

Bijlagenboek 8.7

Effecten pluimverspreiding Markermeerdijken

Projectomschrijving	Versterking Markermeerdijken		
Documentnummer	AMMD-002622 (17.117464)		
Verantwoordelijk cluster	Planproces en Vergunningen		
Werkpakket	Ecologie		
Object	Bijlage 8.7		
Versienummer	2.0	Versiedatum	Juli 2017

Memo

Aan
Annemiek Hermans (Alliantie Markermeerdijken)

Datum
30 juni 2017

Kenmerk
11200754-002-ZWS-0001



Aantal pagina's
44

Van
Ruurd Noordhuis,
Christophe Thiange, Thijs
van Kessel, Menno
Genseberger

Doorkiesnummer
+31(0)88335 7768

E-mail
ruurd.noordhuis@deltares.nl

Onderwerp
Effecten pluimverspreiding Markermeerdijken (aangevuld en geactualiseerd)

auteur	reviewer	goedgekeurd door
Ruurd Noordhuis e.a. 	Tom Buijse 	Sacha de Rijk 

1 Inleiding

Bij de dijkverbetering langs de kust van het Markermeer en IJmeer tussen Hoorn en Amsterdam worden verschillende tijdelijke vaargeulen aangelegd om de kustzone voor de werkzaamheden vanaf het water bereikbaar te maken. De aanleg van deze geulen en de tijdelijke depots voor het sediment leiden mogelijk tot (al of niet tijdelijke) negatieve ecologische effecten. Doelstelling van het in deze memo gerapporteerde kleine onderzoek is het inschatten en beschrijven van deze effecten. Het gaat daarbij om effecten van verdieping en afdekking door het materiaal uit de geulen in depots en om verspreiding van sediment en de hieraan gekoppelde sedimentatie en vertroebeling. De hier gepresenteerde resultaten dienen als eerste orde inschatting, op basis hiervan kan besloten worden om bepaalde aspecten (denk bv. aan gefaseerde en volgorde van aanleg) verder uit te zoeken/kwantificeren, onder meer in relatie tot Natura 2000 richtlijnen.

2 Methoden

2.1 Slibmodel Markermeer

Het slibmodel van het Markermeer-IJmeer dat voor deze studie is gebruikt is sinds 2007 bij Deltares in ontwikkeling en is “state of the art”. Het is het enige model in Nederland dat voor bovenstaande doelstelling gebruikt kan worden. Het model wordt regelmatig ingezet voor slib gerelateerde advies- en onderzoeksvragen in het Markermeer/IJmeer.

In het model worden twee fracties gesuspendeerd sediment (korrelgroottes) onderscheiden, IM1 en IM2, elk met een eigen valsnelheid. IM2 heeft een lagere valsnelheid dan IM1 en bestaat typisch voornamelijk uit hele kleine deeltjes (< 63 µm) en IM1 uit wat grotere deeltjes. Voor een meer uitgebreide beschrijving van dit model wordt verwezen naar de rapportage van de Deltares bijdrage aan de MIRT-3 Luwtemaatregelen Hoornse Hop (Deltares 2016).

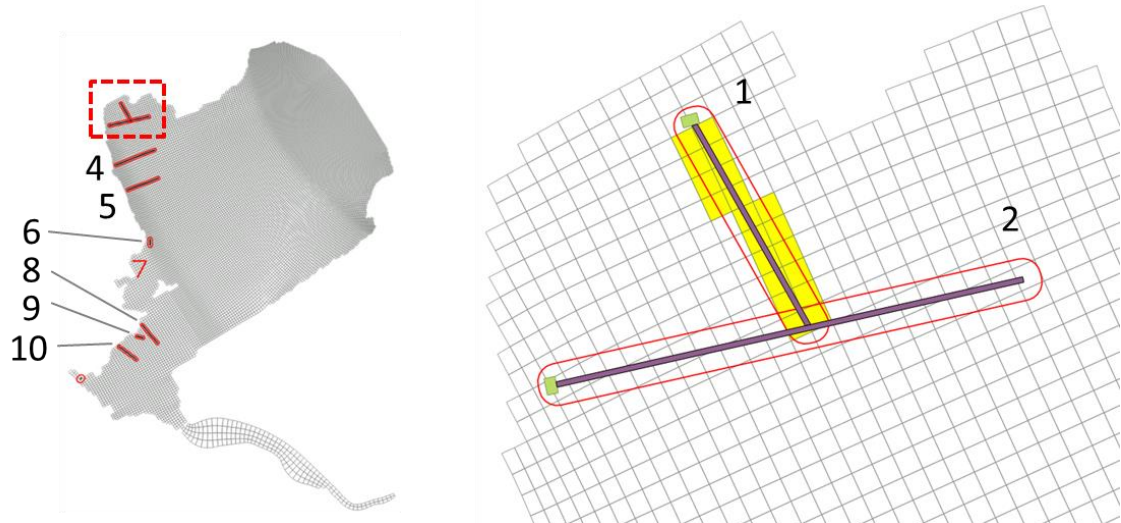
Modellering Fase 1: Aanleg

De modellering van de pluimverspreiding van sediment tijdens het aanleggen van de vaargeulen en taluds is gebaseerd op brontermen (resuspensie snelheden) en gegevens over de geplande baggerwerkzaamheden (DT0015012-01-M-1-0-JHNR_MarkerMeerdijken_brontermVaargeulen) die door Boskalis zijn opgegeven. De werkzaamheden om de acht vaargeulen aan te leggen zullen op maximaal twee locaties tegelijkertijd uitgevoerd worden. Per locatie kan er gebruikt gemaakt worden van 1 of 2 units (baggereenheden). De gemiddelde bronterm per unit is 2.7 kg/s van materiaal < 63 µm. In het model wordt enkel de fractie < 20 µm gemodelleerd omdat slib > 20 µm weer zeer snel sedimenteert. De fractie < 20 µm wordt berekend als 60% van de totale fractie. De fractie < 63 µm is 83.3% van de totale fractie. Dit geeft in het model een bronterm van 1.95 kg/s per unit ($2.7 \text{ kg/s} / 0.833 \cdot 0,6$).

Tabel 2.2 geeft een overzicht van het aantal units per vaargeul, het aantal werkdagen voor het aanleggen van de vaargeulen, de totale vracht in het model en de geplande datum voor de werkzaamheden. Het aanleggen van de vaargeulen is gepland tussen juni 2018 en maart 2019. Het slibmodel is gebaseerd op hydrodynamica van 2006. De datums in Tabel 2.1 lopen daarom van juni 2006 tot maart 2007.

Vaargeul	Units	Dagen	Vracht < 20 µm (kton)	Begin	Einde
1	1	82	6.91	22-Aug-2006	13-Dec-2006
2	1	37	3.12	14-Dec-2006	2-Feb-2007
4	2	44	7.42	19-Jul-2006	18-Sep-2006
5	2	34	5.73	5-Jul-2006	21-Aug-2006
6	1	26	2.19	5-Feb-2007	12-Mar-2007
8	2	23	3.88	4-Jun-2006	5-Jul-2006
9	2	10	1.69	4-Jun-2006	16-Jun-2006
10	2	23	3.88	18-Jun-2006	19-Jul-2006

Tabel 2.1: Geplande werkzaamheden voor het aanleggen van de vaargeulen. Einde datum is begin datum plus gepland aantal werkdagen (ma-di-wo-do-vr). Vracht berekend als product van bronterm (1.95kg/s), aantal units, aantal dagen en aantal uren per werkdag (12).



Figuur 2.1: Vaargeulen en rekenrooster. Gele segmenten tonen Vaargeul 1 zoals in het model opgenomen.

De bronterm is verdeeld over de twee slibfracties in het model conform de fractieverdeling (3 IM1: 1 IM2) in het gekalibreerde model.

Voor elke vaargeul komt de vracht per dag op een verschillend segment van de vaargeul binnen (om de voortgang van de baggerboot na te bootsen). Voor vaargeulen waarbij 2 units gebruikt zullen worden komt de vracht van beide units in hetzelfde segment terecht.

Het scenario is een jaar lang gesimuleerd, van juni 2006 tot juni 2007, met meteorologische en hydrologische forcering van 2006. De sediment fracties, IM1 en IM2, zijn geloosd met een respectievelijke flux van 1.46 en 0.49 kg/s per unit, van maandag tot vrijdag tussen 7 en 19 uur. Voor elke vaargeul zijn de fluxen enkel opgelegd tijdens de periode van aanleg (zie Tabel 2.1). De sediment fracties zijn in alle lagen van het model geloosd.

Bij de in figuur 2.1 aangegeven raai 7 (eigenlijk twee raaien, zie figuur 3.5b) wordt niet gebaggerd en hiervoor wordt daarom dus ook geen bronterm opgelegd in het slibmodel..

Modellering Fase 2: Opwerveling taluds

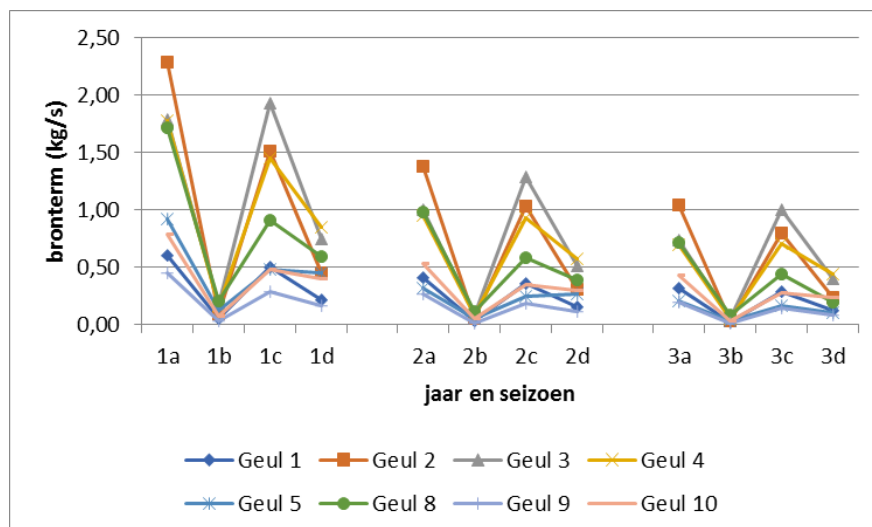
Voor deze fase wordt de bronterm veroorzaakt door het opwervelen van de aangelegde taluds zoals berekend door Arcadis voor elke vaargeul. De fluxen, in kg/s voor drie jaar, zijn per e-mail doorgegeven en in Tabel 2.2 weergegeven. De brontermen zijn als jaargemiddelden en als seizoensgemiddelden aangeleverd. De seizoensgemiddelde brontermen zijn door Arcadis gekozen om de invloed van dergelijke variatie op de ecologische effecten te onderzoeken. De geleverde waarden zijn voor alle geulen in het voor- en najaar het hoogst, in de zomer het laagst. De verschillen lopen op tot een factor 11-13 tussen voorjaar en zomer (figuur 2.2). Dat komt vooral doordat in het referentie jaar twee grote voorjaars stormen optraden. Het referentie jaar is gekozen vanwege het aantal en de zwaarte van die stormen, waarbij geen rekening is gehouden met het moment waarop ze optraden. Ook hier zijn de aangeleverde brontermen allemaal omgezet naar de fractie < 20µm met volgende factoren: $\text{Bronterm_model (g/s)} = \text{bronterm_aangeleverd (kg/s)} * 1000 / 0.833 * 0.6$ en vervolgens verdeeld tussen IM1 (0.75) en IM2 (0.25). Deze fluxen zijn over de hele oppervlakte van de taluds verdeeld. In het model worden zeven waterlagen onderscheiden, waarvan de dikte varieert met de diepte. De lozingen vinden plaats in de diepste laag van het model.

Geul	Jaar 1	Jaar 2	Jaar 3
1	0.34	0.24	0.20
2	1.10	0.70	0.54
4	1.26	0.78	0.58
5	1.12	0.66	0.50
6	0.48	0.22	0.14
8	0.80	0.50	0.38
9	0.22	0.14	0.10
10	0.44	0.32	0.26
Totaal	5.76	3.56	2.70

Tabel 2.2a: Jaargemiddelde brontermen voor fase 2 in kg/s voor drie jaar.

Geul	Jaar 1				Jaar 2				Jaar 3			
	voorj	zomer	herfst	wintr	voorj	zomer	herfst	wintr	voorj	zomer	herfst	Wintr
1	0.60	0.05	0.50	0.22	0.41	0.03	0.36	0.16	0.32	0.03	0.29	0.13
2	2.29	0.10	1.51	0.45	1.37	0.05	1.03	0.31	1.04	0.04	0.80	0.24
4	1.78	0.17	1.92	0.75	1.00	0.09	1.29	0.52	0.74	0.06	1.00	0.40
5	1.77	0.17	1.45	0.85	0.95	0.08	0.93	0.57	0.69	0.05	0.71	0.44
6	0.92	0.13	0.48	0.45	0.32	0.05	0.25	0.27	0.21	0.03	0.17	0.10
8	1.71	0.21	0.91	0.59	0.98	0.12	0.58	0.39	0.72	0.08	0.44	0.19
9	0.45	0.03	0.29	0.17	0.27	0.02	0.19	0.12	0.20	0.01	0.14	0.09
10	0.78	0.08	0.48	0.40	0.54	0.05	0.35	0.30	0.43	0.04	0.28	0.24
Totaal	10.30	0.95	7.54	3.88	5.83	0.49	4.97	2.63	4.34	0.34	3.84	1.83

Tabel 2.2b: Seizoensgemiddelde brontermen voor fase 2 in kg/s voor drie jaar. Voorjaar: 20 maart t/m 20 juni, zomer: 21 juni t/m 22 september, herfst: 23 september t/m 21 december, winter: 22 december t/m 19 maart.



Figuur 2.3: Seizoensgemiddelde brontermen per jaar (1, 2 en 3) en per seizoen (a = voorjaar, d = winter).

Het scenario is voor drie achtereenvolgende jaren gesimuleerd met de meteorologische en hydrologische forcering van 2006 voor elk van deze 3 jaren. Voor fase 2 valt het voorjaar in het jaar 2006 terwijl er voor fase 1 naar het voorjaar van 2007 gekeken wordt, omdat fase 1 loopt van 1 juni 2006 tot 1 juni 2007). De referentie situatie voor het voorjaar is dus verschillend voor beide fases. De zomer referentie is wel hetzelfde (1 juni tot 1 september 2006).

2.2 Inschatting van de ecologische effecten

De inschatting van ecologische effecten valt in twee delen uiteen; enerzijds verandering in natuurwaarden door verdieping ter plaatse van de geulen en afdekking door het verwijderde materiaal naast de geulen, anderzijds verandering in natuurwaarden door opwerveling en hersedimentatie van opgewerveld materiaal.

2.2.1 Verdieping en afdekking

Verlies van bodemfauna (mosselen) door verdieping en afdekking

Door de aanleg van de geulen gaat bodemfauna verloren die nu ter plaatse aanwezig is. Het effect op de totale populatie is allereerst ingeschat op basis van de aanwezige dichtheid van mosselen volgens de meest recente kartering, uitgevoerd in het najaar van 2016 (Bij de Vaate & Jansen 2016). Na uitvoering van deze effectinschatting kwamen meer gedetailleerde karteringen van mosselen in het projectgebied beschikbaar (van Giels 2016, Spierts 2017). Met alleen lokale karteringen kan het relatieve effect op het niveau van de totale populatie in het waterlichaam niet worden vastgesteld, omdat alleen lokaal is gekarteerd. Daarvoor moet de integrale kartering van Bij de Vaate en Jansen dus worden gebruikt. De eerste lokale kartering, voor de Waterlandse kust, is in juli 2016 uitgevoerd, de tweede, een inventarisatie op de locaties van de aan te leggen geulen, is in februari 2017 uitgevoerd. De kartering van Bij de Vaate en Jansen in 2016 is zoals gebruikelijk uitgevoerd in oktober/november. Dit verschil in timing maakt de resultaten minder makkelijk te vergelijken, omdat tussen juli en oktober broedval plaatsvindt terwijl tussen oktober en februari predatie en wintersterfte hebben plaatsgevonden. Het relatieve effect van de ingrepen is wel op basis van de integrale kartering, in te schatten, maar met een beperkt aantal monsterlocaties in het projectgebied. Daarom is de vergelijking met de lokale karteringen toch gemaakt. Met name tussen de reguliere bemonstering en die van februari 2017 is minder verschil te verwachten dan in het verleden, omdat vogelpredatie in de winter een minder grote rol speelt dan vroeger, vanwege een verandering van de voedselkeuze van de vogels (van Rijn et al. 2012).

Met “mosselen” wordt in deze notitie de combinatie bedoeld van de Driehoeksmossel en de in 2007 verschenen, nauw verwante Quaggamossel, die inmiddels de Driehoeksmossel in het Markermeer/IJmeer grotendeels heeft vervangen. De vleesinhoud van beide soorten is laag, en bij de Driehoeksmossel lager dan in de jaren 1980, terwijl de groei sindsdien ook sterk is vertraagd. In de jaren 1980 was de Driehoeksmossel stapelvoedsel voor met name vier soorten duikenden die in grote aantallen in het gebied voorkwamen. In gebieden met veel waterplanten, zoals de Gouwzee, is de voedselkeuze van de eenden breder geworden (Van Rijn et al. 2012). Dat hangt waarschijnlijk samen met een toename van alternatief voedsel (slakjes en vlokreeftjes tussen de planten), maar ook met het verminderen van de kwaliteit van de mosselen. Afnames van de aantallen eenden in verband met de verslechtering van het aanbod en de kwaliteit van mosselen zijn minder sterk geweest of omgezet in toename (Tafeleend) in de gebieden waar waterplanten zijn toegenomen. De eenden hebben niet of zelfs negatief gereageerd op de opmars van de Quaggamossel, ook niet in gebieden waar de dichtheden zeer hoog zijn en de kwaliteit iets beter is, zoals het zuidelijke deel van het

IJsselmeer (Noordhuis et al. 2014). De vogelsoorten die in het gebied op ongewervelde dieren foerageren zijn weergegeven in tabel 2.3.

Vogelsoort	Aanwezigheid	Duikdiepte
Kuifeend	Jaar rond	Diep
Tafeleend	Jaar rond	Diep
Topper(eend)	Winter	Diep
Brilduiker	Winter	Diep
Meerkoet	Jaar rond	Ondiep

Tabel 2.3: Watervogelsoorten die zich in het Markermeer-IJmeer voeden met ongewervelde dieren

Verlies van ondergedoken vegetatie door verdieping en afdekking

Door de aanleg van de geulen gaat een hoeveelheid vegetatie verloren die nu ter plaatse aanwezig is. Het effect op de totale vegetatie wordt ingeschat op basis van de meest recente kartering van waterplanten, uitgevoerd in de zomer van 2016 (RWS-CIV).

2.2.2 Opwerveling en hersedimentatie

Deze processen worden bij de effectinschatting benaderd per seizoen. Daarbij zijn vooral het voorjaar en de zomer van belang. De hier gebruikte voorjaarsperiode loopt van 1 maart tot 1 juni, de zomer van 1 juni tot 1 september.

Verlies van bodemfauna (mosselen) door verdieping en afdekking

De inschatting van de effecten van opwerveling is gebaseerd op berekeningen met het Markermeer Slibmodel. Met dit model zijn simulaties uitgevoerd, op basis van de KNMI gegevens uit 2006, betreffende parameters die van invloed zijn op de drie categorieën watervogels waarvoor in het Markermeer Natura 2000 instandhoudingdoelen gelden: visetende watervogels, plantenetende watervogels en benthos-etende watervogels. Benthos is bodemfauna, die bestaat uit ongewervelde diersoorten zoals mosselen. De Natura 2000 doelen gelden voor het waterlichaam Markermeer-IJmeer als geheel. Daarom worden de effecten ook berekend op die schaal. Het model is geïkt met behulp van veldmetingen, maar de verhouding tussen de resultaten en de actuele veldsituatie kan enigszins veranderen, bijvoorbeeld als gevolg van veranderingen in de lichtkarakteristieken van de optisch actieve stoffen in het water (bijv. door verandering van de soort samenstelling van het fytoplankton). Bij gebruik van absolute waarden moet daarom de nodige voorzichtigheid in acht worden genomen; de resultaten zijn echter geschikt voor het vergelijken van scenario's (waaronder een referentie).

Met uitzondering van de Meerkoet, die niet dieper duikt dan ca. 2.5 meter, kunnen de "mossel-etende" watervogelsoorten (Kuifeend, Tafelend, Toppereend en Brilduiker) in het gebied in principe in het hele Markermeer gemakkelijk de bodem bereiken. Of het zin heeft op de bodem op mosselen te foerageren hangt af van het seizoen en de diepte (beide vanwege duikkosten), de dichtheid (vindbaarheid, vaak in het donker) en de vleesinhoud van de mosselen. Die vleesinhoud is in het Markermeer momenteel zo laag, dat mosselen die dieper dan ongeveer 3 meter voorkomen, niet profijtelijk benut kunnen worden (op basis van (De

Leeuw 1997), gecombineerd met data over verandering van de conditie van mosselen (Noordhuis et al. in prep.). Vooral Tafeleenden, en in mindere mate Kuifeenden, hebben positief gereageerd op toename van waterplanten en de daartussen voorkomende alternatieve prooien, zoals slakjes en vlokreeftjes (verschuivingen in verspreiding en onderzoek op basis van maaginhouden vogels, ANT-onderzoek). Toppereenden, die het meest van mosselen afhankelijk zijn, komen in het Markermeer slechts in zeer lage aantallen voor. De voorheen vooral van mosselen afhankelijke vogelsoorten hebben dus vooral baat bij structuurrijke vegetatie waarin ongewervelden voorkomen.

Doorzicht ten behoeve van visetende vogels

Het doorzicht in het water is voor visetende vogels van belang voor het vangen van hun prooi. Als het water te troebel is, kunnen de vogels hun prooi niet vinden. Als het te helder is, ziet de vis de vogels voortijdig aankomen en vlucht weg. Een doorzicht van 40 tot 80 cm (als onderdeel van een bredere gradiënt in doorzicht) wordt als het meest geschikt voor viseters beschouwd. Deze waarden zijn gebaseerd op expert judgement, en zijn in overleg met RWS eerder gebruikt voor de MIRT 3. Gefundeerd onderzoek ontbreekt, en in de verschillen in tolerantie bij verschillende soorten is nauwelijks inzicht. De tijd van het jaar waarin dit doorzicht moet gelden is afhankelijk van de vogelsoort; er zijn zowel winter- als zomergasten onder de viseters (Tabel 2.4). In de winter is het gemiddeld troebeler dan in de zomer. In de winter is daardoor het hele meer soms niet geschikt, in de zomer kan het soms te helder zijn. Het doorzicht is extra belangrijk voor visetende vogelsoorten die niet of niet erg diep kunnen duiken, nl. de meeuwen en sterns.

Vogelsoort	Aanwezigheid	Duikdiepte
Fuut	Jaar rond	Diep
Aalscholver	Jaar rond	Diep
Grote Zaagbek	Winter	Diep
Nonnetje	Winter	Diep
Visdief	Zomer	Ondiep
Zwarte Stern	Voor- en najaar	Oppervlak
Kokmeeuw	Jaar rond	Oppervlak
Dwergmeeuw	Jaar rond	oppervlak

Tabel 2.4: Watervogelsoorten die zich in het Markermeer-IJmeer voeden met vis.

Hoeveelheid licht op de bodem ten behoeve van waterplanten

Waterplanten hebben om te kunnen ontkiemen licht nodig. In het algemeen geldt dat kieming plaatsvindt waar, afhankelijk van de soort ten minste 2 tot 4% van het invallende licht de bodem bereikt (o.a. Van den Berg 1998). STOWA gaat uit van 2-10%, maar houdt 4% aan als kritische waarde voor het voorkomen van waterplanten (Van den Berg et al. 2003). Hier is bij de modellering 2% gebruikt omdat het hier alleen om Doorgroeid Fonteinkruid gaat, de soort die het diepst kan voorkomen, waarbij de recente verspreiding in het Markermeer voor deze soort een lagere lichtbehoefte suggereert. In de diepste zone is de dichtheid van de planten echter nog laag. Bij dergelijke dichtheden is de ecologische functie van de vegetatie beperkt; het belang als voedsel voor plantenetende vogels, maar ook de habitatfunctie voor vis en ongewervelden is nog niet substantieel.

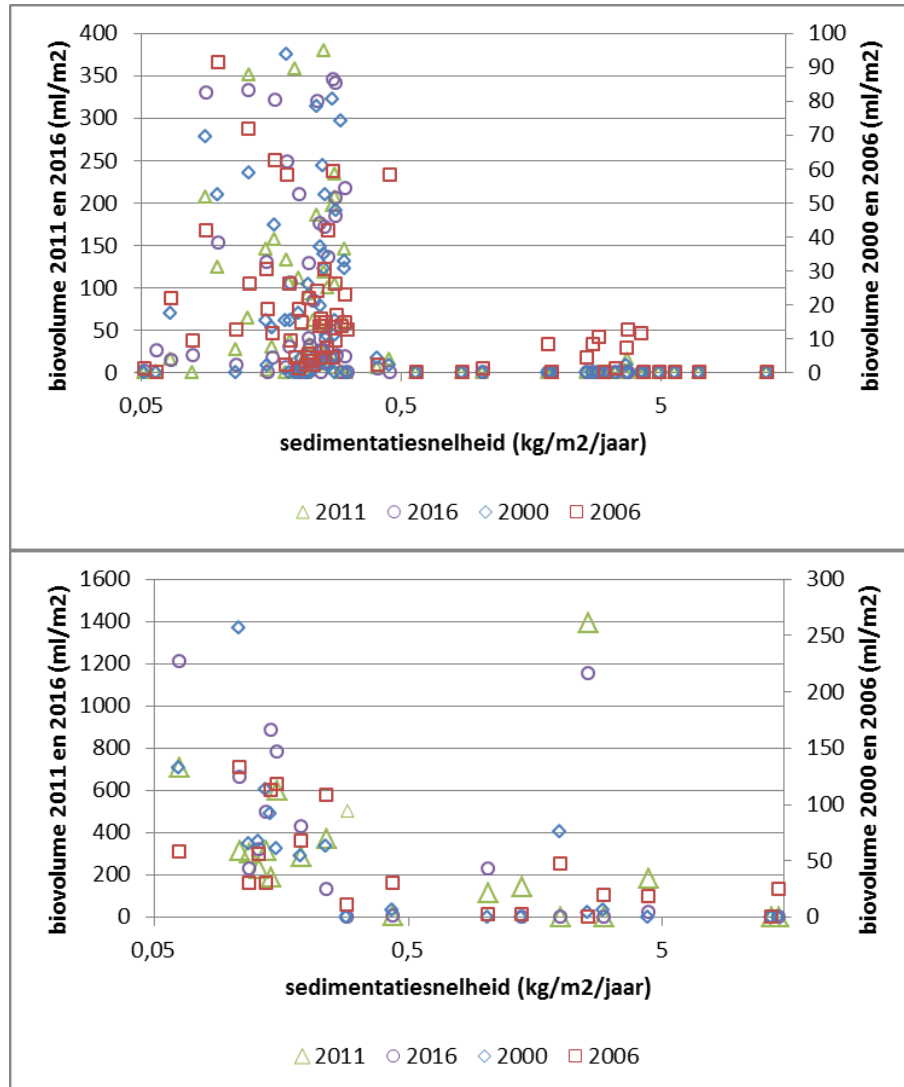
De waterplanten worden gekarteerd in dichtheidsklassen. Uit onderzoek in de Veluwerandmeren bleek dat de aantallen watervogels daar het best correleerden met de biomassa van de planten uit de dichtheidsklassen hoger dan 15% bodembedekking (Noordhuis 2001). In de Hoornse Hop bleek de verspreiding van dichtheden hoger dan 15% ongeveer samen te vallen met het areaal waar in het voorjaar 10% van het licht op de bodem valt volgens het slibmodel. De hoeveelheid licht op de bodem is voor en na de kiemingsfase (dus ook in de zomer) minder relevant.

De waterplanten zelf zijn in het beschouwde gebied nauwelijks van belang als voedsel voor herbivore watervogels, omdat de meeste betrokken soorten niet kunnen duiken, zodat bij de heersende diepte de planten niet bereikbaar zijn. De vegetatie is indirect van belang voor viseters vanwege de habitatfunctie voor paaiende en jonge, opgroeiende vis, en iets directer door de aanwezigheid van ongewervelde dieren op en tussen de planten, zoals slakjes en vlokreeftjes. Dit is alternatief voedsel (ten opzichte van mosselen) voor vier soorten duikeenden (Kuifeend, Tafeleend, Topper en Brilduiker; tot ca 4 m diepte) en voor de Meerkoet (tot ca 2.5 m diepte). Kuifeend, Tafeleend en Meerkoet zijn jaar-rond aanwezig, de beide eenden echter vooral in het najaar, Topper en Brilduiker alleen in de winter. Al deze soorten waren vroeger (jaren 1980) in de winter vrijwel geheel afhankelijk van de Driehoeksmossel, maar de kwaliteit van de mosselen is verminderd (minder vlees ten opzichte van de schelp lengte). Tegelijkertijd is het voedselaanbod diverser geworden, en daarmee ook de prooi keuze voor de vogels. Vooral de Tafeleend en de Meerkoet, die ook de planten zelf eten, hebben sterk geprofiteerd van de toename van waterplanten.

Sedimentatie in relatie tot bodemfauna (mosselen) en waterplanten

Te intensieve sedimentatie kan de sessiele (niet-mobiele) bodemfauna bedekken, waardoor sterfte wordt veroorzaakt. De mate van sedimentatie die de bodemfauna kan verwerken is niet precies bekend. Het gaat vooral om mosselen, de meeste andere soorten bodemdieren zijn mobieler en kunnen de sedimentatie bijhouden. Ook mosselen kunnen dat in zekere mate. In een eerdere versie van deze notitie is een *worst case* benadering gekozen in de vorm van een drempelwaarde van 2 kg/m² in een jaar. Voor deze versie is de relatie tussen mosselen en sedimentatie nader onderzocht.

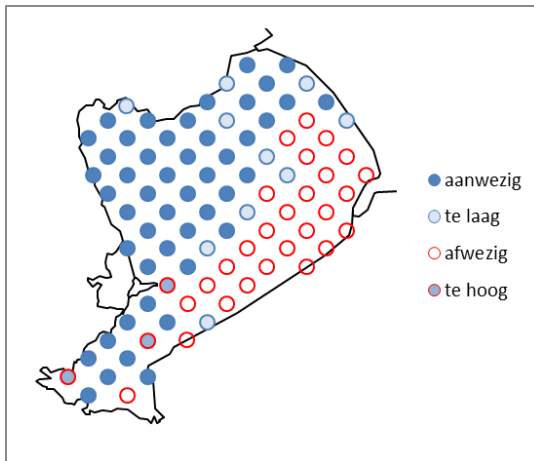
Om te bepalen welke mate van sedimentatie de mosselen aan kunnen is een relatie gelegd tussen de mossel dichtheden op basis van de karteringen van 2000, 2006, 2011 (Bij de Vaate & Jansen 2011) en 2016 (Bij de Vaate & Jansen 2016) en modelberekeningen van de sedimentatiesnelheid op de meetpunten van de kartering (figuur 2.2) op basis van de weer- en sedimentgegevens uit 2006. Daaruit blijkt dat mosselen nagenoeg alleen voorkomen in gebieden met een sedimentatie van minder dan minder dan 0.4 kg/m²/jaar (of 0.3 kg/m²/jaar, maar locaties met 0.3-0.4 kg/m² komen nauwelijks voor). Daarbij is geen wezenlijk verschil gevonden tussen de relatie met mosseldichtheden in 2000 en 2006, toen de populatie nog uitsluitend uit Driehoeksmosselen bestond, en 2011 en 2016, toen de populatie sterk werd gedomineerd door Quaggamosselen, behalve dat de dichtheden in de laatste twee jaren, met name in het IJmeer, hoger waren.



Figuur 2.2: Relatie tussen sedimentatie per jaar op basis van berekeningen met het slibmodel en het biovolume van Driehoeksmosselen in 2000 en 2006 en van (overwegend Quagga)mosselen in 2011 en 2016 (gemiddelden van 5 deelmonsters per locatie). Boven Markermeer, onder IJmeer.

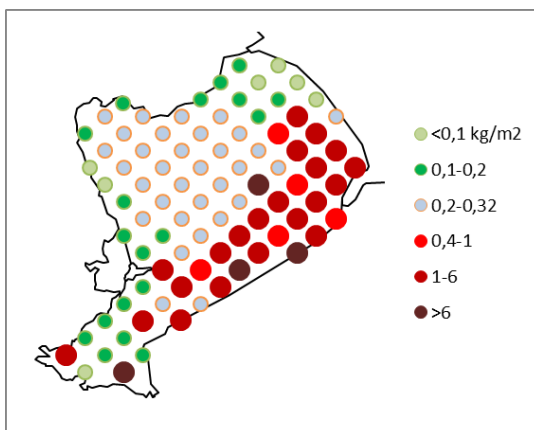
In het IJmeer is al bij lagere sedimentatie snelheden in alle jaren duidelijk sprake van afnemende biovolumes bij toenemende sedimentatie. In het Markermeer niet, daar is sprake van een abrupte overgang van aanwezigheid naar afwezigheid tussen 0.32 en 0.4 kg/m² sedimentatie. In het westen valt de sedimentatie meestal tussen 0.1 en 0.3 kg/m². In het oosten zijn de waarden in het algemeen veel hoger, er lijkt niet echt sprake van een geleidelijke overgang. Op enkele locaties komen ondanks sedimentatie onder 0.3 kg/m² weinig mosselen voor; deze locaties liggen in de smalle overgangszone (mosselen afwezig door jaar-op-jaar fluctuatie in sedimentatie?) of langs de kust (andere factoren mede van belang, vaak juist erg lage dynamiek, sedimentatie <0.1 kg/m²/jaar). De abrupte overgang suggereert dat een andere factor mede bepalend is voor de aan- of afwezigheid van mosselen, bijvoorbeeld de stevigheid van de ondergrond waarop de sedimentatie plaatsvindt. Dat hangt op zijn beurt samen met de diepte. In het slibmodel is voor het berekenen van opwerveling en sedimentatie

ook de ruwheid van de bodem gebruikt, met behulp van schelpenkaarten (mosselen en zuiderzeeschelpen aan het oppervlak), afkomstig uit de mosselkarteringen. Dit heeft de ruimtelijke differentiatie van sedimentatiekarakteristieken versterkt. De volledige afwezigheid van hogere dichtheiden bij hoge sedimentatiewaarden en het geleidelijke verloop in het IJmeer doen vermoeden dat de geschiktheid ook op een steviger ondergrond tussen 0.3 en 1.5 $\text{kg/m}^2/\text{jaar}$ afneemt. De locaties met zulke waarden liggen echter allemaal in het oosten van het meer, waar de bodem om meerdere redenen ongeschikt is. Het exacte verloop van afnemende geschiktheid met toenemende sedimentatie is dus ook na deze analyse niet vast te stellen. In de vorige versie van deze notitie is een grens van $2 \text{ kg/m}^2/\text{jaar}$ als *wordt case* benadering genomen. Dat lijkt na de bovenstaande analyse een relatief hoge waarde, die een onderschatting van de effecten tot gevolg kan hebben gehad. De berekende sedimentatiewaarden zijn echter in het algemeen aanzienlijk lager (zie verder).



Figuur 2.3: Aan- en afwezigheid van mosselen in 2012 in relatie tot de gemodelleerde sedimentatiesnelheid.

Aanwezig: sedimentatie $< 0.32 \text{ kg/m}^2$, mosselen aanwezig. Te laag: sedimentatie < 0.32 maar mosseldichtheid laag of nul. Afwezig: sedimentatie > 0.4 en mosselen afwezig. Te hoog: sedimentatie > 0.4 maar mossel dichtheid hoog.



Figuur 2.4: Ruimtelijk patroon van sedimentatie sterkte op basis van het slibmodel, situatie 2006. Waarden tussen 0.32 en 0.4 ontbreken.

Enkele locaties hebben hoge mosseldichtheden ondanks eveneens hoge sedimentatie waarden (figuur 2.3). Dit zijn met name drie locaties in het IJmeer. Hier is de spreiding tussen de dichtheden op de vijf deellocaties van de mosselbemonstering groot; mosselen komen bijv. slechts in twee van de vijf deelmonsters voor (lage trefkans van kluitjes). Ook is de sedimentatie op deze locaties opvallend hoog ten opzichte van die op de omliggende locaties (figuur 2.4). Mogelijk speelt ook de samenstelling van het sediment een rol. Voor het deel van de projectlocaties dat in het IJmeer ligt zijn de resultaten dus iets minder duidelijk. Overslibbing van de zaadbank van waterplanten kan tot een verlaagde kieming en bedekking leiden. Fonteinkruidsoorten (Doorgroeid fonteinkruid en Schedefonteinkruid) hebben aanzienlijke ondergrondse reserves, en kunnen dergelijke sedimentatie gemakkelijk overbruggen. In het plangebied staan slechts lokaal andere soorten dan Doorgroeid Fonteinkruid, en slechts zeer lokaal is de totale bedekking hoger dan 15% (zie hoofdstuk 3). Ook kranswieren komen slechts in (zeer) lage bedekkingen voor. Om deze reden is het daadwerkelijke effect aanzienlijk kleiner dan het effect op het potentiële areaal.

Effect op fytoplankton

De verspreiding van slib in de waterkolom kan ook effect hebben op de concentratie en beschikbaarheid van fytoplankton voor het voedselweb (dat als voedsel dient voor mosselen en watervlooien). Slibdeeltjes en algen vormen samen vlokken, waardoor bij rustig weer het fytoplankton sneller bezinkt (De Lucas Pardo et al. 2015). Dit gebeurt echter ook bij opwerveling van sediment door wind. Omdat de Hoornsche Hop relatief beschermd ligt voor de wind wordt het slib hier minder vaak opgewerveld. Toch zijn de concentraties fytoplankton (chlorofyl) in de Hoornsche Hop lager dan in het midden van het meer. Dat betekent dat het proces van uitvloeking ook hier nog domineert over de productie van vrij zwevende algen in de waterkolom. De huidige soortensamenstelling van het fytoplankton is zo sterk aangepast aan de slibdynamiek dat de hoeveelheid fytoplankton (concentratie chlorofyl) in de waterkolom sterk gerelateerd is aan de windsnelheid en in de winter twee keer zo hoog is als in de zomer. Mogelijk zal de mate van uitvloeking van het fytoplankton tijdelijk en lokaal iets worden versterkt door de werkzaamheden, maar het mechanisme is nog in onderzoek en het effect kan nog niet worden gekwantificeerd. Een eventueel effect op bijvoorbeeld de groeisnelheid en vleesinhoud van mosselen, en daarmee op de voedingswaarde van mosselen voor vogels is niet relevant, omdat die voedingswaarde ook nu al slecht is. Daarom wordt van dit mechanisme bij voorbaat geen groot effect verwacht en wordt het niet met behulp van het slibmodel uitgewerkt.

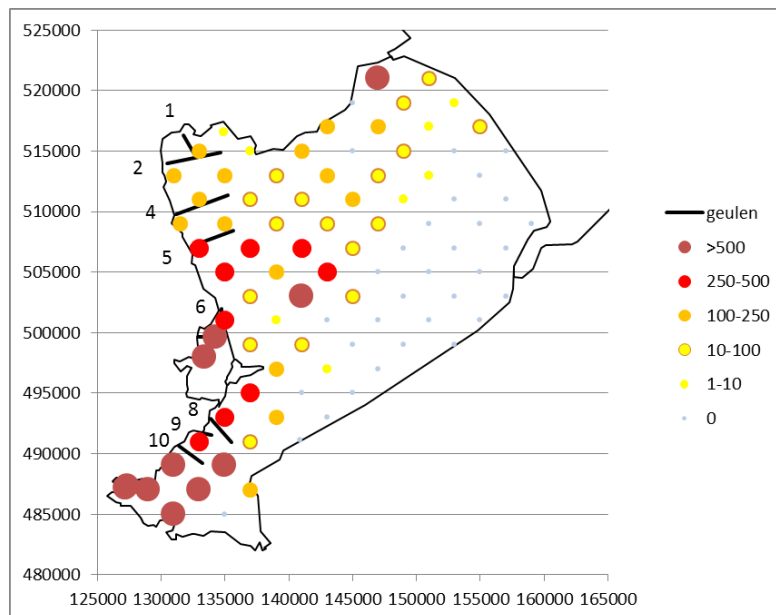
Invloed van veen

Langs de Noord-Hollandse kust komt hier en daar veen in de bodem voor. Het vrijkomen van dit materiaal bij het uitvoeren van de werkzaamheden kan in theorie veranderingen veroorzaken in de aard en het gedrag van zwevend stof en andere aspecten van waterkwaliteit. Ook zonder de werkzaamheden is het gehalte organisch koolstof in het Markermeer relatief hoog (over 2010-2015 totaal organisch koolstof Markermeer Midden 10.1 mg/l; Hoornsche Hop 9.4 mg/l; ter vergelijking IJsselmeer Vrouwezand 7.4 mg/l). Waarschijnlijk door het rustiger water is het gehalte in de Hoornsche Hop lager dan op locatie Markermeer Midden. Onder meer omdat het organisch stof gehalte in het Markermeer nauwelijks toeneemt met de windsnelheid (en de verhouding met totaal zwevend stof dan dus sterk afneemt), is de verwachting dat deze factor van beperkt belang is voor de effectbepaling van de ingrepen. Dit is daarom niet nader onderzocht. Deze factor komt daarom ook niet terug in het hoofdstuk resultaten.

3 Resultaten Ecologische effectbepaling

3.1 Verwijdering en afdekking van bodemfauna (mosselen)

Effect van vaargeulen en depots op de bodemfauna is allereerst ingeschat op basis van de dichtheden van mosselen volgens de meest recente kartering, uitgevoerd in het najaar van 2016 (Bij de Vaate & Jansen 2016). Bij die kartering zijn dichtheden vastgesteld op basis van vijf deelmonsters (Van Veen happer) per gridlocatie. De relevante gridlocaties met een indicatie van de gemiddelde dichtheden zijn met de geulen weergegeven in figuur 3.1. In bijlage I is aangegeven welke locaties per geul zijn gebruikt voor een dichtheidsschatting voor de betreffende geul. Vervolgens is de gemiddelde dichtheid per geul verrekend met het basisoppervlak van de depots en dat van de geulen (lengte x 57 meter).



Figuur 3.1: Dichtheden van mosselen in het Markermeer-IJmeer op basis van de meest recente kartering uitgevoerd in 2016, met de ligging en de nummering van de geulen. De grootte van de stippen en de kleur geven een indicatie van de dichtheid (biovolume in ml per m², zie verder Bij de Vaate & Jansen 2016).

Het effect op de mosselpopulatie is vervolgens berekend door de hoeveelheid mosselen die verloren gaat door verdieping of afdekking te vergelijken met de totale populatie omvang in het waterlichaam Markermeer-IJmeer, op basis van de gemiddelde dichtheid van 141 ml/m² over 70.000 ha. Tabel 3.1 geeft de oppervlakten en dichtheden per geul en het verlies in percentage van de populatie. Het totale verlies bedraagt 0.67%. Dit is ruim twee keer zo veel als het oppervlakte aandeel (0.31%) omdat de dichtheden van mosselen langs de westkust het hoogst zijn. Een deel van het aangegeven verlies is tijdelijk, omdat na afronding van het project mosselen zullen terugkeren. Alleen op de bodem van de geulen (lengte x 50 m) zal dat niet het geval zijn omdat de geulen zich zullen vullen met slib, dat niet voldoende stevigheid biedt om de mosselen te dragen. Aannemende dat de dichtheden in de rest van het areaal naar de oorspronkelijke waarden terugkeren, betekent dit een permanent verlies van 0.32% van de populatie.

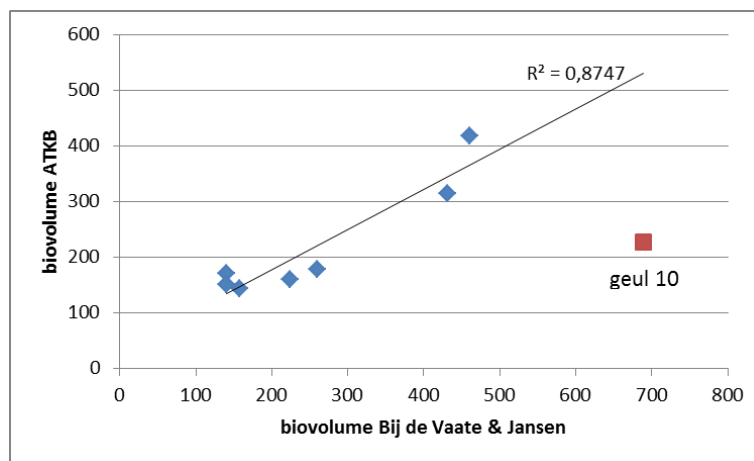
Geul nummer	Lengte geul	Breedte wal	Breedte incl geul	Opp incl geul (m ²)	Mossel dichtheid (ml/ m ²)	Mossel volume (ml)	% populatie	% bodem geul
1	2150	41.2	98.2	211233	140.1	29.6	0.03	0,02
2	4400	41.7	98.7	434400	140.1	60.9	0.06	0.03
4	4500	43.4	100.4	451667	157.1	70.9	0.07	0.04
5	3600	41.6	98.6	354933	259.3	92.0	0.09	0.05
6	720	68.3	125.3	90187	224.2	20.2	0.02	0.01
8	2600	37.7	94.7	246267	431.3	106.2	0.11	0.06
9	850	40.4	97.4	82767	460.9	38.1	0.04	0.02
10	2400	42.3	99.3	238400	689.2	164.3	0.17	0.08
Totaal				2109854		582.2	0.59	0.31

Tabel 3.1: Oppervlakten van de geulen en depots en de berekening van het verlies van de hoeveelheid mosselen bij aanleg in biovolume en in populatie aandeel, op basis van de kartering van Bij de Vaate & Jansen (2016).

Deze bewerking is ook uitgevoerd met behulp van twee kartering die ATKB heeft uitgevoerd voor de Waterlandse kust in week 26 en 27 (begin juli) 2016 en ter plaatse van de geulen in februari 2017 (Tabel 3.2). Deze karteringen zijn ruimtelijk veel meer gedetailleerd, maar gezien de timing van uitvoering is het effect van de ingrepen ten opzichte van de populatie hiermee niet goed te bepalen, omdat de reguliere karteringen, waarbij ook de totale populatie omvang in het gehele waterlichaam wordt bepaald, altijd omstreeks oktober worden uitgevoerd, de periode waarin fluctuaties van broedval geen rol meer spelen en de vogelpredatie nog moet beginnen. Gezien de uitvoering in juli en februari is de verwachting dat in beide gevallen de dichtheden gemiddeld lager zijn dan die van de kartering van Bij de Vaate en Jansen in oktober/november 2016, als gevolg van groei resp. predatie en sterfte in de tussenliggende perioden. Dit is inderdaad het geval, hoewel de afname tussen oktober en februari beperkt is als geul 10 niet in de vergelijking wordt betrokken. Door de gemiddeld lagere dichtheden is ook het berekende cumulatieve effect met behulp van deze karteringen lager, maar door vergelijking van karteringen uit juli en februari met een totaalkartering uit oktober vertegenwoordigt dit dus een onderschatting van het populatie-effect. Daarbij wijken de resultaten onderling niet zodanig af dat moet worden getwijfeld aan de resultaten van de berekening op basis van de kartering in oktober alleen (Tabel 3.1), ondanks de lage dichtheid van de meetpunten. Beide methoden resulteren in de inschatting dat het directe effect van het graven van de vaargeulen en van afdekking door de depots klein is (<1%).

Geul nummer	Lengte geul	Breedte wal	Breedte incl geul	Opp incl geul (m ²)	Mossel dichtheid (ml/ m ²)	Mossel volume (ml)	% populatie	% bodem geul
Bemonstering geulen februari 2017								
1	2150	41.2	98.2	211233	171.8	36.3	0.04	0.02
2	4400	41.7	98.7	434400	151.7	65.9	0.07	0.03
4	4500	43.4	100.4	451667	143.9	65.0	0.07	0.03
5	3600	41.6	98.6	354933	178.7	63.4	0.06	0.03
6	720	68.3	125.3	90187	160.9	14.5	0.01	0.01
8	2600	37.7	94.7	246267	313.8	77.3	0.08	0.04
9	850	40.4	97.4	82767	418.0	34.6	0.03	0.02
10	2400	42.3	99.3	238400	227.1	54.1	0.05	0.03
Totaal A				2109854		411.1	0.41	0.21
Bemonstering Waterlandse kust juli 2016								
10	2400	42.3	99.3	238400	455.0	108.5	0.11	0.06
Totaal B				2109854		465.5	0.47	0.24

Tabel 3.2: Oppervlakten van de geulen in depots en de berekening van het verlies van de hoeveelheid mosselen bij aanleg in biovolume en in populatie aandeel, op basis van de bemonsteringen van de projectgebieden door ATKB in februari 2017, ten opzichte van de totale populatie volgens Bij de Vaate & Jansen 2016.

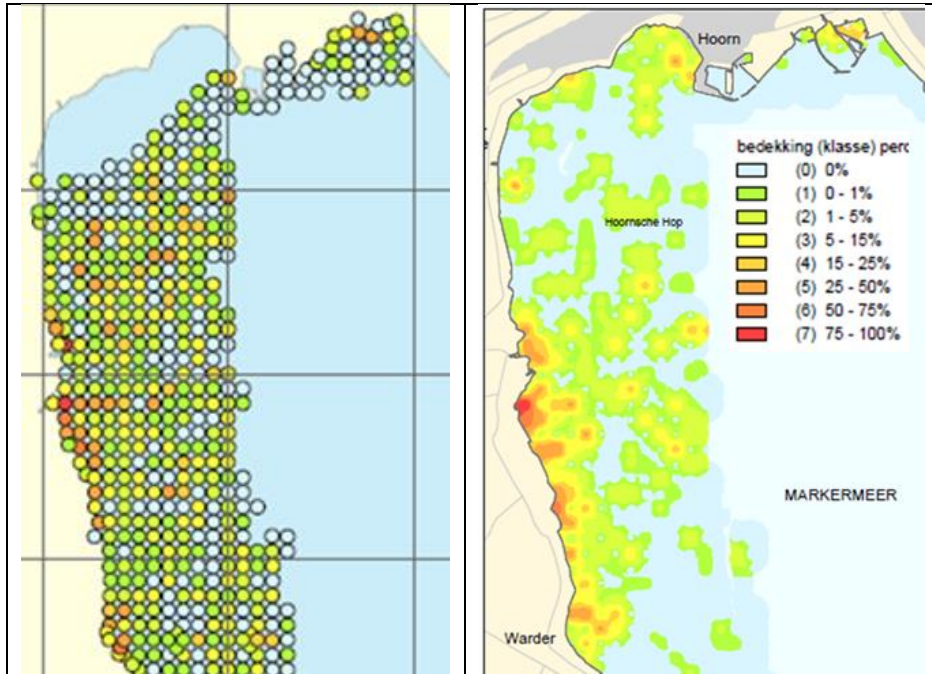


Figuur 3.2: Vergelijking van dichtheden van mossen rond de projectlocaties, kartering Bij de Vaate & Jansen in oktober 2016 versus ATKB februari 2017.

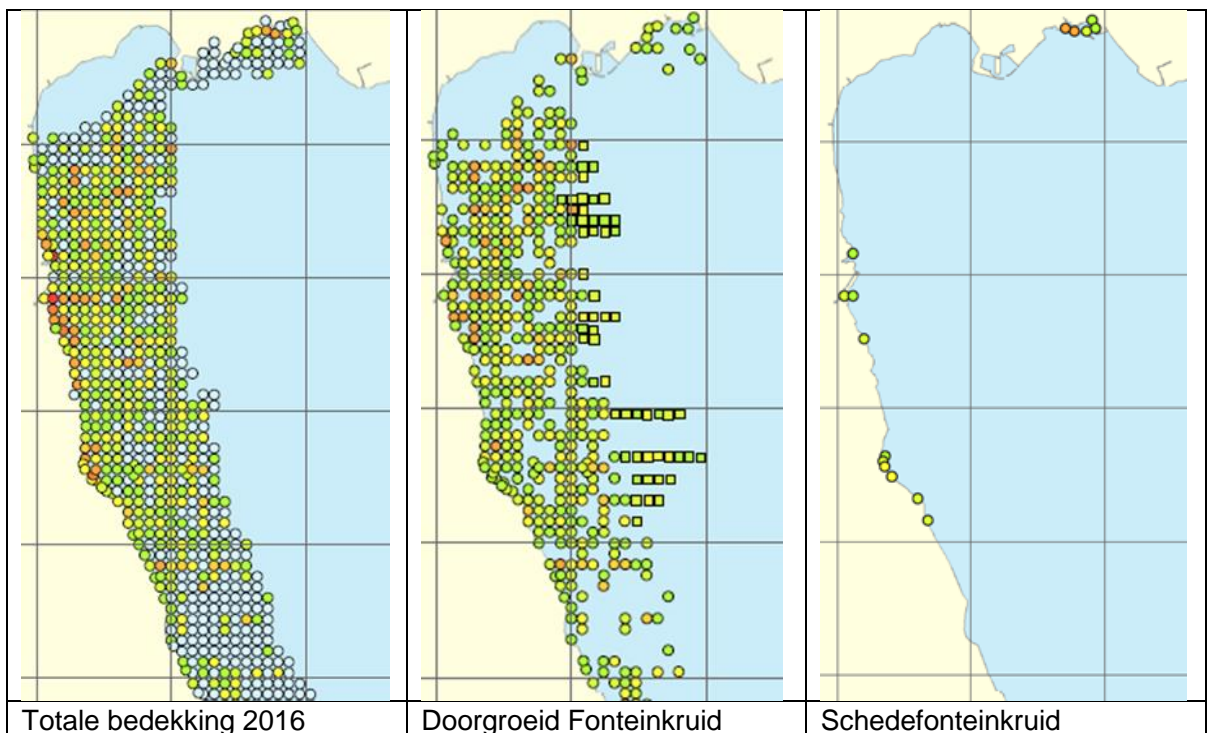
3.2 Verlies van waterplanten door verdieping en afdekking

3.2.1 Uitsplitsing naar soorten

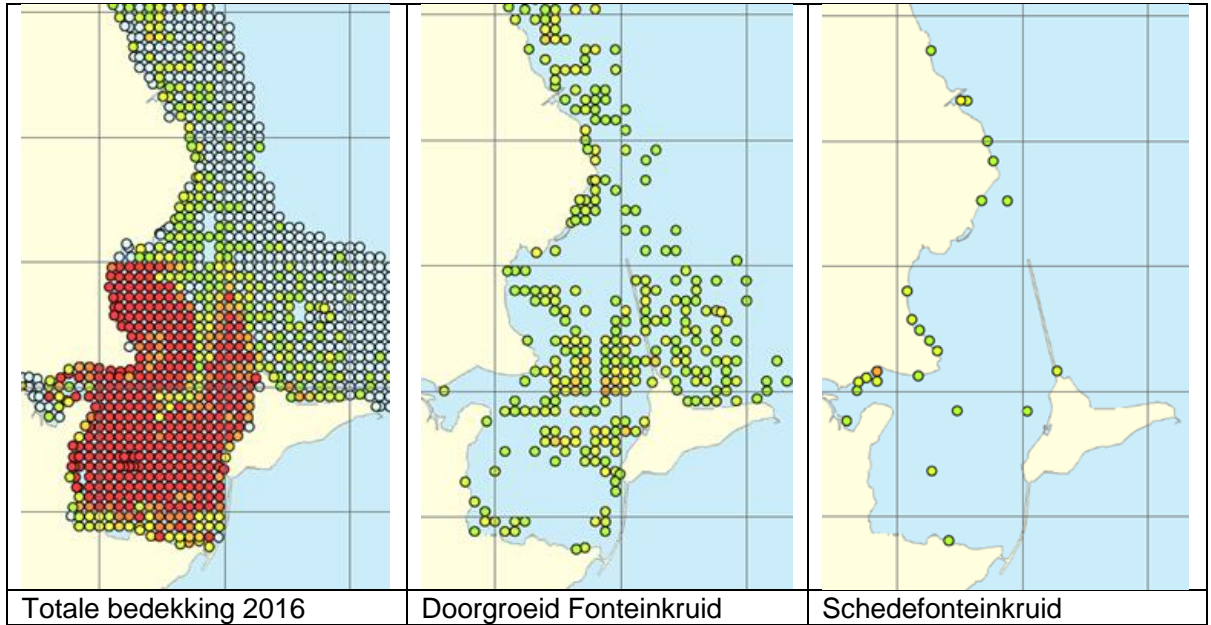
Voorlopige resultaten van de RWS kartering in 2016 (figuur 3.3 t/m 3.5; geïnterpoleerde kaarten zijn nog niet beschikbaar voor 2016, gegevens van Gouwee en Hoornse Hop zijn door CIV voorlopig bewerkt) voor de Hoornse Hop laten zien dat de vegetatiedichtheid in de Hoornse Hop waarschijnlijk enigszins is toegenomen. De verspreiding van fonteinkruiden laat plaats-gewijs hogere dichtheden zien op grotere afstand van de kust als gevolg van de kloons-gewijze uitbreiding. Zulke clusters kunnen van ecologische betekenis worden. Aarvederkruid blijkt zich in de richting van het open water, en dus naar grotere diepte, te hebben uitgebreid, maar de dichtheden zijn nog laag. Ook kranswier breidt zich in die richting uit.



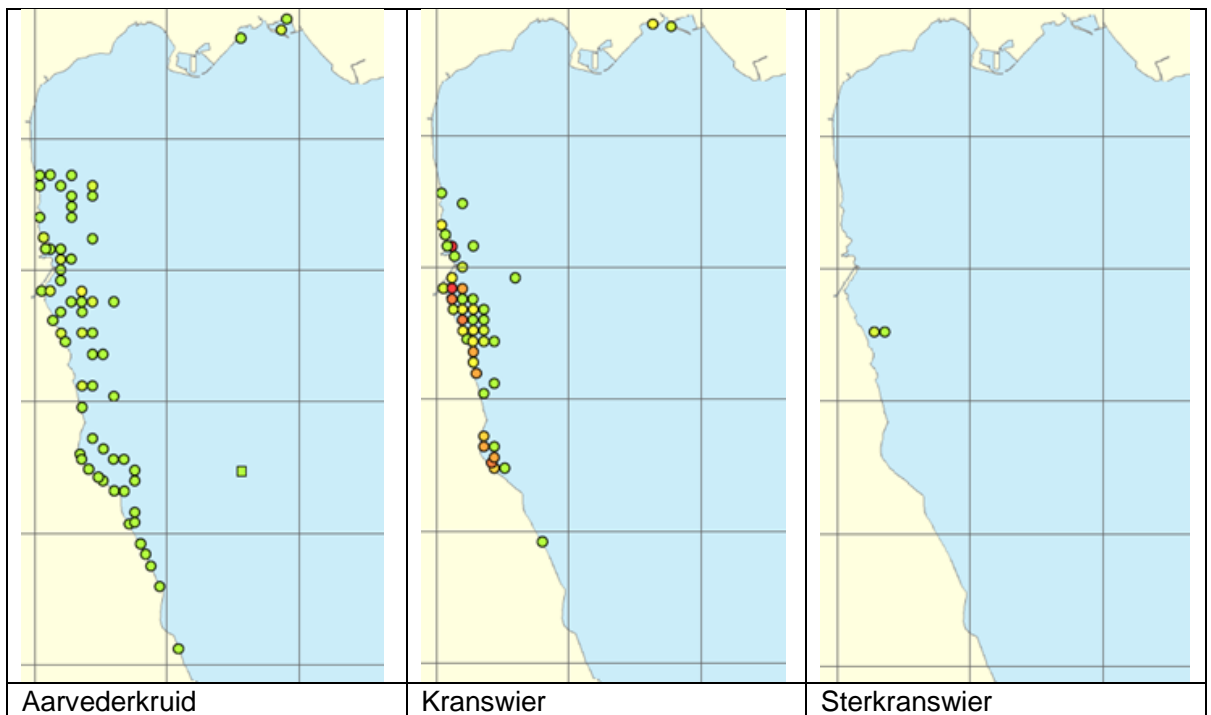
Figuur 3.3: Verspreiding en dichtheid van waterplanten in 2016 (totale vegetatiedichtheid in klassen van percentage bodembedekking) en in 2013 (rechts). Buiten het weergegeven areaal is niet gekarteerd. De kleuren vertegenwoordigen klassen van percentages bodembedekking.



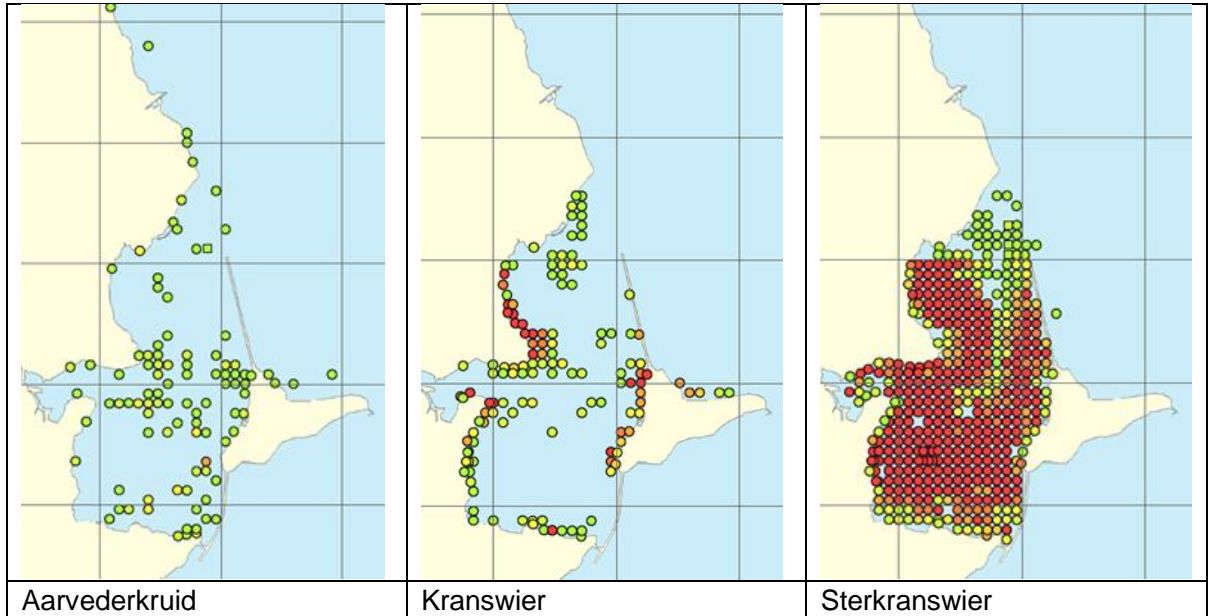
Figuur 3.4a: Voorlopige resultaten van de waterplanten kartering van 2016. Kleuren vertegenwoordigen dichtheidsklassen als in figuur 3.3. Bron: Rijkwaterstaat CIV.



Figuur 3.4b: Voorlopige resultaten van de waterplanten kartering van 2016. Kleuren vertegenwoordigen dichtheidsklassen als in figuur 3.3. Bron: Rijkwaterstaat CIV.



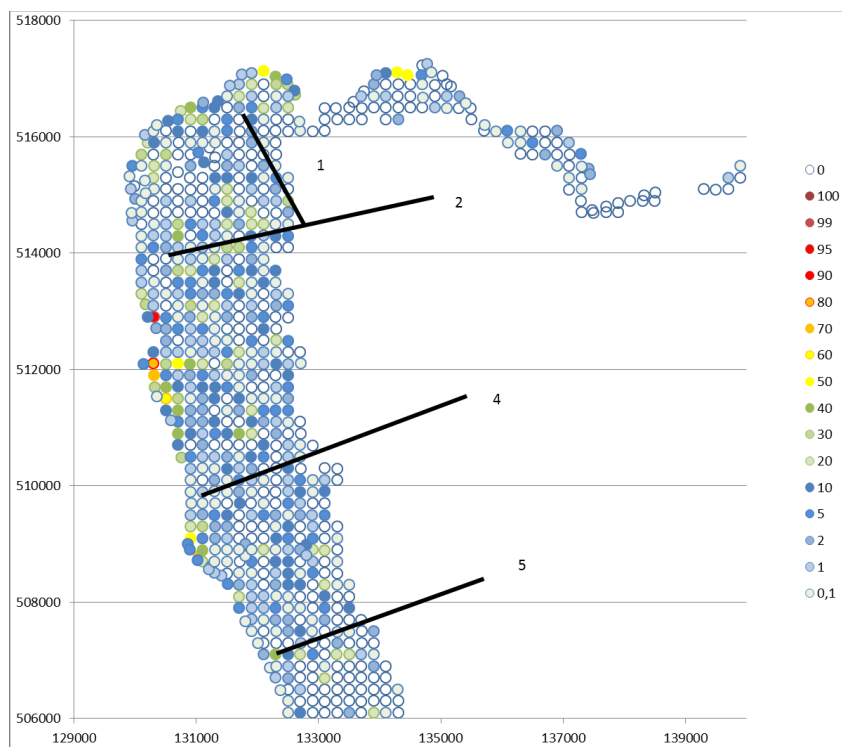
Figuur 3.4c: Voorlopige resultaten van de waterplanten kartering van 2016. Kleuren vertegenwoordigen dichtheidsklassen als in figuur 3.3. Bron: Rijkwaterstaat CIV.



Figuur 3.4d: Voorlopige resultaten van de waterplanten kartering van 2016. Kleuren vertegenwoordigen dichtheidsklassen als in figuur 3.3. Bron: Rijkwaterstaat CIV.

3.2.2 Totale bedekking in relatie tot de geulen

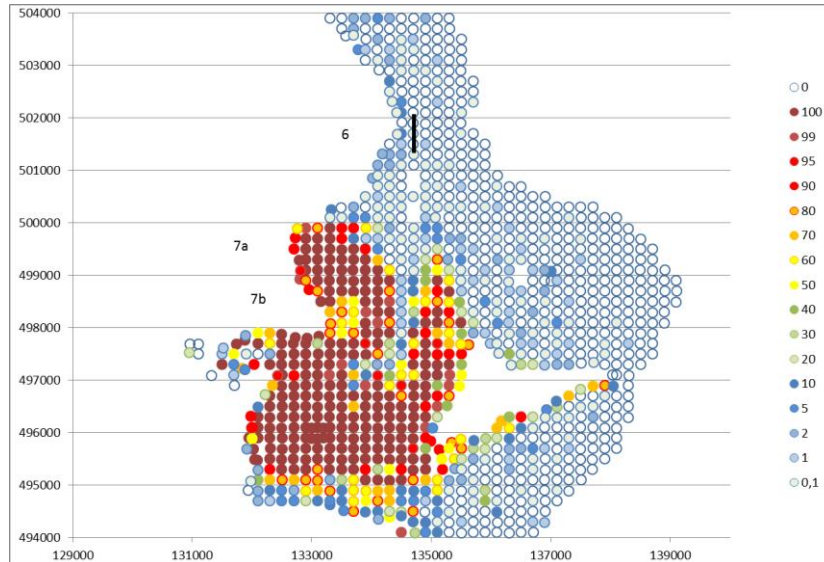
In de figuren 3.5a t/m 3.5c is de totale bedekking met waterplanten op basis van de kartering van 2016 in detail weergegeven in relatie tot de geulen. De kleuren geven de dichtheid van de vegetatie weer als het percentage bodembedekking. De kleuren zijn zo gekozen dat alle blauw gekleurde categorieën bedekking van minder dan 15% weergeven. In dergelijke dichtheden is de vegetatie van geringere betekenis als habitat voor ongewervelde dieren en (jonge) vis.



Figuur 3.5a: Ligging van de raaien 1, 2, 4 en 5 in relatie tot dichtheden van waterplanten op basis van de kartering van 2016 (RWS-CIV). Totale bedekking (alle soorten samen). De getallen in de legenda vertegenwoordigen het percentage bodembedekking.

Hoornsche Hop:

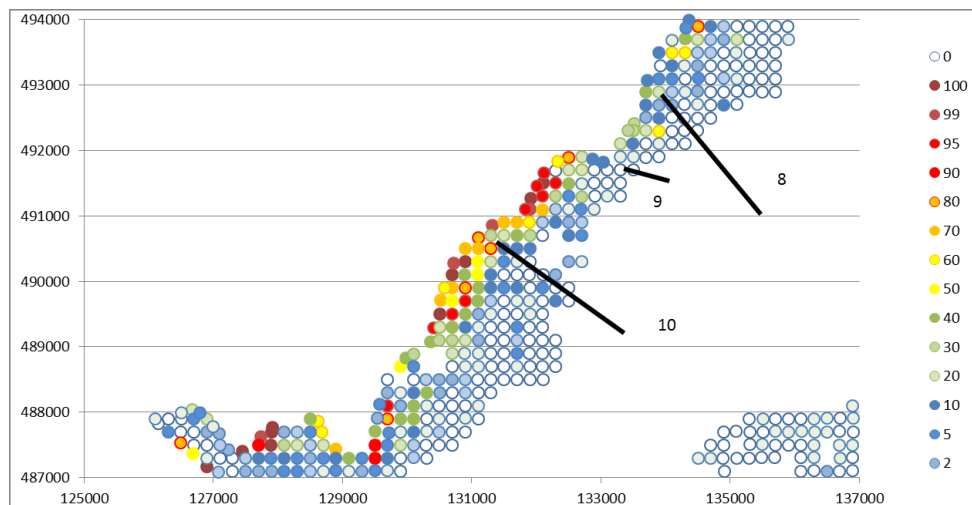
De raaien raken enkele gridlocaties met bedekkingen hoger dan 15%, maar de bedekking is over het algemeen lager. Dat is ook het geval in de aansluitende delen van de kustzone. De vegetatie bestaat hier voornamelijk uit Doorgroeid Fonteinkruid. Deze soort groeit in clusters (klonen) waardoor de verspreiding vlekkelig is. De grotere clusters kunnen een zekere ecologische functie hebben. In 2016 bleek ook Aarvederkruid zich vanuit de kust naar het oosten te hebben uitgebreid. Deze soort groeit nu rond het meest westelijke deel van de geulen in zeer lage dichtheden (0.1-1%).



Figuur 3.5b: Ligging van raaien 6 en locaties 7a en 7b (geen geulen maar vletten) in relatie tot dichtheden van waterplanten op basis van de kartering van 2016 (RWS-CIV). Totale bedekking (alle soorten samen). De getallen in de legenda vertegenwoordigen het percentage bodembedekking.

Gouwzee:

Rond de locatie van raai 6 komen nagenoeg geen waterplanten voor. De locaties 7a en 7b grenzen aan dichte plantenvelden, deels met een bedekking van 100%. Dit dichtbegroeide gedeelte is sterk gedomineerd door Sterkranswier. Aan weerszijden van dit veld is de soortensamenstelling diverser, langs de kust komen onder meer andere kranswiersoorten voor. In dit gebied kan door ontgroning, afdekking, vertroebeling en verstoring substantiële ecologische schade optreden. Echter, in dit gebied wordt niet gebaggerd (en is daarom ook geen bronterm opgelegd in het slibmodel), hierdoor is geen sprake van effect door ontgroning.



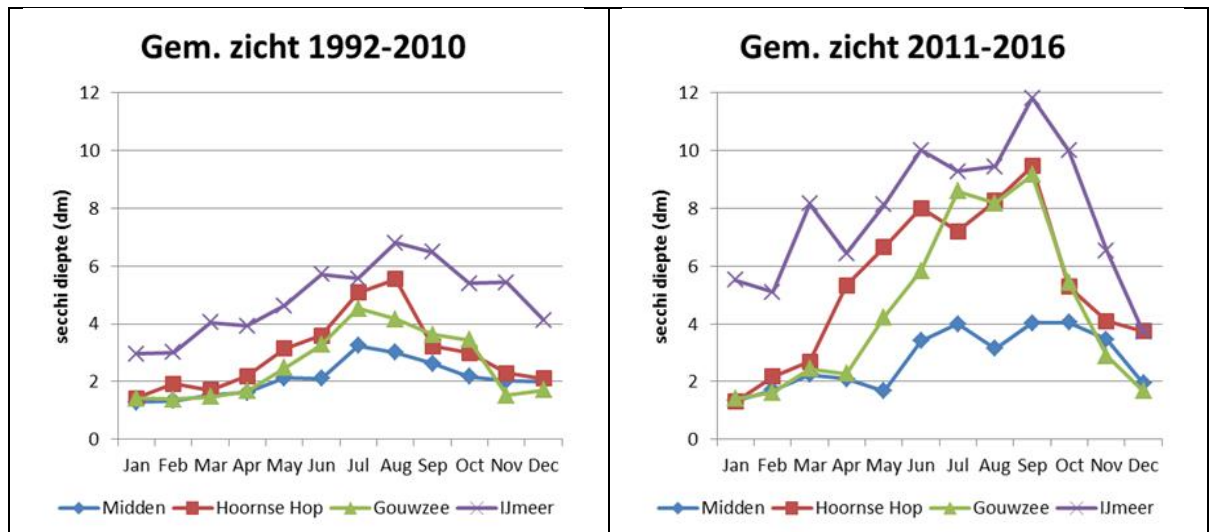
Figuur 3.5c: Ligging van de raaien 8 t/m 10 in relatie tot dichtheden van waterplanten op basis van de kartering van 2016 (RWS-CIV). Totale bedekking (alle soorten samen). De getallen in de legenda vertegenwoordigen het percentage bodembedekking.

Waterlandse kust:

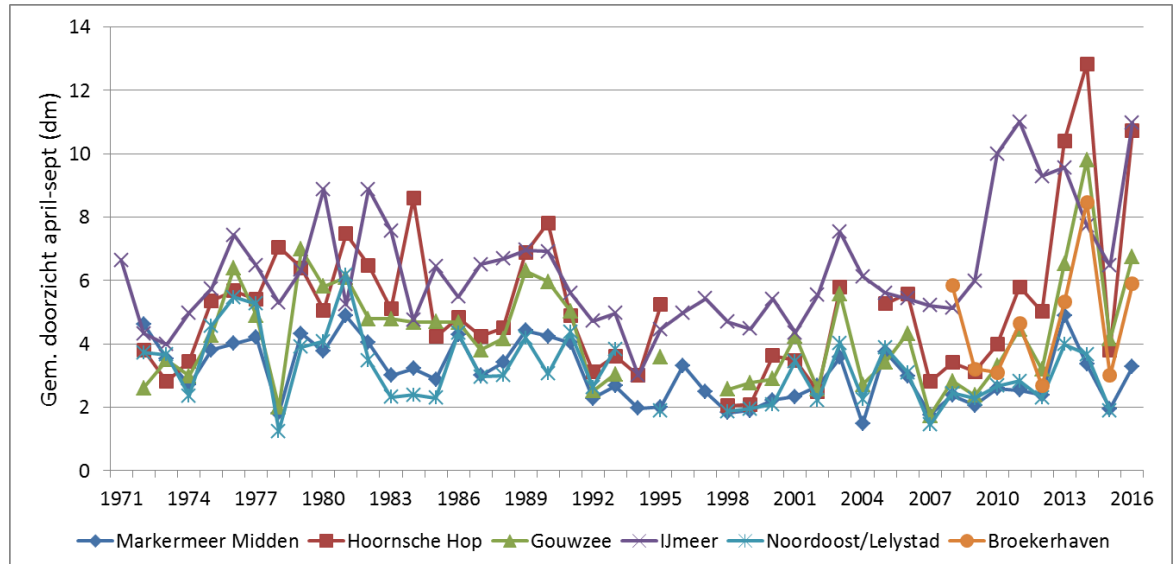
Ter plaatse van raaien 8 en 9 zijn de bedekkingspercentages van planten in het algemeen lager dan 15%. Dat geldt ook voor de kustzone in het verlengde van deze geulen. Raai 10 loopt ook door een gebied met lage bedekkingen, maar in dit geval is de kustzone dichter begroeid. Hier komen zowel kranswieren als hogere waterplanten in hogere dichtheden voor.

3.3 Doorzicht ten behoeve van visetende vogels

Het doorzicht in het Markermeer en IJmeer is gemiddeld laag in de winter en hoger in de zomer. Van november t/m maart is het doorzicht in het Markermeer gemiddeld minder dan 40 cm, tot een paar jaar geleden was dat zelfs t/m juni het geval (figuur 3.6). In het IJmeer (bij Pampus) is het doorzicht gemiddeld hoger, vanaf 2011 is het nagenoeg het hele jaar meer dan 40 cm. In de wintermaanden heeft vertroebeling door de werkzaamheden dus mogelijk alleen in het IJmeer enig effect. Tegenwoordig neemt het doorzicht in het Markermeer in april substantieel toe, in september of oktober neemt het juist weer af snel. In 2013 en 2014 is het doorzicht in het zomerhalfjaar aanzienlijk hoger geweest dan daar voor. In 2015 was het doorzicht relatief laag (door lage waarden in de maanden juni-aug), maar in 2016 was het opnieuw hoog (figuur 3.7). In heldere jaren kan het water in de nazomer te helder zijn voor bepaalde viseters.

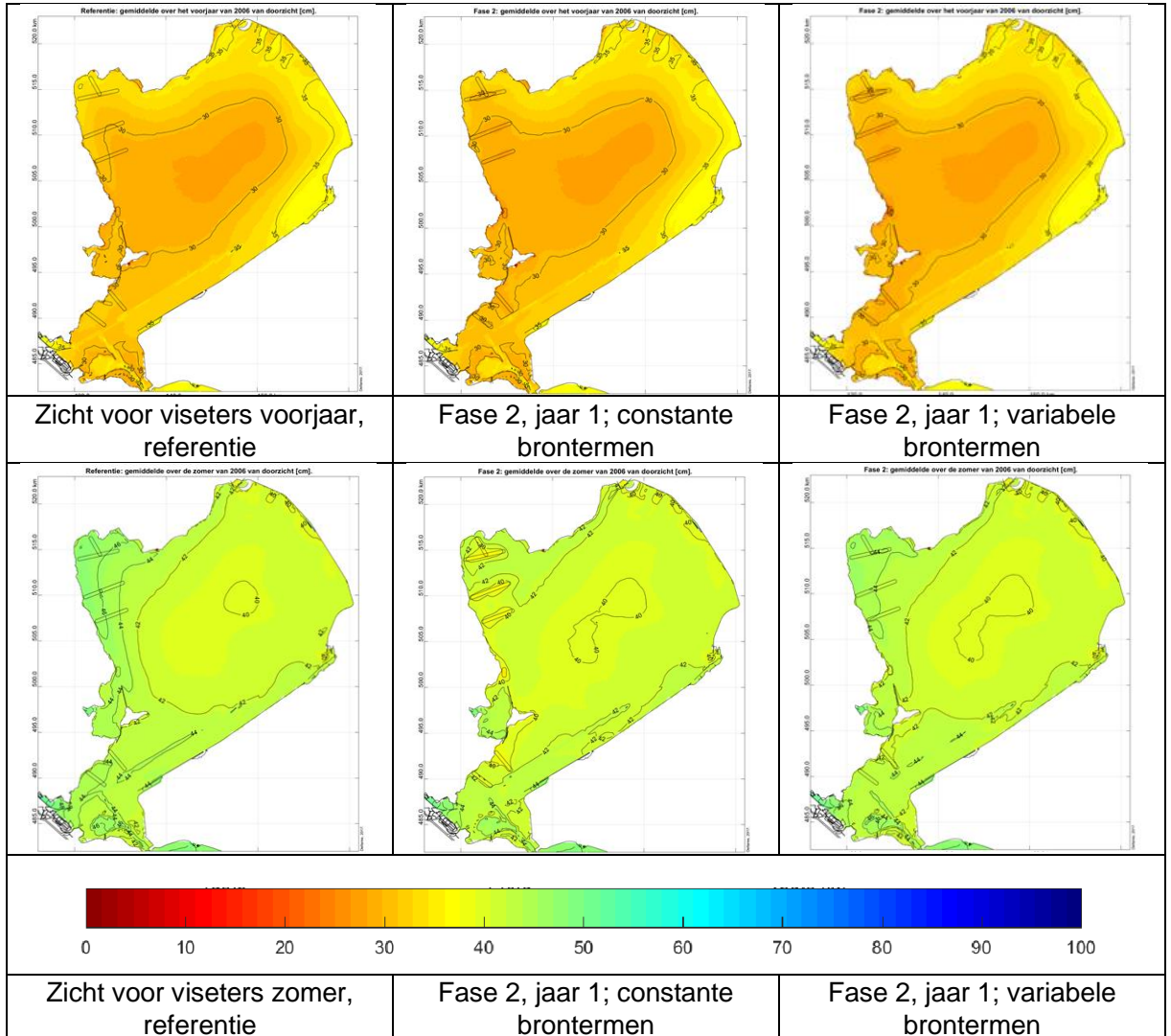


Figuur 3.6: Seizoensverloop van het doorzicht op de locaties Markermeer Midden, Hoornse Hop, Gouzee en IJmeer (Pampus Oost).



Figuur 3.7: Gemiddeld zomerdoorzicht (april t/m sept) op de zes (huidige) meetpunten in het Markermeer-IJmeer.

Het slibmodel geeft ook in het voorjaar, in overeenstemming met de situatie in 2006, geen doorzichtwaarden boven de 40 cm in de referentie situatie. Op basis van de situatie in 2006 is er dus geen negatief effect op visetende vogels, omdat het doorzicht toch al te laag was. In de zomer is het doorzicht gemiddeld groter (figuur 3.6), en dan berekent het model wel afnames die negatief zijn voor visetende vogels (afnames van doorzicht tot onder de 40 cm; Tabel 3.3, figuur 3.8). Bijna 90% van het totale Markermeer-IJmeer heeft in de zomer een gemiddeld doorzicht van 40-46 cm (in 2006). Tijdens fase 1 van de werkzaamheden neemt het areaal met een zomer-doorzicht van meer dan 40 cm over het gehele meer af met 0,6% (figuur 3.8, Tabel 3.3). Tijdens het eerste jaar van fase 2 neemt het af met 6.3% ten opzichte van de referentie, of met 3.4% bij gebruik van seizoensvariabele brontermen. In het tweede jaar is dat nog 3.0 resp. 1.7%, in het derde jaar 1.5 resp. 1.5%.



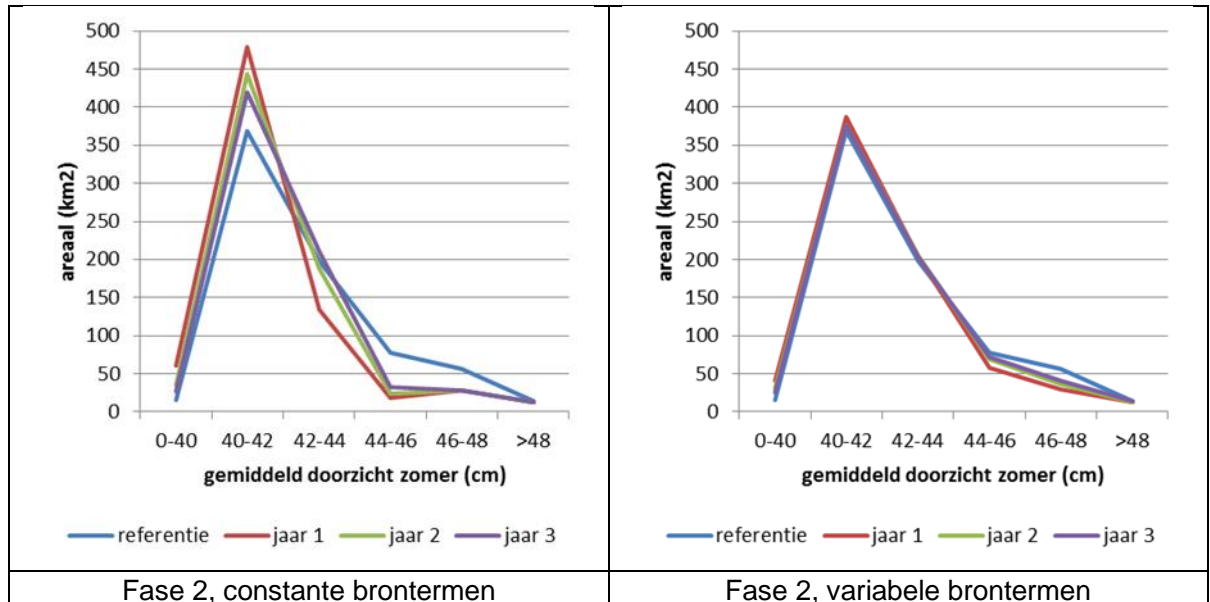
Figuur 3.8. Gemiddeld doorzicht ten behoeve van viseters in het voorjaar en zomer van het eerste jaar van fase 2 (met referentie en na aanleg met constante brontermen. zie par. 2.1), weergegeven in centimeters secchi-diepte (kleurschaal) met contouren van doorzicht van 30 en 35 cm (voorjaar) en van 40, 42, 44 en 46 cm (zomer).

De grootste afname vindt plaats bij doorzichtwaarden van meer dan 44 cm, 39% in fase 1 en 62% in fase 2, met een referentie areaal van 149 km² (Tabel 3.3). Het exacte verloop van de geschiktheid voor viseters rond de grens van 40 cm is onbekend. De modelresultaten suggereren een grotere nauwkeurigheid dan zowel de kennis over viseters als de nauwkeurigheid van de doorzichtmetingen toelaten, maar de resultaten van het model worden in Tabel 3.3 toch in deze mate van detail getoond om te laten zien of de grootste effecten dicht bij de grens van 40 cm liggen of bij iets hogere doorzichtwaarden. De berekende veranderingen blijken dan vooral groot te zijn in iets helderder water (>44 cm). Op basis van de situatie in 2006 gaat het dus vooral in het eerste jaar van fase 2 om aanzienlijke afnames van het geschikte areaal voor viseters in de zomer, de periode waarin het doorzicht gemiddeld iets boven de 40 cm lag (in 2006). In het derde jaar gaat het nog om zo'n 1.5%. Omdat de helderheid van het water sindsdien is toegenomen, is het effect onder de huidige omstandigheden in de zomer waarschijnlijk aanzienlijk kleiner, omdat enige afname niet meer hoeft te leiden tot doorzichten van minder dan 40 cm. Terwijl het doorzicht in de winter gemiddeld nog steeds beneden de 40 cm is (figuur 3.6), zodat geen negatief effect kan optreden voor viseters, is het intermediaire doorzicht in het voor- en najaar dus het meest gevoelig voor het optreden van negatieve effecten in de huidige situatie. Dit kan alleen indirect in beeld worden gebracht door de modelresultaten op basis van de situatie in 2006 te vergelijken met de ontwikkelingen in doorzicht. Omdat de huidige situatie in voor- en najaar lijkt op de zomersituatie in 2006 (figuur 3.6) kan worden geconcludeerd dat de effecten in deze perioden worden geïndiceerd door de berekeningen voor de zomer in 2006 (Tabel 3.3).

	Fase 1		Fase 2					
	Ref. (km ²)	Afname (% ref.)	Afname (% van referentie) Constante brontermen			Afname (% van referentie) Variabele brontermen		
			Jaar 1	Jaar 2	Jaar 3	Jaar 1	Jaar 2	Jaar 3
Gem. doorzicht								
0-40 cm	15.3	-26.8	-293.5	-134.0	-79.1	-166.0	-103.3	-69.9
40-42 cm	368.2	-14.5	-30.0	-20.4	-13.9	-5.2	-2.1	-2.1
42-44 cm	198.0	-0.1	32.3	5.3	-6.1	-2.4	-3.6	-2.4
44-46 cm	78.1	34.6	76.8	69.9	58.5	25.5	11.9	7.9
46-48 cm	57.0	50.0	51.4	50.5	50.0	48.4	36.0	28.4
>48 cm	14.1	13.5	14.2	11.3	7.8	11.3	6.4	5.7
Tot 40-80 cm	715.5	0.6	6.3	2.9	1.7	3.5	2.2	1.5

Tabel 3.3: Areaal verdeling over doorzichtklassen in de zomer op basis van berekeningen met het slibmodel en de verwachte afname (negatief getal is dus toename) in fase 1 en fase 2. Binnen fase 2 zijn het eerste, tweede en derde jaar na de aanleg doorgerekend met constante resp. seizoensvariabele brontermen (zie par. 2.1).

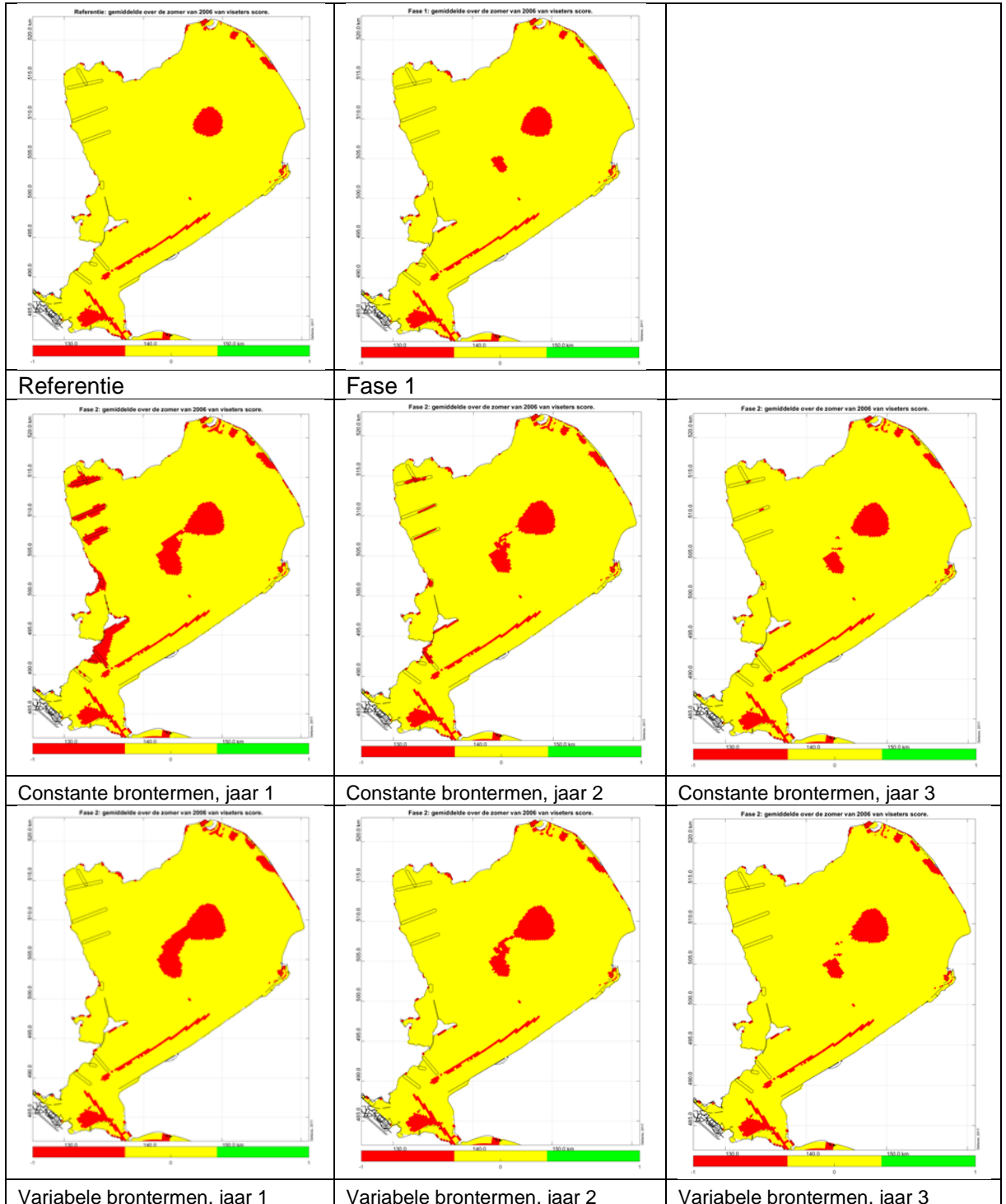
Effecten op de arealen met een doorzicht van meer dan 44 cm lijken fors, maar absoluut gezien is dit aanzienlijk kleiner. Zonder seizoensvariatie in de brontermen lijken de veranderingen na aanleg te resulteren in een steilere gradiënt van troebel naar helder. Dit is minder bij gebruik van brontermen die per seizoen genuanceerd zijn (figuur 3.9). Wel zouden vogelsoorten die iets helderder water nodig hebben dan 40 cm relatief sterk kunnen worden beïnvloed. Soortspecifieke informatie over de noodzaak voor grotere doorzicht is echter niet in dit detail beschikbaar. De uitkomsten zijn sterk beïnvloed door de keuze van de drempelwaarden en zijn minder goed dan de uitkomsten voor planten en mosselen te vertalen naar de huidige situatie.



Figuur 3.9: Grafische gegevens van de basisgegevens voor tabel 3.3: veranderingen in de arealen met gemiddeld zomer doorzicht in de aangegeven klassen.

De afname van de geschiktheid voor viseters komt ook tot uiting in de resultaten van het model (figuur 3.10). Dan wordt duidelijk dat de effecten sterk verspreid zijn, zodat over het gehele waterlichaam beperkte effecten optreden. Bij gebruik van seizoenen variabele brontermen lijkt het effect zelfs vooral ver van de ingrepen plaats te vinden. Dit is een gevolg van de keuze van de grenswaarden; bij de geulen kan het effect sterker zijn, maar als de referentiewaarde midden in het meer dichterbij de grenswaarde ligt, kan deze ondanks kleinere verschillen toch net overschreden worden. De effecten zijn dus op deze manier lastig te interpreteren. Ze zijn waarschijnlijk van beperkte omvang.

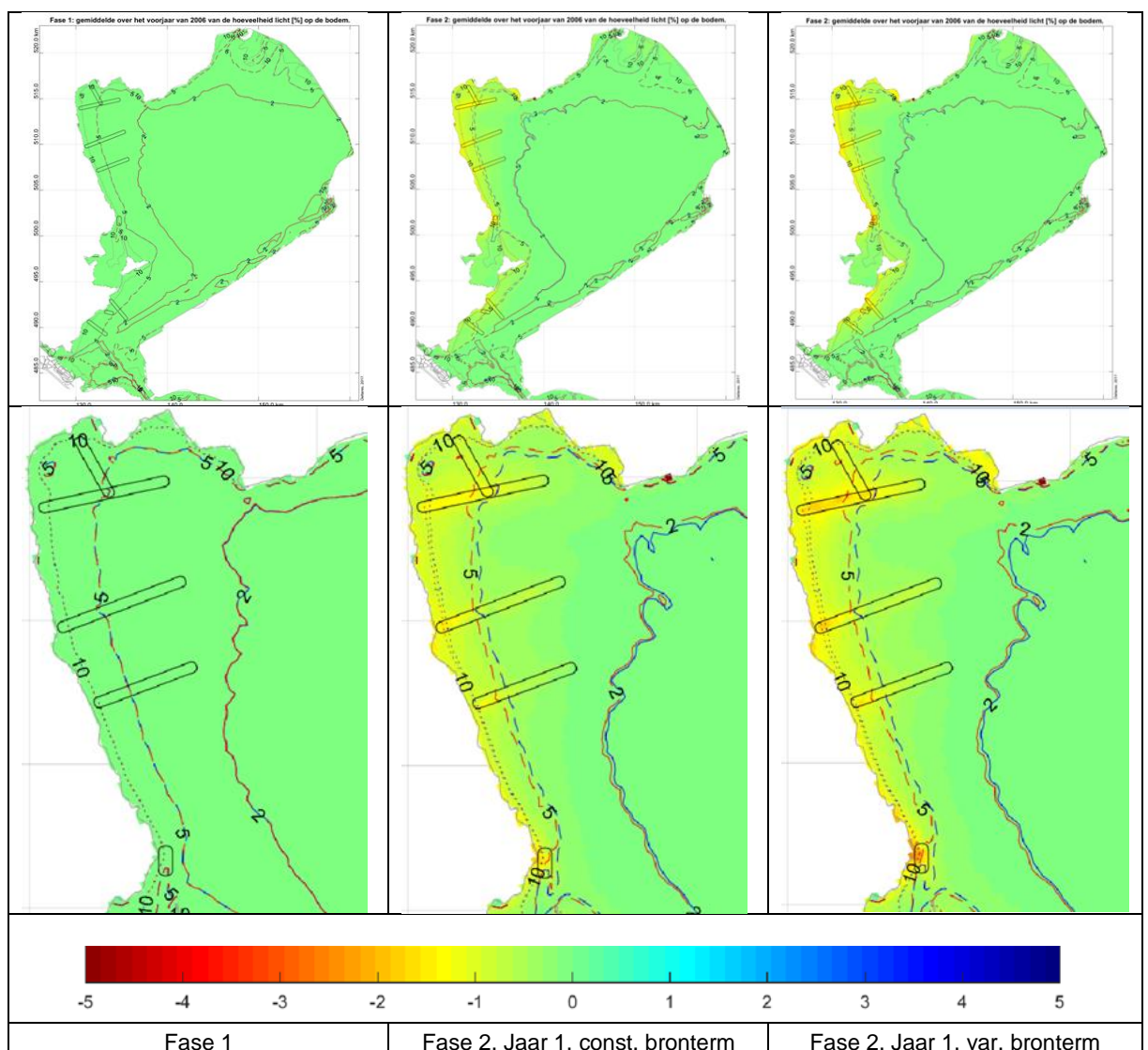
Dit verlies aan bevisbaar areaal voor vogels wordt in beperkte mate gecompenseerd door lichte toename van de overleving van vis, waar op langere termijn ook de vogels weer van kunnen profiteren. Er is zoals gezegd ook een onzekerheidsmarge rond de grotendeels op expert basis gekozen grenswaarden van 40-80 cm doorzicht voor viseters.



Figuur 3.10: Geschiktheid voor vissters in de zomer. Referentie, fase 1 en de drie jaren van fase 2 met constante en variabele brontermen (zie par. 2.1). Rood is ongeschikt, geel is matig geschikt, groen is geschikt.

3.4 Licht op de bodem ten behoeve van waterplanten

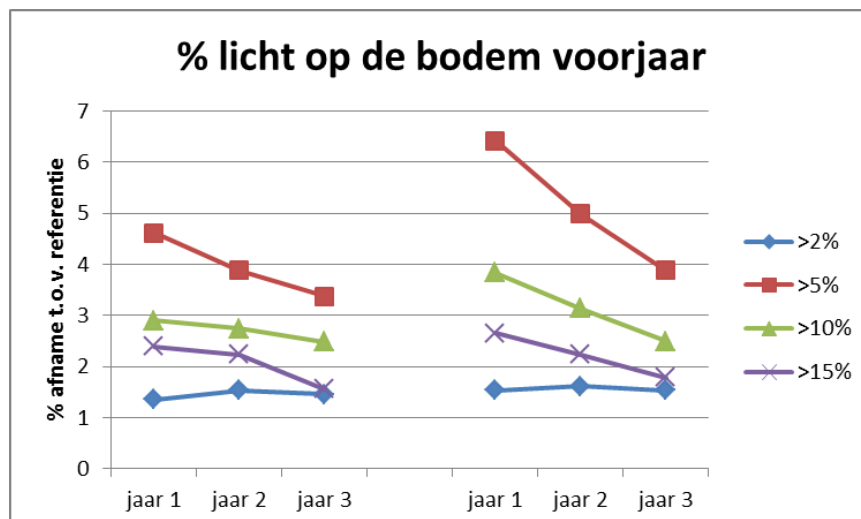
Volgens het slibmodel is tijdens fase 1 de afname minder dan 1% van het totale areaal in het Markermeer-IJmeer waar in het voorjaar meer dan 10% van het invallende licht de bodem bereikt. Voor fase 2 is dat wel het geval (figuur 3.11, Tabel 3.4). In het tweede en derde jaar wordt de afname kleiner, maar blijft boven de 2% ten opzichte van de referentie (Tabel 3.4, figuur 3.12). Bij modellering met seizoens-variatie in de brontermen is het effect aanvankelijk groter, maar het neemt sneller af en in het derde jaar is de resterende afname min of meer gelijk aan de resultaten zonder seizoens-variatie.



Figuur 3.11: Verandering in de arealen met meer dan 2, 5 en 10% van het invallend licht dat de bodem bereikt in het voorjaar. De referentie is weergegeven als blauwe lijnen en de situatie na uitvoering van de maatregel als rode lijnen. De kleur van de ondergrond en de kleurenbalk geven de absolute veranderingen van de hoeveelheid licht op de bodem aan in procenten. Negatieve waarden (rood) betekenen een verslechtering voor de waterplanten.

Licht op de bodem	Fase 1 (aanlegfase)		Fase 2 (langere termijn)						
	Afname (%)	Areaal ref. (km ²)	Afname. constante bronterm (% van referentie areaal)			Afname. variabele bronterm (% van referentie areaal)			Areaal ref. (km ²)
			Jaar 1	Jaar 2	Jaar 3	Jaar 1	Jaar 2	Jaar 3	
Cumulatief									
>2%	0.1	367.2	1.4	1.5	1.5	1.5	1.6	1.5	390.8
>5%	0.2	169.9	4.6	3.9	3.4	6.4	5.0	3.9	175.4
>10%	0.1	78.8	2.9	2.7	2.5	3.8	3.1	2.5	82.7
>15%	0.0	42.9	2.4	2.2	1.6	2.7	2.2	1.8	45.9
Per categorie									
0-2%			-1.6	-1.7	-1.6	-1.7	-1.8	-1.7	345.9
2-5%			-1.3	-0.3	0.0	-2.3	-0.9	-0.3	216.0
5-10%			6.2	4.8	4.1	8.7	6.6	5.1	88.2
10-15%			3.8	3.7	3.9	5.6	4.3	3.7	35.6
>15%			2.4	2.2	1.6	2.7	2.2	1.8	45.1

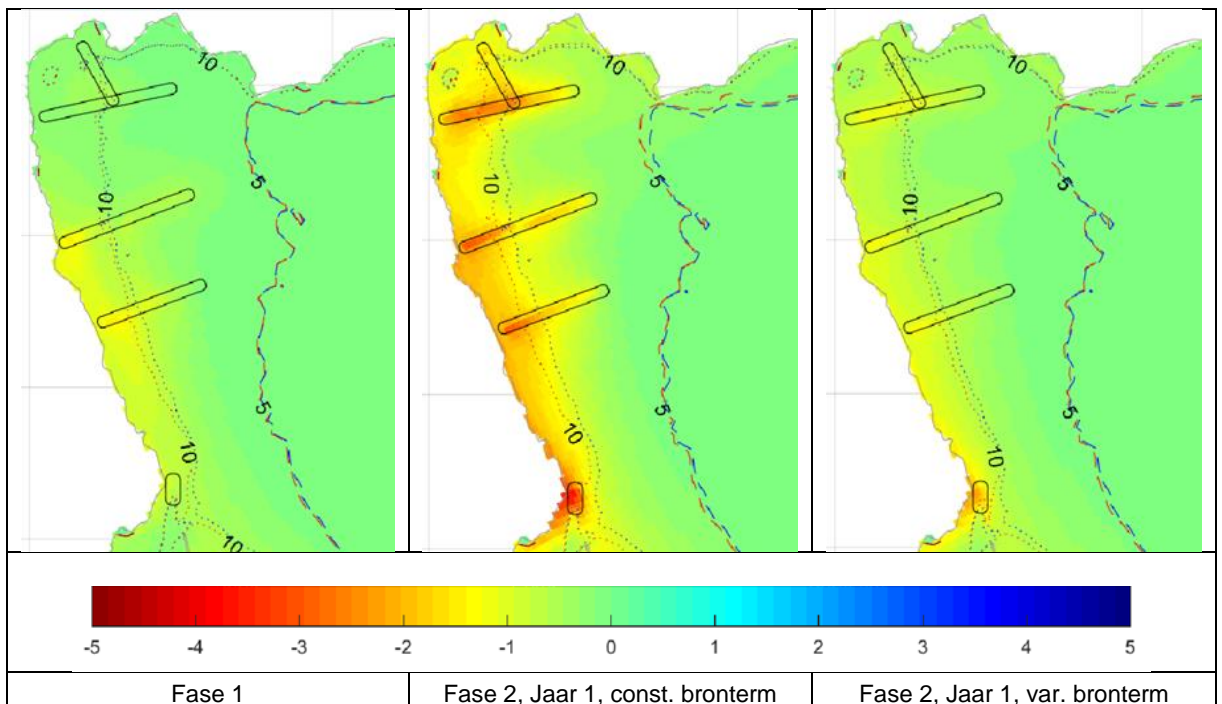
Tabel 3.4: Afname van het areaal met meer dan 2, 5, 10 en 15% licht op de bodem in het voorjaar in fase 1 en fase 2, in procenten ten opzichte van het totale areaal in het Markermeer-IJmeer in de referentie situatie (totaal areaal Markermeer-IJmeer 730.8 km²). Bij fase 2 zijn de eerste drie jaren na aanleg weergegeven, in een optie zonder en met seizoens-variantie in de brontermen (zie inleiding). De aangegeven referentie areaalen zijn cumulatief, d.w.z. telkens inclusief de volgende categorie. In het voorjaar verschillen de referenties voor fase 1 en fase 2 door een verschil in de gekozen periode (zie par. 2.1)



Figuur 3.12: Afname van het areaal met meer dan 2, 5, 10 en 15% licht op de bodem in het voorjaar in het eerste, tweede en derde jaar (fase 2). Links met constante, rechts met variabele brontermen. Grafische weergave van de gegevens in tabel 3.4, zie bijschrift aldaar.

De hoeveelheid licht op de bodem is vooral van belang in de kiemingsfase van de planten, dus in het voorjaar. Omdat het gemiddelde doorzicht sinds 2006 is toegenomen, is het areaal dat geschikt is voor plantengroei tegenwoordig groter dan het model aangeeft. Daarom is het zinvol ook naar de resultaten op basis van de zomer van 2006 te kijken toen het doorzicht

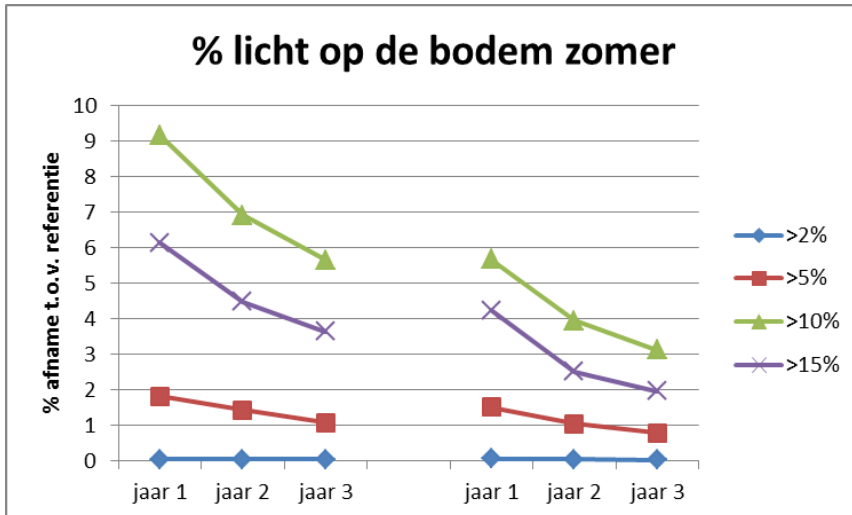
eveneens gemiddeld hoger was dan in het voorjaar (figuur 3.13). Het doorzicht in de zomers van de periode 1992-2010 is enigszins vergelijkbaar met het doorzicht in het voorjaar in de periode 2011-2016 (figuur 3.6). Het negatieve effect op het areaal met meer dan 10% licht op de bodem nodig voor een dichtere soort- en structuurrijke vegetatie is dan groter. Dat doet vermoeden dat dit ook geldt voor de huidige situatie in het voorjaar. Ook in fase 2 is het effect dan nog aanzienlijk, zelfs nog in het derde jaar (Tabel 3.5, figuur 3.14).



Figuur 3.13: Verandering in de arealen met meer dan 2, 5 en 10% van het invallend licht dat de bodem bereikt in de zomer. referentie in blauw en na uitvoering maatregel in rood (lijnen). De referentie is weergegeven als blauwe lijnen en de situatie na uitvoering van de maatregel als rode lijnen. De kleur van de ondergrond en de kleurenbalk geven de absolute veranderingen van de hoeveelheid licht op de bodem aan in procenten. Negatieve waarden (rood) betekenen een verslechtering voor de waterplanten.

Licht op de bodem	Fase 1 (aanlegfase)		Fase 2 (langere termijn)						
	Afname (%)	Areaal ref. (km ²)	Afname. constante bronterm (% van referentie areaal)			Afname. variabele bronterm (% van referentie areaal)			Areaal ref. (km ²)
			Jaar 1	Jaar 2	Jaar 3	Jaar 1	Jaar 2	Jaar 3	
>2%	0.0	707.7	0.1	0.1	0.1	0.1	0.0	0.0	707.7
>5%	0.8	346.3	1.8	1.4	1.1	1.5	1.1	0.8	346.3
>10%	4.8	152.7	9.2	6.9	5.7	5.7	3.9	3.1	152.7
>15%	2.9	83.1	6.1	4.5	3.8	4.2	2.5	2.0	83.1

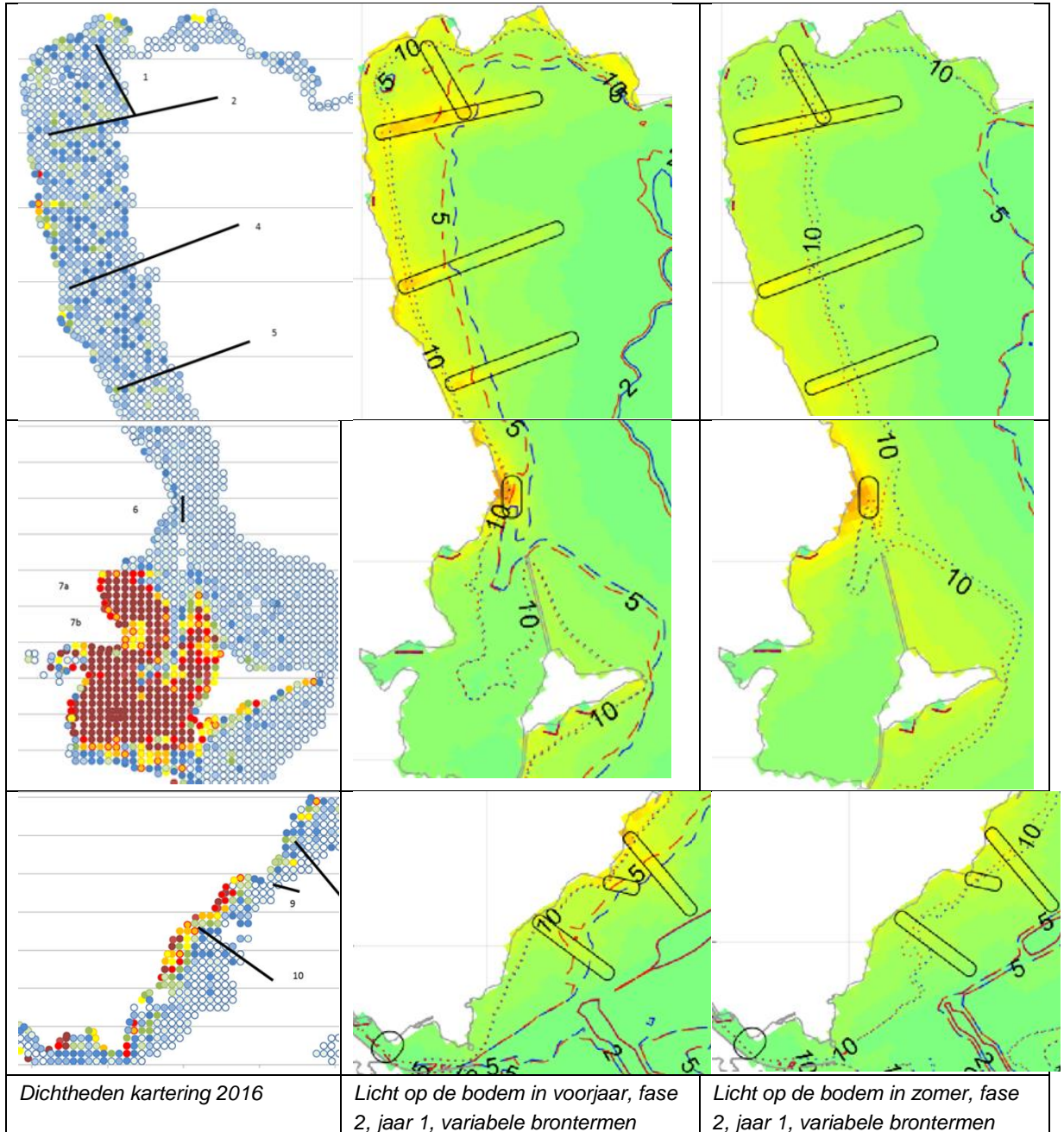
Tabel 3.5: Afname van het areaal met meer dan 2, 5, 10 en 15% licht op de bodem in de zomer in fase 1 en fase 2, in procenten ten opzichte van het totale areaal in het Markermeer-IJmeer, en het totale areaal in de referentie situatie (totaal areaal Markermeer-IJmeer 730.8 km²).



Figuur 3.14: Afname van het areaal met meer dan 2, 5, 10 en 15% licht op de bodem in de zomer in het eerste, tweede en derde jaar (fase 2). Links met constante, rechts met variabele brontermen. Grafische weergave van de gegevens in tabel 3.5, zie bijschrift aldaar.

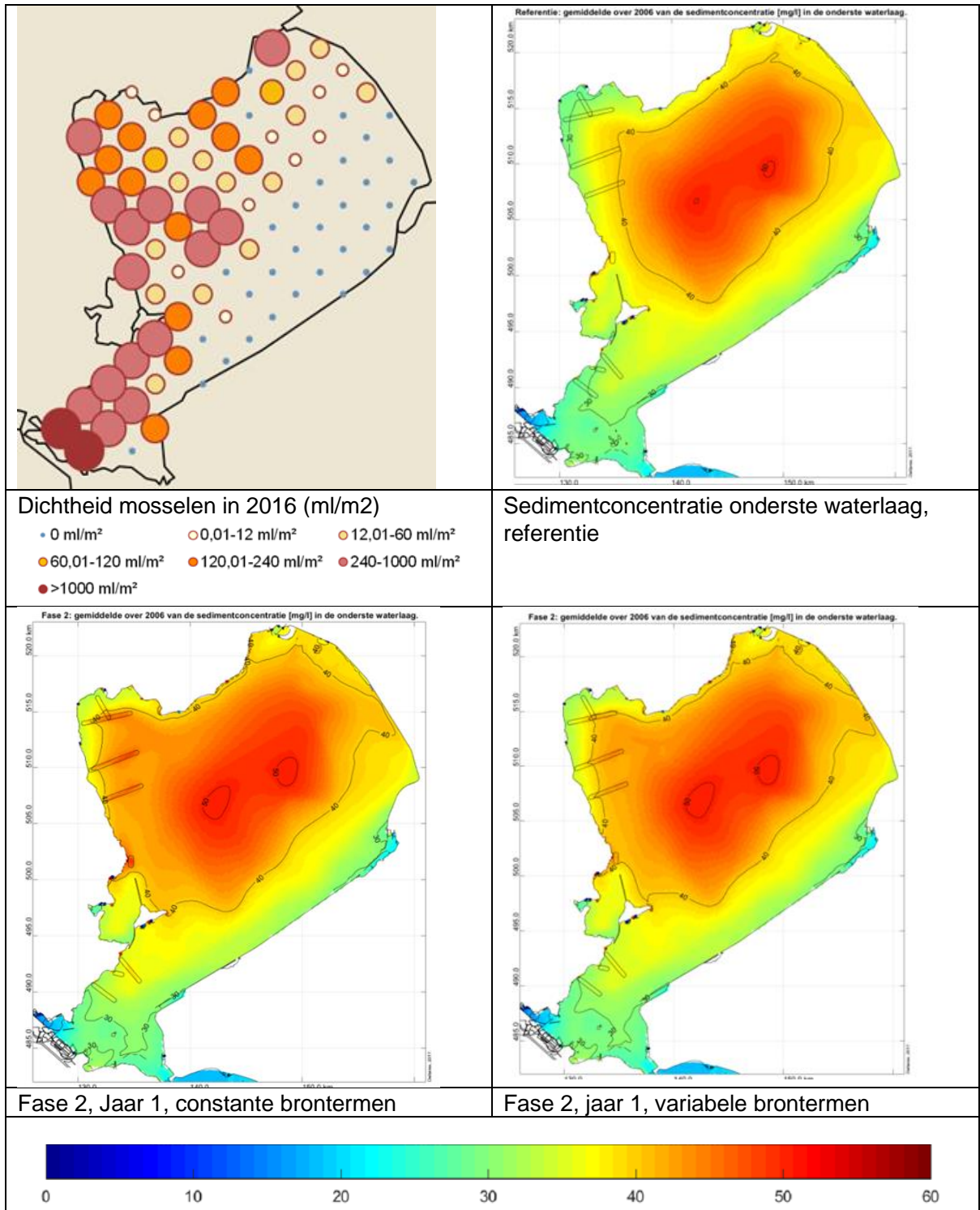
Uit een detailvergelijking van de verspreiding van vegetatie met een bodembedekking van meer dan 15% en de verspreiding van het areaal met meer dan 10% licht op de bodem in het voorjaar volgens het model, blijkt dat niet overal het laatstgenoemde areaal daadwerkelijk begroeid is in dichtheden van meer dan 15% (figuur 3.15). Tussen Hoorn en Edam, waar de raaien 1, 2, 4 en 5 liggen, is de vegetatie in deze zone ondervertegenwoordigd. Dat geldt ook voor de situatie in het eerste jaar van fase 2, de periode waarin de reductie van het geschikte areaal het grootst is. Ook dan is het overgebleven areaal met meer dan 10% licht in het voorjaar groter dan het areaal planten met meer dan 15% bedekking in 2016. In de Gouwzee daarentegen overschrijdt de dichte vegetatie de 10% licht grens, doordat de kranswieren de helderheid versterken. Hier wordt echter niet gebaggerd. Langs de Waterlandse kust is de zone met 10% licht in de omgeving van raai 10 goed bezet, bij de raaien 8 en 9 is de vegetatie weer enigszins ondervertegenwoordigd. In de omgeving van raai 10 zou dus een negatief effect kunnen optreden, maar het model voorspelt hier nauwelijks verschuiving van de 10% lijn (van blauwe naar rode stippellijn in figuur 3.15, vergelijk traject Hoorn-Edam). De grens van de arealen met meer dan 10% licht op de bodem in de zomer ligt veel verder richting open water. Dat zou kunnen betekenen dat de uitbreiding van de vegetatie met meer dan 15% bedekking op veel plaatsen achter blijft bij de autonome toename van het doorzicht. De relatieve afname van de arealen is bovendien het hoogst tussen 5 en 10% licht, en neemt af bij hogere lichtbeschikbaarheid (tabel 3.4). Dat betekent dat de afname van de werkelijke vegetatie kleiner is dan de afname van het areaal met geschikt doorzicht zoals weergegeven in tabel 3.5.

Uit de vergelijking in figuur 3.15 blijkt ook dat in de Gouwzee de hoeveelheid licht in het voorjaar nauwelijks verandert. Dat is relevant omdat dit een concentratiegebied is voor watervogels die van planten en ongewervelde dieren leven, zoals Tafeleenden.



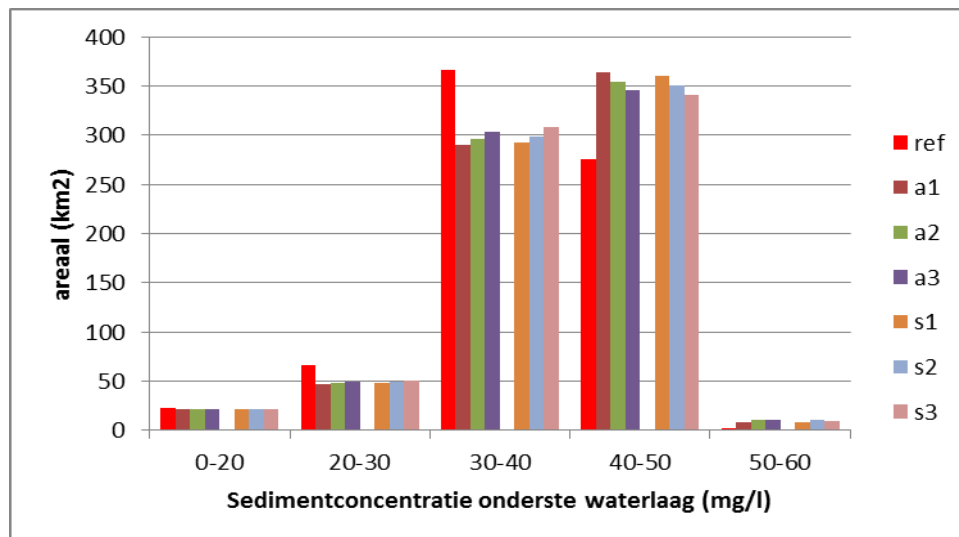
Figuur 3.15: Vergelijking tussen de totale bedekking van waterplanten in 2016 (links) en de modelresultaten voor de hoeveelheid licht op de bodem in het voorjaar (midden) en in de zomer (rechts) Bij de gegevens over waterplanten geven de blauwe kleuren bedekkingen van minder dan 15%. Voor legenda zie figuur 3.5..

3.5 Aanvullend effect van sedimentatie op bodemfauna



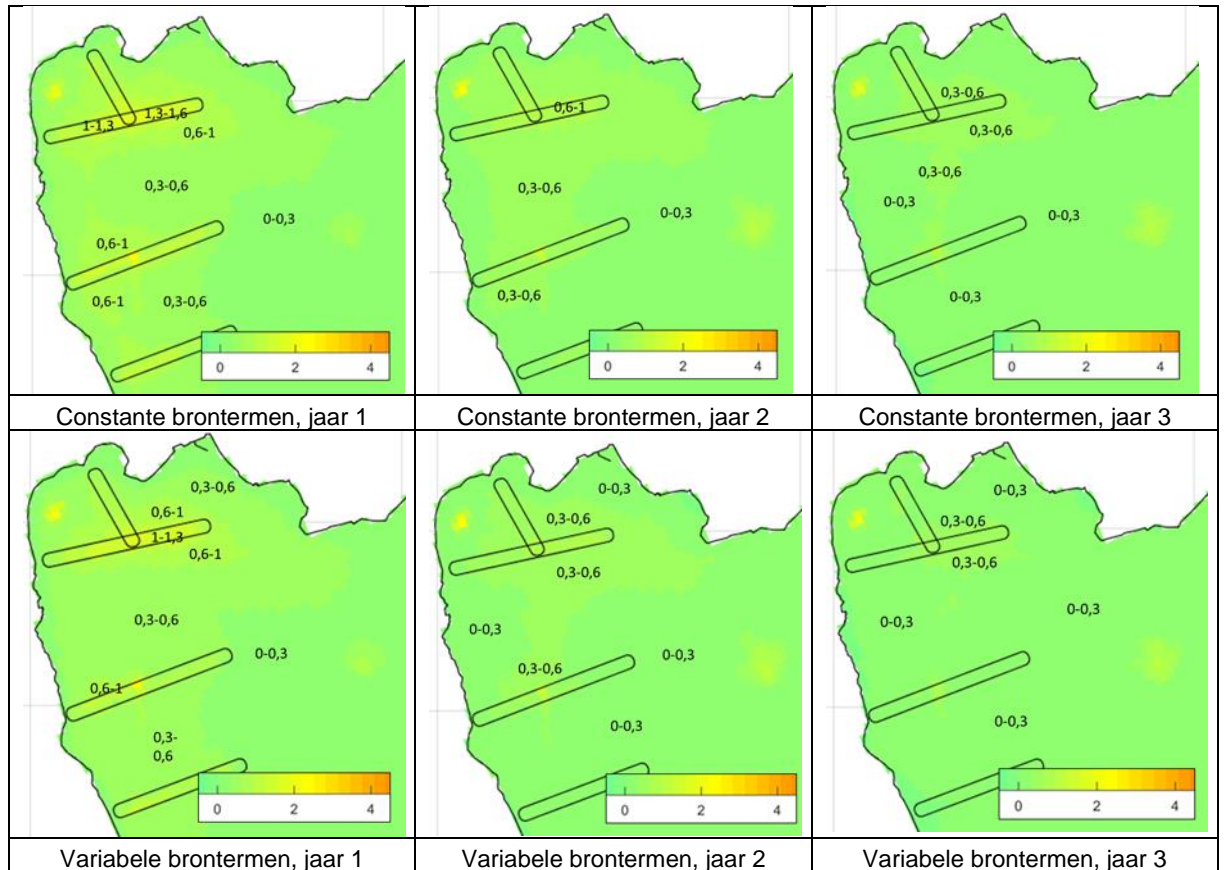
Figuur 3.16: Mosseldichtheden in 2016 (naar Bij de Vaate & Jansen 2016) en de berekende sedimentconcentraties in de onderste waterlaag (mg/l) gemiddeld over het jaar gebaseerd op de situatie in 2006. Referentie en het eerste jaar van fase 2.

In figuur 3.16 is de dichtheidsverdeling van mosselen in 2016 (zie ook figuur 3.1 met een iets andere indeling in dichtheidsklassen) vergeleken met de sedimentconcentratie in de onderste waterlaag in de referentiesituatie en na aanleg van de geulen in het eerste jaar van fase 2. Opvallend is een gebied met hoge mosseldichtheden in het midden van het meer in een gebied waarin de sedimentconcentraties in de onderste waterlaag volgens het model relatief hoog zijn. Na aanleg van de geulen in het eerste jaar van fase 2, wanneer de effecten het grootst zijn, breidt het gebied met meer dan 40 mg/l sediment in de onderste waterlaag (gemiddeld over het jaar 2006) zich naar het westen uit, plaatselijk tot aan de kust. In het tweede en derde jaar is dit ook nog het geval zij het met een beperkt herstel (figuur 3.17). Ook in deze kustgebieden komen relatief veel mosselen voor. De sedimentconcentraties die hier dan zouden optreden blijven lager dan de concentraties in de referentiesituatie in het gebied met hoge mosseldichtheden in het centrum van het meer. Dat suggereert dat toename in het westen geen grote effecten zal hebben op de mosselpopulatie.



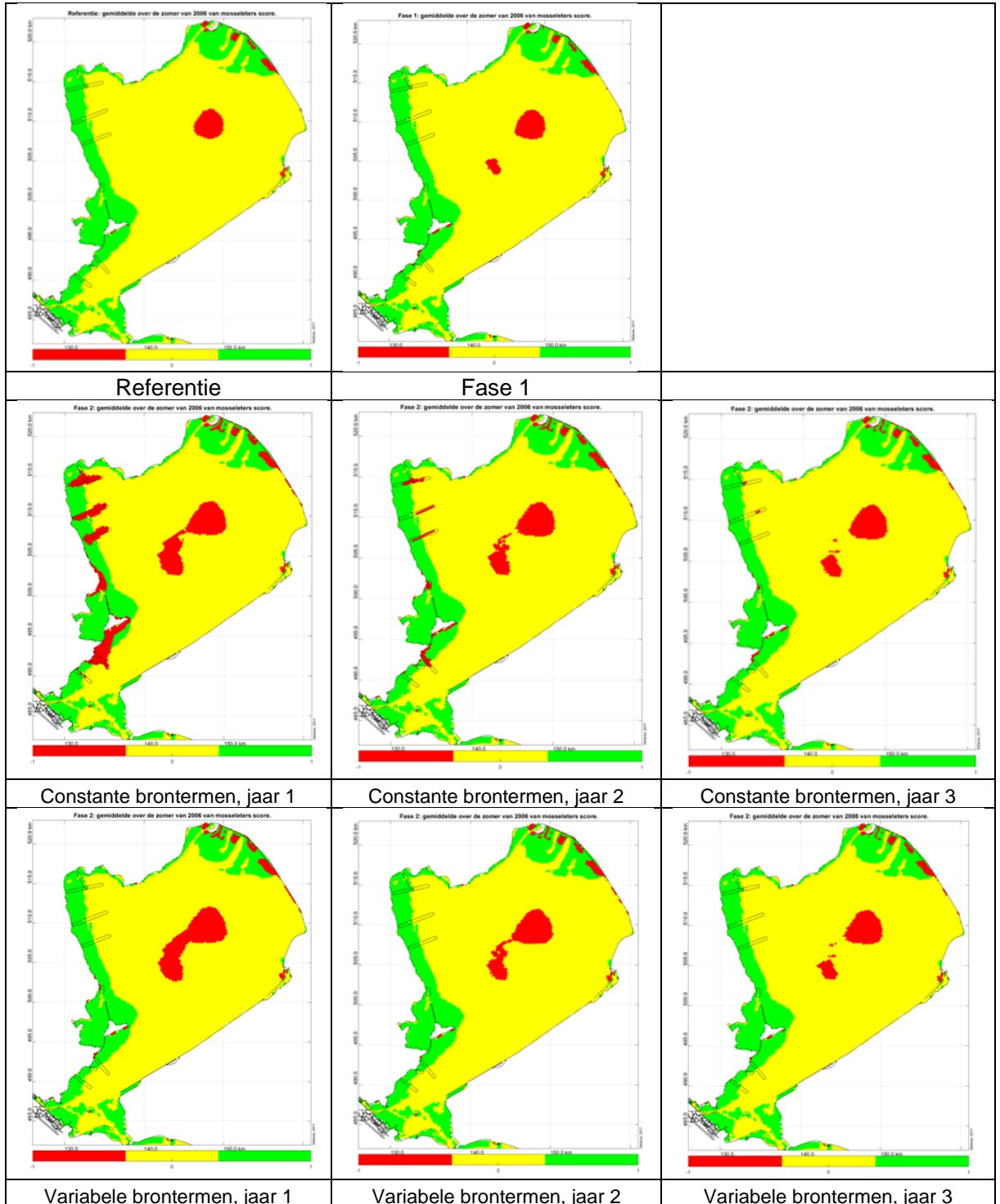
Figuur 3.17: Veranderingen in de arealen per klasse van sedimentconcentraties in de onderste waterlaag in fase 2 ten opzichte van de referentie situatie (ref), op basis van jaargemiddelden berekend over 2006. a1-a3: arealen in het eerste, tweede en derde jaar berekend met constante brontermen; s1-s3: idem met variabele brontermen. Door middeling over het hele jaar is er nauwelijks verschil tussen deze twee reeksen.

In fase 1 is de sedimentatie buiten de geulen nog verwaarloosbaar. In fase 2 vindt in de Hoornse Hop en voor de Waterlandse kust een verhoging van de bodem plaats met een hoeveelheid sediment die in het eerste jaar van fase 2 oploopt tot ongeveer 1.5 kg/ m² in de directe omgeving van een deel van de geulen (figuur 3.18). Na een maximum in het eerste jaar neemt de sedimentatie in het tweede en derde jaar weer af. De analyse van de relatie tussen mosseldichtheden en sedimentatie in paragraaf 2.2.2 geeft aan dat mosselen in het Markermeer niet of nauwelijks voorkomen in gebieden met meer dan 0.4 kg/m²/jaar sedimentatie.



Figuur 3.18: Absolute toename van de sedimenthoeveelheid in het eerste, tweede en derde jaar na aanleg in kg/m^2 (fase 2). De getallen geven een benadering van hoeveelheid sedimentatie van de desbetreffende kleur. Positieve waarden (rood) op de kleurschaal betekenen een verslechtering voor de ecologie.

Deze uitkomst is echter waarschijnlijk mede beïnvloed door ruimtelijke verschillen in eigenschappen van de ondergrond (klei of slib; wel of geen schelpen) die ook weer samenhangen met de diepte. Het verloop van de relatie tussen sedimentatie en mosseldichtheden (figuur 2.2) en het meer geleidelijke verloop van dezelfde relatie in het IJmeer suggereert dat er sprake is van afnemende geschiktheid bij sedimentatie snelheden van 0,3-0,4 tot 1,5-2,0 $\text{kg}/\text{m}^2/\text{jaar}$. De locaties met sedimentatie tussen 0,4 en 1,5 $\text{kg}/\text{m}^2/\text{jaar}$ liggen echter allemaal in gebieden waar lage mosseldichtheden ook door andere oorzaken kunnen worden veroorzaakt (diepe locaties met zachte bodem). Dat betekent dat onduidelijk blijft of de mosselen die op beperkte diepte en op een relatief stevige ondergrond groeien (kleibodems) deze mate van sedimentatie aan kunnen. Strikt genomen kan niet worden uitgesloten dat er negatieve effecten op de mosselpopulatie zullen optreden. Zo kwam in 2016 in het gebied waarin de sedimentatie volgens het model na een jaar meer dan 0,3 kg/m^2 bedraagt (orde grootte 11000 ha; locaties 6, 11, 12, 18, 19, 25, 33, 47, 59, 70, 74, 76, 79 en 88 in bijlage II) ca 21% van de mosselpopulatie voor. In het gebied met meer dan 0,6 kg/m^2 (orde grootte 4000 ha; locaties 11, 25, 40, 59 en 70) kwam ongeveer 10% voor. Deze mosselen kunnen te maken krijgen met verlaagde geschiktheid van de bodem. In het tweede jaar gaat het nog om resp. 12% en 2% van de populatie, in het derde jaar om 5% en 2% (brontermen constant; bij variabele brontermen zijn de arealen iets kleiner).



Figuur 3.19: Geschiktheid voor mosseleters in de zomer. Rood is ongeschikt, geel is matig geschikt, groen is geschikt.



De analyse in paragraaf 2.2.2 geeft geen uitsluitel over het effect daarvan op de overleving, maar het merendeel ondervindt slechts een beperkte afname van de geschiktheid en zal overleven. Omdat de berekende sedimentatie zeker in het derde jaar grotendeels tegen de ondergrens van het traject van afnemende geschiktheid ligt, is het aannemelijk dat het verlies op populatieniveau uiteindelijk aanzienlijk kleiner is dan het populatie aandeel dat in dit gebied voorkomt (dus in het derde jaar de laatst genoemde 5 en 2%). Bij gebruik van de gridlocaties van de mosselkartering is geen duidelijk verschil te zien in de schattingen bij constante of variabele brontermen. Wel is het areaal met meer dan 0.3 kg/m² sedimentatie volgens het slibmodel bij variabele brontermen aanzienlijk kleiner. In het derde jaar bestaat het voor een groot deel uit het areaal van de geulen zelf en bestaande putten. Daarom is het aannemelijk dat de teruggang in de bodemgeschiktheid door sedimentatie in fase 2 in het derde jaar zodanig klein is dat geen duidelijke effecten op de mosselpopulatie meer optreden.

Omdat de meeste andere ongewervelde prooisorten voor benthivore watervogels (slakken, vlokreeftjes, muggenlarven) mobiel zijn, is de sedimentatie in potentie eigenlijk alleen voor mosselen nadelig. De vogels zijn gezien de slechte voedselkwaliteit van de mosselen en het toegenomen aanbod van alternatieve prooien minder afhankelijk geworden van de mosselen. Omdat een zekere mate van sedimentatie in een groot gebied optreedt en omdat de analyse in paragraaf 2.2.2 uiteindelijk geen duidelijk beeld gaf van de relatie tussen dichtheden en sedimentatie, kan strikt genomen niet geheel worden uitgesloten dat het totale effect van verdieping, afdekking en sedimentatie een zodanig effect heeft op de mosselpopulatie dat ook benthivore watervogels tijdens fase 2 negatief beïnvloed zouden kunnen worden. Dit wordt ondersteund door de modelresultaten, die aangeven dat bepaalde delen van het meer in de zomer die eerder wel geschikt waren tijdens fase 2 ongeschikt worden (figuur 3.19). Dit betreft echter vooral het eerste jaar en is in het derde jaar grotendeels weer verdwenen. Bij gebruik van seizoens-afhankelijk brontermen (zie inleiding) is in de zomer al in het eerste jaar nauwelijks sprake van effect. Bovendien zijn de vogels niet meer volledig van mosselen afhankelijk en ligt een deel van het ongeschikte gebied te diep of te ver van de kust.

4 Discussie

4.1 Betrouwbaarheid van berekeningen en uitspraken

De analyses in dit rapport hebben betrekking op mogelijke veranderingen in draagkracht voor doelsoorten van Natura 2000. Die draagkracht wordt door diverse factoren bepaald, waaronder voedselbeschikbaarheid, broedgelegenheid en rust. De hier behandelde ingrepen langs de westkust hebben vooral potentieel effect op de voedselbeschikbaarheid. Die effecten kunnen bestaan uit verandering van de hoeveelheid of de kwaliteit van aanwezig voedsel (planten met bijbehorende ongewervelde dieren en mosselen) of de bereikbaarheid van dat voedsel (veranderingen in doorzicht voor viseters). Onzekerheden in de inschatting van effecten betreffen dus enerzijds de beschikbaarheid van voedsel, anderzijds de mate van afhankelijkheid van de vogels van dat specifieke voedsel. Daarnaast speelt de daadwerkelijke benutting door vogels van de gebieden waar veranderingen worden voorspeld, een rol, bijvoorbeeld via (duik)diepte of het daadwerkelijke voorkomen van prooien ten opzichte van de modelresultaten in de referentie situatie.

De methoden, die voor de presentaties in dit rapport zijn gebruikt, zijn zoveel mogelijk gebaseerd op een koppeling van modelresultaten en veldgegevens uit het gebied zelf. De "hardheid" van de resultaten verschilt met de mate waarin die koppeling mogelijk is. Die hardheid betreft concreet de toepasbaarheid van drempelwaarden die aan de koppelingen zelf of aan onderzoek of expert oordelen zijn onttrokken

4.1.1 Doorzicht voor viseters

Voor visetende watervogels is de effect schatting alleen gebaseerd op verandering in doorzicht, en dus in vangbaarheid van de aanwezige vis. Dit is de meest onzekere schatting, omdat slecht bekend is welk traject van doorzichtwaarden voor welke vogelsoort geschikt is. De nauwkeurigheid van de berekeningen van verandering in doorzicht heeft dus geen betrekking op het effect op vogels. Daarbij komt dat een verslechtering voor vogels een verbetering voor de vis kan betekenen, omdat die kunnen profiteren van een afname van predatiedruk door uitbreiding van schuilgelegenheid (troebel water). Tenslotte speelt hier meer dan bij de andere twee categorieën de autonome ontwikkeling een rol: de toename van het doorzicht na 2006 moet worden gecombineerd met de op 2006 gebaseerde modelresultaten. Omdat het water ook te helder kan zijn om vis te kunnen vangen, kan afname van het doorzicht ook positief zijn voor vogels, met name bij de huidige doorzichtwaarden in sommige deelgebieden in de zomer. Een goede inschatting vraagt in dit geval gedegen onderzoek en opname van de autonome ontwikkelingen in de modelberekeningen.

4.1.2 Waterplanten en bijbehorende ongewervelden

Bij effecten via waterplanten is sprake van een matching van twee drempelwaarden op basis van vergelijking van veldgegevens en modelresultaten: een bedekkingsgraad van 15% van waterplanten en 10% licht op de bodem in het voorjaar. De 15% bedekking was deels een praktische keuze omdat het een grens tussen twee dichtheidsklassen is bij de monitoring van waterplanten. Gegevens uit de randmeren laten zien dat in de relatie met het aantal vogels dat zijn voedsel zoekt in de vegetatiezones de lagere bedekkingsklassen er niet zoveel toe doen (Noordhuis 2001). In het Markermeer valt de begrenzing van deze vegetatie gemiddeld samen met de zone met meer dan 10% licht op de bodem in het voorjaar. De combinatie van deze

twee grenswaarden is goed bruikbaar als methode van effectberekening. Er zijn echter binnen het Markermeersysteem gebieden waar de vegetatie voorbij de 10% lijn groeit, zoals de Gouwzee, en gebieden waar de vegetatie deze lijn nog niet heeft bereikt, zoals de Hoornsche Hop. In het laatste geval is het effect op de vegetatie kleiner dan op het areaal met meer dan 10% licht.

De koppeling naar doelsoorten (vogels) is in dit geval divers. Het gaat om voedselbeschikbaarheid voor planteneters, benthoseters (slakjes e.d. tussen de planten) en indirect viseters via de functie van planten als habitat voor jonge vis. Dit laatste aspect is met de bestaande gegevens niet in drempelwaarden en effecten op viseters om te zetten. Bij planteneters is die relatie wel te leggen, maar deze relatie is in het projectgebied niet zo relevant vanwege de diepte en het beperkte duikvermogen van de meeste plantenetende vogels. Bij duikende, benthivore watervogels of soorten die zowel de planten als de macrofauna daar tussen eten, zoals de Tafeleend, is er in het Markermeer een duidelijke relatie tussen aantallen en uitbreiding van planten. Die blijkt vooral uit toename en concentratie van deze soorten in gebieden waar planten toenemen, met name de Gouwzee. Met name Tafeleenden hebben zich hier sterk geconcentreerd, en juist hier treedt nauwelijks afname op van het gebied met meer dan 10% doorzicht. Het effect op de populatie Tafeleenden is daardoor kleiner dan de over het gehele meer berekende percentuele afname van het areaal met minder dan 10% licht op de bodem in het voorjaar. Bij soorten in deze groep met een grotendeels dierlijk dieet, zoals de Kuifeend, is de relatie met planten wat minder sterk. Wel weten we dat vogels met de afname van de kwaliteit van de mosselen en de toename van planten een bredere voedselkeuze hebben gekregen (Van Rijn et al. 2012) en dus wel enigszins flexibel zijn.

4.1.3 Mosselen

Bij mosselen is getracht een relatie te leggen tussen sedimentatiesnelheden en de dichtheid in de huidige situatie. Dat blijkt lastig omdat de dichtheid ook van de aard van de ondergrond afhangt. De afname van de dichtheden op de schaal van toenemende sedimentatiesnelheden lijkt schoksgewijs plaats te vinden doordat mosselen ook op andere factoren reageren, en niet voorkomen in het cruciale traject van sedimentatie snelheden om de verandering in geschiktheid te bestuderen. Het feit dat de sedimentatie na uitvoering dicht tegen de gunstige kant van dit traject ligt en het feit dat de toename van sedimentatie in het westen niet leidt tot hogere waarden dan waarbij in de huidige situatie verder naar het oosten mosselen voorkomen, betekent dat de effecten waarschijnlijk beperkt zullen zijn.

Bij de vertaling naar effecten op vogel aantallen is van belang dat de kwaliteit van de mosselen in de loop der jaren is afgenomen. Ze groeien trager dan vroeger en blijven kleiner, en bevatten minder vlees en vet (Noordhuis et al. 2014, in prep.). Ondertussen is het aanbod aan alternatieve prooien toegenomen, bijvoorbeeld ongewervelden tussen planten. Een deel van de vogelsoorten (met name Tafeleend, in mindere mate Kuifeend) heeft daarop gereageerd met eenverbreding van de voedselkeuze (Van Rijn et al. 2012). Dit betekent dat de effecten op benthosetende vogels minder sterk zullen zijn dan de effecten op de mosselpopulatie, tenzij de alternatieve prooien ook afnemen.

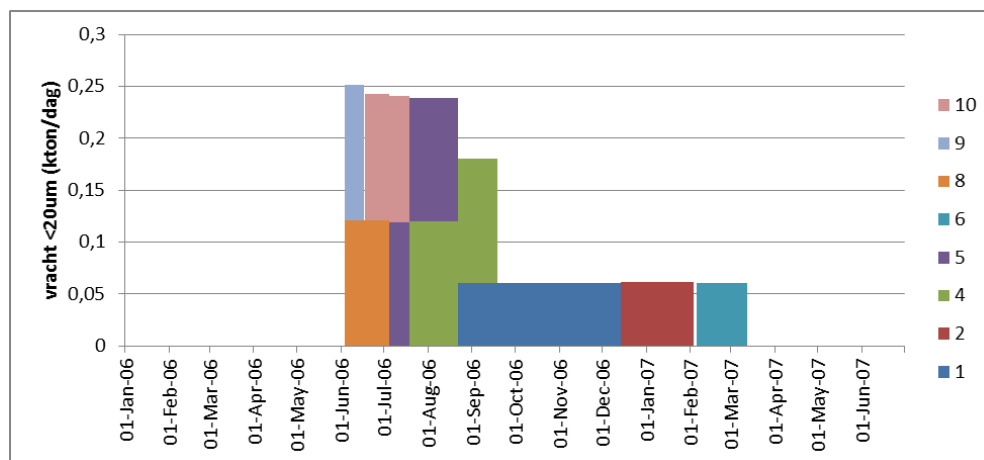
4.2 Herstellend vermogen van het systeem

Uit de onderverdeling van fase 2 in drie jaren blijkt dat de druk op het ecosysteem geleidelijk afneemt na de aanleg. De vraag is dan of de eventueel opgetreden schade permanent is of dat het systeem zich herstelt, waarbij het laatste volgens ons oordeel waarschijnlijker is. Uit de hiervoor gepresenteerde analyses en discussie blijkt dat het ecosysteem van het Markermeer sinds zijn ontstaan in 1975 in beweging is geweest, en dat (doel)soorten zich hieraan aanpassen met toe- en afnames. Toename van doorzicht resulteert na verloop van tijd in toename van planten. De snelheid waarmee dit gebeurt hangt af van de aanwezigheid van zaad- en sporenbanken. Zaden en sporen zijn vaak meerdere jaren kiemkrachtig, zodat herstel na een tijdelijke teruggang in doorzicht snel kan verlopen. Zo was een forse teruggang in de kranswierpopulatie van het Veluwemeer in 2002 binnen drie jaar hersteld. Mosselen reproduceren binnen een jaar en hebben een enorme overproductie aan larven, zodat ook die snel reageren op een verbetering van habitatkwaliteit. Viseters maken opportunistisch gebruik van veranderingen in de vangbaarheid van vis. Het ecosysteem van het Markermeer zal dus naar verwachting met de afname van de druk binnen hooguit enkele jaren na afronding van de werkzaamheden herstellen.

5 Conclusies

5.1 Fase 1

Fase 1 wordt volgens de opgegeven brontermen uitgevoerd van begin juni tot half maart in het volgende voorjaar, met de grootste intensiteit van begin juni tot half september (figuur 4.1). Daardoor zijn er in het voorjaar (1 maart – 1 juni) nauwelijks ecologische effecten.



Figuur 4.1: Verdeling van de slibvrachten in fase 1 over het seizoen, geprojecteerd op 2006/2007 (gemiddelde vracht per dag over de aangegeven periode). De nummers bij de kleuren vertegenwoordigen de nummers van de geulen (figuur 2.1).

Afdekking van bodemfauna (mosselen): Zonder het uitstralend effect via opwerveling is de afname van de mosselpopulatie van het waterlichaam kleiner dan 1%. Het effect op de voedselbeschikbaarheid voor vogels is nog kleiner omdat de voedingswaarde van mosselen tegenwoordig beperkt is. Andere bodemfauna kan zich makkelijker aanpassen.

Verwijdering en afdekking van planten: Mogelijk is bij raai 10 sprake van enig negatief effect, maar in totaal is de afname waarschijnlijk kleiner dan 1% van de totale biomassa aan planten op watersysteemniveau.

Doorzicht voor viseters: Tijdens fase 1 is waarschijnlijk geen sprake van negatieve effecten op het areaal water met geschikt doorzicht voor viseters (er is minder dan 1% afname van dit areaal).

Licht op de bodem voor planten: Op basis van de omstandigheden in peiljaar 2006 is tijdens fase 1 geen sprake van negatieve effecten op het areaal met voldoende licht op de bodem voor plantengroei in het voorjaar, in het bijzonder het areaal met voldoende licht voor een soorten- en structuurrijke vegetatie met een habitatfunctie voor vis en ongewervelde dieren (minder dan 1% afname).

5.2 Fase 2

Doorzicht voor viseters: Tijdens het eerste jaar van fase 2 is waarschijnlijk sprake van negatieve effecten (>1% afname) op het areaal water met geschikt doorzicht voor viseters. Met name in voor- en najaar, en in het IJmeer ook in de winter, is er kans op afnames van dit areaal, en dan vooral voor vogelsoorten die iets helderder water nodig hebben. De effecten strekken zich dan uit over het gehele watersysteem. In het tweede en vooral het derde jaar is het effect flink verminderd. Rond de berekeningen hangt een relatief grote mate van onzekerheid omdat de gebruikte grenswaarde van 40 cm doorzicht alleen op expert informatie is gebaseerd, waarbij geen onderscheid tussen vogelsoorten kon worden gemaakt. Daarnaast maakt de autonome ontwikkeling in doorzicht het moeilijker de op 2006 gebaseerde modelresultaten te interpreteren.

Licht op de bodem voor planten: Op basis van de omstandigheden in peiljaar 2006 is tijdens fase 2 wel sprake van negatieve effecten op het areaal met voldoende licht op de bodem voor plantengroei in het voorjaar (>1% afname), ondanks afname van het effect ook nog in het tweede en derde jaar (2.5% afname). Ter plaatse van de meeste raaien waar verdieping plaatsvindt benut de vegetatie dit potentiële areaal momenteel echter nog niet volledig, en waar dat wel het geval is (raai 10) wordt door het model nauwelijks verplaatsing van de rand van het geschikte areaal wordt voorspeld. Daarom mag worden aangenomen dat de afname van het potentiële areaal niet tot evenredige afname van de aanwezige vegetatie leidt en dat de afname van het daadwerkelijke areaal met meer dan 15% bedekking in het derde jaar van fase 2 onder de 1% zal dalen. In samenhang met de daadwerkelijke verdeling van de vegetatie, maar ook door de luwteverdeling, zijn de vogels die in deze habitat hun voedsel zoeken niet evenredig verdeeld over het gebied waar volgens afname van het areaal plaatsvindt (bijv. concentratie van vogels in de Gouwzee, waar nauwelijks afname is berekend). Het effect op deze vogels is daardoor waarschijnlijk kleiner dan op het totale areaal van deze vegetatie.

Sedimentatie en afdekking van bodemfauna: Tijdens fase 2 wordt over een areaal waarin maximaal 21% van de mosselpopulatie voorkomt de geschiktheid van de bodem voor mosselen mogelijk verminderd als gevolg van sedimentatie. Hoewel dit niet betekent dat de populatie ook met 21% afneemt, kan niet worden uitgesloten dat negatieve effecten optreden op de draagkracht voor benthivore watervogels (>1% afname van de mosselpopulatie). Het overgrote deel van deze 21% ondervindt echter slechts een geringe afname van de geschiktheid. Het door sedimentatie beïnvloede areaal verkleint in het tweede en derde jaar zodanig dat het nog 12% resp. 5% van de populatie omvat, terwijl het overgrote deel daarvan hooguit een geringe afname van de geschiktheid ondergaat. Ook gezien de tolerantie van een deel van de populatie voor relatief hoge sedimentconcentraties in de onderste waterlaag is de inschatting dat de effecten in het derde jaar zijn gedaald tot onder de 1% afname van de draagkracht voor mosselen. Omdat benthosetende vogels zich niet alleen (en minder dan in de jaren 1980) met mosselen voeden, geldt dit ook voor deze groep.

5.3 Eindconclusie effect op watervogels

Het potentiële effect op plantenetende en benthosetende watervogels is beperkt. Voor viseters is er in het voor- en najaar mogelijk sprake van negatieve effecten op de vangbaarheid van de aanwezige vis. Het effect kan echter zonder nader onderzoek niet goed worden gekwantificeerd.

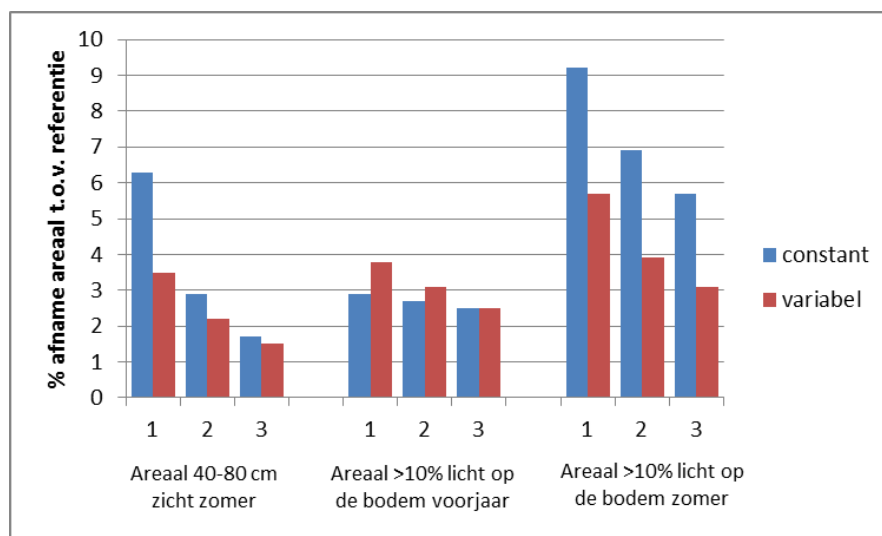
5.4 Constante of variabele brontermen

De keuze voor constante of seizoens variabele brontermen heeft een sterke invloed op de ecologische effecten. Dat komt omdat de ecologische processen die worden beoordeeld eveneens een sterke afhankelijkheid van seizoenen hebben:

- Doorzicht voor viseters is in alle seizoenen van belang, maar voor individuele soorten soms met name in de winter (Grote Zaagbek, Nonnetje) of juist in de zomer (Visdief), soms ook jaar rond (Fuut). Omdat het doorzicht in de winter op de bestaande meetpunten toch al te laag is voor viseters en het in de zomer tegenwoordig zo helder is dat het niet snel zal afnemen onder de 40 cm, is het effect het grootst in het voor- en najaar.
- Helder water voor planten is vooral tijdens de kieming in het voorjaar van belang.
- Mosselen zijn, wanneer de sedimentatie niet zo sterk is dat ze bedekt worden, het meest gevoelig in de periode waarin ze actief zijn, de periode met watertemperaturen hoger dan ongeveer 12°C. Watervogels foerageren in de zomer nauwelijks op mosselen

Uit een vergelijking van de verschillen tussen constante en variabele brontermen in de gepresenteerde effecten (figuur 4.2) blijkt dat bij de gekozen variatie die effecten ten opzichte van constante brontermen gereduceerd worden in de zomer en versterkt in het voorjaar (figuur 4.2).

De ecologische effecten zijn dus al met al het kleinst bij lozingen in de wintermaanden, het grootst in het voorjaar. Omdat in het tweede en derde jaar nog steeds lozingen plaatsvinden, verdwijnen de effecten niet geheel in deze perioden, maar ze nemen wel af. Omdat de studie is gebaseerd op twee situaties, een referentie en een effectberekening, is bijvoorbeeld voor mitigatie doeleinden alleen op deze manier een richting aan te geven. Een dosis-effect relatie is uit de analyse niet af te leiden.



Figuur 4.2: Verschil tussen constante en variabele brontermen in de inschatting van ecologische effecten in het eerste, tweede en derde jaar van fase 2.

6 Referenties

Bij de Vaate A. & E.A. Jansen 2011. De dichtheid van driehoeks- en quaggamosselen in het Markermeer: resultaten van de kartering uitgevoerd in 2011. Waterfauna Hydrobiologisch Adviesbureau, Lelystad, Rapport nr.: 2011-03

Bij de Vaate A. & E.A. Jansen 2016. De dichtheid van driehoeks- en quaggamosselen in het Markermeer: resultaten van de kartering uitgevoerd in 2016. Waterfauna Hydrobiologisch Adviesbureau, rapport 2016-01, Lelystad.

De Leeuw J.J. 1997. Demanding Divers: Ecological energetics of food exploitation by diving ducks. Van Zee tot Land Vol. 61, Rijkswaterstaat Dir. IJsselmeergebied, Lelystad.

Deltares 2016. MIRT-3 Luwtmaatregelen Hoornse Hop - Deltares bijdrage, 230233-000-ZWS-0009.

De Lucas Pardo, M.A., D. Sarpe & J.C. Winterwerp 2015. Effect of algae on flocculation of suspended bed sediments in a large shallow lake. Consequences for ecology and sediment transport processes. Ocean Dynamics, DOI 10.1007/s10236-015-0841-y

Noordhuis R. 2001. WAVOMIJ; Watervogels in de Veluwerandmeren. Aantallen van herbivoren en benthivoren in relatie tot voedselbeschikbaarheid en waterpeil. Rijkswaterstaat, RIZA Werkdocument 2001.187x, Lelystad.

Noordhuis R., A. bij de Vaate & A. Bak in prep. Causes and effects of changes in density and condition of dreissenids in the Lake IJsselmeer area, The Netherlands.

Noordhuis R., S. Groot, M. Dionisio Pires & M. Maarse 2014. Wetenschappelijk eindadvies ANT-IJsselmeergebied. Deltares rapport 1207767-000, Utrecht.

Spierts I.L.Y. 2017. Onderzoek mosselen ten behoeve van uitdiepen Vaargeulen. ATKB Adviesbureau voor Bodem, Water en Ecologie, rapport 20170070/rap01

Van den Berg M.S. 1998. Charophyte colonization in shallow lakes; processes, ecological effects and implications for lake management. PhD thesis VU Amsterdam.

Van den Berg M.S., W. Joosse & H. Coops 2003. A statistical model predicting the occurrence and dynamics of submerged macrophytes in shallow lakes in the Netherlands. Hydrobiologia 5-6-509: 611-623.

Van Giels J.N.M. 2016. Bemonstering Dreissena's "Buitenom variant". ATKB Adviesbureau voor Bodem, Water en Ecologie, rapport 0160785/rap01

Van Rijn, S., M. Bovenberg, K. Hasenaar, M. Roos & M.R. van Eerden 2012. Voedsel van overwinterende duikeenden in het IJsselmeergebied. Delta Milieu, Culemborg.

Bijlage I

Gebruikte locaties mosselgrid per geul met dichtheden 2016

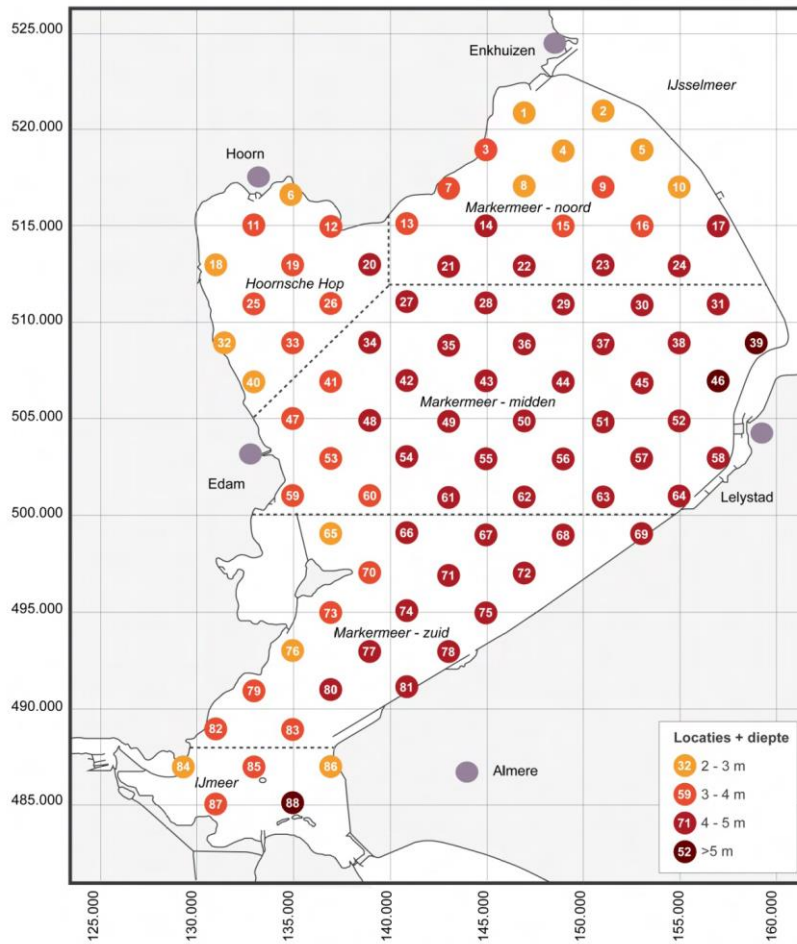
Geul nummer		Locaties mosselgrid en dichtheden				Gem
Vaargeul 1	Locatie nr	6	11	18		
	dichtheid	1,73913	170,8696	247,8261		140,1449
Vaargeul 2	Locatie nr	6	11	18		
	dichtheid	1,73913	170,8696	247,8261		140,1449
Vaargeul 4	Locatie nr	26	19	25	32	
	dichtheid	83,47826	176,087	216,5217	152,1739	157,0652
Vaargeul 5	Locatie nr	33	40	41		
	dichtheid	128,2609	330	319,5652		259,2754
Vaargeul 6	Locatie nr	47	53	59		
	dichtheid	320,8696	18,69565	333,0435		224,2029
Vaargeul 7a	Locatie nr	59*				
	dichtheid	333,0435				333,0435
Vaargeul 7b	Locatie nr	59*				
	dichtheid	333,0435				333,0435
Vaargeul 8	Locatie nr	76	80	79	83	
	dichtheid	493,4783	23,04348	428,2609	780,4348	431,3043
Vaargeul 9	Locatie nr	76	79			
	dichtheid	493,4783	428,2609			460,8696
Vaargeul 10	Locatie nr	79	83	82	85	
	dichtheid	428,2609	780,4348	886,9565	661,3043	689,2391
Vaargeul 11	Locatie nr	84				
	dichtheid	1152,174				1152,174

Gebruikte locaties uit het mosselgrid van de kartering in 2016 (Bij de Vaate & Jansen 2016) met de daar vastgestelde dichtheden, en de gemiddelde dichtheid per geul voor effectberekening.

*De vaargeulen 7a en 7b in de Gouwzee zijn niet mee gerekend. De mosseldichtheid die hier is aangegeven betreft de dichtst bij zijnde gridlocatie, maar deze ligt net buiten de Gouwzee, in de Gouwzee is niet gekarteerd. In werkelijkheid zullen de dichtheden ter plaatse van de geulen waarschijnlijk aanzienlijk lager zijn, omdat dit gebied dicht is bezet met waterplanten.

Bijlage II:

Locatienummers mosselgrid bij de kartering in 2016, uit Bij de Vaate & Jansen 2016.



Locatienummers mosselgrid bij de kartering in 2016, uit Bij de Vaate & Jansen 2016.