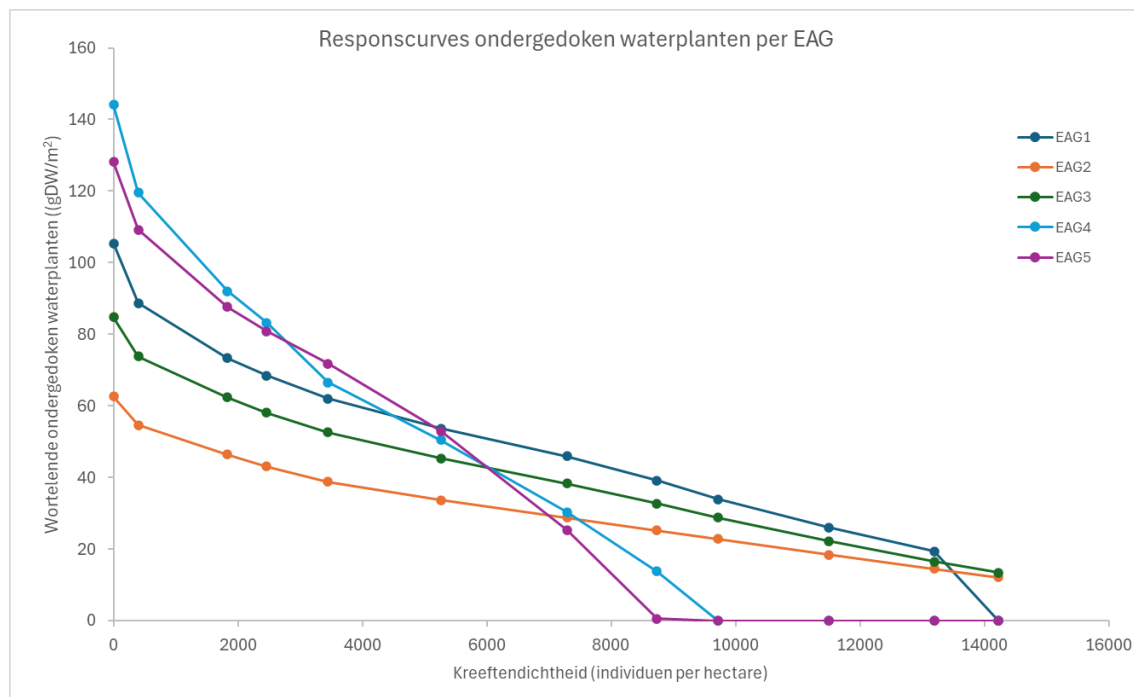
Bij afwezigheid van rivierkreeften is de gemodelleerde biomassa van krabbescheer gemiddeld 24 g drooggewicht/m² in EAG 1 en 44 g drooggewicht/m² in EAG 4. De biomassa van wortelende ondergedoken waterplanten varieert in afwezigheid van rivierkreeften van 66 tot 140 g drooggewicht/m² voor EAG's 1 t/m 5. De gemodelleerde biomassa van zowel krabbescheer als wortelende ondergedoken waterplanten neemt geleidelijk af bij een toename van de rivierkreeftendichtheid.

Zoals hierboven is toegelicht, kunnen rivierkreeften echter een aanzienlijk effect hebben op de bedekking van waterplanten. Een direct effect van rivierkreeften kan zijn dat verknipping van waterplanten plaatsvindt (Kanters et al. 2014). De verknippingssnelheid per individu is constant (en dus niet afhankelijk van de kreeftendichtheden). Dit zorgt daarom voor een lineaire afname van de plantbedekking bij toenemende rivierkreeftendichtheden. Daarnaast kunnen rivierkreeften ook indirect invloed hebben op troebelheid van het aquatisch systeem door omwoeling van de bodem (Roessink et al., 2017). Door omwoeling van de bodem kan een omslag in de toestand van het systeem van helder naar troebel worden bevorderd (indirect effect). Een dergelijke omslag kan plots optreden, daarom leidt dit naar verwachting tot een plotse omslag. Deze twee effecten zijn ook in het rivierkreeftenmodel verwerkt.

Verwachte respons ondergedoken waterplanten

Een toename van de kreeftendichtheid leidt in alle EAG's tot een afname van de verwachte biomassa van ondergedoken waterplanten. De responscurve van ondergedoken wortelende waterplanten op de toenemende rivierkreeftendichtheden verschilt per EAG (afbeelding 5.7). Voor EAG's 2 en 3 is de verwachte afname van plantbedekking geleidelijk. Voor deze twee gebieden geldt dat de P-belasting ver van de kritische belasting afzit en dat voornamelijk verknipping zorgt voor afname van de verwachte plantbedekking. In EAG's 4 en 5 is de verwachte hoeveelheid ondergedoken waterplanten bij afwezigheid van rivierkreeften het hoogst. Dit komt doordat de P-belasting in deze twee deelgebieden relatief hoog is. Tegelijkertijd leidt deze hogere P-belasting er toe dat vertroebeling makkelijker optreedt. Aanwezigheid van rivierkreeften kan in deze EAG's dus ook sneller leiden tot vertroebeling. Hierdoor laten de responscurves van EAG's 4 en 5 een knik naar de x-as zien. In EAG 5 is naar verwachting geen plantbedekking meer aanwezig bij een dichtheid van ~8700 kreeften/hectare, voor EAG 4 is dit ~9700 kreeften/hectaren. In EAG 1 lijkt een dergelijke omslag ook, maar dan later, op te treden.

Afbeelding 5.7 De gemodelleerde responsecurve van ondergedoken wortelende waterplanten bij verschillende kreeftendichtheden. Op de x-as is de rivierkreeftendichtheid (kreeften/hectare) weergegeven. Deze aantallen omvatten de jonge en adulte rivierkreeften. Op de y-as is de verwachte biomassa van wortelende ondergedoken waterplanten weergegeven. Ieder punt in de grafiek staat voor een aparte modelrun

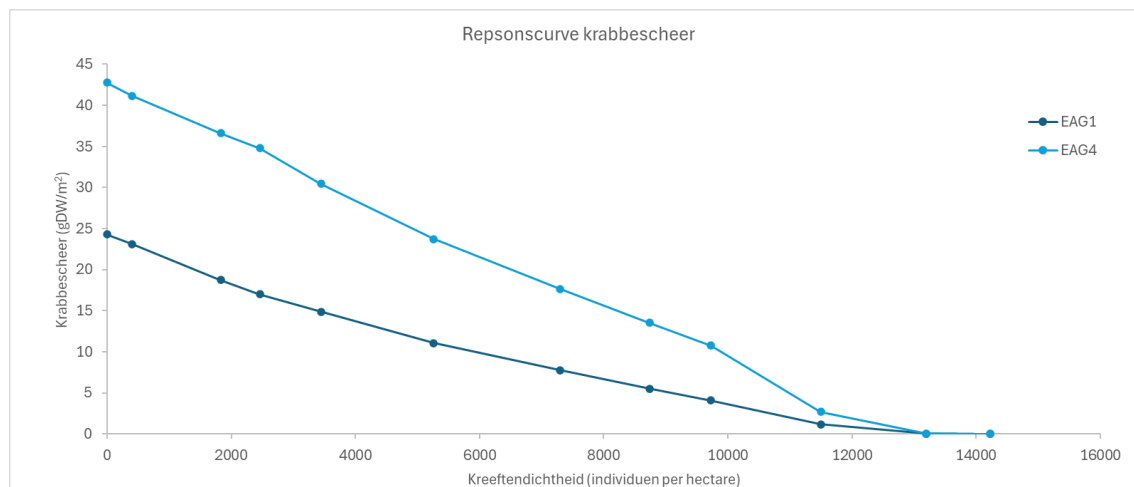


Verwachte respons krabbenscheer

Voor krabbenscheer zijn enkel de responscurves voor EAG's 1 en 4 weergegeven (afbeelding 5.8), omdat krabbenscheer niet (of nauwelijks) voorkomt in de andere EAG's. De verwachte plantbiomassa van krabbenscheer bij afwezigheid van rivierkreeften is laag; de verwachte biomassa van 24 en 43 gDW/m² zal omgerekend neerkomen op niet meer dan één tot enkele planten per vierkante meter. De gehanteerde P-belasting is in alle EAG's nog limiterend voor de verwachte biomassa.

Een toename van de kreeftendichtheid zorgt in beide EAG's voor een geleidelijke afname van de verwachte plantbedekking. Voornamelijk het effect van verknipping zorgt voor deze afname. Bij ongeveer 13.500 rivierkreeften per hectare is de plantbedekking naar verwachting verdwenen.

Afbeelding 5.8 De gemodelleerde responsecurve van krabbenscheer bij verschillende kreeftendichtheden. Op de x-as is de rivierkreeftendichtheid (kreeften/hectare) weergegeven. Deze aantallen omvatten de jonge en adulte rivierkreeften. Op de y-as is de verwachte biomassa van krabbenscheer weergegeven. Ieder punt in de grafiek staat voor een aparte modelrun



Discussie

Voor alle EAG's geldt dat rivierkreeften een significante impact kunnen hebben op de ondergedoken waterplanten en/of krabbenscheer. In alle EAG's zorgt het directe effect van verknipping voor reductie van de bedekking van ondergedoken planten. In EAG's 4 en 5 lijkt ook het effect van vertroebeling duidelijk mee te spelen.

Om gegronde uitspraken te kunnen doen over de daadwerkelijke impact van rivierkreeften op de waterplantbedekking is informatie over de dichtheden in de verschillende EAG's van het Naardermeer nodig. Deze ontbreken momenteel. Het is dus niet mogelijk om de dichtheden in het Naardermeer te vergelijken met de responscurves in afbeelding 5.7 en 5.8. In de omgeving van het Naardermeer zijn wel metingen van rivierkreeftendichtheden uitgevoerd in vergelijkbare watersystemen. In de Oostelijke Binnenpolder van Tienhoven, een petgatensysteem in de provincie Utrecht, wordt een gemiddelde kreeftendichtheid van lager dan 200 kg per hectare gemeten (Kanters et al. 2022), maar deze kan lokaal oplopen tot 300 kg/ha. Uitgaande van een gemiddeld kreeftengewicht van 30 gram per kreeft, komt dit neer op gemiddeld lager dan circa 6.665 kreeften per hectare en lokaal maximaal 10.000 kreeften per hectare. In het westelijke deel van de Molenpolder is de dichtheid van rivierkreeften vóór de kreeftenreductie geschat op 436 kg per hectare (Bleile, Kampen & Janssen, 2024), omgerekend zijn dit circa 14.500 kreeften per hectare. Het is goed mogelijk (maar onbekend) dat rivierkreeftendichtheden in de slootssystemen van het Naardermeer vergelijkbaar zijn als in de Oostelijke Binnenpolder van Tienhoven of de Molenpolder. Bij een dichtheid die vergelijkbaar is met die in de Oostelijke Binnenpolder van Tienhoven wordt de biomassa aan krabbenscheer en wortelende ondergedoken waterplanten ongeveer gehalveerd in alle EAG's. Als de rivierkreeftendichtheden meer in de buurt liggen bij die van de Molenpolder, leidt dit in EAG's 4 en 5 tot totale verdwijning van de verwachte plantbedekking en in de andere EAG's tot een sterke reductie.

Conclusie

Het is onduidelijk hoe groot de rivierkreeftenpopulatie is in de verschillende EAG's van het Naardermeer en daarmee in welke mate rivierkreeften een knelpunt vormen voor waterplanten in het Naardermeer. Het is echter zeker niet uit te sluiten dat uitheemse rivierkreeften (mede) de oorzaak zijn voor de achteruitgang in waterplanten, met name in de lijnvormige wateren. Indien rivierkreeften in het Naardermeer aanwezig zijn in vergelijkbare dichtheden als in de Molenpolder en de Oostelijke Binnenpolder van Tienhoven, dan is de verwachting dat dit een sterke afname van ondergedoken waterplanten en/of krabbenscheer kan veroorzaken. EAG's 4 en 5 zijn het meest gevoelig voor de effecten van kreeften. Bepaling van de rivierkreeftendichtheid is essentieel om verdere uitspraken te kunnen doen over de impact. Dit advies voor aanvullend onderzoek is verder uitgewerkt in hoofdstuk 6.

5.4 Hypothese 4: bodemwoelende vis

Bodemwoelende (benthivore) vissoorten als brasem en karper zoeken in de waterbodem naar voedsel. Hierbij kunnen waterplanten ontwortelen, raakt het water vertroebelt en kunnen nutriënten vrijkomen uit de waterbodem. Daarom is in deze hypothese onderzocht of de afname van de waterplanten (mede) veroorzaakt kan zijn door bodemwoelende vissen. Om deze hypothese te toetsen is gekeken naar de visstand en het lichtklimaat.

Visstand

In paragraaf 3.4 is op basis van de monitoringsdata van visstandbemonstering in 2010, 2013, 2018 en 2021 de visstand geanalyseerd. Hieruit kan het volgende geconcludeerd worden. De biomassa van brasem is redelijk stabiel in het Naardermeer en ligt rond de 30 kg/ha. Het grootste deel van de biomassa is toe te schrijven aan een klein aantal grote exemplaren, waarbij bekend is dat alleen de grote exemplaren foerageren in de bodem en kleinere brasems leven van zoöplankton en nog niet woelen in de bodem. Karper is nooit gevangen. Zeelt, die zowel in de bodem als op waterplanten kan foerageren, heeft een biomassa van circa 5 kg/ha. De hoeveelheid benthivore vis in het Naardermeer is hiermee zeer gering. Ter vergelijking: bij uitdunningsvisserij met als doel om troebele meren te doen laten omslaan naar een heldere en plantenrijke toestand, geldt er voor de benthivore vissoorten een streefwaarde die in dezelfde orde van grootte ligt als de huidige biomassa in het Naardermeer. Hetzelfde geldt voor de biomassa planktivore soorten (dat zijn kleine brasems, maar ook andere soorten, die het zoöplankton eten).

Conclusie

Er zijn geen opvallende trends in de visstand. Bodemwoelende vis lijkt absoluut geen knelpunt te vormen, daarvoor zijn de visbiomassa's van deze soorten veel te laag. Een aandachtspunt is wel dat er een vrij diepe sliblaag ligt in het Naardermeer (tabel 5.2). Enkel in EAG 5 is dit vermoedelijk afgenomen, aangezien hier in 2020 gebaggerd is. Er lijkt geen sprake te zijn van grootschalige opwerveling van deze laag, maar er kan wel regelmatig sprake zijn van tijdelijke opwerveling door bijvoorbeeld vis of boten. Wanneer er bijvoorbeeld met een boot wordt gevaren in het gebied is er veel opwerveling van slib. Dit zakt vrij snel weer uit en is daardoor niet zichtbaar in de maandelijkse doorzichtsmetingen (persoonlijke communicatie Natuurmonumenten, februari 2025).

Tabel 5.2 Gemiddelde, mediane en standaarddeviatie van de slibdikte per EAG in 2017, oftewel voordat EAG 5 is gebaggerd

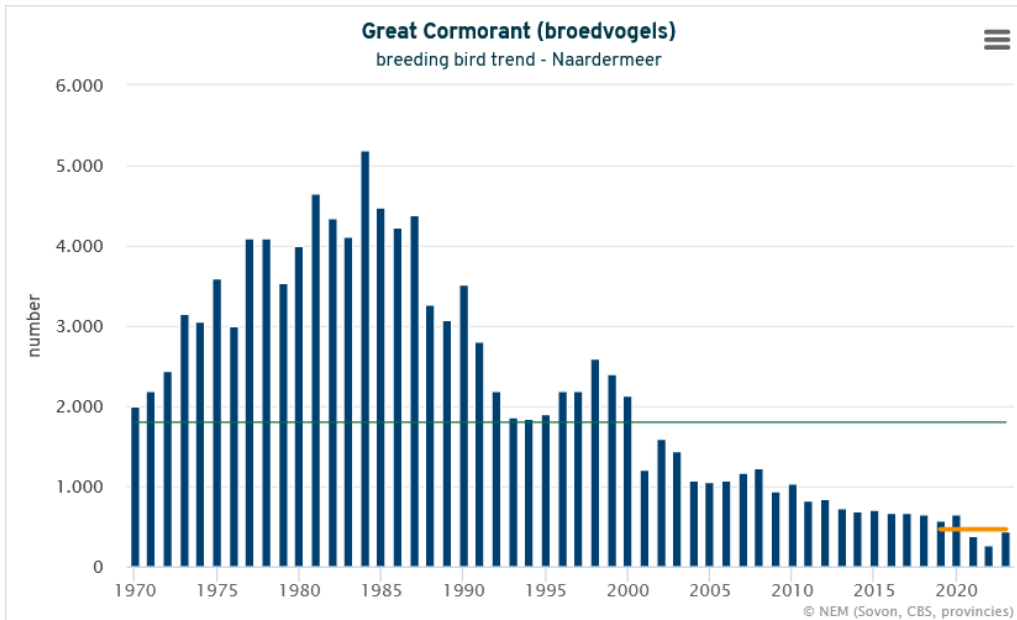
EAG	Gemiddelde	Mediaan	Standaarddeviatie
1	47,0	50,0	13,4
2	25,0	20,0	19,5
3	31,1	30,0	16,4
4	37,5	37,5	18,5
5	25,0	17,5	21,0

5.5 Hypothese 5: aalscholverkolonie

Er is een aalscholverkolonie aanwezig ten westen van het Naardermeer. Aalscholers broeden bij het Naardermeer maar foerageren ook veel op andere plekken, zoals het IJsselmeergebied. De kolonie zorgt voor een hoge nutriëntenbelasting, daarom is de kolonie hydrologisch geïsoleerd. De hypothese is dat de kolonie niet goed geïsoleerd is, waardoor er nutriënten vanuit dit gebied in het Naardermeer kunnen komen die leiden tot eutrofiëring van het oppervlaktewater. Om de hypothese te toetsen is gekeken naar het aantal broedvogels in het Naardermeer en naar de fosforconcentratie in de omgeving van de kolonie.

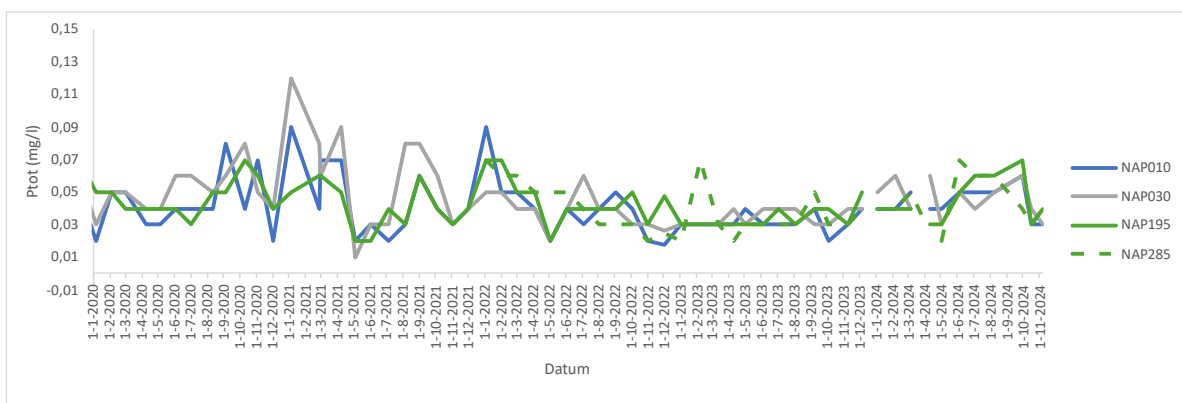
In afbeelding 5.9 is het aantal aalscholwers weergegeven over de laatste 50 jaar. Met een groene lijn is het instandhoudingsdoel weergegeven en met een oranje lijn het recent gemiddeld aantal. Vanaf halverwege de jaren '80 van de vorige eeuw is de grootte van de aalscholverkolonie aan het afnemen.

Afbeelding 5.9 Het aantal aalscholwers (broedvogels) in het Naardermeer. In groen is het instandhoudingsdoel weergegeven (1.800) en in oranje het recent gemiddeld aantal (423,6). Bron: <https://stats.sovon.nl/stats/gebied/1000094>



In afbeelding 5.10 is de fosforconcentratie weergegeven op een aantal locaties ten noorden van het spoor in EAG 1 (groene lijn), 2 (blauwe lijn) en 3 (grijze lijn). De onderbroken groene lijn (NAP 285) is vlakbij de aalscholverkolonie. Hier is enkel vanaf 2022 gemeten, vandaar dat er is ingezoomd op deze periode. De fosforconcentratie op deze locatie is meestal vergelijkbaar met de concentratie op de andere locaties.

Afbeelding 5.10 Fosforconcentratie op een aantal locaties ten noorden van het spoor



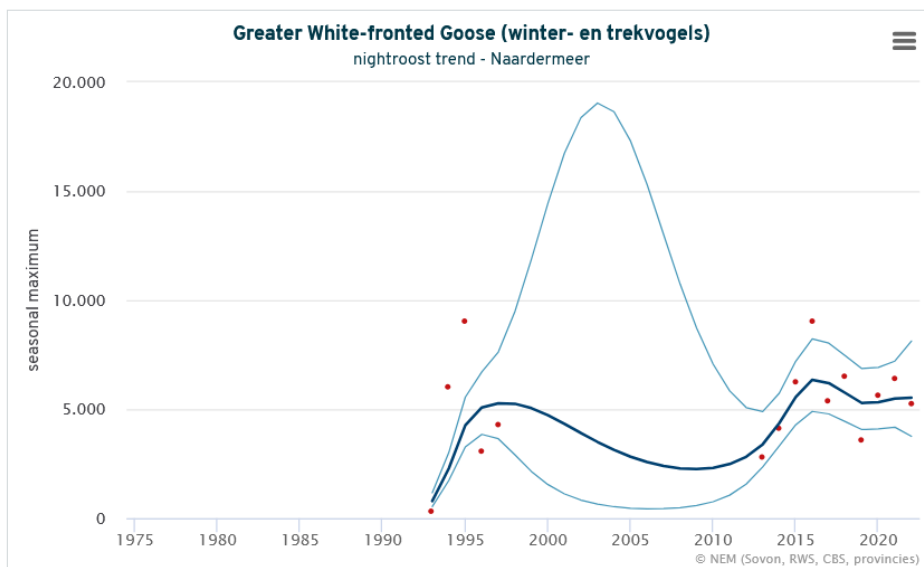
Conclusie

Aalscholwers lijken geen effect te hebben gehad op de fosforconcentratie in het Naardermeer nabij de aalscholverkolonie. Het is dus onwaarschijnlijk dat de aalscholwers effect hebben gehad op de achteruitgang van waterplanten in de afgelopen jaren. De kolonie is in omvang afgenomen vanaf halverwege de jaren '80 van de vorige eeuw en er zijn geen verhoogde fosforconcentraties gemeten in het Naardermeer in de buurt van de kolonie.

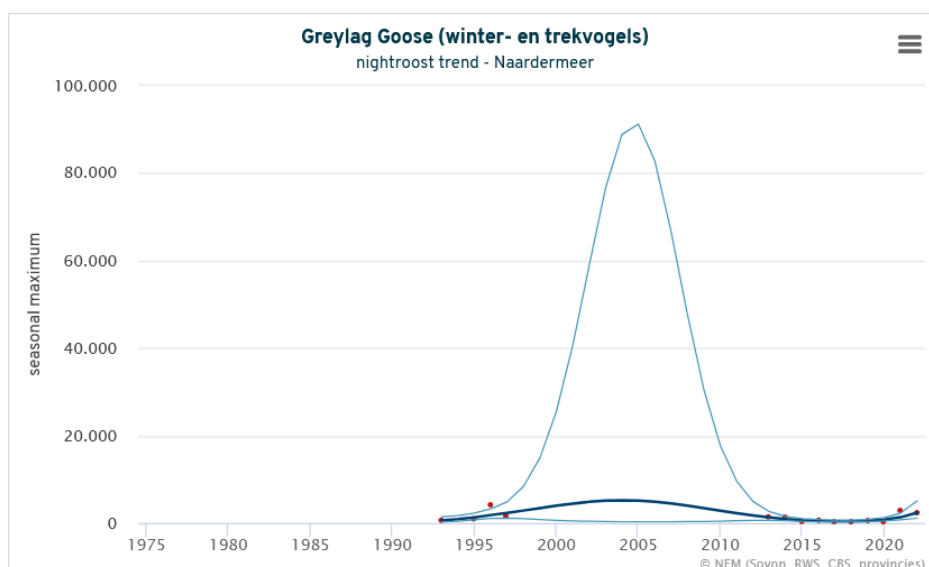
5.6 Hypothese 6: vraat en eutrofiëring door ganzen

Als er hoge dichtheden ganzen aanwezig zijn dan kan dit leiden tot eutrofiëring van het oppervlaktewater. Daarnaast kan vraat ertoe leiden dat waterplanten verdwijnen. Om deze hypothese te toetsen is er gebruik gemaakt van gegevens van SOVON. Er zijn gegevens beschikbaar van de kolgans en de grauwe gans. Deze soorten gebruiken het Naardermeer vooral om er te slapen. Voor beide soorten is er sinds het begin van de metingen een significante matige toename gemeten van < 5 % per jaar. Vanaf 2011 is er geen aantoonbare trend¹. Ook onderzoek naar de invloed van ganzen in 2020 wees uit dat ganzen geen rol hebben gespeeld bij de achteruitgang van aquatische en terrestrische natuur in het Naardermeer. Ganzenvraat vormt wel een knelpunt voor de ontwikkeling van waterriet (Mettrop et al., 2020).

Afbeelding 5.11 Het maximale aantal kolgans binnen het seizoen in het Naardermeer. De donkerblauwe lijn is de trendlijn en de lichtblauwe lijnen de grenzen van het betrouwbaarheidsinterval. Bron: <https://stats.sovon.nl/stats/gebied/1000094>



Afbeelding 5.12 Het maximale aantal grauwe ganzen binnen het seizoen in het Naardermeer. De donkerblauwe lijn is de trendlijn en de lichtblauwe lijnen de grenzen van het betrouwbaarheidsinterval. Bron: <https://stats.sovon.nl/stats/gebied/1000094>



¹ <https://stats.sovon.nl/stats/gebied/1000094>.

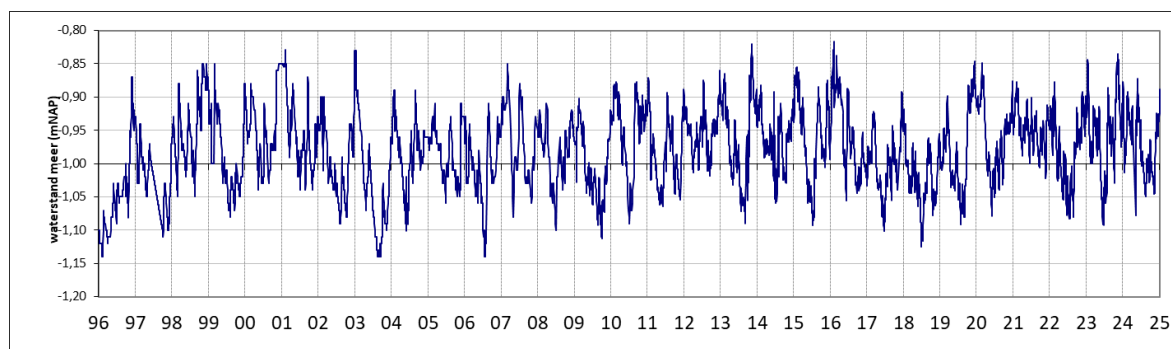
Conclusie

Ganzen maken voornamelijk gebruik van het Naardermeer als rustgebied. Aantallen zijn niet toegenomen de afgelopen 15 jaar en er zijn geen aanwijzingen dat de aanwezigheid van ganzen een rol heeft gespeeld in de achteruitgang van waterplanten.

5.7 Hypothese 7: peilbeheer Naardermeer

Het peilbeheer in het Naardermeer heeft invloed op de hoeveelheid inlaatwater dat in het Naardermeer komt, en het heeft daarmee invloed op de nutriëntbelastingen, algengroei en het doorzicht. De afgelopen periode is het peil echter niet aangepast (afbeelding 5.13). Zoals we hieronder zullen laten zien heeft het beheer van het oppervlaktewaterpeil wel grote invloed op de waterkwaliteit.

Afbeelding 5.13 Gemeten oppervlaktewaterpeil in het Naardermeer

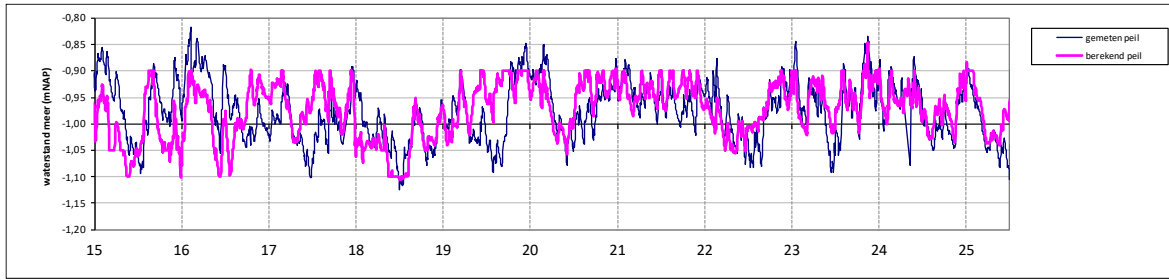


In afbeelding 5.14 wordt het berekende peil (roze lijn) getoond, waarbij de gemeten debietreeks van de inlaat (defosfatering) is opgedrukt. Dit is ook de manier waarop de inlaat in de waterbalans zit. Het valt op dat het berekende peil goed overeenkomt met het gemeten peil (blauwe lijn). Soms is het berekende peil wat hoger dan het gemeten peil. In afbeelding 5.15 is het berekend en gemeten peilverloop te zien in het Naardermeer zonder dat de debietreeks van de defosfatering is opgedrukt op de waterbalans. Het valt op dat het berekende peil in de zomer dan vaak uitzakt naar het minimumpeil (NAP -1,10 m), terwijl dat bij het gemeten peil niet gebeurt. Dit heeft alles te maken met de beperkte inlaatcapaciteit van de DFI. Wanneer pas ingelaten zou worden op het moment dat het minimumpeil al (bijna) bereikt is, kan in het geval er een groot neerslagtekort optreedt niet meer voorkomen worden dat het peil te ver uitzakt. Dit is ongewenst, omdat er dan via de molen water ingelaten moet worden zonder dat dit inlaatwater dan gedefosfateerd is (zoals in juli 2018 gebeurd is). Het effect van de beperkte capaciteit van de DFI is vooral in 2021 heel sterk: er wordt dan al vroeg in de zomer gestart met inlaten, maar doordat er ook af en toe buien vallen, blijft het peil in 2021 hoog (vrijwel de hele zomer boven de NAP -1,00 m).

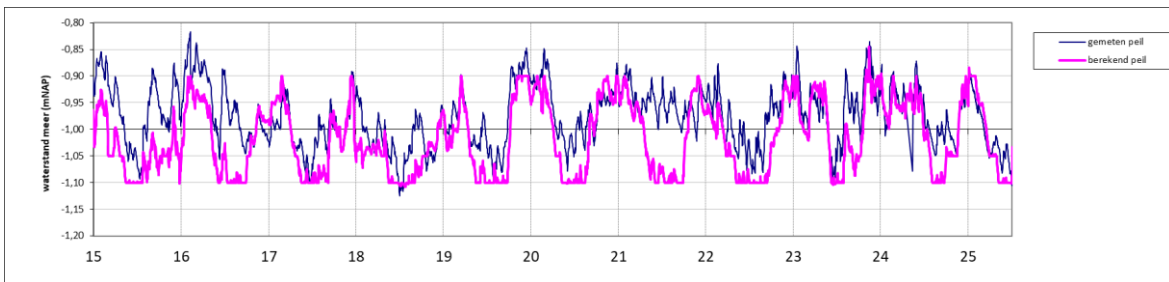
Overigens was het beheer van de DFI tot enkele jaren geleden in handen van de afdeling Zuiveringsbeheer binnen het waterschap AGV. Tegenwoordig is het inlaatbeheer ondergebracht bij de afdeling Peilbeheer. Het is goed mogelijk dat dit geleid heeft tot een verschuiving van 'zoveel mogelijk gelijkmatig inlaten' naar beheer dat meer rekening houdt met de weersverwachting en dus met minder inlaat tot gevolg.

Een hoger oppervlaktewaterpeil heeft gevolgen voor de grondwaterfluxen in het Naardermeer. Een hoger oppervlaktewaterpeil kan er namelijk voor zorgen dat kwelwater wordt 'weggedrukt'. In afbeelding 5.16 is de waterbalans van het Naardermeer te zien, waarbij is ingezoomd op de y-as. Hierbij valt op dat de kwel in 2021 een stuk lager was dan in de periode ervoor en erna. Dit komt doordat er in de balans is opgegeven dat de kweldruk op het Naardermeer beperkter is geweest als gevolg van het hoge oppervlaktewaterpeil. De afname van kwel is ook te relateren aan veranderingen in waterkwaliteit. Met name de afname van de bicarbonaatconcentratie (zie afbeelding 3.53 en 3.53) lijkt deels hierdoor (en door de natte periode in 2023-2024) te worden verklaard.

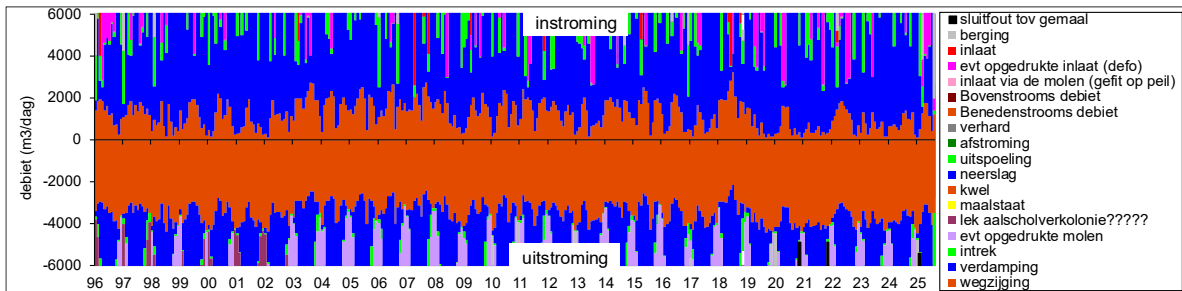
Afbeelding 5.14 Gemeten en berekend oppervlaktewaterpeil in het Naardermeer met opgedrukte inlaat



Afbeelding 5.15 Gemeten en berekend oppervlaktewaterpeil in het Naardermeer zonder opgedrukte inlaat

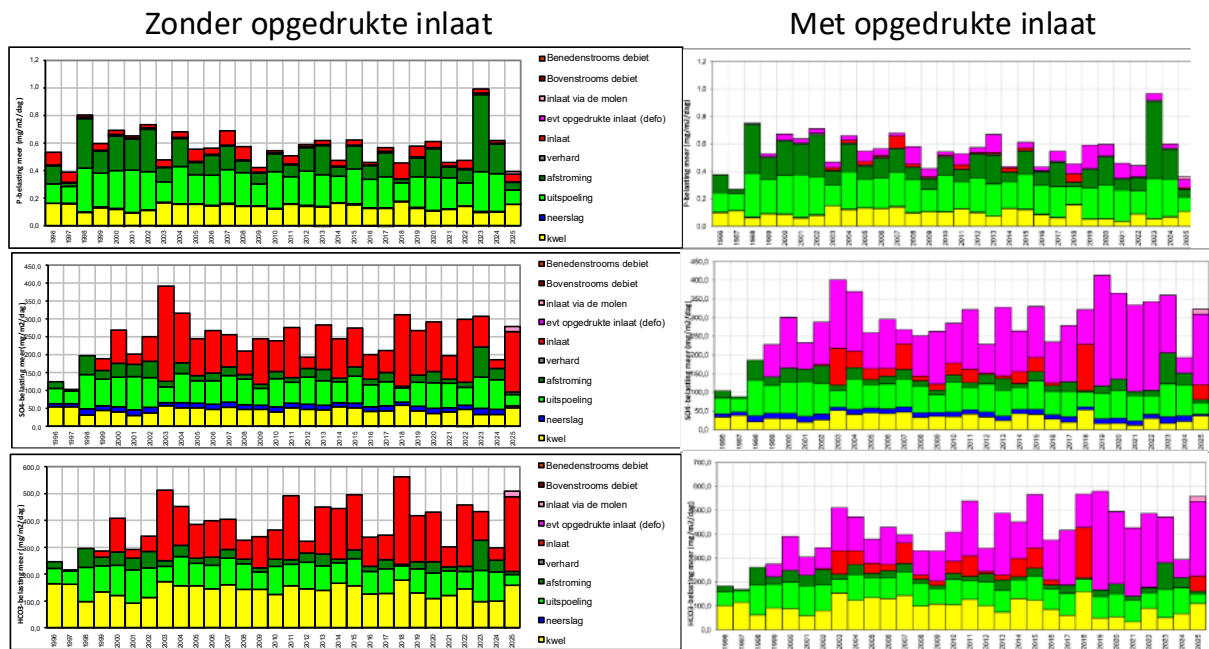


Afbeelding 5.16 Waterbalans van het Naardermeer, waarbij is ingezoomd op de y-as, zodat kwel en wegzijging beter zichtbaar zijn (aangegeven in rood). In het jaar 2021 was er relatief weinig kwel



In afbeelding 5.17 is de belasting van fosfor, sulfaat en bicarbonaat te zien zonder en met opgedrukte inlaat. De situatie zonder opgedrukte inlaat is de stoffenbelasting die er zou zijn als er precies zoveel water wordt ingelaten om aan de watervraag van het gebied te doen. De situatie met opgedrukte inlaat laat de werkelijke stoffenbelasting zien, gebaseerd op gemeten inlaatdebieten. Voor fosfor is het verschil klein (bovenste rij in de grafiek). Dit komt doordat (a) de fosforbelasting uit inlaatwater sowieso gering is vergeleken met andere posten en (b) de inlaat van fosfor via kwelwater afneemt. Daarnaast zal de mineralisatie van veen minder snel verlopen als gevolg van de hogere waterstanden (dit is niet meegenomen in de balans). Voor sulfaat (middelste rij in de grafiek) is het verschil een stuk groter. Door meer water in te laten dan strikt noodzakelijk is, is de sulfaatbelasting groter. Voor bicarbonaat (onderste rij in de grafiek) geldt voor sommige jaren dat de belasting lager is bij hoger peil en meer inlaat als gevolg van afgenomen kwel, alhoewel er ook jaren zijn dat de belasting hoger is als gevolg van grotere inlaat.

Afbeelding 5.17 Belasting van fosfor (bovenste rij), sulfaat (middelste rij) en bicarbonaat (onderste rij) zonder opgedrukte inlaat (links) en met opgedrukte inlaat (rechts). De opgedrukte inlaat is in roze weergegeven (links) en met opgedrukte inlaat (rechts). De opgedrukte inlaat is in roze weergegeven



Conclusie

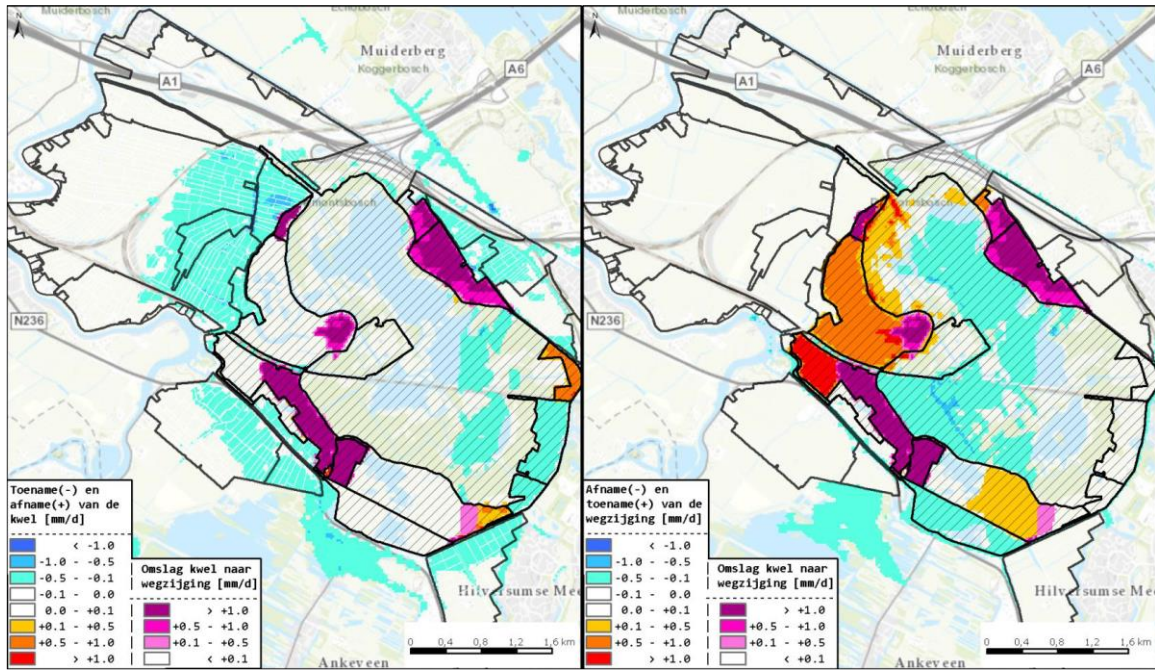
Het peilbeheer is de afgelopen jaren niet wezenlijk veranderd en heeft daarmee geen effect op de P-belasting en de groei van waterplanten gehad. In de metingen van het waterpeil is echter wel te zien dat het peil in de zomer vaak minder sterk uitzakt dan je zou verwachten op basis van de watervraag van het Naardermeer, met name in het jaar 2021. Er wordt dus meer water ingelaten dan nodig is om het gebied op peil te houden. Dit is het gevolg van de beperkte capaciteit van de DFI. Dit is een aandachtspunt. Een hoger oppervlaktewaterpeil in de zomer leidt namelijk enerzijds tot meer inlaat (wat vooral tot een hogere sulfaatbelasting leidt) en minder kwel, waardoor er veranderingen in de waterkwaliteit optreden. Anderzijds kan het de mineralisatie van het veen wel enigszins afremmen als gevolg van hogere waterstanden in droge periodes. Dit proces is in deze studie verder niet gekwantificeerd.

Uiteindelijk kan geconcludeerd worden dat het peilbeheer geen hoofdverklaring vormt voor de trends in waterplanten, maar het is wel een aandachtspunt in het beheer, omdat het effect heeft op kwel, mineralisatie en inlaat en daarmee mogelijk op de waterkwaliteit.

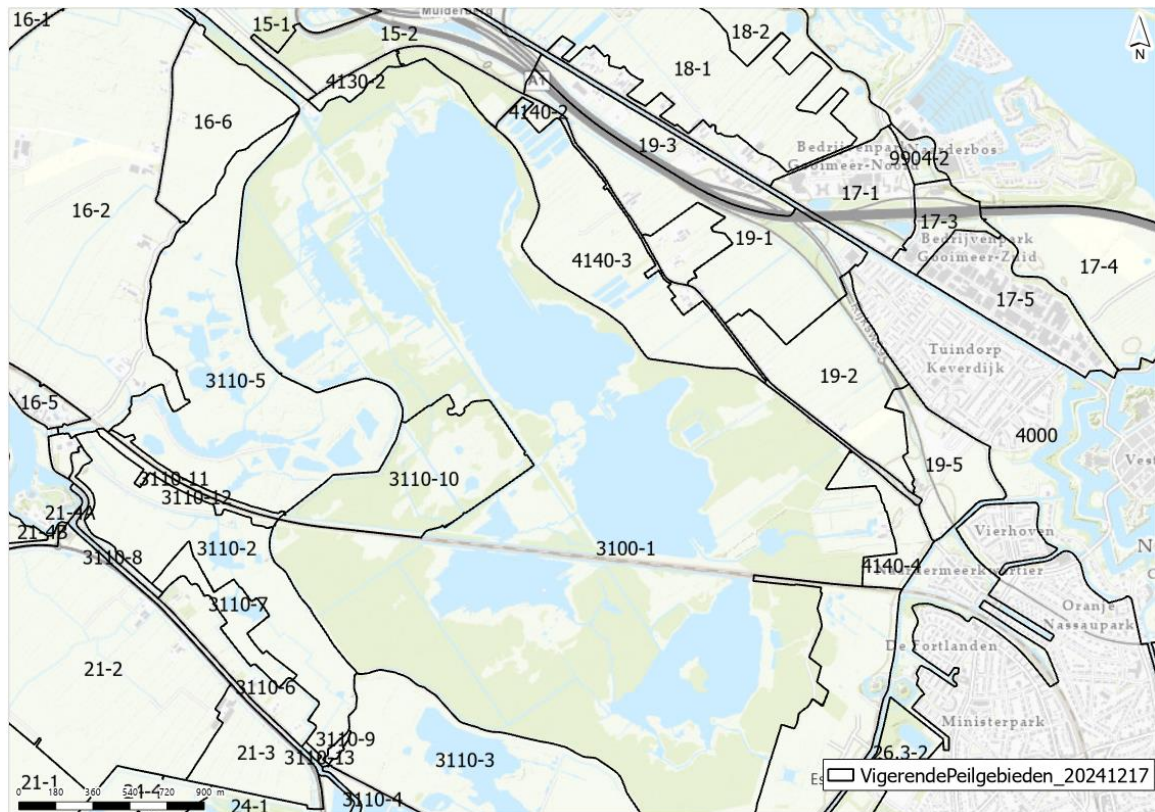
5.8 Hypothese 8: peilbeheer schil

Het peilbeheer in de schil rond het Naardermeer kan effect hebben op de kwel- en wegzijgingsfluxen van het Naardermeer zelf. Er zijn plannen om het peil in de schil rond het Naardermeer op te zetten. Effecten hiervan zijn weergegeven in afbeelding 5.18. Naar verwachting leidt het tot een verhoging van de kwelflux en een verlaging van de wegzijgingsflux in het open water van het open water ten noorden van het spoor. In de percelen ten noorden van het spoor wordt voorspeld dat de wegzijging toeneemt. Dit komt vooral door de toename in wegzijging in het noordwestelijke deel van dit deelgebied. In Veertigmorgen wordt voorspeld dat de wegzijging in de percelen afneemt en in het Bovenste Blik wordt voorspeld dat de kwel afneemt in de percelen en toeneemt op het open water (Moria, 2020). Dit kan gevolgen hebben voor aanvoer van nutriënten en daarmee voor de waterkwaliteit in het Naardermeer. Volgens een berekening met de water- en stoffenbalans zou bij peilopzet in de bufferzone het aandeel water uit de percelen toenemen en het aandeel inlaatwater afnemen, het leidt mogelijk ook tot een hogere fosforbelasting, al zitten er veel onzekerheden in de water- en stoffenbalans, vooral wat betreft concentraties van fosfor in uitspoelen en afstromend water en kwel (Moria, 2020).

Afbeelding 5.18 Veranderingen in kwel en wegzijgingsfluxen als gevolg van geplande peilwijzigingen. Rekenpeilen van het stationaire grondwatermodel wijken af van de werkelijk geplande peilen. Gerekend is met een mediaan jaarpeil.
Bron: Moria (2020)



Afbeelding 5.19 Overzicht van peilvakken rond het Naardermeer



Aanpassingen peil in de schil

Om de hypothese te toetsen is gekeken of er al aanpassingen zijn gedaan aan het peil in de schil. Samen met de systeembeheerder van Waternet is nagegaan per peilgebied of er de afgelopen jaren veranderingen zijn opgetreden. Hieruit blijkt het volgende (in afbeelding 5.19 is de locatie van de peilvakken gegeven):

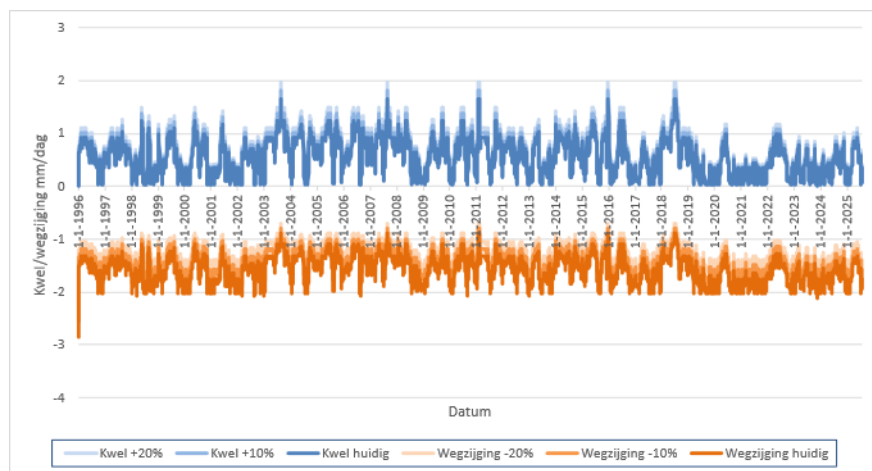
- peilvak 3110-3 (Nieuw Keverdijk): Een deel hiervan (de Meerlanden) waterde vroeger via twee stuwen af naar het Naardermeer. Deze zijn in 2020 dichtgezet. Het gebied wordt gevoed door kwel en inlaat vanuit de Karnemelksloot. Geen peilaanpassingen in de afgelopen jaren;
- peilvak 3110-9 - (Onderbemaling AS Melkmeent). Dit gebied was vroeger groter, een deel van peilvak 3110-3 hoorde hier eerst ook bij. Het peil gaat daar eind dit jaar omhoog. Dit is een risico voor de waterkwaliteit in peilvak 3110-3;
- peilvak 3110-2 (Nieuwe Keverdijksepolder Zuid): geen aanpassingen afgelopen jaren;
- peilvak 3310-5 (Nieuwe Keverdijksepolder Noord): geen aanpassingen afgelopen jaren;
- peilvak 4140-3 (Keverdijkse Overscheense Polder / KOP): geen aanpassingen afgelopen jaren;
- peilvak 4140-4 (Stadzicht): was ooit verbonden met het Naardermeer als onderdeel van de Meerlanden. Dit is al eerder afgekoppeld dan het zuidelijke deel van de Meerlanden.

Gevoeligheidsanalyse

Aangezien er momenteel nog geen grote veranderingen zijn opgetreden in het peilbeheer in de schil rond het Naardermeer is er een gevoeligheidsanalyse gedaan voor effecten van toenemende kwel en afnemende wegzijging, en wat dit betekent voor de stoffenbalans. Er zijn drie scenario's bekeken (zie afbeelding 5.20):

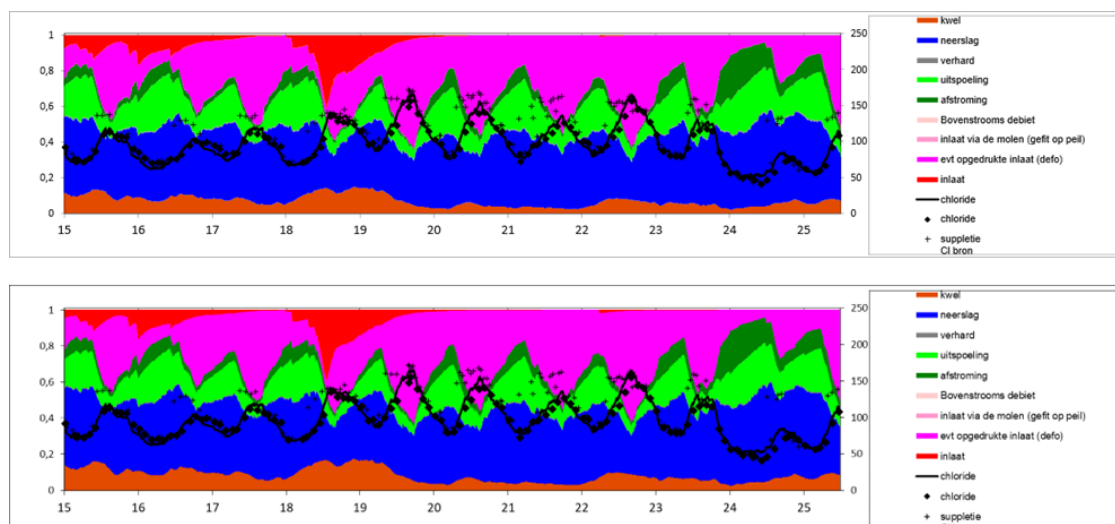
- huidige hoeveelheid kwel en wegzijging;
- scenario met +10 % kwel en - 10 % wegzijging in de percelen en het open water van het Naardermeer;
- scenario met +20 % kwel en - 20 % wegzijging in de percelen en het open water van het Naardermeer.

Afbeelding 5.20 Kwel en wegzijging in mm/d in de drie scenario's



Het effect op de waterbalans is weergegeven in afbeelding 5.21. In de fractieverdeling is te zien dat de fractie kwel iets toeneemt bij het 20 %-scenario, maar het verschil is beperkt. In tabel 5.3 is het resultaat te zien van de stoffenbalans (jaargemiddelde). Volgens de uitgevoerde berekeningen heeft de bovengenoemde veranderingen in kwel en wegzijging door peilaanpassing in de schil geen effect op de P-belastingen in het Naardermeer. De vracht van stikstof, calcium en bicarbonaat neemt wel wat toe (door toename van kwel), en de vracht van sulfaat neemt wat af (door een wat beperktere inlaat). Deze berekening is een grove benadering van het effect van peilopzet in de schil rond het Naardermeer, maar het geeft wel een eerste beeld van effecten op vrachten van stoffen.

Afbeelding 5.21 Fractieverdeling in de huidige situatie (boven) en met het scenario +20 % kwel, - 20 % wegzijging



Tabel 5.3 Langjarig gemiddelde (1996-2025) vracht van stoffen in mg/m²/dag in drie kwel-/wegzijgingsscenario's

	P	N	SO ₄	Ca	HCO ₃
huidig	0,57	10,6	291	176	452
+10% kwel, -10% wegzijging	0,57	10,6	288	177	455
+20% kwel, -20 % wegzijging	0,57	10,7	288	179	460

Conclusie

Het omhoog zetten van het peil in de schil van het Naardermeer zou in potentie negatieve gevolgen hebben voor de waterkwaliteit van het Naardermeer zelf door veranderingen in kwel- en wegzijgingspatronen, en daarmee de nutriëntenbelasting. Momenteel is er echter nog geen sprake van peilopzet in de schil: dus dit kan geen effect hebben gehad op de groei van waterplanten in het Naardermeer in het afgelopen decennium. In sommige gebieden wordt het peil eind dit jaar wel omhoog gezet. Door middel van een (grove) gevoeligheidsanalyse zijn effecten van peilopzet in de schil op de nutriëntenvracht in beeld gebracht. Een opzet van het peil in de schil leidt naar verwachting tot een toename van kwel en een afname van de wegzijging in het Naardermeer. Dit leidt volgens de water- en stoffenbalans niet tot grote effecten op de P-belasting. De vracht van stikstof, calcium en bicarbonaat neemt iets toe door de toenemende kwel, terwijl de vracht van sulfaat iets afneemt door een wat beperktere inlaatbehoefte.

Een aandachtspunt bij dit alles is dat er door peilopzet in de schil water vanuit de schil naar het Naardermeer kan stromen (via grondwaterstromen) als het peil in de schil hoger komt te staan dan dat in het Naardermeer. Een dergelijke hydrologische situatie dient dan ook te worden voorkomen.

5.9 Hypothese 9: droge periodes

De afgelopen jaren is het regelmatig zeer droog geweest. Intensieve neerslag na zo'n droge periode kan leiden tot een piek in de nutriëntenconcentraties in het uitspoelend en afstromend water, wat dan vervolgens kan leiden tot een hogere fosforbelasting en daarmee een negatief effect kan hebben op de waterkwaliteit. Mogelijk speelt oevererosie bij heftige neerslag na een periode van droogte hier ook een rol in, wat vervolgens versterkt kan worden door het graafgedrag van uitheemse rivierkreeften.

Deze hypothese is onderzocht aan de hand van een analyse van de fosfor- en sulfaatconcentraties in het Naardermeer. Er is gekeken of na een periode van droogte, gevolgd door een piekbui, een stijging te zien is in deze concentraties. Er is tevens met water- en stofbalansen gekeken of er een toename is geweest van

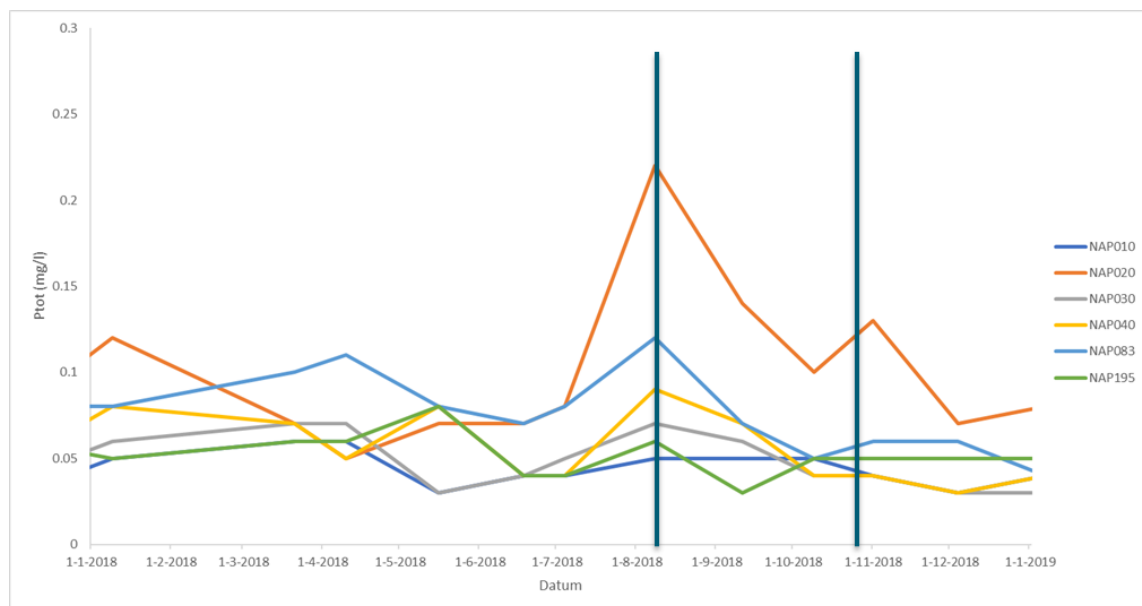
inlaat in droge periodes, welk effect dit heeft gehad op de vrachten van stoffen en hoe ver het inlaatwater het gebied in reikt in dergelijke droge perioden. Er is met de water- en stoffenbalansen niet gekeken naar eventuele effecten van verhoogde uit- en afspoeling na piekbuien, omdat er in de balansen gerekend is met één concentratie voor fosfor in het uitspoelend en afstromend water. Mogelijk is die concentratie na een periode van droogte toegenomen, en dat wordt niet meegenomen in de waterbalans.

Fosfor- en chlorofylconcentratie in het oppervlaktewater

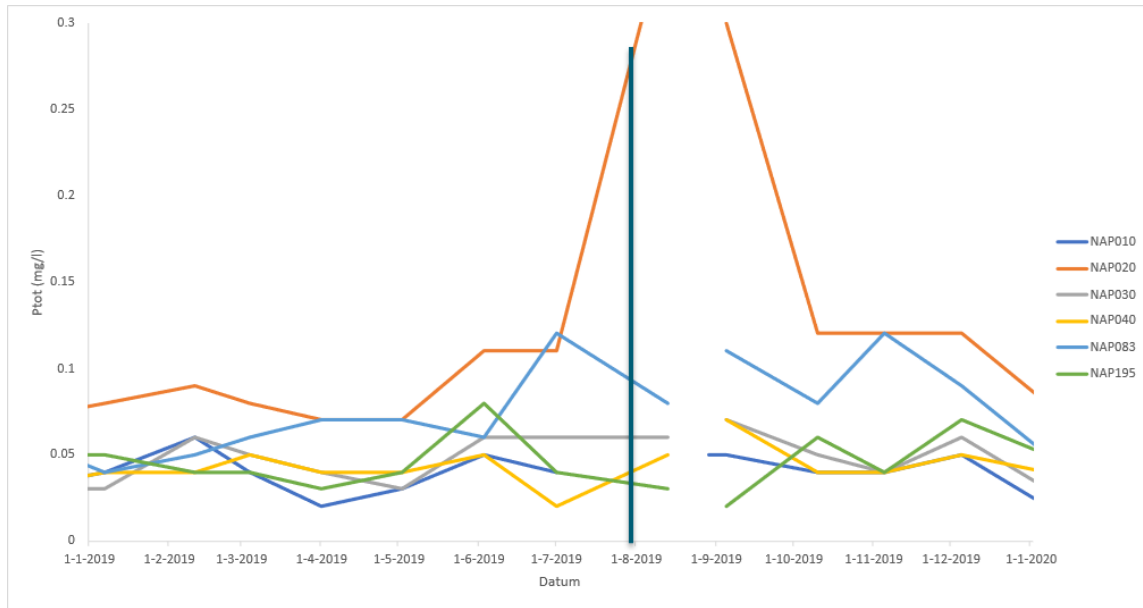
Op een aantal momenten in 2018 en 2019 is er een piek in fosforconcentraties in het oppervlaktewater te zien die samenvalt met een piekbui na een periode van droogte. Dit is weergegeven in afbeelding 5.22 voor 2018 en in afbeelding 5.23 voor 2019. In het Bovenste Blick (NAP020; oranje lijn) kan deze piek echter ook te maken hebben met afspoeling van ganzenpoep of met afspoeling vanuit de Meerlanden die toen nog op het Bovenste Blick afwaterde. In andere (droge) zomers dan 2018 en 2019 is het effect op de fosforconcentratie niet duidelijk te zien. In de droge zomer van 2003 was er bijvoorbeeld wel een stijging van de fosforconcentratie van 0,07 naar 0,18 mg/l tussen half juli en half augustus, echter zijn er geen piekbuien geweest in deze periode.

Mogelijk is het effect van uitspoeling niet direct te zien in de fosforconcentratie in het oppervlaktewater, omdat de vegetatie en/of algen het fosfor in het groeiseizoen gelijk opnemen. Daarom is er ook naar de chlorofylanalyse gekeken in paragraaf 4.2. Hieruit blijkt dat de bui op 10 augustus 2018 samen gaat met een piek in chlorofyl-a tot 85 µg/l op meetpunt NAP020. In oktober 2018 is er geen piek te zien. Begin augustus 2019 is er na de piekbui een piek in chlorofyl-a te zien tot 100 µg/l.

Afbeelding 5.22 Fosforconcentratie in 2018 met het moment van piekbuien als blauwe verticale lijn. Het gaat om 10 augustus (20 mm/dag) en 29 oktober (17 mm/dag)



Afbeelding 5.23 Fosforconcentratie in 2018 met het moment van een piekbui als blauwe verticale lijn. Het gaat om 31 juli (39,4 mm/dag)



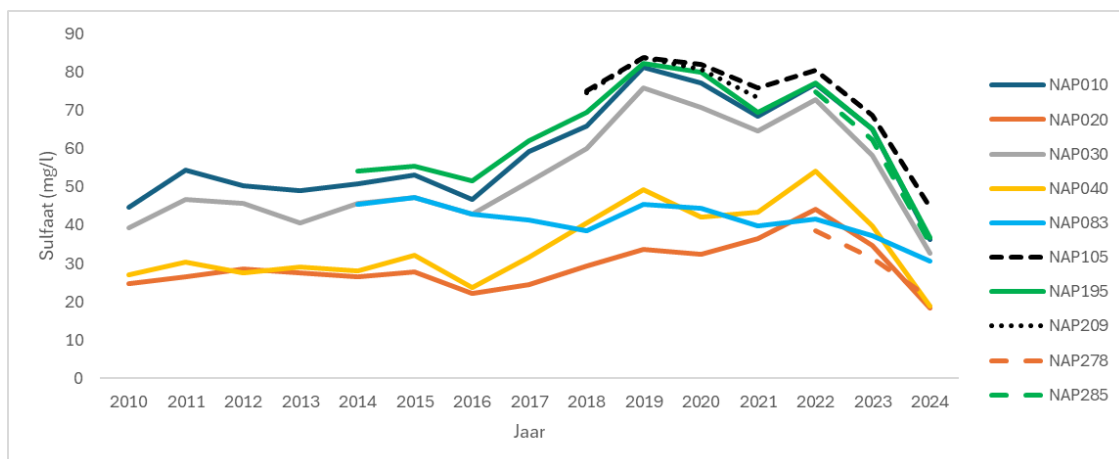
Effecten inlaat

In afbeelding 4.3 is te zien dat er in de periode 2018 t/m 2022 sprake is geweest van een verhoogde fractie inlaat, ook in het relatief natte jaar 2021 (hier wordt bij hypothese 7 nader op ingegaan). In de stoffenbalans zijn de volgende effecten hiervan te zien:

- de fosforbelasting is in 2018 iets lager dan in andere jaren (afbeelding 4.5), ook in 2021 en 2022 was de fosforbelasting relatief laag;
- op de stikstofbelasting is geen duidelijk effect te zien van meer inlaat;
- de sulfaat- en calciumvrucht is in de periode 2018 - 2022 hoog vergeleken met de periode ervoor en -na;
- de bicarbonaatvrucht is vooral in 2018 relatief hoog. In de jaren daarna is geen duidelijk effect te zien.

De hogere sulfaatbelasting door meer inlaat in de periode 2018 - 2022 is ook terug te zien in de sulfaatconcentratie in het oppervlaktewater (afbeelding 5.24). Het effect is het grootst bij de inlaat in EAG's 1 en 2 (NAP195 en NAP010). Een andere aanwijzing dat het sulfaatgehalte sterk gelinkt is aan het inlaatwater is het feit dat chloride- en sulfaatgehalten in het Naardermeer gedaald zijn sinds 1990, en dat dat correspondeerde met de afname van de chloride- en sulfaatgehalten in het Markermeer, waar het inlaatwater in droge perioden voornamelijk vandaan komt (Boosten et al., 2006).

Afbeelding 5.24 Jaargemiddelde sulfaatconcentratie in het Naardermeer



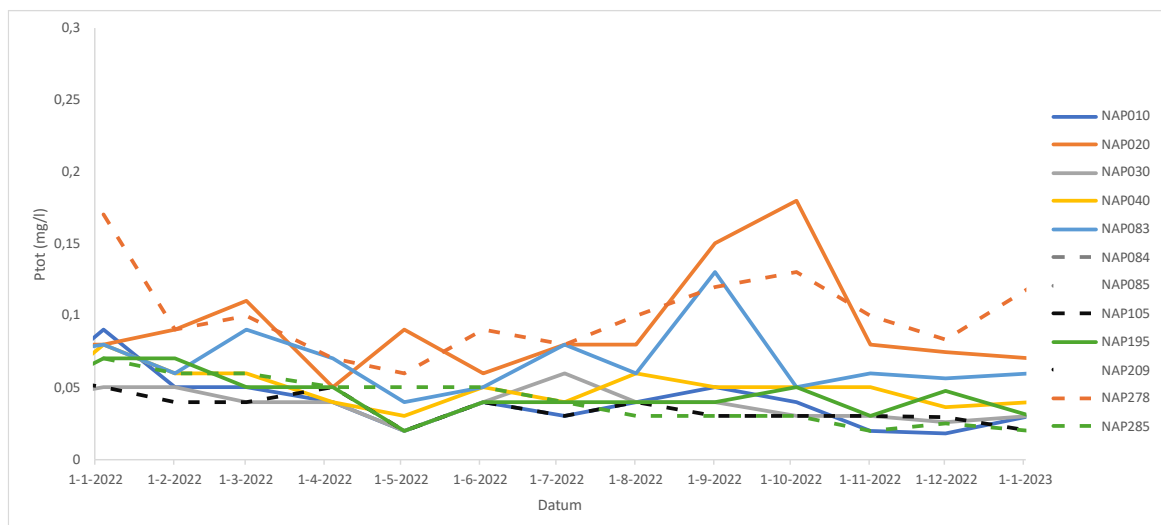
Om te kijken hoe ver het inlaatwater reikt is gekeken naar de water- en stoffenbalans per EAG. De fractieverdeling en gemeten en berekende chlorideconcentratie is weergegeven in afbeelding 4.11, de stoffenbelasting is weergegeven in bijlage IV. Het volgende is te zien:

- in alle EAG's is het effect van droge zomers te zien. De fractie inlaatwater is met name in de jaren 2018 en 2022 hoger dan in andere jaren;
- EAG 1: in de zomer bestaat het water in deze EAG voor bijna 100 % uit inlaatwater. De belasting van stoffen vanuit het inlaatwater is aanzienlijk hoger in de periode 2019 - 2022, en daardoor ook de totale jaargemiddelde belasting. Alleen voor fosfor is het verschil minder duidelijk: er zijn namelijk voor fosfor ook eerdere jaren met een hoge belasting;
- EAG 2: in de zomer bestaat maximaal zo'n 40 - 50 % van het water uit inlaatwater. Dit is al een stuk minder dan in EAG 1. De rest van het water is afkomstig vanuit neerslag en vanuit EAG 3 (bovenstrooms debiet). In 2018 en 2022 is de stoffenbelasting uit inlaatwater iets hoger dan in andere jaren (voor sulfaat alleen in 2022), maar dat leidt niet tot een hogere jaargemiddelde belasting;
- EAG 3: in normale jaren bestaat het water in de zomer voor ongeveer 20 % uit inlaatwater. In droge jaren maximaal uit zo'n 40 %. Dit water is niet allemaal puur inlaatwater, aangezien het afkomstig is uit EAG 2, dat niet 100 % uit inlaatwater bestaat in de zomer. De fosforbelasting uit inlaatwater is laag in EAG 3. Voor stikstof, calcium en bicarbonaat zijn er geen duidelijke afwijkingen te zien in de droge jaren. Voor sulfaat geldt wel dat de belasting uit inlaatwater hoger is in de droge jaren. Het leidt niet tot een hogere jaargemiddelde belasting;
- EAG 4: Hier bestaat het water in de zomer voor 40 - 60 % uit inlaatwater. Net als bij EAG 3 is het belangrijk om op te merken dat dit 'inlaatwater' niet voor 100 % uit inlaat bestaat. Het gaat ook om water uit EAG's 1, 2 en 3. De fosfor-, stikstof-, calcium- en bicarbonaatbelasting is niet afwijkend in de droge jaren. De sulfaatbelasting is wel hoger in de jaren 2018 - 2020 en 2022 dan in andere jaren;
- EAG 5 wijkt sterk af van de andere EAG's. De fractie inlaatwater is hier vrij laag (rond de 10 - 20 % in de zomer). Het water is voornamelijk afkomstig uit uitspoeling en kwel. Er is geen duidelijk effect te zien van de droge jaren.

Effect (ongedefosfateerd) inlaten

Een ander risico dat speelt bij droogte is het inlaten van ongedefosfateerd water. Als het peil zakt tot NAP -1,05 m wordt er gekeken of het nodig is om ongedefosfateerd water in te laten (via de molen) om ervoor te zorgen dat het peil in het Naardermeer niet te ver uitzakt. Dit is in 2022 in de volgende perioden gebeurd: 26 juli - 31 juli, 5 augustus - 9 augustus en 28 augustus - 7 september. Tevens is er in 2025 tussen 1 en 5 juli op deze wijze water ingelaten. In afbeelding 5.25 is de fosforconcentratie in het oppervlaktewater weergegeven in 2022. Er is eigenlijk alleen een substantiële toename van de fosforconcentratie te zien op meetpunten NAP020 en NAP083. Dit zijn meetpunten die ver bij de inlaat vandaan liggen. Toename in fosfor op deze locaties door ongedefosfateerd inlaatwater is daarom zeer onwaarschijnlijk.

Afbeelding 5.25 Fosforconcentratie in 2022 in het Naardermeer



Conclusie

Intensieve neerslag na een droge periode kan leiden tot een piek in fosforbelasting door uitspoelend en afstromend water en daardoor tot een verslechtering van de waterkwaliteit. Hier lijken aanwijzingen voor te zijn in 2018, en met name in 2019. De fosforconcentraties in het oppervlaktewater stijgen in deze jaren na een piekbui die is voorafgegaan door een droge periode. In andere droge jaren is dit effect niet waargenomen. Dit kan komen doordat de fosforconcentraties in het oppervlaktewater maandelijks worden gemeten op een beperkt aantal locaties. Mogelijk zijn toenames in de fosforconcentratie (na een periode van droogte gevolgd door een piekbui) lokaal en op bepaalde tijdstippen hoger geweest. De fosforpiek kan namelijk snel opgenomen worden in het voedselweb, waardoor dit dan niet te zien is in de metingen. Dit is plausibel, omdat de concentratie van fosfaat (de makkelijk opneembare vorm van fosfor) vaak zeer laag is in het Naardermeer. Dit betekent dat fosfaat snel wordt opgenomen door bijvoorbeeld algen of planten. Verhoogde chlorofyl-a concentraties na heftige regenbuien (na een droge periode) in 2018 en 2019 doen vermoeden dat dit inderdaad optreedt. Lokaal kunnen de omstandigheden voor waterplanten dan tijdelijk verslechterd zijn en dit kan lokaal zeker bijgedragen hebben aan de achteruitgang van waterplanten. Op het niveau van het hele systeem zijn er echter geen aanwijzingen van een grote verandering als gevolg van het beschreven proces.

Verder valt op dat de fosforbelasting in de droge jaren 2018, 2022 en ook het relatief natte jaar 2021 wat is afgenomen, volgens de water- en stoffenbalans vooral door minder afstroming in deze jaren. De sulfaatbelasting en -concentraties zijn door toename van de hoeveelheid inlaatwater wel toegenomen. Dit is vooral te zien in EAG's 1 en 2, maar ook in EAG's 3 en 4.

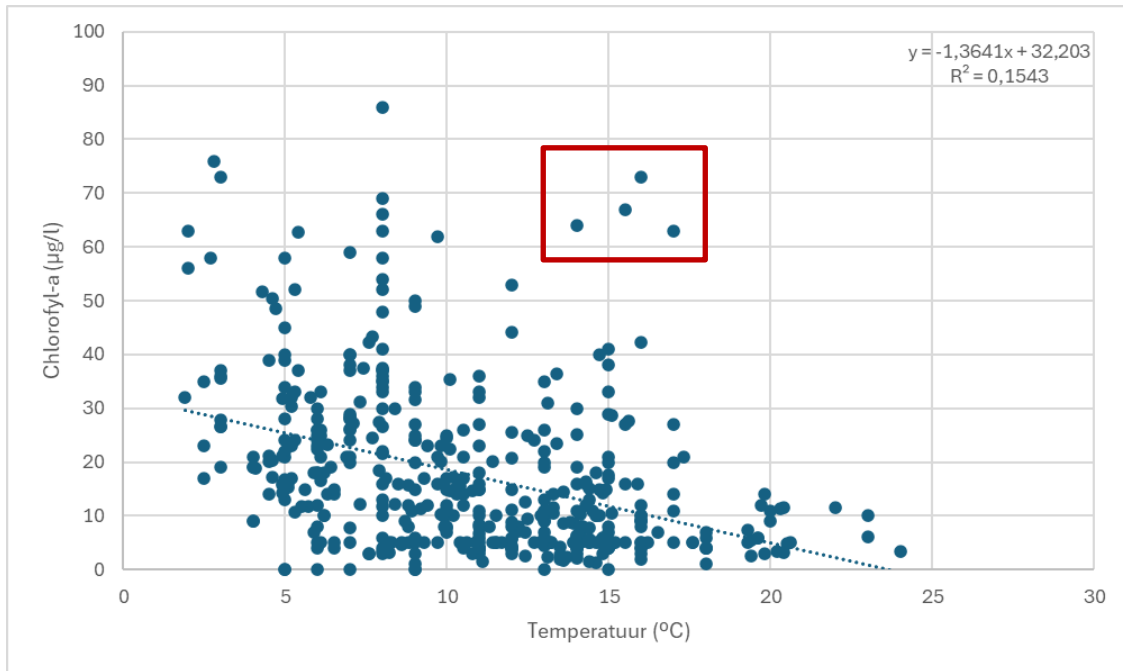
5.10 Hypothese 10: warm voorjaar

Een warm voorjaar kan effect hebben op de ontwikkeling van waterplanten. Als het in het voorjaar warm is, kunnen makkelijker algenbloeien optreden, waardoor het water troebel en zuurstofarm wordt. Waterplanten, zoals krabbenscheer, hebben dan minder kans om zich te ontwikkelen. Om deze hypothese te toetsen is er een analyse gedaan van de watertemperatuur, de concentratie chlorofyl-a en het zuurstofgehalte in het Naardermeer in het voorjaar. Hiervoor zijn alle metingen van temperatuur, chlorofyl-a en zuurstof in de maanden maart, april en mei over de gehele meetperiode tegen elkaar afgezet.

Chlorofyl-a vs. watertemperatuur

Het verband tussen de chlorofyl-a concentraties en watertemperatuur is opvallend genoeg negatief: het verband is echter niet heel sterk met een R^2 waarde van 0,15 (afbeelding 5.26). Vier punten hebben een relatief hoge chlorofyl-a concentratie en een hoge temperatuur. Deze punten zijn omcirkeld in de afbeelding. Het gaat om een meting in EAG 2 in 2007 en drie metingen in EAG 5 in 1988, 1989 en 1990. Er is dan ook geen bewijs voor grootschalige algenbloei in warme voorjaren. Bij de analyse van het lichtklimaat in paragraaf 4.2 werd al geconcludeerd dat er meestal geen sprake is van dominantie van algen, waardoor waterplanten worden benadeeld (met uitzondering van EAG 5). De externe nutriëntenbelasting zit onder de kritische grenzen, waardoor de competitie tussen waterplanten en algen meestal een beperkte rol speelt in het Naardermeer.

Afbeelding 5.26 Scatterplot van chlorofyl-a concentratie vs. watertemperatuur in het voorjaar (maart, april en mei) in het Naardermeer, waarbij metingen vanaf 1981 zijn gebruikt

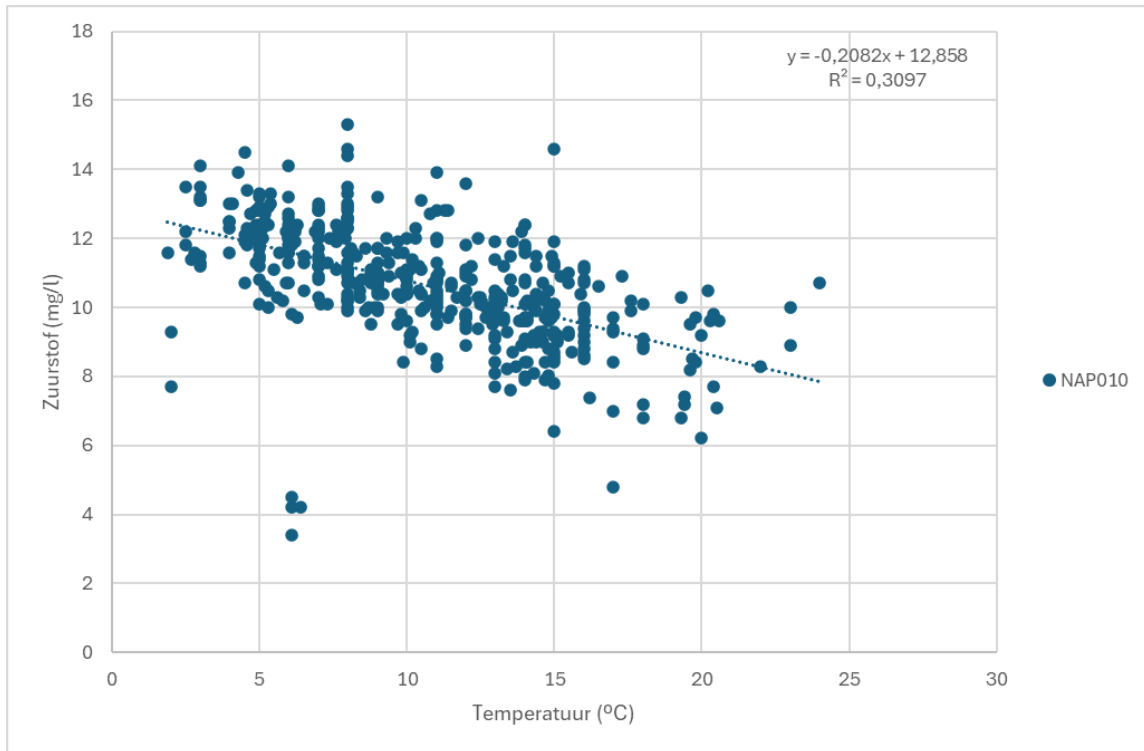


Zuurstof vs. watertemperatuur

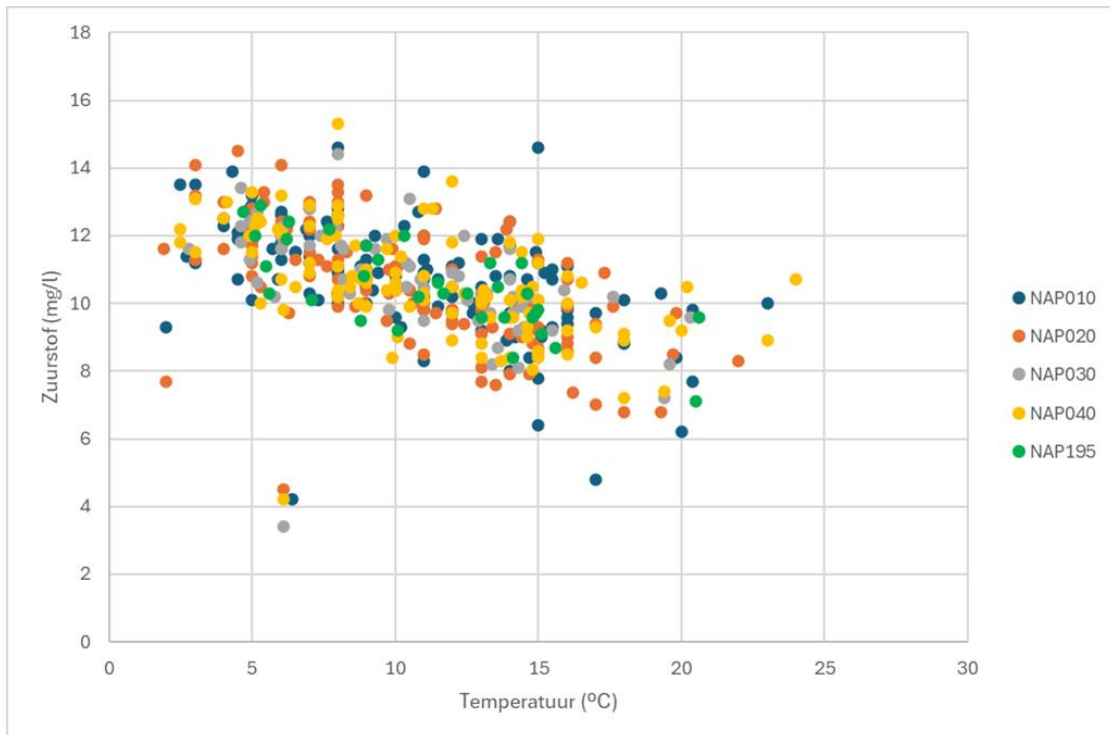
Aanvullend is er gekeken naar de relatie tussen zuurstof en watertemperatuur in het voorjaar (afbeelding 5.27). In de afbeelding is te zien dat er een negatief verband is tussen de zuurstofconcentraties en de watertemperatuur in het voorjaar: dus hoe hoger de temperatuur hoe lager het zuurstofgehalte. De hoofdverklaring hiervoor is dat zuurstof minder goed oplost naarmate de temperatuur stijgt. Het heeft dus minder te maken met processen in het water. In afbeelding 5.28 is met kleur weergegeven in welke EAG elke meting is gedaan. Hier zijn geen duidelijke patronen in te zien, in alle EAG's zijn zowel hoge als lage zuurstofconcentraties gemeten. Drie metingen op meetpunt NAP010 in EAG 2 vallen op, omdat ze een relatief hoge temperatuur en lage zuurstofconcentratie hebben.

In afbeelding 5.29 is aangegeven in welk jaar elke meting gedaan is. Dit laat zien welke jaren een opvallend hoge of lage watertemperatuur of zuurstofconcentratie hadden. Het jaar 2009 valt op, omdat er lage zuurstofconcentraties zijn gemeten (rond de 4 mg/l). Dat jaar was de watertemperatuur echter vrij laag (rond de 6 graden). Jaren die opvallen omdat ze meerdere metingen hebben met een hoge watertemperatuur en (relatief) lage zuurstofconcentratie zijn de jaren 2006 en 2018. Opvallend genoeg hebben deze jaren ook metingen met juist hele hoge zuurstofwaarden en een lage watertemperatuur. In 2006 waren maart en april koud en was de temperatuur enkel in mei heel hoog. In 2018 was de temperatuur in maart heel laag en in april en mei hoog. Er is dus beide jaren sprake geweest van een vrij plotse toename van de temperatuur en daling van de zuurstofconcentraties in het oppervlaktewater. Overigens is de zuurstofconcentratie in absolute zin niet laag in mei 2006 en mei 2018, met waarden van rond de 7 mg/l. De hoge watertemperatuur en relatief lage zuurstofconcentratie ging in deze maanden niet samen met algenbloei. De concentratie chlorofyl-a was in alle metingen lager dan 20 µg/l en meestal rond de 5 µg/l. Ook in het doorzicht zijn geen opvallende patronen te zien in deze jaren.

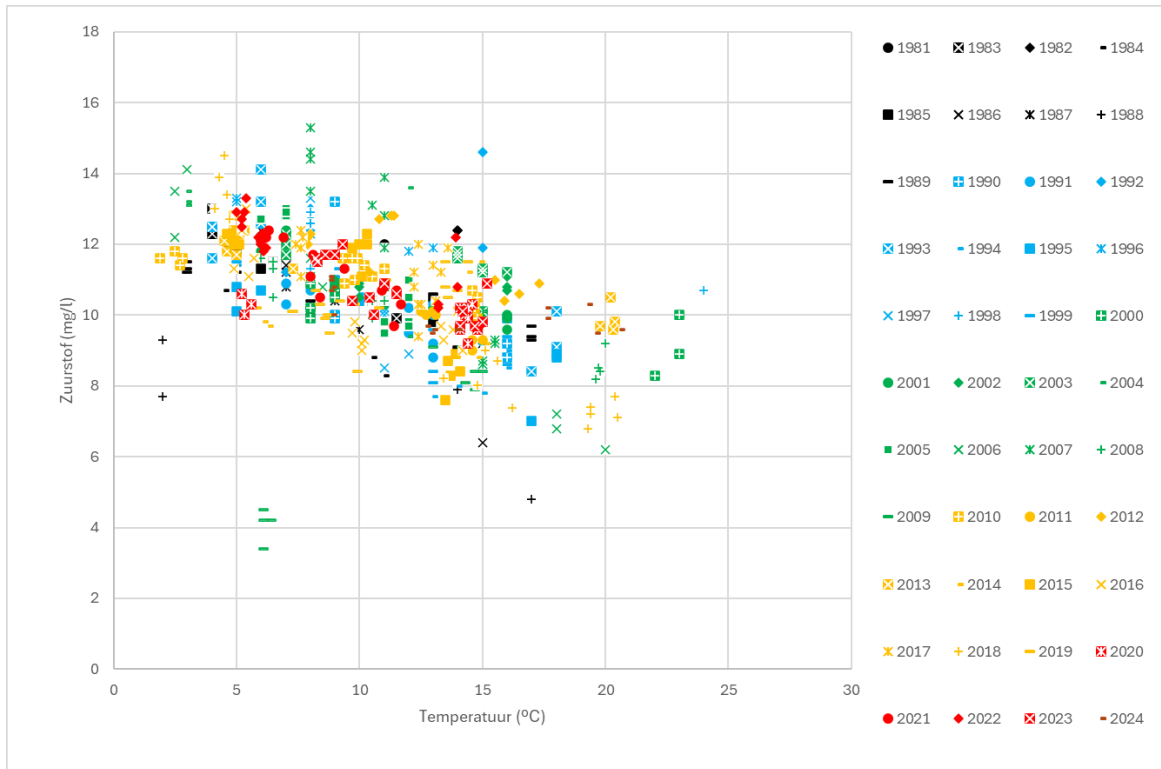
Afbeelding 5.27 Scatterplot van zuurstofconcentratie in het oppervlaktewater vs. watertemperatuur in het voorjaar (maart, april en mei) in het Naardermeer, waarbij metingen vanaf 1981 zijn gebruikt



Afbeelding 5.28 Scatterplot van zuurstofconcentratie in het oppervlaktewater vs. watertemperatuur in het voorjaar (maart, april en mei) in het Naardermeer, waarbij met kleuren is aangegeven op welk meetpunt elke meting is gedaan. Blauw is meetpunt NAP010 in EAG 2, oranje is meetpunt NAP020 in EAG 5, grijs is meetpunt NAP030 in EAG 3, geel is meetpunt NAP040 in EAG 4 en groen is meetpunt NAP195 in EAG 1



Afbeelding 5.29 Scatterplot van zuurstofconcentratie in het oppervlaktewater vs. watertemperatuur in het voorjaar (maart, april en mei) in het Naardermeer, waarbij met kleuren is aangegeven in welk jaar elke meting is gedaan



Link met vegetatie

De link tussen de watertemperatuur en concentraties van chlorofyl-a en zuurstof in het voorjaar enerzijds en de aquatische vegetatie in het voorjaar anderzijds is lastig te maken. Dit komt omdat de meeste metingen van de waterplantenbedekking in de zomer worden uitgevoerd. In de plassen is er bijvoorbeeld in 2018 enkel in de zomer gemeten. In de lijnvormige wateren is wel een meting gedaan in juni, maar enkel op een meetpunt in EAG 1 (NAP004) en twee meetpunten in EAG 5 (HBM114 en NAP276). Op deze meetpunten zijn na 2018 veel waterplanten verdwenen, maar in juni 2018 werden nog hoge bedekkingen waterpest gemeten.

Conclusie

Er is geen bewijs voor het optreden van algenbloeien in warme voorjaren en daardoor slechtere ontwikkeling van waterplanten. In het Naardermeer lijkt geen sprake te zijn van perioden met dominantie van algen (met uitzondering van EAG 5). Verder is het verband tussen chlorofyl-a concentraties en watertemperatuur negatief: hogere temperaturen leiden dus niet tot algenbloei. Algen lijken in het voorjaar dus geen grote concurrent te zijn voor waterplanten in het Naardermeer. Er is wel sprake van enkele jaren met een hoge voorjaarstemperatuur en relatief laag zuurstofgehalte (2006 en 2018). Ook hier is niet een directe link te leggen met de waterplanten. Dit komt in eerste instantie door het beperkt aantal metingen in het voorjaar, maar in de metingen die er wel zijn, laten geen negatief effect zien van een warm voorjaar.

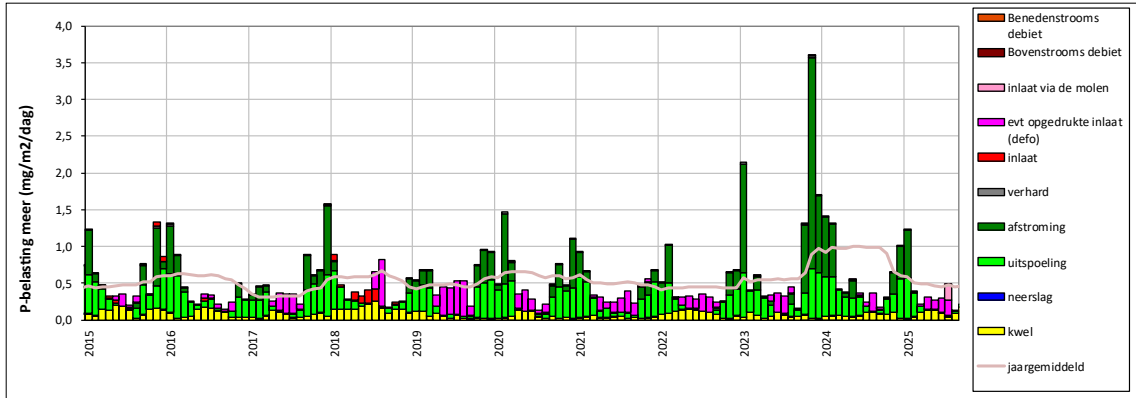
5.11 Hypothese 11: natte periodes

Recent hebben er een aantal natte periodes plaatsgevonden, vooral in de winter van 2023 - 2024. Natte periodes kunnen leiden tot extra uitspoeling en afstroming, wat kan leiden tot een hogere fosforbelasting en het kan daarmee een negatief effect hebben op de waterkwaliteit. Aan de andere kant is er in natte periodes minder inlaat nodig. De natte periode van 2023 - 2024 heeft een groot effect gehad op de water- en stofhuishouding in het Naardermeer, zoals ook te zien in de fractieverdeling in afbeelding 4.3. De fractie uitspoeling en afstroming is flink toegenomen, en er is een sterke daling te zien in chlorideconcentratie. Voor deze hypothese is het effect van natte periodes op belasting en concentraties van stoffen onderzocht.

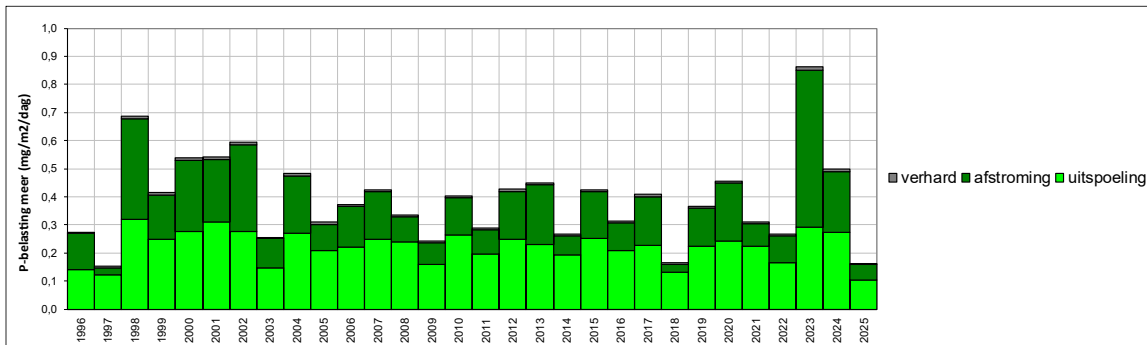
Effect op stoffenbelasting

In afbeelding 5.30 is de fosforbelasting per maand weergegeven, zoals berekend met de water- en stoffenbalans. De fosforbelasting vanuit uitspoeling en afstroming is het hoogst in de winter (met name in de periode oktober-februari). De hoge belasting in 2023 - 2024 valt duidelijk op. In afbeelding 5.31 is de fosforbelasting door uitspoeling en afstroming op jaarbasis weergegeven. Met name 2023 springt eruit als jaar met veel fosforbelasting uit afstroming.

Afbeelding 5.30 Fosforbelasting op maandbasis



Afbeelding 5.31 Fosforbelasting door uitspoeling en afstroming per jaar



Ook op de vrachten van andere stoffen heeft de natte periode van 2023 - 2024 veel invloed gehad. Dit is te zien in afbeelding 4.7 (stikstof), afbeelding 4.8 (sulfaat), afbeelding 4.9 (calcium) en afbeelding 4.10 (bicarbonaat). De stikstofbelasting is, net als de fosforbelasting, toegenomen in het jaar 2023, doordat er die winter meer afstroming was. Dit is ook terug te zien in de stoffenbalans van de aparte EAG's (bijlage IV): de fosfor- en stikstofbelasting was in 2023 veel hoger dan in andere jaren door verhoogde afstroming. De vrachten van sulfaat, calcium en bicarbonaat waren in 2024 juist een stuk lager dan in de andere jaren. Dit is logisch te verklaren doordat er na de natte winter van 2023 - 2024 minder inlaat nodig was in de zomer van 2024. Als er wordt gekeken naar de EAG's afzonderlijk dan is dit effect eigenlijk alleen in EAG 1 goed te zien. Voor EAG's 2 t/m 5 is dit patroon anders: de sulfaat- calcium- en bicarbonaatvracht was in 2023 opvallend hoog, voornamelijk door toename van de post afstroming.

Effect op stoffenconcentraties

De extra afstroming in de natte winter van 2023 - 2024 heeft niet alleen effect gehad op de nutriëntenvrachten die door de water- en stoffenbalans berekend zijn, maar is ook terug te zien in de gemeten concentraties. Hieronder staan de effecten per stof beschreven:

- de fosforconcentratie laat geen grote pieken zien tijdens de natte periode, maar de jaargemiddelde fosforconcentratie stijgt wel in 2024 ten opzichte van de jaren ervoor (afbeelding 3.44). Ook uit eerder

onderzoek in het Naardermeer is een duidelijke stijging van de fosforconcentratie te zien op momenten waarop er veel uitspoeling en afstroming was (Diek et al., 2014);

- de stikstofconcentratie neemt net als de fosforconcentratie wat toe in het jaar 2024 ten opzichte van 2023 (afbeelding 3.47);
- de sulfaatconcentratie neemt rond het begin van 2024 flink af (afbeelding 3.56 en 3.56);
- de calciumconcentratie neemt rond het begin van 2024 flink af (afbeelding 3.52);
- de bicarbonaatconcentratie neemt rond het begin van 2024 flink af (afbeelding 3.53 en 3.53).

Bij het interpreteren van de nutriëntenconcentraties is het relevant dat de meeste meetpunten in de grote plassen liggen, op relatief grote afstand van het onverhard oppervlak. In lijnvormige wateren is het effect dus mogelijk nog groter.

Conclusie

Extra afspoeling in de winter van 2023 - 2024 heeft verschillende effecten gehad op de waterkwaliteit:

- toename in fosforconcentratie en -belasting;
- toename in stikstofconcentratie en -belasting;
- afname in sulfaatconcentratie en -belasting;
- afname in calciumconcentratie en -belasting;
- afname in bicarbonaatconcentratie en -belasting.

De natte periode in 2023 - 2024 heeft duidelijk effect gehad op de waterkwaliteit in het Naardermeer, en heeft mogelijk ook gevolgen gehad voor de vegetatie. Hierbij dient wel vermeld te worden dat er in de stofbalansen uitgegaan is van één waarde voor de fosforconcentratie in uit- en afspoelend water. Mogelijk verschilt deze echter door het jaar heen en tussen jaren door processen in de bodem. Dit is aangetoond aan de hand van metingen in het bodemvocht op verschillende plekken rond het Naardermeer (Diek et al., 2014). In deze studie zijn fosforconcentraties in het bodemvocht van tussen de 1 en 12 $\mu\text{mol/l}$ gemeten. In de water- en stoffenbalans is uitgegaan van een concentratie van 0,20 mg P /l voor uitspoeling (ongeveer 6,5 $\mu\text{mol/l}$) en 0,40 mg P /l voor afstroming (ongeveer 13 $\mu\text{mol/l}$).

5.12 Hypothese 12: koolstofhuishouding

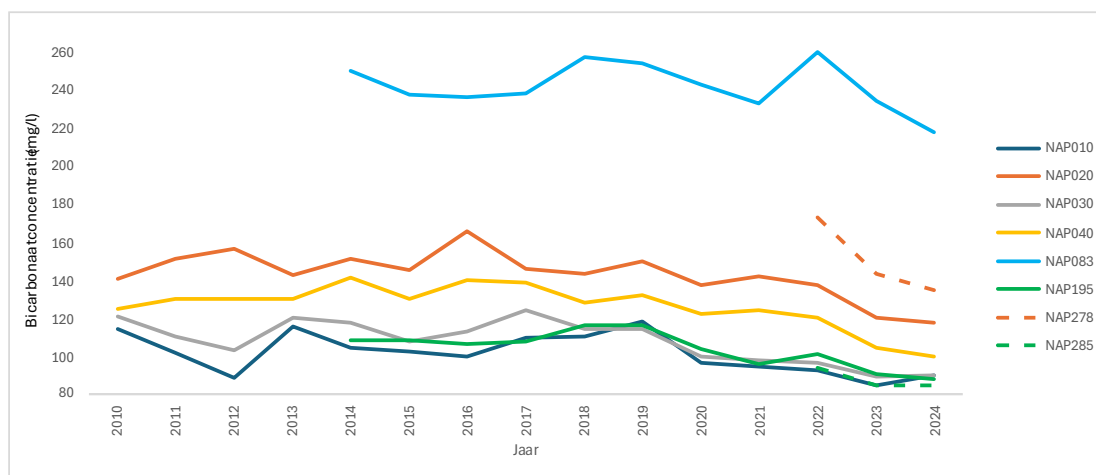
Mogelijk hebben er verschuivingen plaatsgevonden in de koolstofhuishouding in het Naardermeer, waardoor waterplanten zich minder goed kunnen ontwikkelen. Er zijn verschillende vormen van koolstof die waterplanten kunnen gebruiken, namelijk koolstofdioxide en bicarbonaat. Sommige soorten kunnen beide vormen van koolstof gebruiken, maar er zijn ook soorten die enkel koolstofdioxide kunnen opnemen of hier preferent een voorkeur voor hebben (o.a. Van Geest et al., 2025). In paragraaf 3.5.3 is de koolstofhuishouding van het Naardermeer beschreven. Hieruit kwamen verschillende bevindingen naar voren, die hieronder zijn samengevat.

Bicarbonaat

De bicarbonaat concentratie laat een dalende trend zien in het afgelopen decennium (afbeelding 5.32):

- in EAG 1 (NAP195) tussen 2019 en 2023 van circa 115 naar circa 90 mg/l;
- in EAG 2 (NAP010) tussen 2019 en 2022 van circa 120 naar circa 90 mg/l;
- in EAG 3 (NAP030) tussen 2019 en 2023 van circa 115 naar circa 90 mg/l;
- in EAG 4 (NAP040) tussen 2022 en 2024 van circa 120 naar circa 100 mg/l;
- in EAG 5 (NAP020) tussen 2022 en 2024 van circa 140 naar circa 115 mg/l;
- bicarbonaat is limiterend bij waarden lager dan 1500 $\mu\text{mol/l}$ (of 91,5 mg/l) er is meestal geen sprake van bicarbonaatlimitatie, behalve in de grote meren (EAG 2 en 3) kortdurend in de zomer. Doordat bicarbonaat daalt is er vaker sprake van bicarbonaatlimitatie, ook in EAG 1. In EAG 4 en 5 is bicarbonaat vrijwel nooit limiterend. De grenswaarde van 1500 $\mu\text{mol/l}$ geldt echter als absolute ondergrens, waaronder waterplanten niet meer kunnen groeien. Er is echter ook een tweede grenswaarde, waaronder waterplanten minder goed kunnen groeien. Deze grenswaarde is soortafhankelijk en niet precies bekend, dit is een kennislacune. Het is echter wel te verwachten dat de hierboven beschreven afname in het Naardermeer groei van waterplantensoorten die bicarbonaat kunnen gebruiken heeft gelimiteerd.

Afbeelding 5.32 Jaargemiddelde bicarbonaatconcentratie in het Naardermeer in de periode 2010 - 2024



De daling van de bicarbonaatconcentraties is goed te verklaren aan de hand van de water- en stoffenbalans. In 2019 - 2022 was het droog en is er meer water ingelaten. In 2023 - 2024 was het juist nat en is er minder water ingelaten. In de stoffenbalans is zichtbaar dat de bicarbonaatvrucht niet duidelijk is afgenomen in de periode 2019 - 2022, maar wel in 2024. In 2019 - 2021 is de hoeveelheid bicarbonaat uit kwel lager dan in de periode daarvoor, maar de hoeveelheid uit inlaat juist hoger.

Met name de natte periode van 2023 - 2024 lijkt effect te hebben gehad op de bicarbonaatvruchten. De daling van de bicarbonaatconcentraties vanaf 2019 is niet goed te verklaren op basis van veranderingen in de berekende bicarbonaatvruchten. Zoals in paragraaf 3.5.3 uitgelegd kan wel meespelen dat er in de jaren 2018-2024 netto meer bicarbonaat wordt vastgelegd in de zomer (als CaCO_3 , vanwege pH stijging door hoge productiviteit) dan er wordt nageleverd of inspoelt/in wordt gelaten. Dit kan mede veroorzaakt worden door een lagere productiviteit (minder afbraak en vorming van anorganisch koolstof in bodem) en door de hogere sulfaatbelasting (minder zure toplaag van de bodem).

In de soortensamenstelling is geen duidelijke afname te zien van plantensoorten die afhankelijk zijn van bicarbonaat. De toename van ruw kransblad de afgelopen 10 jaar is wel opvallend. Deze soort groeit voor een kranwier onder relatief lage bicarbonaatconcentraties, net als teer kransblad, dat in sommige EAG's ook een hoge bedekking heeft de laatste jaren. Er is echter geen hard bewijs voor een link met afname van bicarbonaat. Ruw kransblad was immers al voor die afname dominant in sommige EAGs.

Koolstofdioxide

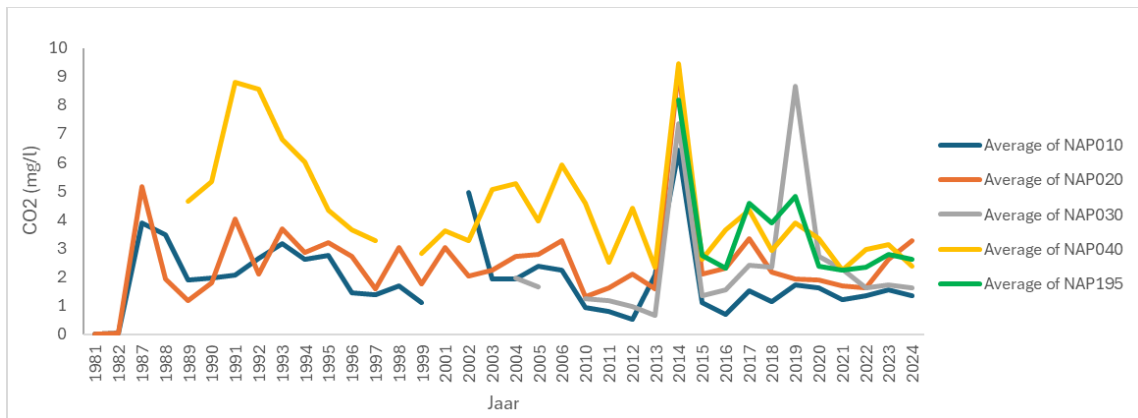
Voor koolstofdioxide is de trend minder duidelijk dan voor bicarbonaat. De concentraties zijn in sommige EAG's wel afgenomen in vergelijking met de jaren '90 van de vorige eeuw, met name in EAG 4 (afbeelding 5.33):

- in 2014 zijn er verhoogde concentraties gemeten in alle EAG's;
- in EAG 1 (NAP195) zijn er geen metingen van voor 2014. De concentratie fluctueert de laatste jaren rond de 2-3 mg/l;
- in EAG 2 (NAP010) ligt de concentratie in de periode 1985 - 1995 rond de 2,7 mg/l. Daarna is er een daling te zien met in de laatste 10 jaar concentraties van circa 1,3 mg/l;
- in EAG 3 (NAP030) zijn er geen metingen van voor 2004. De concentratie steeg van 1,5 mg/l in 2016 naar 2,7 mg/l in 2020 en daalde weer naar 1,6 mg/l in 2022. Daarna is de concentratie stabiel;
- in EAG 4 (NAP040) is de concentratie begin jaren '90 van de vorige eeuw gemiddeld 6,3 mg/l. Daarna is er een daling te zien met in de laatste 10 jaar concentraties van gemiddeld 3,1 mg/l;
- in EAG 5 (NAP020) is geen duidelijke trend zichtbaar.

De koolstofdioxide concentraties zijn aan de lage kant voor soorten die alleen koolstofdioxide gebruiken als koolstofbron, en geen bicarbonaat. Meestal is er sprake van koolstofdioxidelimitatie (met uitzondering van

meetpunt NAP083 in EAG 3). Dit is een duidelijk aandachtspunt, omdat de omstandigheden voor CO₂-preferente soorten, zoals krabbenscheer, dus niet optimaal zijn.

Afbeelding 5.33 Jaargemiddelde CO₂ concentratie in het Naardermeer



Conclusie

De bicarbonaatconcentratie is meestal niet limiterend voor waterplanten in het Naardermeer. De gemeten concentraties, gecombineerd met een overwegend lage P-beschikbaarheid in de waterbodem, zijn zeer geschikt voor groei van kranswieren, met name soorten als ruw kransblad en teer kransblad. Veel andere (met name eutrofe zoals aarvederkruid en smalle waterpest) soorten die bicarbonaat kunnen gebruiken prefereren hogere bicarbonaatconcentraties (> 120 mg/l) en ook hogere fosforconcentraties in het poriewater (>30 µmol/l). De concentratie is echter wel afgenomen de laatste jaren. Mogelijk komt dit door afname van productiviteit en/of meer inlaat van sulfaat (zie hierboven). Deze afname van bicarbonaat kan groei van bicarbonaatgebruikende waterplanten beperkt hebben. De koolstofdioxide concentratie is in het Naardermeer altijd aan de lage kant geweest voor CO₂-preferente waterplanten. Er is vaak sprake van limitatie. Dit is een aandachtspunt. De omstandigheden zijn namelijk niet optimaal voor waterplanten die enkel/vooral koolstofdioxide als koolstofbron gebruiken zoals krabbenscheer. Een ander aandachtspunt is dat er weinig meetpunten zijn in lijnvormige wateren, waardoor er geen goed beeld is van de koolstofhuishouding aldaar.

5.13 Hypothese 13: toxiciteit

Mogelijk is de belasting van toxische stoffen toegenomen in de afgelopen jaren en heeft dit bijgedragen aan de achteruitgang van waterplanten in het Naardermeer. Om deze hypothese te toetsen is er gekeken naar verschillende toxiciteitsonderzoeken in het Naardermeer.

Bio-assays

In 2015 zijn er SIMONI-testen uitgevoerd voor verschillende locaties in Nederland. Hieruit kwam naar voren dat het Naardermeer in vergelijking met andere watersystemen in Nederland een relatief onvervuild systeem is (Van der Oost et al., 2017; afbeelding 5.34). Slechts één bioassay had een respons boven de effect-siginaalwaarde (aangegeven met oranje), namelijk p53+.

Afbeelding 5.34 Resultaten van SIMONI-testen, met het Naardermeer weergegeven met rode omlijning. EBT staat voor effect-based trigger value (effect-sigitaalwaarde). Bron: Van der Oost et al., 2017

Sites	year	General toxicity					Specific toxicity										Antibiotics					TOTAL			
		Field	bact	algae	daphnid	cytotox	ER	anti-AR	GR	DR	PPARG	PAH	Nrf2	PXR	p53-	p53+	p53	amino	macro	sulfon	tetra		quino	antibio	
EBT		28	0,85	0,65	0,05	0,05	0,5	25	196	50	10	150	10	3	0,005	0,005		500	50	100	250	100			SIMONI 1.2
units		%M	TU	TU	TU	TU	EEQ	FluEQ	DeEQ	TED	RoxEQ	BaPEQ	CuEQ	NiEQ	TU	TU	TU	NeoEQ	PenEQ	SulEQ	CloEQ	FluEQ	ARQ		
Unpolluted																									
LWP	2012																								0,2
LNM	2015																								0,3
LWP	2015																								0,3
LBH	2015																								0,4
LRW	2015																								0,3
PKN	2015																								0,7
LGA	2015																								0,4
LKL	2015																								0,1

	not measured
	no response
	response < EBT
	response ≥ EBT

In 2023 en 2024 zijn er weer bioassays uitgevoerd in het Naardermeer (Postma & Keijzers, 2024). De resultaten zijn weergegeven in afbeelding 5.35 en 5.36. In 2023 valt vooral de relatief hoge waarde op bij de gadolinium anomalie. Dit is een maat voor antropogene invloed. De relatief hoge waarde geeft aan dat deze invloed relatief groot is, mogelijk als gevolg van waterinlaat. In 2024 is deze waarde overigens een stuk lager. Dit komt vermoedelijk doordat eind 2023 en begin 2024 een erg natte periode, waardoor er in 2024 minder water is ingelaten.

Afbeelding 5.35 Resultaat bioassays voor verschillende wateren waaronder het Naardermeer in 2023. ESW = effect-sigitaalwaarde, een oranje markering geeft aan dat deze waarde overschreden wordt. Bron: Postma & Keijzers, 2024

	Antropogene belasting			Geen				Enig			
	Eenheid	ESW	Blanco	Bussloo	Springendalse beek	Naardermeer	Drentsche Aa bovenstrooms	Hierdensebeek	Gulp	Ruenbergerbeek	Drentsche Aa
Microtox	TU	0,05	<0,015	0,10	0,04	0,03	0,07	0,06	0,08	0,04	0,07
Algextox	TU	0,05	0,021	0,024	0,023	0,024	0,024	0,023	0,023	0,023	0,023
ER-Calux	ng EEQ/l	0,52	<0,022	0,14	0,16	0,09	0,25	0,28	0,40	0,17	0,20
PAH-Calux	ng BEQ/l	41	<3,0	6,5	8,0	42	6,5	8,5	15	27	11
PXR-Calux	µg NEQ/l	3	6	18	55	55	55	40	36	160	55
Cytotox-Calux	µg TEQ/l	10	1,2	2,2	2,5	2,6	4,5	2,6	4,2	4,0	6,5
P53-Calux (-S9)	ng AEQ/l	10	<50 ¹⁾	<50 ¹⁾	<50 ¹⁾	<50 ¹⁾	<50 ¹⁾	<50 ¹⁾	<50 ¹⁾	<50 ¹⁾	<50 ¹⁾
Nrf2-Calux	µg CEQ/l	10	<30 ¹⁾	<30 ¹⁾	<30 ¹⁾	<30 ¹⁾	80	<30 ¹⁾	<30 ¹⁾	<30 ¹⁾	55
Gadolinium-anom.	-	<2		1,6	1,3	33,9	1,2	1,1	14,3	1,2	1,2

¹⁾ Door cytotoxiciteit is de rapportagegrens verhoogd. De standaard rapportagegrens in deze serie was een factor 2-3 lager dan de ESW.

Afbeelding 5.36 Resultaat bioassays voor verschillende wateren waaronder het Naardermeer in 2024. ESW = effect-sigitaalwaarde, een oranje markering geeft aan dat deze waarde overschreden wordt. Bron: Postma & Keijzers, 2024

	Antropogene belasting			Geen					Enig		
	Eenheid	ESW	Blanco	Bussloo	Springendalse beek	Drentsche Aa locatie 2130	Drentsche Aa locatie 2250	Gulp	Naardermeer	Hierdensebeek	Ruenbergerbeek
Microtox	TU	0,05	<0,015	<0,015	<0,015	0,025	0,020	<0,015	<0,015	<0,015	0,015
Algentox	TU	0,05	<0,015	<0,015	<0,015	<0,015	<0,015	<0,015	<0,015	<0,015	<0,015
ER-Calux	ng EEQ/l	0,52	<0,015	0,3	0,058	0,051	0,41	0,46	0,097	0,11	0,063
PAH-Calux	ng BEQ/l	41	4,8	18	14	<15	59	33	48	29	26
PXR-Calux	µg NEQ/l	3	<0,78	9,4	13	<12 ¹⁾	<11 ¹⁾	8	12	28	25
Cytotox-Calux	µg TEQ/l	10	<0,3	<0,27	<0,25	3,9	8,7	<0,27	0,54	<0,25	0,28
P53-Calux (-S9)	ng AEQ/l	10	<3,0	<2,9	<2,9	<29 ¹⁾	<87 ¹⁾	<2,9	<2,9	<2,9	<2,9
Nrf2-Calux	µg CEQ/l	10	<10	110	54	<100 ¹⁾	<310 ¹⁾	43	100	110	88
Gadolinium-anom.	-	<2		1,5	1,3	1,1	1,0	1,2	3,0	1,2	1,2

¹⁾ Door cytotoxiciteit is de rapportagegrens verhoogd. De standaard rapportagegrens in deze serie was lager dan de ESW.

KRW beoordeling

In afbeelding 5.37 is de KRW beoordeling voor chemische stoffen in het Naardermeer weergegeven. In 2024 was er een overschrijding van de stoffen ammonium, arseen, kobalt, lambda-cyhalothrin, seleen, zink, benzo(b)fluorantheen, som PDBE28, 47, 99, 100, 153 154 en tributyltin. In 2015 was er slechts sprake van één overschrijding, namelijk van seleen. Zeer belangrijk aandachtspunt hierbij is dat er geen metingen in het Naardermeer zelf zijn uitgevoerd. Het zijn geprojecteerde waarden vanuit een andere meetlocatie (de Vecht).

Afbeelding 5.37 Overschrijding van specifieke verontreinigende stoffen en ubiquitaire stoffen. Er zijn geen normoverschrijdende niet-ubiquitaire stoffen in het Naardermeer. Blauw betekent dat een stof voldoet aan de norm, rood betekend dat de stof niet voldoet en grijs wil zeggen dat de stof niet toetsbaar is

Specifieke verontreinigende stoffen die de norm overschrijden	Toestand				Doelbereik 2027
	2009	2015	2021	2024	
ammonium					
arseen					
kobalt	X				
lambda-cyhalothrin					
seleen					
zink					Vrijwel zeker
Ubiquitaire stoffen (normoverschrijding)	Toestand				Doelbereik 2027
	2009	2015	2021	2024	
benzo(b)fluorantheen					
som PBDE28, 47, 99, 100, 153, 154					Vrijwel zeker
tributyltin (kation)					

Conclusie

Het Naardermeer is een relatief onvervuild systeem. Er zijn wel enkele overschrijdingen van KRW-stoffen en van de effect-sigitaalwaarde in bioassays. Verder was in 2023 de gadolinium anomalie relatief hoog, wat aangeeft dat er antropogene invloed is. Vermoedelijk heeft het inlaatwater zeker een effect op de waterkwaliteit, maar niet in dergelijke mate dat het de achteruitgang van waterplanten kan verklaren. Het is echter wel een aandachtspunt. Voor andere soortgroepen, zoals bepaalde macrofaunasoorten, kan het wel een knelpunt vormen.

6

CONCLUSIE EN ADVIES

In het Naardermeer is de waterplantenvegetatie in de afgelopen 10 jaar achteruitgegaan. De ernst hiervan verschilt per EAG. In de lijnvormige wateren van EAG 1 en het plassengebied van EAG 4 is de achteruitgang het grootst. Vermoedelijk is er ook sprake van achteruitgang in andere lijnvormige wateren in het Naardermeer. In het plassengebied van EAG 2 en EAG 5 is eigenlijk geen sprake van achteruitgang, of zelfs van vooruitgang (EAG 5 na baggeren).

Analyse van de ecologische sleutelfactoren (hoofdstuk 4) en van 13 opgestelde hypothesen (hoofdstuk 5) wijst uit dat er geen eenduidige oorzaak is voor de waargenomen achteruitgang van de waterplantenvegetatie. Wel zijn er verschillende mechanismen die effect kunnen hebben gehad op de vegetatie. Deze mechanismen zijn in tabel 6.1 opgesomd. In deze tabel is ook aangegeven of er aanleiding is voor vervolgonderzoek en wat mogelijke stuurknoppen zijn. Een aandachtspunt dat niet in de tabel staat is het optreden van chlorofyl-a pieken en verminderd doorzicht aan het begin van het jaar in sommige jaren (zie paragraaf 4.2.3). Weersomstandigheden en resultaten van de water- en stoffenbalans in deze maanden leveren geen verklaring op. Deze chlorofyl-a pieken zijn mogelijk reden tot alarm. Als deze pieken doorzetten kunnen ze een belemmering vormen voor de ontwikkeling van ondergedoken waterplanten.

Tabel 6.1 Mechanismen die mogelijk hebben bijgedragen aan de achteruitgang van waterplanten in het Naardermeer

ESF	Mechanisme	Hypothese	Toelichting	Vervolgonderzoek nodig?	Stuurknoppen
1	toename fosforbelasting door natte perioden	natte perioden	over de afgelopen 20 jaar werd de winter van 2023-2024 gekenmerkt door een uitzonderlijk hoge P-belasting	nee, wel blijven monitoren hoe de waterkwaliteit zich na deze periode ontwikkelt	maaisel / plaggen afvoeren. Verder dichtgroeien met bos tegengaan en meer riet ontwikkelen zodat de bodem stabiel is
1	toename fosforbelasting door piekbuien na droogte	droge perioden	in 2018 en 2019 lijkt de fosforconcentratie in het water te stijgen na een periode van droogte gevolgd door een piekbui. Effecten zijn tijdelijk en leiden niet tot een grootschalige verandering van de waterkwaliteit. Mogelijk wordt het vrijgekomen fosfor snel opgenomen in het systeem, waardoor het niet heel duidelijk zichtbaar is in de metingen van de concentratie	nee	

ESF	Mechanisme	Hypothese	Toelichting	Vervolgonderzoek nodig?	Stuurknoppen
4	basenhuishouding is verslechterd	natte perioden	de calciumconcentratie is afgenomen vanaf het zeer natte periode 2023 - 2024	nee	
4	koolstofhuishouding is verslechterd	koolstof-huishouding	bicarbonaat is afgenomen in de periode 2019 - 2024, koolstofdioxide is altijd aan de lage kant geweest	meer metingen nodig in lijnvormige wateren	
4	algemene fysisch-chemische stoffen vormen belemmering door veranderingen in peil	peilbeheer Naardermeer	in de zomer wordt er soms meer ingelaten dan strikt noodzakelijk voor de watervraag, volgens de waterbalans. Dit is met name in het jaar 2021 gebeurd. Door het hogere oppervlaktewaterpeil is de hoeveelheid kwel afgenomen, wat gevolgen heeft voor de waterkwaliteit. Ook is de sulfaatbelasting toegenomen doordat er meer is ingelaten	nee	defosfaterings-installatie groter dimensioneren
4	algemene fysisch-chemische stoffen vormen belemmering door droge perioden	droge perioden	in de droge periode 2018 - 2022 is er meer water ingelaten waardoor de sulfaatbelasting en -concentratie is toegenomen. Hoewel dit geen hoofdoorzaak is voor de achteruitgang van waterplanten is deze toename wel opvallend	nee	
6	toename kreeften	rivierkreeft	het is onduidelijk hoe groot de rivierkreeftenpopulatie is en daarmee in welke mate rivierkreeften een knelpunt vormen voor waterplanten. Het is echter zeker niet uit te sluiten dat rivierkreeften (mede) de oorzaak zijn voor de achteruitgang in waterplanten, met name in de lijnvormige wateren	monitoring kreeftenpopulatie	kreeften wegvangen

6.1 Aanbevelingen

Kreeften

Momenteel is het lastig in te schatten hoe groot de kreeftenpopulatie in het Naardermeer is, en in hoeverre de uitheemse rivierkreeften daadwerkelijk een knelpunt zijn. We adviseren om de populatie te monitoren, zowel in de grote meren als in de lijnvormige systemen. Met name in lijnvormige wateren verwachten we dat de rivierkreeften een knelpunt kunnen zijn. Als de dichtheden bekend zijn dan kunnen deze waarden worden vergeleken met de gevoeligheid voor rivierkreeften, die berekend is met het kreeftenpopulatiemodel. Op deze manier kan per EAG worden beoordeeld of de kreeftenpopulatie te hoog is.

We hebben de volgende hypothesen geformuleerd bij deze metingen:

- we verwachten dat de gevlekte Amerikaanse rivierkreeft vooral in de meren zit, en de rode Amerikaanse rivierkreeft vooral in de lijnvormige wateren met veel oeverlengte;

- we verwachten dat er minder rivierkreeften in de meren zitten omdat er voornamelijk rode Amerikaanse rivierkreeften aanwezig zijn in het Naardermeer en die komen vooral in lijnvormige wateren voor. Daarnaast wijzen recente inzichten erop dat kranswieren mogelijk een stofje uitscheiden waar kreeften niet goed tegen kunnen (Kanters et al., nog niet gepubliceerd).

Meetpunten toevoegen in lijnvormige wateren

De waterkwaliteit in het Naardermeer wordt voornamelijk gemeten in het plassengebied. De achteruitgang van waterplanten is echter vooral zichtbaar in de lijnvormige wateren. De waterkwaliteit is vermoedelijk anders in de lijnvormige wateren dan in het plassengebied. Het advies is om meer te gaan meten in de lijnvormige wateren, zodat het verband tussen waterplanten en de waterkwaliteit op deze locaties beter opgevolgd en begrepen kan worden.

Diepgaandere analyse macrofauna en fytoplankton

Patronen in de macrofauna- en fytoplanktongemeenschap kunnen veel zeggen over de toestand van een watersysteem, en daarmee ook patronen van waterplanten verklaren. In dit project is een eerste analyse gedaan van macrofauna. Fytoplankton zit niet in de scope van het project. We raden daarom aan om een diepgaandere analyse uit te voeren door macrofauna- en fytoplanktonexperts.

Analyse van afname doorzicht en chlorofyl-a pieken aan het begin van sommige jaren

Chlorofyl-a pieken die in sommige jaren plaatsvinden in januari-maart en gepaard gaan met een afname in doorzicht zijn mogelijk reden tot zorg. Het gaat steeds om een zeer kortdurende piek. Als algenbloei echter doorzet op het moment dat waterplanten gaan groeien kunnen waterplanten belemmerd worden. In deze studie zijn geen verklaringen gevonden voor de afname in doorzicht en chlorofyl-a pieken. We adviseren om deze ontwikkeling in de gaten te houden. Blijft dit optreden, en is hier een verklaring voor te vinden?

REFERENTIES

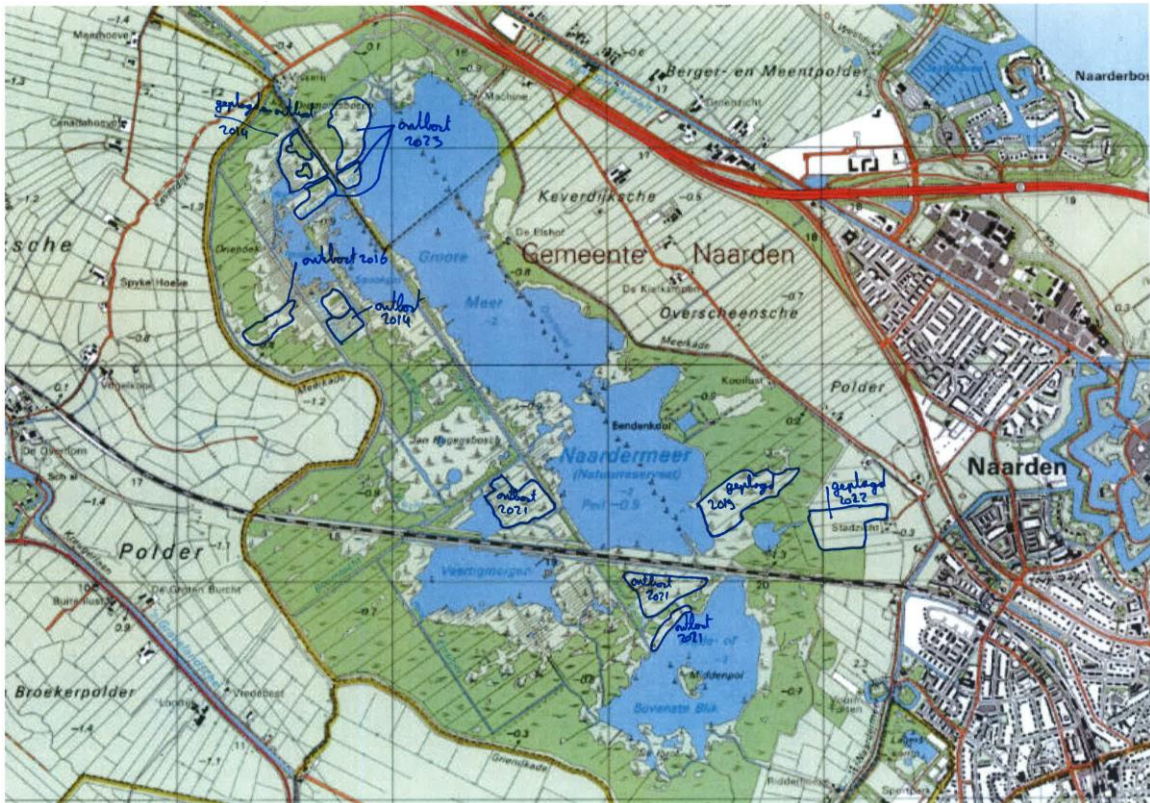
- 1 ATKB & Witteveen+Bos (2005). Afvissen in Laagveen. Uitdunning van de visstand in Terra Nova in winter 2003/2004 en 2004/2005. Waterleidingbedrijf Amsterdam. Projectnummer: AT.30.2004.625.
- 2 ATKB (2011). Visstandonderzoek AGV/Waternet 2010.
- 3 ATKB (2014). Visstandonderzoek gebieden Waternet 2013.
- 4 ATKB (2019). KRW-visstandonderzoek gebieden Waternet 2018.
- 5 ATKB (2022). KRW-Visstandonderzoek Waternet 2021.
- 6 Bleile, N., Kampen, J. & Janssen, Y. (2024) Ecosysteemherstel Molenpolder 2021 - 2024. Eindrapport. Rapportnr. 20200804/eindrapport. ATKB, Waardenburg.
- 7 Boosten, A. (red) (2006). Meer Meer, 13 jaar Herstelplan Naardermeer. Natuurmonumenten. 's-Graveland. 141 blz.
- 8 Boosten, A. (2007) Herstelplan Naardermeer succesvol. De Levende Natuur - juli 2007, 164-169.
- 9 Cusell, C. & Van 't Veer, R. (2017) Potentiële effecten van de invoering van een meer flexibel peilbeheer op de Natura 2000-doelstellingen in het Naardermeer. Rapportnr. OBN-13-LZ, VBNE, Driebergen.
- 10 Bouman, A.C. (2011). Waterplanten in het Naardermeer. 1984-2011. Vereniging Natuurmonumenten.
- 11 Diek, R., Schep, S. & Pelsma, T. (2014) Meer flexibel peilbeheer in het Naardermeer. Een praktijkonderzoek. Rapportnr. CORSA 14.070185, Waternet, Amsterdam.
- 12 Hoogenstein, L. (2022) Amerikaanse invasie in het Naardermeer. Naardermeer tussen Duin en dijk 2, blz. 19.
- 13 Kanters, S., Koks, A.H.W, Mandemakers, J.J., Van Dijk, G., Kooijman, A.M. & Cusell, C. (2017) Oostelijke Binnenpolder Tienhoven, Evaluatie peilbeheer. Rapportnr. 123502, Witteveen+Bos, Utrecht.
- 14 Kanters, S., Van de Haterd, R.J.W., Van Stijn, P.M.J., Kampen, J., Kooijman, A.M. & Cusell, C. (2024) Stimulering jonge verlandings tot nieuwe trilvenen: Biobouwers en vraat. Rapportnr. OBN-2018-95-LZ, Kennisnetwerk OBN, Driebergen.
- 15 Kanters, S., Van Riel, M., Lemmers, P., Janssen, Y., Kampen, J., Cusell, C. & Van Kleef, H., (nog niet gepubliceerd). Robuuste en weerbare laagveensystemen tegen uitheemse rivierkreeften. VBNE, Driebergen.
- 16 Lamers, L.P.M., Govers, L.L., Janssen, I.C., Geurts, J.J.M., Van der Welle, M.E.W., Van Katwijk, M.M., ... & Smolders, A.J.P. (2013) Sulfide as a soil phytotoxin—a review. *Frontiers in plant science*, 4: 268.
- 17 Mettrop, I., Van der Hut, R. & Brongers, M. (2020) Ganzen en Natura 2000-doelen in het Naardermeer. Effecten en handvatten voor beheer. Rapportnummer 19-385, Altenburg & Wymenga, Amsterdam.
- 18 Moria, L. (2020) Ecologische waterkwaliteit Naardermeer. Rapportnr. 20.013495. Waterschap AGV, Amsterdam.
- 19 NDFF (2024). <https://ndff.nl>.
- 20 Ouboter, M., Beemster, J., Diek, R., Van Brussel, J. & Sijtsma, B. (2016) Rekenresultaten: invloed van bufferzone en flexpeil op het jaarlijks benodigde volume inlaatwater. Memo van Waternet.
- 21 Postma, J.F. & Keijzers, C.M. (2024) Ondersteunend onderzoek voor implementatie van biologische effectbeoordeling bij RWZI-effluenten. *Ecofide*, Weesp.
- 22 Roessink, I. & Ottburg F. (2020). Afkreeften in openwatersystemen. Onderzoek naar beheersvisserij van invasieve rivierkreeften in Dordtse wateren. Wageningen University & Research, Wageningen.
- 23 Roessink, I., Gylstra, R., Heuts, P.G., Specken, B., & Ottburg, F. (2017) Impact of invasive crayfish on water quality and aquatic macrophytes in the Netherlands. *Aquatic Invasions*, 12(3).
- 24 STOWA (2012). Baggernut, maatregelen baggeren en nutriënten. Rapportnr. 2012-40, STOWA, Amersfoort.

- 25 STOWA Deltafact Rivierkreeften geraadpleegd via:
<https://www.stowa.nl/deltafacts/waterveiligheid/beoordelen-waterkeringen/rivierkreeften#Lopende>.
- 26 Van der Oost, R., Sileno, G., Janse, T., Nguyen, M.T., Besselink, H. & Brouwer, A. (2017) SIMONI (Smart Integrated Monitoring) as a novel bioanalytical strategy for water quality assessment: Part II–field feasibility survey. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 36(9): 2400-2416.
- 27 Van der Welle, M.E.W., Cuppens, M., Lamers, L.P.M., & Roelofs, J.G.M. (2006) Detoxifying toxicants: interactions between sulfide and iron toxicity in freshwater wetlands. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*, 25(6): 1592-1597.
- 28 Van Geest, G., Smolders, A.J.P. & Roelofs, J.G. M. (2025) Waterplanten en waterkwaliteit.
- 29 Waternet (2019). Beheerafspraken Naardermeer in relatie tot peilbeheer.
- 30 Waterschap AGV (2024) Hydrobiologische, fysisch-chemische, bodem en grondwater meetgegevens Naardermeer.

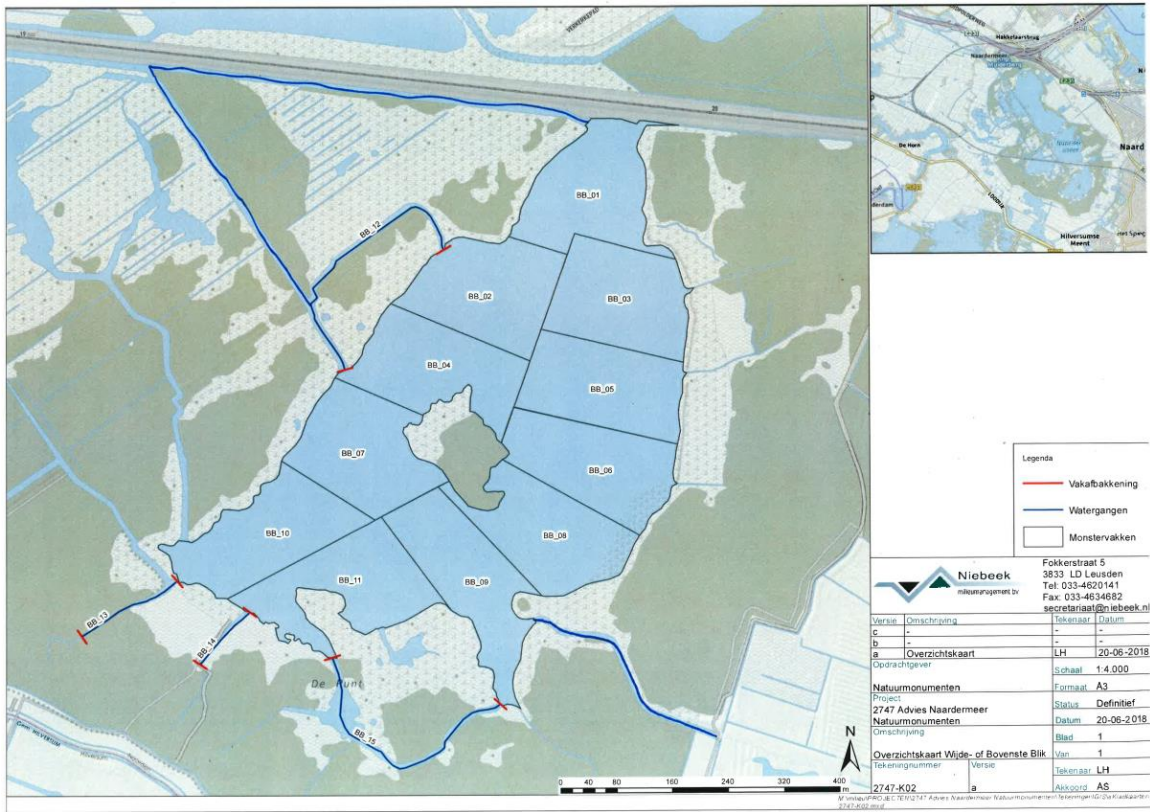
Bijlage(n)

BIJLAGE: LOCATIES GROOTSCHALIGE WERKZAAMHEDEN

Afbeelding I.1 Locaties ontbossing en plaggen met jaartal



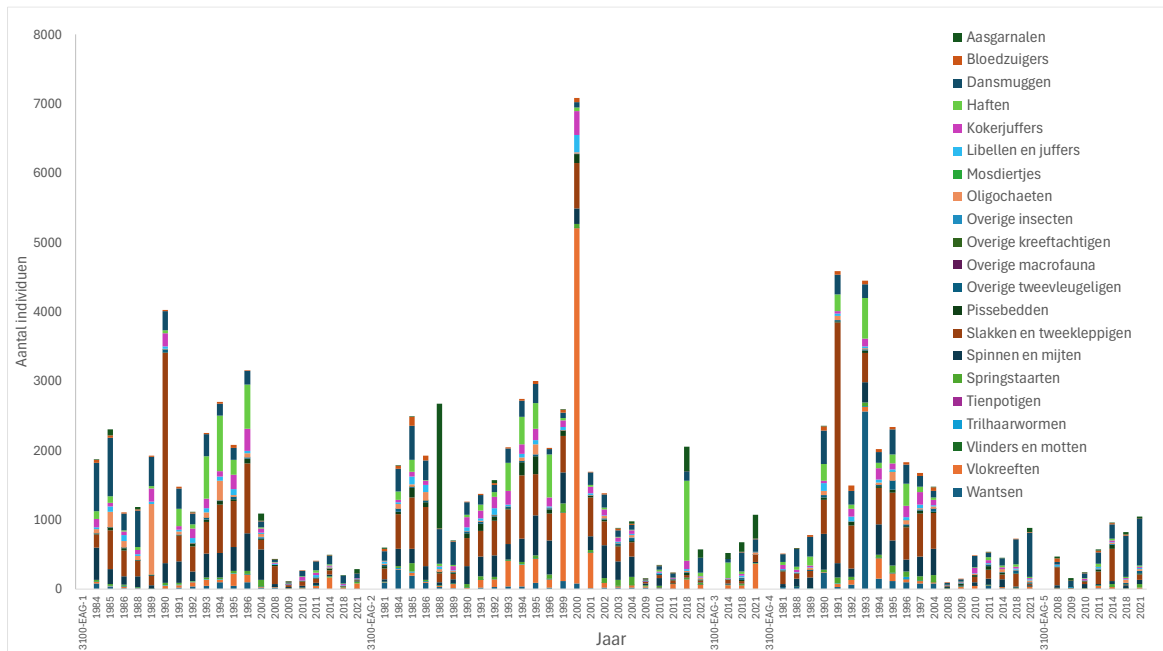
Afbeelding I.2 Baggerlocaties Bovenste Blick in EAG 5



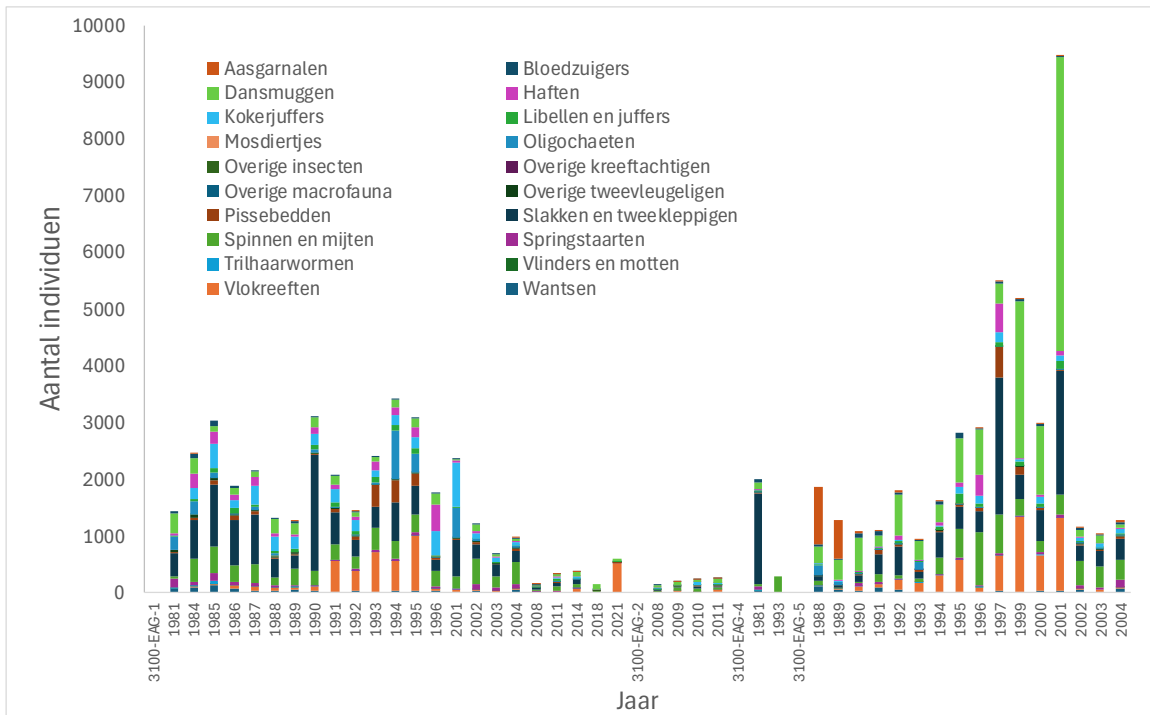


BIJLAGE: MACROFAUNA SAMENSTELLING VANAF BEGIN TELLINGEN

Afbeelding II.1 Aantal individuen macrofauna per EAG per jaar in de plassen, waarbij het totaal aantal individuen gedeeld is door het aantal meetmomenten. In kleur zijn de verschillende soortgroepen aangegeven



Afbeelding II.2 Aantal individuen macrofauna per EAG per jaar in de lijnvormige wateren, waarbij het totaal aantal individuen gedeeld is door het aantal meetmomenten. In kleur zijn de verschillende soortgroepen aangegeven



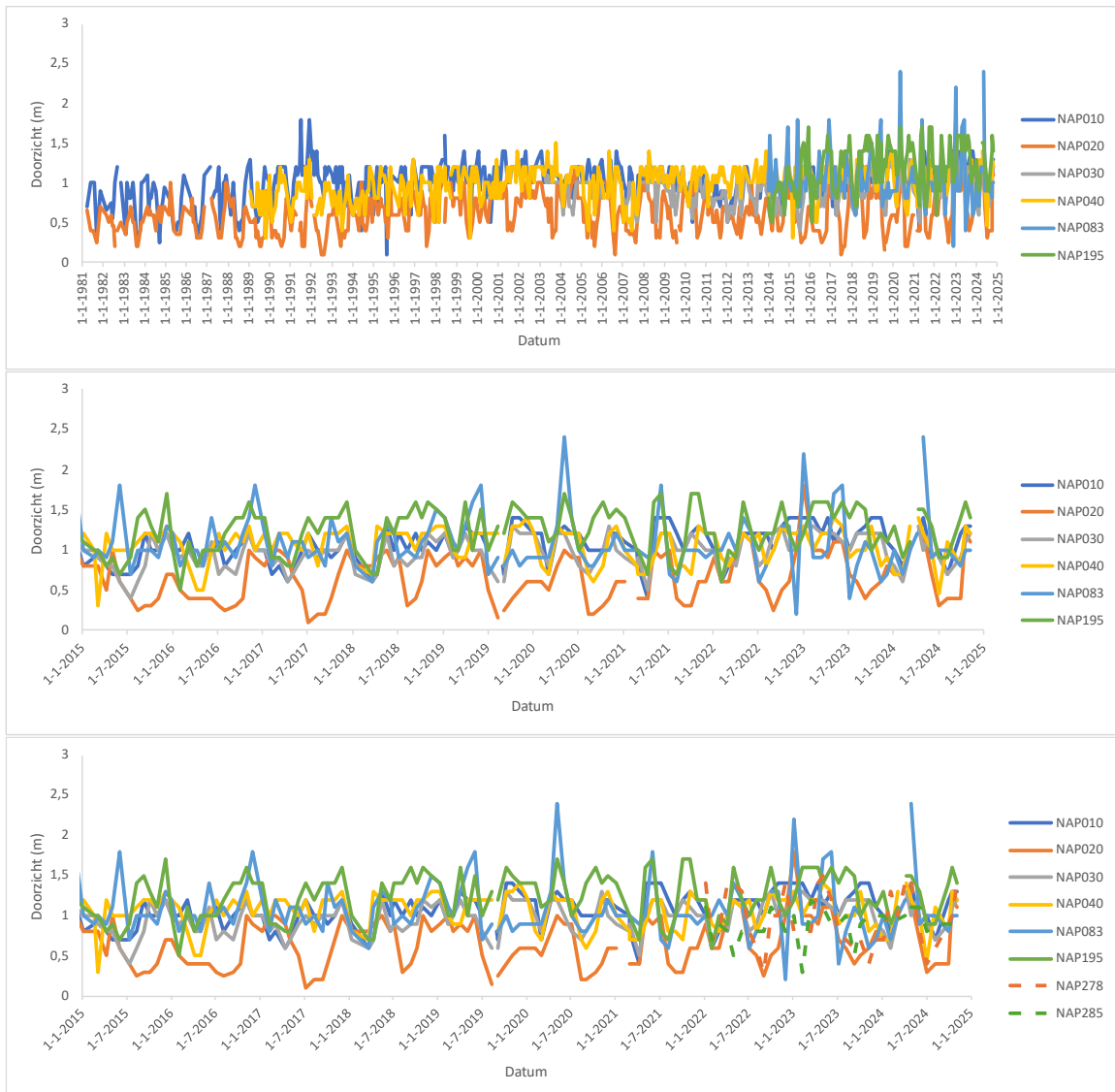


BIJLAGE: WATERKWALITEIT NAARDERMEER

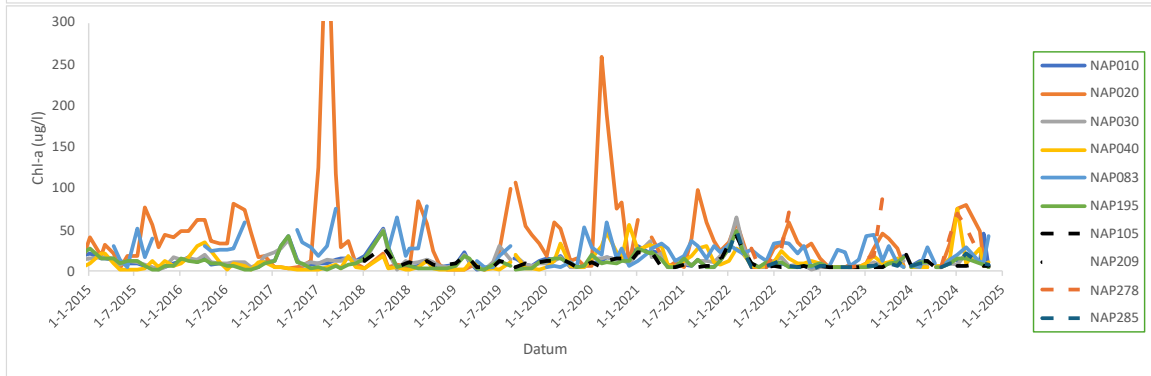
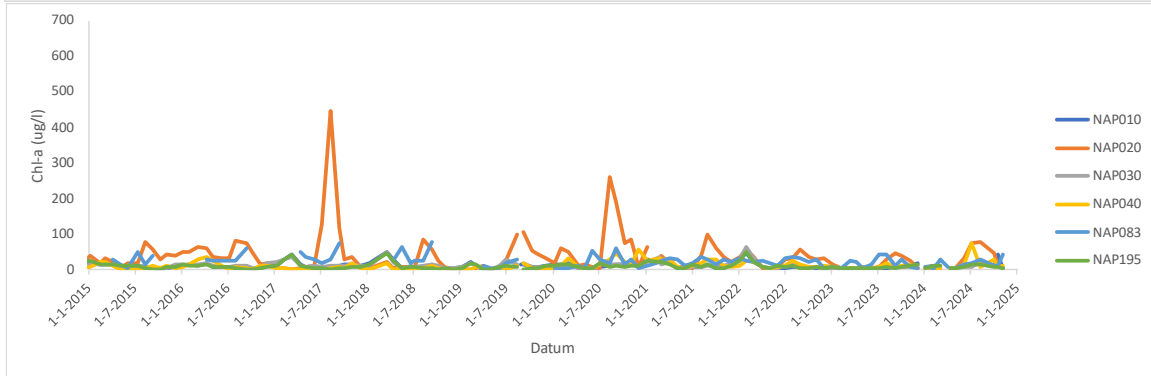
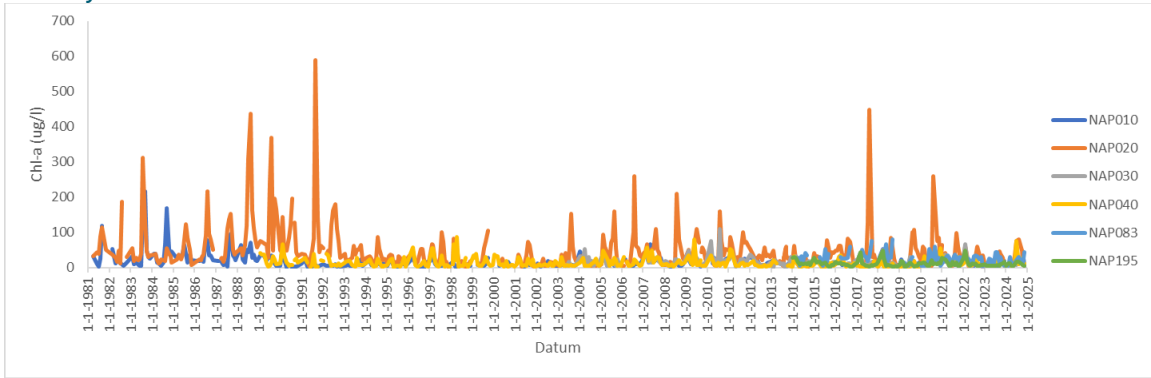
Hieronder staan grafieken van de waterkwaliteit in het Naardermeer met per parameter:

- langjarige meetreeks;
- laatste 10 jaar;
- laatste 10 jaar inclusief lijnvormige wateren (onderbroken lijnen).

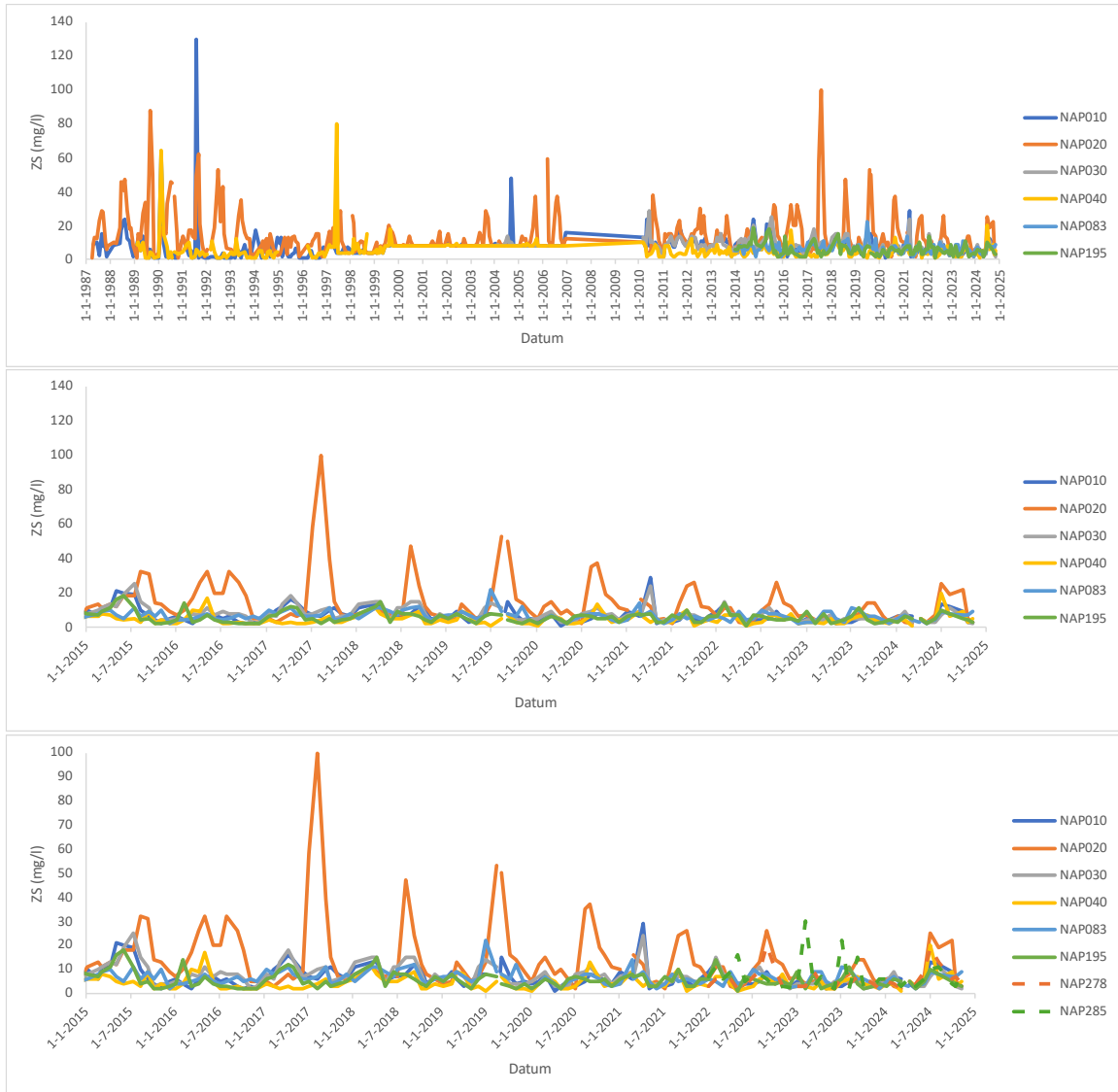
Doorzicht



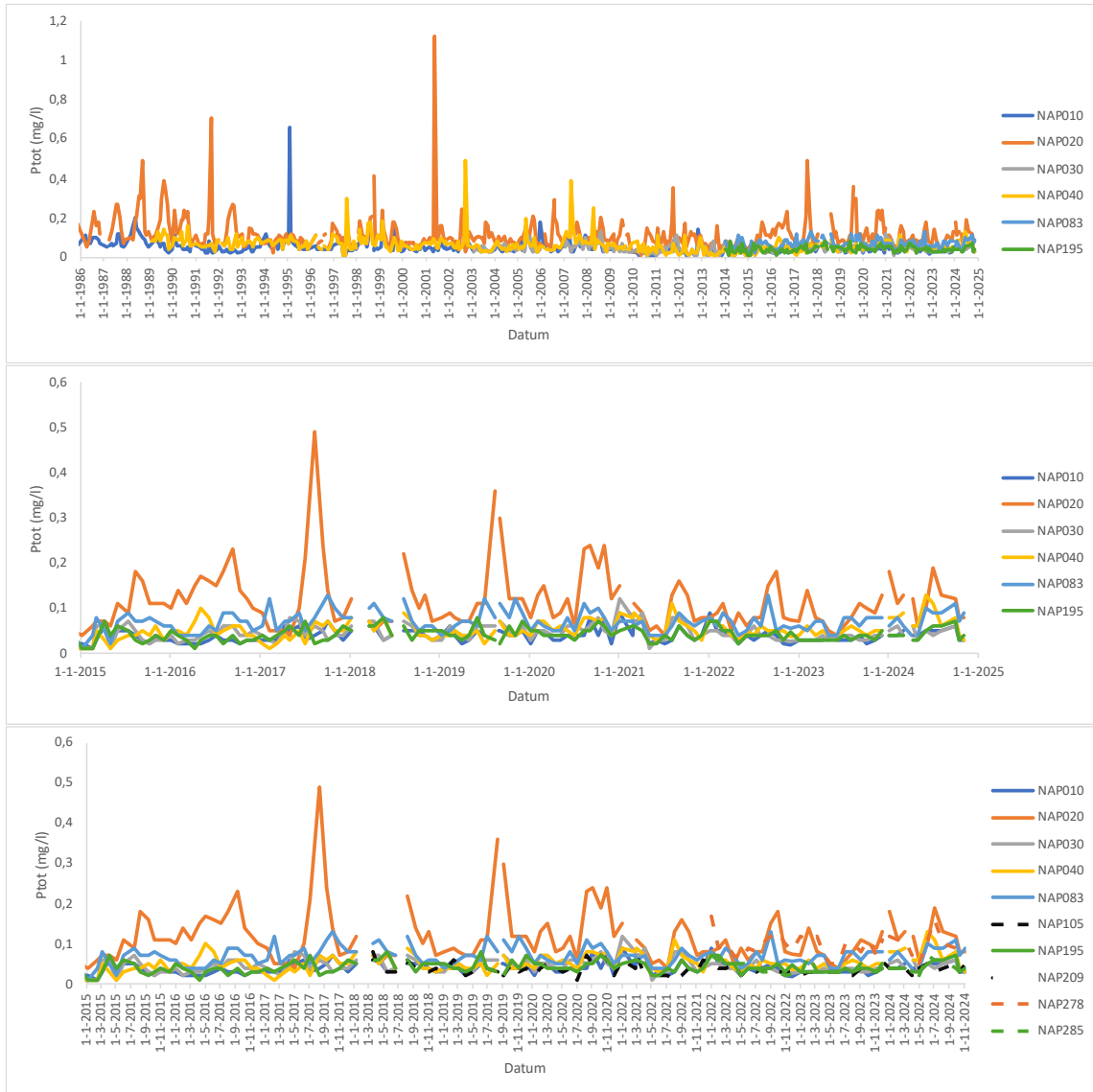
Chlorofyl-a



Zwevend stof



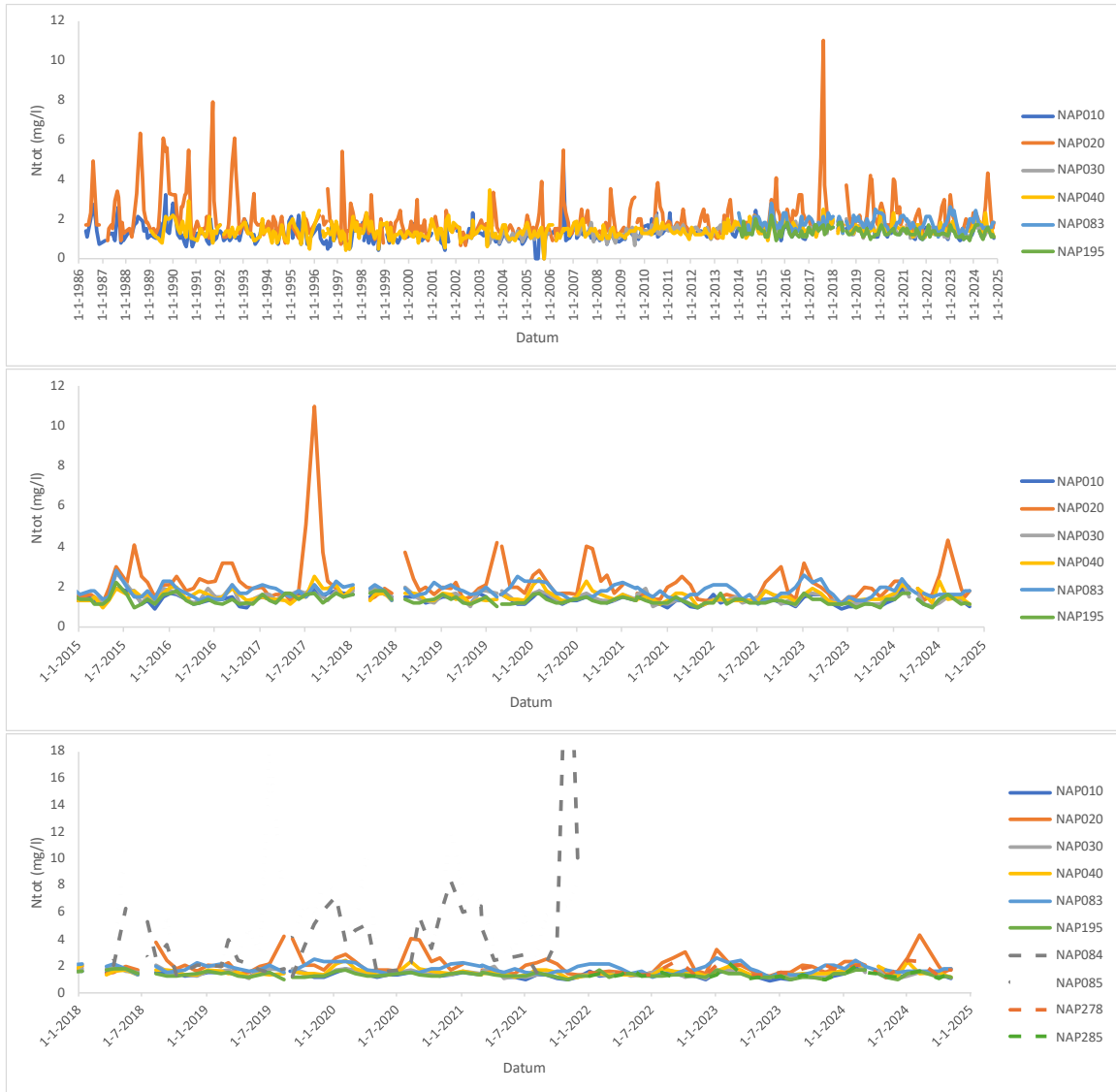
Fosfor totaal



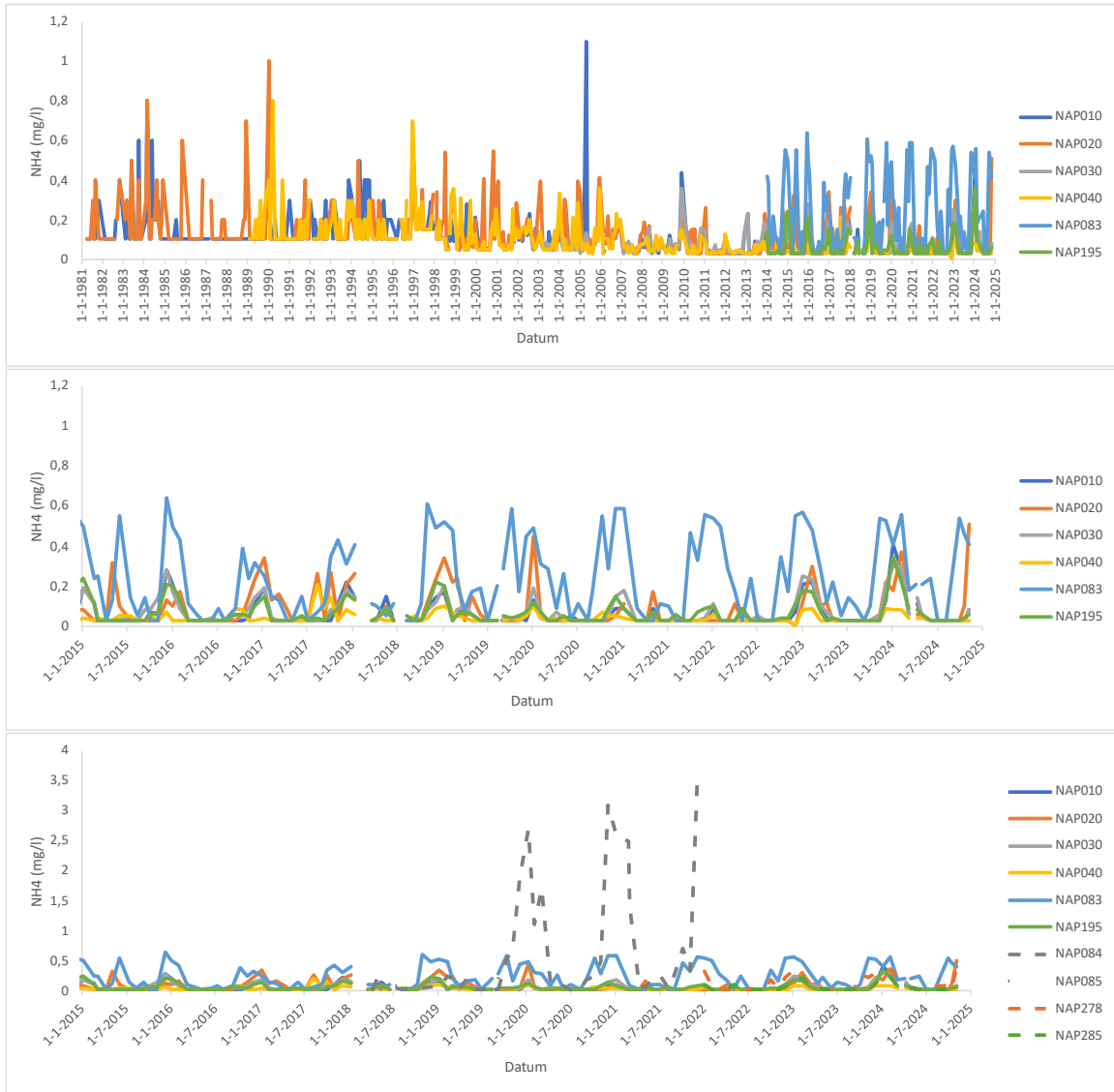
Fosfaat



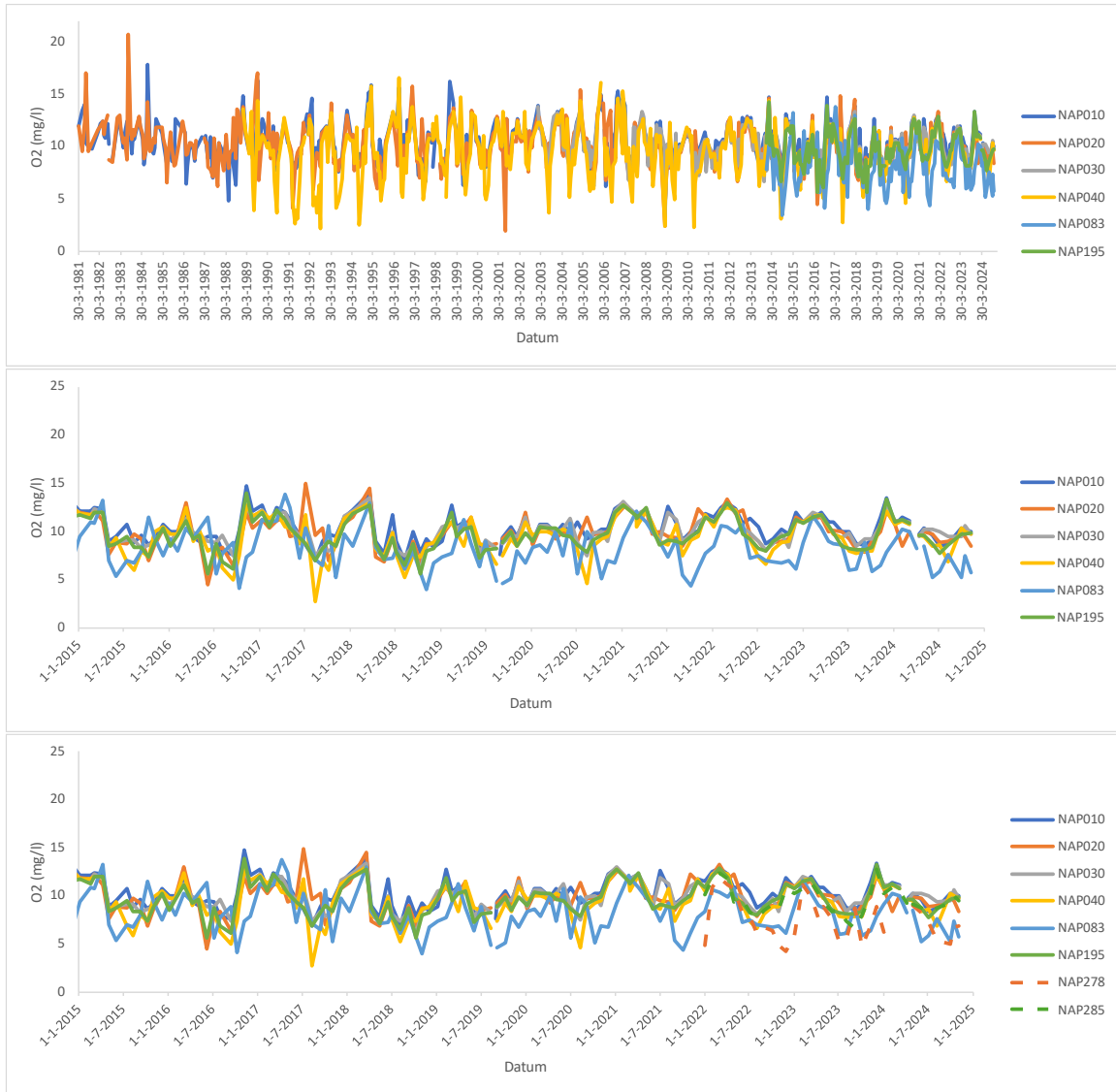
Stikstof totaal



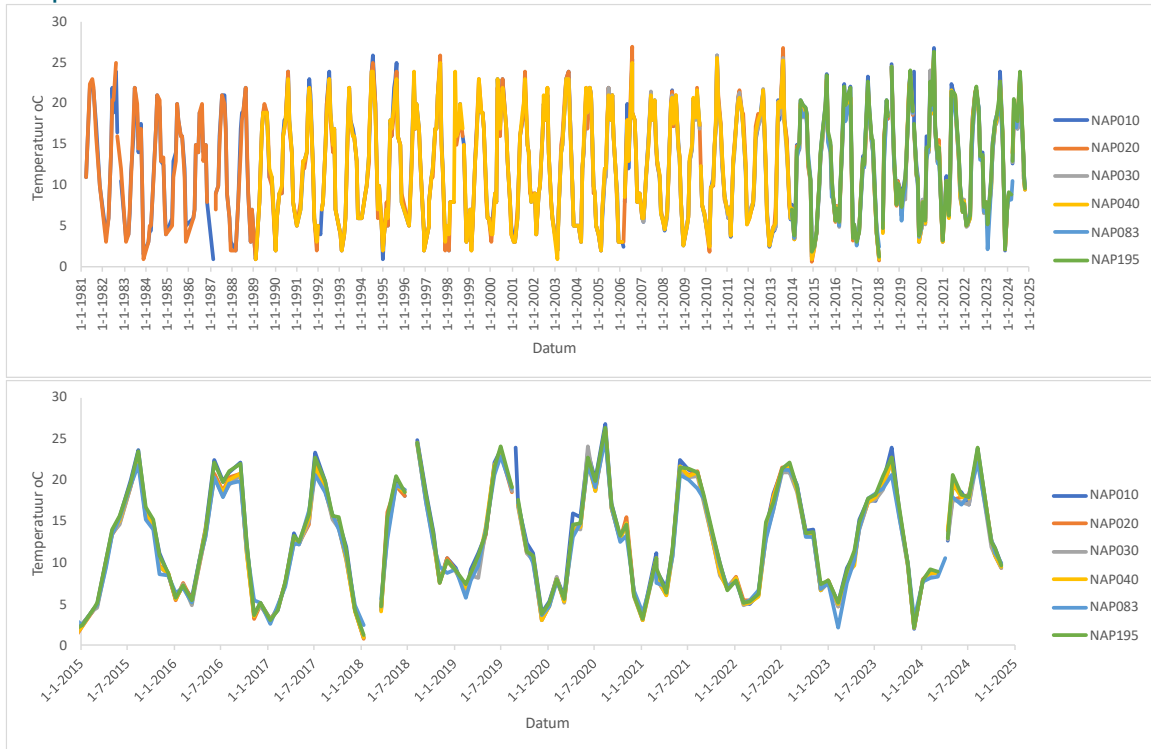
Ammonium



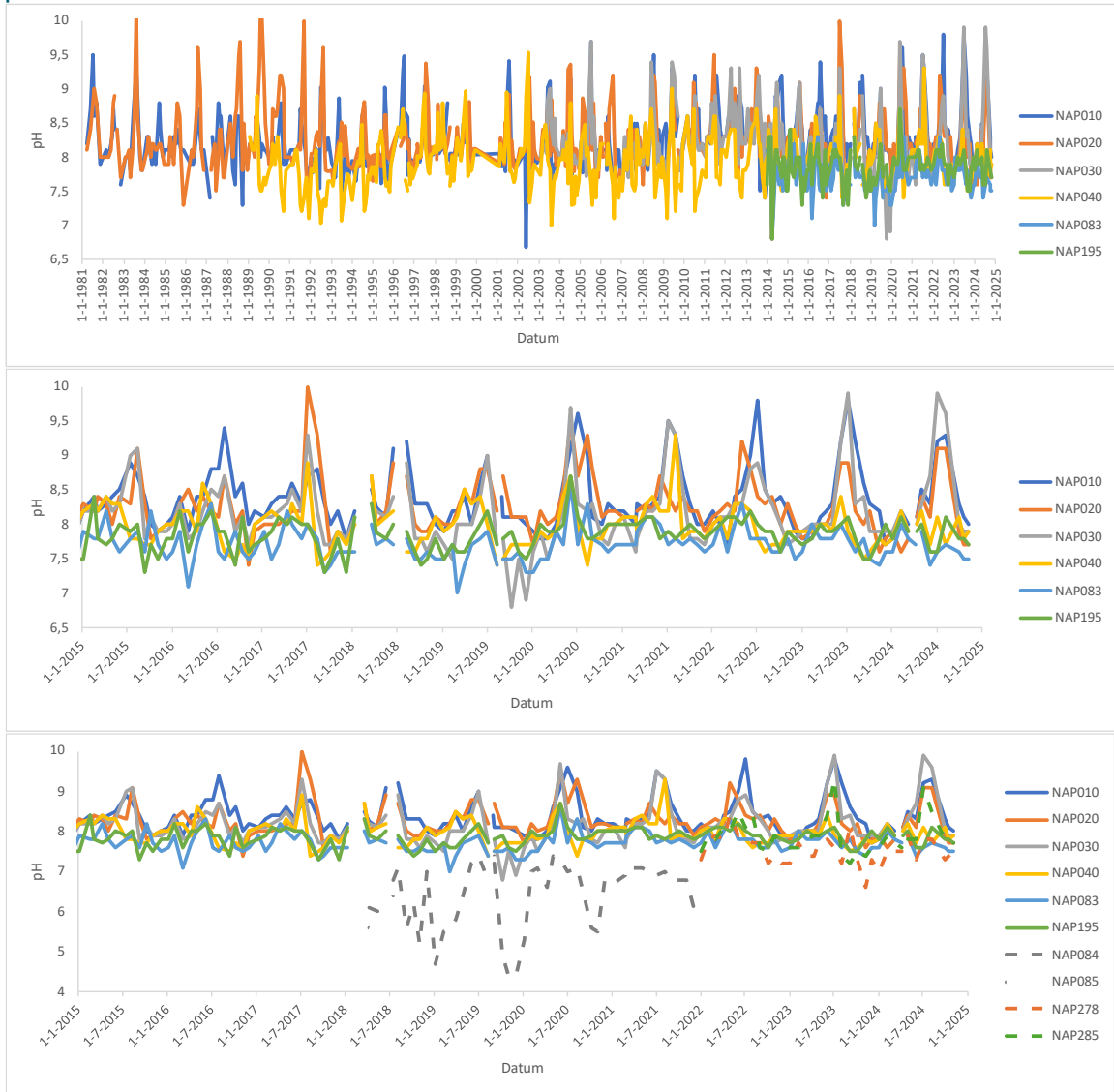
Zuurstof



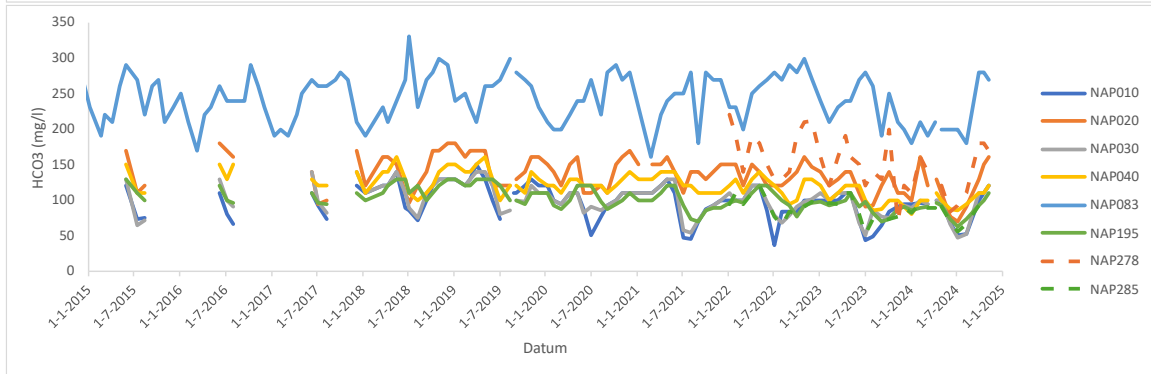
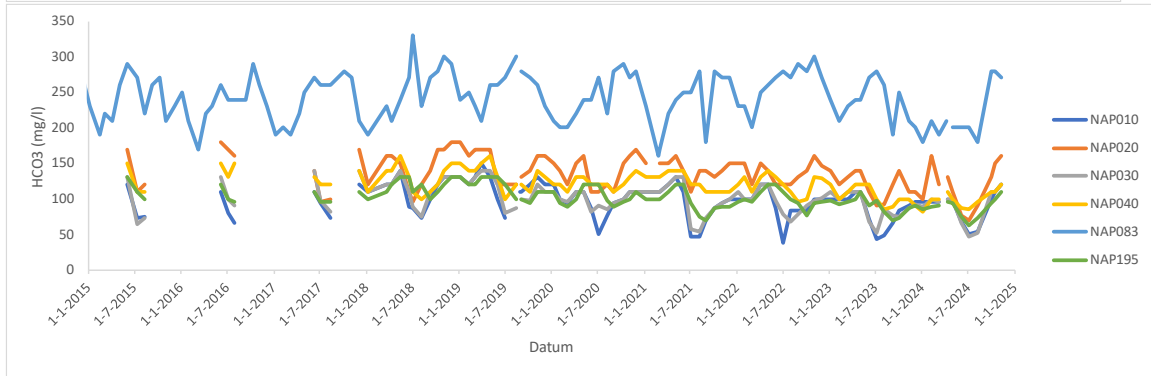
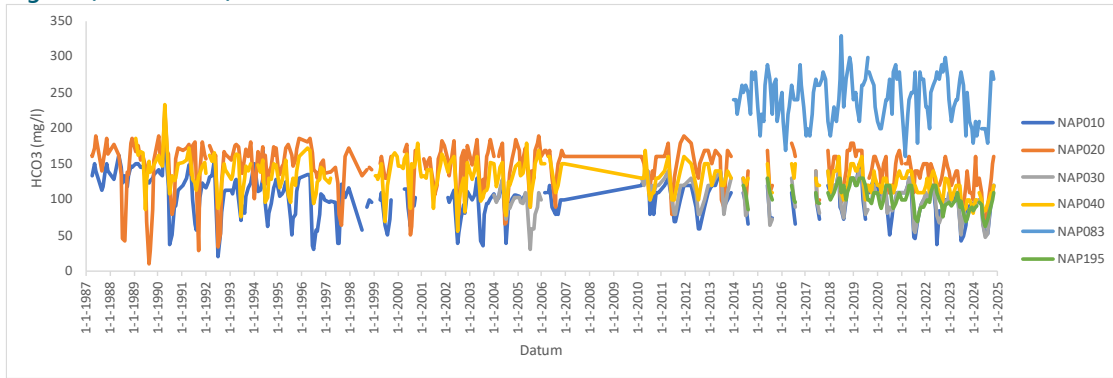
Temperatuur



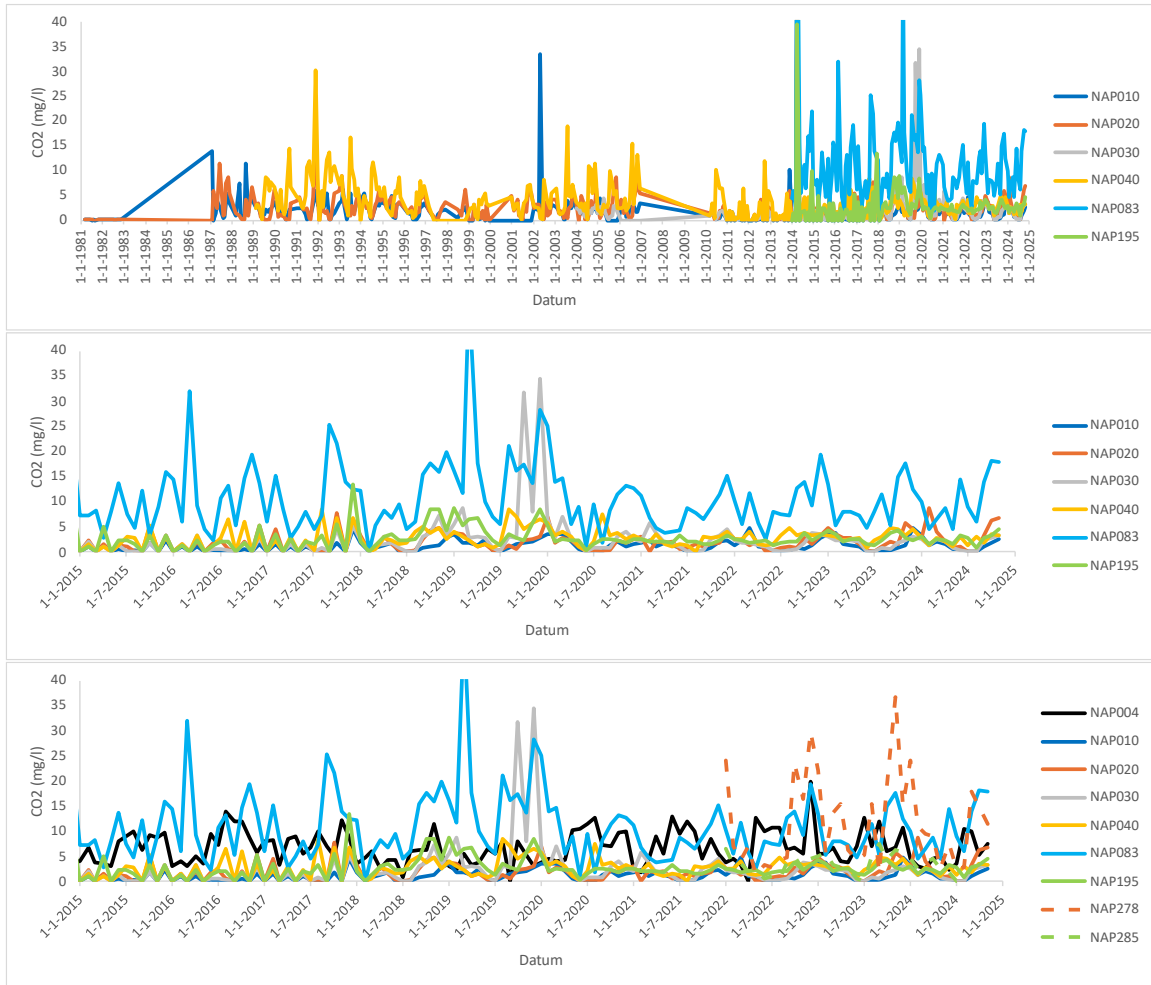
pH



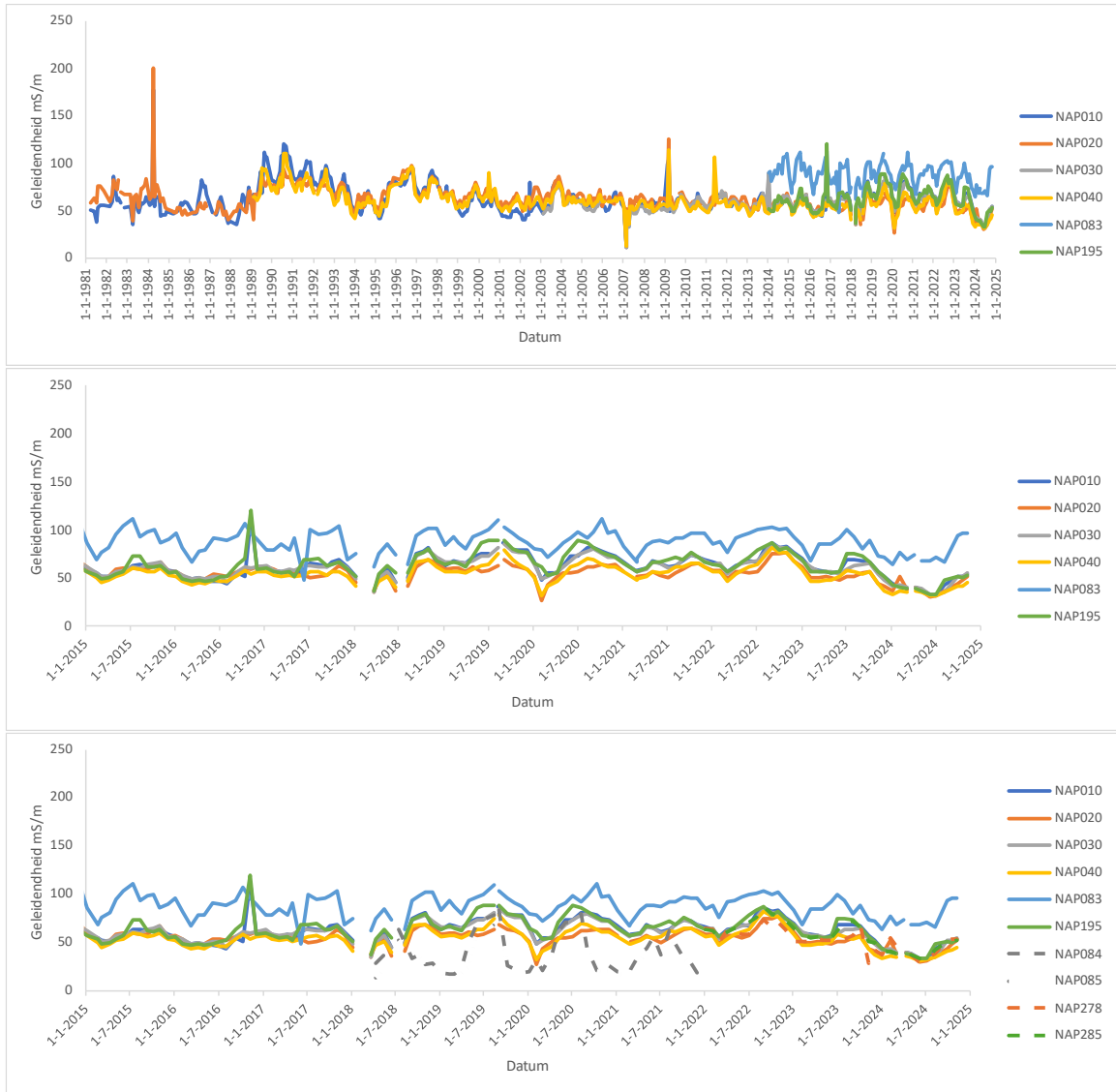
Mgetal (bicarbonaat)



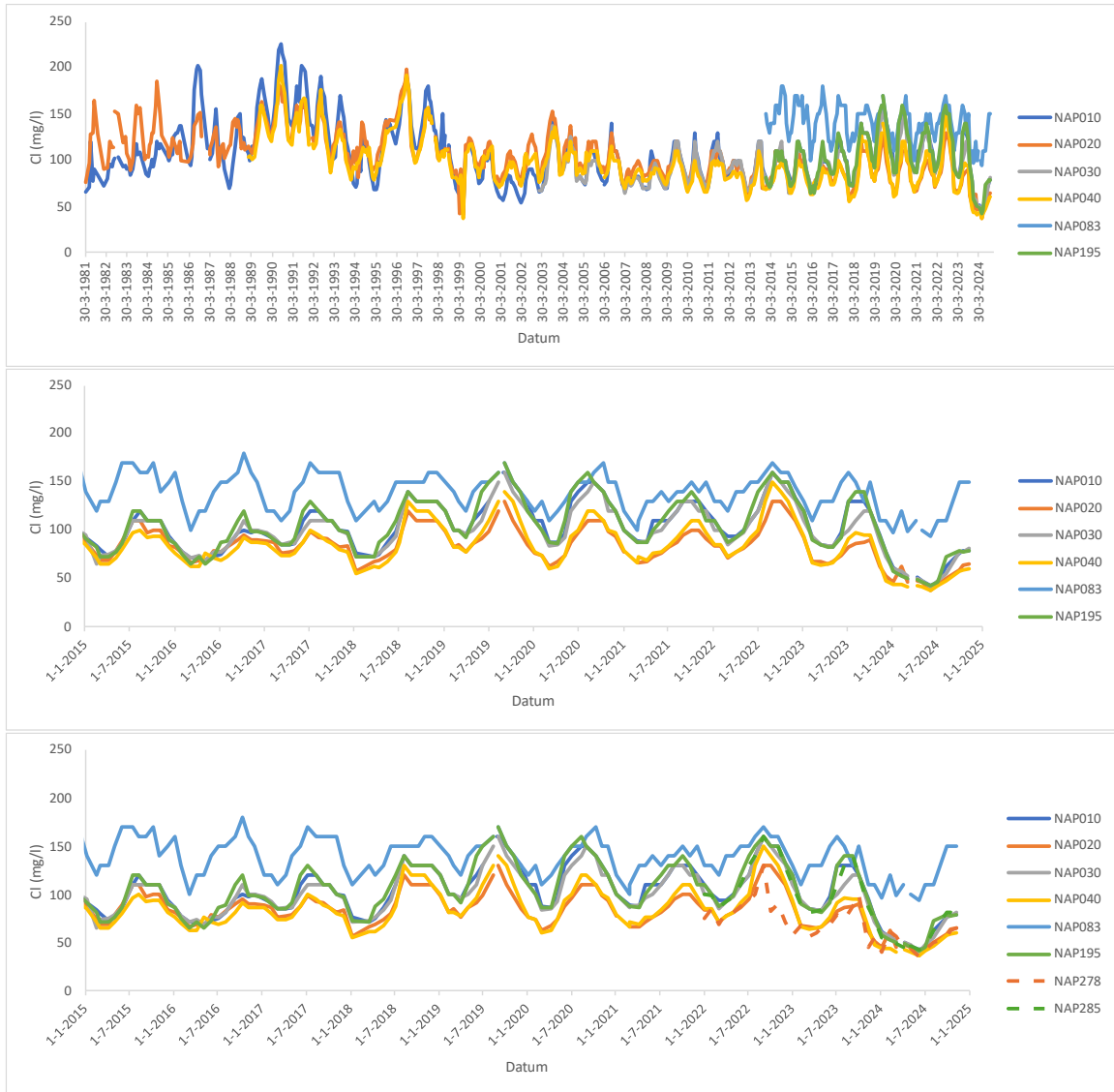
Koolstofdioxide



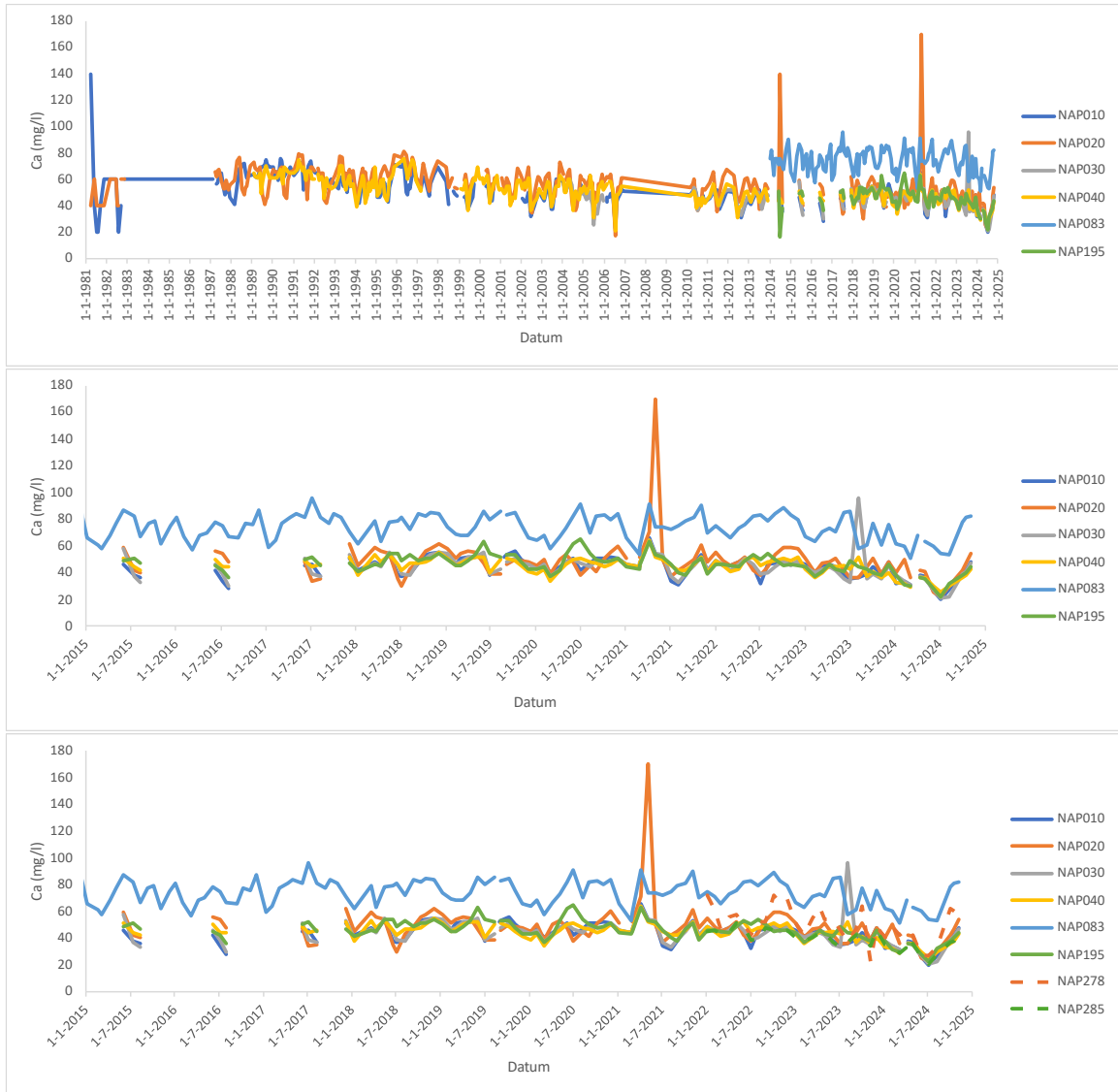
Geleidendheid



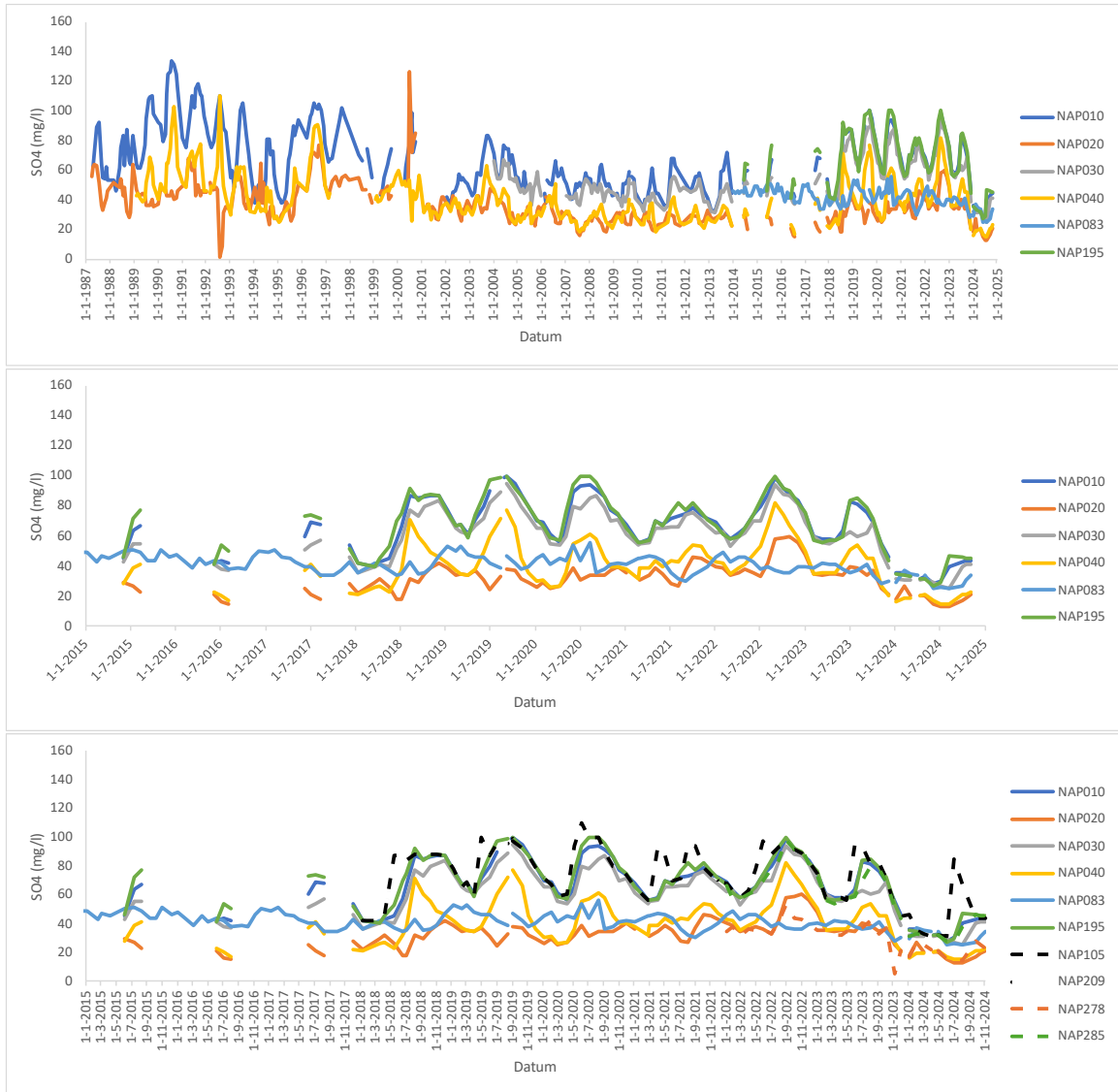
Chloride



Calcium



Sulfaat

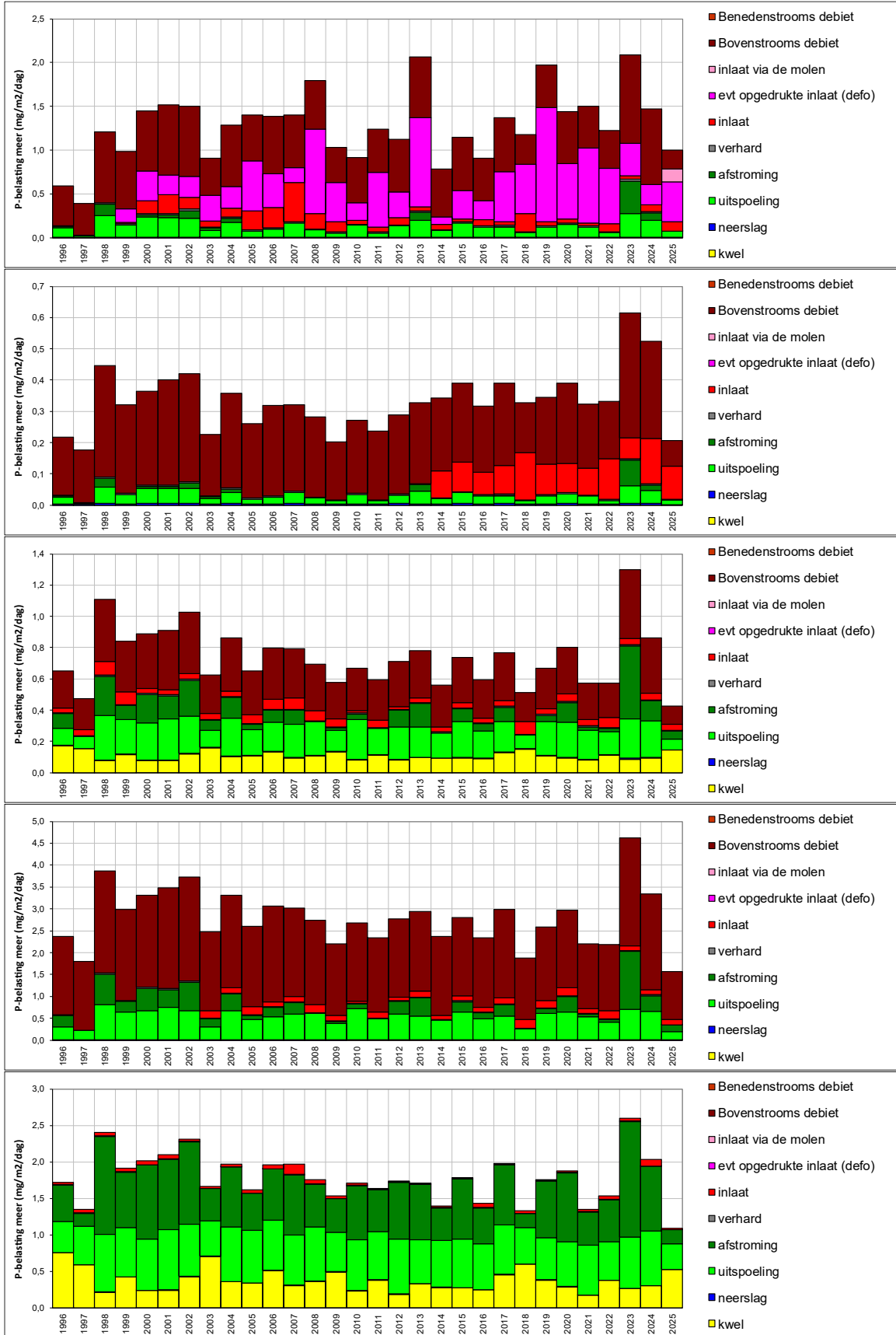


IV

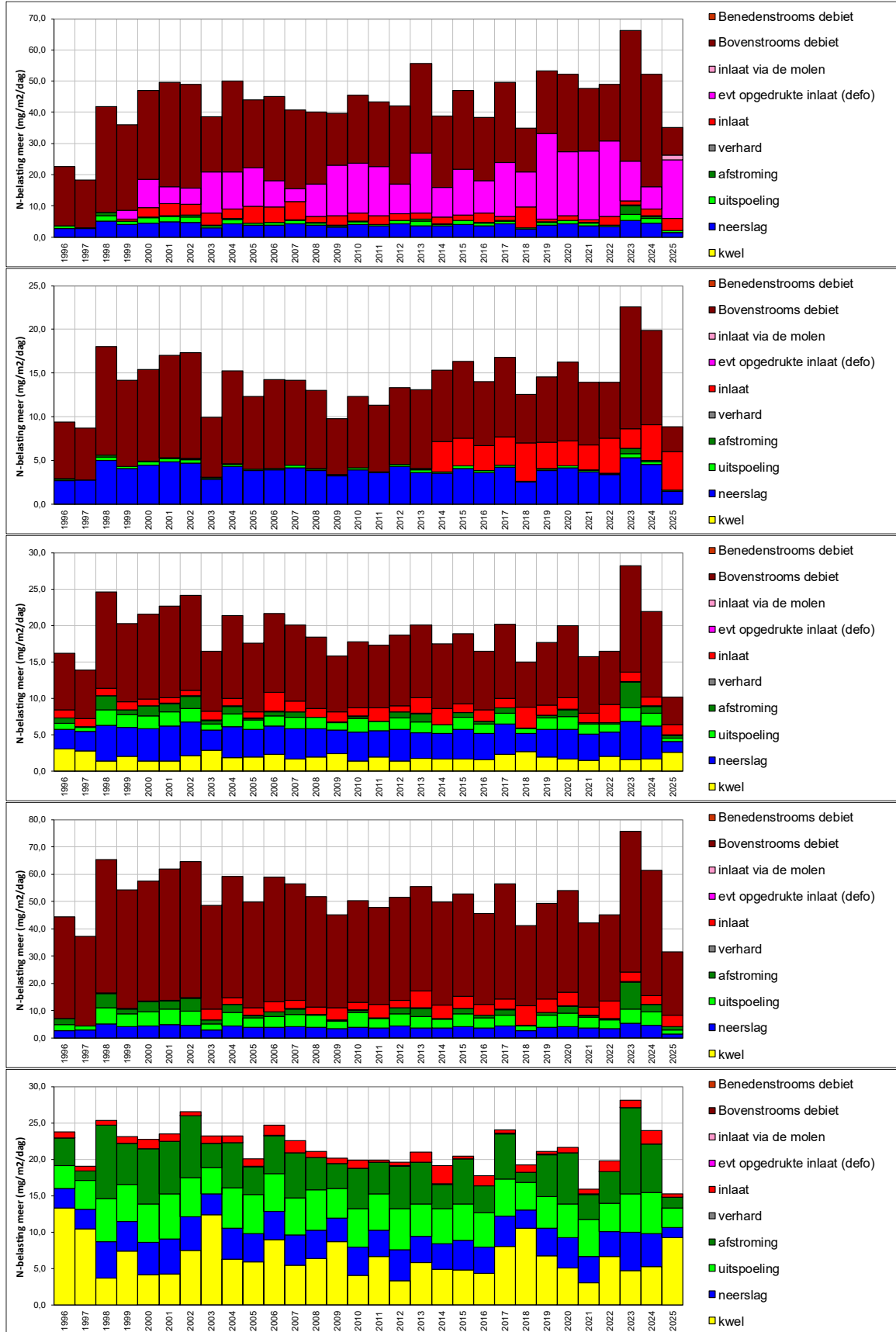
BIJLAGE: STOFFENBALANSEN PER EAG

In deze bijlage staan de stoffenbalansen per EAG. Voor de stoffen fosfor, stikstof, sulfaat, calcium en bicarbonaat is steeds van boven naar beneden de jaargemiddelde belasting weergegeven voor EAG 1 t/m 5 voor de periode 1996 - 2025.

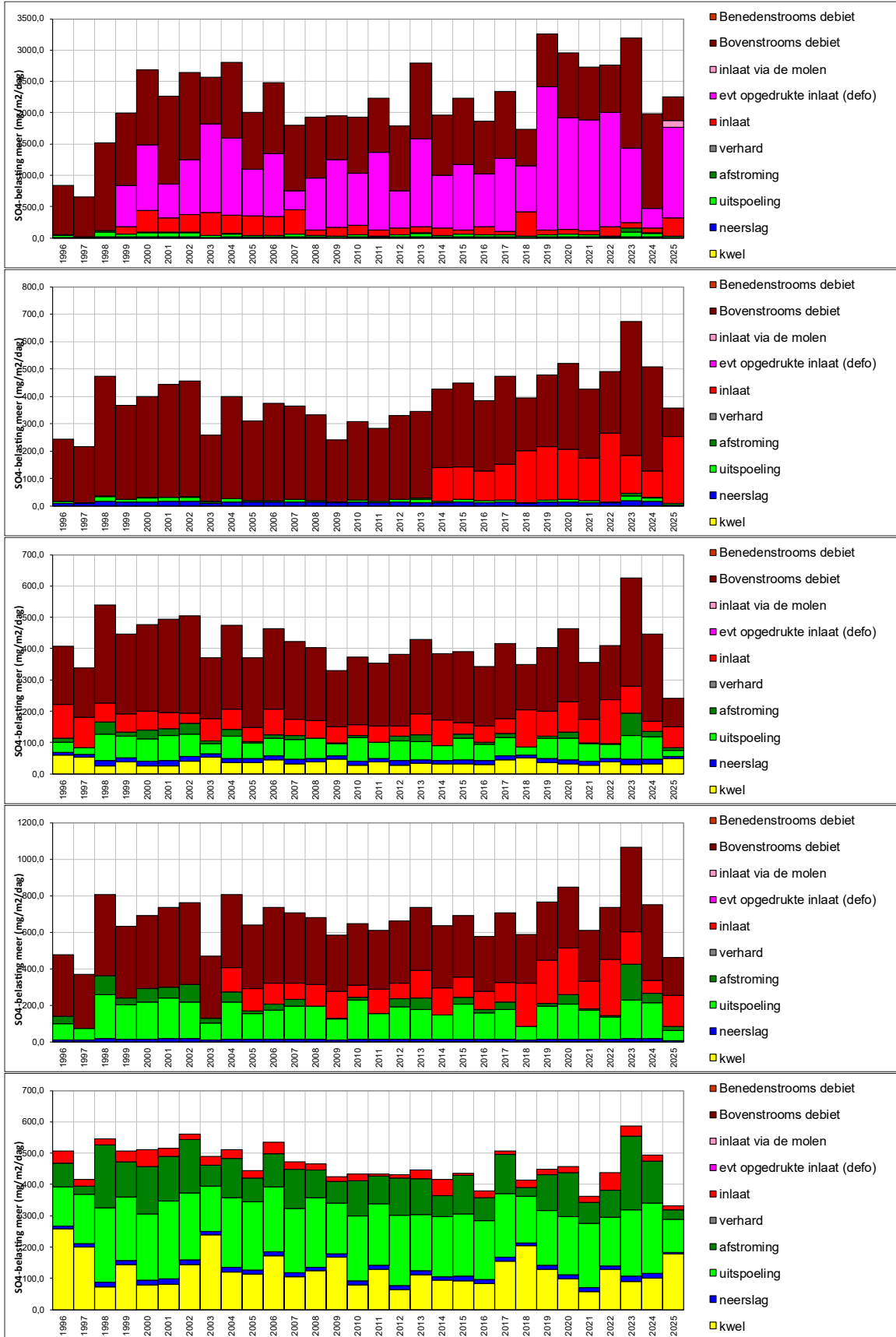
Fosfor



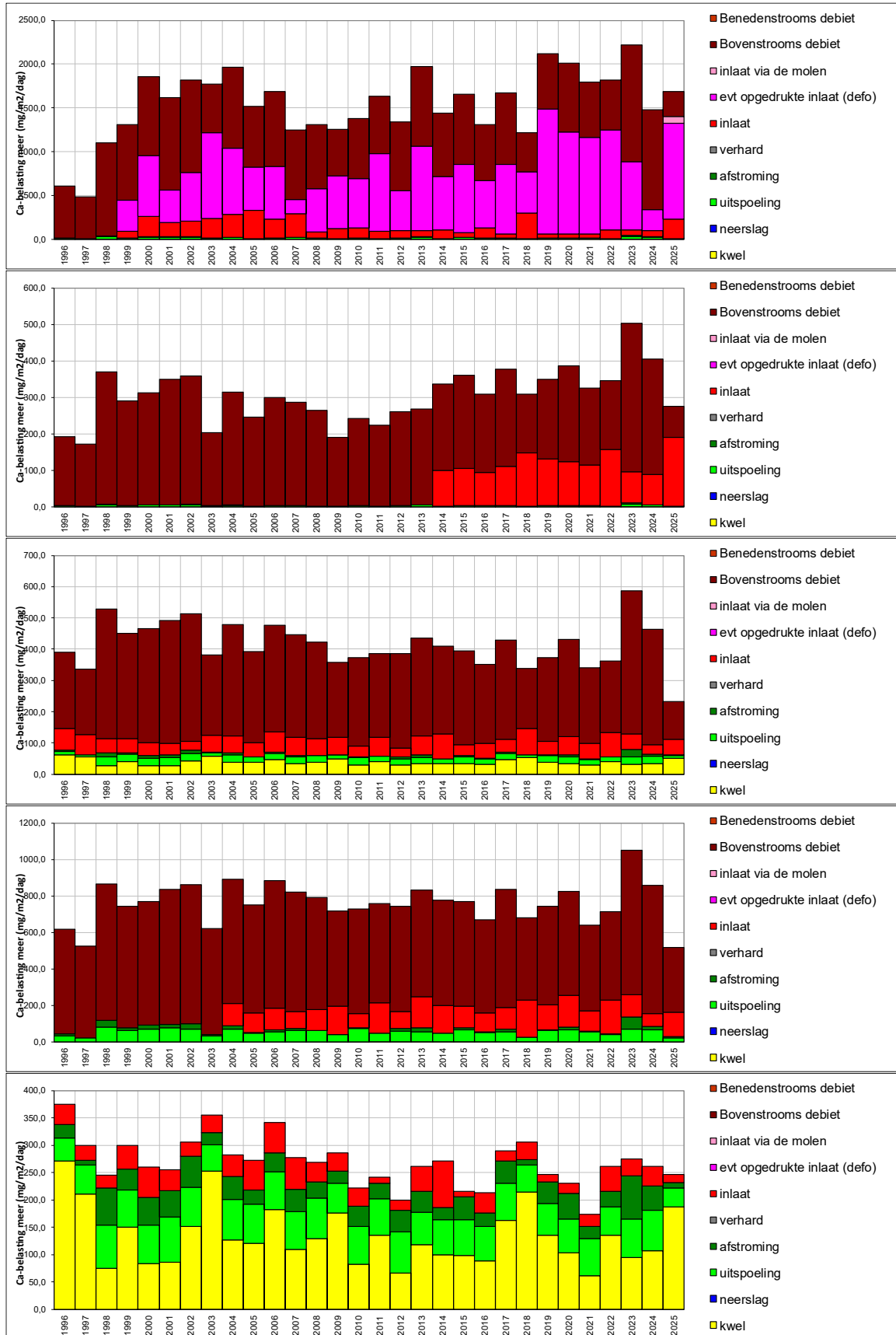
Stikstof



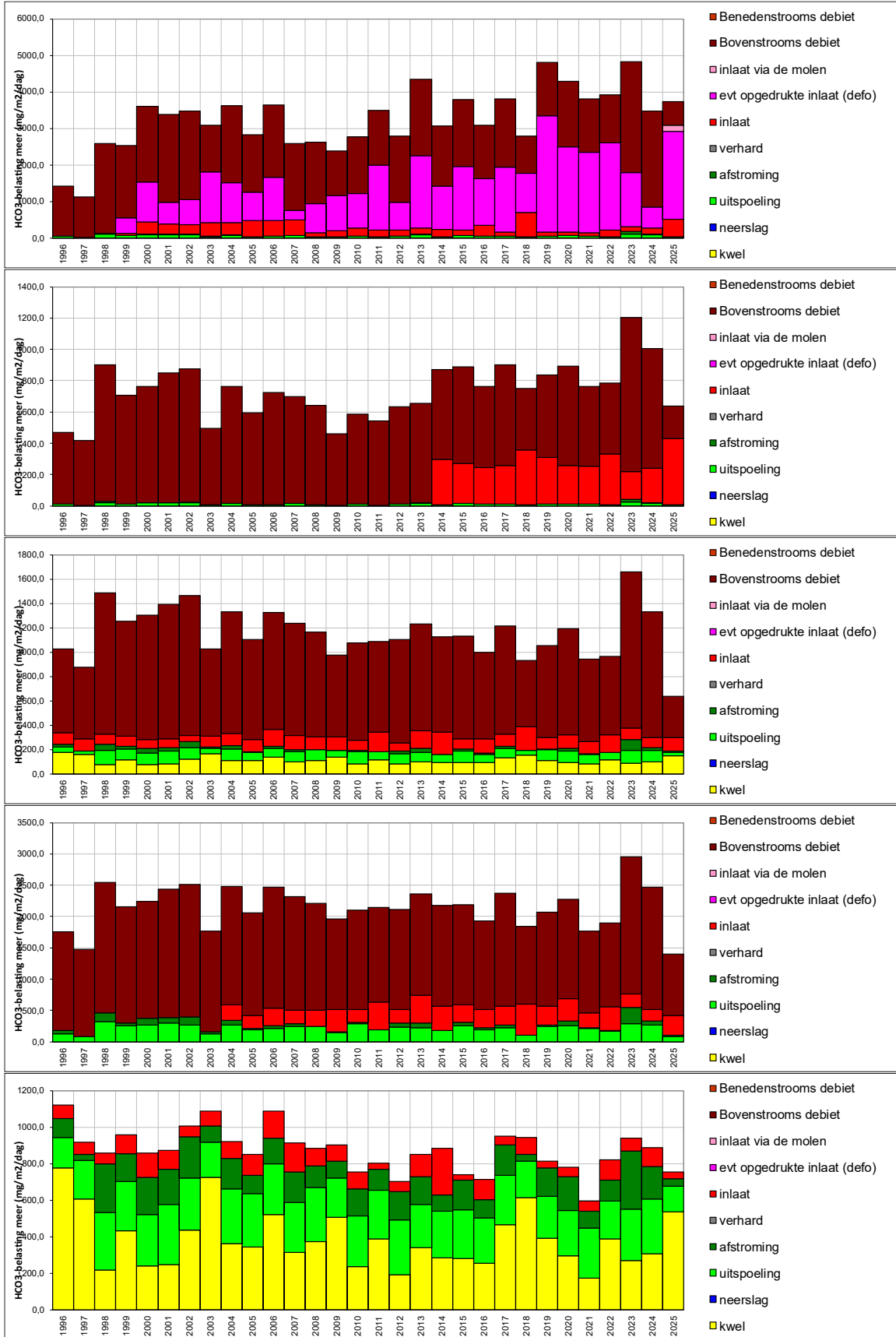
Sulfaat



Calcium



Bicarbonaat





BIJLAGE: RESULTATEN SLIB, WATERBODEM EN OPPERVLAKTEWATERMONSTERS

Afbeelding V.1 Resultaten van de sliblaag

Locatie	EAG	Lijnvormig	Plas	Sample	Vocht-	Massa	Org. Stof	Tot.	Tot.	Tot.	Tot.	Tot.	Fe/S
					gehalte	volumie							
					%	kg/l	%	mmol/kg DW					mol/mol
NAP 196	1		1	slib	79,1	0,24	23,0	432,8	780	692	14,0	918,6	0,8
NAP 191	1		1	slib	81,1	0,20	33,8	313,3	712	752	16,4	1262,1	0,6
NAP 209	1	1		slib	80,0	0,22	34,1	673,5	321	936	71,2	1634,1	0,6
NAP 229	1	1		slib	70,7	0,33	17,3	104,4	177	191	4,6	338,1	0,6
NAP 194	1	1		slib	82,9	0,18	31,7	353,2	318	687	15,1	1135,3	0,6
NAP 280	1	1		slib	72,0	0,32	22,0	343,0	204	231	10,4	350,8	0,7
NAP 285	1	1		slib	63,4	0,45	15,7	141,9	91	163	7,3	278,2	0,6
NAP004	1	1		slib	50,0	0,73	8,5	142,4	80	190	8,8	220,6	0,9
NAP244	2		1	slib	84,6	0,17	17,4	63,0	182	156	7,3	397,9	0,4
NAP203	2		1	slib	67,2	0,40	13,6	214,6	281	246	5,6	300,0	0,8
NAP117	2		1	slib	77,5	0,27	23,8	323,6	880	563	10,2	495,8	1,1
NAP231	2		1	slib	82,3	0,19	30,2	383,4	234	604	12,4	975,1	0,6
NAP121	2		1	slib	30,2	1,08	2,4	62,6	181	113	2,3	164,6	0,7
NAP208	2		1	slib	28,2	1,27	1,7	68,5	149	56	2,3	75,5	0,7
NAP126	2		1	slib	25,6	1,25	0,9	64,6	12	33	1,8	41,5	0,8
NAP215	2		1	slib	82,4	0,20	15,6	68,8	82	154	6,3	324,3	0,5
NAP292	2	1		slib	87,6	0,13	37,3	379,2	440	557	21,5	819,2	0,7
NAP291	2	1		slib	88,6	0,11	39,9	107,8	221	215	13,4	537,8	0,4
NAP 130	3		1	slib	44,1	0,77	4,3	60,9	176	59	3,0	99,7	0,6
NAP 219	3		1	slib	47,6	0,69	7,3	92,3	74	72	2,9	113,7	0,6
NAP 133	3		1	slib	51,4	0,64	7,4	94,3	737	170	11,2	247,8	0,7
NAP 140	3		1	slib	58,7	0,53	13,5	196,1	555	255	5,7	298,8	0,9
NAP 271	3		1	slib	39,4	0,92	4,9	57,4	93	98	3,5	172,5	0,6
NAP 258	3		1	slib	83,6	0,16	30,1	272,7	349	574	20,7	1052,0	0,5
NAP 264	3	1		slib	50,0	0,68	5,6	98,9	95	79	6,3	126,0	0,6
NAP 084	3	1		slib	34,1	1,04	3,1	106,3	22	63	7,1	67,9	0,9
NAP 259	3	1		slib	60,1	0,48	10,7	138,8	226	107	6,0	144,4	0,7
NAP 223	3	1		slib	78,8	0,24	19,1	263,9	460	291	13,9	511,8	0,6
NAP 274	4		1	slib	30,8	1,11	2,4	97,1	44	96	1,8	121,1	0,8
NAP 185	4		1	slib	49,7	0,65	3,5	75,3	75	42	4,3	58,6	0,7
NAP 273	4		1	slib	69,1	0,35	19,1	314,8	1391	390	9,9	432,5	0,9
NAP 226	4		1	slib	75,3	0,27	16,7	409,8	660	463	9,8	324,5	1,4
NAP293	4	1		slib	76,3	0,26	22,9	263,0	192	373	20,3	338,0	1,1
NAP294	4	1		slib	60,8	0,46	8,9	139,2	235	286	7,3	466,8	0,6
NAP175	4	1		slib	73,9	0,29	20,7	380,8	252	536	12,1	768,3	0,7
NAP 178	5		1	slib	66,7	0,40	19,0	102,1	322	167	7,2	303,1	0,6
NAP 233	5		1	slib	67,5	0,36	15,4	121,0	1445	153	12,0	286,9	0,5
NAP 262	5		1	slib	25,7	1,25	1,4	39,5	422	23	2,4	29,6	0,8
NAP147	5		1	slib	57,1	0,52	5,8	40,4	369	55	5,7	94,9	0,6
NAP296	5	1		slib	31,1	1,16	1,9	61,8	65	29	3,7	33,5	0,9
NAP 242	5	1		slib	48,5	0,72	6,3	74,5	117	66	4,5	93,2	0,7
NAP 278	5	1		slib	31,1	1,10	2,3	70,1	30	72	3,0	76,1	0,9
NAP 277	5	1		slib	54,6	0,57	8,0	105,0	133	60	7,3	106,3	0,6

Afbeelding V.2 Resultaten van de vaste waterbodem

Locatie	EAG	Lijnvormig	Plas	Sample	Vocht-	Massa	Org. Stof	Tot.	Tot.	Tot.	Tot.	Tot.	Fe/S
					gehalte	volume		Al	Ca	Fe	P	S	
					%	kg/l	%	mmol/kg DW					mol/mol
NAP 196	1		1	bodem	59,8	0,48	13,0	295,3	357	295	5,6	355,4	0,8
NAP 191	1		1	bodem	69,6	0,37	21,3	106,0	299	296	5,2	476,2	0,6
NAP 209	1	1		bodem	53,4	0,59	12,2	587,0	135	534	45,9	823,8	0,6
NAP 229	1	1		bodem	74,3	0,29	17,4	316,7	181	375	8,3	612,8	0,6
NAP 194	1	1		bodem	64,7	0,38	24,9	157,4	288	171	5,8	152,4	1,1
NAP 280	1	1		bodem	66,4	0,40	17,3	354,0	197	315	11,6	461,8	0,7
NAP 285	1	1		bodem	18,7	1,48	0,7	82,1	13	22	2,5	17,0	1,3
NAP004	1	1		bodem	77,6	0,24	37,2	235,9	358	232	7,6	376,4	0,6
NAP244	2		1	bodem	57,1	0,54	8,2	41,8	70	60	1,2	137,2	0,4
NAP203	2		1	bodem	49,8	0,70	8,9	23,0	59	24	0,6	33,8	0,7
NAP117	2		1	bodem	34,3	1,05	2,7	43,9	68	70	0,9	54,5	1,3
NAP231	2		1	bodem	79,1	0,23	46,2	86,9	367	320	3,6	356,7	0,9
NAP121	2		1	bodem	26,0	1,24	1,2	77,4	48	51	2,5	67,0	0,8
NAP208	2		1	bodem	22,4	1,40	1,0	64,4	76	38	1,6	43,9	0,9
NAP126	2		1	bodem	48,4	0,76	8,0	34,1	51	25	0,9	44,2	0,6
NAP215	2		1	bodem	30,9	1,13	3,2	86,4	22	14	1,3	23,0	0,6
NAP292	2	1		bodem	81,2	0,19	56,5	97,6	508	282	5,1	224,2	1,3
NAP291	2	1		bodem	69,6	0,36	14,3	48,9	80	64	4,9	155,8	0,4
NAP 130	3		1	bodem	17,6	1,43	0,7	90,6	15	27	2,9	22,2	1,2
NAP 219	3		1	bodem	40,2	0,88	6,0	46,6	88	58	1,4	107,4	0,5
NAP 133	3		1	bodem	22,2	1,46	1,5	88,8	48	20	2,7	21,5	0,9
NAP 140	3		1	bodem	48,6	0,67	9,9	93,4	264	136	4,8	162,2	0,8
NAP 271	3		1	bodem	28,3	1,23	4,9	106,6	72	21	4,2	32,8	0,6
NAP 258	3		1	bodem	45,3	0,76	6,2	50,4	130	76	2,2	99,2	0,8
NAP 264	3	1		bodem	17,9	1,45	0,8	85,0	14	35	3,4	35,5	1,0
NAP 084	3	1		bodem	37,4	0,99	5,3	80,2	25	66	4,0	76,3	0,9
NAP 259	3	1		bodem	24,5	1,30	1,2	96,2	27	32	2,4	20,5	1,6
NAP 223	3	1		bodem	36,2	1,02	2,3	143,1	94	76	2,6	74,6	1,0
NAP 274	4		1	bodem	25,7	1,22	2,3	21,8	21	22	0,6	35,5	0,6
NAP 185	4		1	bodem	23,2	1,35	0,8	90,0	18	21	2,7	12,2	1,8
NAP 273	4		1	bodem	46,1	0,71	7,4	99,6	318	136	3,6	156,3	0,9
NAP 226	4		1	bodem	31,8	1,07	2,4	89,2	130	87	2,7	76,1	1,1
NAP293	4	1		bodem	60,4	0,47	14,9	145,6	220	158	4,2	96,5	1,6
NAP294	4	1		bodem	21,8	1,32	0,7	96,5	12	30	2,1	16,3	1,8
Nap 175	4	1		bodem	19,9	1,39	1,1	99,8	24	70	2,5	85,1	0,8
NAP 178	5		1	bodem	36,2	0,96	5,0	90,0	114,8	50,3	4,0	80,1	0,6
NAP 233	5		1	bodem	19,8	1,40	0,7	68,0	46	20	2,0	11,9	1,7
NAP 262	5		1	bodem	23,0	1,31	1,0	80,4	111	38	2,5	42,4	0,9
NAP 147	5		1	bodem	27,7	1,17	3,8	122,8	57	47	7,0	31,0	1,5
NAP296	5	1		bodem	19,9	1,46	0,5	60,3	18	19	2,7	13,9	1,4
NAP 242	5	1		bodem	24,4	1,26	2,3	60,4	58	30	1,8	26,6	1,1
NAP 278	5	1		bodem	14,3	1,35	0,3	61,8	9	19	1,4	9,1	2,1
NAP 277	5	1		bodem	21,0	1,37	2,1	138,5	24	31	3,8	16,5	1,9

Afbeelding V.3 Resultaten van het poriewater in de sliblaag

Locatie	EAG	Lijn- vormig	Plas	Type	pH	EGV	TIC	Ca	Cl	Fe	K	P	S	NO ₃	NH ₄	S ²⁻	CH ₄	Fe/P
						$\mu\text{S}/\text{cm}$												
NAP 196	1		1	slib	7,15	808	4839	1656	3879	0,0	160,6	8,5	228,7	0,0	135,6	2,5	374	0,00
NAP 191	1		1	slib	7,04	817	7014	2102	2699	0,6	186,4	16,9	60,2	0,5	411,9	0,2	239	0,03
NAP 209	1	1		slib	9,80	834	6871	1634	3455	3,2	164,2	17,9	44,4	0,5	389,8	1,7	891	0,18
NAP 229	1	1		slib	7,41	743	3458	1389	3504	1,2	168,9	5,5	451,4	0,7	93,2	11,7	90	0,23
NAP 194	1	1		slib	6,98	652	5547	1480	2231	3,2	148,2	15,3	69,7	0,2	268,9	5,2	499	0,21
NAP 280	1	1		slib	6,77	706	5306	1462	2930	1,7	160,5	5,2	126,6	0,8	185,7	2,4	533	0,33
NAP 285	1	1		slib	6,71	881	8706	1962	3385	0,4	174,8	24,0	39,1	0,0	425,8	1,9	1003	0,02
NAP004	1	1		slib	6,90	1011	9922	2517	3292	116,0	206,3	25,9	19,0	0,5	369,7	0,1	1012	4,48
NAP244	2		1	slib	6,94	705	3193	1257	3689	1,1	194,4	1,0	485,2	0,9	14,9	0,1	15	1,10
NAP203	2		1	slib	7,11	941	7255	2677	3586	2,6	171,2	0,9	83,6	0,6	37,2	0,1	716	2,91
NAP117	2		1	slib	7,12	776	6401	1861	3224	62,9	196,9	4,3	23,4	0,4	106,4	0,1	962	14,49
NAP231	2		1	slib	6,80	784	5565	1683	3883	9,3	162,2	12,2	216,0	0,4	121,3	0,1	577	0,77
NAP121	2		1	slib	7,17	940	6720	2424	4121	5,1	173,7	1,5	54,9	0,9	174,8	2,6	1313	3,49
NAP208	2		1	slib	7,43	925	5678	2326	4042	3,9	162,3	4,1	301,8	0,9	143,9	0,2	165	0,96
NAP126	2		1	slib	7,67	795	3927	1545	3908	0,8	206,0	0,9	382,5	0,5	23,4	1,9	28	0,89
NAP215	2		1	slib	7,11	775	2858	1342	3755	6,0	208,9	3,5	769,0	0,6	28,7	0,5	79	1,74
NAP292	2	1		slib	6,68	866	9505	2014	2407	10,4	196,7	64,1	29,2	0,5	1124,8	0,1	1231	0,16
NAP291	2	1		slib	6,94	825	4929	1563	4092	14,3	230,5	17,9	117,1	0,7	359,7	2,4	576	0,80
NAP 130	3		1	slib	7,12	824	4903	1939	3460	1,2	170,5	1,2	277,0	0,1	73,7	6,0	531	1,03
NAP 219	3		1	slib	7,01	1037	5204	2418	4418	5,2	440,0	8,7	432,3	0,5	82,0	1,0	447	0,59
NAP 133	3		1	slib	6,93	885	8785	2444	2455	33,1	161,8	30,8	51,2	0,2	467,8	0,8	1054	1,08
NAP 140	3		1	slib	7,06	856	7605	2454	2565	29,0	205,9	4,5	47,8	0,2	139,6	0,1	387	6,45
NAP 271	3		1	slib	7,04	785	6539	2086	2509	0,5	129,7	7,7	81,6	0,2	143,4	0,3	311	0,07
NAP 258	3		1	slib	6,59	871	11277	2206	2053	3,3	222,3	69,7	35,2	0,6	715,9	0,9	813	0,05
NAP 264	3	1		slib	6,65	949	9976	2132	2717	33,9	156,9	56,2	36,7	0,2	1057,7	0,1	1181	0,60
NAP 084	3	1		slib	6,20	402	5154	767	1805	129,6	20,8	1,3	64,3	0,1	55,4	0,1	145	100,45
NAP 259	3	1		slib	6,91	834	6807	1954	3056	4,2	173,2	21,0	117,5	0,4	224,0	11,4	834	0,20
NAP 223	3	1		slib	7,14	791	5186	1721	3257	5,6	158,6	9,0	118,7	0,7	187,7	9,4	608	0,62
NAP 274	4		1	slib	6,94	659	5349	1622	2218	1,3	92,6	25,1	80,8	0,1	242,0	4,9	681	0,05
NAP 185	4		1	slib	7,16	744	3597	1585	3189	5,7	208,0	8,1	204,3	0,9	94,4	0,7	355	0,71
NAP 273	4		1	slib	6,82	952	10768	3301	2242	51,7	161,4	1,8	25,1	0,2	6,7	0,1	374	29,39
NAP 226	4		1	slib	6,92	803	8347	2609	2049	49,9	108,8	7,7	27,1	0,2	5,1	0,1	294	6,49
NAP293	4	1		slib	6,83	682	5488	1616	2532	12,9	112,2	31,1	39,4	0,5	526,5	0,1	1501	0,41
NAP294	4	1		slib	6,86	683	6831	1877	1912	0,2	86,5	25,3	39,7	0,4	360,0	1,2	861	0,01
NAP175	4	1		slib	6,86	786	6740	1960	2789	0,5	118,1	25,7	39,2	0,3	377,0	0,9	856	0,02
NAP 178	5		1	slib	7,16	636	4617	1489	2523	0,7	110,3	22,3	129,4	0,7	98,8	4,1	238	0,03
NAP 233	5		1	slib	6,83	760	5406	1883	2175	12,6	98,7	66,2	34,8	0,2	482,7	0,5	945	0,19
NAP 262	5		1	slib	7,35	1184	5541	2049	5977	0,9	136,6	9,6	363,8	0,2	51,8	0,5	29	0,09
NAP147	5		1	slib	7,60	677	3466	1387	2832	0,4	107,3	2,6	282,4	0,7	86,2	0,2	16	0,16
NAP296	5	1		slib	6,77	754	7414	1571	2267	29,9	108,3	130,1	31,5	0,5	1246,4	0,1	1168	0,23
NAP 242	5	1		slib	7,41	684	3063	1467	2800	2,1	110,5	3,2	410,8	1,0	26,2	0,3	12	0,66
NAP 278	5	1		slib	7,29	726	5197	2072	2404	15,0	39,9	1,9	309,3	1,8	16,3	0,2	26	8,02
NAP 277	5	1		slib	7,12	677	4544	1398	2708	0,8	97,6	29,3	80,7	0,3	353,4	4,0	832	0,03

Afbeelding V.4 Resultaten van het poriewater in de vaste waterbodem

Locatie	EAG	Lijn- vormig	Plas	Type	pH	EGV	TIC	Ca	Cl	Fe	K	P	S	NO ₃	NH ₄	S ²⁻	CH ₄	Fe/P
						$\mu\text{S/cm}$	$\mu\text{mol/l}$											
NAP 196	1		1	bodem	7,36	822	4725	1805	3527	0,8	155,8	6,0	82,3	0,2	116,5	0,6	413	0,13
NAP 191	1		1	bodem	6,95	859	8148	2160	2680	70,0	185,3	7,8	75,7	0,2	384,5	0,1	1011	8,92
NAP 209	1	1		bodem	7,03	715	4000	1334	3395	5,8	159,8	8,6	218,1	0,8	188,6	213,7	285	0,67
NAP 229	1	1		bodem	7,27	729	6624	1372	3528	6,6	170,6	11,4	327,6	0,9	115,8	36,3	119	0,58
NAP 194	1	1		bodem	7,12	649	5861	1607	1902	43,4	152,9	15,4	20,9	0,4	260,1	0,0	341	2,82
NAP 280	1	1		bodem	6,66	662	5700	1266	2918	1,4	162,2	7,0	86,0	0,1	242,5	1,0	441	0,20
NAP 285	1	1		bodem	6,88	833	7982	1955	2313	1,0	176,6	30,3	34,5	0,5	744,5	0,7	745	0,03
NAP004	1	1		bodem	7,37	632	3782	1254	3365	3,3	199,8	10,0	64,7	1,6	271,8	0,5	7	0,33
NAP244	2		1	bodem	6,66	710	4993	1441	3516	8,6	165,5	1,3	232,7	0,5	10,7	0,2	256	6,56
NAP203	2		1	bodem	7,22	813	6094	2291	2961	2,7	155,9	0,6	55,1	0,6	10,8	0,2	681	4,36
NAP117	2		1	bodem	7,02	867	7004	2250	3124	121,5	215,1	2,2	41,0	0,4	237,8	0,1	464	54,22
NAP231	2		1	bodem	6,93	754	7516	1975	2172	129,3	154,9	0,8	15,2	0,4	4,2	0,1	284	171,86
NAP121	2		1	bodem	7,20	928	6387	2366	4013	3,3	175,5	1,9	120,2	0,3	132,9	3,2	937	1,71
NAP208	2		1	bodem	7,12	992	7013	2721	4163	7,1	142,7	6,3	119,7	0,6	174,9	5,1	1185	1,12
NAP126	2		1	bodem	7,06	784	5418	1857	3585	1,4	182,8	2,0	149,4	0,5	20,3	1,3	3166	0,69
NAP215	2		1	bodem	6,70	717	3630	1333	3384	15,9	286,7	3,0	545,5	0,4	50,0	0,9	331	5,33
NAP292	2	1		bodem	6,96	680	5669	1595	2238	86,6	162,6	2,8	20,0	0,5	395,6	0,3	145	31,07
NAP291	2	1		bodem	6,86	856	5715	1733	4168	2,4	222,5	21,2	149,6	0,4	391,1	0,3	514	0,11
NAP 130	3		1	bodem	7,27	835	6599	2126	3461	4,2	151,5	5,0	81,3	0,0	74,1	0,2	105	0,85
NAP 219	3		1	bodem	7,08	793	5345	2114	3129	0,6	150,3	1,3	283,9	0,2	23,2	4,1	275	0,42
NAP 133	3		1	bodem	7,16	816	6930	2130	2790	0,3	153,8	9,2	61,6	0,3	168,6	0,9	340	0,03
NAP 140	3		1	bodem	6,90	782	3311	2098	2124	55,2	190,2	8,9	83,2	0,6	342,1	0,1	711	6,23
NAP 271	3		1	bodem	7,13	692	5475	1697	2277	0,6	147,7	5,0	96,7	0,5	167,3	0,1	226	0,12
NAP 258	3		1	bodem	6,85	890	9183	2624	2163	49,6	195,1	12,1	94,0	0,5	245,2	0,1	773	4,09
NAP 264	3	1		bodem	6,77	934	10431	2301	2903	17,2	159,0	42,1	30,9	0,4	803,1	0,1	863	0,41
NAP 084	3	1		bodem	6,12	489	7902	1013	1758	274,8	20,4	2,3	143,9	0,4	26,2	0,2	153	122,12
NAP 259	3	1		bodem	7,01	761	6678	2261	2020	19,6	150,8	9,2	42,6	1,1	28,9	0,2	486	2,13
NAP 223	3	1		bodem	6,98	775	7391	2311	2162	2,4	189,6	1,6	82,1	0,4	66,8	1,6	633	1,48
NAP 274	4		1	bodem	6,95	671	5829	1682	2215	0,7	95,1	22,2	93,0	0,2	319,7	1,9	325	0,03
NAP 185	4		1	bodem	7,06	831	7381	2446	2760	0,4	121,5	5,6	47,7	0,6	157,6	1,6	747	0,07
NAP 273	4		1	bodem	6,76	1026	11948	3455	2473	60,0	192,2	2,8	69,1	0,2	8,7	0,9	576	21,52
NAP 226	4		1	bodem	6,84	757	8017	2487	1862	83,4	99,1	5,8	74,8	0,9	10,0	0,0	190	14,32
NAP293	4	1		bodem	6,95	695	6970	1915	1923	127,7	190,8	17,1	45,4	0,3	434,9	0,1	1022	7,45
NAP294	4	1		bodem	6,93	655	6246	1784	1831	0,4	87,1	27,1	35,0	0,5	400,5	2,2	892	0,01
Nap 175	4	1		bodem	6,84	772	4681	1902	2792	0,9	121,9	22,3	35,7	1,0	477,1	1,0	1050	0,04
NAP 178	5		1	bodem	7	655	5066	1591	2596	1,2	128,3	20,4	145,8	0,4	64,6	2,0	170	0
NAP 233	5		1	bodem	6,98	667	6611	1758	1684	0,6	125,1	35,6	43,1	0,8	689,5	0,3	797	0,02
NAP 262	5		1	bodem	7,39	1216	5670	1992	6419	1,1	137,2	6,6	416,9	0,1	44,2	0,7	3	0,17
NAP 147	5		1	bodem	7,41	602	3034	1272	2680	0,0	96,7	9,5	150,2	0,5	105,8	0,1	6	0,00
NAP296	5	1		bodem	6,80	705	6221	1456	2369	14,1	100,5	103,1	38,7	0,3	910,9	0,1	903	0,14
NAP 242	5	1		bodem	6,93	528	2384	1122	2519	7,1	101,7	2,8	36,9	2,0	130,3	0,9	0	2,57
NAP 278	5	1		bodem	7,30	963	5106	2252	4060	11,0	51,7	1,3	585,5	0,3	9,0	0,1	1	8,42
NAP 277	5	1		bodem	7,06	618	5854	1456	2337	0,6	96,7	33,6	41,1	0,5	264,4	1,5	579	0,02

Abbeelding V.5 Resultaten van het oppervlaktewater

Nr	Locatie	pH	Alkalini-	Turbidi-	EGV	CO ₂	HCO ₃	Ca	Cl	K	Mg	P	PO ₄	NO ₃	NH ₄	S
			teit	teit												
			meq/l	NTU	µS/cm	µmol/l										
1	NAP 209	7,47	1,51	11,6	690,0	117,5	1429	1074	3353	172,5	512,2	0,2	0,12	1,1	4,8	728
2	NAP 229	7,35	1,67	10,9	699,0	157,7	1475	1117	3408	174,8	526,1	0,6	0,13	0,9	3,5	732
3	NAP 194	7,32	1,61	9,9	676,0	169,8	1459	1131	3355	169,3	529,0	0,2	0,12	0,7	2,0	729
4	NAP 196	7,23	1,72	11,5	687,0	205,3	1457	1140	3378	177,2	532,7	0,3	0,13	0,7	2,4	732
5	NAP 280	7,25	1,49	12,0	657,0	167,7	1235	1029	3260	176,9	512,6	0,2	0,14	0,6	1,2	703
6	NAP 191	7,35	1,70	11,3	700,0	167,8	1570	1163	3363	177,1	531,3	0,3	0,12	0,6	1,3	724
7	NAP 285	7,22	1,58	11,4	691,0	215,5	1477	1113	3348	176,9	525,6	0,2	0,18	1,1	3,0	717
8	NAP 264	7,20	1,58	18,6	698,0	220,1	1441	1143	3337	170,9	527,5	0,4	0,19	0,9	2,5	719
9	NAP 130	7,70	2,05	24,3	717,0	90,9	1896	1253	3349	162,9	529,0	0,6	0,16	0,1	1,0	674
10	NAP 219	7,56	1,89	12,7	721,0	123,0	1862	1228	3316	170,4	522,8	0,3	0,13	0,1	0,7	664
11	NAP 133	7,65	1,88	20,8	697,0	94,4	1754	1206	3385	167,9	523,8	0,6	0,17	0,2	0,2	674
12	NAP 140	7,56	2,00	21,4	702,0	112,0	1687	1213	3371	166,5	524,9	0,4	0,15	0,3	0,9	679
13	NAP 271	7,61	2,17	11,3	721,0	128,4	2190	1299	3404	164,5	528,5	0,4	0,16	1,3	1,9	631
14	NAP 084	5,69	0,21	18,8	205,6	132,7	27	296	1222	7,1	155,7	1,4	0,22	0,3	2,2	182
15	NAP 293	7,26	1,76	11,1	499,0	213,5	1627	967	2560	99,7	310,2	0,9	0,20	6,0	1,4	323
16	NAP 178	7,79	2,31	16,0	617,0	87,3	2219	1273	2902	106	370	0,9	0,2	1,1	1,4	404
17	NAP 296	7,31	2,25	11,3	602,0	219,2	1870	1233	3085	95,5	358,1	1,3	0,36	3,2	1,7	372
18	NAP 292	7,07	1,68	9,2	655,0	224,6	1088	1027	3698	172,0	489,7	0,6	0,09	1,4	3,1	657
19	NAP 291	6,97	1,32	7,8	615,0	233,8	914	924	3539	189,9	462,3	0,5	0,11	1,4	4,7	645
20	NAP 244	7,30	1,60	9,9	689,0	150,4	1237	1120	3679	171,3	502,8	0,5	0,05	1,8	3,3	675
21	NAP 203	7,55	1,72	6,9	686,0	87,1	1279	1129	3603	171,1	501,1	0,6	0,14	0,5	6,1	666
22	NAP 117	7,39	1,81	9,4	673,0	120,8	1225	1128	3652	169,6	502,3	0,5	0,06	0,8	4,5	669
23	NAP 231	7,45	1,67	13,0	676,0	124,8	1453	1118	3634	167,3	498,2	0,5	0,03	0,7	3,5	655
24	NAP 121	7,55	1,69	7,8	690,0	104,7	1545	1132	3660	173,1	501,2	0,6	0,03	0,7	3,1	666
25	NAP 208	7,80	1,72	7,0	690,0	60,5	1574	1137	3637	169,6	502,4	0,4	0,02	0,4	1,7	669
26	NAP 126	8,06	1,66	7,0	686,0	34,1	1620	1137	3647	169,7	503,0	0,4	0,02	0,4	0,7	670
27	NAP 215	7,53	1,67	6,5	684,0	108,0	1529	1119	3643	171,4	500,2	0,4	0,00	0,5	0,6	670
28	NAP 004	7,57	1,64	8,9	711,0	102,7	1594	1159	3972	235,0	565,2	1,0	0,30	0,4	2,1	655
29	NAP 242	7,37	2,37	15,6	640,0	251,2	2433	1345	2813	101,2	382,1	0,8	0,24	2,0	4,0	413
30	NAP 233	7,72	2,41	22,8	634,0	117,9	2555	1360	2740	81,9	378,1	1,0	0,23	0,1	1,8	410
31	NAP 262	7,93	2,60	20,6	638,0	68,5	2435	1363	2756	92,4	381,6	0,9	0,24	0,0	1,4	414
32	NAP 278	7,19	3,23	16,4	630,0	543,0	3523	1790	2108	44,9	337,7	1,7	0,26	1,1	3,6	386
33	NAP 277	7,36	2,30	14,6	628,0	250,0	2399	1316	2771	99,5	376,2	0,6	0,19	1,2	2,3	398
35	NAP 147	7,78	2,88	21,6	639,0	101,9	2536	1356	2754	84,7	379,9	0,8	0,19	0,1	1,3	413
36	NAP 294	7,31	2,19	14,9	604,0	247,2	2109	1257	2762	90,8	381,7	0,7	0,16	0,7	1,2	418
37	NAP 274	7,30	2,16	12,6	606,0	250,3	2063	1188	2761	59,2	384,8	0,4	0,11	0,1	1,9	427
38	NAP 185	7,41	1,96	9,7	597,0	153,4	1652	1061	2846	99,8	395,6	0,3	0,09	0,2	1,2	467
39	NAP 273	7,40	1,71	10,2	601,0	152,4	1577	1040	2868	114,4	402,2	0,3	0,09	0,1	1,8	480
40	NAP 226	7,32	1,67	9,2	596,0	179,3	1569	1037	2841	100,3	405,1	0,3	0,09	0,3	0,8	484
41	NAP 175	7,24	1,68	11,9	600,0	234,2	1697	1035	2850	124,2	405,5	0,3	0,11	0,6	2,2	482
42	NAP 259	7,31	1,74	11,6	696,0	179,5	1532	1106	3314	173,8	520,4	0,3	0,10	0,4	1,2	698
43	NAP 223	7,20	1,59	7,8	689,0	218,6	1448	1123	3343	179,6	523,6	0,2	0,09	0,4	1,3	709
44	NAP 258	7,25	1,70	17,3	703,0	213,7	1577	1147	3352	174,7	525,7	0,4	0,16	0,5	2,4	708

