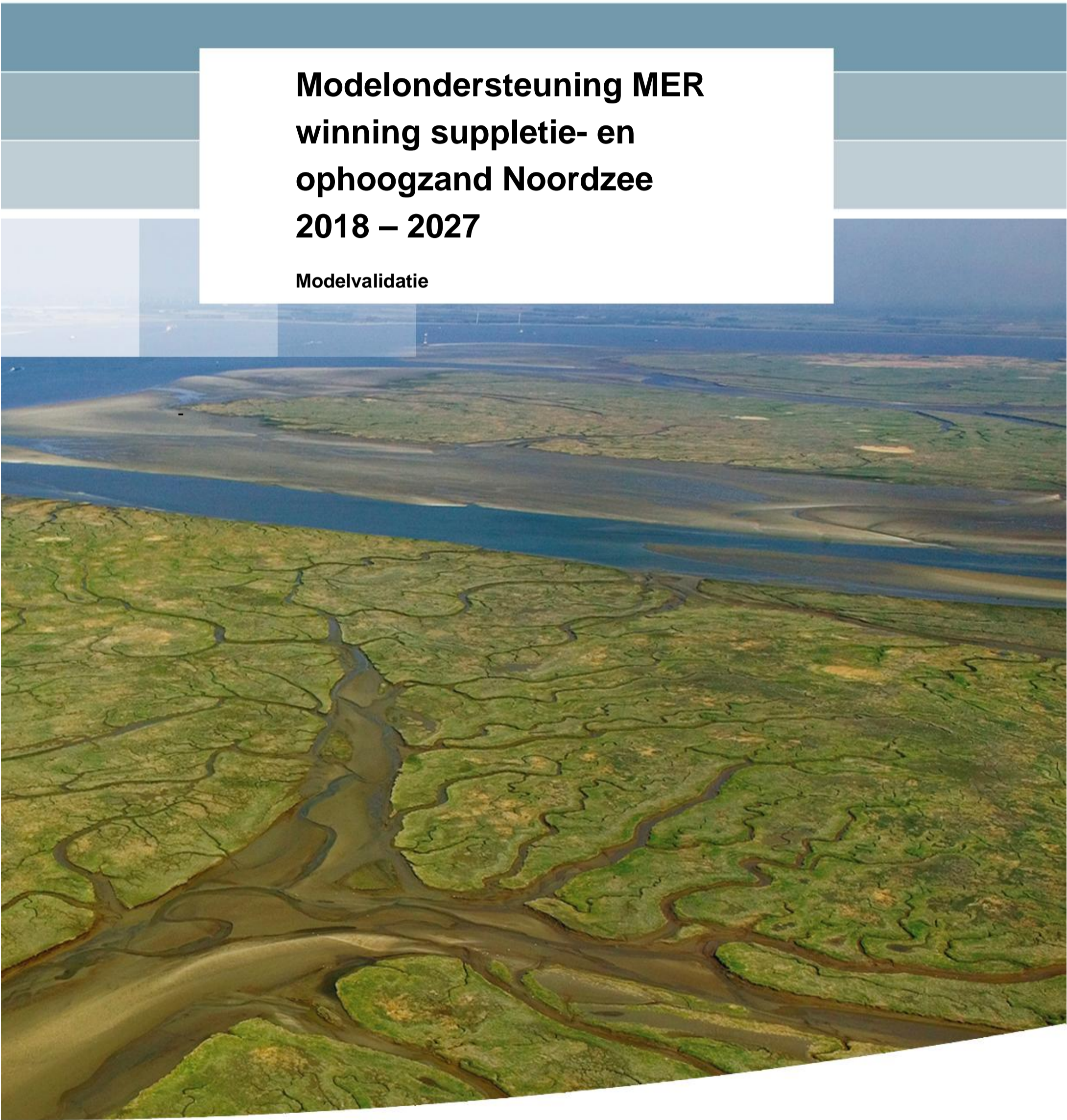


**Modelondersteuning MER
winning suppletie- en
ophoogzand Noordzee
2018 – 2027**

Modelvalidatie



Modelondersteuning MER winning suppletie- en ophoogzand Noordzee 2018 – 2027

Modelvalidatie

Theo van der Kaaij
Thijs van Kessel
Tineke Troost
Peter Herman
Luca van Duren
Nicky Villars

1230888-002

Titel

Modelondersteuning MER winning suppletie- en ophoogzand Noordzee 2018 – 2027

Opdrachtgever	Project	Kenmerk	Pagina's
RWS-WVL	1230888-002	1230888-002-ZKS-0006	75

Trefwoorden

zandwinning, milieueffect rapportage, zuidelijke Noordzee, Waddenzee, slib, primaire productie, secundaire productie, modelstudie

Samenvatting

In dit rapport worden de kalibratie en resultaten van de modellen voor waterbeweging, slib transport, primaire en secundaire productie gepresenteerd. Deze modellen worden voor effectberekeningen gebruikt om het effect van zandwinning in de Noordzee op slibconcentraties, doorzicht, primaire productie en schelpdiergroei te berekenen.

Het hydrodynamische model en het slib model voor het hele studiegebied zijn gebaseerd op bestaande schematisaties en parameterinstellingen met enkele aanpassingen. Het MoS² model, ontwikkeld voor effectberekeningen van zandwinning t.b.v. Maasvlakte 2, voor hydrodynamica en slib was het uitgangspunt. Voor de huidige studie is het oude ZUNO-DD-grid uitgebreid met een verfijnd rooster in het oostelijk deel van de Waddenzee en de Eems Dollard. Het ecologische model is in vergelijking met voorgaande MER-zandwinning wel sterk aangepast. Dit model omvat de Noordzee en de Waddenzee in één model en hierin wordt niet alleen primaire productie dynamisch berekend, maar tevens maakt een enigszins vereenvoudigd online Dynamic Energy Budget model voor schelpdieren deel uit van het totale model. Voor de Waddenzee worden hiervoor parameterinstellingen van de mossel gebruikt; voor de Noordzee worden parameterinstellingen van de Amerikaanse zwaardschede gebruikt. De geïntegreerde toepassing van het DEB-model binnen de ecologische module (GEM) was een grote aanpassing op voorgaande vergelijkbare studies.

Het hydrodynamische model is vooral gekalibreerd op het MOS² project, waarin uitgebreide kalibraties zijn uitgevoerd op basis van *in situ* meetdata en remote sensing. Opgemerkt wordt dat in de MOS² studie de Waddenzee buiten beschouwing is gelaten. Op basis van de beschikbare gegevens van saliniteit en debiet door het Marsdiep is het hydrodynamische model zo goed mogelijk gekalibreerd. Er zijn helaas geen gegevens beschikbaar van debieten door andere zeegaten en de spatiële en temporele resolutie van data m.b.t. saliniteit is matig. Op basis van de vergelijking met beschikbare gegevens constateren we dat de uitwisseling tussen de Waddenzee en de Noordzee wordt onderschat. Dit geldt overigens in gelijke mate voor de modellering van de vorige MER-zandwinning van 2011.

Ook het slibmodel is in eerste instantie gekalibreerd op de MOS² rapportages en voor de Waddenzee op basis van de MWTL meetgegevens. Hierbij bleek dat het model op de Noordzee in overeenstemming met MoS² resultaten was. Echter, ver op open zee zijn de concentraties lager dan metingen en worden geen seizoensfluctuaties gemodelleerd, die wel in de data te zien zijn. In de Waddenzee worden echter consistent te lage concentraties voorspeld. Dit kan komen door een te lage uitwisseling tussen Noordzee en Waddenzee, maar ook door de (te grove) resolutie van de Waddenzee. Een ander model op een zeer fijn rooster uit het project "Verkenning Slibhuishouding Waddenzee" (het PACE-model) gaf resultaten die wel goed overeenkomen met de meetwaarden in de Waddenzee. In de Waddenzee is daarom uitgegaan van de weekgemiddelde slibconcentraties zoals die in het project "Verkenning slibhuishouding Waddenzee" zijn berekend. Met deze aanpassingen en

Titel

Modelondersteuning MER winning suppletie- en ophoogzand Noordzee 2018 – 2027

Opdrachtgever	Project	Kenmerk	Pagina's
RWS-WVL	1230888-002	1230888-002-ZKS-0006	75

een kleine correctie op de open zee (ver van de kust) zijn de voorspelde patronen voldoende voor het uitvoeren van scenariostudies met het GEM-model.

Het GEM model is gekalibreerd op meetwaarden van nutriënten, chlorofyl-a en de biomassaverdeling van schelpdieren gemeten in het WOT-programma van Wageningen Marine Research. In het model wordt geen forcering opgelegd op basis van habitatgeschiktheid. Biomassa verdeling is uitsluitend het gevolg van voedselbeschikbaarheid. Desondanks is de verdeling van biomassa van schelpdieren redelijk in overeenstemming met de waargenomen distributies. Hierbij is het belangrijk de resolutie van het model in acht te nemen. De roostercellen van het model zijn te grof om uitspraken te doen over ligging van individuele mossel- of *Ensis*banken. De locaties waar schelpdieren goed konden groeien bleek zeker op de Noordzee zeer gevoelig voor het slibveld. Patronen van nutriëntenconcentraties en chlorofylconcentraties werden in het algemeen goed gereproduceerd. In de Waddenzee zijn nutriëntenconcentraties aan de hoge kant en bleken in het model algen ook meer lichtbeperkt dan nutriëntenbeperkt dan uit andere studies blijkt. Ook dit wijst op een onderschatting van de uitwisseling tussen de Waddenzee en de Noordzee in het hydrodynamische model. Dit kan in scenariostudies leiden tot een overschatting van effecten van vertroebeling.

De *Ensis*-DEB parameterinstellingen blijken te leiden tot een model met een zeer lange inspeeltijd. Vanwege de vereenvoudiging in de DEB-modellering (waarin geen leeftijd of groottestructuur in de populatie is aangebracht) kan het model zeer gevoelig reageren in gebieden waar de groeiomstandigheden voor *Ensis* marginaal zijn, terwijl het model in gebieden waar omstandigheden goed zijn minder gevoelig reageert.

Er wordt geconcludeerd dat het modelinstrumentarium een voldoende basis vormt om scenariostudies m.b.t. het jaargemiddelde effect van zandwinning op de Waddenzee en Noordzee mee uit te voeren, mits rekening gehouden wordt met 1) de onderschatting van het aandeel benthische primaire productie, aangezien dit laatste deel niet gevoelig is voor effecten van vertroebeling en 2) het feit dat de gemodelleerde *Ensis* (dus grote individuen) niet overal in de Noordzee de meest representatieve grazer is.

Echter, voor de toekomst is het dringend gewenst is om een aantal zaken verder uit te ontwikkelen en te testen. De noodzakelijke correcties voor slibconcentraties in de Waddenzee zijn onwenselijk. De waarschijnlijke onderschatting van de uitwisseling tussen Noordzee en Waddenzee moet inzichtelijk worden gemaakt en modellen moeten daarop worden aangepast. Om een hogere model resolutie in de Waddenzee te krijgen kan het werken met een flexibel rooster overwogen worden (D-HYDRO-FLOW). Tevens moeten de afwijkingen van het slibmodel ver op de Noordzee, waardoor voor de ecologie ook daar correcties nodig zijn beter onderzocht worden. In de langjarige dataserie zijn coherente fluctuaties in slib en chlorofyl te zien zowel in de kuststrook als verder op zee, die momenteel niet goed worden begrepen en daardoor ons vermogen om effecten in te schatten beperken.

Titel

Modelondersteuning MER winning suppletie- en ophoogzand Noordzee 2018 – 2027

Opdrachtgever
RWS-WVL

Project
1230888-002

Kenmerk
1230888-002-ZKS-0006

Pagina's
75

Tenslotte is het wenselijk om in de toekomst toe te werken naar een andere parameterisatie van de schelpdieren met een grootte- of leeftijdsafhankelijke populatieopbouw. Het huidige modelinstrumentarium is door de eenvoudige populatieopbouw principieel niet geschikt om seizoenseffecten goed te simuleren. Tevens kan het model in de huidige vorm ook geen verschuivingen in grootte- of leeftijdsopbouw van de schelpdierpopulaties voorspellen, wat in de praktijk een mogelijk gevolg kan zijn van ingrepen.

Versie	Datum	Auteur	Paraaf	Review	Paraaf	Goedkeuring	Paraaf
1	apr. 2017	Theo van der Kaaij		Jos van Gils		Frank Hoozemans	
2	juli 2017	Thijs van Kessel					
		Tineke Troost					
		Peter Herman					
		Luca van Duren					
		Nicky Villars					

Status

definitief

Inhoud

1	Inleiding	1
1.1	Doel en Aanpak	2
1.2	Modelstrategie	3
1.2.1	Effectketenbenadering	3
1.2.2	Het waterbewegingsmodel	5
1.2.3	Het slibmodel	5
1.2.4	Het ecologische model GEM	5
1.3	Leeswijzer	6
2	Keuze voor modelperiode	9
3	Waterbewegingsmodel	13
3.1	Algemeen	13
3.1.1	Aanpassing Rekenrooster en bodemligging	14
3.1.2	Verificatie waterbewegingsresultaten	17
4	Slibtransportmodel	21
4.1	Tijdreeksen slibconcentratie 2003 – 2011	21
4.2	Jaargemiddelde slibconcentratie 2003 – 2011	27
4.3	Verblijftijd in de bodem	29
4.4	Discussie en conclusies	30
5	Model voor ecologie (primaire en secundaire productiviteit)	31
5.1	Beschrijving basismodel en aanpassingen	31
5.1.1	Historie	31
5.1.2	Aanpassing voor deze MER	32
5.2	Validatie	41
5.2.1	Kaartbeelden chlorofyl	42
5.2.2	Tijdreeksen chlorofyl en nutriënten	44
5.2.3	Limiterende factoren	48
5.2.4	Bodemalgen	51
5.2.5	Grazers	55
5.3	Conclusie	62
6	Samenvatting en conclusies	65
6.1	Vergelijking met voorgaande MER	65
6.1.1	Waterbeweging en slib	65
6.1.2	Ecologie	65
6.2	Noodzakelijke verbeteringen en in te vullen kennislacunes op korte termijn	66
6.2.1	Uitwisseling Noordzee – Waddenzee	66
6.2.2	Slibconcentraties in de Waddenzee	67
6.2.3	Verbetering modellering lichtuitdoving	67
6.2.4	Ensis DEB-parameters	68
6.2.5	Inbrengen van grootte/leeftijds klassificatie in het DEB model	68
6.3	Aanbevelingen voor lange termijn verbeteringen	69
6.3.1	Verbetering Noordzeemodellering	69
6.3.2	Verbetering slibmodellering	69

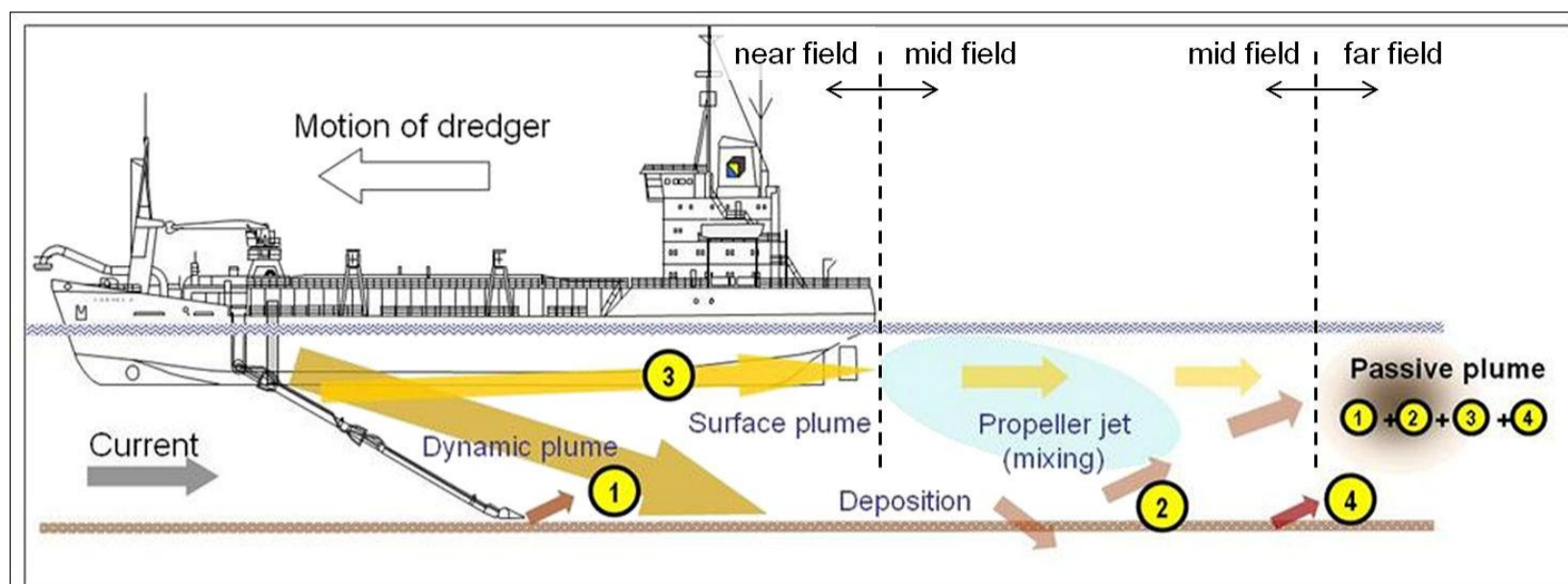
6.3.3	Verbetering ecologische modellering	70
6.4	Samenvattende conclusies t.a.v. de huidige toepassing	70
7	Referenties	71
Bijlage(n)		
A	Saliniteit Nederlandse Kustzone en Waddenzee 2009	A-1
B	Saliniteit Nederlandse Kustzone en Waddenzee 2010	B-1
C	Saliniteit Nederlandse Kustzone en Waddenzee 2011	C-1
D	Onderzoek van de modelgevoeligheid voor parameters Ensis-DEB model	D-1
D.1	Effecten van productiviteit en beginbiomassa	D-4
D.2	Effect van de grootte van de V1 morf.	D-4
D.3	Effect van gesuspendeerd materiaal	D-4
D.4	Relaties tussen productiviteit, biomassa van de grazers en biomassa van het voedsel	D-5
D.5	Implicaties voor de interpretatie van de Delwaq simulaties van de MER-ZW scenario's	D-5

1 Inleiding

In de Noordzee wordt jaarlijks zand gewonnen om de Nederlandse kust door middel van onderwater- en strandsuppleties te beschermen tegen overstromingen vanuit zee en voor verschillende commerciële doelstellingen, zoals ophoogzand. Door het aanbrengen van suppleties wordt de bestaande kustlijn en het bestaande kustfundament (het zandige gebied tussen de NAP -20 m dieptelijn en de landwaartse grens van de duinen) behouden. Zonder de zandsuppleties zou de kust eroderen en de veiligheid ten aanzien van overstromingen in Nederland aanzienlijk verminderen. Om regulier kustonderhoud in de toekomst te kunnen uitvoeren wil Rijkswaterstaat ook de komende jaren zand winnen in de Noordzee. Voor het winnen van zand is een vergunning nodig, zoals beschreven in de Ontgrondingenwet. Om een vergunning te verkrijgen is het opstellen van een milieueffectrapportage (MER) vereist. Ook voor de winning van ophoogzand is een MER vereist. Deze winning wordt uitgevoerd door verschillende bedrijven die gezamenlijk worden vertegenwoordigd door Stichting Lamer. Dit rapport is een achtergrondrapport bij de MER voor winning van suppletiezand voor het kustonderhoud door Rijkswaterstaat en bij de MER voor de winning van ophoogzand door bedrijven aangesloten door de stichting LaMER.

In deze MER-rapportages staat een beschrijving van het zandwinproces en de verschillende effecten daarvan. Het voorliggende validatierapport en de hierop volgende effectstudie hebben betrekking op één van de effecten van het zandwinnen op de Noordzee, namelijk het vrijkomen van fijn sediment (slib) tijdens de winning en het effect hiervan op de natuur in de Noordzee en de Waddenzee. Hieronder wordt een beknopt overzicht gepresenteerd van de keten van effecten die samenhangt met het vrijkomen van slib op de Noordzee.

Het sediment in de Noordzeebodem bestaat uit verschillende sedimentfracties. De grovere fracties (zand) zullen grotendeels in het beun van het baggerschip bezinken. Slib in de overvloei (pijlen 1 en 3 in Figuur 1.1), verdeelt zich over drie compartimenten: een klein deel sedimenteert direct met het fijne zand, een ander klein deel wat direct een pluim vormt en weg drijft (5-15%), en het grootste gedeelte dat als een dichtheid gedreven stroom aanwezig is op de bodem en op een (onbekend) moment dan wel in de bodem diffundeert dan wel wordt opgewerveld door golven en getij (Figuur 1.1). Deze pluim kan 2-4 meter dik weg drijven tot wel 4,5 km met de getijstrooming mee (Hitchcock & Bell, 2004). Hierdoor is de directe vertroebeling als gevolg van overvloei beperkt tot de directe omgeving.



Figuur 1.1 Proces van resuspensie bij zandwinning met een sleepopperzuiger. Fijn sediment komt vrij bij interactie van de zuigerkop met de zeebodem (proces ①), opwerveling via de impact van de propeller jet met lokaal sediment (proces ②), formatie van een oppervlakte pluim door de grenslaaginteractie onder het schip (proces ③) en menging van dichtheidsstromen nabij de bodem met omgevingswater (proces ④). De combinatie van ①+②+③+④ resulteert in een passieve slibpluim. (Naar Aarninkhof e.a. 2010, Spearman et al, 2011).

Tijdens stormen wordt het op de bodem gesedimenteerde slib bovendien opnieuw opgewoeld, en wordt het wederom getransporteerd. Het totale invloedsgebied van het fijne sediment dat bij het baggeren vrijkomt op de Noordzee beslaat, over langere perioden van jaren, vele tientallen tot honderden kilometers (zie eerdere MER-studies, b.v. Van Prooijen et al., 2006, 2007).

De extra hoeveelheid slib in de waterkolom zorgt voor een verhoging van de troebelheid. In een groot deel van het Nederlandse kustgebied is lichtbeschikbaarheid de beperkende factor voor primaire productie in tenminste een deel van het jaar, onder andere in ecologisch belangrijke gebieden zoals de Voordelta, Noordzeekustzone en de Waddenzee. Een vermindering van de beschikbaarheid van licht, door de verhoogde troebelheid als gevolg van zandwinning, kan daardoor direct invloed hebben op de primaire productie. Invloed op de primaire productie kan mogelijk gevolgen hebben voor het voedselaanbod voor hogere organismen (benthos en zoöplankton en de daarvan afhankelijke, vissen, zeezoogdieren en vogels). Inzicht in de effecten van de zandwinning op troebelheid, primaire productie, en schelpdieren is belangrijk voor het inzichtelijk maken van de effecten van zandwinning.

1.1 Doel en Aanpak

Het doel van deze modelstudie is om te bepalen wat het effect van de voorgenomen zandwinningen is op de troebelheid, de primaire productie, en schelpdieren in de gehele Nederlandse kustzone (inclusief de Waddenzee). De modelstudie wordt als basis gebruikt om op basis van expert judgement een inschatting te maken wat de effecten zijn via voedsel op vissen, vogels en zeezoogdieren. Om dit doel te bereiken worden gedetailleerde numerieke modelberekeningen uitgevoerd, die dienen als onderbouwing van de MER. De numerieke modellen zijn opgezet om het effect van zandwinning op het ecosysteem van de Noordzee en de Waddenzee te kwantificeren. Dit rapport beschrijft de opzet en validatie van de modellen voor de waterbeweging, slibverspreiding, en primaire productie die 'voor de te verwachten effecten van de zandwin-initiatieven gebruikt worden.

Of de prestaties van een model als slecht, voldoende of goed beoordeeld kunnen worden, hangt af van de vraag die met behulp van het model beantwoordt moet worden. Het doel van

onderhavige studie is om middels modelberekeningen inzicht te verkrijgen in de effecten van zandwinning op het ecosysteem van de Noordzee en de Waddenzee ten behoeve van de MER kustsuppleties (RWS) en de MERwinning ophoogzand (LaMER). Dit houdt in dat de modellen die gebruikt gaan worden, voldoende toegespitst moet zijn op het beantwoorden van deze vraag.

1.2 Modelstrategie

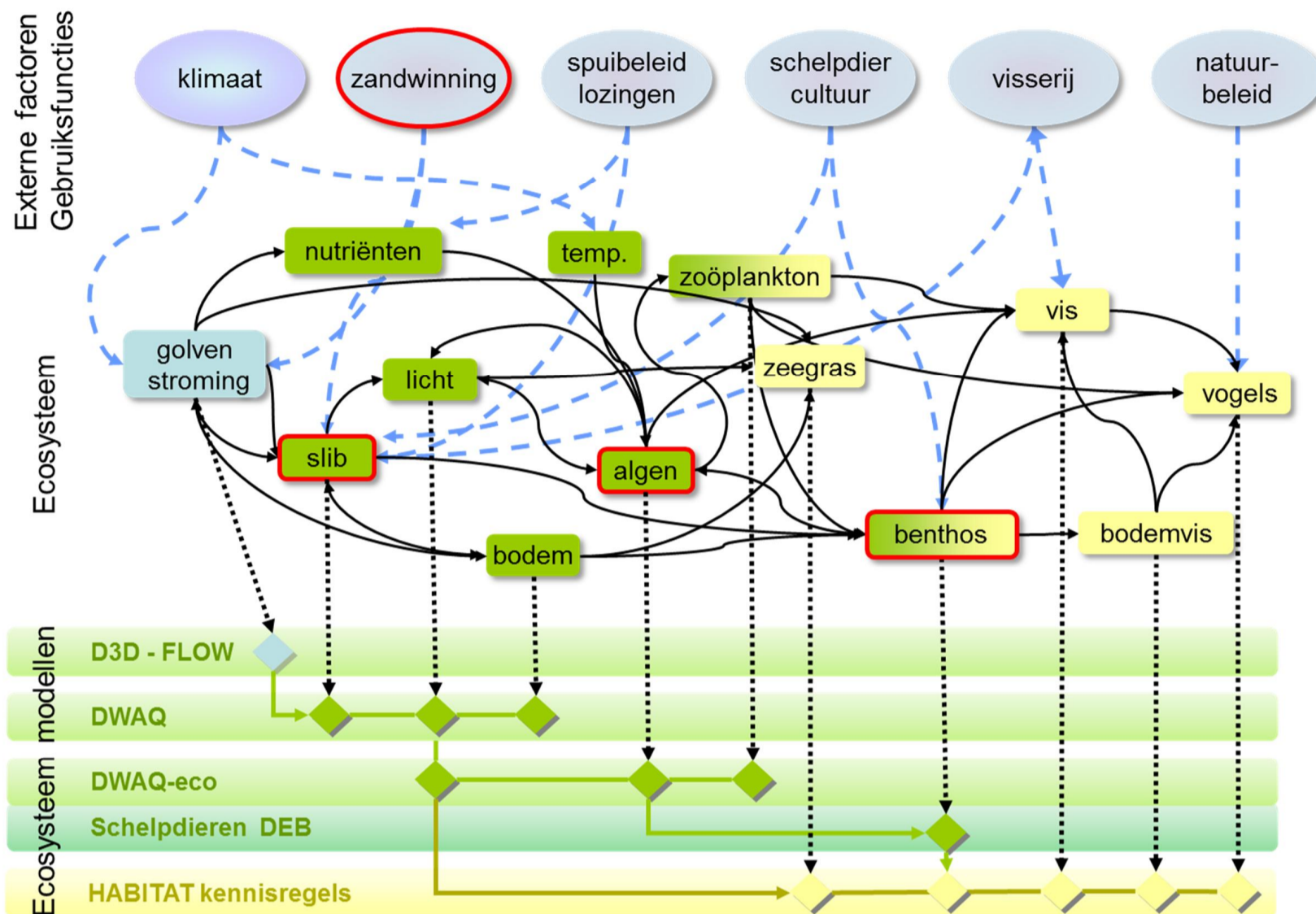
De fysische en biologische processen die onderzocht en gekwantificeerd moeten worden, zijn complex. Op dit moment bestaat er geen numeriek model dat in staat is om deze processen volledig en aaneengesloten te reproduceren. In plaats daarvan wordt een combinatie van numerieke modellen gebruikt, waarbij de uitvoer van een model als invoer van een volgend model dient.

1.2.1 Effectketenbenadering

De aanpak van dit project is gebaseerd op de effectketen benadering (Figuur 1.2). In een effectketen worden de effecten van verschillende menselijke activiteiten en autonome veranderingen op abiotische en biotische componenten van het ecosysteem op een gestructureerde wijze gekoppeld.

De effectketenbenadering beschouwt de effecten van zowel autonome veranderingen in de omgeving en menselijke ingrepen samen. Figuur 1.2 is omwille van grafische simpliciteit een beperkte weergave van de totale effectketen. Naast klimaatverandering kunnen ook processen als oceaanzuivering of andere grootschalige processen waar slechts beperkte directe sturing op mogelijk is, worden meegenomen. Ook m.b.t. de menselijke ingrepen is de lijst hier verre van compleet. Naast zandwinning kunnen ook activiteiten als baggeren en verspreiden van baggerslib, aanleg van harde structuren etc. etc. een rol spelen in de effectketen. Tevens is in figuur 1.2 het ecosysteem en de onderliggende relaties tussen elementen sterk versimpeld weergegeven, met nadruk op de elementen die voor deze studie van belang zijn.

Belangrijke voorwaarde voor de effectiviteit van deze aanpak is dat de onderliggende relaties tussen de verschillende systeemelementen voldoende goed gekend zijn.



Figuur 1.2 Schematische weergave van de effectketenbenadering en daaronder de beschikbare modelsystemen met elementen die voor dit project van specifiek belang zijn rood omcirkeld.

Voor de verschillende processen zijn verschillende modelsystemen beschikbaar die al of niet online gekoppeld gedraaid kunnen worden. De in groen aangegeven processen kunnen deterministisch berekend worden, waarbij moet worden opgemerkt dat de modellering van schelpdieren met 'Dynamic Energy Budget' (DEB)-modellering een integraal onderdeel is van de DWAQ-ECO module. Dit is belangrijk omdat schelpdieren een significant terugkoppelingseffect kunnen hebben op primaire productie en algenbiomassa. In veel gebieden is primaire productie niet goed te modelleren zonder de effecten van graas door schelpdieren mee te nemen. Voor vogels, vissen en andere organismen hoger in de voedselketen is de beschikbaarheid van voedsel slecht één van de factoren die de draagkracht van een gebied bepalen. Habitatgeschiktheid, beschikbaarheid van rustplaatsen, beschikbaarheid van kraamkamergebied zijn een paar voorbeelden van factoren die ook een belangrijke invloed hebben en die de directe relatie tussen voedselbeschikbaarheid en draagkracht kunnen vertroebelen. In het algemeen geldt: hoe hoger in de voedselketen hoe moeilijker harde voorspellingen gemaakt kunnen worden op veranderingen in aantallen of biomassa van een populatie.

In de gekozen aanpak wordt eerst een waterbewegingsmodel gebruikt om de transportvelden te berekenen. De transportvelden worden daarna gebruikt om slibtransporten en veranderingen in slibconcentraties te bepalen. Vervolgens wordt binnen de ecologische module op basis van het waterbewegingsmodel en het slibmodel, geïntegreerd met gegevens betreffende nutriëntenlozingen, de primaire productie (groei van microalgen) en secundaire productie (schelpdiergroei) gemodelleerd. Binnen dit project gebeurt dit op hetzelfde rekenrooster als de hydrodynamica en het slibmodel.

1.2.2 Het waterbewegingsmodel

Het waterbewegingsmodel wordt gebruikt om de transportpatronen te berekenen die het transport van slib en nutriënten bepalen. Het model is gebaseerd op het Delft3D-FLOW software systeem en bevat de zuidelijke Noordzee (ZuNo) en Waddenzee. Delft3D-FLOW is een drie-dimensionaal hydrodynamisch computermodelpakket dat transportvelden in tijd en ruimte als gevolg van getij, wind, en rivierlozingen berekent. Het model gebruikt de zogenaamde “domein decompositie” (DD) techniek, waardoor roosterdomeinen van verschillende horizontale resoluties tegelijk gebruikt kunnen worden, wat een gunstige invloed heeft op de rekentijd. De opzet die in de huidige studie is gebruikt wordt Zuno-DD genoemd.

Het ZuNo-DD model, en zijn voorganger het ZuNo model, zijn de afgelopen 15 jaar in een groot aantal studies gebruikt:

- De studies naar de effecten van een luchthaven in Zee, i.e. de Flyland studie (Roelvink, Kaaij and Ruessink 2001),
- De studies naar de effecten van Maasvlakte 2, (Kessel, et al 2006; Cronin, et al. 2013; Cronin en Blaas 2015),
- De eerdere modelondersteuning MER winning suppletiezand, (Keetels, et al. 2012).

In al deze studies zijn modelresultaten uitgebreid vergeleken met gemeten waterstanden, zoutconcentraties en watertemperaturen. Daarnaast is informatie over grootte van getijdebieten en het restdebiet door het Marsdiep, de zgn. TESO metingen, vergeleken met berekende debieten. Tenslotte zijn de berekende restdebieten door het Kanaal vergeleken met wat bekend is over de grootte van dit restdebiet (langjarig gemiddelde van ongeveer 100,000 m³/s).

Aangezien het waterbewegingsmodel zoals gebruikt in de huidige studie in essentie identiek is aan het model gebruikt in eerdere studies, wordt voor de detailvergelijking met metingen verwezen naar deze eerdere studies. In dit rapport worden voornamelijk modelresultaten vergeleken met berekeningsresultaten afkomstig van de meest recente studies waarin het zuNo-DD model is gebruikt, zoals Cronin, et al. (2013) en Cronin en Blaas (2015).

1.2.3 Het slibmodel

De slibconcentraties worden berekend met behulp van het Delft3D-WAQ software systeem. Dit model maakt gebruik van de transportvelden berekend door het waterbewegingsmodel (het hierboven omschreven Delft3D-FLOW), om het transport van slibdeeltjes te berekenen. Slibdeeltjes komen vrij in de beoogde wingebieden, en worden getransporteerd door stromingen. Onder invloed van de zwaartekracht kunnen de deeltjes op de bodem bezinken, maar ze kunnen ook als gevolg van de combinatie van stromingen, golven, en wind opwervelen, waarna ze onder invloed van stromingen verder getransporteerd kunnen worden. De details van het model worden in dit rapport verder gespecificeerd.

Het model wordt gebruikt om de slibconcentraties in de waterkolom en de zeebodem in de zuidelijke Noordzee en de Waddenzee te berekenen. Voorafgaand aan de scenarioberekeningen is het slibmodel gekalibreerd om de gemeten slibconcentraties en bodemsamenstelling langs de Nederlandse kust en in de Waddenzee zo goed mogelijk weer te geven. In het voorliggende rapport wordt deze kalibratie en verificatie beschreven.

1.2.4 Het ecologische model GEM

Het GEM (Generiek Ecologisch Model) Noordzee model is ontwikkeld op basis van het generieke software systeem Delft3D-ECO. Dit model beschrijft het stoftransport, de nutriënten- en zuurstofhuishouding, de primaire productie, chlorofylconcentratie,

samenstelling van het fytoplankton en het onderwater lichtklimaat. Binnen het huidige project is de originele module uitgebreid met een online gekoppelde Dynamic Energy Budget modellering voor schelpdieren (Troost et al. 2010).

Het model maakt gebruik van transportvelden uit het hydrodynamische model (het hierboven omschreven Delft3D-FLOW) en velden van slibconcentraties in de waterkolom en in de bodem (uit het hierboven omschreven slibmodel) om de verhouding en concentraties van nutriënten en licht te berekenen. Die hoeveelheden worden dan gebruikt om de primaire productie, concentratie van chlorofyl en detritus en samenstelling van het fytoplankton te berekenen en gekoppeld hieraan de groei van schelpdieren. De effecten van begrazing van het fytoplankton op de biomassa van algen door schelpdieren wordt hierin meegenomen alsmede terugkoppelingseffecten van schelpdieren op de algengroei. Effecten van schelpdieren op algengroei kunnen betreffen: de effecten van filtratie op het lichtklimaat en effecten van vertering van algen en mineralisatie van biodepositie op de nutriëntenkringloop.

Het model wordt gebruikt om de primaire productie in de zuidelijke Noordzee en de Waddenzee te berekenen. Voorafgaand aan de scenarioberekeningen is het GEM model gekalibreerd om de gemeten hoeveelheden (nutriënten, chlorofyl, detritus, schelpdierbiomassa etc.) langs de Nederlandse kust en Waddenzee zo goed mogelijk weer te geven (Los et al., 2008; Los en Blaas, 2010; de Kluijver et al 2015).

Voor het hieraan gekoppelde DEB-model (Kooijman 2010) is voor de Noordzee gekozen voor de parameterinstellingen vande Amerikaanse zwaardschede *Ensis directus*, die ook in de vorige MER-studie zijn toegepast (Wijsman e.a 2011, Schellekes 2012). *Ensis* omvat een groot deel van de totale biomassa aan schelpdieren in de kustzone van de zuidelijke Noordzee. Voor de Waddenzee hierom gekozen voor parameterinstellingen gekalibreerd op de mossel (*Mytilus edulis*). Binnen de Noordzee en de Waddenzee is geen sturing opgelegd waar schelpdieren wel of niet kunnen groeien. De uiteindelijke verdeling is dus volledig gebaseerd op het voedselaanbod. In deze studie is vanwege de beperkte tijd een enigszins vereenvoudigde versie van het DEB model gebruikt, waarin geen leeftijds- of groottestructuur is aangebracht. Hierdoor kunnen veranderingen in ruimtelijke verdelingen van totale schelpdierbiomassa's wel goed gemodelleerd worden, maar is het moeilijk om een uitspraak te kunnen doen over veranderingen in groeisnelheid. Hierbij wordt momenteel nog geen rekening gehouden met andere factoren dan voedsel die recruitering bepalen, omdat hierover onvoldoende kennis beschikbaar is. Tevens is het niet mogelijk om goed seizoensspecifieke effecten door te rekenen of maatregelen zoals minder zandwinning in bepaalde seizoenen. Groeisnelheid van jonge stadia is een belangrijke overlevingsfactor. Kleine, net gevestigde schelpdieren zijn bijzonder kwetsbaar voor predatie door garnalen en hoe sneller ze hier uit groeien, hoe beter de overlevingskansen zijn. Om een toch een beetje inzicht te krijgen in deze kwetsbare fase is voor alle schelpdieren in elk modelvak 1 net-gevestigd individu geplaatst, waarvan de groei is opgevolgd. Dit ene individu heeft geen impact op de biomassa van de populatie, maar dient alleen als indicator voor groeisnelheid van zeer jonge individuen.

1.3 Leeswijzer

In Hoofdstuk 2 wordt een korte beschouwing gegeven van de keuze voor de modelperiode en het jaar 2007, waar uiteindelijk alle scenariostudies mee gedaan worden. Hoofdstuk 3 beschrijft de opzet en de validatie van het waterbewegingsmodel. In hoofdstuk 4 wordt de slibmodellering beschreven en de validatie hiervan. Hoofdstuk 5 beschrijft het volledige ecologische model (nutriënten, primaire productie en secundaire productie) en de validatie van dit model.

In hoofdstuk 6 worden de conclusies samengevat en wordt tevens een overzicht gegeven van de onderdelen waar dringend verbeteringen nodig zijn voor toekomstige modeltoepassingen.

2 Keuze voor modelperiode

Bij de vorige MER (2012-2017) zijn alle modelstudies (hydrodynamisch, slib en ecologisch) uitgevoerd met als basis het jaar 2007. De keuze om van één jaar de forcering te gebruiken (meteorologie, rivierafvoer, uitwisseling op de 'randen' van het model) was gebaseerd op twee redenen. Ten eerste, voor scenariostudies moet men een keuze maken t.o.v. de achtergrondwaardes waar de effecten van de te modelleren activiteiten tegen afgezet worden. Aangezien weersomstandigheden en andere randvoorwaarden voor de toekomst onbekend zijn, moeten daar aannames over gedaan worden. In theorie is het mogelijk om meerdere jaren te kiezen, maar daarmee kan ook variabiliteit worden geïntroduceerd die het gevolg is van bv weersomstandigheden, i.p.v. de scenario's. Effecten worden hiermee lastiger te interpreteren. Het ligt dus voor de hand om een 'gemiddeld' jaar te kiezen. Ten tweede ontbrak de tijd en de reken capaciteit om meerdere jaren door te rekenen.

Aan de keuze voor het jaar 2007 van de vorige MER is een uitgebreide analyse vooraf gegaan (Keetels et al 2012). Hierbij zijn windsnelheid en -richting en rivierafvoeren betrokken, alsmede de verschillende getijcomponenten. Analyses zijn uitgevoerd over 30 jaar. Voor windveld en rivierafvoeren bleek 2007 zeer dicht bij het langjarige gemiddelde te zitten (Tabel 2.1). Wel werden er enige afwijkingen geconstateerd op de getijcomponenten M2 (iets kleiner dan gemiddeld en K1 (iets groter dan gemiddeld). Uit deze analyse bleek wel dat een echt 'gemiddeld jaar' niet bestaat.

Tabel 2.1 Jaargemiddelde Bovenrijn afvoer bij Lobith voor de jaren 1989 t/m 2008 (afkomstig uit Keetels et al.2012)

Jaartal	Jaargemiddelde Bovenrijnafvoer (m ³ /s)
1989	1821,1
1990	1856,5
1991	1753,5
1992	2012,0
1993	2013,4
1994	2531,0
1995	2794,7
1996	1759,2
1997	1914,2
1998	2267,8
1999	2811,0
2000	2521,3
2001	2849,2
2002	2974,2
2003	1821,2
2004	1890,1
2005	1901,7
2006	2093,8
2007	2375,6
2008	2116,5
1989-2008	2203,9

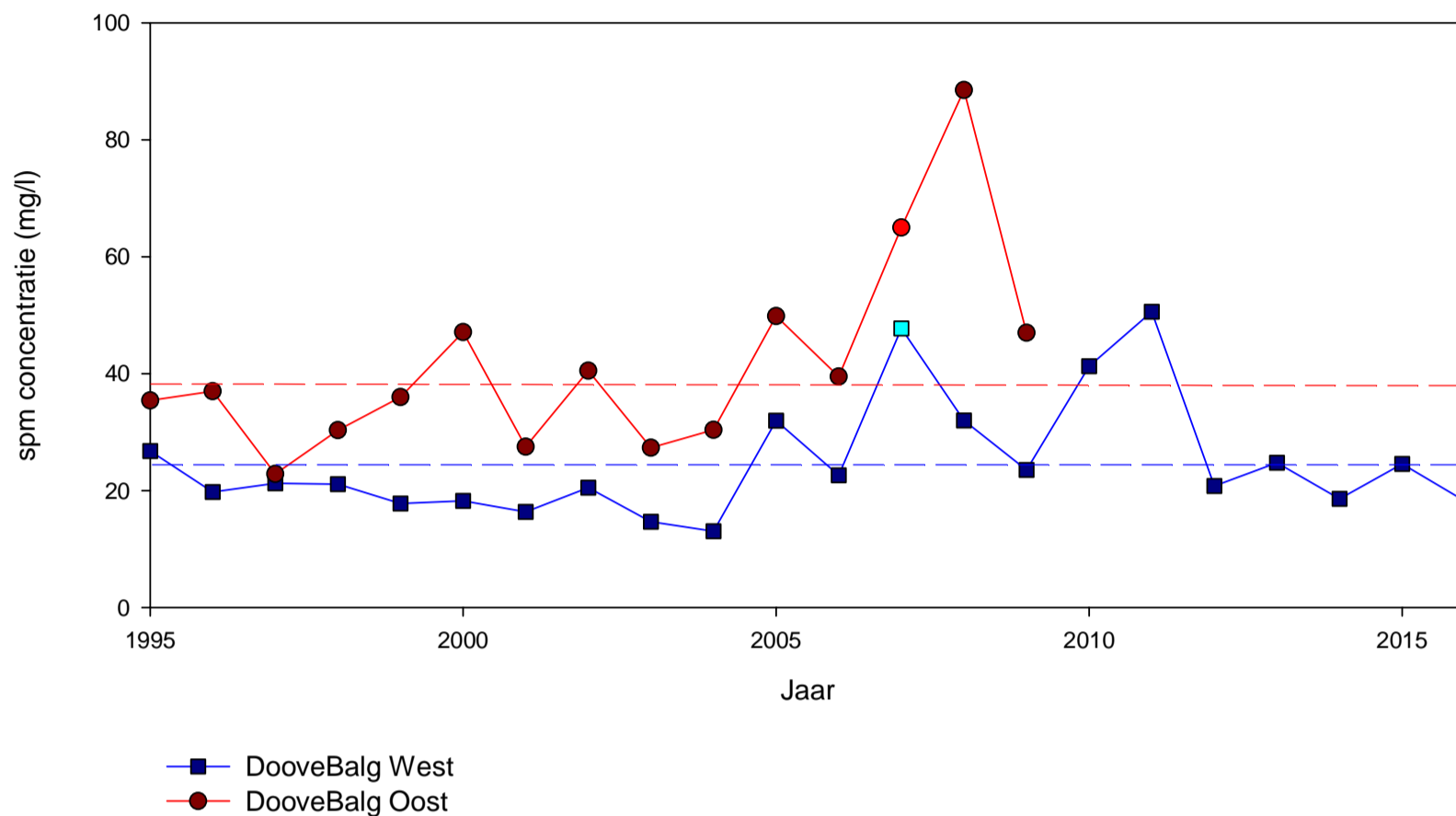
In de huidige studie is er voor gekozen voor de validatie van de hydrodynamica en de slibmodellering een range aan jaren (2003 – 2011) te modelleren, maar voor de

scenariostudies weer het jaar 2007 te gebruiken. Het heeft voordelen om meerdere jaren te modelleren omdat hiermee inzicht verkregen wordt in de variabiliteit en in de robuustheid van de modelresultaten. De keuze voor de periode 2003-2011 is genomen omdat voor deze periode de randvoorwaarden direct beschikbaar waren vanuit andere projecten (o.m. MOS²).

Eigenlijk zou het ook wenselijk zijn om scenariostudies met een aantal verschillende uitgangsjaren uit te voeren, omdat de doorwerking van een verhoging van de slibconcentratie op de ecologie heel anders kan zijn als de uitgangssituatie anders is. Echter voor scenariostudies was het binnen de beperkte tijd en budget niet mogelijk om scenario's te berekenen voor meerdere jaren.

In deze studie is er voor gekozen om weer voor het jaar 2007 te kiezen. Bij de vorige MER-zandwinningsstudie is er in de Waddenzee aan de effecten op schelpdieren gewerkt met het ECOWASP model (Brinkman 1993 en Brinkman 2012). Dit is een model dat met grovere compartimenten werkt en ook anders omgaat met slibvelden. Dit model wordt niet langer gecontinueerd. Dit model is in het verleden veel gebruikt voor studies aan de Waddenzee en is zeer uitgebreid gekalibreerd. Een deel van de validatie van het nieuwe GEM-DEB model kan worden verkregen uit vergelijkingen met de vorige MER. Deze vergelijking wordt vergemakkelijkt door hetzelfde uitgangsjaar te nemen.

Ondanks het feit dat 2007 op een aantal aspecten zoals windkracht en richting en rivierafvoeren dus relatief gemiddeld is, blijkt dit jaar op een aantal essentiële aspecten wel af te wijken. In de Waddenzee blijkt dit een jaar te zijn met vrij uitzonderlijk hoge jaargemiddelde slibconcentraties, zoals blijkt uit de metingen van Doovebalg Oost en Doovebalg West, twee MWTL meetstations in de westelijke Waddenzee (Figuur 2.1).



Figuur 2.1 Jaargemiddelde zwevendstofconcentraties in de westelijke Waddenzee over de periode 1995 – 2016. Het jaar 2007 is gemarkeerd met de helder rode en lichtblauwe symbolen. Het jaar 2007 blijkt gemiddeld een zeer troebel jaar te zijn in vergelijking met de rest van de periode. Gemiddelde waarde over de hele periode 1995-2016 is aangegeven met de rode en blauwe horizontale lijnen voor respectievelijk Doovebalg Oost en Doovebalg West.

3 Waterbewegingsmodel

3.1 Algemeen

De basis voor de modellering is het waterbewegingsmodel, het ZuNo-DD model (ZUIDelijkeNOordzee-DomeinDecompositie), zoals gebruikt in het MOS² project (Cronin, et al. 2013). Dit is een groot project, uitgevoerd in 2011 – 2014 waarin een modelinstrumentarium is opgezet om effecten van de aanleg van Maasvlakte 2 op de sedimentdynamiek te kunnen evalueren. De modellen, zowel het waterbewegingsmodel als het slibmodel zijn zeer uitgebreid gevalideerd met beschikbare metingen en zijn tevens extern gereviewd door internationale specialisten (Borst 2014).

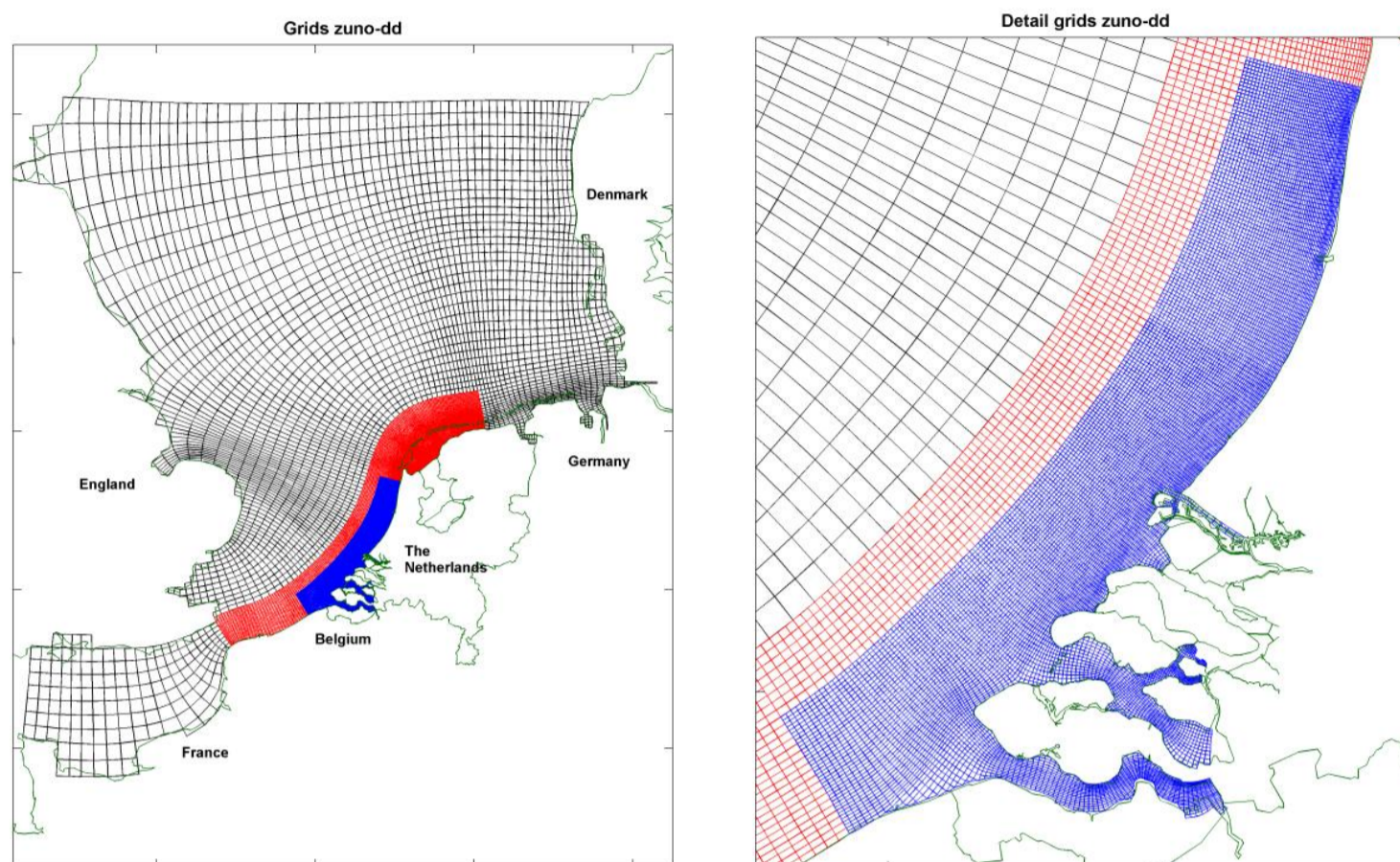
Naast waterstanden en stroomsnelheden, rekent het waterbewegingsmodel de saliniteit en de temperatuur uit. Saliniteitsverschillen vinden hun oorsprong in de zoetwater rivierafvoeren naar de Noordzee. Dit betekent dat ook alle grote rivieren in de modelschematisatie zijn opgenomen. De temperatuur van het water is een resultante van de temperatuur zoals voorgeschreven op de open zeevanden, de temperatuur van het instromende rivierwater en uitwisseling van warmte tussen het zeewater en de atmosfeer.

De berekende (getij-)waterstanden en stroomsnelheden zijn een gevolg van de forcering op de open zeevanden van het model, de meteorologisch windforcering en de dichtheidsverschillen van het zeewater als gevolg van saliniteits- en temperatuurverschillen. Berekende waterstanden en stroomsnelheden, eigenlijk de daaruit volgende transporten van water en de daarin aanwezige stoffen, voeden het slibmodel en het ecologische model.

De meteorologische forcering, ruimtelijk variërende wind-, luchtdruk- en temperatuurforcering, zijn afkomstig uit het HIRLAM model van het KNMI.

Met het waterbewegingsmodel zijn de jaren 2003 tot en met 2011 gesimuleerd.

Het rekenrooster van het ZuNo-DD model (ZUIDelijkeNOordzee-DomeinDecompositie) wordt getoond in Figuur 3.1.



Figuur 3.1 Rekenrooster ZUNO-DD model; links overall, rechts detail fijne domein

Het model heeft 3 domeinen met variërende resolutie: een grof domein (grofstoffelijk centrale deel Noordzee, inclusief het oostelijk deel van het Kanaal), een “intermediair” domein (grofstoffelijk Belgische en Nederlandse kustzone inclusief de Waddenzee) en een fijn domein (grofstoffelijk Zeeuwse, Zuid- en Noord-Hollandse kustzone). Deze modelopzet is gekozen omdat het voor het goed weergeven van, saliniteitsgradiënten in de kustrivier¹ in het waterbewegingsmodel de fijn domein resolutie noodzakelijk is.

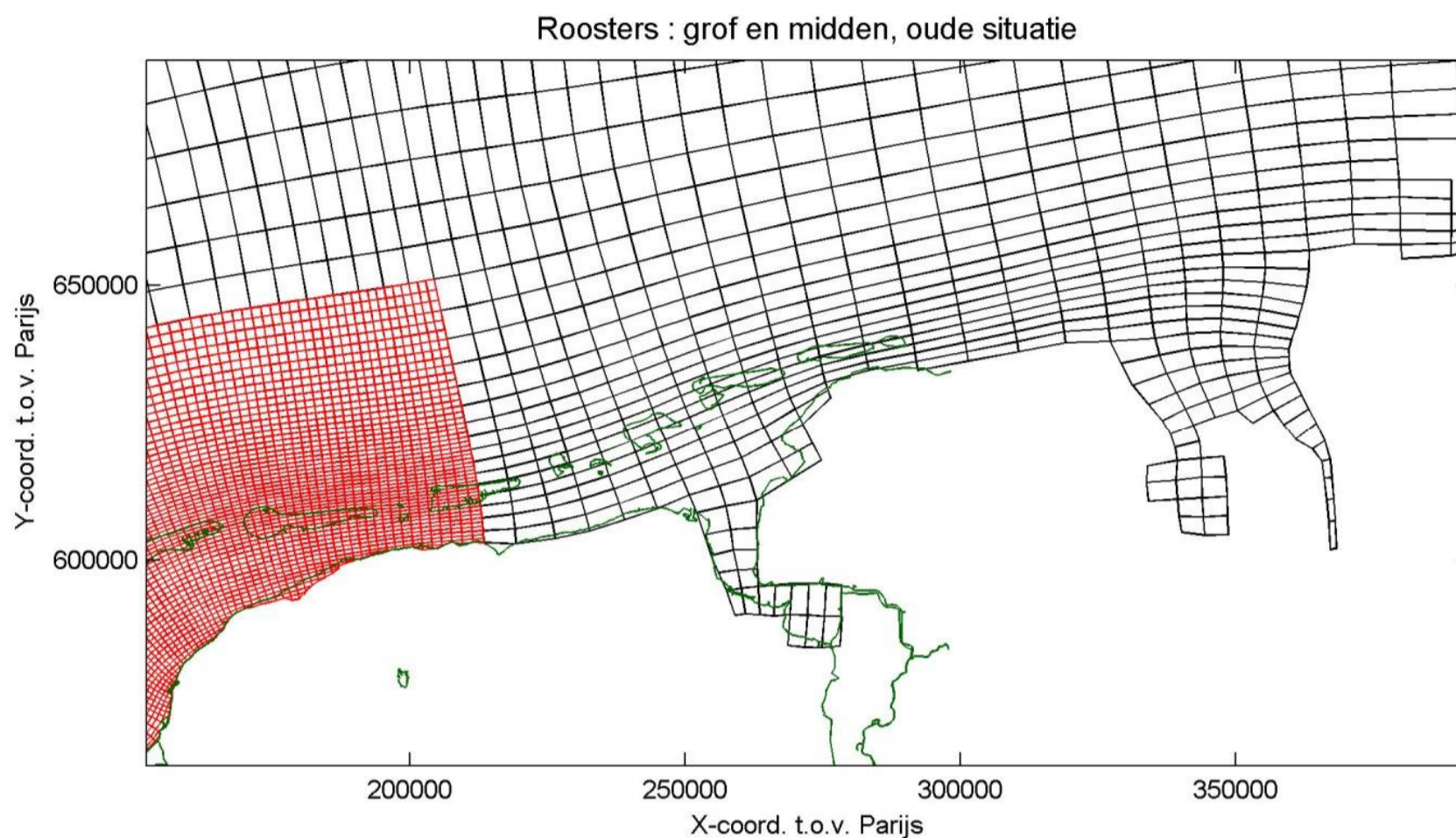
In de modelschematisatie zijn Maasvlakte 2 en de zandwininput behorend bij Maasvlakte 2 opgenomen.

3.1.1 Aanpassing Rekenrooster en bodemligging

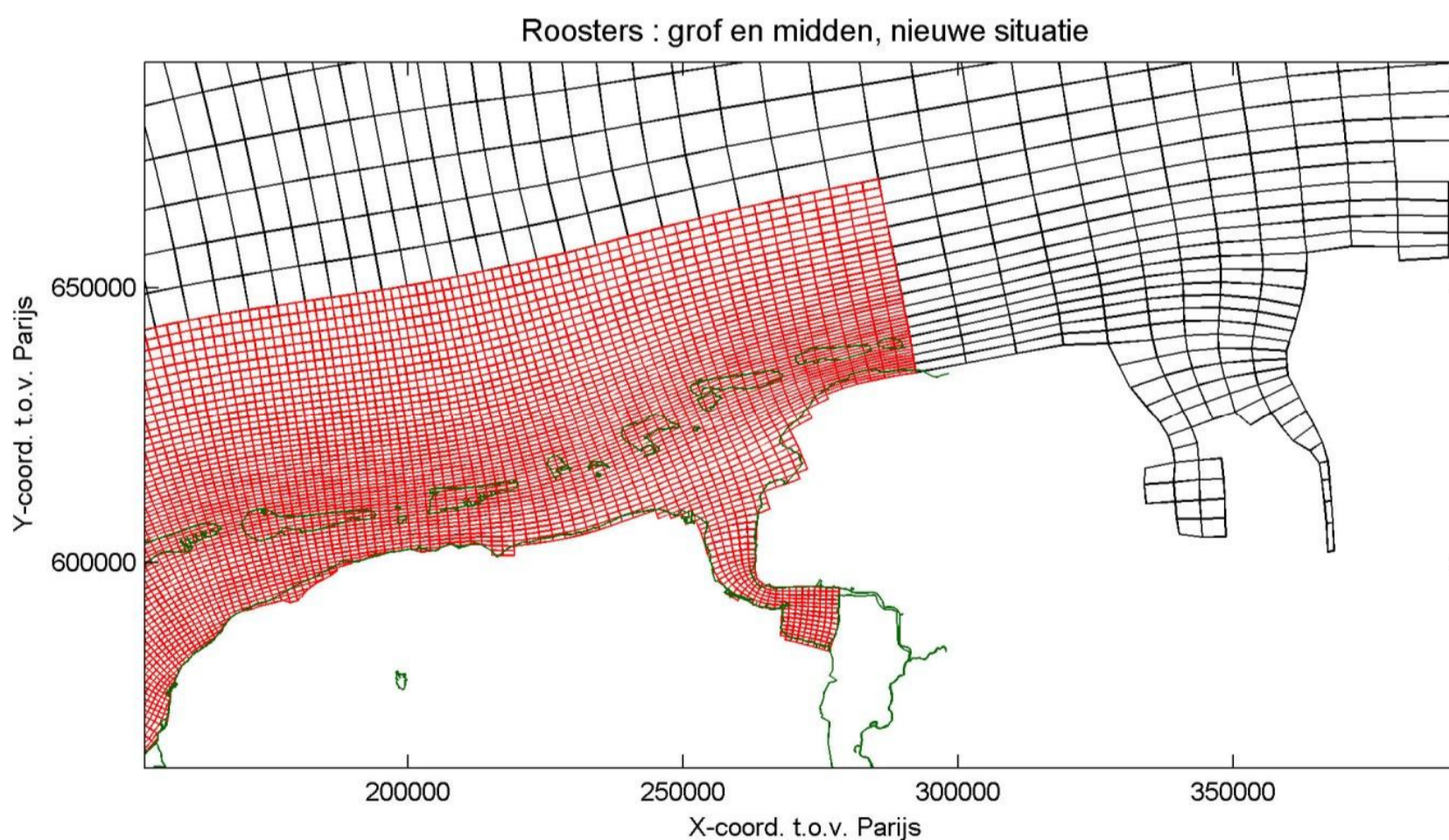
Voor de huidige studie is het rekenrooster van het ZUNO-DD model aangepast. Het overgangsdomein is uitgebreid in noordoostelijke richting, zoals aangegeven in Figuur 3.2 en Figuur 3.3. Dit is gedaan om ook effecten van eventuele zandwinning in de nabijheid van Ameland te kunnen inschatten.

De resolutie van het overgangsdomein is zodanig dat geometrie en bathymetrie van de Waddenzee niet in detail goed worden weergegeven. Echter, een resolutie vergelijkbaar met de resolutie van het fijne domein voor de Hollandse kust resulteert in een model dat rekentechnisch niet meer hanteerbaar is. De uitvoerfiles worden meerdere terabytes groot en de rekentijd gaat naar een week per scenario. Binnen de beperkte beschikbare doorlooptijd was dit het maximaal haalbare.

¹ Als kustrivier wordt gezien de band voor de Zuid-en Noord-Hollandse kust waarin het Rijnwater wordt getransporteerd van de Monding Nieuwe Waterweg en Voordelta Haringvliet naar de Waddenzee



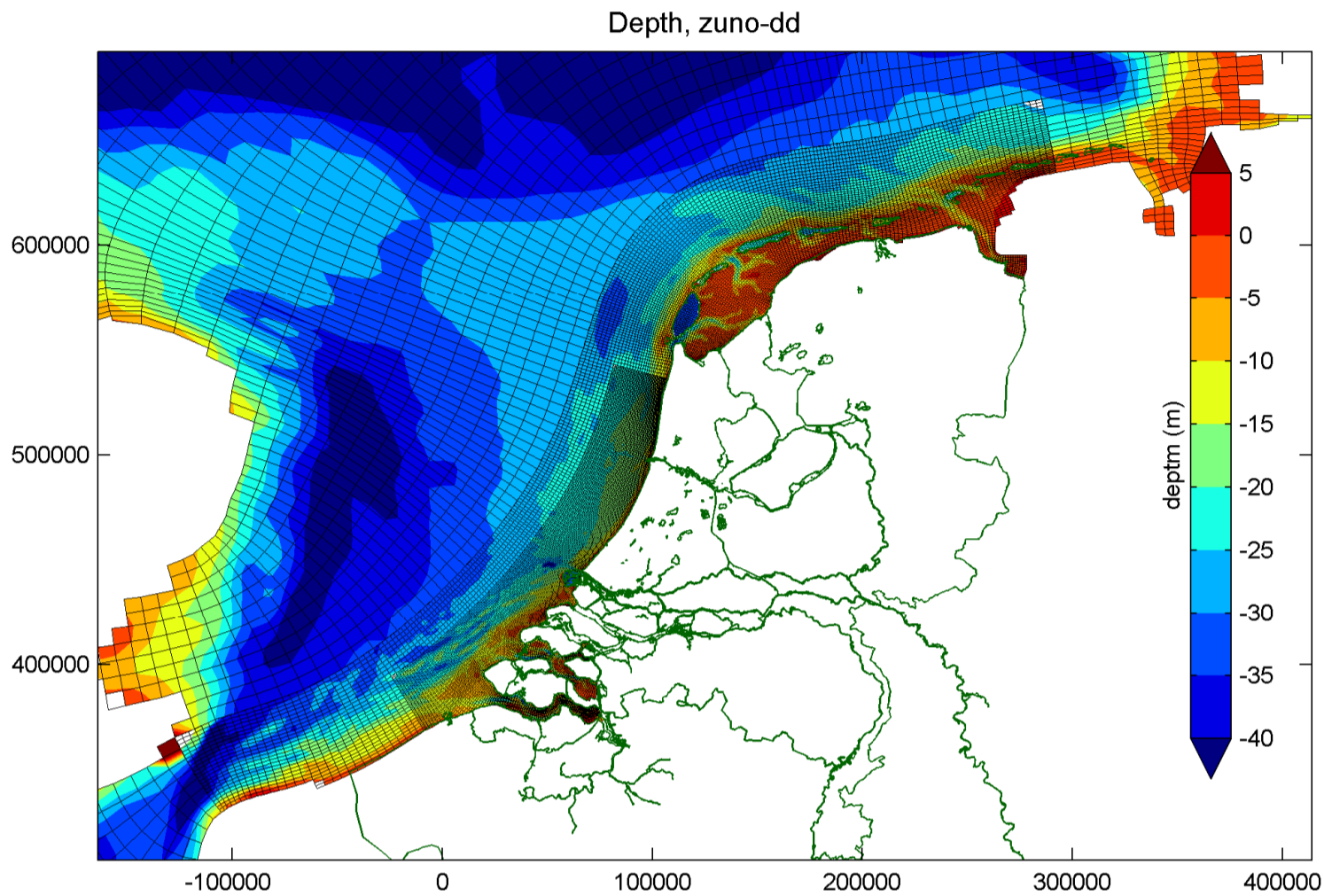
Figuur 3.2 Het oude ZUNO-DD rooster zoals dit gebruikt is in MOS².



Figuur 3.3 Het nieuwe ZUNO-DD rooster met een verfijning rond het gedeelte van de Eems-Dollard

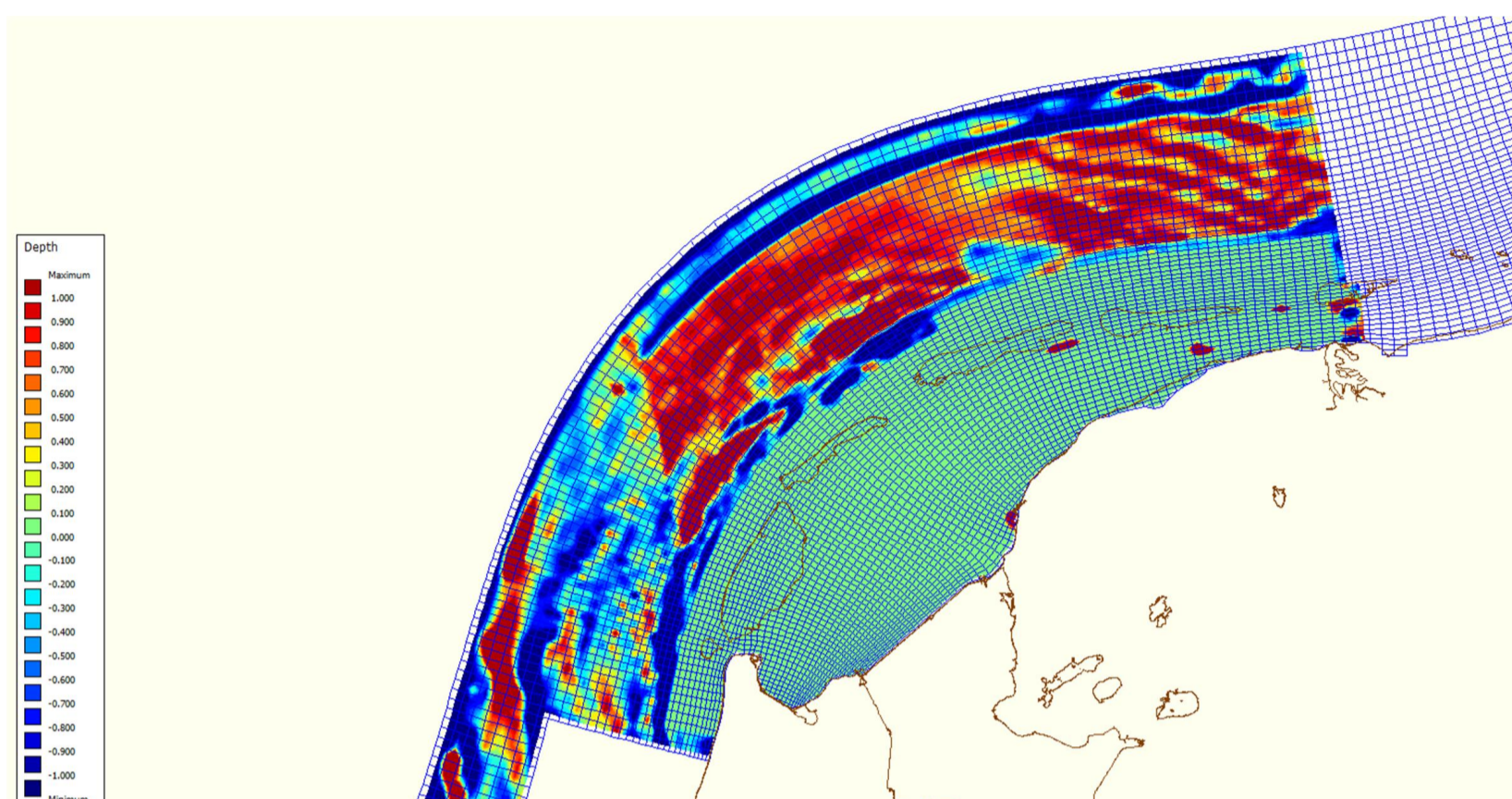
Ook in de bodemligging is een aanpassing doorgevoerd. De recent aangelegde zandmotor bij Kijkduin is in de diepteligging verwerkt. Vanwege het niet tijdig beschikbaar komen van voldoende gedetailleerde diepte-informatie is, in overleg met de opdrachtgever, besloten de zandwinputten waaruit zand is gewonnen voor de aanleg van de zandmotor en het herstel zwakke schakel Noord Holland niet in de diepte-schematisatie op te nemen. Deze laatste ingrepen zijn naar verwachting te klein om het grootschalige gedrag van en in de kusttrivier te

beïnvloeden. Figuur 3.4 toont de bodemligging in het hele ZUNO-DD domein (waterdiepte t.o.v. N.A.P.).



Figuur 3.4 Bodemligging in het volledige modeldomein

Tevens er, in vergelijking met de vorige MER-zandwinning, in de Waddenzee een paar kleine aanpassing gedaan in de bodem rond enkele specifieke meetlocaties. Deze zeer lokale verdiepingen hebben geen effect op de transporten. Verder is er in de Waddenzee geen verschil tussen deze studie en de vorige MER (Figuur 3.5).



Figuur 3.5 Verschil in bodemligging gebruikt in de huidige studie ten opzichte van de MER-studie van 2011. Schaal verloopt van +1 (rood; dieper) naar -1 meter (blauw; ondieper). Groene kleur betekent geen verschil.

3.1.2 Verificatie waterbewegingsresultaten

De waterbewegingsberekeningen voeden de “transport” modellering, de slibmodellering en de ecologische modellering. Transporten zelf zijn niet meetbaar. Er is een drietal indicatoren dat gebruikt kan worden om de correctheid van de berekende transporten vast te stellen:

- De saliniteit in de Nederlandse kustzone als indicator voor het transport van rivierwater van de monding Nieuwe Waterweg en Haringvliet naar de Waddenzee,
- Transport door het Marsdiep van Noordzee naar Waddenzee,
- Het berekende resttransport door het Nauw van Calais als indicator voor het transport van nutriëntarm Atlantisch water naar de centrale Noordzee.

Voor deze transportindicatoren geldt dat deze in het MOS² project en de vorige MER winning suppletiezand uitvoerig bekeken zijn. Berekende saliniteit is vergeleken met de gemeten saliniteit voor alle locaties waar meetgegevens beschikbaar waren voor de jaren 2009 - 2011. Verder is het resttransport door het nauw van Calais bepaald voor elk afzonderlijk gesimuleerd jaar en vergeleken met de algemene kennis over dit resttransport (gemiddeld ongeveer 100,000 m³/s, zie (van der Linden, 2014)).

De tijdreeksen van saliniteit zoals nu berekend worden vergeleken met tijdreeksen van saliniteit zoals berekend in het MOS² project. Iets vergelijkbaars geldt voor de ander transportindicatoren, i.e. de (rest)debieten door het Marsdiep en het nauw van Calais. Deze worden vergeleken met eerdere berekeningsresultaten uit de vorige MER winning suppletiezand en het MOS² project.

3.1.2.1 Saliniteit Nederlandse Kustzone en Waddenzee

De saliniteiten in de Nederlandse kustzone en de Waddenzee zoals berekend gedurende het MOS² project worden vergeleken met saliniteit zoals berekend met de huidige modelopzet in appendix A voor 2009, appendix B voor 2010 en tenslotte in appendix C voor 2011. Voor de volledigheid is ook de gemeten saliniteit in de figuren opgenomen.

Uit de figuren blijkt dat:

- Saliniteit berekend met de huidige modelopzet vrijwel identiek is aan de saliniteit zoals berekend gedurende het MOS² project. Dit betekent dat Maasvlakte 2, de zandwininput behorend bij Maasvlakte 2 en de zandmotor slechts een kleine invloed op de saliniteitsverdeling in de kustrivier en Waddenzee hebben.
- De berekende saliniteit is, in het algemeen, iets lager dan de gemeten saliniteit. Dit geldt voor 2009 maar ook, in iets mindere mate, voor 2010 en 2011. Gemiddeld over alle meetstations en alle meettijdstippen is de berekende saliniteit 0.5 PSU lager dan de gemeten waarde (Tabel 2.2 uit Cronin, et al. (2013)).
- Voor de Waddenzee, met name stations DOOVBOT en DOOVBWT, is de berekende saliniteit veel lager dan de gemeten waarde.

De nu berekende saliniteit is ook vergeleken met de berekeningsresultaten uit de vorige MER winning suppletiezand. De verschillen zijn zeer klein.

De afwijking tussen de gemodelleerde en de gemeten saliniteit in de Waddenzee is zeer waarschijnlijk het gevolg van een gebrek aan horizontale resolutie. Het PACE model (Duran-Matute et al., 2014) heeft een 5 maal grotere horizontale resolutie dan het huidige model. Een implementatie van dit model in Delft3D met 10 verticale lagen leidde tot een correcte simulatie van de saliniteit in de westelijke Waddenzee (van der Kaaij, pers.comm.). Een andere mogelijke oorzaak, het gebruik van daggemiddelde spuidebieten vanuit het IJsselmeer in plaats van een door waterstanden gestuurd spuiregime, bleek bij een testberekening nauwelijks relevant. De afwijkingen veroorzaakt door het grove grid zorgen er blijkbaar voor dat het zoete water te lang in de Waddenzee blijft.

Samenvattend geldt dat saliniteit in Nederlandsche kustzone en Waddenzee, en daarmee dus de transporten in de kustrivier, even goed wordt weergegeven door het ZuNo-DD model als in voorgaande studies.

3.1.2.2 *Debiet door het Marsdiep*

Tabel 3.1 geeft kentallen van de debieten door het Marsdiep zoals berekend in de voorgaande MER winning suppletiezand en berekend met de huidige modelopzet. Naast kentallen afgeleid uit de berekening geeft de tabel ook de "gemeten" kentallen afkomstig uit (Buijsman and Ridderinkhof 2007).

Tabel 3.1 *Kentallen debiet Marsdiep*

	MER 2011	MER 2017	"Meting"
M2 Amplitude debiet Marsdiep	62317.650	57683.568	65750.000
M2 Fase debiet Marsdiep	183.088	194.044	187.000
(K1 + O1)/(M2 + S2)	0.098	0.127	0.200
Faseverschil M2 Waterstand Den Helder en debiet Marsdiep	41.808	39.717	40.000
Faseverschil S2 Waterstand Den Helder en debiet Marsdiep	38.937	37.016	10.000
Faseverschil N2 Waterstand Den Helder en debiet Marsdiep	41.965	41.982	39.000
Faseverschil O1 Waterstand Den Helder en debiet Marsdiep	65.615	63.571	62.000
Faseverschil K1 Waterstand Den Helder en debiet Marsdiep	65.849	63.167	58.000
Faseverschil M2 en M4: 2M2- M4	26.317	43.085	73.000
Restdebiet (A0)	-1640.143	-372.006	(-5510,+3910)

Uit deze tabel blijkt dat:

- De kentallen zoals berekend in de voorgaande MER winning suppletiezand vergelijkbaar zijn met de kentallen volgend uit de huidige modelopzet, echter,
- In vergelijking met de “meting” de M2 amplitude van het debiet door het Marsdiep in de huidige modelopzet iets minder wordt gereproduceerd met de huidige modelopzet. Dit kan een gevolg zijn van een bodemaanpassing/verbetering doorgevoerd in het MOS² project of een gevolg van het gegeven dat de M2 amplitude in de voorgaande MER bepaald is op basis van dieptegemiddelde berekeningen,
- Het restdebiet door het Marsdiep, gericht van Waddenzee naar Noordzee, is minder groot dan in de voorgaande MER winning suppletiezand. De variatie in het “gemeten” restdebiet tussen -5510 en +3910 m³/s is zodanig groot dat een kwalificatie als beter/slechter niet mogelijk is.

Waar het de “meting” van het faseverschil S2 waterstand Den Helder en debiet Marsdiep betreft wordt opgemerkt dat dit twijfelachtig is. Dubbeldaagse getijcomponenten, zoals M2, S2 en N2, gedragen zich vergelijkbaar. Het gedrag van S2 is duidelijk anders dan dat van M2 en N2.

3.1.2.3 Restdebiet door het Kanaal

Het restdebiet door het kanaal is een maat voor het transport van nutriëntarm Atlantisch water door het kanaal naar het centrale deel van de Noordzee. Tabel 3.2 geeft het uit berekeningen afgeleide restdebiet door het kanaal gedurende het MOS² project, met de huidige modelopzet en gedurende de voorgaande MER winning suppletiezand.

Uit deze tabel blijkt dat de restdebieten met de huidige modelopzet vrijwel identiek zijn aan de restdebieten zoals bepaald gedurende het MOS² project. Gedurende de voorgaande MER winning suppletiezand is alleen het jaar 2007 gesimuleerd. Het restdebiet 2007 zoals bepaald in de voorafgaande MER winning suppletiezand is iets groter dan de restdebieten bepaald gedurende het MOS² project en met de huidige modelopzet.

Voor de volledigheid geeft Tabel 3.3 een overzicht van de schattingen van het restdebiet door het Kanaal. De uit het model afgeleide restdebieten zijn goed in overeenstemming met deze schattingen. Dit geldt met name wanneer naar de meest recente schattingen gekeken wordt.

Tabel 3.2 Restdebiet door het Kanaal afgeleid uit berekeningen

Jaar	MOS ² (m ³)	MER 2017	MER 2011
2003	76,000	76,000	
2004	96,000	97,000	
2005	78,000	79,000	
2006	124,000	125,000	
2007	101,000	101,000	114,000
2008	135,000	136,000	
2009	132,000	132,000	
2010	61,000	62,000	
2011	145,000	146,000	
Gemiddeld	105,000	106,000	

Tabel 3.3 Overzicht schattingen restdebiet Kanaal uit (Linden 2014)

Source	Year	Method	Tidal	Wind	Other	Total
Carruthers (1928)	1926-1934	(I)	-	-	-	164
Van Veen (1938)	1934-1936	(I)	-	-	-	112.5
Cartwright (1961)	1957-1958	(II)	50	-	-	235
Prandle and Harrison (1975)	1973	(II)	-	-	-	129
Alcock and Cartwright (1977)	1955-1965	(II)	-	-	-	168
Prandle (1978a)	1978	(IV)	82	37	41	160
Prandle (1984)	1951-1975	(IV)	50	-	-	90
Prandle (1993)	1990	(III)	36	45	6	87
Salomon and Breton (1993)	1983-1991	(IV)	37	-	-	114
Prandle et al. (1996)	1990-1991	(III)	41	47	6	94

Table 2.2: Residual flows based on historical measurements and numerical modelling. Flows are given in $10^3 \text{m}^3 \text{s}^{-1}$. Data obtained from (I) in situ measurements, (II) cable measurements (III) HFR & ADCP and (IV) model simulations.

3.1.2.4 Conclusies t.a.v. waterbeweging

Het hydrodynamische model geeft vrijwel identieke resultaten aan het model dat bij de vorige MER-zandwinning is gebruikt en toen acceptabel is bevonden. De roosterverfijning en aanpassingen in de randvoorwaarden geven nauwelijks afwijkingen op de verblijftijd in de Waddenzee in vergelijking met de voorgaande MER.

Het feit dat het hydrodynamische model exact hetzelfde presteert als de vorige keer houdt niet in dat er geen verbeteringen mogelijk en wenselijk zijn. Gesteld kan worden dat om uitwisseling met het Kanaal juist te krijgen een groter domein wenselijk is. Dit voorkomt de noodzaak van aanpassingen (tilting) op de rand die in deze MER en ook in voorgaande studies is gebruikt zijn om de uitwisseling met het kanaal te corrigeren. Ook voor de Waddenzee kunnen verbeteringen worden bereikt indien er betere metingen voorhanden zijn van debieten via de andere zeegaten. Momenteel zijn alleen debietmetingen van het Marsdiep voorhanden. De andere validatieparameter die gebruikt is voor de Waddenzee is saliniteit. Hiervoor zijn slechts 2 MWTL-meetpunten voorhanden met gegevens per 2 weken. Een groter aantal meetpunten met hoge temporele resolutie kan veel beter inzicht geven in eventuele afwijkingen m.b.t. verblijftijd van water in de Waddenzee, wat een zeer belangrijk gegeven is voor zowel de slibmodellering als ook voor de ecologische modellering. Verblijftijd van IJsselmeerwater in de Waddenzee heeft consequenties voor de beschikbaarheid van nutriënten voor primaire productie. Naast een betere kalibratie met meetgegevens zal een verbetering ook bereikt kunnen worden met een hogere resolutie van het modelgrid, waarin ook de kleinere geulen en prielen van de Waddenzee kunnen worden gereproduceerd. In de toekomst kan gebruik van het nieuwe D-HYDRO-FLOW model, dat een groter domein beslaat en een potentie voor meer roosterverfijning zonder extreme gevolgen voor rekentijden heeft, uitkomst bieden.

4 Slibtransportmodel

De berekening van de slibdynamica volgt in grote lijnen dezelfde aanpak als voor de vorige MER zandwinning (Keetels et al., 2012). Op enkele punten is het gebruikte model-instrumentarium echter aangepast:

- a) Het model is geactualiseerd met de meest recente parameter-instellingen zoals toegepast in de MOS² en loswalstudies (Cronin en Blaas, 2013). Deze hebben na de vorige MER zandwinning plaatsgevonden en de parameter-instellingen zijn naar aanleiding van meer en nieuwere meetgegevens van de slibconcentratie gevalideerd. Dit betreft o.a. scheepsmetingen buiten het reguliere MWTL-programma en remote-sensing gegevens en slibfluxen langs de Hollandse kust (Cronin en Blaas, 2015). Omdat in de MOS²-studie de aandacht vooral is uitgegaan naar de gemeten en berekende slibconcentratie bovenin de waterkolom, is het voor de huidige studie noodzakelijk om de verblijftijd en de buffercapaciteit van slib in de bodem te verifiëren en indien noodzakelijk consistent te maken met die van de vorige MER zandwinning. De modelaanpassingen in MOS² hebben de instellingen voor verblijftijd en buffercapaciteit mogelijk beïnvloed.
- b) Het model is geconverteerd naar een nieuw rooster en een nieuwe bodem (zie Hoofdstuk 3). Dit was noodzakelijk omdat tijdens de komende zandwinperiode veel zand gewonnen gaat worden bij Ameland en de oorspronkelijke modelresolutie ten oosten van Ameland onvoldoende was voor een effectbeoordeling.
- c) Het golfmodel is opnieuw gedraaid voor de periode 2003 – 2011 voor het nieuwe rooster en de nieuwe bodem. Dit gebeurt met dezelfde golfassimilatietechniek als toegepast voor de vorige MER zandwinning en de MER Maasvlakte-2. Naast stroming zijn immers ook golven zeer belangrijke voor de langetermijnverspreiding van slib in de kustzone.
- d) Ter validatie is het model met het nieuwe rooster en bodem, de nieuwe golven en de mogelijk nog aangepaste parameters gedraaid voor de periode 2003 – 2011. Er wordt hierbij gebruik gemaakt van de scripts voor naverwerking en validatie zoals ontwikkeld in het project MOS².

In deze validatiesommen is de daadwerkelijke zandwinning voor elk jaar, voor elk vak, met de daaruit geschatte slibtransporten meegenomen. Dit is noodzakelijk om modelwaarden te kunnen vergelijken met meetwaarden.

De in dit hoofdstuk beschreven modelvalidatie staat niet op zichzelf, maar steunt in belangrijke mate op de validatie die tijdens de vorige MER zandwinning is uitgevoerd alsmede tijdens de MOS² studie. Het hoofddoel is om vast te stellen of het aangepaste model wat betreft de slibconcentratie in de waterkolom de (gevalideerde) resultaten van het MOS²-model reproduceert en wat betreft de verblijftijd in de bodem de resultaten uit het Cadmium-onderzoek (Arentz et al., 2013) reproduceert.

Achtereenvolgens komen aan bod:

- 1 tijdreeksen van slibconcentratie op MWTL-locaties in de periode 2003 – 2011
- 2 jaargemiddelde slibconcentratie in de periode 2003 – 2011
- 3 verblijftijd in de bodem in 2007

4.1 Tijdreeksen slibconcentratie 2003 – 2011

Figuur 4.1 toont tijdreeksen voor de gemeten en berekende slibconcentratie in een aantal MWTL-stations. De resultaten zijn bijna identiek aan die van het MOS² model. Voor een

uitgebreide discussie van de overeenkomsten en afwijkingen tussen modelresultaten en metingen zie het betreffende rapport (Cronin en Blaas, 2013).

Hoewel het model in staat is om veel elementen van de waargenomen dynamiek te reproduceren, zoals globale ruimtelijke gradiënten en variaties over het getij en de seizoenen, worden ook duidelijke tekortkomingen geconstateerd. Deze tekortkomingen doen zich ook voor in het MOS²-model waarvan de resultaten sterk vergelijkbaar zijn (zie ter illustratie de resultaten van de target diagrammen in Figuur 4.1 t/m Figuur 4.3):

- 1 In de Waddenzee is de berekende slibconcentratie veel te laag.
- 2 Ver uit de kust is de berekende slibconcentratie wat te hoog, met uitzondering van de Terschelling-raai waar de berekende concentratie >100 km uit de kust gemiddeld te laag is.
- 3 Ver uit de kust is de dynamiek van de berekende concentratie duidelijk te laag. In meetseries is offshore en nearshore een duidelijke seizoensdynamiek aanwezig. In de modelresultaten wordt deze dynamiek offshore niet gereproduceerd.

Het eerste punt wordt veroorzaakt door de, ondanks de lokale verfijning, nog te beperkte modelresolutie in de Waddenzee. Een hogere resolutie vraagt een te grote rekentijd en is binnen de randvoorwaarden van het huidige project niet haalbaar.

Het tweede punt wordt veroorzaakt door de aanpassing van de concentratierandvoorwaarden in MOS² ten opzichte van de eerdere MER-zandwinning. De concentratie van de Kanaalrand is met 3 mg/l verhoogd (betreft de fijnste fractie), hetgeen leidt tot een positieve afwijking van het model ver uit de kust zoals in Noordwijk 70 km. De Terschelling-raai >100 km uit de kust staat niet langer onder invloed van de Kanaalrand maar de Noord-Atlantische rand. Hiervan is de concentratie met 1 mg/l verlaagd (betreft de fijnste fractie), hetgeen leidt tot een negatieve afwijking van het model in deze regio. Deze aanpassingen van de randen staan niet gerapporteerd in Cronin en Blaas (2013). Met de oorspronkelijke concentratierandvoorwaarden wordt een kleinere afwijking gevonden in de kustzone, zie Figuur 4.4. De concentratie in de Waddenzee blijft echter veel te laag. Voor consistentie met MOS² zijn niettemin de MOS² randvoorwaarden toegepast.

Het derde punt wordt veroorzaakt door de (te) geringe valsnelheid van de fijnste slibfractie in het model, die een constante valsnelheid heeft van 0.001 mm/s. Een hogere (en zo nodig seizoensafhankelijke) valsnelheid zou ver uit de kust meer dynamiek kunnen genereren. Het MOS²-model is echter specifiek ontwikkeld en gekalibreerd voor de Nederlandse kustzone tot enkele tientallen kilometers uit de kust. Uitbreiding van de kalibratie naar de hele Noordzee past niet binnen de randvoorwaarden van de huidige studie maar wordt wel in breder kader aanbevolen.

Deze tekortkomingen worden op soortgelijke wijze ondervangen als bij de vorige MER-studie zandwinning, namelijk door het dynamische slibveld dat de natuurlijke achtergrond definieert niet 1 op 1 over te nemen uit het ZUNO-DD slibmodel, maar te construeren uit een combinatie van veldwaarnemingen, resultaten van ZUNO-DD in de kustzone en resultaten van het KRW/PACE slibmodel voor de Waddenzee. Details van deze exercitie worden beschreven in het volgende hoofdstuk. In de vorige MER is deze correctie alleen uitgevoerd op basis van metingen. In deze studie kon gebruik gemaakt worden van het KRW-PACE model dat sindsdien is ontwikkeld en een ruimtelijk explicieter correctie mogelijk maakt. In deze studie zijn de berekende, gecorrigeerde slibvelden direct gebruikt. Bij de vorige MER-studie is voor de ecologische effectberekeningen gebruikgemaakt van het (ruimtelijk veel

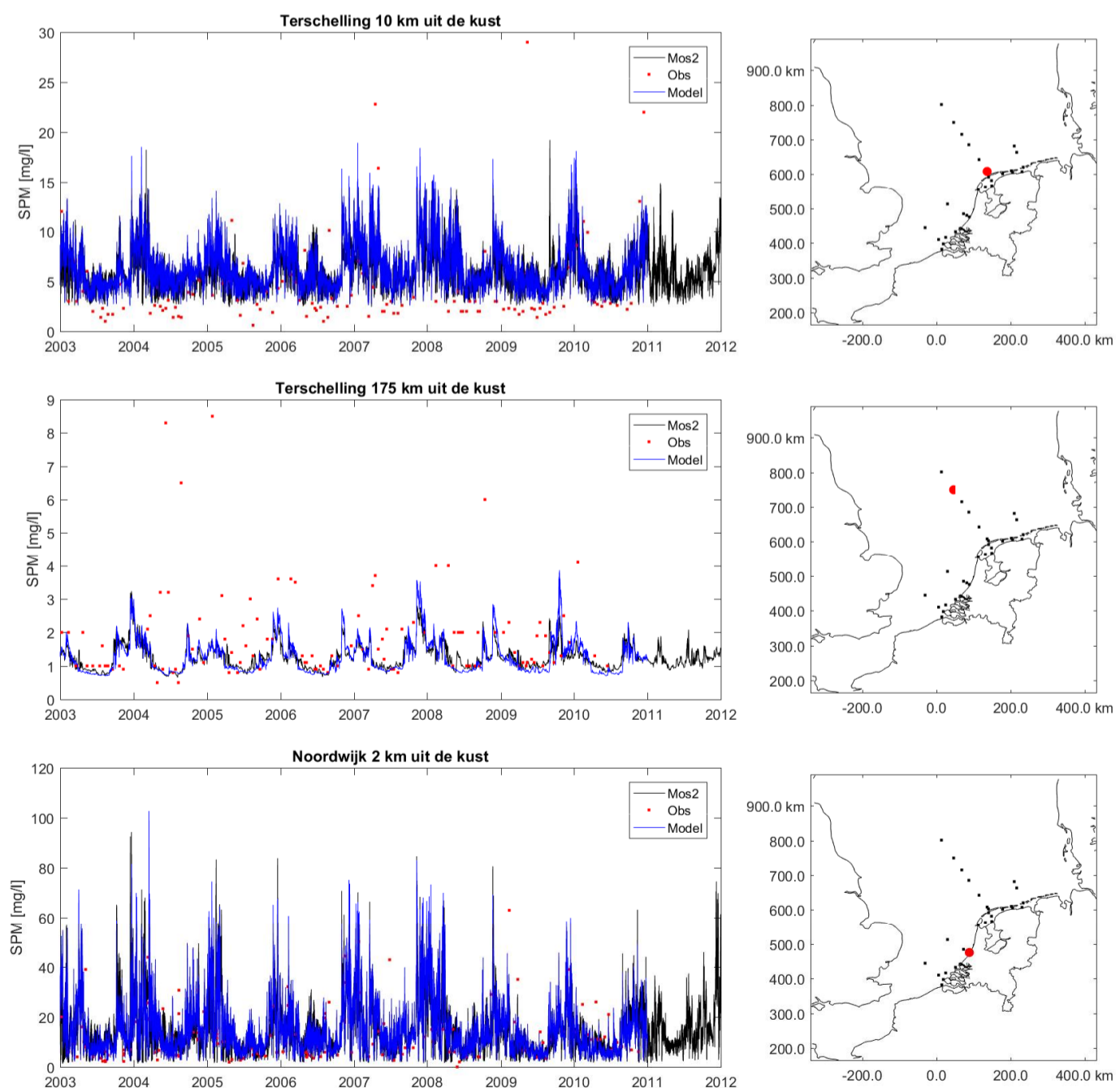
grovere) ECOWASP-model. Hierin werd per scenario, op basis van de relatieve veranderingen met het toenmalige slibmodel, een gemiddeld slibveld voor elke "ECOWASP" cel berekend. De huidige aanpak geeft daarmee minder kans op fouten dan de aanpak van de vorige MER.

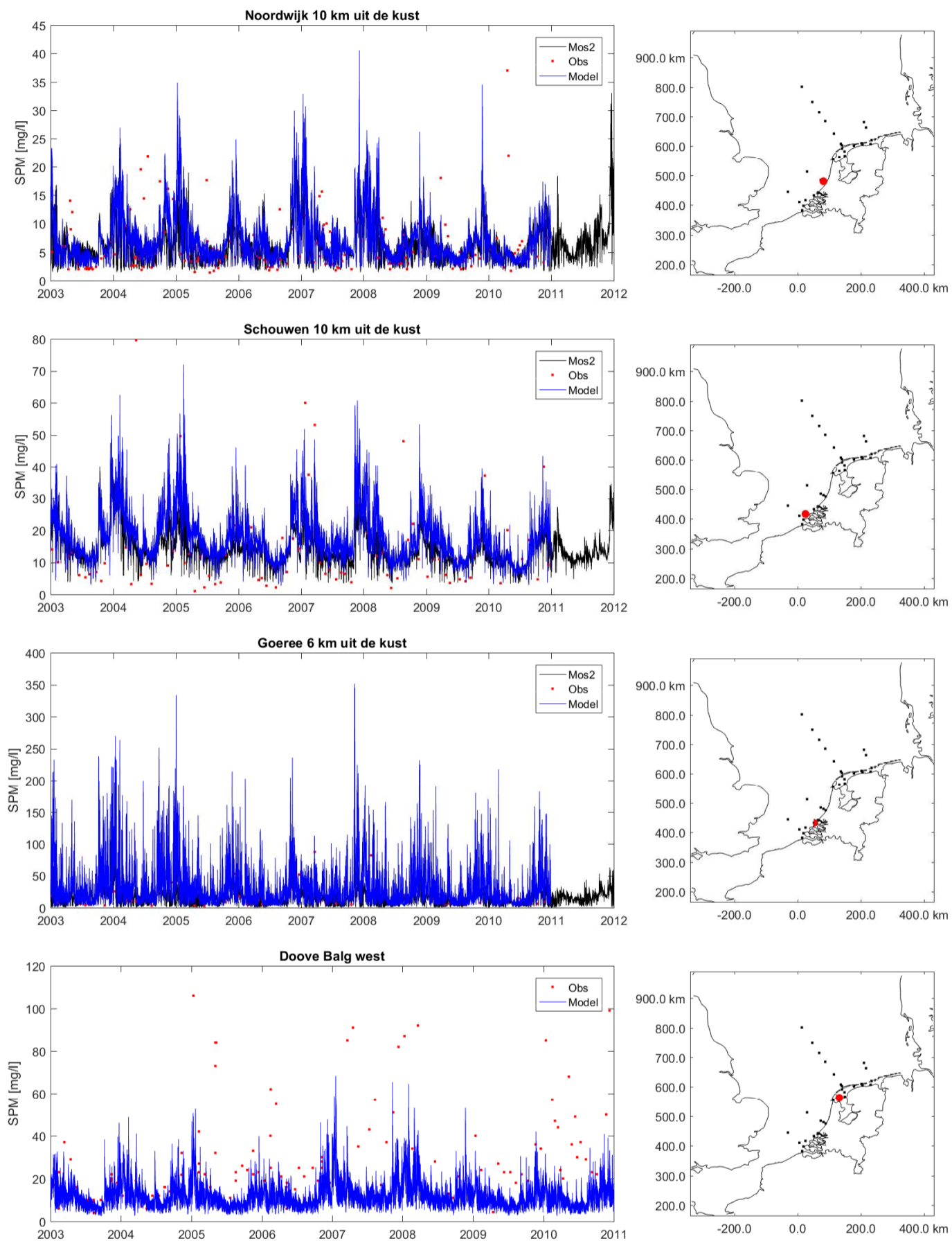
De resultaten van de scenarioberekeningen (niet gepresenteerd in dit validatiedocument) worden evenmin direct gebruikt. In plaats hiervan wordt de relatieve concentratietoename ten gevolge van zandwinning vermenigvuldigd met de geconstrueerde achtergrond:

$$\Delta C_{ic} = \frac{\Delta C_i \cdot C_c}{C_i}$$

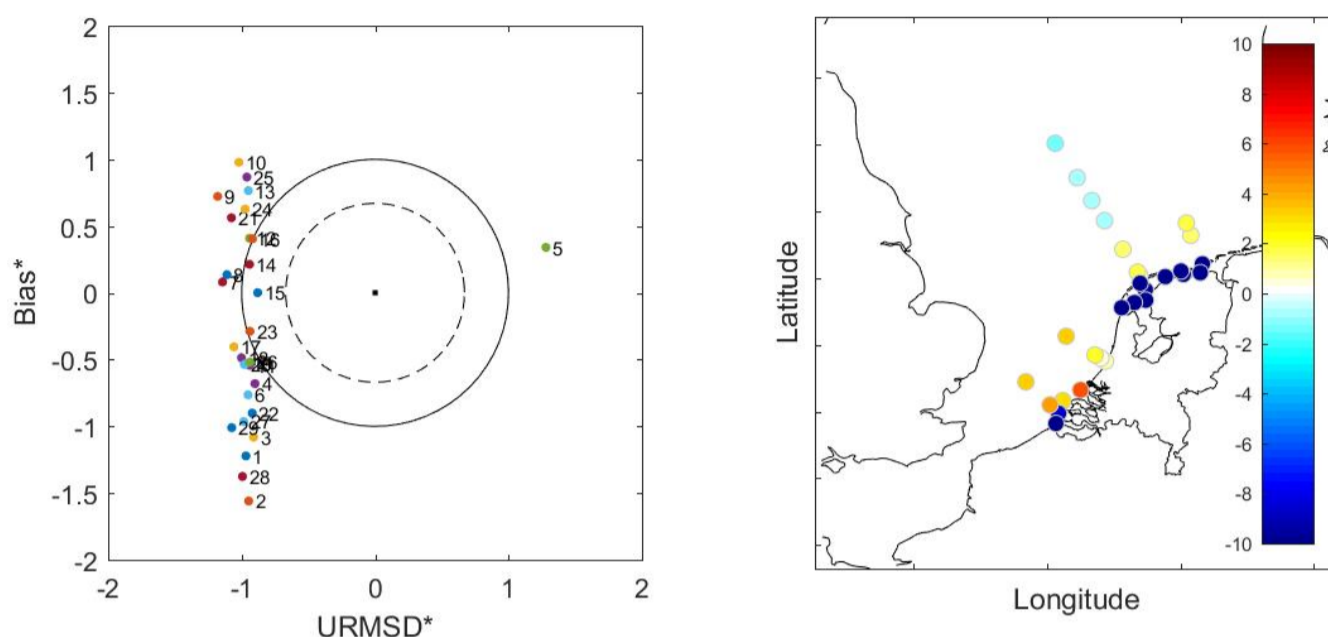
Waarbij: ΔC_{ic} = de gecorrigeerde verandering van concentratie t.g.v. een zandwinningsscenario, ΔC_i = de gemodelleerde concentratieverandering t.g.v. een zandwinningsscenario uit het MER-Zandwinning slibmodel (ongecorrigeerd), C_c = de gecorrigeerde lokale slibconcentratie op basis van het PACE model en C_i = de ongecorrigeerde lokale concentratie in het MER-Zandwinning slibmodel.

Dit is consistent met de vorige MER-studie. Daarin is vastgesteld dat het ZUNO-DD rooster niet alleen te lage concentraties in de Waddenzee voorspelt, maar dat in de Waddenzee tevens de absolute effecten van vertroebeling door zandwinning worden onderschat. Echter de relatieve effecten bleken wel goed ingeschat te worden (Keetels et al, 2012).

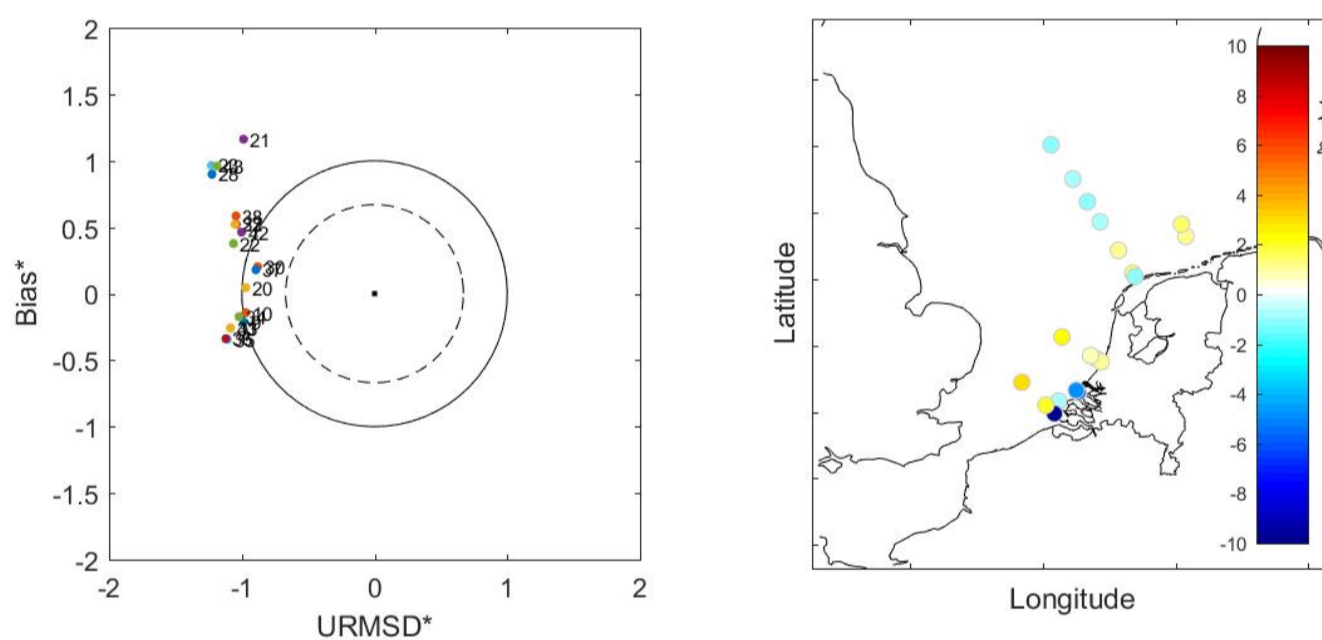




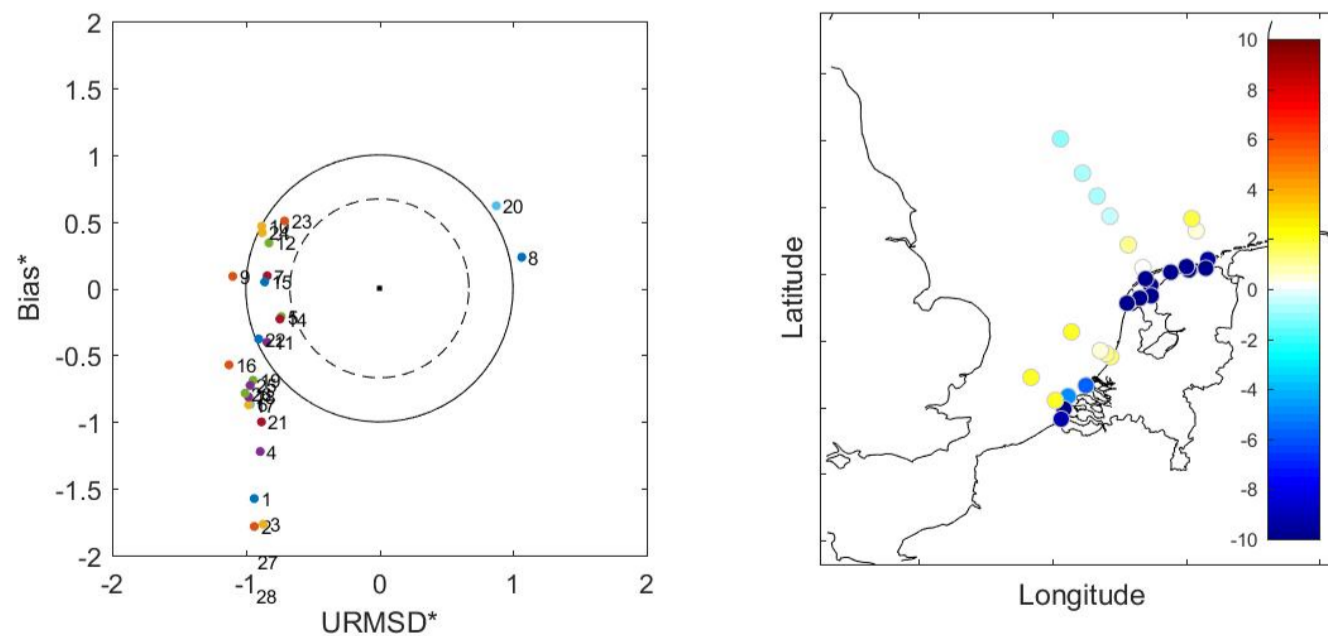
Figuur 4.1 Gemeten en berekende slibconcentratie (mg/l) bij het oppervlak met huidig model. a) Terschelling 10 km; b) Terschelling 175 km; c) Noordwijk 2 km; d) Noordwijk 10 km; e) Noordwijk 20 km; f) Noordwijk 70 km; g) Schouwen 10 km; h) Goeree 6 km; i) Doove balg west.



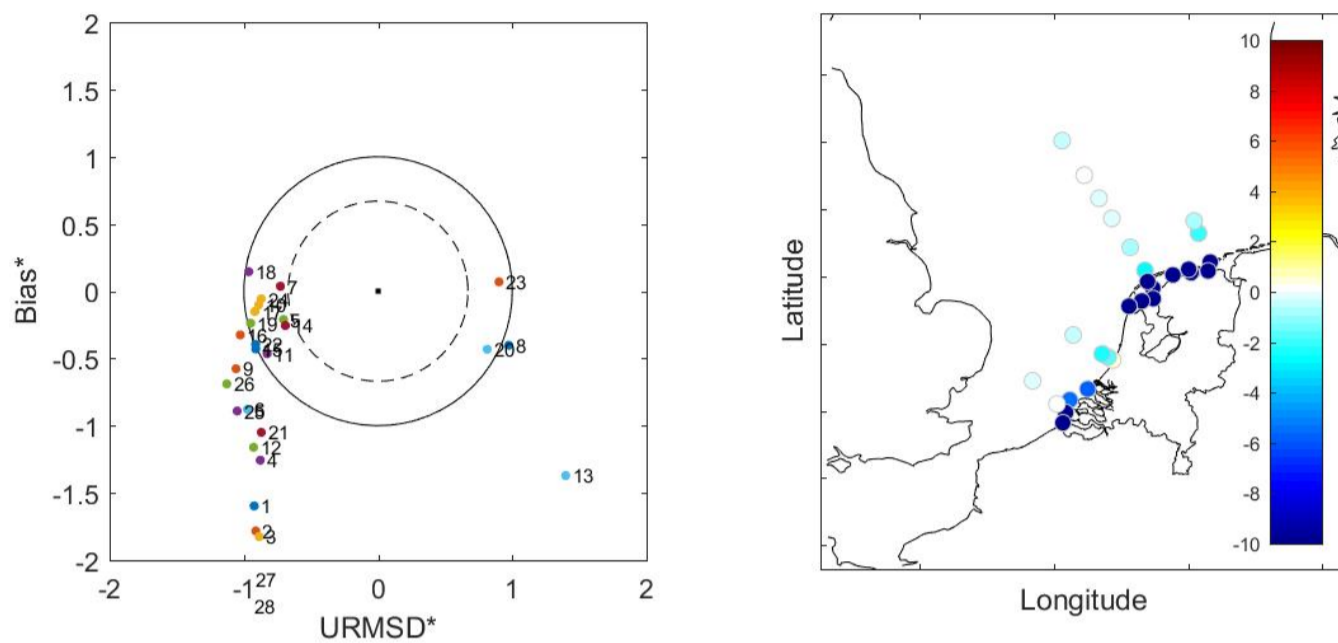
Figuur 4.2 Target-diagram voor de slibconcentratie voor alle stations (links: in diagram; rechts: ruimtelijke spreiding van de afwijking. Randvoorwaarden MOS² (ook gebruikt in huidige studie). Nummers in target diagram refereren naar specifieke meetstations (zie Tabel 4.1).



Figuur 4.3 Target-diagram voor de slibconcentratie voor alle stations (links: in diagram; rechts: ruimtelijke spreiding van de afwijking. Resultaten MOS² (Cronin en Blaas, 2013).



Figuur 4.4 Target-diagram voor de slibconcentratie voor alle stations (links: in diagram; rechts: ruimtelijke spreiding van de afwijking. Achtergrondconcentratie huidige studie, jaar 2007.



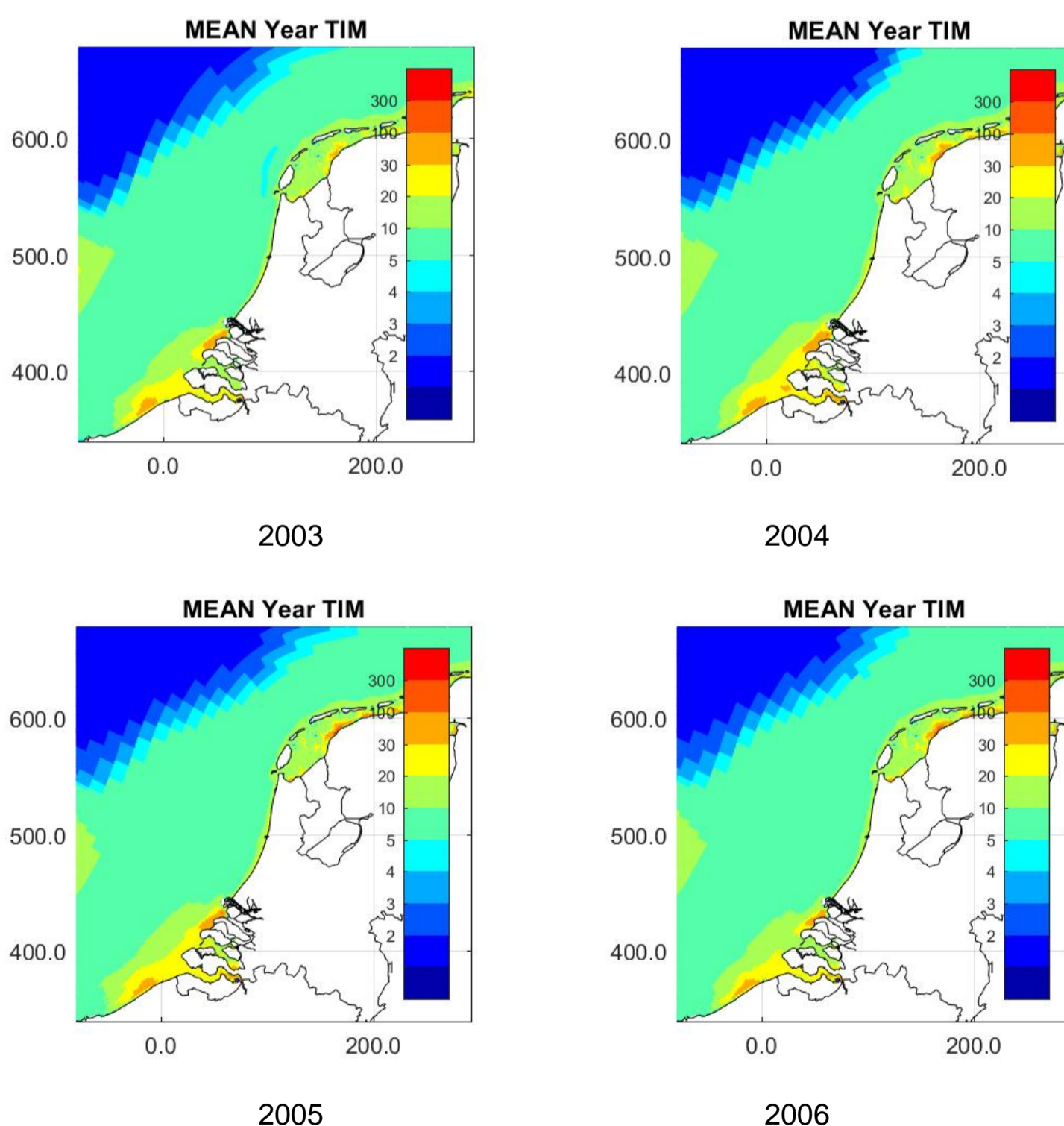
Figuur 4.5 Target-diagram voor de slibconcentratie voor alle stations (links: in diagram; rechts: ruimtelijke spreiding van de afwijking. Randvoorwaarden vorige MER-zandwinning.

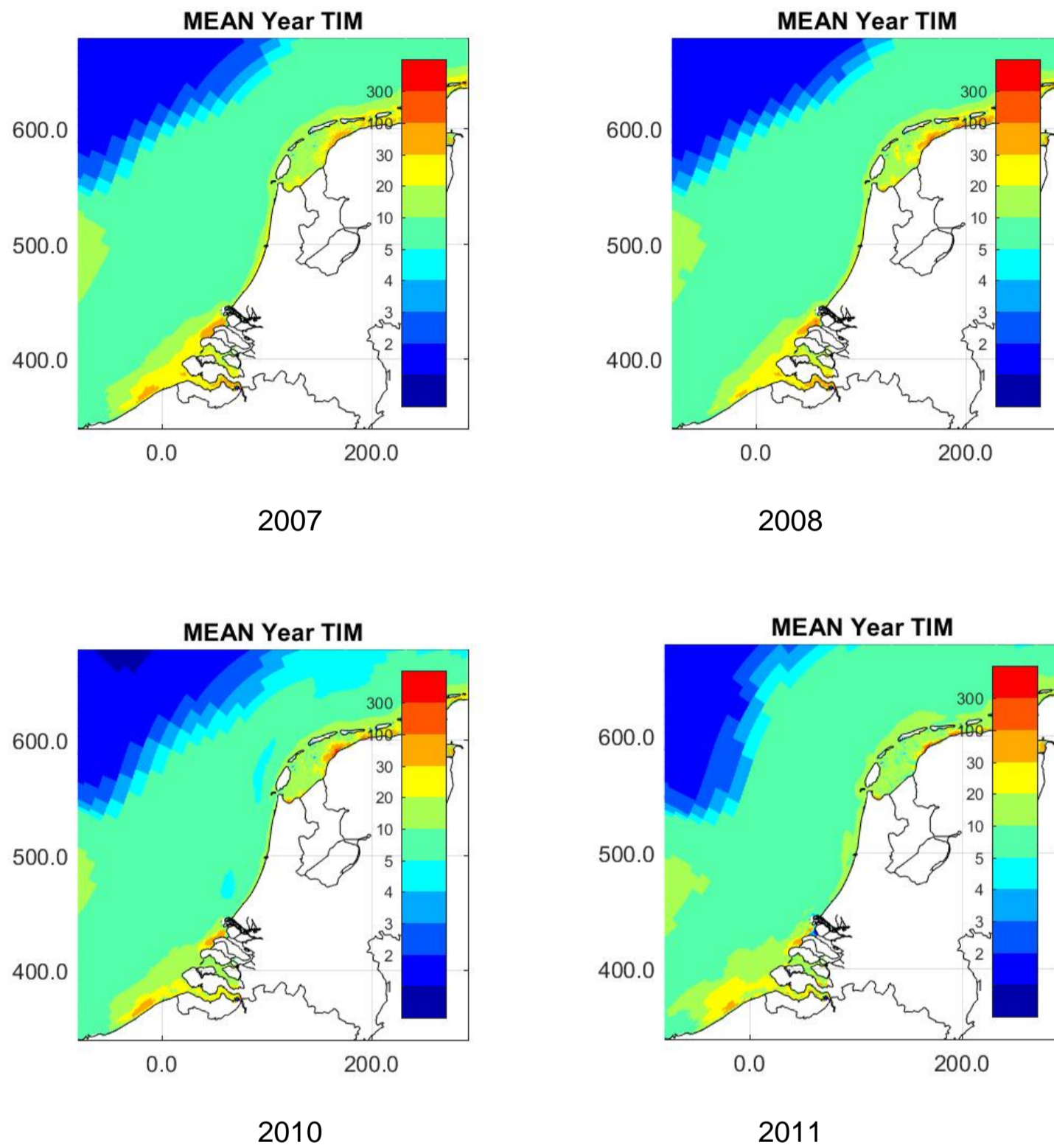
Tabel 4.1 Lijst met MWTL-stationsnummers gebruikt in de target-diagrammen

Nr	Stationnaam	Nr	Stationnaam
1	Beerkanaal midden	27	Rottumerplaat 50 km uit de kust
2	Blauwe Slenk oost	28	Rottumerplaat 70 km uit de kust
3	Bocht van Watum	29	Schaar van Ouden Doel
4	Bocht van Watum noord	30	Schouwen 10 km uit de kust
5	Boomkensdiep	31	Terneuzen boei 20
6	Dantziggat	32	Terschelling 10 km uit de kust
7	Doove Balg oost	33	Terschelling 100 km uit de kust
8	Doove Balg west	34	Terschelling 135 km uit de kust
9	Goeree 2 km uit de kust	35	Terschelling 175 km uit de kust
10	Goeree 6 km uit de kust	36	Terschelling 235 km uit de kust
11	Groote Gat noord	37	Terschelling 4 km uit de kust
12	Hammen oost	38	Terschelling 50 km uit de kust
13	Hansweert geul	39	Vliestroom
14	Hoedekenskerke boei 4	40	Vlissingen boei SSVH
15	Huibertgat oost	41	Walcheren 2 km uit de kust
16	Lauwersoog havenmond	42	Walcheren 20 km uit de kust
17	Lodijkse Gat	43	Walcheren 70 km uit de kust
18	Maassluis	44	Wielingen
19	Marsdiep noord	45	Wissenkerke
20	Noordwijk 10 km uit de kust	46	Yerseke verwaterplaats
21	Noordwijk 2 km uit de kust	47	Zierikzee De Val
22	Noordwijk 20 km uit de kust	48	Zijpe
23	Noordwijk 70 km uit de kust	49	Zoutkamperlaag
24	Ouddorp badstrand	50	Zoutkamperlaag zeegat
25	Roggenplaat geul west	51	Zuid Oost Lauwers oost
26	Rottumerplaat 3 km uit de kust		

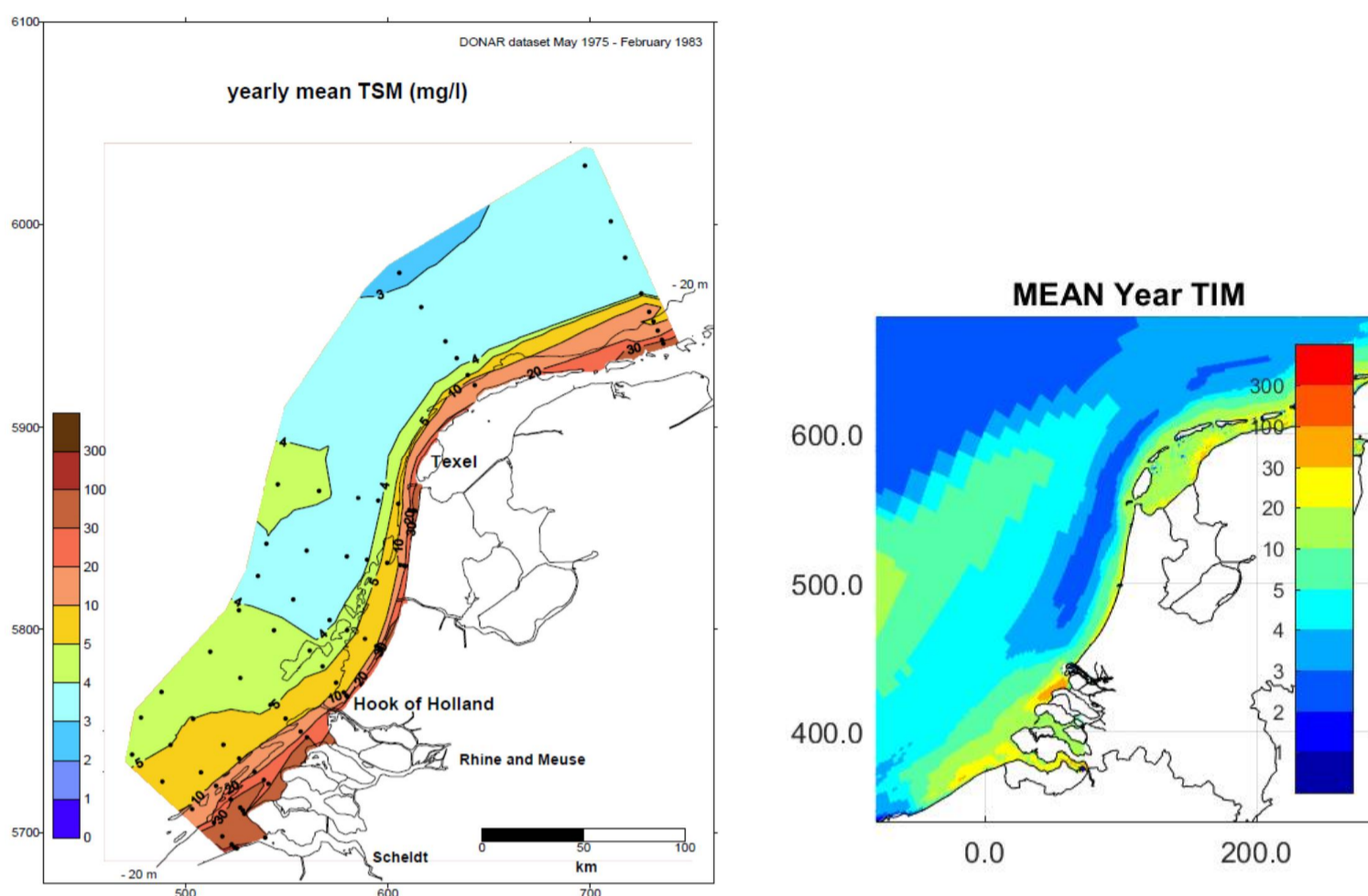
4.2 Jaargemiddelde slibconcentratie 2003 – 2011

Figuur 4.6 toont de jaargemiddelde slibconcentratie voor de jaren 2003 – 2011. Hieruit blijkt dat het door het model berekende ruimtelijke patroon persistent is. Weliswaar is het ene jaar de gemiddelde concentratie iets hoger dan het andere en is de ruimtelijke verdeling iets gewijzigd, maar ten opzichte van het algemene beeld zijn deze veranderingen zeer beperkt. Het model reproduceert globaal de waargenomen toename van de slibconcentratie naar de kust toe, zie Figuur 4.7. De steilheid van deze gradiënt is mede afhankelijk van de randvoorwaarden bij de Kanaalrand. In de MOS² studie is hieraan ten opzichte van de vorige MER-studie een concentratie van 3 mg/l van de fijnste fractie (met een zeer lage valsnelheid van 0.001 mm/s) toegevoegd. Hierdoor is het gemiddelde concentratieniveau wat hoger en is de (relatieve) concentratiegradiënt dwars op de kust wat lager. Deze aanpassing is ingegeven door remote-sensing gegevens, maar de overeenkomst met in-situ gegevens wordt hierdoor iets minder. Voor het jaar 2007 worden beide varianten getoond, namelijk van de vorige MER-studie (Figuur 4.7) en van de huidige MER-studie (gelijk aan MOS², zie Figuur 4.6). Voor een verdere discussie over de overeenkomsten met en verschillen tussen berekende en waargenomen slibconcentratie zie Cronin en Blaas (2013).





Figuur 4.6 Berekende jaargemiddelde slibconcentraties bij oppervlak (mg/l voor de jaren 2003 – 20011. Randvoorwaarden MOS².



Figuur 4.7 In-situ (MWTL) gemeten (links) en berekende (rechts) jaargemiddelde slibconcentraties bij oppervlak (mg/l). Huidig model gemiddeld over 2007 met randvoorwaarden vorige MER zandwinning,. Let op: concentratieklassen zijn identiek, maar kleurdefinitie wijkt af.

4.3 Verblijftijd in de bodem

Voor het verspreidingsgedrag van slib dat vrijkomt bij zandwinning is niet alleen de concentratie in de waterkolom van belang, maar ook de hoeveelheid (buffercapaciteit) en verblijftijd van slib dat wordt opgeslagen in de bodem. Hiervan is een uitgebreide analyse gemaakt in Arentz et al. (2012) en Van Kessel et al. (2012). Hier volstaat het om aan te tonen dat bij Noordwijk-10 de buffercapaciteit en verblijftijd vergelijkbaar zijn met deze eerdere studies. Tabel 4.1 toont beide parameters, zowel voor het huidige model als voor de vorige MER zandwinning. Hieruit blijkt dat de instellingen vergelijkbaar zijn. Om dit te bereiken is, uitgaande van de MOS^2 -instellingen, de resuspensieconstante vanuit de bufferlaag met een factor 2 verhoogd (van 3 tot $6 \times 10^{-8} \text{ kg/m}^2/\text{s}$). Dit zorgt ervoor dat het langetermijn verspreidingsgedrag van slib voor het huidige model gelijk is als aan dat in de vorige MER-studie.

Tabel 4.1: Vergelijking van buffercapaciteit en verblijftijd in de bodem bij station Noordwijk-10 voor de huidige en vorige MER-studie. m_{buf} is buffercapaciteit; C is slibconcentratie; αw_s depositieflux naar de bufferlaag, kA is capaciteitsfactor en RT_b is verblijftijd in bodem.

scenario	m_{buf}	C	αw_s	kA	RT_b
-	kg/m^2	mg/l	m/d	-	dagen
huidig	1.4	12.7	13.6	5.3	7.9
vorig	1.32	12.5	14.3	5.6	7.4

Er zijn in twee parameters zijn waarmee de bodem/water-uitwisseling wordt beschreven, namelijk (Arentz et al., 2012, paragraaf 6.3.5 en Kessel et al., 2011, hoofdstuk 2):

- 1 De buffercapaciteit m_{buf} , of in dimensieloze vorm: capaciteitsfactor $kA = m_{buf} / C \cdot h$ met C slibconcentratie en h waterdiepte.
- 2 De verblijftijd in de bodem $RT_b = kA h / (\alpha w_s)$ (partitionering)

Beide coëfficiënten zijn gelijk en daarmee ook het langetermijn verspreidingsgedrag.

4.4 Discussie en conclusies

In het voorafgaande is aangetoond dat het ten oosten van Ameland uitgebreide model in de kustzone zo goed als gelijke concentraties berekent als het uitgebreid gevalideerde MOS²-model (Cronin en Blaas, 2013). Ook is de uitwisselingssnelheid van slib tussen water en bodem en de buffercapaciteit van slib in de bodem gelijk aan de tijdens de Cadmium-studie gekalibreerde waarden (Van Kessel et al., 2012). Hiermee voldoet het model aan het tevoren gestelde doel.

Niettemin wordt geconstateerd dat de MOS²-kalibratie enkele tekortkomingen heeft. De belangrijkste is dat de berekende concentratie in de Waddenzee veel te laag is ten opzichte van metingen. Bovendien wordt ten gevolge van een verhoging van de randconcentratie van de fijnste fractie in het Kanaal een iets te hoge concentratie slib berekend verder uit de kust. Dit was ook zo voor MOS². Bij MOS² zijn ook andere dan MWTL-metingen meegewogen in de kalibratie, zoals verticale concentratieprofielen en satellietgegevens. Ten opzichte van elkaar laten deze metingen ook afwijkingen zien (Cronin en Blaas, 2013).

Deze tekortkomingen worden ondervangen door in de scenarioberekeningen niet de absolute maar de relatieve berekende concentratieverhoging te gebruiken ten opzichte van een achtergrondconcentratie die niet 1 op 1 uit het ZUNO-DD slibmodel komt maar geconstrueerd is op basis van waargenomen slibconcentraties ver uit de kust, het ZUNO-DD model in de kustzone en het KRW/PACE slibmodel voor de Waddenzee (Van Kessel, 2015) in de Waddenzee (zie hoofdstuk 5). Voor het gebruik van relatieve i.p.v. absolute concentratieverhogingen is een validatieberekening uitgevoerd met een scenario voor zandwinning voor het Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier (HHNK) uit de vorige MER zandwinning. De met het huidige en vorige instrumentarium voor dit scenario berekende relatieve effecten komen goed overeen.

5 Model voor ecologie (primaire en secundaire productiviteit)

5.1 Beschrijving basismodel en aanpassingen

5.1.1 Historie

Op basis van de algemeen toegepaste modelcode Delft3D-ECO is een model applicatie voor de Noordzee ontwikkeld, die bekend is als het GEM of NZBLOOM Noordzee model. Dit model beschrijft het stoftransport, de nutriënten- en zuurstofhuishouding, de primaire productie, chlorofylconcentratie, samenstelling van het fytoplankton en het onderwater lichtklimaat. Tegen het einde van de jaren 80 van de vorige eeuw werden de eerste stappen gezet om de ontwikkeling van eutrofiering in de Noordzee te kunnen begrijpen en te voorspellen. Er werd gebruik gemaakt van 2D transportmodellering, de gridgrootte besloeg 16 x 16 km en de waterkwaliteit werd gesimuleerd met de module DYNAMO (Van Pagee et al., 1988; Glas en Nauta;1989; Nauta et al., 1989). Het model gaf redelijke resultaten voor de totale algenbiomassa, uitgedrukt in $\mu\text{g/l}$ chlorofyl-a, en nutriënten. Het was echter niet mogelijk om met dit 2D model de compositie van het fytoplankton, de variaties van interne karakteristieken van dit fytoplankton (zoals nutriënt/biomassa ratio) en steile gradiënten in tijd en plaats te simuleren. Het niet kunnen modelleren van de algensoortsamenstelling werd gezien als een tekortkoming van het model omdat er verschillen bestaan tussen algensoorten met betrekking tot hun effecten op hun omgeving (Los et al., 2001). Sinds een aantal jaar is het rekengrid veranderd in een curve-linear grid, waarbij de gridgrootte nabij de Nederlandse kust ongeveer 1 x 1 km bedraagt en in de noordwestelijke hoek van de schematisatie 20 x 20 km, zie ook paragraaf 3.1.1. Het voordeel van dit grid is dat de vorm van de kuststrook beter wordt gevolgd en de steile gradiënt, die aanwezig is nabij de Nederlandse kust, accurater gemodelleerd kan worden. De variabele gridgrootte zorgt ervoor dat het model werkbare rekentijden heeft (Los et al., 2008).

Voordat men bezig ging met eutrofieringsmodellen voor de Noordzee, werd er al een jaar of 10 gewerkt aan eutrofieringsmodellen voor zoete wateren. Het werk werd veelal uitgevoerd door WL | Delft Hydraulics voor met name nationale en lokale overheden. Het verrichte werk werd geformaliseerd in het DELWAQ-BLOOM-SWITCH (DBS) model (WL | Delft Hydraulics, 1992) en is met succes op verschillende zoetwaterlichamen en – systemen, waarbij er grote verschillen waren in fysische en chemische processen, toegepast. De verschillende modelapplicaties zijn verscheidene keren gevalideerd met verschillende data sets (Los, 1991; Los et al., 1994a). Omdat de BLOOM module in DBS algensoortsamenstelling in meer detail beschrijft dan DYNAMO werd al vrij snel BLOOM voor de modeltoepassingen van de zoute watersystemen gebruikt. Hierdoor werd het mogelijk 4 verschillende algensoorten, met daarin 3 fenotypen per soort, te modelleren (Los et al., 2001a en b). Zie bijvoorbeeld MANS (Los et al., 1994b) en KSENOS (Boon en Bokhorst, 1995)

Naast de inspanningen van WL | Delft Hydraulics om een waterkwaliteitsmodel voor zoute wateren te ontwikkelen, werden door andere instituten ook modellen voor dit doel ontwikkeld, zoals ECOWASP (westelijke Waddenzee) (Brinkman, 1993), SMOES (Oosterschelde) (Klepper en Scholten, 1995), MOSES (Westerschelde) (Soetaert en Herman, 1995) en ERSEM (Noordzee) (Beukema et al., 1995). Al deze modellen zijn gebruikt voor wetenschappelijke analyses en/of voor management scenario studies. Echter, de focus van deze modellen was vaak een specifieke regio in combinatie met specifieke kennis, zoals de populatie ecologie van mossels in de Waddenzee (ECOWASP) (Brinkman, 1993).

Om het beleidsproces in Nederland ten aanzien van Noordzee modellering te versnellen, is er door het Rijksinstituut voor Kust en Zee (RIKZ) de ontwikkeling van het Generiek Ecologisch Model (GEM) in gang gezet. WL | Delft Hydraulics heeft, in samenwerking met Rijkswaterstaat (RIKZ), en mariene onderzoeksinstituten (NIOO-CEMO, Alterra en NIOZ) dit model ontwikkeld. Na een aantal toepassingen van GEM op met name estuaria (Bokhorst, 1997; Smits et al., 1998) is GEM toegepast op de Nederlandse Kust, waarbij de resultaten beschreven werden als "...kwamen redelijk goed overeen met eerdere (statistische) analyses van meetgegevens", (Blauw et al., 1999).

In essentie is hetzelfde model in de loop van de jaren geoperationaliseerd voor een aantal modelroosters (schematisaties) zoals het kuststrook model in de jaren 90 en Zuno-fijn en Zuno-grof vanaf 2001. Omdat de Zuno-fijn toepassing destijds te lange rekestijden vergde, heeft de Zuno-grof implementatie zich ontwikkeld tot het 'werkpaard' op basis waarvan een groot aantal studies zijn of nog worden uitgevoerd zoals de uitbreiding van de Rotterdamse Haven, Flyland, KaderRichtlijn Water, MER tweede Maasvlakte, MER suppletiezand. Tijdens deze en andere toepassingen van GEM is, gedeeltelijk in samenwerking met andere Nederlandse kennisinstituten op het gebied van marien onderzoek, GEM verder uitgebreid en verbeterd in vergelijking met de eerste oplevering. Hierdoor beschikt GEM nu over default parametersettings die gekalibreerd en gevalideerd zijn voor de Noordzee (zie onder andere Blauw et al., 1999; Los et al., 2001a,b; Blauw en Los, 2004; Nolte et al., 2005; Los en Wijsman, 2007, Prooijen et al., 2007; Los et al., 2008; Los en Blaas, 2010), maar die ook toepasbaar zijn gebleken voor een breed scala aan andere kust-ecosystemen (Kernkamp et al., 2002; Boon et al., 2006; Smits, 2006).

Recentelijk is het ook mogelijk om met GEM 3D simulaties te maken, zoals gedaan is in toepassingen voor OSPAR en in de Europese projecten EMTOX en KnowSeas. In Los et al. (2008) is aangetoond dat 3D GEM simulaties betere resultaten geven dan 2D simulaties wanneer er sprake is van weinig menging in de waterkolom. Dit is bijvoorbeeld het geval bij het optreden van stratificatie van het water, wat in de Noordzee geregeld voorkomt bij de Oestergronden of ten noorden van de Doggersbank. Nabij de kust is de waterlaag vaak homogener gemengd, met uitzondering van stratificatie door verschil in zoutconcentratie, waardoor daar 2D simulatie volstaat. Het hangt dus af van de vraag en de locatie of 2D simulatie volstaat of dat 3D simulatie toegevoegde waarde heeft. In de onderhavige studie wordt gekeken naar de effecten van onder andere zandwinning op het ecosysteem van de Noordzee, waarbij ook diepere wateren worden meegenomen. Om deze reden is het beter om GEM in 3D modus toe te passen. Dankzij de systematische ontwikkeling van de modeltoepassing bestaat een goed inzicht in de meerwaarde van verfijningen in de fysische schematisatie op het uiteindelijk gedrag van het model (zie bijvoorbeeld Los & Blaas, 2010).

5.1.2 Aanpassing voor deze MER

Uitgangspunt voor de onderliggende modellering is het model dat voor de vorige MER Zandwinning 2011 is opgezet. Het staat bekend in de KPP-B&O waterkwaliteitsmodellen als 'model_13_DELWAQ-Algen_Noordzee-ZUNO-DD_j07_v01'. Details van dit model zijn te vinden op de betreffende factsheet p:\1209459-metadata\model_13_DELWAQ-Algen_Noordzee-ZUNO-DD_j07_v01\1207726-000-ZKS-0028-m-DELWAQ-Algen_Noordzee-ZUNO-DD_j07_v01_metadata_Waterkwaliteitsmodelschematisatie.pdf. Deze modelconfiguratie is grotendeels identiek aan de bovengenoemde langlopende modellering van de Noordzee op basis van het ZUNO-grof rooster, maar wijkt af mbt het grid, de hydrodynamica, numerieke settings, en het slibveld.

Er zijn voor deze studie een aantal aanpassingen aan deze modelopzet gemaakt.

1. Er is op een ander modelrooster gerekend. Daarom was een conversie nodig van alle rooster-afhankelijke informatie.
2. De invoer mbt rivierlozingen is geupdate.
3. De invoer mbt slibconcentraties wordt anders afgehandeld
4. Er worden nu ook benthische diatomeeën meegenomen in het model.
5. Schelpdieren worden dynamisch en integraal berekend (dwz: met meeneming van de feedback op het systeem).

In de volgende paragrafen wordt kort beschreven hoe de applicatie ten behoeve van de MER is opgezet.

5.1.2.1 *Fysische schematisatie*

Het gebruikte rooster is het ZunoDD grid afgebeeld in Figuur 3.1, inclusief de beschreven aanpassingen. Anders dan in de MER van 2011 wordt in deze MER op de Noordzee het geaggregeerde rooster gebruikt, zowel voor de slib- als voor de GEM berekeningen. In de Waddenzee wordt niet geaggregeerd.

5.1.2.2 *Horizontale en verticale dispersie*

Wanneer GEM op een grover grid wordt gedraaid dan de hydrodynamica, moet er in GEM extra horizontale dispersie worden toegevoegd, zodat deze dispersie in het GEM model realistische waarden heeft. Echter, omdat de grid-aggregatie slechts voor een beperkt deelgebied is toegepast, is het niet nodig om in horizontale richting extra dispersie toe te voegen.

Daarentegen leidt de koppeling tussen Delft3D-Flow en DELWAQ ertoe dat de verticale uitwisseling in DELWAQ soms te laag is. Om realistische waarden aan de verticale uitwisseling in het grid aan DELWAQ te geven, wordt een minimumwaarde van $1 \cdot 10^{-5} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$ gebruikt voor de door Flow berekende verticale diffusie coëfficiënt. Deze minimumwaarde zorgt ervoor dat er in het geval van zeer kleine verticale diffusie in Flow de diffusie niet te klein wordt. Overigens speelt deze correctie met name een rol in gestratificeerde zones zoals de Oestergronden, die buiten het interessegebied van deze MER liggen. Er wordt hierbij niet langer gebruik gemaakt van een vermenigvuldigingsfactor op de door Flow berekende verticale diffusie coëfficiënten.

5.1.2.3 *Open randen*

Net als voorheen zijn er twee open randen aan het modeldomein: de Kanaalrand in het zuiden en de Noord Atlantische rand in het noorden. De debieten over deze randen komen uit het waterbewegingsmodel en kunnen niet worden aangepast binnen GEM. De beschikbare historische data betreffende de stofconcentraties op de randen vertonen geen systematische variaties tussen de jaren. Daarom kunnen in principe dezelfde data gebruikt worden als bij eerdere studies (Laane et al., 1993). Bij de Afwentelingsstudie (Blauw et al. 2006) is wel geconstateerd dat de tot dan gebruikte N concentraties op de Kanaalrand studies te hoog waren. Daarom zijn deze net als in de MER 2011 met 30% verlaagd om beter aan te sluiten bij de waarnemingen in het Kanaal. De Noord Atlantische rand is dezelfde als voor alle recente studies met ZunoGrof (Bot et al., 1996, Brockman et al., 2002 en NERC, 1991).

5.1.2.4 *Rivier randen*

In het model worden 85 verschillende rivieren onderscheiden, waarvan de meeste slechts een kleine hoeveelheid zoetwater lozen met een verwaarloosbare invloed op de stroming. De

vrachten van opgeloste stoffen zoals nutriënten kunnen lokaal echter nog wel van invloed kunnen zijn op de nutriëntengehaltes.

Anders dan in de MER 2011, worden in de hydrodynamische berekening al deze rivieren meegenomen. Binnen GEM worden dezelfde debieten gebruikt als in het FLOW model. Om technische redenen is er echter één vereenvoudiging: de zoetwaterdebieten worden in GEM in de bovenste waterlaag geloosd. Het effect hiervan is over het algemeen heel klein omdat het geloosde water zeer snel mengt met het ontvangende water.

Voor deze MER zijn de belastingen op de volgende wijze samengesteld:

1. Voor de nutrientvrachten van alle (binnenlandse en buitenlandse) rivieren worden de vrachten uit de CEFAS database (Centre for Environment, Fisheries and Aquaculture Science; UK) gebruikt. Deze database is geupdate ten opzichte van de vorige MER 2011. Voor de Nederlandse rivieren komen de data in deze database overeen met de gegevens uit Donar.
2. Bij de vorige MER werden bovendien alle belastingen uit het IJsselmeer (ten onrechte) geloosd bij Den Oever, nu zijn de lozingen verdeeld over Den Oever en Kornwerderzand.
3. De Nederlandse riviervrachten zijn uitgebreid met organisch materiaal. Met name in het IJsselmeer is een relatief groot deel van de nutriënten aanwezig in levende of dode algen. Voor de Waddenzee zou de aanvoer van fosfaat en stikstof worden onderschat als deze organische fractie niet wordt meegenomen. Maar ook aan de Nederlandse kust kan de toevoer van voedsel voor schelpdieren vanuit de rivieren relevant zijn, bijvoorbeeld als deze eerder beschikbaar komt dan de lokaal geproduceerde algen. De hoeveelheid organisch materiaal is geschat op basis van chlorofylconcentraties zoals beschikbaar in de CEFAS database (Centre for Environment, Fisheries and Aquaculture Science; UK), en voor de lozingen vanuit het IJsselmeer zoals gemeten in station Vrouwezand. Vervolgens wordt het geloosd in de vorm van (levende) algen (fosfaatgelimiteerde flagellaten), zodat het beschikbaar is als voedsel voor schelpdieren. Dit draagt bij aan de groei van *Ensis* in de kustzone. De bijdrage van dood organisch materiaal (detritus) aan de groei van schelpdieren is zeer klein (Troost et al 2010a; Schellekens 2012). Bij de vorige MER studie werd het organisch materiaal enkel geloosd als ortho-fosfaat waardoor er in vergelijking met die studie nu een relatief grote hoeveelheid nitraat wordt geloosd op de Waddenzee. De extra lozing van stikstof is realistisch maar heeft weinig impact op primaire productie omdat stikstof in de Waddenzee en vlakbij de kust in de Noordzee zelden limiterend is.

5.1.2.5 Slib

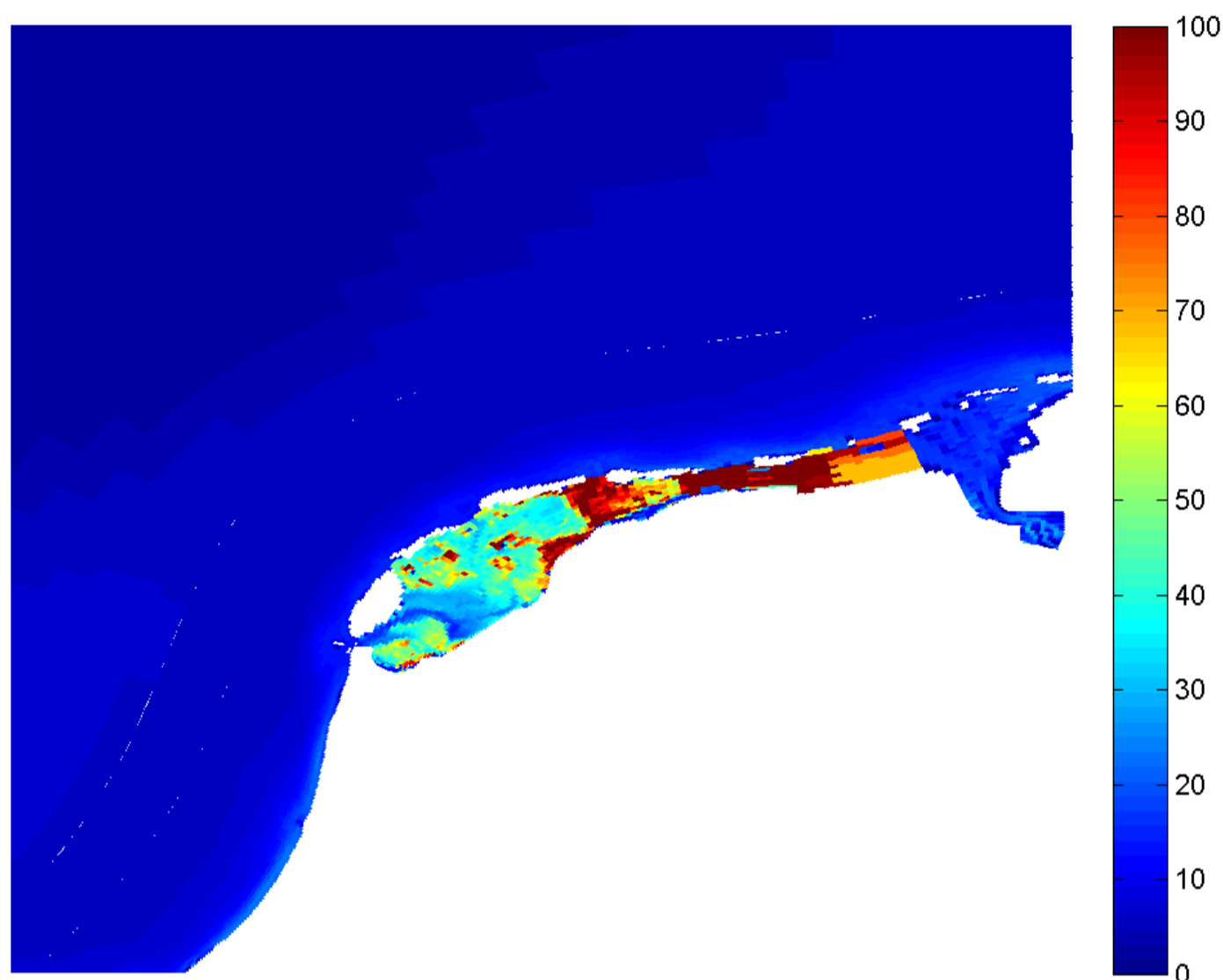
Anorganisch zwevend stof ("slib") heeft invloed op het onderwaterlichtklimaat en daarmee op de primaire productie. Slib varieert in ruimte en tijd in de Noordzee en wordt daarom als een serie kaartbeelden ingevoerd (een zogenaamde segmentfunctie). Idealiter zouden de resultaten van het slibmodel uit hoofdstuk 4 één-op-één kunnen worden ingevoerd. Het slibmodel is alleen gekalibreerd en gevalideerd voor de Nederlandse kustzone en onderschat de slibconcentraties in de Waddenzee en in diepe wateren ver van de kust. Daarom is een tweetal aanpassingen gemaakt aan het slibveld afkomstig uit het model.

In alle offshore gebieden waar de jaargemiddelde slibconcentratie in het slibmodel lager was dan 2.5 mg/l is een random cosinusfunctie gebruikt, met een jaargemiddelde concentratie van 2.5 mg/l. Dit is consistent met de vorige MER zandwinningsstudie (Keetels et al., 2012). Deze

werkwijze is in het verleden ook een groot aantal keren toegepast (Maasvlakte 2 studie; zie ook Los et al., 2008).

In de Waddenzee zijn weekgemiddelde slibconcentraties gebruikt zoals die in het project “Verkenning slibhuishouding Waddenzee” zijn berekend (van Kessel, 2015). In dat project werd gebruik gemaakt van het PACE-model, waarvan door de veel hogere horizontale resolutie mag worden verwacht dat de resultaten betrouwbaar zijn, (zie ook paragraaf 6.1.1). In een simulatie voor de eerste 4 maanden van 2009 werden de gemiddelden van de gemeten slibgehalten over de periode 1984–2009 goed gereproduceerd. Op basis van de resultaten uit het PACE-slibmodel is een realistisch seizoensmatig variërend slibveld geconstrueerd voor gebruik in de huidige studie, zoals beschreven door de Kluijver et al. (2013). In die studie werd het PACE slibveld voor het eerst met succes gebruikt voor ecologische modellering van de Waddenzee, wat leidde tot het standaard waterkwaliteitsmodel voor de Waddenzee dat nu binnen KPP wordt onderhouden (‘model_30_DELWAQ-Algen_Waddenzee-ZUNO-DD_j09_v01’). Details van dit model zijn te vinden op de betreffende factsheet p:\1209459-metadata\model_30_DELWAQ-Algen_Waddenzee-ZUNO-DD_j09_v01\1220070-000-ZKS-0004-m-DELWAQ-algen-Waddenzee-ZUNO-DD-j09-v01.pdf.

Het resulterende jaargemiddelde slibveld in de Waddenzee is afgebeeld in Figuur 5.1. Dit kaartbeeld toont duidelijk de relatief hoge slibgehalten in de Waddenzee, waarbij in overeenstemming met de metingen, hogere gehalten optreden in de oostelijke Waddenzee (van Kessel, 2015). De scherpe scheidslijnen ten zuiden van Terschelling zijn onderdeel van het PACE slibveld. De scherpe scheidslijn juist westelijk van de Eems-Dollard is de oostelijke begrenzing van het PACE grid. Ten oosten van deze lijn levert het PACE-slibveld geen informatie meer en vallen we terug op de veel lagere gehalten berekend door het in Hoofdstuk 4 beschreven model.



Figuur 5.1 Opgedrukt jaargemiddeld slibveld (uit PACE model, geprojecteerd op het huidige grid). De scherpe overgang aan de oostkant (de grens tussen kombergingsgebieden Lauwers en Eems-Dollard) is het de begrenzing van het PACE model en is een modelartefact. De scherpe overgang in het midden van de Waddenzee is een modelresultaat. De scherpte van deze gradiënt varieert iets over het jaar. Op satelietfoto's is dit relatief grote verschil met een scherpe begrenzing tussen oost en west vaak zichtbaar.

5.1.2.6 Instraling en windsnelheid

Voor de instraling en windsnelheid zijn gegevens van het KNMI gebruikt voor 2007 van station De Kooij. Instalingsgegevens zijn per week ingevoerd, maar binnen het model worden deze gegevens omgerekend naar een intensiteit per 30 minuten, uitgaande van de actuele daglengte en een standaard intensiteitspatroon voor een geïdealiseerde dag. De windgegevens worden binnen GEM overigens uitsluitend gebruikt om de reäeratie van zuurstof te berekenen. Daarom worden ze per dag ingevoerd zonder ruimtelijke differentiatie.

5.1.2.7 Bodemalgen

Voor deze studie is het model uitgebreid met bodemalgen (microfytobenthos). Opzet en instellingen van de bodemalgen werden overgenomen uit het eerder genoemde KPP-B&O waterkwaliteitsmodel dat bekend staat als 'model_30_DELWAQ-Algen_Waddenzee-ZUNO-DD_j09_v01'. Daarbij is een foutieve PE-curve (groeisnelheid als functie van lichtbeschikbaarheid) gecorrigeerd. De gecorrigeerde curve is nu weer identiek aan die van 'reguliere' diatomeeen.

Bodemalgen kunnen loskomen van de bodem en in suspensie raken als de bodemschuifspanning hoog genoeg wordt. Deze parameter is tijds- en plaatsafhankelijk en wordt berekend in het slibmodel.

5.1.2.8 Schelpdieren

Schelpdieren worden gemodelleerd mbv de DEBGRZ module. Deze module simuleert graas op basis van een set van dynamische processen. De module is gebaseerd op de Dynamic Energy Budget (DEB) theorie (Kooijman 2010). DEB modellen zijn generiek en kunnen dus voor elke soort of levensfase worden gebruikt. DEB modellen hebben een groot wetenschappelijk draagvlak, en wordt ook met name door veel schelpdierwetenschappers gebruikt. Daardoor zijn de parameter waarden voor verschillende relevante schelpdiersoorten voorhanden.

- **Populatie-structuur:** De grazermodule is flexibel van aard: de gemodelleerde grazers kunnen worden opgedeeld in 1 tot 5 verschillende klassen. Dit kunnen zowel leeftijds- als soortsklassen zijn. Daarnaast kan per klasse gekozen worden voor zgn. isomorfe of V1-morfe groei (Kooijman 2010). Bij isomorfe individuen verandert de oppervlakte-volume ratio tijdens de groei, en daarmee ook hun energiehouding. De isomorfe benadering is met name geschikt om de groei van individuele organismen in detail te kunnen beschrijven. Bij V1-morfen, daarentegen, blijft de oppervlakte/volume-ratio gelijk tijdens hun groei, waardoor hun energiehouding ook gelijk blijft en niet afhangt van hun grootte. In dat geval gedragen alle individuen zich dus identiek en valt het onderscheid tussen individuen en populatie grotendeels weg. Deze laatste categorie is onder andere erg geschikt voor het modelleren van een populatie van organismen met een min of meer stabiele groottesamenstelling. De V1-morfen bieden een aantal rekentechnische en modelmatige voordelen. Een nadeel is wel dat de grootte van de individuen niet wordt gemodelleerd, wat o.a. ook gevolgen heeft voor de graasdruk, doordat de biomassa-specifieke filtratiesnelheid van kleine individuen groter is dan van grote individuen. Voor detailstudies op het gebied van individuele groei, of als de grootteverdeling van de populatie erg variabel is, zullen isomorfen dus geschikter zijn.

Voor deze studie is gekozen voor een hybride populatie-structuur: enerzijds 2 klassen van V1-morfen om de populaties van mosselen (in de Waddenzee), en *Ensis* (in de Noordzee) te beschrijven. Deze V1-morfen dienen als proxy voor het effect van zandwinning op de biomassa van schelpdierpopulaties in Waddenzee en Noordzee en verdisconteren tevens de terugkoppelingseffecten van de schelpdieren op algen biomassa (graas verlaagt de biomassa) en primaire productie (snelle recyclage van nutriënten kan productiviteit verhogen). Daarnaast is 1 jaarklasse van jonge (net-gevestigde) isomorfe mosselen meegenomen, om te dienen als indicator voor schelpdieren in hun meest kwetsbare fase (i.e. vlak na hun vestiging. Zie ook de bullet over rekrutering. De effecten van vertroebeling op jonge / kleine dieren kan anders zijn dan op oudere dieren. Bij modellering van alleen 1 V1 morf is dat niet zichtbaar. De groei van de jonge isomorfen wordt in de scenariostudies ook gebruikt om de effecten van vertroebeling op jongere levensstadia in te schatten. Deze isomorfen (omdat er slechts 1 per vak is) hebben geen terugkoppelingseffecten op chlorofylconcentraties of primaire productie.

Zoöplankton (incl pelagische larven) en andere grazers worden voorlopig nog niet expliciet meegenomen, maar impliciet wordt er wel rekening mee gehouden, doordat het modelsysteem wordt gekalibreerd op veldmetingen welke vanzelfsprekend wel door deze grazers worden beïnvloed.

- **Parameter waarden:**

De DEB parameterwaarden die gebruikt zijn voor mosselen zijn overgenomen van de parameterinstellingen van de toepassingen van de DEBGRZ module in de Oosterschelde (Troost et al 2013). De DEB parameterwaarden die gebruikt zijn voor *Ensis* zijn overgenomen uit de (offline) DEB berekeningen zoals die voor de voorgaande MER in 2011 gebruikt zijn (Schellekens, 2012).

Hoewel de DEB parameterwaarden voor de relevante soorten in dit project beschikbaar zijn, betekent dit niet dat er geen kalibratie meer nodig is. De gebieds- en populatie-specifieke parameterwaarden vallen feitelijk buiten de DEB-theorie. Deze parameterwaarden zijn over het algemeen onbekend en/of lastig af te schatten. In de praktijk worden ze dus vaak (binnen realistische grenzen) als kalibratie parameter gebruikt. Voor mosselen is zoveel mogelijk gebruik gemaakt van de waarden zoals in Troost et al. (2013); voor de overige mosselwaarden en voor *Ensis* zijn de volgende waarden gebruikt (zie ook Tabel 5.1):

- Referentie-lengte (L_{ref}): Deze is voor *Ensis* gebaseerd op de gemiddelde lengte zoals gemeten langs de Noordzeekust (10cm) (Witbaard et al 2015). Voor mosselen is er uit gegaan van een gemiddelde lengte van 3cm (losjes gebaseerd op van Stralen et al 2016). Dit is kleiner dan de waarde gebruikt in voorgaande studies voor de Oosterschelde (4cm), omdat er in de Waddenzee sprake is van natuurlijke broedval (in tegenstelling tot in de Oosterschelde) en er in de Waddenzee dus veel meer kleine juvenielen aanwezig zijn.
- Sterfte/recruitment snelheid (R_{mort}): Deze is gelijkgezet aan de waarde van mosselen maar aangepast naar de grotere referentielengte van *Ensis* op basis van de (in Troost et al 2013) afgeleide lengteafhankelijkheid.
- Ingestion efficiency (κ_i): Deze is voor *Ensis* gelijkgezet aan de waarde zoals gebruikt voor de mosselen.
- Half saturatie constante voor voedselopname (X_k): Deze waarde is voor mosselen overgenomen uit Troost et al (2010a) en voor *Ensis* overgenomen uit (Schellekens, 2012). Beide zijn geconverteerd naar algenbiomassa met omrekeningsfactor 0.1 gC/ μ gChl.
- Half saturatie constante voor negatieve effecten van slib op voedselopname (Y_k): Deze waarde is mossel overgenomen uit Troost et al. (2010a) en voor *Ensis* overgenomen uit (Schellekens, 2012).
- Algenpreferentie: Voor beide soorten is er van uit gegaan dat er geen bodemalgen en Phaeocystis worden geconsumeerd. Geresuspendeerde bodemalgen kunnen wel worden geconsumeerd.
- Detrituspreferentie: Voor beide soorten is er van uit gegaan dat er geen detritus wordt geconsumeerd. Het belang van detritus als voedsel lijkt voor beide soorten erg klein te zijn (Troost et al 2010a; Schellekens 2012).

Tabel 5.1 Overzicht van de gebruikte parameterwaarden voor mosselen (Waddenzee) en Ensis (Noordzee)

Physiological parameters				
Parameter	Value (Ensis)	Value (Mussel)	unit	Description
Shape	0.1786	0.2870	-	Shape factor
JXm_L2	200	196.8	J _{cm⁻²_d⁻¹}	Maximum surface-specific ingestion rate
Pm_L3	45.7	30.7	J _{cm⁻³_d⁻¹}	Volume-specific maintenance costs
Em_L3	4005.26	2190	J _{cm⁻³}	Maximum storage density
Eg_L3	3415	1900	J _{cm⁻³}	Volume-specific costs of growth
Kappa	0.9731	0.7	-	Fraction of catabolic energy used for Maint+Growth
Kappa_R	0.95	0.8	-	Fraction of reproductive power that goes to reproductive reserves
Lb	0.01729	0.096	cm	Length at embryo -> juvenile transition
Lp	4.369	3.754	cm	Length at juvenile -> adult transition
SpecMass	1	1	g _{cm⁻³}	Specific mass of body structure
c_VC	0.048	0.048	gC _{cm⁻³}	Volume to carbon conversion
c_EC	0.355E-04	0.355E-04	gC _{J⁻¹}	Energy to carbon conversion
Ta	6000	5800	K	Arrhenius temperature
Tl	278	275	K	Lower boundary of tolerance range
Th	306	296	K	Upper boundary of tolerance range
Tal	51154	45430	K	Arrhenius temperature for rate of decrease at lower boundary
Tah	47126	31376	K	Arrhenius temperature for rate of decrease at upper boundary
MinSPtemp	18.4	15	°C	Minimum temperature for spawning (gecalibreerd op totale Oosterschelde)
GSI_upper	0.025	0.28	-	Upper GSI boundary to trigger spawning (gecalibreerd op totale Oosterschelde)
GSI_lower	0.0005	0.1	-	Lower GSI boundary to stop spawning
DoSpawn	0	0	-	At start of simulation there is no spawning
rSpawn	0.02	0.02	d ⁻¹	Rate of gonad release Fraction of gonadas per day
Kappa_A	1	1	-	Assimilation efficiency (1-fraction loss due to digestion)
System-specific parameters				
Parameter	Value (Ensis)	Value (Mussel)	unit	Description
Xk	0.074	0.223	gC _{I⁻¹}	Half saturation constant Functional response
Yk	68	100	mg _{TIM_I⁻¹}	Half saturation constant TIM
PrDet	0.0	0.0	-	Preference for detritus
PrPha	0.0	0.0	-	Preference for Phaeocystis
PrBDiat	0.0	0.0	-	Preference for Benthic Diatoms
Kappa_I	0.75	0.75	-	Ingestion efficiency (1-fraction loss due to pseudofaeces)
rMor	0.00079	0.0055	d ⁻¹	mortality rate
rHrv	0	0	d ⁻¹	harvesting rate
Lref	10	3	cm	Reference Length of V1 morph

- **(Pseudo)faeces:** in de huidige opzet van de DEBGRZ module wordt pseudofaeces-productie gemodelleerd als een vaste fractie van de voedsel-opname. Pseudofaeces heeft dan ook eenzelfde stoichiometrie als het voedsel. Faeces daarentegen wordt gemodelleerd als een vaste fractie van het opgenomen voedsel, in combinatie met overbodige en/of overmatig aanwezige bouwstenen (nutriënten, koolstof, energie). Na uitscheiding komt pseudofaeces in hetzelfde detritus compartiment terecht als faeces, waarbij overigens wel rekening wordt gehouden met eventuele verschillen in stoichiometrie en de daaraan gerelateerde afbraaksnelheden. Echter, er wordt geen onderscheid gemaakt met betrekking tot de verschillen in sedimentatie/resuspensiesnelheid tussen pseudofaeces en faeces, noch wordt er rekening gehouden met verschillen in resuspensie tussen epifauna (mosselen) en endofauna (*Ensis*). Hiermee dient rekening te worden gehouden bij de interpretatie van de resultaten.

Anorganisch materiaal: In het model kan de invloed van anorganisch materiaal op de voedsel-inname worden meegenomen. Echter, de grazers kunnen geen anorganisch materiaal opnemen, en er is dus geen feedback op de concentraties van anorganisch materiaal. Hiermee dient rekening te worden gehouden bij de interpretatie van de resultaten.

- **Mortaliteit:** Omdat er in het model geen predatoren worden gemodelleerd, fungeert de mortaliteit van de grazers als een 'closure term' van het model. Momenteel kan er in het model onderscheid worden gemaakt tussen 'natuurlijke' sterfte (waarbij het dode materiaal als detritus binnen het systeem blijft) en 'harvesting' (waarbij het dode materiaal uit het systeem verdwijnt). Beide mortaliteiten worden in de onderliggende studie beschreven als een first order proces (maar kunnen omgezet worden naar een hyperbole functie om rekening te kunnen houden met intraspecifieke predatie/competitie) en is desgewenst lengte-afhankelijk. Maar deze formuleringen houden geen rekening met event-related mortality zoals bijvoorbeeld wordt veroorzaakt door stormen, predatie-pieken, of verhongering van isomorfen (bij V1-morfen wordt verhongering wel meegenomen). Hiermee dient rekening te worden gehouden bij de interpretatie van de resultaten.
- **Rekrutering:** Naast groei speelt ook rekrutering een belangrijke rol bij de overleving en het succes van schelpdierpopulaties. Rekrutering(succes) is echter nog niet geheel begrepen en daardoor ook lastig te modelleren. Hoewel er een onderzoeksvariant van de grazermodule bestaat waarin het rekruteringsproces procesmatig wordt beschreven (incl spawning, groei, overleving en vestiging van pelagische larven), wordt dat in deze modelstudie niet toegepast. Dit omdat de relatie tussen spawning en rekrutering vooralsnog onduidelijk is en voor een groot deel wordt bepaald door predatie (wat niet expliciet in het model wordt meegenomen). Om toch iets te kunnen zeggen over het rekruteringssucces nemen we aan dat de larven in de eerste periode na de vestiging het meest kwetsbaar zijn voor predatie. Hoe sneller deze larven een kritische grootte bereiken, hoe groter de kans dat zij deze periode overleven. Hiertoe modelleren we deze groep van schelpdieren als een expliciete en isomorfe klasse (zie ook de bullet over populatie-structuur). De vestiging van deze larven (individuele grootte, aantallen en timing) vinden volgens een vast patroon plaats, om de effecten in de verschillende jaren en scenarios zo goed mogelijk met elkaar te kunnen vergelijken.
- **Ruimtelijke verdeling:** De ruimtelijke verdeling van grazers kan worden opgelegd, bijvoorbeeld op basis van de huidige verdeling of van habitat-regels. In de

onderliggende toepassing is er echter voor gekozen om door het model zelf te laten berekenen waar de grazers kunnen overleven en waar niet, dit gebeurt dan volledig op basis van voedselkwaliteit en beschikbaarheid. In deze laatste methode wordt echter niet meegenomen dat er ook andere factoren dan voedsel kunnen bestaan die van invloed zijn op het voorkomen (stroomsnelheden, substraat, etc). In theorie kan dit leiden tot een overschatting van biomassa van schelpdieren, als er veel deelgebieden binnen een systeem zijn met ongunstige habitatcondities voor schelpdieren, waar wel voldoende voedsel aanwezig is.

- **Algenbiomassa, detritus en andere voedselbronnen:** In het model kunnen pelagische algen en detritus (dood algenmateriaal) beiden gebruikt worden als voedsel voor schelpdieren. In het veld kunnen ook (micro)zoöplankton een aandeel hebben in het voedsel, maar kwantitatief is dit aandeel relatief klein in de Waddenzee en de Noordzee. Zoöplankton wordt niet expliciet gemodelleerd in dit model. Het is dus geen additionele voedselbron, maar ook geen additionele competitie voor algen. Wat in de Waddenzee wel een additionele voedselbron van betekenis kan zijn (op sommige locaties) is opgewerveld microfytobenthos (benthische algen). Op basis van beschikbare literatuur wordt een inschatting gemaakt van de potentiële extra bijdrage die deze voedselbron kan leveren aan mosselen in de Waddenzee. In de Noordzee speelt dit geen rol aangezien er onvoldoende licht op de bodem doordringt voor productie van microfytobenthos.
- **Overbegrazing:** de benthische grazers hebben enkel toegang tot het voedsel in de onderste laag van het model. Bij grote graasdruk kan deze laag snel leeg worden gegeten, waardoor de modelresultaten afhankelijk worden van numerieke aspecten zoals laagdikte en tijdstap. Checks op de verticale verdeling van algen in de waterkolom hebben aangetoond dat dit niet optreedt.

5.1.2.9 *Initiële condities*

De initiële condities voor de eerste model simulaties zijn bepaald door de initiële condities van de MER 2011 som voor 2007 op het nieuwe ZunoDD rooster af te beelden. Omdat er benthische diatomeeën en schelpdieren aan het model zijn toegevoegd, beide met kleine initiële waarden, is het ZunoDD model 10 keer cyclisch gedraaid ("doorgestart") met de volledige invoer voor 2007 totdat er nauwelijks verschil meer was waar te nemen in berekeningsresultaten tussen twee opeenvolgende berekeningen. Hiermee ontstaat een virtuele validatiereeks 2007 – 2017. Hoewel de gemodelleerde mosselpopulaties in de Waddenzee al na drie jaar een steady state gevonden hadden, bleek bij het analyseren van de resultaten dat dit nog niet overal het geval was voor de *Ensis*-populaties. Hier wordt verder op ingegaan in paragraaf 5.2.5.1.

5.2 Validatie

Door gebruik te maken van meetdata van verschillende meetstations in de Noordzee (Figuur 5.2) en deze te vergelijken met modelresultaten op deze locaties kan inzicht worden gegeven of en hoe goed GEM de waterkwaliteit simuleert. Er zijn verschillende mogelijkheden om validatie van modelresultaten uit te voeren. In dit rapport wordt gebruik gemaakt van tijdreeksen en kaartbeelden waarbij het jaar 2007 als validatiejaar is gekozen.



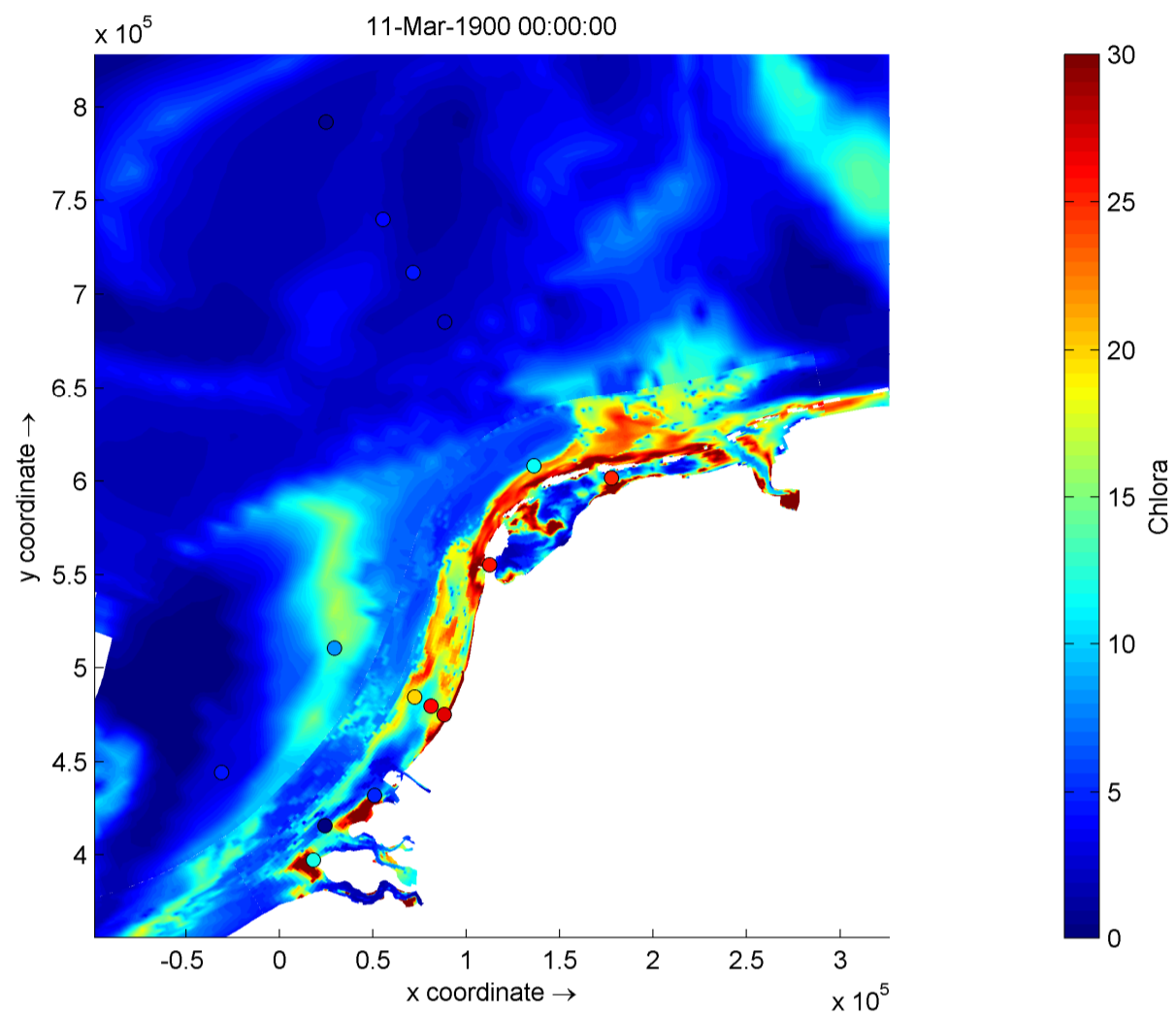
Figuur 5.2 Locatie van de meetstations in de Noordzee waar waterkwaliteit is of wordt gemeten.

5.2.1 Kaartbeelden chlorofyl

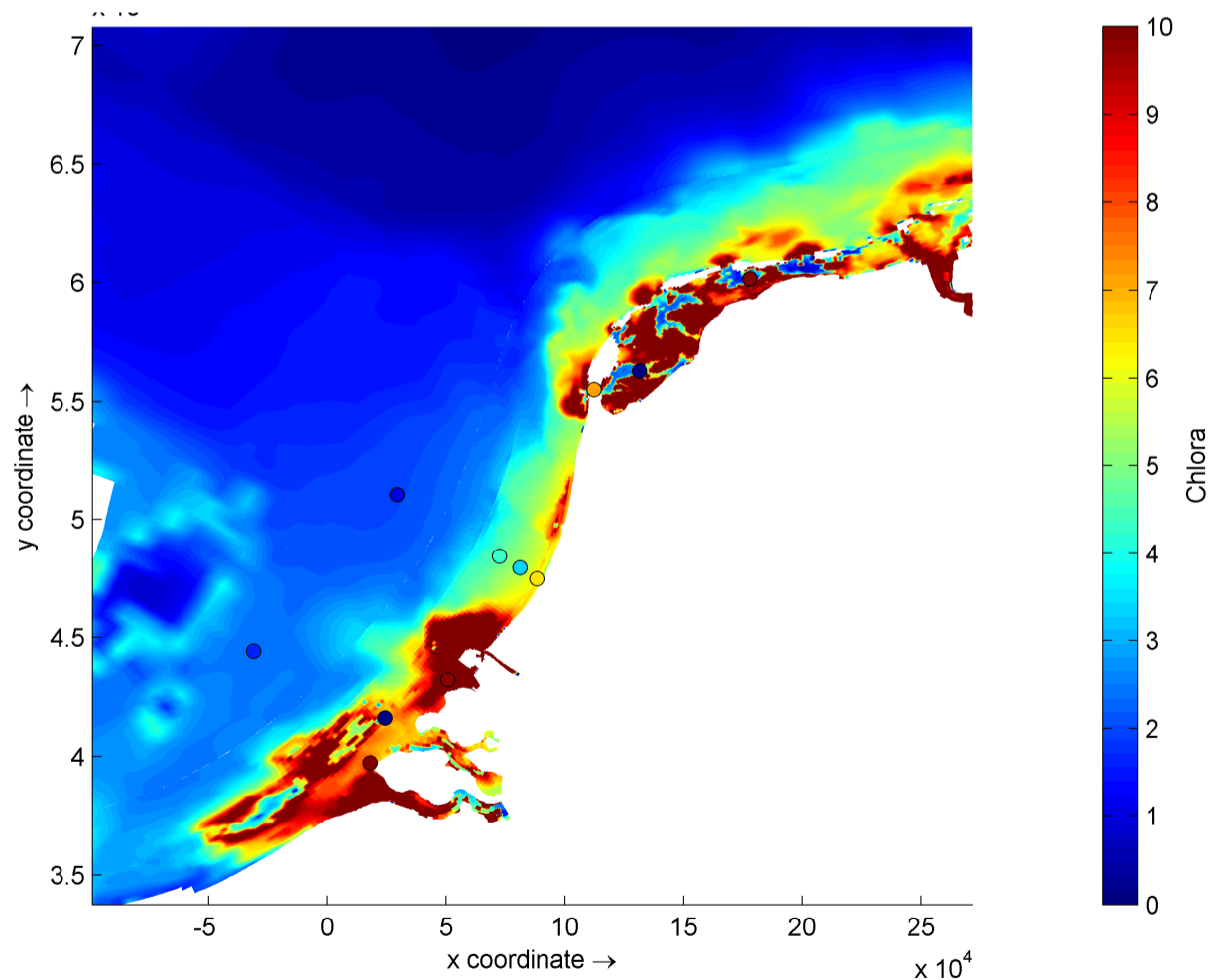
Figuur 5.3 en Figuur 5.4 geven een overzicht van de gemeten chlorofyl-a concentraties tijdens de voorjaarsbloei eind maart 2007 en in de maand juni van 2007. De meetdata zijn afkomstig van Waterbase en hebben hooguit een tweewekelijkse frequentie en verder zit er verschil in datum tussen de meetlocaties. De modeluitvoer is in het geval van kaarten op weekbasis. Om deze redenen is het niet mogelijk om per dag meet- en modeldata met elkaar te vergelijken en daarom wordt meetdata op de modeldata geplote afkomstig van min en plus een week van de kaartdatum.

Figuur 5.3 toont dat tijdens de voorjaarsbloei chlorofylconcentraties door het model redelijk goed worden gesimuleerd. De modelresultaten overschatten de concentraties ter hoogte van Schouwen 10 km. De metingen van de Noordwijkraai tonen een afnemende trend van chlorofylconcentraties; de modelresultaten tonen deze afnemende trend ook, zij het minder sterk dan in de metingen is te zien. Opvallend is dat er hoge concentraties worden gemodelleerd vlak bij de kust, bv ter hoogte van NW02, wat in de modelresultaten van de vorige MER niet het geval was. Dat ligt aan de verschillen in het gebruikte slibveld, waarbij hogere concentraties slib de voorjaarsbloei uitstelden. Dit fenomeen lijkt bepalend te zijn voor het voorkomen van grazers aan de kust (zie ook paragraaf 5.2.5.1). De Waddenzee laat veel lagere concentraties zien, doordat de voorjaarsbloei hier later optreedt. Ten slotte vertonen de offshore gelegen stations lage chlorofylconcentraties in zowel de metingen als in de modelresultaten.

Ook in juni (Figuur 5.4) simuleert het model de ruimtelijke patronen redelijk tot goed. Concentraties ter hoogte van Schouwen 10 km worden wederom overschat. De concentraties in de Noordwijkraai zijn laag, wat overeenkomt met de metingen. In de Waddenzee simuleert het model relatief hoge concentraties op de platen en lage chlorofylconcentraties in de diepe geulen, wat goed overeenkomt met de meting in Doove Balg West (nabij de Afsluitdijk). In Dantziggat (nabij Ameland) daarentegen lijken de gemodelleerde concentraties te hoog.

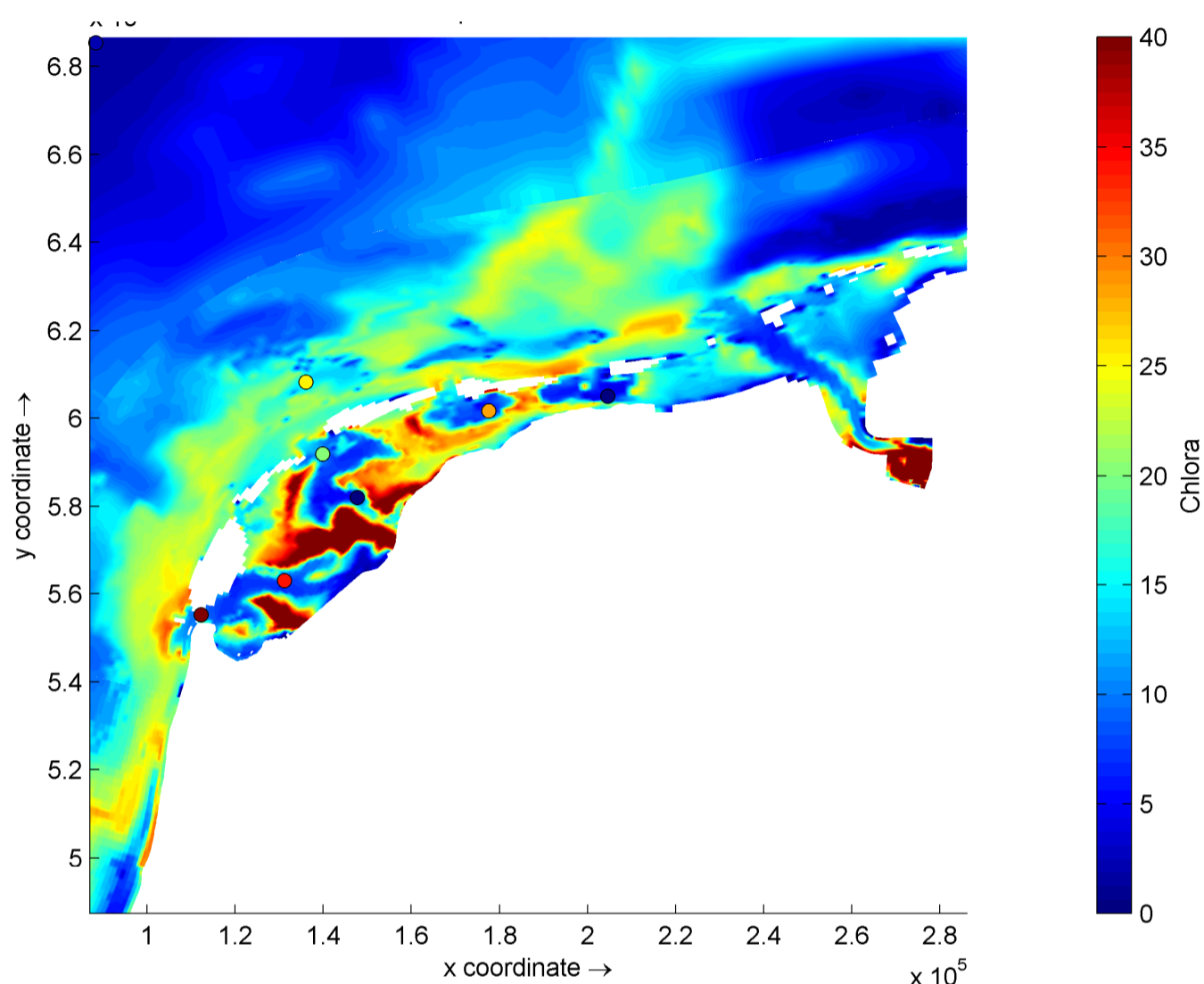


Figuur 5.3 Modelresultaten (achtergrondkleuren) en meetdata (bollen) voor de chlorofylconcentraties tijdens de voorjaarbloeï langs de Noordzeekust (maart 2007).



Figuur 5.4 Model- (vlakken) en meetdata (bollen) voor de chlorofylconcentraties in juni 2007. NB: kleurschaal is anders dan in figuur 5.3.

Omdat in de Waddenzee de voorjaarsbloeï iets later plaatsvindt dan in de Noordzeekust, wordt in Figuur 5.6 het kaartbeeld van de Waddenzee van begin april getoond. De geulen zijn opnieuw goed zichtbaar in het Waddenzeemodel, alsmede de grote ruimtelijke variatie.



Figuur 5.5 Gemeten en gemodelleerde chlorofyl-a concentraties ($\mu\text{g/l}$) tijdens de voorjaarsbloeï in de Waddenzee (begin april 2007).

5.2.2 Tijdreeksen chlorofyl en nutriënten

Figuur 5.7 tot en met Figuur 5.8 laten voor een aantal meetstations de gemeten concentraties van chlorofyl, nitraat en orthofosfaat zien samen met modelresultaten voor deze parameters. Om een indruk te geven van hoe de modelaanpassingen invloed hebben gehad op de modelresultaten, tonen de figuren zowel de resultaten van de studie ten tijde van de vorige MER (rode lijnen) als van de huidige studie (blauwe lijnen).

Chlorofylconcentraties (Figuur 5.6) volgen de algemene trend goed. Wel wordt de timing van de algenbloeï in sommige Noordzee stations (vooral op de Terschelling-raai) wat te vroeg gemodelleerd. In de Waddenzee lijkt de gemodelleerde chlorofylconcentratie aan de lage kant te zijn.

Vergeleken met de resultaten van de MER 2011 vallen een paar verschillen op. Ten eerste zijn de concentraties van chlorofyl-a in de Waddenzee lager. Dit verschil is grotendeels te verklaren door verschillen in nutriëntgehalten (zie beneden) en de hogere slibconcentraties, samen met de toevoeging van grazers en benthische diatomeeën. Ten tweede is de chlorofylpiek in een aantal off-shore stations lager. Dit is te verklaren door de toevoeging van bodemalgen in het model: hoewel er op de bodem van de offshore Noordzee gebieden geen bodemalgen kunnen groeien, groeien ze er wel in de waterfase (althans in het model), en zakken ze daarna onmiddellijk naar de bodem. Resultaat is dat het chlorofylgehalte in de

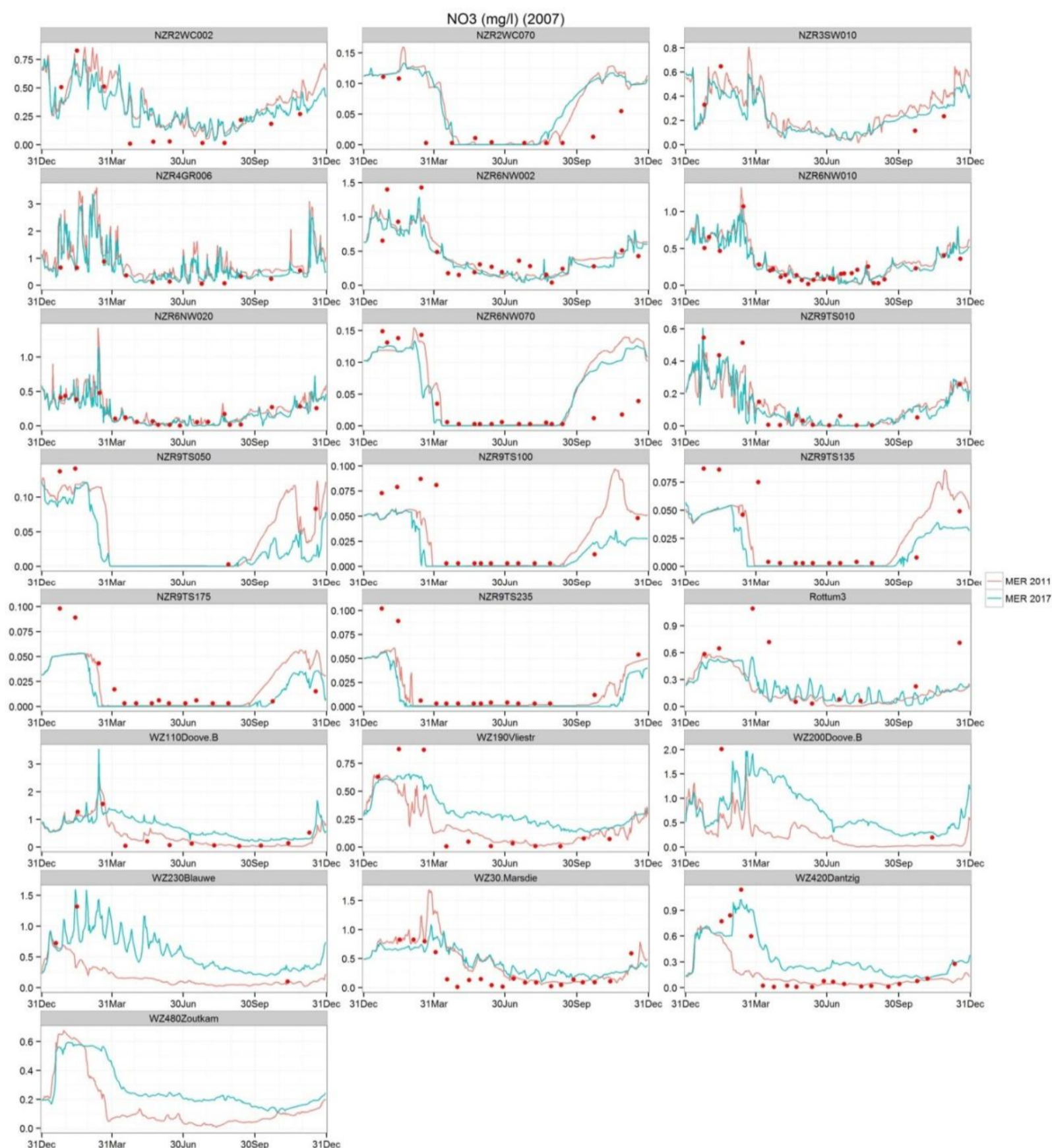
waterfase omlaag gaat (zie voor verdere discussie paragraaf 5.2.4). Deze afwijkingen zijn echter weinig relevant voor de effecten van de zandwinning, omdat dit alleen speelt in offshore gebieden.

Wat betreft stikstof en fosfaat zijn de gemodelleerde concentraties in de Noordzee weinig veranderd ten opzichte van de vorige MER (Figuur 5.7 en Figuur 5.8). In de Waddenzee zijn echter wel duidelijke veranderingen zichtbaar. De zomerconcentraties van stikstof worden overschat, en ze fitten nu minder goed met de metingen dan het geval was in de resultaten van de vorige MER. Door tekortkomingen in het hydrodynamisch model blijft het nutriëntrijke IJsselmeerwater te lang hangen in de Waddenzee. Dit was bij de vorige MER ook het geval. Daarnaast zijn de lozingen van stikstof 36% hoger dan bij de vorige MER, voornamelijk vanwege de toevoeging van de particulaire fractie. Bij de vorige MER werden bovendien alle belastingen uit het IJsselmeer geloosd bij Den Oever, nu zijn de lozingen volgens meetgegevens verdeeld over Den Oever en Kornwerderzand. De lozing bij Den Oever leidde bij de vorige MER een snellere export van stikstof naar de Noordzee.

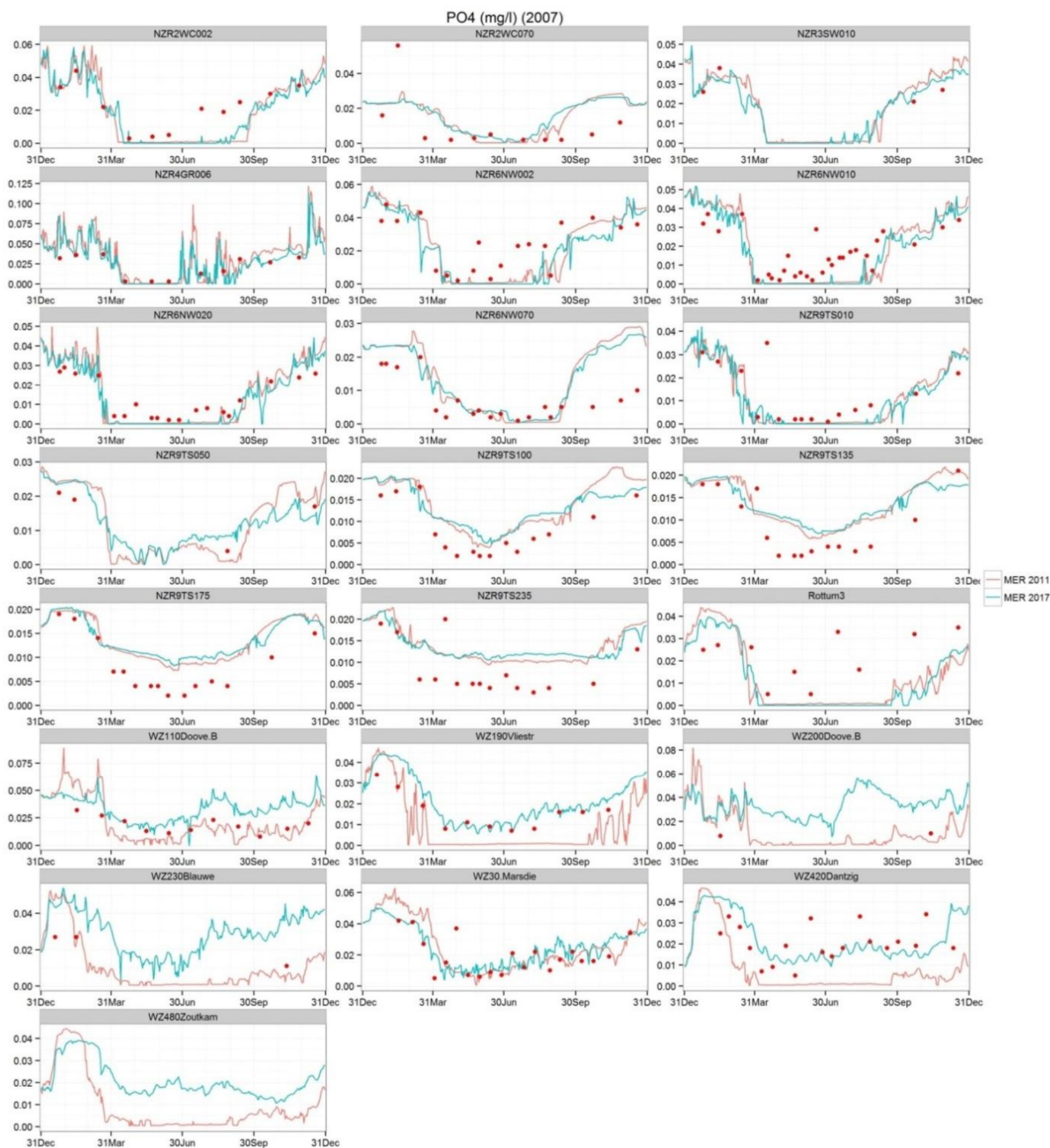
De gesimuleerde orthofosfaatconcentraties volgen de gemeten waarden in de Waddenzee over het algemeen redelijk tot goed, en in een aantal locaties (Vliestroom en Dantziggat) is de overeenkomst met metingen duidelijk verbeterd ten opzichte van de modelresultaten van de vorige MER; in andere locaties echter (Blauwe Slenk en Doove Balg Oost) duiden de resultaten op een verslechtering van de modelfit met de (hier overigens zeer schaarse) metingen. Voor fosfaat gelden dezelfde overwegingen als voor stikstof, zij het dat de fosfaatlozingen vanuit het IJsselmeer maar 4% zijn toegenomen ten opzichte van de vorige MER. Ook voor fosfaat is de particulaire fractie toegevoegd, maar de lozingen van orthofosfaat zijn aanzienlijk lager geworden.



Figuur 5.6 Meet- en modeldata van chlorofylconcentraties voor een aantal meetstations in de Noordzee en Waddenzee. Om een indruk te geven van hoe de modelaanpassingen invloed hebben gehad op de modelresultaten, tonen de figuren zowel de resultaten van de studie ten tijde van de vorige MER (rode lijnen) als van de huidige studie (blauwe lijnen). De stippen zijn de meetwaarden. Niet van alle lokaties zijn meetwaarden beschikbaar.



Figuur 5.7 Meet- en modeldata van nitraatconcentraties voor een aantal meetstations in de Noordzee. Om een indruk te geven van hoe de modelaanpassingen invloed hebben gehad op de modelresultaten, tonen de figuren zowel de resultaten van de studie ten tijde van de vorige MER (rode lijnen) als van de huidige studie (blauwe lijnen). De stippen zijn de meetwaarden. Niet van alle lokaties zijn meetwaarden beschikbaar.



Figuur 5.8 Meet- en modeldata van ortho fosfaatconcentraties voor een aantal meetstations in de Noordzee. Om een indruk te geven van hoe de modelaanpassingen invloed hebben gehad op de modelresultaten, tonen de figuren zowel de resultaten van de studie ten tijde van de vorige MER (rode lijnen) als van de huidige studie (blauwe lijnen). De stippen zijn de meetwaarden. Niet van alle lokaties zijn meetwaarden beschikbaar.

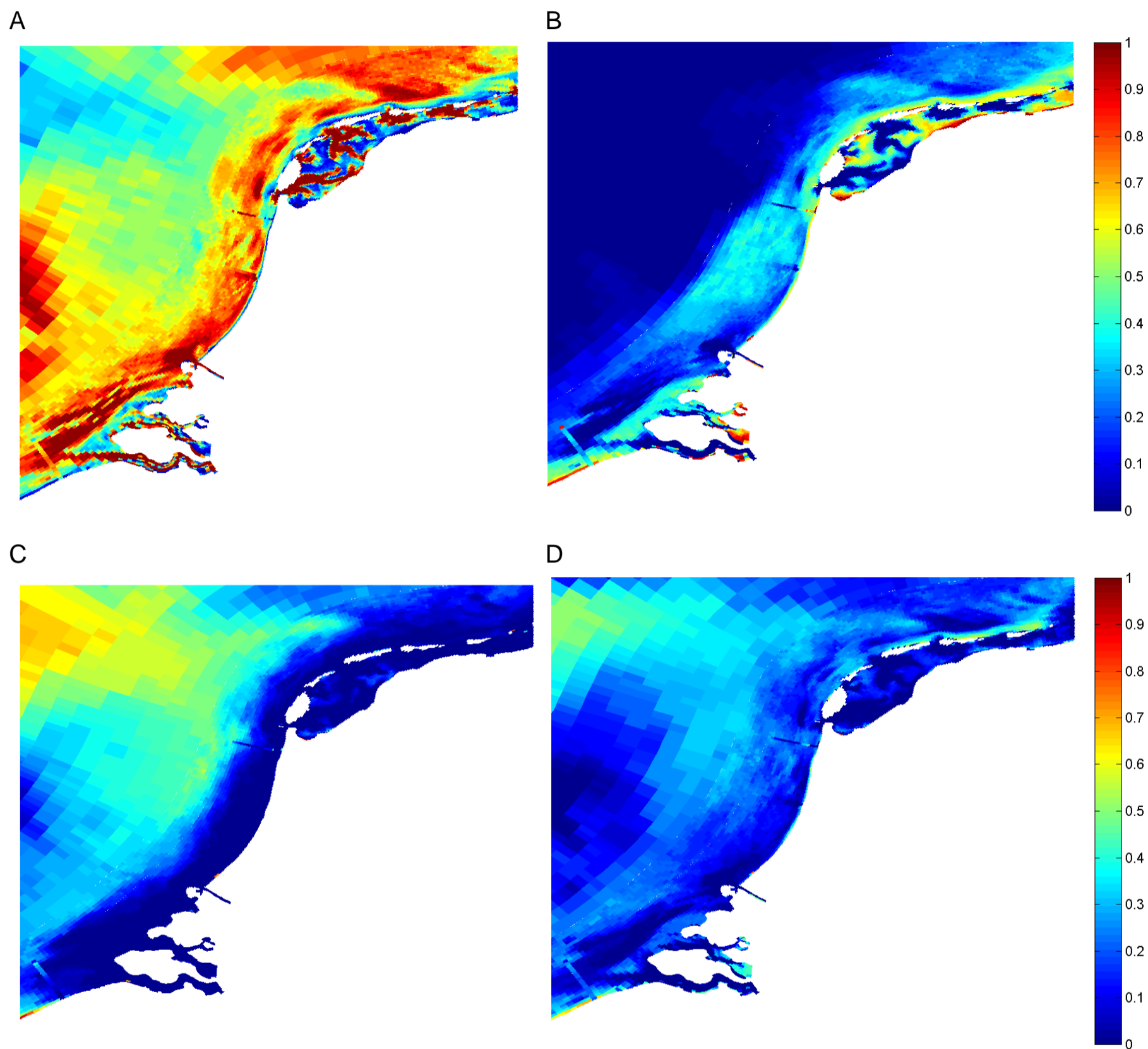
5.2.3 Limiterende factoren

Figuur 5.9 laat zien welke factoren de algengroei in het model beperken. Limitatie wordt op ieder tijdstip uitgedrukt met maar 2 waarden, 0 (niet limiterend) en 1 (limiterend). Als deze over het jaar (of over een gebied) worden gemiddeld, worden er waarden tussen 0 en 1 verkregen. Deze waarden kunnen geïnterpreteerd worden als de fractie van het jaar (of deel

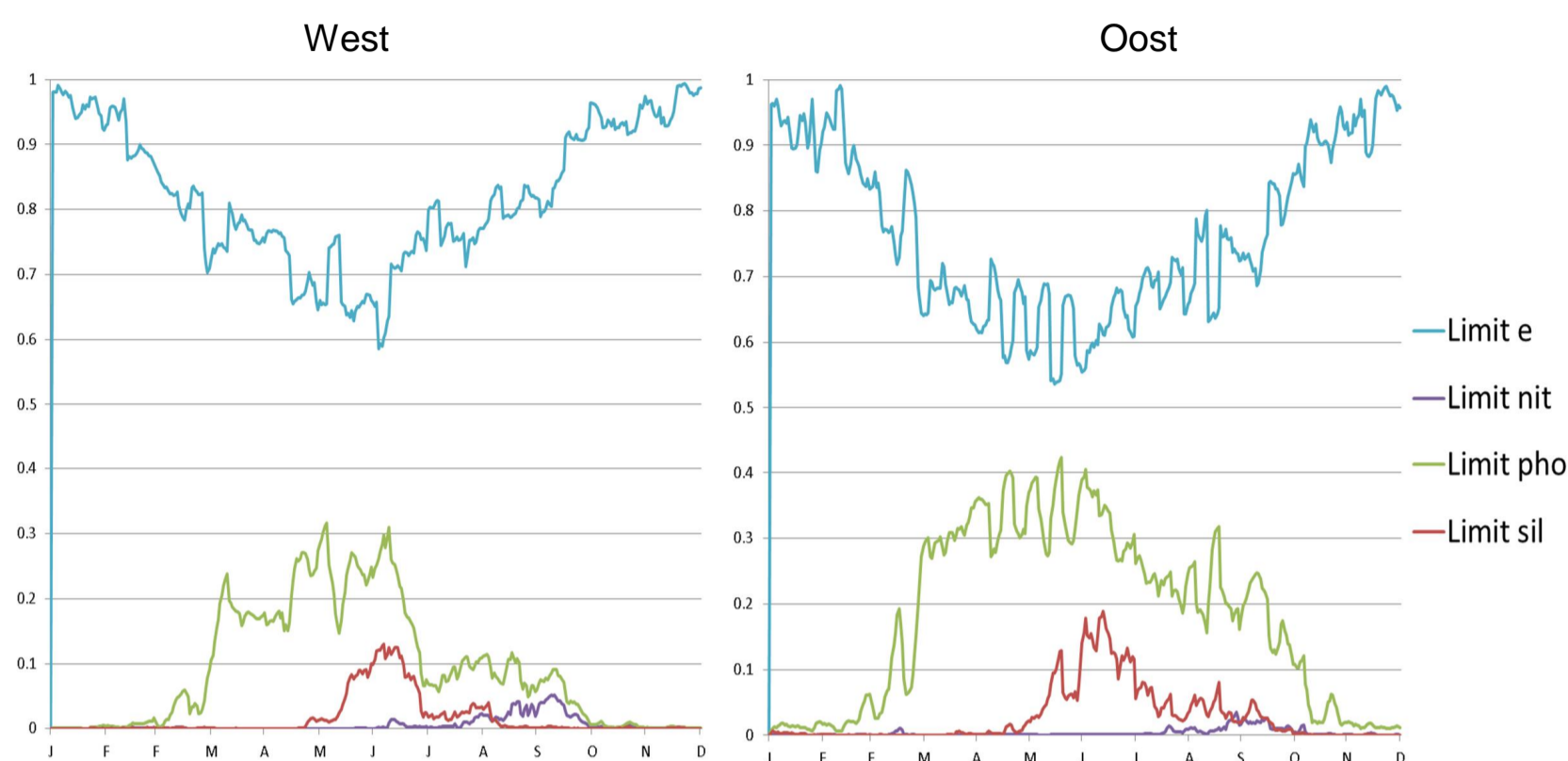
van het gebied) waarin die limitatie een beperkende rol speelt in de groei van algen. Er kunnen meerdere factoren tegelijkertijd limiterend zijn; de limitaties hoeven per tijdseenheid (of per gebied) dus niet op te tellen tot 1.

In de winter is licht limiterend voor primaire productie. Als er voldoende licht is in het voorjaar start de algenbloei. Dan kunnen andere factoren limiterend worden. In de Waddenzee zijn de geulen voornamelijk lichtgelimiteerd (dit is ook waar de meetlocaties zich bevinden). Dat komt doordat algen mengen door de waterkolom en dus een groot deel van de tijd in het donker zijn. In de ondiepere delen van de Waddenzee is vooral fosfaat limiterend. Op een aantal plekken komt soms ook stikstof en silicaatlimitatie voor. Silicaatlimitatie geldt alleen voor (bentische en pelagische) diatomeeën. Ook in de Nederlandse kustzone zijn licht en fosfaat de belangrijkste limiterende factoren.

Figuur 5.9 laat de seizoenspatronen in limiterende factoren zien voor de oostelijke en westelijke Waddenzee; hiertoe zijn alle waarden volume-gemiddeld over deze twee gebieden. De figuur laat zien dat lichtlimitatie gedurende het hele jaar een rol speelt. Vanaf het voorjaar wordt ook fosfaat beperkend, daarna in mindere mate gevolgd door stikstofflimitatie. In de oostelijke Waddenzee spelen de nutriëntenlimitaties een grotere rol dan in de westelijke Waddenzee, omdat dit deel van de Waddenzee ondieper is en lichtlimitatie relatief minder belangrijk is.



Figuur 5.9 Groeilimitaties in de Waddenzee voor licht (A), fosfaat (B), stikstof (C), en silicaat (D) in de middelste laag van het model. De waarde geeft aan welk deel van de tijd de factor limiterend is.



Figuur 5.10 Limiterende factoren in de westelijke (links) en oostelijke (rechts) Waddenzee gedurende het jaar. Blauw is licht-, groen is fosfaat-, rood is stikstof- en paars is silicaatlimitatie.

De gemodelleerde limitaties in de Waddenzee komen kwalitatief goed overeen met het huidige systeembegrip (Philippart et al. 2007; Ly et al. 2014; Leote en Epping 2015). Het is echter lastig om deze in kwantitatief opzicht te toetsen. Het model lijkt vooral de stikstofconcentraties en in mindere mate de fosfaatconcentraties in de Waddenzee te overschatten (Figuur 5.7, Figuur 5.8), wat suggereert dat er in werkelijkheid meer sprake van stikstof en fosfaatlimitatie kan zijn. Daarnaast onderschat het model het zoutgehalte in de westelijke Waddenzee. Omdat er voor zoetwater een hogere extincitiec coefficient wordt gebruikt, leidt dit tot een hogere lichtextinctie en een overschatting van de mate van lichtlimitatie. Tenslotte leidt de gebruikte relatie tussen het slibgehalte en de lichtuitdoving waarschijnlijk tot een overschatting van de lichtuitdoving bij hoge slibgehalten (Tatman en van Gils, 2004; van Gils, 2016).

Het huidige model voorspelt een grotere rol voor lichtlimitatie dan het model zoals dat voor de vorige MER werd gebruikt. Een oorzaak hiervan is de veel hogere slibconcentratie die als invoer is gebruikt. Anderszijds zijn de nutriëntconcentraties hoger, en dus is de nutriëntlimitatie geringer, vanwege de hogere belastingen (vooral stikstof) en vanwege de (nu correcte) verdeling van lozingen uit het IJsselmeer over Den Oever en Kornwerderzand. Echter, hoewel nutriëntenlimitatie (m.n. fosfaatlimitatie) belangrijk is in de Westelijke Waddenzee, speelt in hetzelfde gebied lichtlimitatie nog steeds een rol. Lichtlimitatie en nutriëntenlimitatie kunnen gelijktijdig in het zelfde gebied optreden. Voor het Marsdiep kombergingsgebied is vastgesteld dat het grootste deel van het jaar co-limitatie van fosfaat en licht optreedt (Loebl et al. 2009). Hoewel het model dus minder nutriëntenlimitatie voorspelt, houdt dit niet meteen in dat daardoor het effect van lichtlimitatie overschat wordt.

5.2.4 Bodemalgen

Voor deze studie is het model uitgebreid met bodemalgen (microfyto bentos). Opzet en instellingen van de bodemalgen werden overgenomen uit het KPP-B&O waterkwaliteitsmodel 31 (zie paragraaf 5.1.2.7). Hoewel de resultaten van het KPP-WZ model bemoedigend waren als het ging om de verhouding benthische: pelagische primaire productie en de biomassa's van de bodemalgen op de bodem, leidden ze in de off-shore Noordzee gebieden tot een

teveel aan bodemalgen. Hoewel er in de Noordzee offshore gebieden geen bodemalgen kunnen groeien op de bodem, doen ze dat wel in de waterfase. Vervolgens zakken ze daarna meteen naar de bodem, wat leidt tot een afname (en dus tekort) aan chlorofyl in de waterfase. De relatief grote groei van gesuspendeerde bodemalgen bleek echter gekoppeld aan een foutieve PE-curve (groeisnelheid als functie van lichtbeschikbaarheid). Na correctie van de PE-curve (zodat die weer overeenkomt met die van 'reguliere' diatomeeën) is de gemodelleerde concentratie bodemalgen in de huidige modelresultaten sterk verminderd. Hierdoor nemen de reguliere diatomeeën weer toe en dus ook de chlorofylconcentraties in de waterfase en vallen de gemodelleerde chlorofylconcentraties in de off-shore stations dan ook weer grotendeels samen met de resultaten uit de vorige MER (Figuur 5.5), alhoewel er een verschil blijft bestaan in de hoogte van de voorjaarspiek..

In de Waddenzee echter leidt de correctie van de PE-curve tot een verlaging van de bodemalgenbiomassa en -productie (tov et KPP Waddenzee model) en levert dit nu een mismatch op met waarnemingen. Op zich is het begrijpelijk dat er te weinig bodemalgen worden gemodelleerd, want in het model kunnen de bodemalgen hun nutriënten niet rechtstreeks uit de bodem halen, en zullen ze dus meer last hebben van een nutriëntenlimitatie dan in werkelijkheid. Het ontbreken van deze (nutriënten)route in de huidige modellering is een voor de hand liggende oorzaak van het tekort aan benthische productie en chlorofyl in de modelresultaten van de (met name oostelijke) Waddenzee.

Overigens is voor de schelpdieren niet zozeer de *totale* hoeveelheid bodemalgen van belang, maar het aantal *geresuspendeerde* bodemalgen. Enkel wanneer bodemalgen in resuspensie zijn, zijn ze beschikbaar voor mosselen. Christianen et. al (2015) vermelden dat benthische primaire productie ongeveer 13% bijdraagt aan het voedsel van mosselen in de Waddenzee. Voor kokkels is dit aanmerkelijk lager (<5% en voor Japanse oesters hoger (34%). Geresuspendeerde bodemalgen vormen in de Eems-Dollard naar schatting enkele tientallen procenten van de totale hoeveelheid algen in de waterkolom (de Jonge en van Beusekom 1995). Analyses van watermonsters tijdens de voorjaarsbloei (april / mei) op het Balgzand, gaven aan dat ongeveer 10% van de algen in de waterkolom uit benthische diatomeeën bestond (Kamermans 1994). Doordat in de huidige studie de bodemschuifspanning uit het slibmodel is gebruikt, ligt de hoeveelheid geresuspendeerde bodemalgen hoger dan in het eerdergenoemde KPP-B&O model. Zo bevinden de bodemalgen in de westelijke Waddenzee zich 9% van de tijd in de waterfase, en in de oostelijke Waddenzee zelfs 25% van de tijd. In De Jonge and Van Beuselom (1992) wordt een relatie beschreven voor de Eems-Dollard voor het percentage microfyto-benthos dat in suspensie komt bij een bepaalde windsnelheid:

$$\%MFB = 5.41 * V - 10.77$$

Waarbij "%MFB" = het percentage chlorofyl afkomstig van microfyto-benthos dat wordt geresuspendeerd en V = 'effectieve windsnelheid'. Dit laatste is de gemiddelde windsnelheid over 3 hoogwater getijden voorafgaande aan de meting. Voor het jaar 2007 is de gemiddelde windsnelheid 6.74 m/s. Dit zou neerkomen op een jaargemiddeld percentage van 25.7% voor benthische algen die beschikbaar komen als voedsel voor schelpdieren. Dit komt dus goed in de buurt van het gemiddelde percentage tijd dat benthische algen in de waterfase doorbrengen, zoals gemodelleerd voor de oostelijke Waddenzee. Desondanks is het aandeel geresuspendeerde bodemalgen t.o.v. totale hoeveelheid algen in de Waddenzee in het model veel lager (<1%) dan de metingen suggereren.

Het tekort aan gesuspendeerde bodemalgen wordt in het model deels gecompenseerd door een grotere aanwezigheid van de gewone diatomeeën. Zolang de gemodelleerde algenbiomassa in het water overeenkomt met metingen, zal het voor de groei van schelpdieren (en daarmee voor het modelresultaat) niet uitmaken of dit gewone diatomeeën of geresuspendeerde bodemalgen zijn. Voor de effecten van zandwinning maakt de totale

hoeveelheid bodemalgen waarschijnlijk wel uit. De levenswijze van bodemalgen is dat ze voornamelijk groeien op droogvallende getijplaten, tijdens laagwater: wanneer er weinig of geen water op de platen staat. De beschikbaarheid van licht voor deze algen hangt voornamelijk af van de droogvalduur en het moment van de dag van droogvallen. Slibconcentraties in de waterkolom hebben daardoor waarschijnlijk in het veld weinig effect op de groei van deze bodemalgen. Omdat echter in het model de 'bodemalgen' voornamelijk in de waterfase groeien wordt het effect van slib op deze algen, en daarmee op het totaal van de primaire productie enigszins overschat.

5.2.4.1 Primaire productie

Figuur 5.11 toont een kaartbeeld van de jaarlijks gemiddelde primaire productie. In de Waddenzee is de primaire productie per m² hoger in het westelijk deel dan in het oostelijk deel, wat komt omdat de fotische zone dieper is in de westelijke Waddenzee. Ruimtelijk gezien vind de hoogste primaire productie plaats in het zuidwestelijke deel.

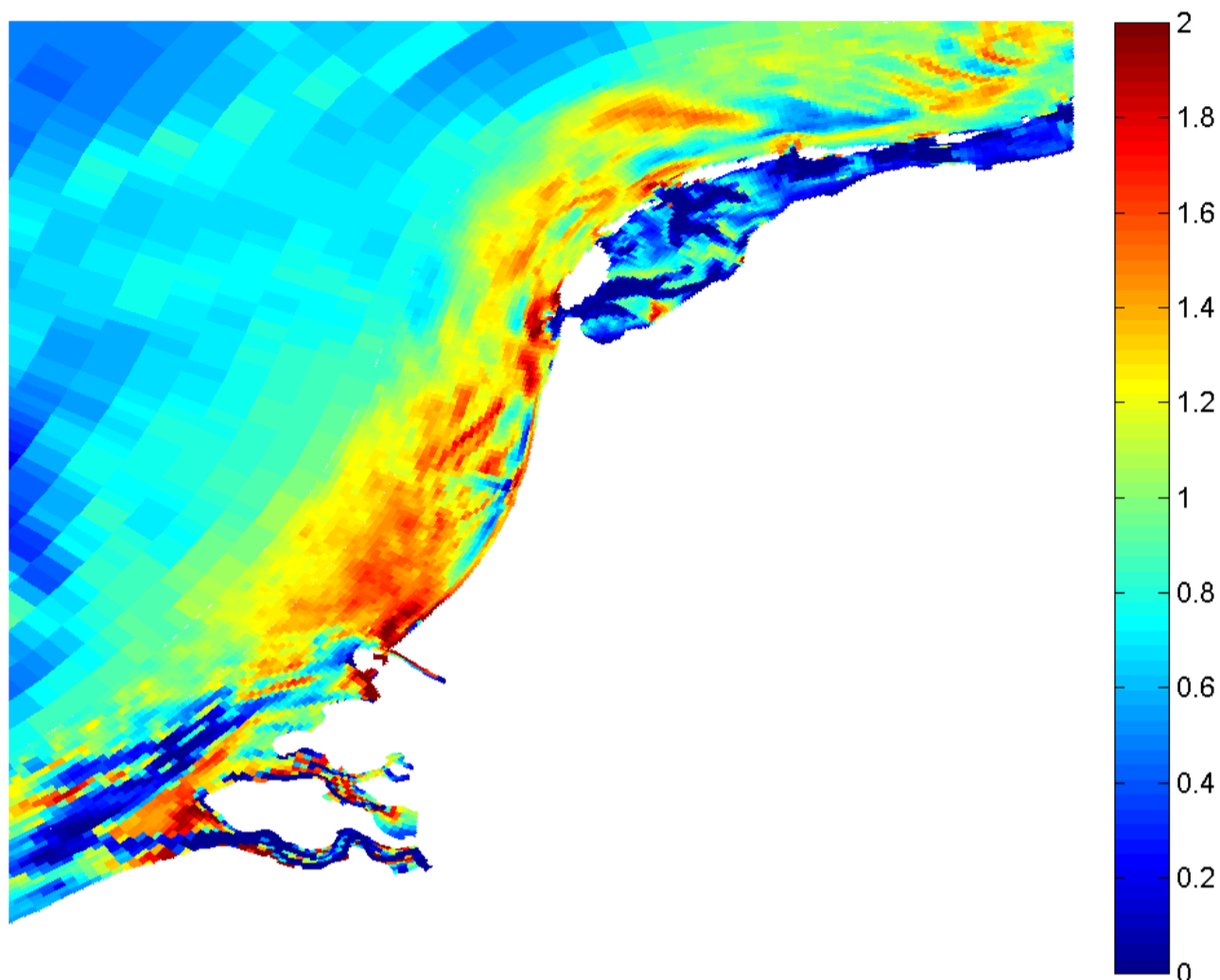
Het model berekent een primaire productie van 166 gC/m²/jaar in de westelijke Waddenzee en 102 gC/m²/jaar in de oostelijke Waddenzee (Tabel 5.1). Dit is (zeker voor de westelijke Waddenzee) in dezelfde ordegrrootte als gepubliceerde (pelagische) primaire productiewaarden: 146 g C/m²/jaar in de Noordelijke Waddenzee in 2004 (Loebl *et al* 2007) en 120-170 g C/m²/jaar rond Marsdiep in 2000-2004 (Phillipart *et al* 2007).

Primaire productie is het hoogst in juli, ondanks dat de chl a concentraties in april het hoogst zijn (Figuur 5.12). Dat komt doordat de temperatuur en lichtbeschikbaarheid het hoogst zijn in de zomer, wat zorgt voor een hogere productie per biomassa eenheid en een hogere turnover. Daarnaast is de concentratie van grazers het hoogst in zomer, wat voor een extra turnover van organisch materiaal zorgt.

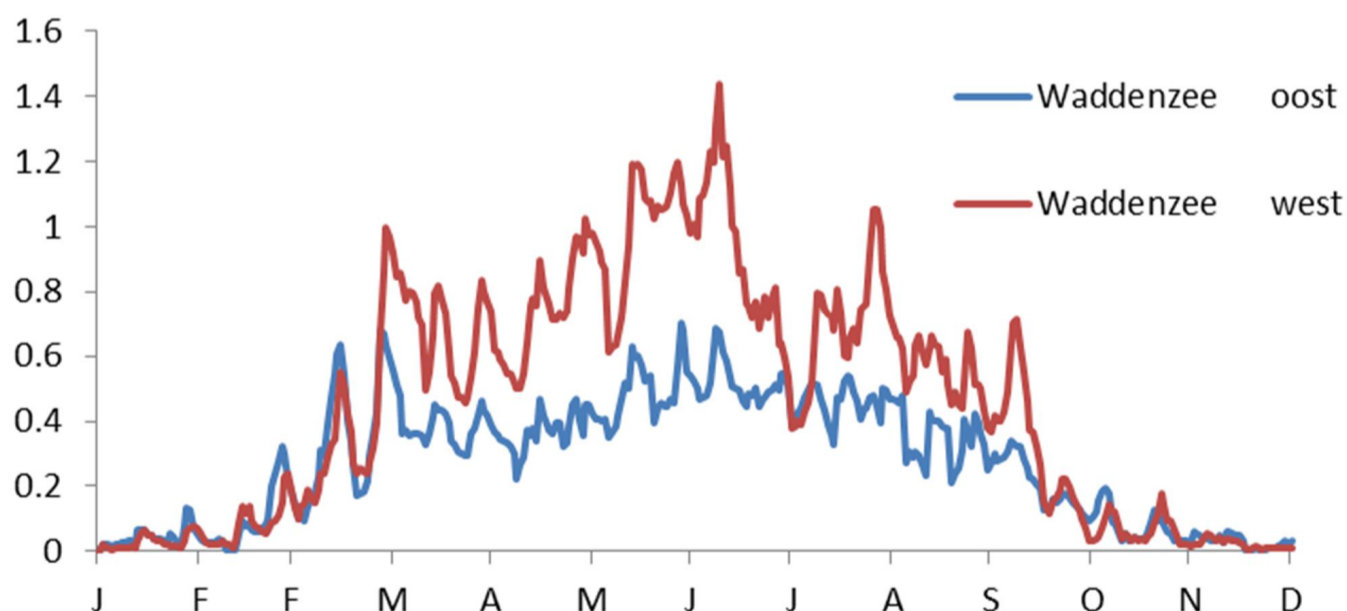
De hoeveelheid primaire productie door bodemalgen is 7% van het totaal in de oostelijke en 6% van het totaal in de westelijke Waddenzee (Tabel 5.1). Deze verhouding is duidelijk lager dan de 20% die is gemeten in de westelijke Waddenzee door Phillipart & Cadee (2000). De mismatch tussen model en metingen hangt rechtstreeks samen met het tekort aan gemodelleerde bodemalgen.

Tabel 5.1 Gemodelleerde primaire productie in Westelijke en Oostelijke Waddenzee

	Westelijke Waddenzee	Oostelijke Waddenzee
Benthische productie (gC/m ² /jaar)	10 (6%)	7 (7%)
Pelagische productie (gC/m ² /jaar)	156 (94%)	95 (93%)
Totale primaire productie (gC/m ² /jaar)	166 (100%)	102 (100%)



Figuur 5.11 Gemiddelde primaire productie (gC/m²/d)



Figuur 5.12 Primaire productie in de westelijke en oostelijke Waddenzee

Als we aannemen (op basis van onze modelberekeningen en de waarden uit de literatuur) dat totale primaire productie in de Waddenzee 150 gC/m²/jaar bedraagt, dan volgt uit bovenstaande punten dat de benthische primaire productie in de westelijke Waddenzee (150gC/m² / 80% *20%)=38 gC/m² zal zijn. In het model is de benthisch primaire productie 6% van totale productie; dit komt neer op 10 gC/m². Het tekort aan benthische primaire productie in het model is dus 28 gC/m²/jaar. Bij een gemiddelde diepte van 12 m komt dit overeen met een productie van 2.3 gC/m³ per jaar, en 0.0063 mgC/l/dag. Het model

mist dit deel van de productie in de referentiesituatie, maar uiteindelijk ook in de scenario's. Voor de oostelijke Waddenzee is het aandeel benthische primaire productie onbekend. Dit aandeel wordt hieronder afgeleid, waarbij we veronderstellen dat de hoeveelheid benthische primaire productie gerelateerd is aan het relatieve plaatoppervlak.

In ons modelgrid is (uitgaande van een laagwaterlijn van 2m) het relatieve plaatoppervlak in Waddenzee west = 33% en in Waddenzee oost=47%; Als we daarbij veronderstellen dat bij een droogvalduur van 50% of minder (d.w.z. halverwege de hoog- en laagwaterlijn) de dichtheid bodemalgen lineair afneemt met de diepte (tot 0 op de laagwaterlijn) dan is het gewogen plaatoppervlak in Waddenzee west 24% en Waddenzee oost 33% (Van der Wal et al 2010). Beide ratio's (47/33 en 33/24) liggen dicht bij elkaar en suggereren dat de benthische productie in de oostelijke Waddenzee ongeveer 28% van de totale primaire productie zal zijn.

Uit bovenstaande punten volgt dat de benthische primaire productie in de oostelijke Waddenzee $(100\text{gC/m}^2 / (100-28)\% * 28\%) = 39\text{ gC/m}^2$ zal zijn. In het model is de benthisch primaire productie 7% van totale productie; dit komt neer op 7 gC/m^2 . Het tekort aan benthische primaire productie in het model is dus 32 gC/m^2 . Bij een gemiddelde diepte van 8 m komt dit overeen met een productie van 4.0 gC/m^3 per jaar, en 0.011 mgC/l/dag .

Deze kentallen, met de modelmatige inschatting van het percentage tijd dat algen in resuspensie zijn, zullen in de uiteindelijke scenariostudies gebruikt worden om een inschatting te maken van de potentiële mate van overschatting van het model op de effecten van vertroebeling op primaire productie en secundaire productie van schelpdieren.

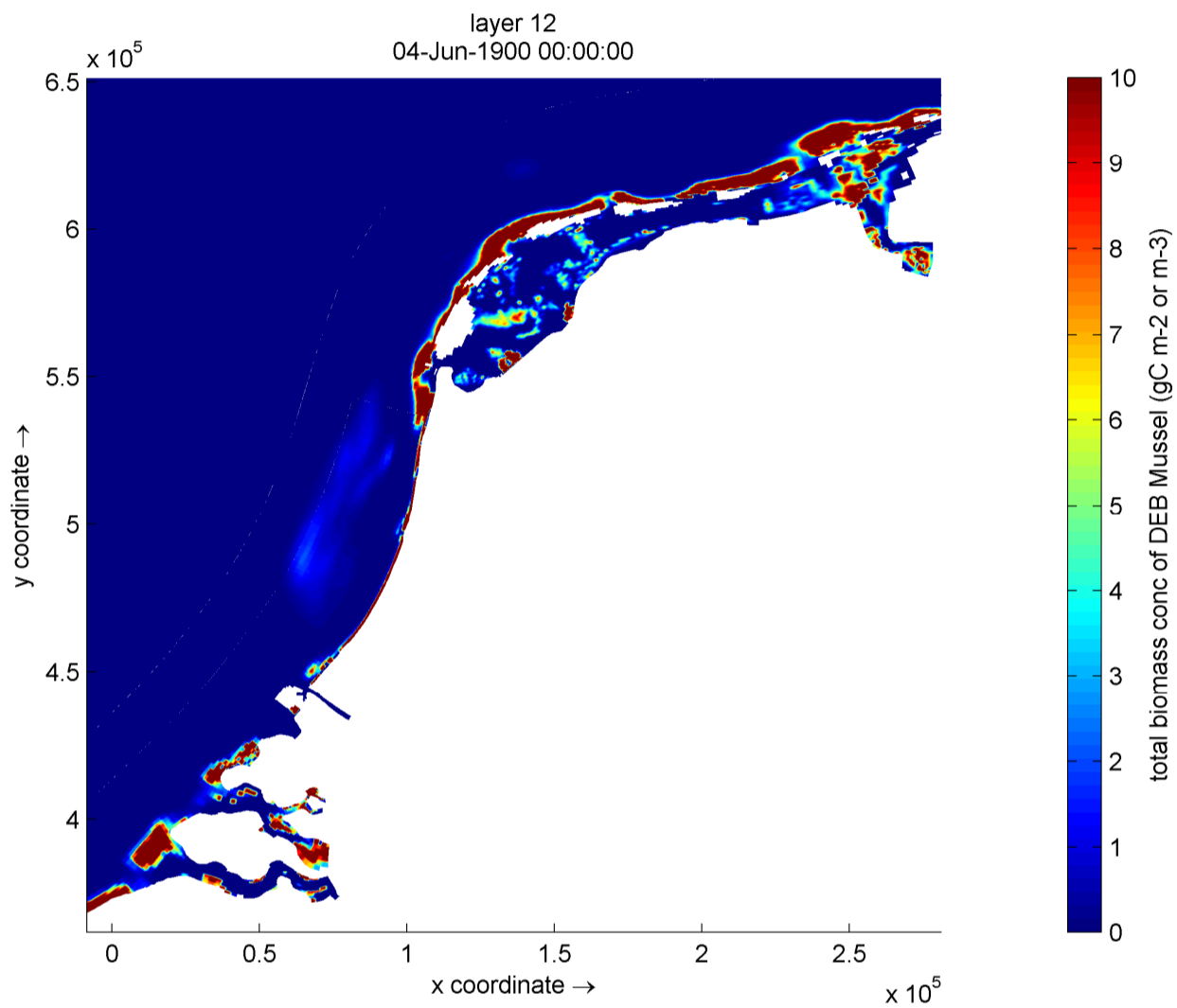
5.2.5 Grazers

5.2.5.1 Noordzee

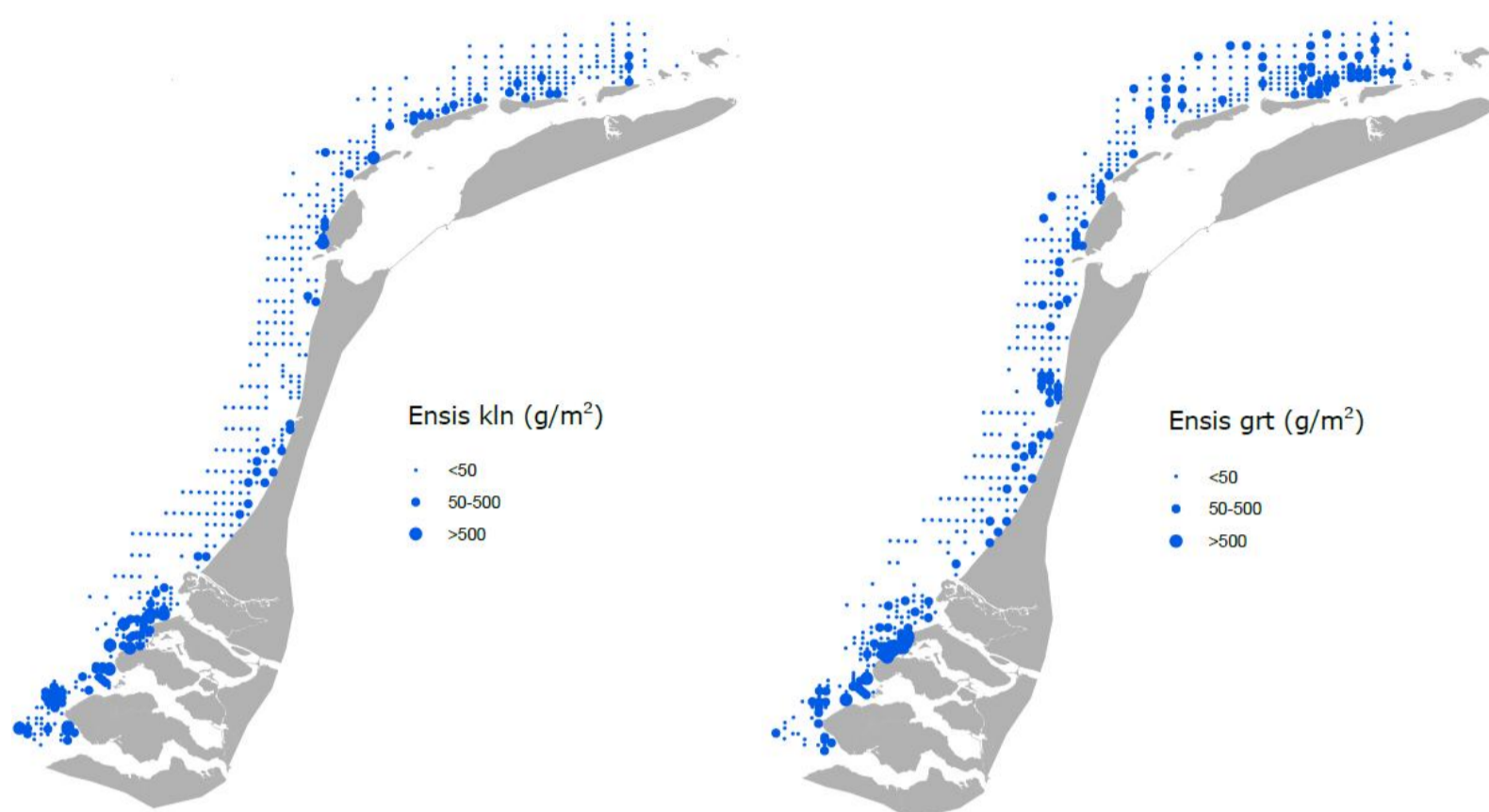
Figuur 5.13 laat de gemodelleerde schelpdierbiomassa's in het voorjaar langs de Nederlandse kust zien in gC/m^2 . Omdat de schelpdierpopulatie langs de kust aan het begin van de serie modelruns nog niet volledig is ingespeeld, toont de figuur de biomassa's aan het eind van de serie (Val02017).

Om een vergelijking te kunnen maken met metingen worden in Figuur 5.14 de gemeten *Ensis* biomassa's getoond. De gemodelleerde ruimtelijke patronen vertonen veel overeenkomst met de gemeten *Ensis* biomassa's. Zowel gemeten als gemodelleerde biomassa's zijn het grootste in de Voordelta en langs de Waddeneilanden. Biomassa's langs de Hollandse kust zijn lager, behalve bijvoorbeeld rond de monding van het Noordzeekanaal. Afwijkend is dat de gemodelleerde *Ensis* langs de Hollandse kust enkel in een erg smalle strook dicht langs de Hollandse kust voorkomen, terwijl dat in de metingen minder het geval is. Er worden ook buiten het meetgebied schelpdieren gemodelleerd, met name in een strook iets verder uit de Hollandse kust. De dichtheden en biomassa's van *Ensis* hier zijn niet bekend. In absoluut opzicht zijn de modelresultaten en metingen iets lastiger te vergelijken. Let daarbij op dat de eenheden in Figuur 5.13 en Figuur 5.14 verschillen. Uitgaande van een conversiefactor van 224 gWW/gC komt een biomassa van 10gC/m^2 (zoals de getoonde bovengrens in Figuur 5.13) overeen met 2240 gWW/m^2 (WW=natgewicht incl schelp). Hoewel deze waarde van 2240 gWW ruim groter is dan de ondergrens van de grootste biomassa-klasse in de metingen ($>500\text{gWW/m}^2$), bevat de gemodelleerde biomassa zowel de grote als de kleine individuen, en zouden de gemeten biomassa's uit deze twee grootteklassen (linker en rechter frame in Figuur 5.14) dus feitelijk moeten worden opgeteld. Bovendien representeert de gemodelleerde biomassa in het model niet enkel de *Ensis* biomassa, maar deels ook de biomassa van andere soorten die in werkelijkheid aanwezig zijn.

De grote overlap in gemodelleerde en gemeten ruimtelijke verdeling van de *Ensis* suggereert dat deze grotendeels wordt bepaald door voedsel en slib, want in het model worden geen andere factoren (stroomsnelheden, substraat, etc) meegenomen die daar invloed op kunnen hebben.



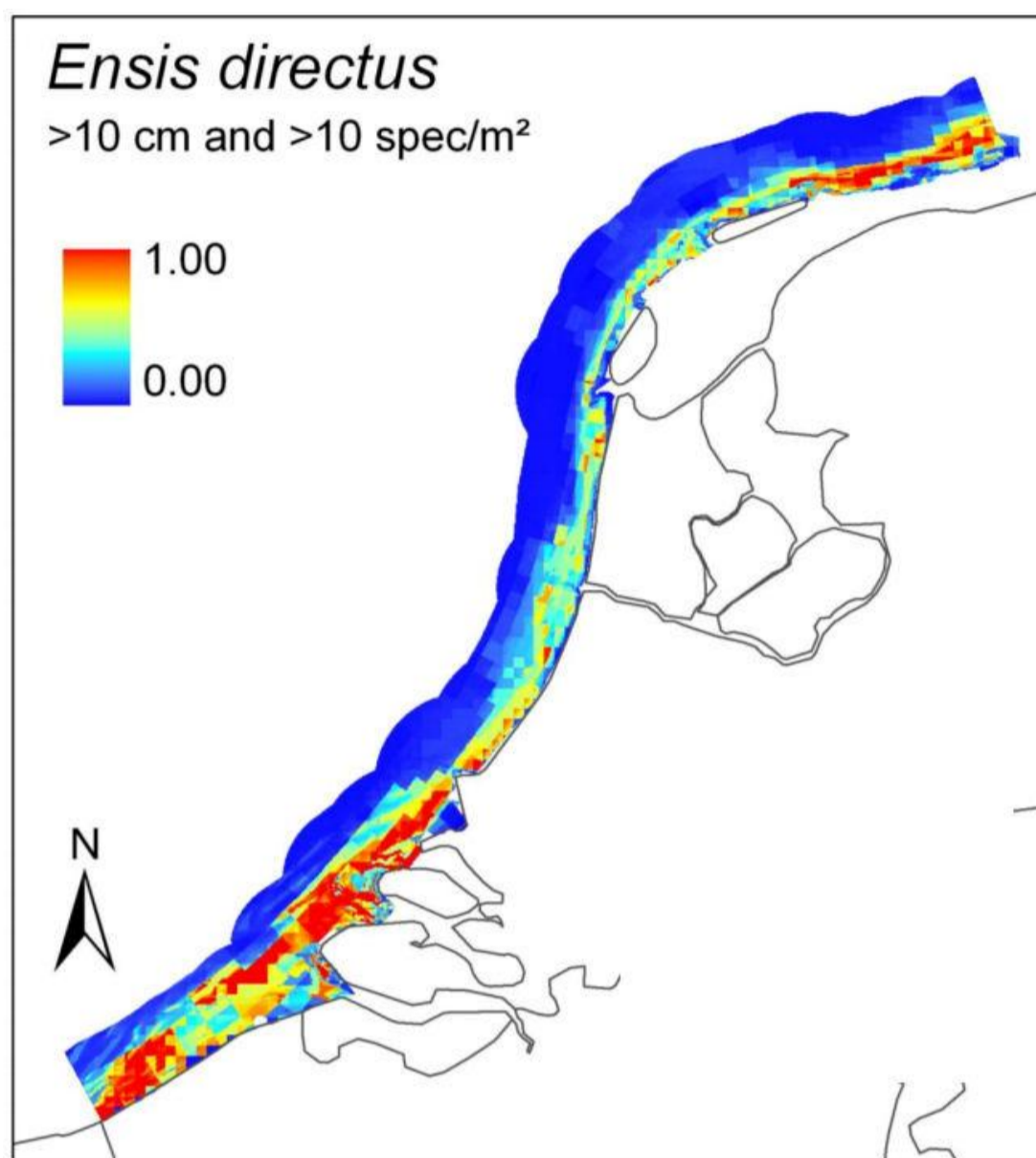
Figuur 5.13 Gemodelleerde schelpdierbiomassa in het voorjaar in en rond de Waddenzee [gC/m²].



Figuur 5.14 Gemeten *Ensis* biomassa's; links de biomassa aan kleine individuen (<16mm) en rechts de biomassa aan grote individuen (>16mm), beide in [gWW/m²]; plaatjes overgenomen van Perdon en Troost 2016.

De ruimtelijke verdeling komt ook redelijk goed overeen met de 'habitat suitability' kaart van Houziaux et al (2012) die in een studie gebaseerd op reeksen data van 1995-2010 uit de Nederlandse en van 1977 – 2008 uit de Belgische kust en additionele box core en acoustische monsternames in de Belgische kust. Dit habitatgeschiktheidsmodel doet geen voorspelling m.b.t. biomassa's, maar geeft een score van 0 tot 1, waarbij 1 zeer geschikt habitat is.

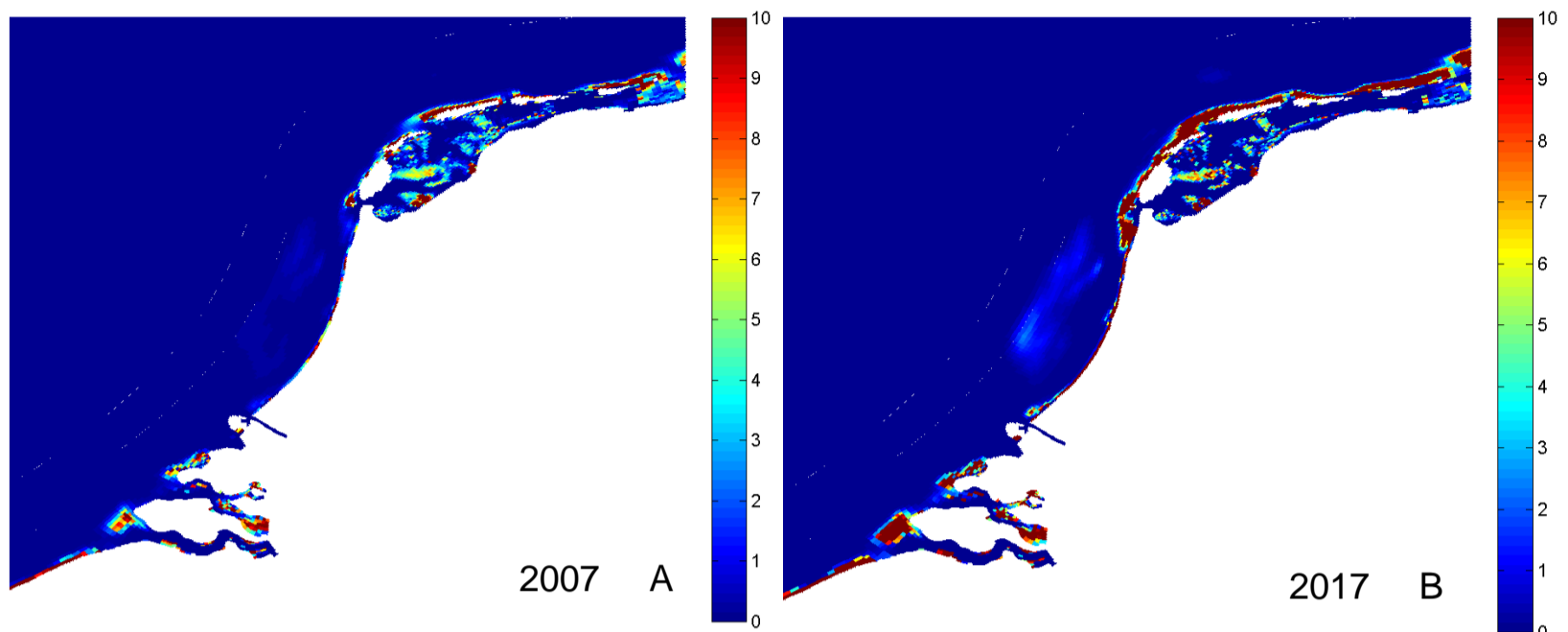
In dit model is op basis van statistische correlaties met omgevingsvariabelen de hoeveelheid gesuspendeerd materiaal bij de bodem de belangrijkste verklarende factor. In dit model zijn wel factoren zoals stroomsnelheid en substraat meegenomen, maar die blijken dus van ondergeschikt belang. Dit onderbouwt ook de conclusie hierboven dat het niet meenemen van deze parameters in ons model geen grote consequenties heeft voor effectvoorspellingen.



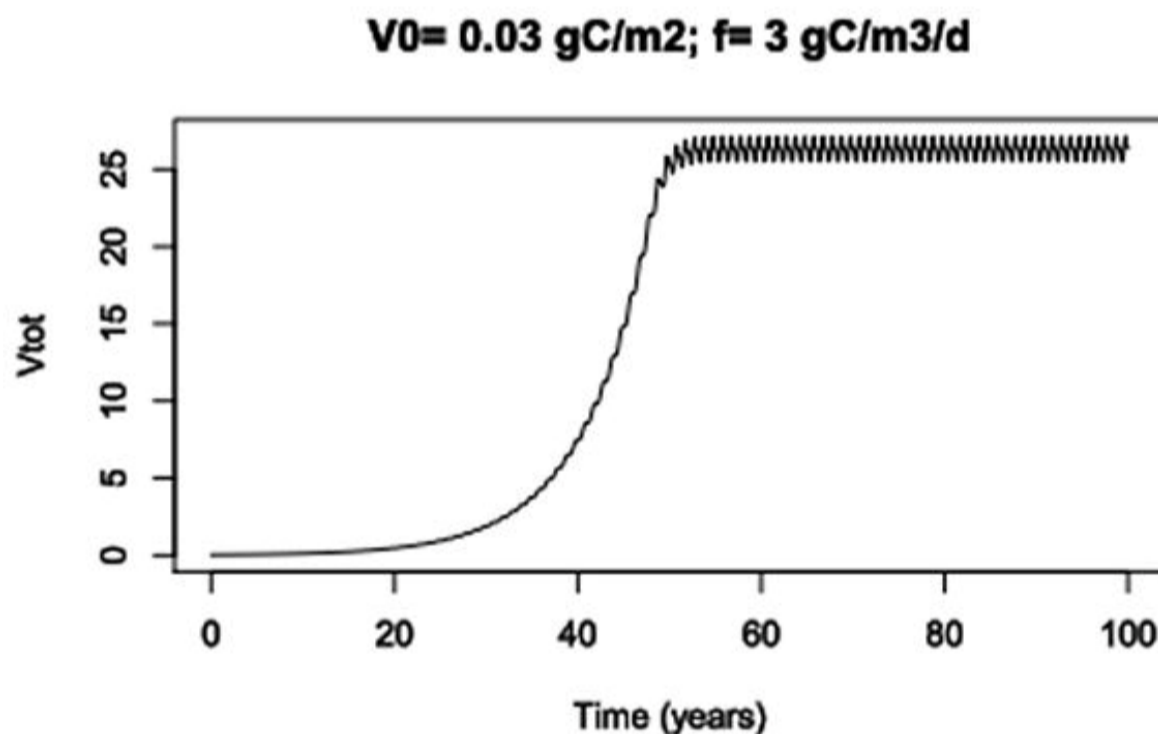
Figuur 5.15 uitkomst habitatgeschiktheidsmodel voor *Ensis* groter dan 10 cm en voor locaties met meer dan 10 individuen per m^2 . Uit: Houziaux et al 2012.

Het habitatgeschiktheidsmodel voorspelt zeer geschikt habitat in de Voordelta en boven de Waddeneilanden (wat overeenkomt met de door ons gemodelleerde locaties. Echter in dit model wordt een lagere geschiktheid gemodelleerd in de Noordhollandse kust en boven Texel en Vlieland, waar in ons model wel hogere biomassa's worden voorspeld. Echter in de metingen van de scheldiersurveys worden ook op deze locaties regelmatig *Ensis*banken aangetroffen (Figuur 5.15).

Hoewel de gemodelleerde biomassa's op een aantal locaties goed overeenkomen met gemeten biomassa, hebben deze nog niet overal een evenwicht bereikt (zie Figuur 5.16A en B). Dit komt door de set gebruikte DEB parameters, die leiden tot een relatief lage groei-efficiëntie en een late groei (pas nadat er veel reserve is opgeslagen), in combinatie met de gekozen referentie lengte (die relatief dicht bij de maximaal bereikbare lengte ligt). Analyses (uitgebreid beschreven in bijlage D) laten zien dat het soms (afhankelijk van omgevingsfactoren) wel honderden jaren kan duren voordat de populatie in evenwicht is (Figuur 5.17). De analyses laten ook zien dat de populatie initieel gedurende lange tijd in een toestand van lage biomassa en weinig groei kan verkeren, maar dat dit weinig zegt over de uiteindelijke evenwichtsbioomassa. De aan- of afwezigheid van schelpdierbiomassa in het model is daarom een betrouwbaardere indicator dan de hoeveelheid gemodelleerde biomassa. Hiermee dient rekening gehouden te worden bij de interpretatie van de scenarioberekeningen.



Figuur 5.16 (A) jaargemiddelde schelpdierbiomassa in het jaar 2007, en (B) de jaargemiddelde schelpdierbiomassa in het jaar 2017. In de Waddenzee zijn de schelpdierbiomassa's snel in evenwicht; er is relatief weinig verschil tussen de situatie in 2017 en 2007. Echter op de Noordzee hebben na 10 jaar de *Ensis*-biomassa's op sommige plaatsen nog steeds geen evenwicht bereikt.



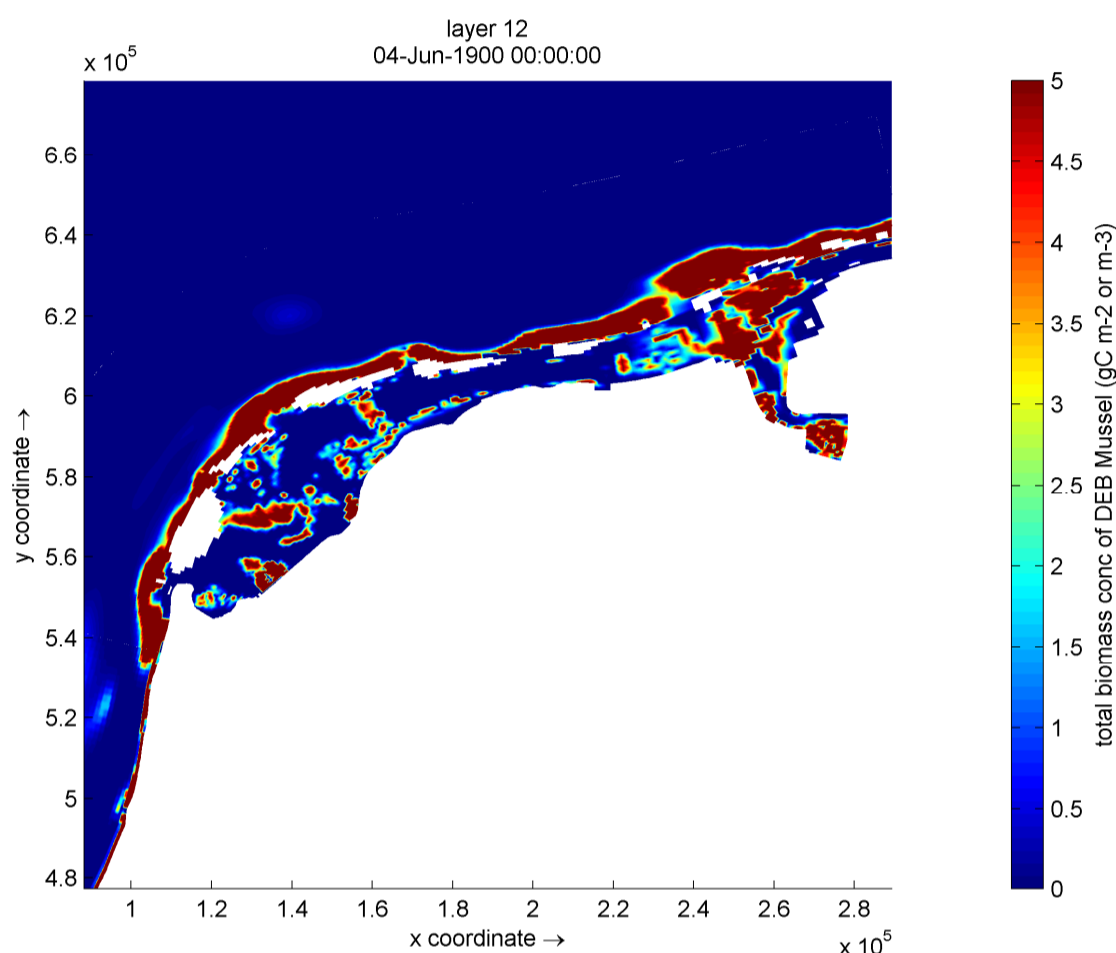
Figuur 5.17 Voorbeeld van gemodelleerde populatiebiomassa in 1D model (voor alle simulaties en uitleg hiervan zie appendix D)

Ook blijkt deze set parameters gevoelig voor het (vrijwel) volledig ontbreken van voedsel in de winter (Schellekens 2012), zoals nu in de modelresultaten aan de orde is. Naast de vraag of het volledig ontbreken van voedsel in de winter realistisch is, leidt het er toe dat de schelpdieren langs de kust erg gevoelig zijn voor de lengte en start van de algenbloei. Deze zijn op hun beurt weer erg afhankelijk van het slib. Ook dit leidt mogelijk tot een overschatting van de effecten van veranderingen in de slibconcentraties.

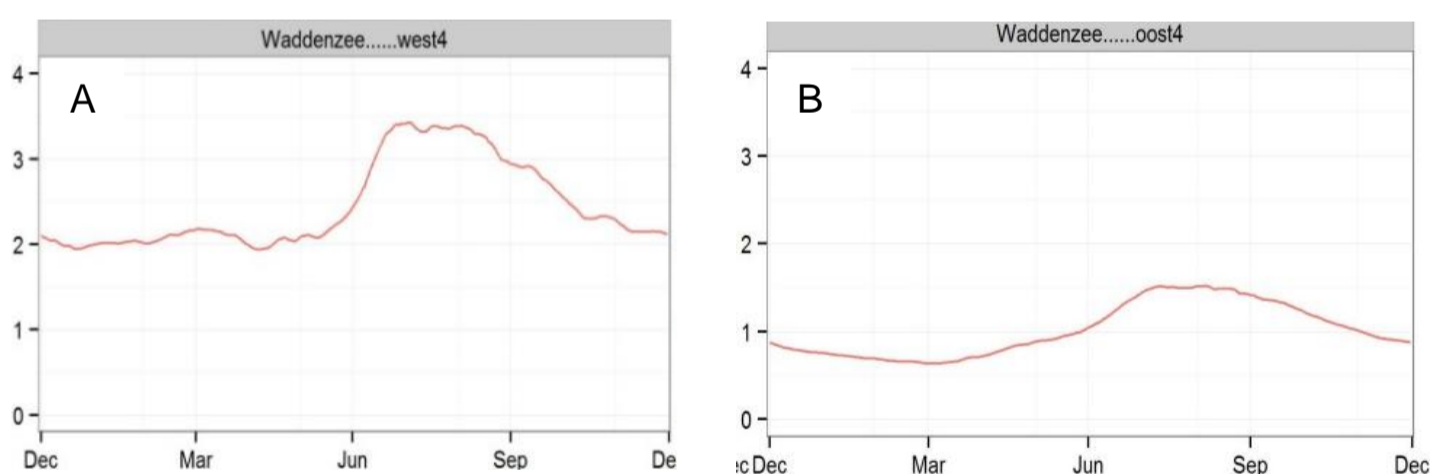
5.2.5.2 Waddenzee

Figuur 5.18 toont de schelpdierbiomassa's in en rondom de Waddenzee. Te zien is dat de (*Ensis*) biomassa's net buiten de Waddenzee groter zijn dan de (*Mossel*) biomassa's binnen de Waddenzee. Verder laat de figuur zien dat de mosselen op de platen groeien en niet in de diepe geulen groeien. Deze patronen komen overeen met metingen. Wel zijn de absolute dichtheden aan de lage kant. Gebiedsgemiddelde biomassa's variëren in de westelijke

Waddenzee tussen de 2 en 3.5 gC/m² en in de oostelijke Waddenzee tussen de 0.5 en 1.5 gC/m² (Figuur 5.19A en B), terwijl metingen suggereren dat dit eerder rond de 5gC/m² zou moeten liggen. De te lage biomassa's zijn deels te wijten aan de te lage algenconcentraties die het model berekent.



Figuur 5.18 Gemodelleerde schelpdierbiomassa in het voorjaar in en rond de Waddenzee [gC/m²].

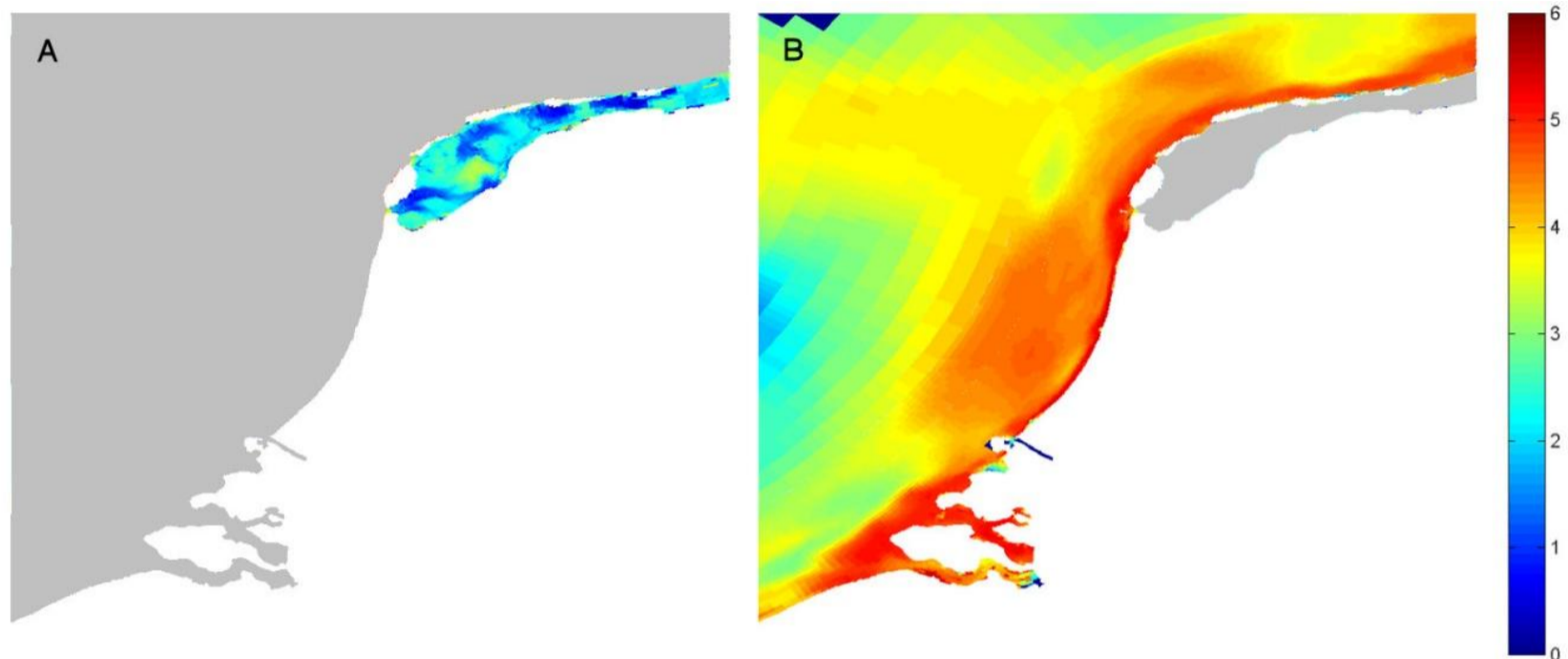


Figuur 5.19 Gemodelleerde schelpdierbiomassa in Waddenzee West (A) en Oost (B) gedurende het jaar 2007.

Naast de schelpdierpopulatie die bestaat uit V1-morfen (i.e. met een vaste grootteverdeling en gemiddelde lengte 10cm) berekent het model groeicurves van kleine isomorfe individuen. Deze individuen zijn kleine larven die zich halverwege het jaar vestigen en pas op dat moment beginnen te groeien. Deze larven komen in zulke kleine dichtheden voor (1 ind/m²) dat er geen sprake is van een terugkoppeling op het systeem.

Figuur 5.20 laat de maximaal behaalde lengte van deze larven zien aan het eind van het jaar, dus nadat zij een half jaar hebben kunnen groeien. Gemiddeld genomen behalen de mossellarven (op de platen in de Waddenzee) een lengte van ongeveer 2-3 cm en de Ensis larven (in de Noordzee) een lengte van ongeveer 4-5 cm, en er is relatief weinig ruimtelijke variatie in de uiteindelijke lengtes. Deze resultaten suggereren dat de Ensis larven in een

groot gebied (ook buiten de gebieden met hoge populatiebiomassa's) nog prima kunnen groeien, en dat zij minder gevoelig zijn voor de lokale voedselcondities dan de meer volwassen individuen.



Figuur 5.20 Maximaal behaalde lengte van isomorfe larven in hun eerste jaar. A: mosselen in de Waddenzee, B: Ensis in de Noordzee. NB: beiden op dezelfde kleurschaal, maar mosselen hebben een heel andere vorm en worden niet zo lang als Ensis.

Om te bestuderen hoe gevoelig de gemodelleerde schelpdieren zijn voor veranderingen in slibconcentraties, wordt hier een vergelijking gemaakt met de gevoeligheid van de gemodelleerde schelpdieren in de vorige MER (toen nog op basis van Ecowasp). Deze gevoeligheid wordt uitgedrukt in de ratio tussen de relatieve verandering in slib en de relatieve verandering in schelpdierbiomassa in de westelijke Waddenzee (dit is het enige monitoringsgebied dat Ecowasp destijds afdekte). Hiertoe gebruiken we van de vorige MER resultaten de grootste relatieve veranderingen die destijds berekend werden (in het GR1 scenario): een toename in slib van 2.4% en een afname in schelpdierbiomassa van 1.01%. In de huidige studie gebruiken we de grootste relatieve veranderingen zoals die in het Zeewaards KLZ-140 scenario zijn berekend tov vergund: een toename van slib van 3.51%, en een afname van 1.75% van de schelpdierbiomassa. De ratio's van deze relatieve veranderingen komen neer op -0.42 (voor de voorgaande studie), en -0.50 (voor de huidige studie). Het feit dat deze waarden zo dicht bij elkaar liggen, terwijl de onderliggende modellen behoorlijk verschillen van opzet, suggereert dat de modelresultaten redelijk robuust zijn. De iets hogere gevoeligheid van de huidige modelresultaten is in lijn met de verwachting dat het huidige model de resultaten enigszins overschat.

Het nu gebruikte model vormt een belangrijke stap voorwaarts omdat het integraal in het gehele studiegebied de primaire en secundaire productie modelleert. De aangebrachte veranderingen en verbeteringen hebben, in combinatie met de korte doorlooptijd, geleid tot de voor een nieuw model gebruikelijke "kinderziekten". Het eerder voor de Waddenzee gebruikte model Ecowasp was dergelijke kinderziekten al ontgroeid. De boven beschreven verrassend grote mate van overeenstemming tussen de gevoeligheid van beide modellen geeft vertrouwen in het huidige model: de verwachting is dat het huidige model de effecten van zandwinning in de Waddenzee overschat, maar we verwachten niet dat deze overschatting dramatisch is. De met dit model berekende effecten van zandwinning kunnen worden gezien als een bovengrens van de werkelijk te verwachten effecten in de

Waddenzee. Tegelijkertijd lijkt het, gezien het bovenstaande, niet aannemelijk dat de effecten van zandwinning in de Waddenzee meer dan ca. een factor 2 lager zullen zijn dan voorspeld met het huidige model. De respons van het model op veranderingen in de omgeving (hier: verhoging van slibconcentratie) is in lijn met andere modellen (ECOWASP) en tevens in lijn met literatuurgegevens m.b.t. geobserveerde relaties in verschillende estuaria tussen slib, primaire productie en secundaire productie (e.g. Herman et al. 1999).

5.3 Conclusie

Het GEM-model is over een aantal decennia heen samen met andere instituten ontwikkeld om de meest up to date kennis in het model vast te leggen. Het model is vastgelegd in tal van projecten, waaronder zandwinningen en ingezet om effecten van veranderingen in en op het Noordzeesysteem door te vertalen naar effecten op de primaire productie. De tijdreeksen en kaartbeelden geven inzicht in de mate van overeenstemming tussen meet- en modeldata. Hieruit valt af te leiden dat het model met name in de Noordzee goede resultaten geeft op het gebied van nutriënten, algen, en primaire productie en als zodanig een goed inzicht geeft in waterkwaliteitsprocessen die in de Noordzee plaats hebben.

In de Waddenzee is de match met gemeten chlorofyl en nutriënten minder goed. De te lage chlorofylconcentraties en te hoge stikstofconcentraties zijn als volgt te verklaren: het zoete water inclusief nutriënten blijft te lang in de Waddenzee hangen. Dit leidt tot een toename van de nutriëntenconcentratie en een afname van nutriëntenlimitatie. Hoewel het model dus minder nutriëntenlimitatie voorspelt, houdt dit (vanwege de eerder genoemde co-limitatie van fosfaat en licht) niet meteen in dat daarmee het effect van lichtlimitatie overschat wordt. .

Voor deze studie zijn er schelpdieren aan het model toegevoegd, en worden deze nu integraal (dus inclusief hun feedback op de rest van het systeem) meegenomen in de berekeningen. De resultaten met betrekking tot de ruimtelijke resolutie en biomassa's van de schelpdieren komen goed overeen met metingen. Dit suggereert dat voedselbeschikbaarheid een belangrijke bepalende factor is voor wat betreft hun voorkomen, waardoor effecten op slib en algenbiomassa dus wel degelijk relevant kunnen zijn. Wel zijn er omtrent de modellering van de schelpdierbiomassa drie kanttekeningen te maken: Ten eerste is de schelpdierbiomassa in de Waddenzee aan de lage kant, wat grotendeels toegeschreven kan worden aan de te lage chlorofylconcentraties die daar worden gemodelleerd. Ten tweede is de schelpdierpopulatie in sommige gebieden in de Noordzee nog niet volledig ingespeeld. Ten derde is het DEB model voor de Noordzee representatief voor grotere *Ensis* individuen. Deze individuen zijn gevoeliger voor veranderingen in voedselaanbod en verhoging van slib in de waterkolom dan kleinere individuen. Enerzijds overschat het model in sommige gebieden, omdat de effecten op kleinere mesheften minder zijn dan op de adulte populatie. Aan de andere kant zal het verkleinen van de adulte populatie ook een vermindering van de reproductiecapaciteit met zich meebrengen. Het effect daarvan is met de huidige stand van kennis niet in te schatten.

Wat belangrijk is voor de interpretatie van de modeldata is de principiële keuze voor 2 'model'grazers. Voor de Waddenzee wordt de mossel als 'representatieve grazer' genomen en voor de Noordzee is gekozen voor *Ensis*. Enerzijds is dit volkomen analoog aan eerdere studies, zowel met DEB als met ECOWASP. In ondiepe systemen zoals de Waddenzee is de begrazing door macrobenthos (schelpdieren) dominant over begrazing door e.g. zoöplankton. Op basis van de huidige kennis van de energiehuishouding van schelpdieren kan verwacht worden dat de mossel, die relatief snel in evenwicht is een redelijk goede modelgrazer is voor de Waddenzee. Meenemen van andere soorten (schelpdieren en andere biota) zal op detailniveau wel tot iets andere resultaten leiden, maar de grote lijn van effecten door vertroebeling door zandwinning op de draagkracht voor schelpdieren zal niet veel

veranderen. In de Noordzee kan dat anders liggen. In gebieden vlakbij de kust waar grote *Ensis*banken liggen is dit inderdaad de dominante grazer. In deze gebieden bestaat het grootste deel van de biomassa uit *Ensis* met een mediane grootte zoals gemodelleerd. In grote andere delen van de Noordzee is *Ensis* niet de dominante grazer en wordt benthos gedomineerd door andere soorten. Sowieso wordt begrazing in de diepere delen voor een groot deel bepaald door zoöplankton en niet door benthos. Andere grazers (zoöplankton en zoöbenthos) hebben andere eigenschappen vergeleken met de grote *Ensis*individuen uit het model. In die delen van de Noordzee waar geen dichte banken met grote individuen voorkomen zal het systeem als geheel anders reageren dan het model, vanwege de atypische eigenschappen van *Ensis* als modelorganisme.

Wat ook moet worden opgemerkt is dat het model schelpdierbiomassa alleen voorspelt op basis van voedselbeschikbaarheid. Anderen habitatfactoren zoals stormen en top-down structurering door predatie worden niet meegenomen. Dit heeft voor- en nadelen voor toepassingen zoals deze. Uiteindelijk is de vraag die met dit model wordt beantwoord: “of de draagkracht voor schelpdieren (via voedsel) door vertroebeling wordt beïnvloed”. Omdat in dit model voor de Waddenzee en voor de Noordzee elk één “representatief schelpdier” gekozen is en zowel stormen als predatie heel verschillend doorwerken op verschillende schelpdieren, zou meenemen van andere factoren zeer veel modelartefacten gaan toevoegen. Het zou in dit geval ook niet helpen om de basale vraag te beantwoorden. Het is echter wel goed te bedenken dat voedsel niet de enige stuurfactor is voor verdeling van schelpdierbiomassa. Echter omdat de ruimtelijke verdeling in grote lijnen toch heel aardig overeen lijkt te komen met de verdeling van *Ensis*, lijkt de conclusie dat voedsel de belangrijkste factor is, wel gerechtvaardigd.

6 Samenvatting en conclusies

6.1 Vergelijking met voorgaande MER

6.1.1 Waterbeweging en slib

Het hydrodynamische model en het slibmodel verschilden vrij beperkt in opzet met de voorgaande MER. Nadat de vorige studies zijn afgerond heeft er een zeer uitgebreide validatiestudie plaatsgevonden voor de Noordzee, in het kader van de aanleg van Maasvlakte 2 (de MOS² studie; Cronin et al. 2013 en Cronin en Blaas 2013). Hierbij is gebruik gemaakt van alle beschikbare data, zoals de MWTL dataserie, *in situ* meetseries uit het buitenland en remote sensing. Daarvan kon bij deze MER studie gebruik gemaakt worden voor de validatie. Een belangrijk manco aan de MOS² studie is dat hier de Waddenzee niet in is meegenomen. Voor de waterbeweging en voor de slibmodellering kan gesteld worden dat het ZUNO-DD rooster een aantal nadelen heeft. Ten eerste is het modeldomein eigenlijk aan de kleine kant waardoor voor de waterbeweging door het Kanaal er een aanpassing moet worden gedaan aan de waterstand op de rand van het model om de debieten door het kanaal te corrigeren. Hoewel werkbaar en in het verleden acceptabel als 'best practice' is dit met de huidige stand van model ontwikkeling niet wenselijk. In essentie is dit niet veranderd tussen de vorige MER en deze studie. Wel zijn er kleine verschillen tussen de vorige MER en deze studie die het gevolg zijn van aanpassingen op de randvoorwaarden op de kanaalrand. Deze zijn overgenomen uit MOS².

6.1.2 Ecologie

In vergelijking met de vorige MER is er een grote verbetering van de ecologische modellering tot stand gebracht. De belangrijkste verbeteringen zijn:

Integrale modelering van primaire en secundaire productie. In de vorige studies is in de berekeningen van het GEM model in de Noordzee helemaal geen interactie met graas door schelpdieren meegenomen. In de Waddenzee is dit wel gebeurd, maar binnen het model ECOWASP. In de Waddenzee kan weglaten van graas een effect hebben op de patronen van chlorofyl (algenbiomassa), omdat op sommige locaties er lokaal een zeer grote graasdruk is. Modelresultaten laten echter zien dat terugkoppelingsmechanismen van graas op primaire *productie* ook in de kustzone van de Noordzee aan de orde zijn. Nadere analyse van modelresultaten liet zien dat de versnelde teruglevering van nutriënten door graas de productie van algen kan verhogen.

Direct gebruik van slibmodel nabij de kust. Een tweede grote verbetering is dat in het huidige model het slibveld dat door het slibmodel wordt berekend in het kustgebied en de Waddenzee direct wordt ingevoerd. In de vorige MER studie is er op het gehele slibveld een aanpassing doorgevoerd (met gebruik van een cosinusfunctie) om de seizoenale fluctuaties van slib op de Noordzee te forceren (Harezlak et al 2012a en 2012b). Hierbij werden ook slibconcentraties vlak bij de kust enigszins aangepast. Vlak bij de kust is het slibmodel echter zeer goed gekalibreerd en zijn deze slibconcentraties veel betrouwbaarder. In de gevoeligheidsanalyses bleek dat groei van algen en schelpdieren in de kustzone bijzonder gevoelig is voor veranderingen in slibconcentraties. In de vorige MER-studie lag de piek van primaire productie verder uit de kust dan wordt waargenomen. Dit gaf tevens met het offline DEB model foutieve locaties voor betere *Ensis* groei. Die afwijkingen waren vrijwel zeker te wijten aan een onjuiste verdeling van het slib in de kust in de vorige MER-studie. Voor

gebieden verder van de kust, op de open Noordzee blijft het wel essentieel om een correctie op de gemodelleerde slibdata toe te passen. De afwezigheid van een seizoensfluctuatie verder offshore (die wel aanwezig is in meetdata) veroorzaakt afwijkingen in timing van primaire productie offshore. Hoewel de meeste schelpdieren zich relatief dichtbij de kust bevinden is het toch van belang ook effecten offshore goed te kunnen modelleren, vandaar dat deze correctie wel essentieel blijft. In deze studie is gebruikgemaakt van de cosinusfunctie voor alle modelsegmenten waar de gemiddelde slibconcentratie < 2.5 mg/l is. Deze oplossing is uiteraard niet echt ideaal, maar tot de tijd dat het slibmodel de seizoenale fluctuaties verder uit de kust juist weergeeft is dit het best mogelijke compromis en voldoet dit voor deze toepassing.

Verbeterd DEB-model en uniforme aanpak Waddenzee en Noordzee. In de vorige MER is op de Noordzee de primaire productie berekend met het toenmalige GEM model en is een schatting van de effecten op schelpdieren gebeurd met een offline DEB-model voor *Ensis* (Schellekens, 2012). Online koppeling was op dat moment nog niet mogelijk. In de Waddenzee is gebruikgemaakt van ECOWASP, dat een veel grovere resolutie heeft en dat binnen de grote cellen, op basis van de relatieve invoer van het slibmodel, een eigen berekening doet van het gemiddelde slibveld binnen een compartiment. DEB-modellering is een internationaal geaccepteerde standaard om groei van allerlei organismen te berekenen en binnen Nederland is er grote vooruitgang geboekt met DEB-modellering van schelpdieren (van der Veer et al. 2006; Troost et al. 2010, Saraiva et al., 2011). De uniforme toepassing van deze state-of-the-art modelaanpak is een zeer grote verbetering ten opzichte van de vorige MER-studie.

6.2 Noodzakelijke verbeteringen en in te vullen kennislacunes op korte termijn

Zowel de vorige MER studie als deze studie hebben echter ook een aantal kennislacunes en modelartefacten naar bovengebracht. De modelartefacten zijn met verschillende aanpassingen en correcties in deze studie ondervangen, echter een aantal van die correcties zijn onwenselijk en nopen tot voorzichtigheid met de interpretatie van modeldata. De belangrijkste zaken zijn hieronder uiteengezet.

6.2.1 Uitwisseling Noordzee – Waddenzee

Verschillende resultaten in zowel de hydrodynamische, de slib als de ecologische modeldata lijken te wijzen op een onderschatting van de uitwisseling tussen Waddenzee en Noordzee. Uit de validatie van de hydrodynamicablijkt dat met name in de westelijke Waddenzee de saliniteit fors lager ligt dan de meetwaarden. Het is waarschijnlijk dat dit te wijten is aan de beperkte horizontale resolutie van het model. Een groot probleem is dat er voor saliniteit weinig meetpunten zijn en dat één daarvan vlak in de buurt van de spui ligt. Ook in de ecologische modellering komt naar voren dat nutriëntenconcentraties die gemodelleerd worden hoger liggen in de westelijke Waddenzee dan gemeten. Dit hangt vrijwel zeker samen met de afwijking in saliniteit. Ook de te lage slibconcentraties in de Waddenzee met het ZuNo DD model hebben waarschijnlijk te maken met de beperkte resolutie van het model.

Zowel voor waterbeweging als voor de slibmodellering is ook gebleken dat in gebieden met complexe morfologie zoals de Waddenzee de resolutie cruciaal is. Het PACE model geeft zonder aanpassingen en uitgebreide kalibratie slibconcentratie die zeer dicht in de buurt van meetwaarden liggen, terwijl het slibmodel op het ZUNO-DD rooster te lage waarden geeft. De aanpassing die binnen dit project is gedaan, door de Waddenzeeresultaten van het slibmodel te wegen met het PACE model, geeft resultaten die voor dit project voldoende betrouwbaar zijn, maar eigenlijk zijn dit soort wegingen niet wenselijk. Ook liggen er nog vragen op het gebied van de uitwisseling tussen de Waddenzee en de Noordzee die met de huidige model- en meetgegevens niet snel eenduidig zijn op te lossen, maar die waarschijnlijk met een

hogere modelresolutie snel zullen verbeteren. Dit betekent dat het zeer wenselijk is om op korte termijn te gaan werken naar een model met lokaal hogere resolutie en een groter domein. De huidige ontwikkelingen met het D-HYDRO-FLOW (voor de waterbeweging) zijn zeer bemoedigend. De manco's van het ZUNO-DD rooster worden hierin ondervangen zonder dat dit leidt tot onacceptabel hoge rekentijden. De link met DelWAQ (voor slib en voor ecologische processen) moet nog verder ontwikkeld worden.

Deze afwijkingen hebben uiteindelijk potentieel gevolgen voor effectmodellering. In de Westelijke Waddenzee treedt in grote delen van het jaar nutriëntenbeperking op, vooral fosfaatbeperking (Philippart et al. 2007; Ly et al. 2014; Leote en Epping 2015). Echter de fosfaatconcentraties zijn in het grootste deel van de Waddenzee behoorlijk in lijn met metingen, behalve heel dicht in de buurt van de Afsluitdijk. Zoals in sectie 5.3 al is aangegeven komen in de Waddenzee fosfaatlimitatie en lichtlimitatie tegelijk voor. Daardoor is het niet waarschijnlijk dat een eventuele overschatting van het effect van vertroebeling op primaire productie erg groot is. Ook het feit dat primaire productie in het model in vergelijking met ECOWASP verhoudingsgewijs vergelijkbaar reageert op vertroebeling duidt er op dat een eventuele overschatting van het effect niet extreem groot is.

Een aantal testen met het PACE model (Duran-Matute et al 2014) hebben uitgewezen dat deze problemen met grote waarschijnlijkheid zijn terug te voeren op de te beperkte modelresolutie (voor waterbeweging en slib). Een gerichte studie kan dit bevestigen en indien dit het verwachte resultaat oplevert moet het modelinstrumentarium aangepast worden met een resolutie die geschikt is om de Waddenzee zonder aanpassingen correct te modelleren.

6.2.2 Slibconcentraties in de Waddenzee

In deze studie bleek dat de gemodelleerde slibconcentraties in de Waddenzee veel te laag waren in vergelijking met metingen. Ook in de vorige MER-studie waren de concentraties te laag, zij het niet zo sterk als nu. In het project "Verkenning slibhuishouding Waddenzee", waar het slibmodel gebaseerd was op het PACE model, bleken de slibconcentraties zeer dicht in de buurt van gemeten waarden te liggen, al waren de gemodelleerde concentraties in het oosten van de Waddenzee, bij Ameland en Schiermonnikoog wat aan de hoge kant (van Kessel, 2015). De slibconcentraties van het ZuNo-DD model waren dusdanig laag dat deze niet met voldoende vertrouwen direct konden worden gebruikt voor de ecologische modellering. De doorgevoerde correctie op basis van het PACE model levert weliswaar realistische slibvelden op en er is voldoende vertrouwen in het model om er van uit te gaan dat de relatieve veranderingen voorspeld in scenariostudies wel betrouwbaar zijn, toch zijn dit soort correcties principieel niet wenselijk. Het is zeer belangrijk dat er op korte termijn een gedegen analyse wordt uitgevoerd waar de verschillen tussen ZuNo-DD en zowel gemeten waarden en het PACE-model vandaan komen.

Een ander element van de slibmodellering betreft het effect van de zinksnelheid van verschillende fracties. In §4.1 is reeds beschreven dat de zinksnelheid van de fijnste fractie mogelijk niet goed beschreven is. In het slibmodel is de valsnelheid per fractie constant, terwijl op basis van metingen een seizoensafhankelijke waarde wordt vermoed. Een analyse voor de zinksnelheid van verschillende slibfracties als functie van seizoensdynamiek van temperatuur, saliniteit en organisch materiaal is zeer belangrijk.

6.2.3 Verbetering modellering lichtuitdoving

In het huidige model wordt lichtuitdoving vooral bepaald door slib. Op dit moment wordt voor de uitdoving slechts van 1 slibfractie gebruik gemaakt. Zeer fijn slib heeft echter een ander effect dan grovere deeltjes. Gezien de relatief grote fractie van zeer fijn materiaal die zich in de bodem bevindt is het zeer nuttig de effecten van meerdere slibfracties op de lichtuitdoving

mee te nemen. Hiervoor is wel meer inzicht nodig in het gedrag van dit extreem fijne slib (zie vorige paragraaf). Naast slib zijn er ook verschillende andere componenten die lichtuitdoving beïnvloeden, zoals opgelost organisch materiaal. In zoet water heeft opgelost organisch materiaal een groter effect op lichtuitdoving dan in zout, maar ook in mariene systemen kan dit een belangrijke factor zijn (Chen et al 2007; Hommersom et al 2009). In gebieden met veel menging van zoet en zout water is dit een lastige factor. Er zijn echter gegevens van projecten met het havenbedrijf Rotterdam (van Tongeren, 2016) en een aantal lopende projecten (o.m. op de Schelde) beschikbaar die een betere modellering van lichtuitdoving mogelijk maken.

6.2.4 Ensis DEB-parameters

De parameterinstellingen van het DEB model voor *Ensis* in de Noordzee zijn gebaseerd op de studies van de vorige MER (Schellekens, 2012). Deze parameters zijn gekijkt met meetwaarden in het lab en in het veld (Schellekens, 2012 en Schellekens en Witbaard 2012). Echter bij de scenariostudies met het toenmalige offline model kwam naar voren dat *Ensis* langere periodes met zeer lage chlorofylconcentraties (<0.5 µg/l) niet overleeft. In de scenariostudies van de vorige MER heeft men toen alle waarden uit het GEM model tussen 0 en 0.5 µg/l vervangen door de waarde 0.5. In de vorige MER-studie lag de maximale lengte die *Ensis* in het model bereikte tussen de 12 en 13 cm. In het veld worden volwassen *Ensis* aangetroffen tot 20 cm. Wel is het aandeel dat groter is dan 14 cm erg klein (Perdon et al, 2016). De huidige modelresultaten (waar deze aanpassing niet is uitgevoerd) leveren enerzijds in de validatiesommen verdelingen van biomassa over de ruimte op die zowel qua ruimtelijk patroon als qua waarde zeer goed overeenkomen met de beschikbare gegevens van *Ensis*. Echter, het lijkt er op dat de grote *Ensis* in het model extreem gevoelig zijn voor kleine veranderingen in slib en in de ratio slib/chlorofyl (zie bijlage D). Bovendien is er sprake van een lange inspeeltijd en trage respons op veranderingen, wat de kwantificering van eventuele effecten bemoeilijkt. De parameterinstellingen hebben een nadere beschouwing nodig. Het is niet onwaarschijnlijk dat grote *Ensis* in de Noordzee het op veel plaatsen energetisch moeilijk hebben, maar de huidige instellingen zouden kunnen leiden tot een overschatting van effecten op sommige locaties, omdat effecten op kleinere individuen minder extreem zijn. Echter een groot effect op grote *Ensis* zal op termijn ook een reductie van de reproductiecapaciteit van de populatie betekenen. Wat dit op lange termijn voor de populatie betekent is zeer moeilijk te kwantificeren.

6.2.5 Inbrengen van grootte/leeftijds klassificatie in het DEB model

Het huidige DEB-model is gedraaid met een vereenvoudigde opzet van het DEB-model dat niet individuen modelleert, maar uitgaat van de energie opname en uitgifte relaties van gemiddelde individuen in een populatie. Op basis van literatuurgegevens (Witbaard et al 2015) is uitgegaan van een gemiddelde lengte van 10 cm. Kleinere soorten hebben een grotere oppervlakte – inhoud verhouding en hebben daarom ook een andere verteringsefficiëntie, andere opslag van reservestoffen en andere gevoeligheden voor omgevingsparameters dan grotere individuen. Het is zeker wenselijk om een meer realistische grootte-opbouw van de schelpdier populatie te hebben, zowel om enerzijds de reactie van de populatie op veranderingen in de omgeving beter weer te kunnen geven en anderzijds ook effecten op de groei binnen een seizoen te kunnen analyseren. De huidige aanpak met 1 'V1-morf' moet dus omgezet worden naar een aanpak met een aantal 'isomorfen'. Dit geeft:

- een robuustere voorspelling van het gedrag van een populatie op veranderingen in de omgeving (bv een verschuiving naar gemiddeld kleinere individuen)

- een betere mogelijkheid de resultaten van effecten op schelpdieren door te vertalen naar hogere trofische niveaus (bijvoorbeeld of individuen eerder een grootte bereiken waarmee ze minder gevoelig worden voor predatie)
- de mogelijkheid om maatregelen, zoals het effect van stilleggen van zandwinning in bepaalde seizoenen door te rekenen

6.3 Aanbevelingen voor lange termijn verbeteringen

Naast de verbeteringen die op korte termijn echt noodzakelijk zijn omdat ze de bruikbaarheid en de inzetbaarheid van de modellering beperken, zijn er tevens een aantal zaken die fundamenteeler onderzoek vergen en bijvoorbeeld in KPP trajecten opgepakt zouden moeten worden.

6.3.1 Verbetering Noordzeemodellering

Het ZuNo DD rooster strekt slechts een kleine beetje voorbij het Kanaal en het omvat ook niet de hele Noordzee. De randen van het model liggen dus relatief dichtbij. In de ZUNO-DD schematisatie, die wel zeer uitgebreid gevalideerd is op verschillende parameters zijn enkele aanpassingen ingebouwd om bijvoorbeeld de uitwisseling via het Kanaal in de juiste orde van grootte te krijgen. Er is intussen een Noordzeemodel in ontwikkeling op een ongestructureerd rooster (D-Flow FM). Dit model was voor deze studie nog niet ver genoeg gekalibreerd en gevalideerd om operationeel in te zetten. Dit model biedt echter grote voordelen. Het omvat de gehele Noordzee en strekt zich veel verder voorbij het Kanaal uit. De eerste resultaten lijken bijzonder weinig aanpassingen nodig te hebben om geobserveerde patronen in stratificatie, saliniteit en transporten via het Kanaal en andere delen die in het ZuNo-DD model op de rand liggen, goed weer te geven. Het flexibele rooster heeft tevens veel betere mogelijkheden tot lokale verfijning waar dit gewenst is (in de buurt van gradiënten in bodemligging, rivierinput etc.). Het is wenselijk dit model versneld verder te kalibreren en valideren zodat dit het standaard operationele model kan worden voor de hele Noordzee.

6.3.2 Verbetering slibmodellering

Analyses aan de MWTL dataserie aan het begin van het project (gerapporteerd in het parallelrapport m.b.t. de scenariostudies voor de MER-zandwinning 2018-2027; van Duren et al. 2017) en de MOS²studie (Blaas et al 2013) gaven reeds dat er in de Noordzee coherente patronen van slibfluctuaties te vinden zijn die binnen een systeem relatief consistent zijn. Verhoudingsgewijs vindt men die fluctuaties op open zee en vlak bij de kust, al zijn ze in absolute zin vlakbij de kust veel groter. Dergelijke fluctuaties lijken op het eerste gezicht niet te correleren met menselijke activiteiten, maar hebben mogelijk te maken met langjarige patronen en fluctuaties op de randen van het model. Dit neemt niet weg dat een goed begrip van de onderliggende factoren die slibconcentraties beïnvloeden essentieel is om uiteindelijk effecten goed te kunnen evalueren.

Het slibmodel is primair ontwikkeld voor effectstudies nabij de kust. Op de randen van het model (die dus in ZuNo-DD vrij dichtbij liggen) wordt uitgegaan van een vaste concentratie, zonder seizoensvariatie. Dit is mogelijk ten dele een verklaring voor de afwezigheid (of de onderschatting) van seizoensfluctuaties op open zee. In de huidige studie is dit voor de ecologische modellering ondervangen door op open zee een fluctuatie op te leggen. Dit levert een grote verbetering op de validatie van primaire en secundaire productie op. Het verbeteren van de modellering van slib op open zee en het verkrijgen van inzicht in de coherente fluctuaties die op dit moment niet goed verklaarbaar zijn, vereist een meerjarig onderzoeksprogramma.

6.3.3 Verbetering ecologische modellering

Voor het ecologische model zijn ook een aantal verbeteringen wenselijk die niet op korte termijn gerealiseerd kunnen worden. **Ten eerste** is het duidelijk dat een gemiddeld jaar niet bestaat en dat het jaar 2007 niet in alle opzichten een gemiddeld jaar is geweest. Om meer inzicht te krijgen in de effecten van jaar-op-jaar variabiliteit in bv. meteorologische condities en rivierafvoeren is het beslist aan te bevelen om de scenariostudies in de toekomst te herhalen met andere jaren als uitgangspunt en tevens enkele simulaties te doen met een serie van jaren. Vanwege de tragere responstijd van schelpdieren (in vergelijking met fytoplankton) is het goed mogelijk dat een tijdserie met een natuurlijke variatie over de jaren een ander resultaat gaat geven dan een tijdserie met één gemiddeld jaar.

Ten tweede is voor de Noordzee begrazing van fytoplankton door zoöplankton een belangrijke factor. In de Waddenzee is de veronderstelling dat de begrazing door schelpdieren veruit dominant is over de begrazing door zoöplankton goed te verdedigen, maar in de Noordzee zou hier expliciet rekening mee gehouden moeten worden. Dit vergt een kalibratie op basis van meetwaarden. Aangezien meetwaarden van zoöplankton binnen MWTL niet beschikbaar zijn van recente jaren zal hier een literatuurstudie aan vooraf moeten gaan, of er kan gebruikt worden van kennis uit het model ERSEM (Beukema et al 1995).

Tenslotte is het beslist wenselijk om beter inzicht te krijgen in de processen die recrutering reguleren. In de Waddenzee wordt nu aangenomen binnen het model (overigens net als in het ECOWASP model) dat schelpdierpopulaties volledig door voedsel worden gereguleerd. In de praktijk klopt dit niet en zijn habitatgeschiktheid en andere factoren die recrutering reguleren de reden dat er vaak minder grazers en daardoor meer algenbiomassa in het systeem aanwezig zijn dan wordt gemodelleerd. Dit was ook het geval in het ECOWASP model.

Het laatste punt is zeer belangrijk voor ons inzicht in ecosysteemfunctioneren van de Noordzee en Waddenzee, maar vergt fundamenteelere kennisopbouw. De eerste twee punten zijn in principe in een jaar te realiseren.

6.4 Samenvattende conclusies t.a.v. de huidige toepassing

Er is een aantal tekortkomingen in de modellering geconstateerd, die tot voorzichtigheid manen t.a.v. de interpretatie van de modelresultaten. Echter een groot deel van deze tekortkomingen zijn in beeld, hebben naar beste inschatting een beperkt effect en zullen meegewogen worden in de interpretatie en de doorvertaling naar effecten op natuurwaarden. Zeker in de fundamentele benadering van de ecologische modellering zijn zeer significante verbeteringen bereikt. Onze conclusie is dat het instrumentarium voor scenariostudies voldoet, maar dat met de geïdentificeerde tekortkomingen goed rekening gehouden moet worden bij de interpretatie van de scenariostudies.

7 Referenties

- Aarninkhof, S.G.J., J.R. Spearman, A.F.M. de Heer, M. van Koningsveld (2010): "Dredging-induced turbidity in a natural context status and future perspective of the TASS program". WODCON conferentie, 09-2010 Shanghai
- Arentz, L., Harezlak, V, Kessel, T. van en Kaaij, T. van der (2012). Kalibratie slibtransport- en GEM-model. Deltares rapport 1205620
- Beukema, J.J., J.G. Baretta-Bakker, G.C. Cadée, J. Dronkers, P.H. Nienhuis, M.M. Rutgers van der Loeff., W.J. Wolff en J.T.F. Zimmerman (1995): "European Regional Seas Ecosystem Model I", Special issue of the Netherlands Journal of Sea Research (33).
- Blaas M., K. Cronin, G.Y. El Serafy, Y.F. Friocourt, I.D.T.F. Garcia Triana, S. Gaytan Aguilar, en G.H. Keetels (2012): MoS²: Model setup, data assimilation and skill assessment. Model-supported monitoring of SPM in the Dutch coastal zone, projectnummer 1002611-000, Deltares.
- Blauw, A.N., F.J. Los, E.J. Kranenborg en J.G. Boon (1999): "Toepassing van GEM op Nederlandse kustwateren", WL | Delft Hydraulics rapport Z2556.
- Blauw, A.N. en F.J. Los (2004): "Analysis of the response of phytoplankton indicators in Dutch coastal waters to nutrient reduction scenarios: A model study with the Generic Ecological Model (GEM)", WL | Delft Hydraulics rapport Z3844.
- Bokhorst, M (1997): "Toepassing pilot GEM westelijke Waddenzee", WL | Delft Hydraulics rapport Z2274.
- Blauw, A.N., K. van de Wolfshaar, en H. Meuwese (2006): "Transboundary nutrient transports in the North Sea: model study", Delft Hydraulics rapport Z4188
- Boon, J.G. en M. Bokhorst (1995): "KSENOs, Adjustment and extension of the modelling suite for toxic substances and eutrophication in the North Sea and Dutch coastal waters", WL | Delft Hydraulics report T1236.
- Borst, W. Reviews of MoS²-III reports; External reviewer's contribution MoS²-III (concept). Rotterdam: Projectorganisatie maasvlakte 2, 2014.
- Brinkman, A.G. (1993): "Biological processes in the ECOWASP ecosystem model", Institute for Forestry and Nature Research, IBN-DLO report 0928-6896.
- Brinkman, A. G. (2012): Zandwinning in de Nederlandse kustzone 2013-2017 en productie in de westelijke Waddenzee, een modelstudie. IMARES.
- Buijsman, M.C, en H. Ridderinkhof (2007a): "Long-term ferry-ADCP observations of tidal currents in the Marsdiep inlet", Journal of Sea Research, 57(4), 237-256, doi:10.1016/j.seares.2006.11.004.
- Buijsman, M.C., en H. Ridderinkhof (2007b): "Water transport at subtidal frequencies in the Marsdiep inlet", Journal of Sea Research, 58(4), 255-268, doi:10.1016/j.seares.2007.04.002.
- Christianen M.J.A., Holthuijsen S.J., van der Zee E.M., van der Eijk A., Govers L.L., van der Heide, de Paoli H., Olf H. (2015). Ecotopen- en Kansrijkdomkaart van de Nederlandse Waddenzee. Fundament onder natuurherstel. Project Waddensleutels. Waddensleutels rapportnummer 2015.04.01.
- Cronin, K., Th. van der Kaaij, J. Dijkstra, J.K.L. van Beek, R. Plieger, and M. Blaas. Setup and evaluation of baseline hydrodynamic and SPM models : MoS²-III: model-supported monitoring of SPM. Delft: Deltares, 2013.

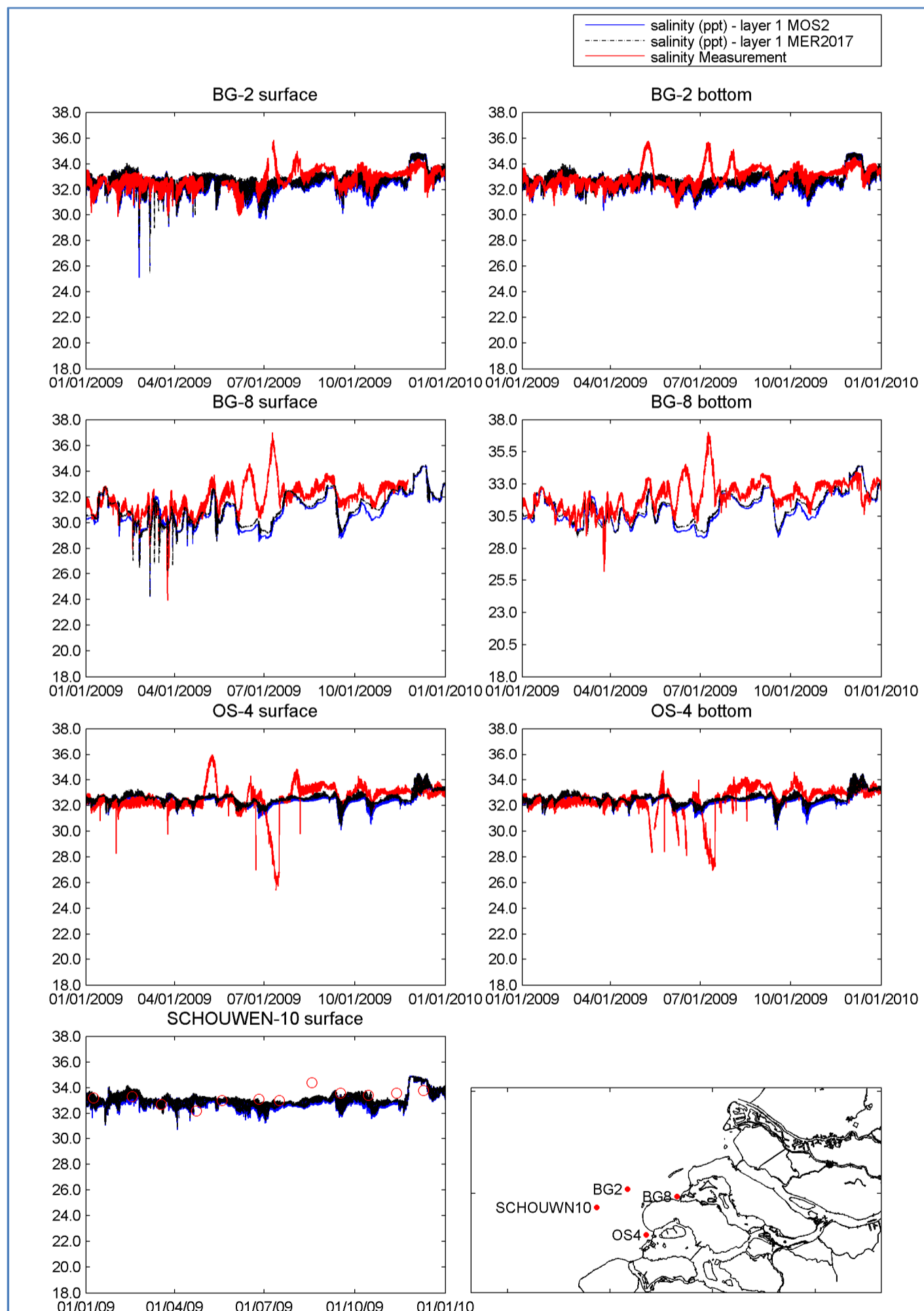
- Cronin, K. en Blaas, M. (2013). MoS²-II Deterministic Model Calibration. Updates of the ZUNO-DD Hydrodynamic and SPM model. Deltares rapport 1204561.
- Cronin, K. and M. Blaas. 2015. Maasvlakte 2 and fine sediment fluxes towards the Wadden Sea. 1210059, Deltares, Delft.
- De Jonge, V. N. and J. E. E. Van Beuselom. 1992. Contribution of resuspended microphytobenthos to total phytoplankton in the EMS estuary and its possible role for grazers. *Netherlands Journal of Sea Research* **30**:91-105.
- De Jonge, V. N. and J. E. Van Beusekom. 1995. Wind- and tide-induced resuspension of sediment and microphytobenthos from tidal flats in the Ems estuary. *Limnology and Oceanography* **40**:766-778.
- De Kluijver, A., A. G. Brinkman, L. A. Van Duren, and F. Fey. 2015. Effecten van slib op de ecologische doelstellingen van de KRW. 1220102-000-0009, Deltares.
- Duran-Matute, M., T. Gerkema, G. J. de Boer, J. J. Nauw en U. Gräwe. (2014). Residual circulation and fresh-water transport in the Dutch Wadden Sea: a numerical modeling study. *Ocean Science-Discussions* 11:197-257.
- Glas, P.C.G. en T.A. Nauta (1989): "A North Sea computational framework for environmental and management studies: an application for eutrophication and nutrient cycles", contribution to the international symposium on integrated approaches to water pollution problems: SISIPPA, Lisbon
- Harezlak, V., A. van Rooijen, Y. Friocourt, T. van Kessel, H. Los (2012a): "Winning suppletiezand Noordzee. Scenariostudies m.b.t. slibtransport, nutriënttransport en primaire productie voor de periode 2013-2017". Deltares rapport 1204963-ZKS-0040.
- Harezlak, V., A. van Rooijen, Y. Friocourt, T. van Kessel, H. Los (2012b): "Winning suppletiezand voor herstel zwakke schakels Noord-Holland. Scenariostudies m.b.t. slibtransport, nutriënttransport en primaire productie voor de periode 2013-2017". Deltares rapport 1204963-ZKS-0036.
- Herman, P. M. J., J. J. Middelburg, J. van de Koppel, and C. H. R. Heip. 1999. Ecology of Estuarine Macrobenthos. Pages 195-240 *Advances in Ecological Research*.
- Houziaux, J.-S., J. Craeymeersch, B. Merckx, F. Kerckhof, V. Van Lancker, W. Courtens, E. Stienen, J. Perdon, P. C. Goudswaard, G. Van Hoey, L. Vigin, K. Hostens, M. Vincx, and D. S. 2012. 'EnSIS' - Ecosystem Sensitivity to Invasive Species., Belgian Science Policy Office, Brussels.
- Hitchcock, D. R. en S. Bell (2004). "Physical impacts of marine aggregate dredging on seabed resources in coastal deposits", *Journal of Coastal Research*, 20(1), 101-114, doi:10.2112/1551-5036(2004)20[101:PIOMAD]2.0.CO;2.
- Kamermans, P. 1994. Similarity in food source and timing of feeding in deposit- and suspension-feeding bivalves. *Marine Ecology Progress Series* **104**:63-75.
- Keetels, G., V. Harezlak, T. van Kessel, A. van Rooijen, Y.F. Friocourt, T. van der Kaaij, H. Los (2012) Winning suppletiezand Noordzee 2013-2017 – Validatierapport. Deltares rapport 1204963-000-ZKS-0038.
- Kernkamp, H., G. Boot en A. Nolte (2002): "Onderzoek naar detoekomstige waterkwaliteit en ecologie van het Veerse Meer. Studie naar het effect van het doorlaatmiddel en aanvullende maatregelen. Deel 1: Opzet en kalibratie hydrodynamisch en waterkwaliteitsmodel", WL | Delft Hydraulics rapport Z3304.

- Klepper, O., W.M. van der Tol, H. Scholten en P.M.J. Herman (1994): "SMOES: a simulation model for the Oosterschelde ecosystem. Part 1: Description and uncertainty analysis", *Hydrobiologia* (282/283), 453-474.
- Kooijman, S. A. L. M. (2009). *Dynamic energy budget theory for metabolic organisation*, third edition.
- Leote, C. en E. H. G. Epping. (2015). Sediment-water exchange of nutrients in the Marsdiep basin, western Wadden Sea: Phosphorus limitation induced by a controlled release? *Continental Shelf Research* 92:44-58.
- Loebl, M., F. Colijn, J. E. E. van Beusekom, J. G. Baretta-Bekker, C. Lancelot, C. J. M. Philippart, V. Rousseau, and K. H. Wiltshire. 2009. Recent patterns in potential phytoplankton limitation along the Northwest European continental coast. *Journal of Sea Research* 61:34-43.
- Los, F.J., R. Jansen en S. Cramer (1994b): "MANS eutrophication modelling system", National Institute for Coastal and Marine Management/RIKZ, 137 pp.
- Los, F.J., J. Wijsmijn en S. Tatman (2001a): "Kust- en Zeestudies ONL Mariene Ecologie en Morfologie", WL | Hydraulics, rapport WL2001004 Z3030.10.
- Los, F.J., J. Wijsman en S. Tatman (2001b): "Description and model representation T0 situation Part 2: Transport, nutrients and primary production", Programmabureau Flyland, rapport Z3030.10.
- Los, F.J. en J. Wijsman (2007): "Application of a validated primary production model (BLOOM) as a screening tool for marine, coastal and transitional waters", *Journal of Marine Systems* (64), 201-215.
- Los, F.J., M.T. Villars en M.W.M. van der Tol (2008): "A 3-dimensional primary production model (BLOOM/GEM) and its applications to the (southern) North Sea (coupled physical-chemical-ecological model)", *Journal of Marine Systems* (74), 259-294.
- Los, F.J. en M. Blaas (2010): "Complexity, accuracy and practical applicability of different biogeochemical model versions", *Journal of Marine Systems* (81), 44-74.
- Ly, J., C. J. M. Philippart en J. C. Kromkamp. (2014). Phosphorus limitation during a phytoplankton spring bloom in the western Dutch Wadden Sea. *Journal of Sea Research* 88:109-120.
- Nauta, T.A., I. de Vries, A.A. Markus en E.G. De Groot (1992): "An integral approach to assess cause-effect relationships in eutrophication of marine systems", *Science of the Total Environment, Supplement*, Elsevier Science Publishers B.V., Amsterdam, 1133-1147.
- Nolte, A., P. Boderie en J. van Beek (2005): "Impacts of maasvlakte 2 on the Wadden Sea and North Sea coastal zone. Track 1: Detailed modeling research. Part III: Nutrients and Primary Production", WL | Delft Hydraulics report Z3945
- Perdon, K. J., K. Troost, M. van Asch en J. G. Jol. (2016). WOT schelpdiermonitoring in de Nederlandse kustzone 2016. C093/16, Wageningen University & Research Yerseke.
- Philippart, C. J. M. and G. C. Cadée. 2000. Was total primary production in the western Wadden Sea stimulated by nitrogen loading? *Helgoland Marine Research* **54**:55-62.
- Philippart, C. J. M., J. J. Beukema, G. C. Cadée, R. Dekker, P. W. Goedhart, J. M. Van Iperen, M. F. Leopold en P. M. J. Herman. (2007). Impacts of nutrient reduction on coastal communities. *Ecosystems* 10:95-118.
- Roelvink, D., Th. van der Kaaij, and G. Ruessink. Calibration and verification of large-scale 2D/3D flow models. Delft: Delft Hydraulics, 2001.

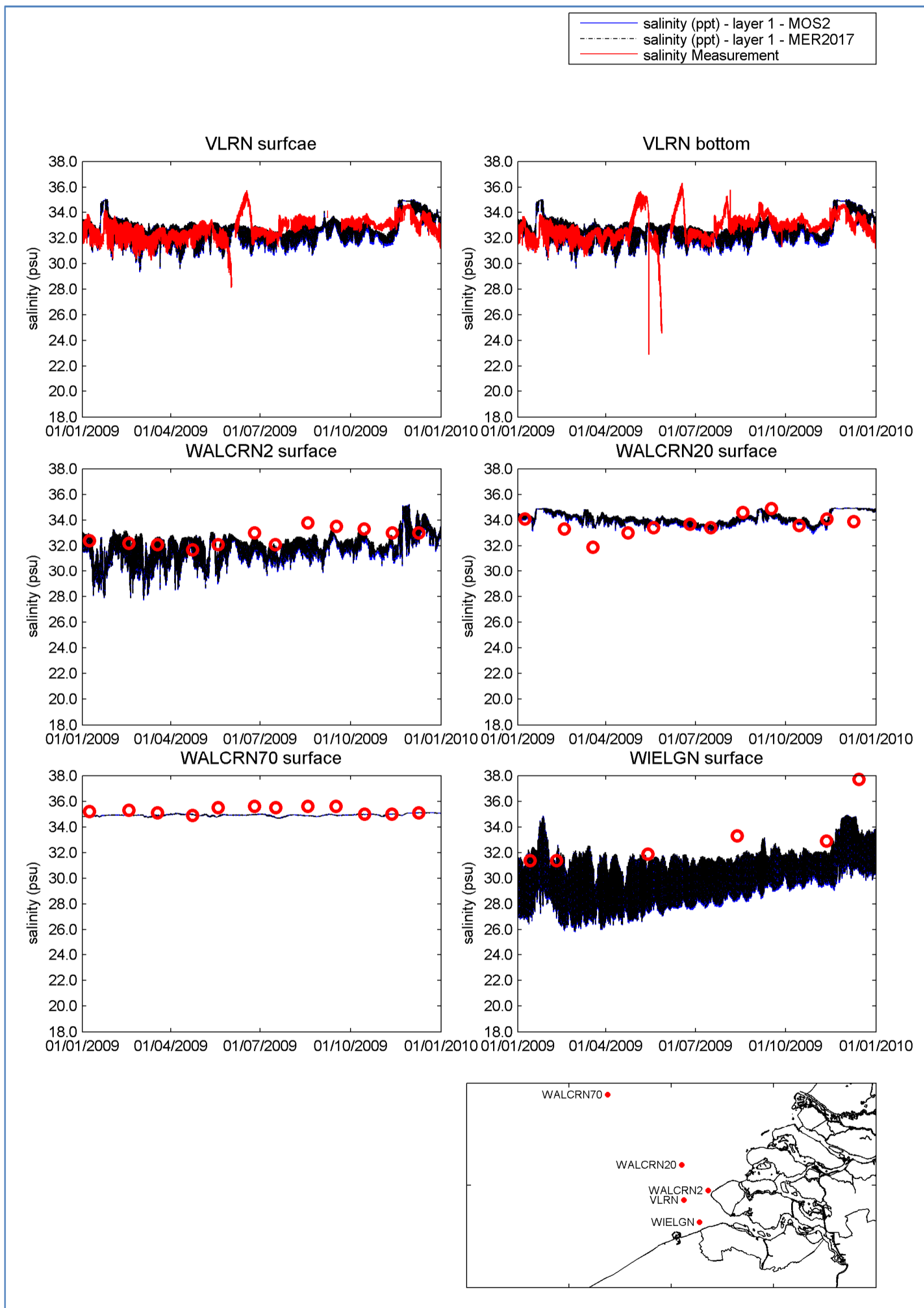
- Saraiva, S., J. van der Meer, S. A. L. M. Kooijman, and T. Sousa. 2011. Modelling feeding processes in bivalves: A mechanistic approach. *Ecological Modelling* 222:514-523.
- Schellekens, T. (2012): "Groei en conditie van zwaardschede (*Ensis directus*, Conrad) voor, tijdens en na geplande zandwinning in 2013-2017". C089/12. Wageningen IMARES.
- Schellekens, T. en R. Witbaard. (2012). DEB-Ensis vs. data. C155/12, Wageningen IMARES en NIOZ, Wageningen.
- Smits, J.G.C., A.N. Blauw en A. Nolte (1998): "Toepassing GEM Veerse Meer", WL | Delft Hydraulics rapport Z2570
- Smits, J.G.C. (2006): "Environmental master plan and investment strategy for the Marmara Sea Basin. Water quality modeling of the Sea of Marmara: Model development and scenario simulations", WL | Delft Hydraulics, technical report Z3804.50.
- Soetaert, K. en P.M.J. Herman (1995): "Carbon flows in the Westerschelde estuary (the Netherlands) evaluated by means of an ecosystem model (MOSES)", *Hydrobiologia* (311), 247-266.
- Spearman, J.R., A.F.M. de Heer, S.G.F. Aarninkhof, M. van Koningsveld (2011): "Validation of the Tass System for Predicting the Environmental Effects of Trailing Suction Hopper Dredgers". *Terra et Aqua* 125: 14-22
- Tatman, S. en Van Gils, J., 2003. Light penetration in the water column. MARE Report, WL2003001 Z3379. WL | Delft Hydraulics, Delft, The Netherlands, 38p.
- Troost, T. A., J. W. M. Wijsman, S. Saraiva en V. Freitas. (2010). Modelling shellfish growth with dynamic energy budget models: An application for cockles and mussels in the Oosterschelde (southwest Netherlands). *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 365:3567-3577.
- Troost, T. A. (2013). Draagkracht voor MZI's in de Oosterschelde.
- Van Duren, L. A., T. Van Kessel, T. A. Troost, A. N. Blauw, L. Kramer, J. A. Van Gils, J. A. M. Craeymeersch, and P. M. J. Herman. 2017. Scenariostudies ter ondersteuning van de MER-Zandwinning 2018-2027. 1230888-000-ZKS-0018, Deltares, Delft.
- van Gils, J. (2016). Eigenschappen slib vrijkomend bij zandwinning. Memo aan het projectteam MER Zandwinning modelberekeningen. December, 2016. Deltares.
- van der Linden, R. (2014). A modelling study on the residual circulation in the North Sea, with the focus on water fluxes through the Strait of Dover. Delft: Delft University of Technology.
- van der Veer, H. W., J. F. M. F. Cardoso en J. van der Meer. (2006). The estimation of DEB parameters for various Northeast Atlantic bivalve species. *Journal of Sea Research* 56:107-124.
- van der Wal, D., Wielemaker-van den Dool, A., & Herman, P. M. J. (2010). Spatial synchrony in intertidal benthic algal biomass in temperate coastal and estuarine ecosystems. *Ecosystems*, 13(2), 338–351. <http://doi.org/10.1007/s10021-010-9322-9>
- van Kessel T. (2005): "Effect assessment Maasvlakte 2 in the framework of the Appropriate Assessment Wadden Sea. Part II: Fine sediments". Royal Haskoning / WL | Delft Hydraulics report 9R2847.A0/Z3945.
- van Kessel, T., H. Winterwerp, B. Van Prooijen, M. Van Ledden, and W. Borst (2011), "Modelling the seasonal dynamics of SPM with a simple algorithm for the buffering of fines in a sandy seabed", *Continental Shelf Research*, 31(10), S124-S134, doi:10.1016/j.csr.2010.04.008.

- van Kessel, T. van, M.C. van Oeveren-Theeuwes, A.A. van Rooijen (2012). Kalibratie slibtransportmodel voor de Hollandse kustzone aan de hand van cadmium-metingen. Eindrapport Fase 2. Deltares rapport 1203191-001.
- van Kessel, T. (2015). Opzet en toepassing slibmodel Waddenzee Eindrapportage. Deltares rapport 1220102-000-ZKS-0010.
- van Kessel, T., E.D. Goede, and H.F.P. (2006) van den Boogaard. Year simulations with the ZUNO-DD model on the impact of Maasvlakte-2 on large-scale silt transport : a comparison with 14-day simulations. Delft: Delft Hydraulics.
- van Pagee, J.A., P.C.G. Glas, A.A. Markus en L. Postma (1988): "Mathematical modelling as a tool for assessment of North Sea Pollution", In W. Salomons, B.L. Bayne, E.K. Duursma en U. Forstner (Eds): "Pollution of the North Sea, an Assessment", Springer-Verlag, London.
- van Prooijen B., B. Bliet, H. Los, X. Desmit (2007): Winning suppletiezand Noordzee 2008-2012. Slibtransport, nutriëntentransport en primaire productie. Svašek en WL | Delft Hydraulics, BvP/1414/07376C.
- O.F.R., v. T. 2016. Siltprofiler data collected for Maasvlakte 2; Description of the raw and processed data. Manual for the MATLAB procedure to process the data. HbR, Rotterdam.
- Witbaard, R., G. C. A. Duineveld, M. J. N. Bergman, H. I. J. Witte, L. Groot, and M. J. C. Rozemeijer. 2015. The growth and dynamics of *Ensis directus* in the near-shore Dutch coastal zone of the North Sea. *Journal of Sea Research* **95**:95-105.

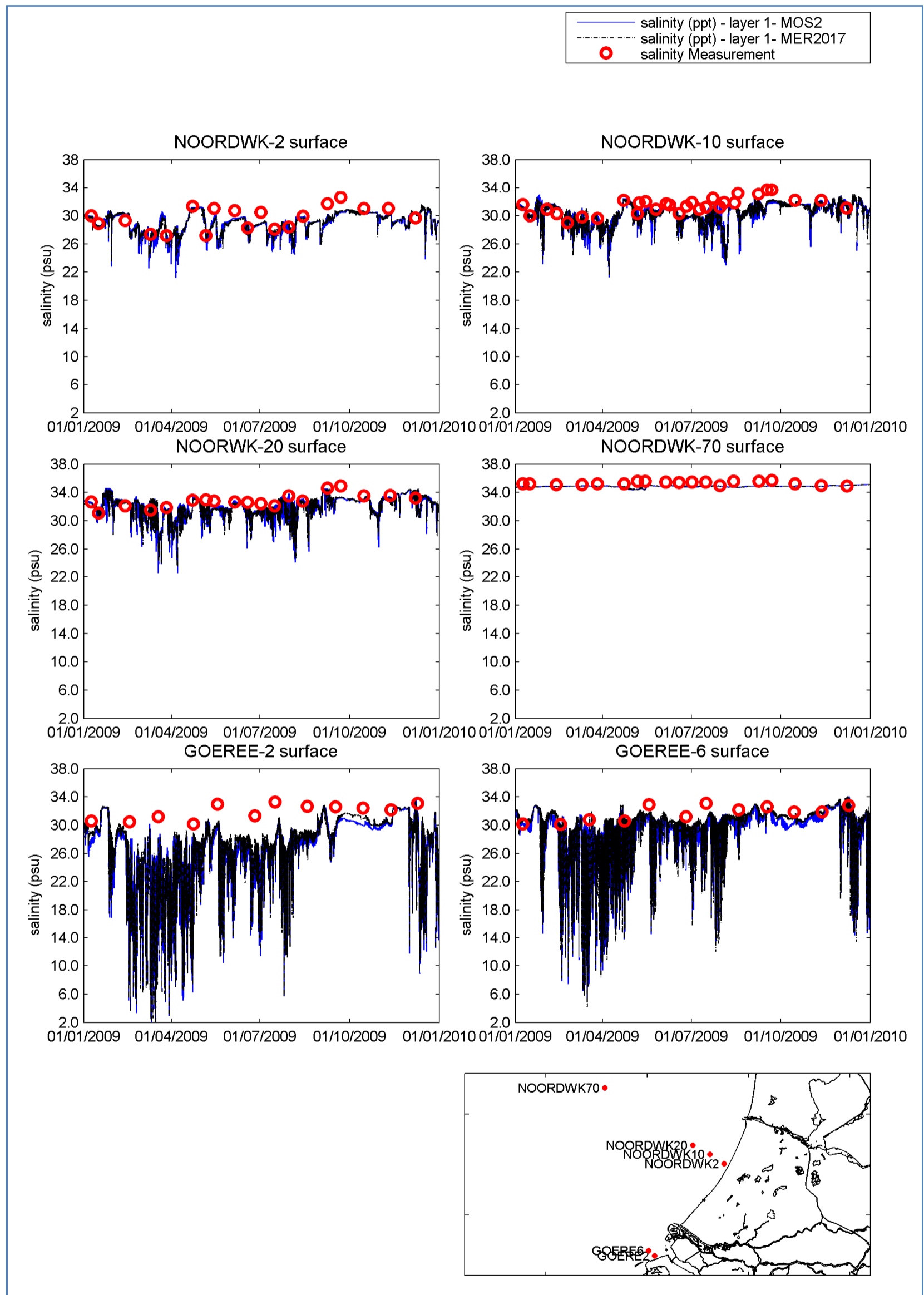
A Saliniteit Nederlandse Kustzone en Waddenzee 2009



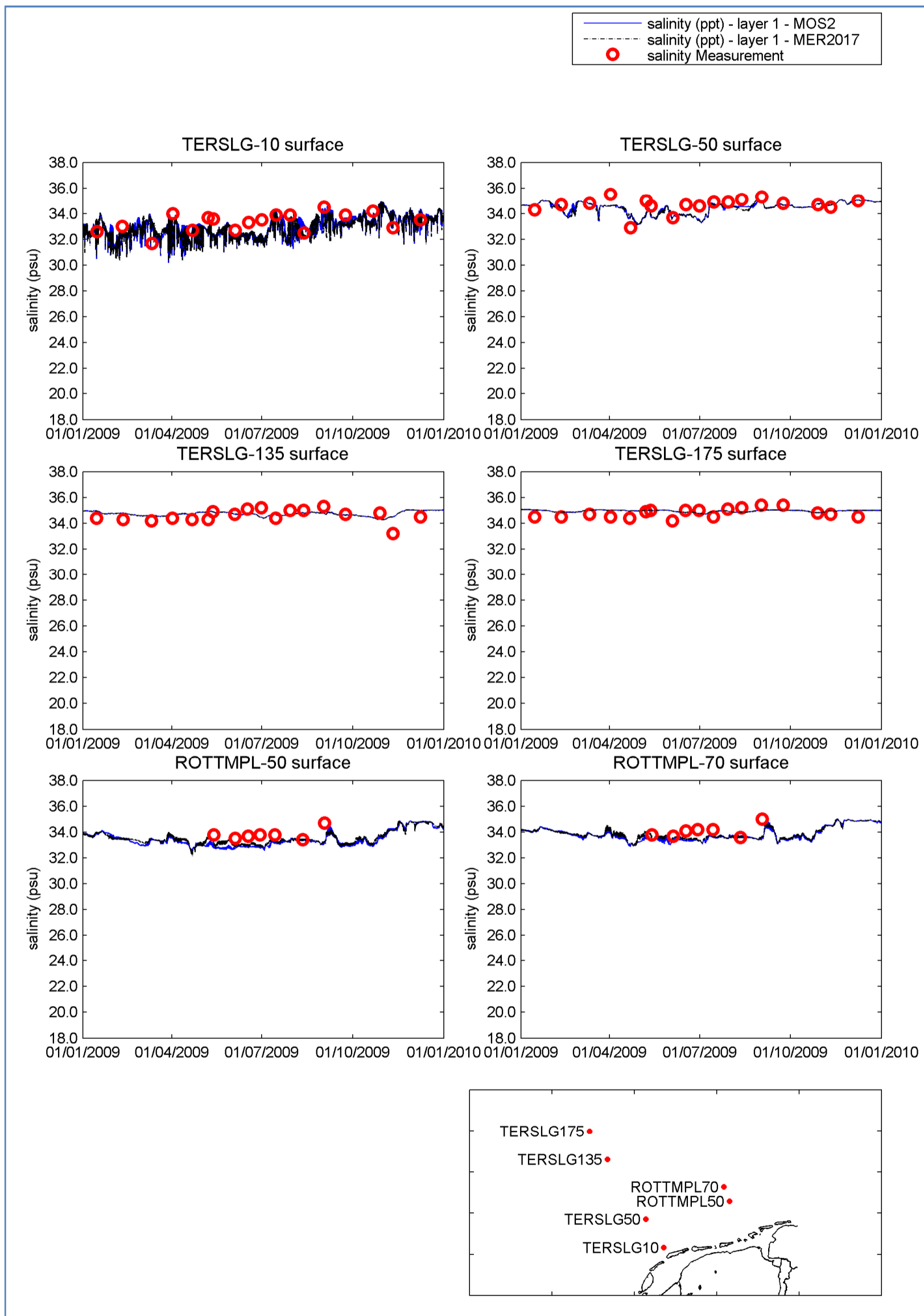
Figuur A.1 Gemeten en berekende, MOS² en huidige studie, saliniteit in de Nederlandse kustzone, Zeeuwse Wateren, 2009



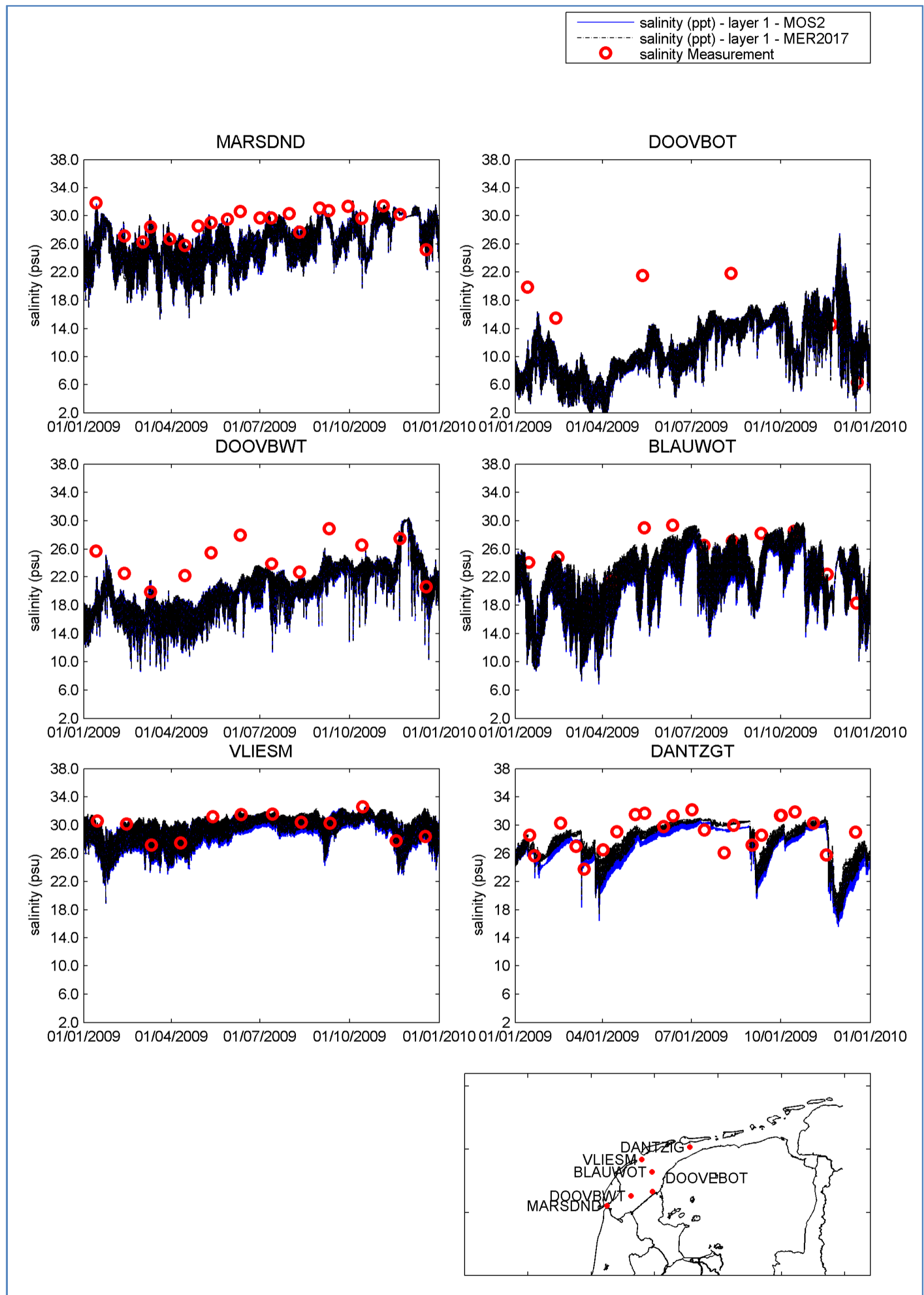
Figuur A.2 Gemeten en berekende, MOS² en huidige studie, saliniteit in de Nederlandse kustzone, Walcheren meetraai, 2009



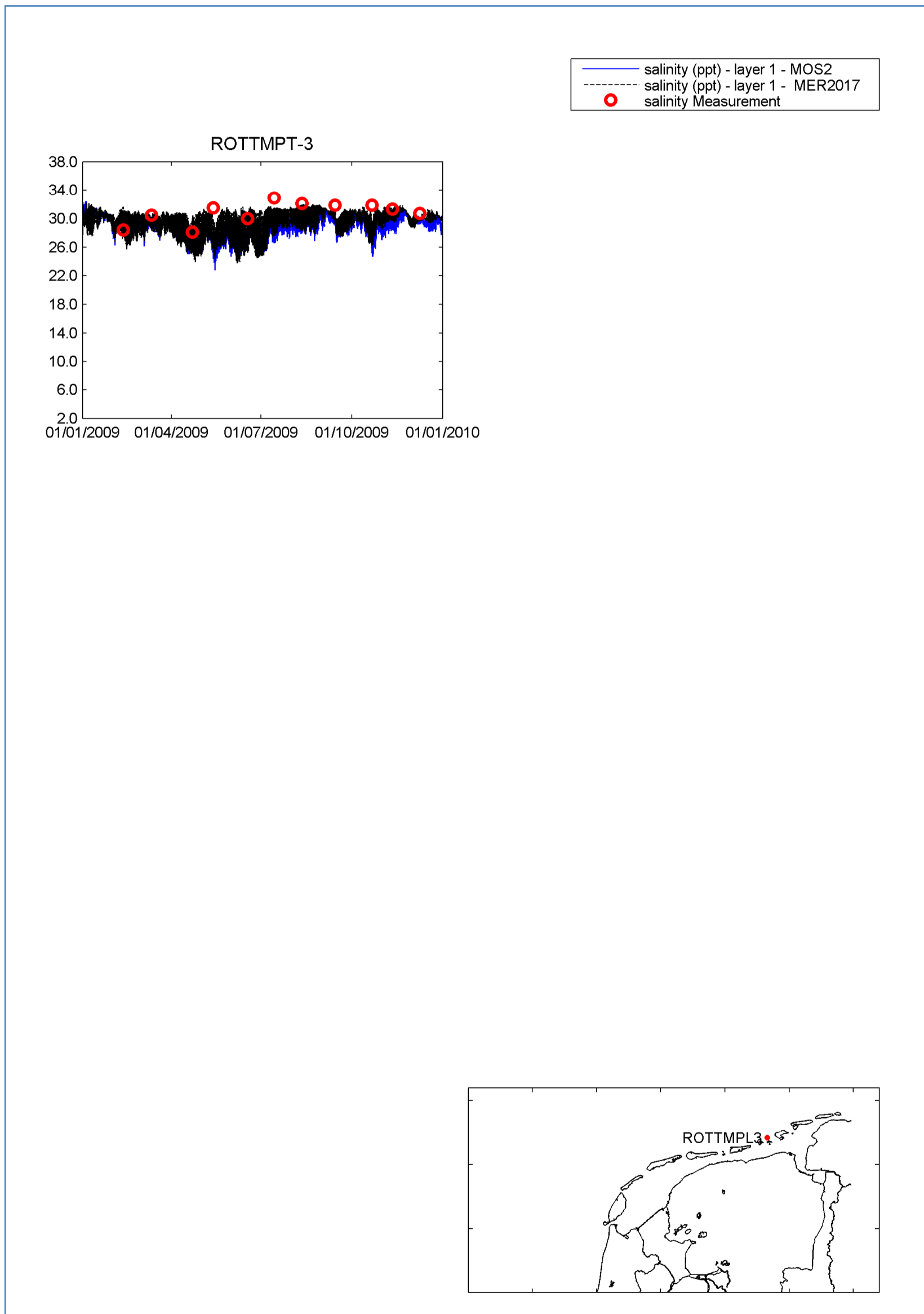
Figuur A.3 Gemeten en berekende, MOS² en huidige studie, saliniteit in de Nederlandse kustzone, Noordwijk meetraai, 2009



Figuur A.4 Gemeten en berekende, MOS² en huidige studie, saliniteit in de Nederlandse kustzone, Terschelling meetraai, 2009

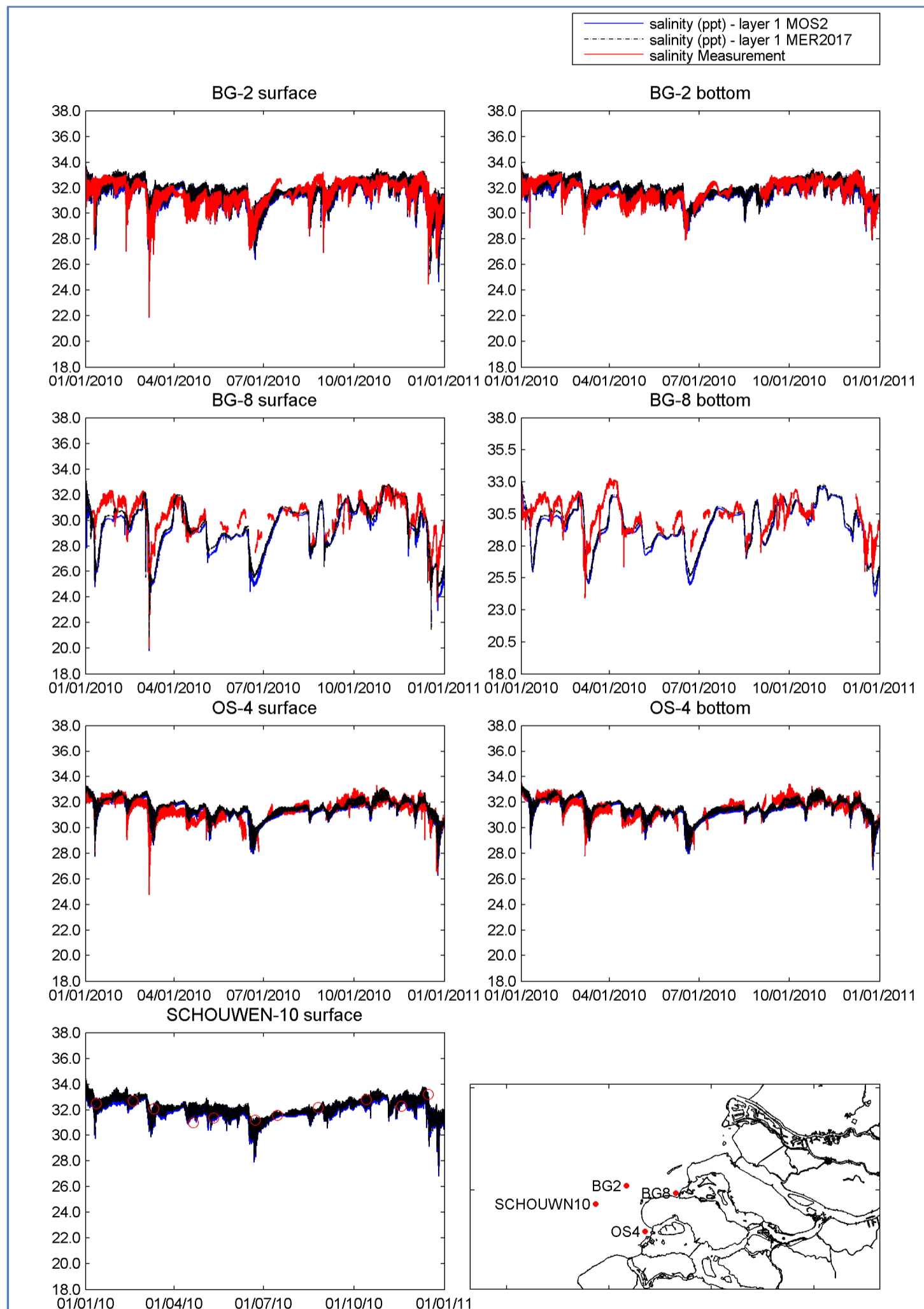


Figuur A.5 Gemeten en berekende, MOS² en huidige studie, saliniteit in de Nederlandse kustzone, Waddenzee, 2009

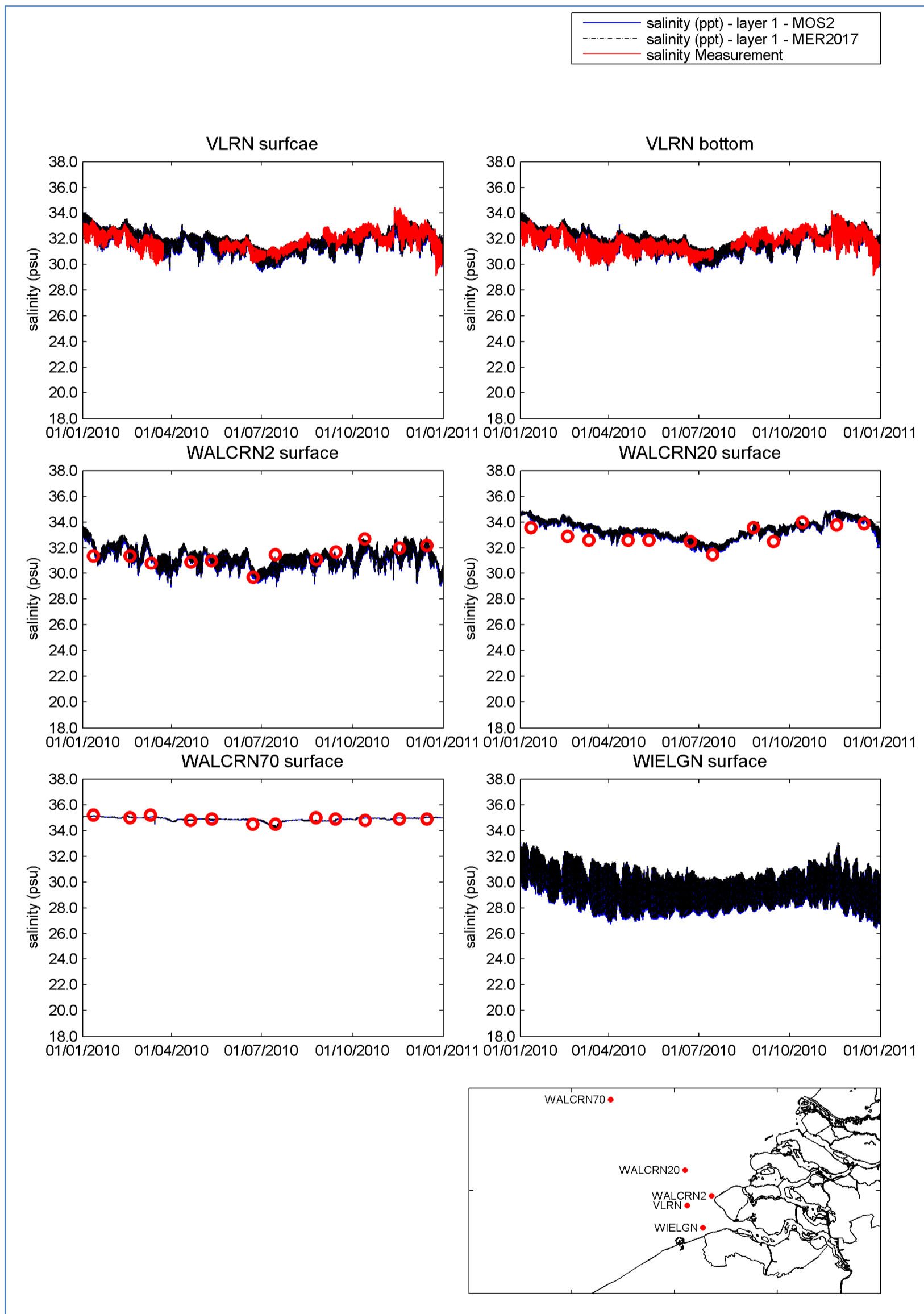


Figuur A.6 Gemeten en berekende, MOS² en huidige studie, saliniteit in de Nederlandse kustzone, Rottemerplaat, 2009

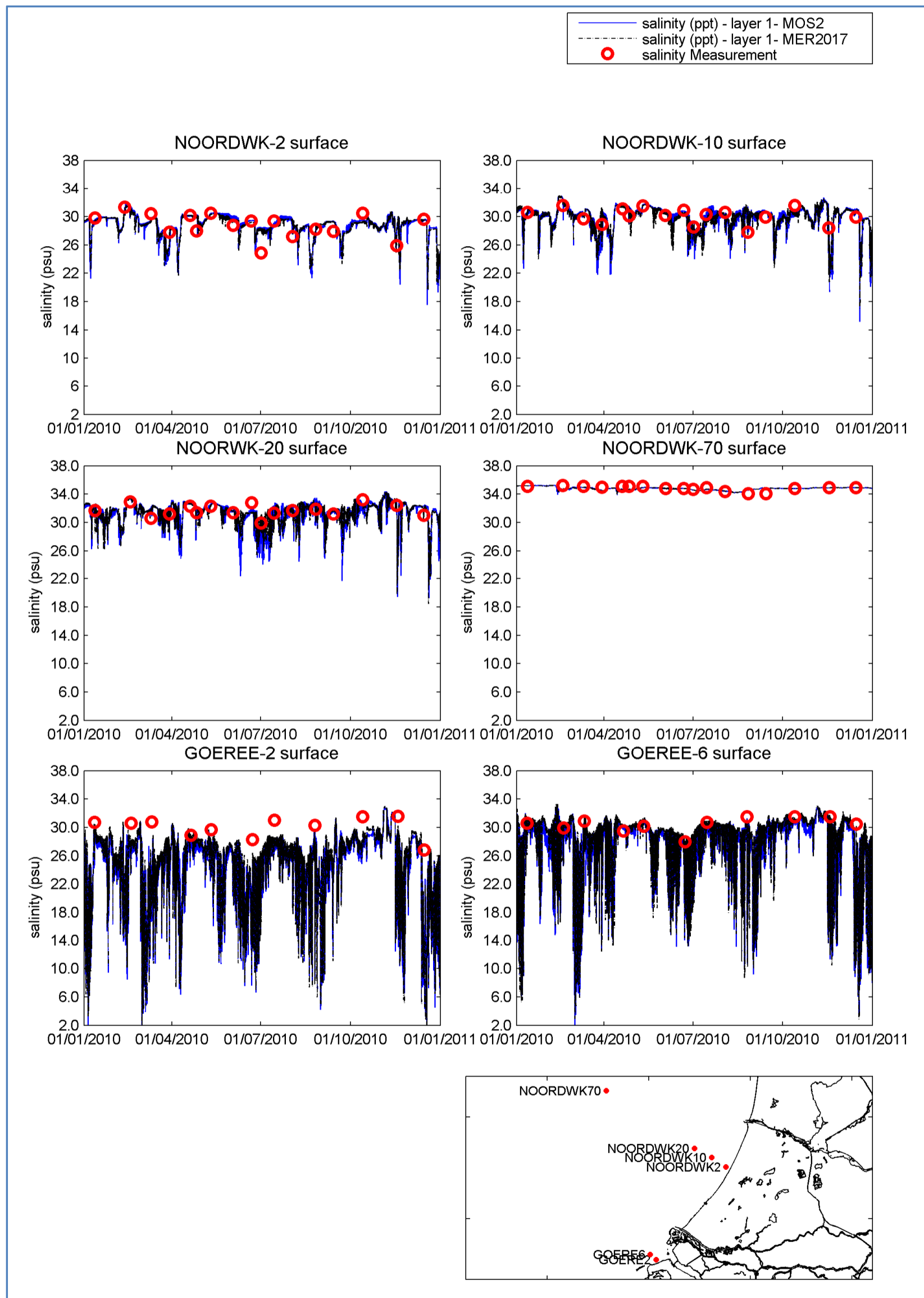
B Saliniteit Nederlandse Kustzone en Waddenzee 2010



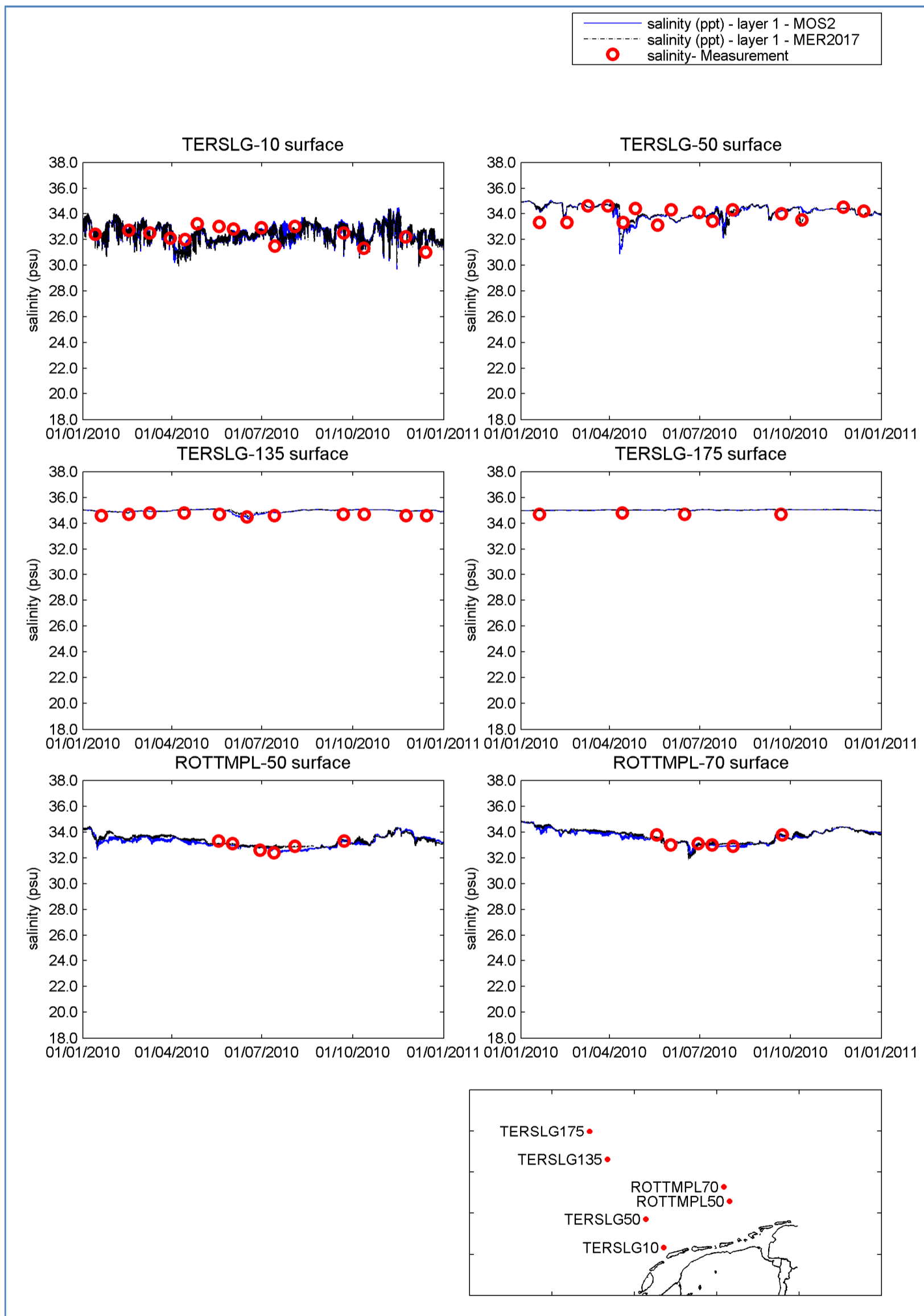
Figuur B.1 Gemeten en berekende, MOS² en huidige studie, saliniteit in de Nederlandse kustzone, Zeeuwse Wateren, 2010



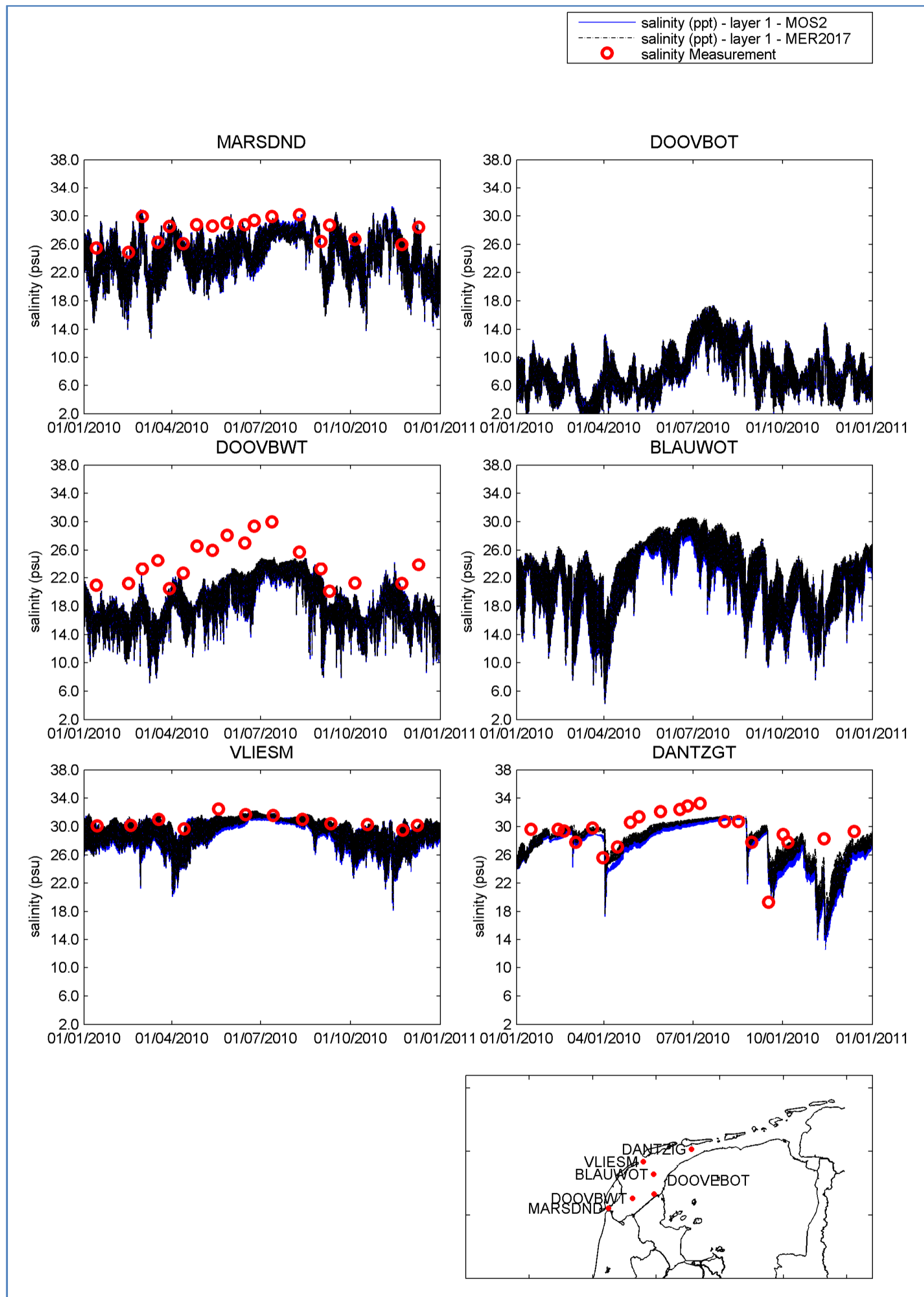
Figuur B.2 Gemeten en berekende, MOS² en huidige studie, saliniteit in de Nederlandse kustzone, Walcheren meetraai, 2010



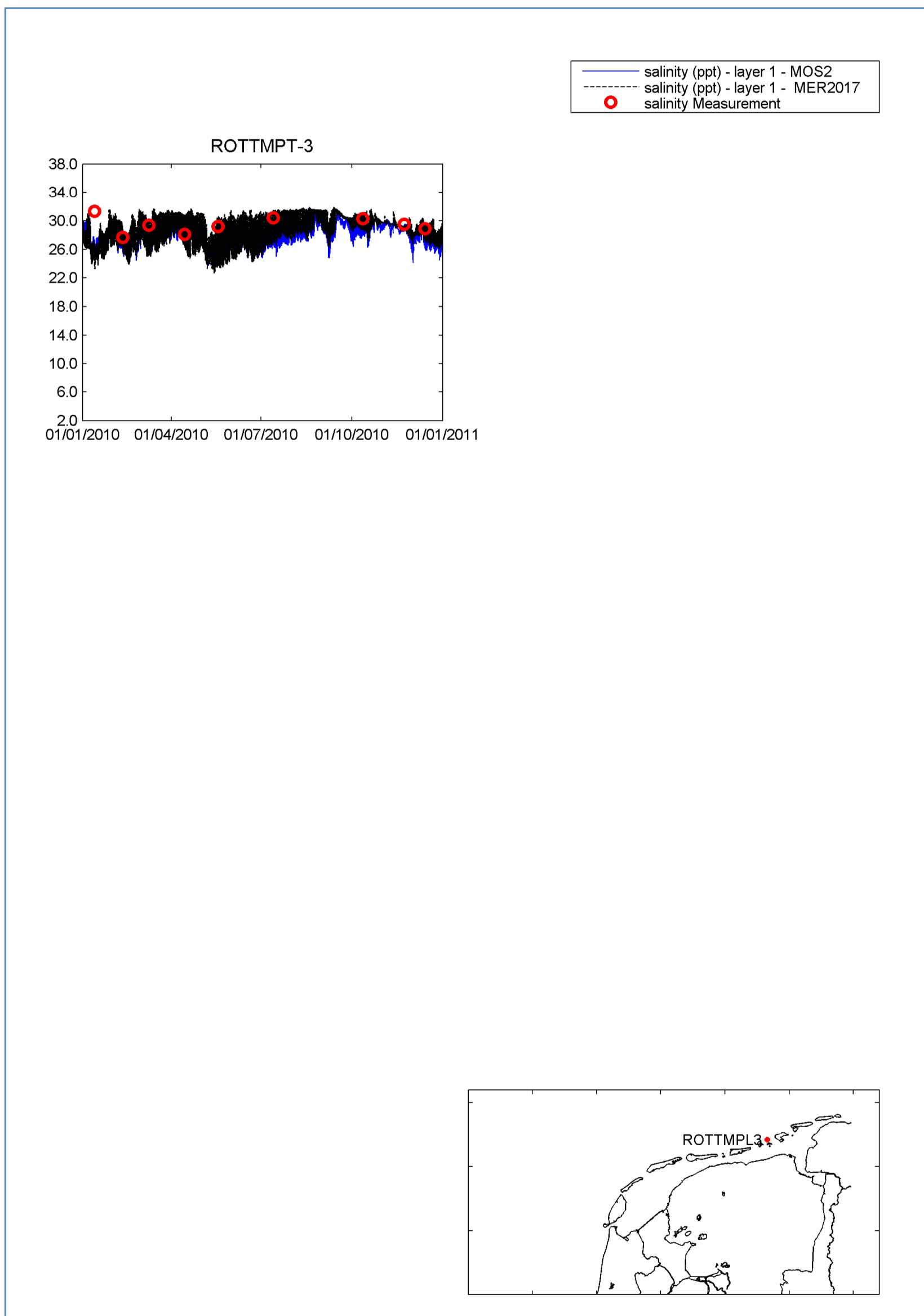
Figuur B.3 Gemeten en berekende, MOS² en huidige studie, saliniteit in de Nederlandse kustzone, Noordwijk meetraai, 2010



Figuur B.4 Gemeten en berekende, MOS² en huidige studie, saliniteit in de Nederlandse kustzone, Terschelling meetraai, 2010

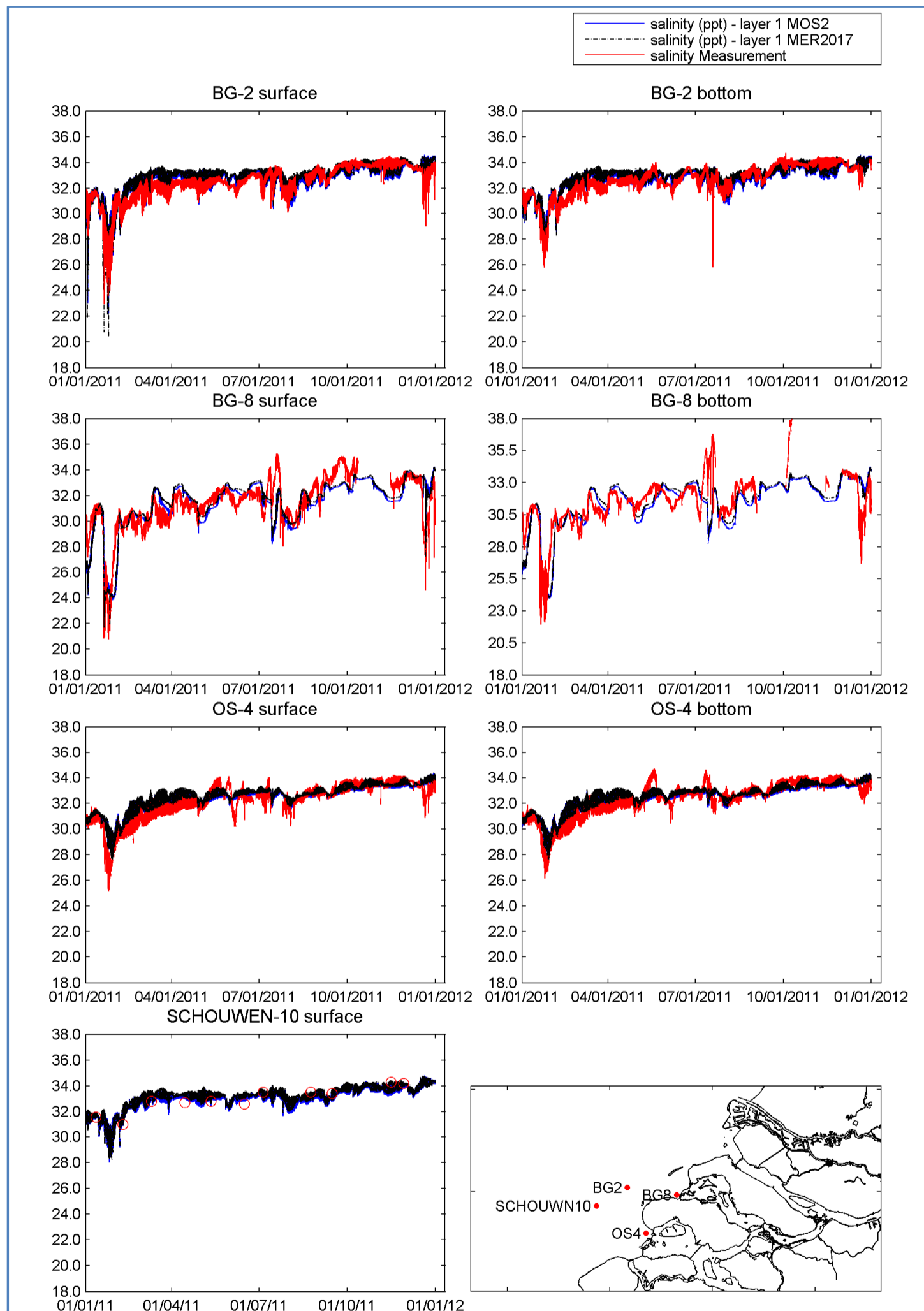


Figuur B.5 Gemeten en berekende, MOS² en huidige studie, saliniteit in de Nederlandse kustzone, Waddenzee, 2010

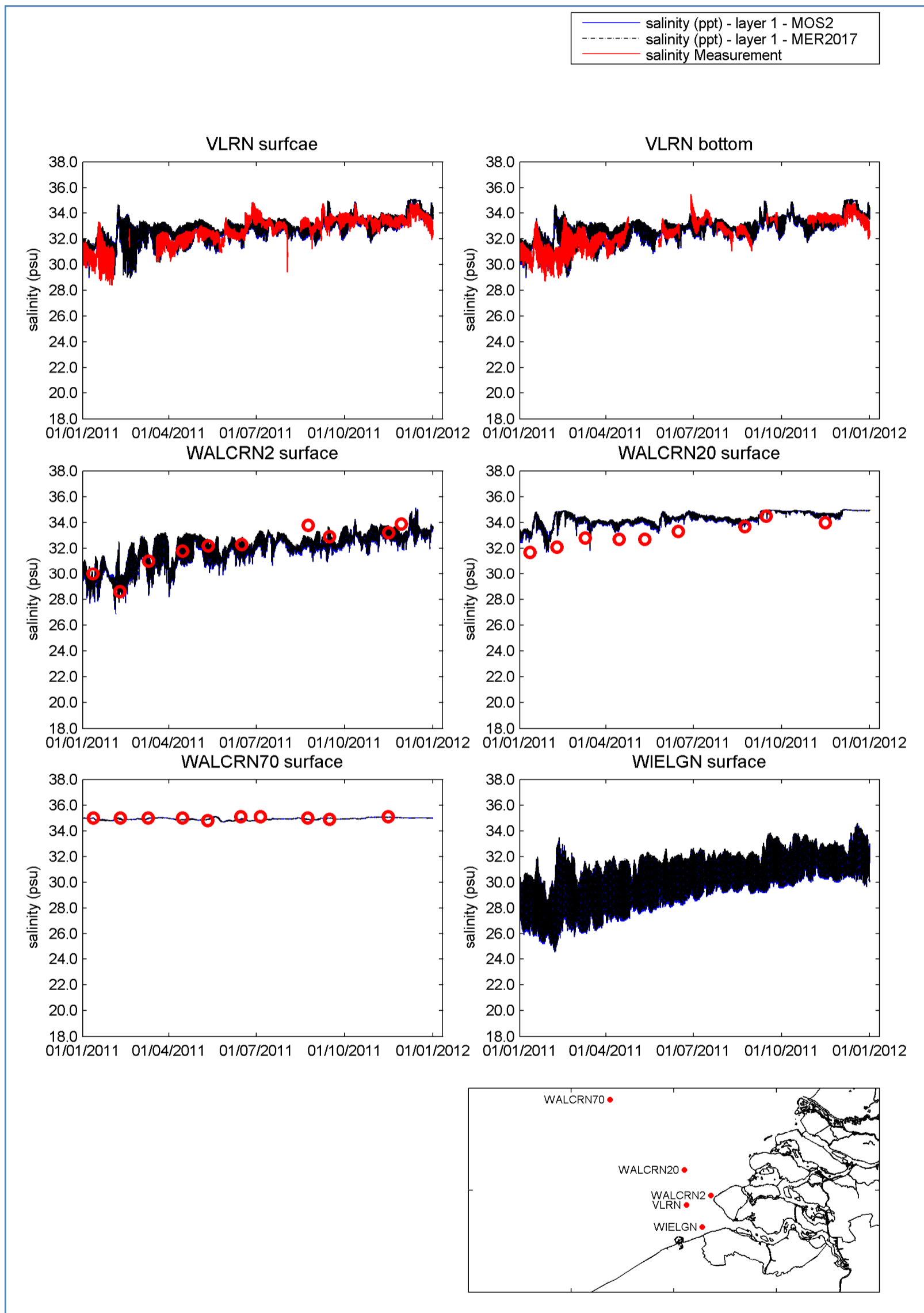


Figuur B.6 Gemeten en berekende, MOS² en huidige studie, saliniteit in de Nederlandse kustzone, Rottemerplaat, 2010

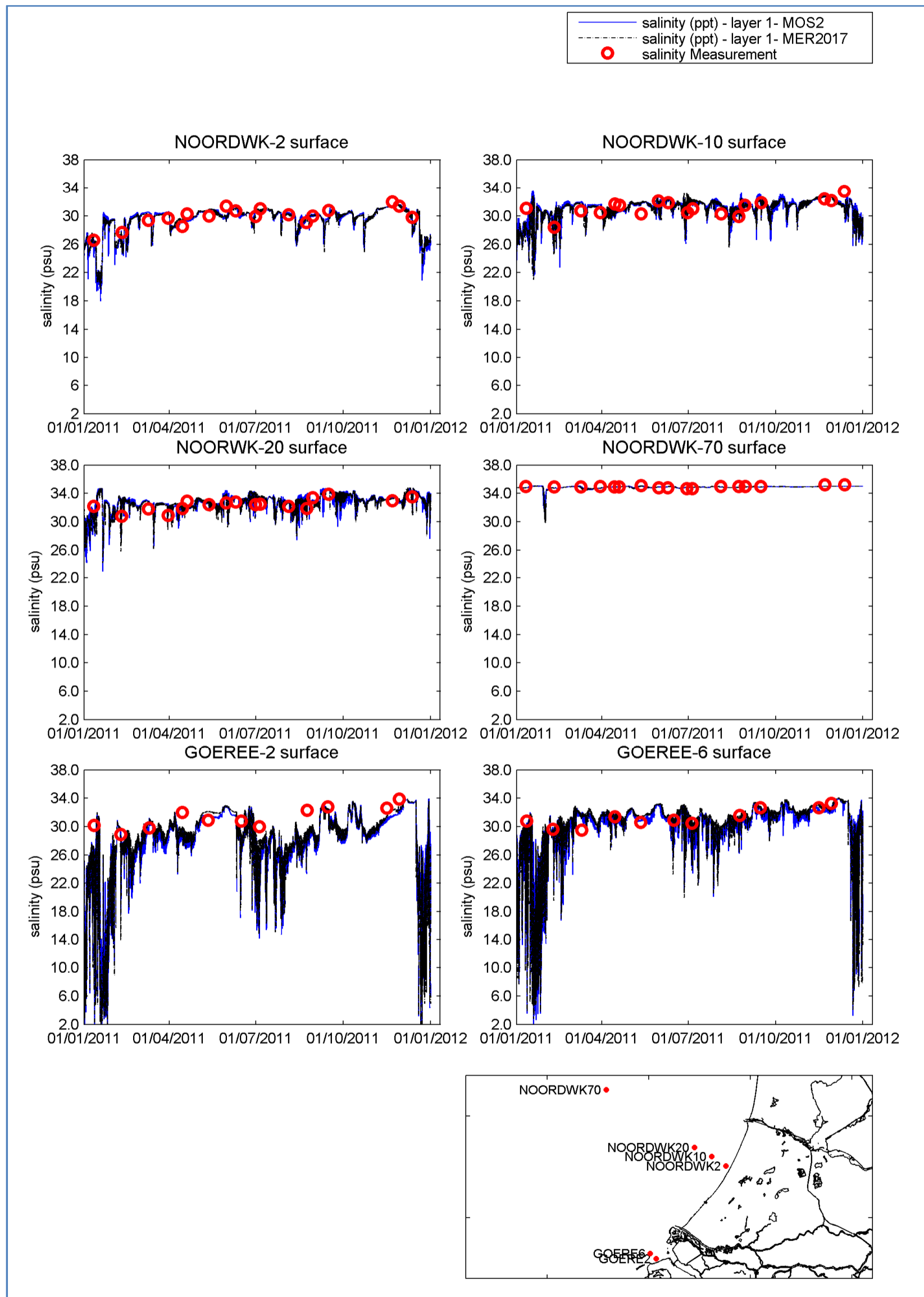
C Saliniteit Nederlandse Kustzone en Waddenzee 2011



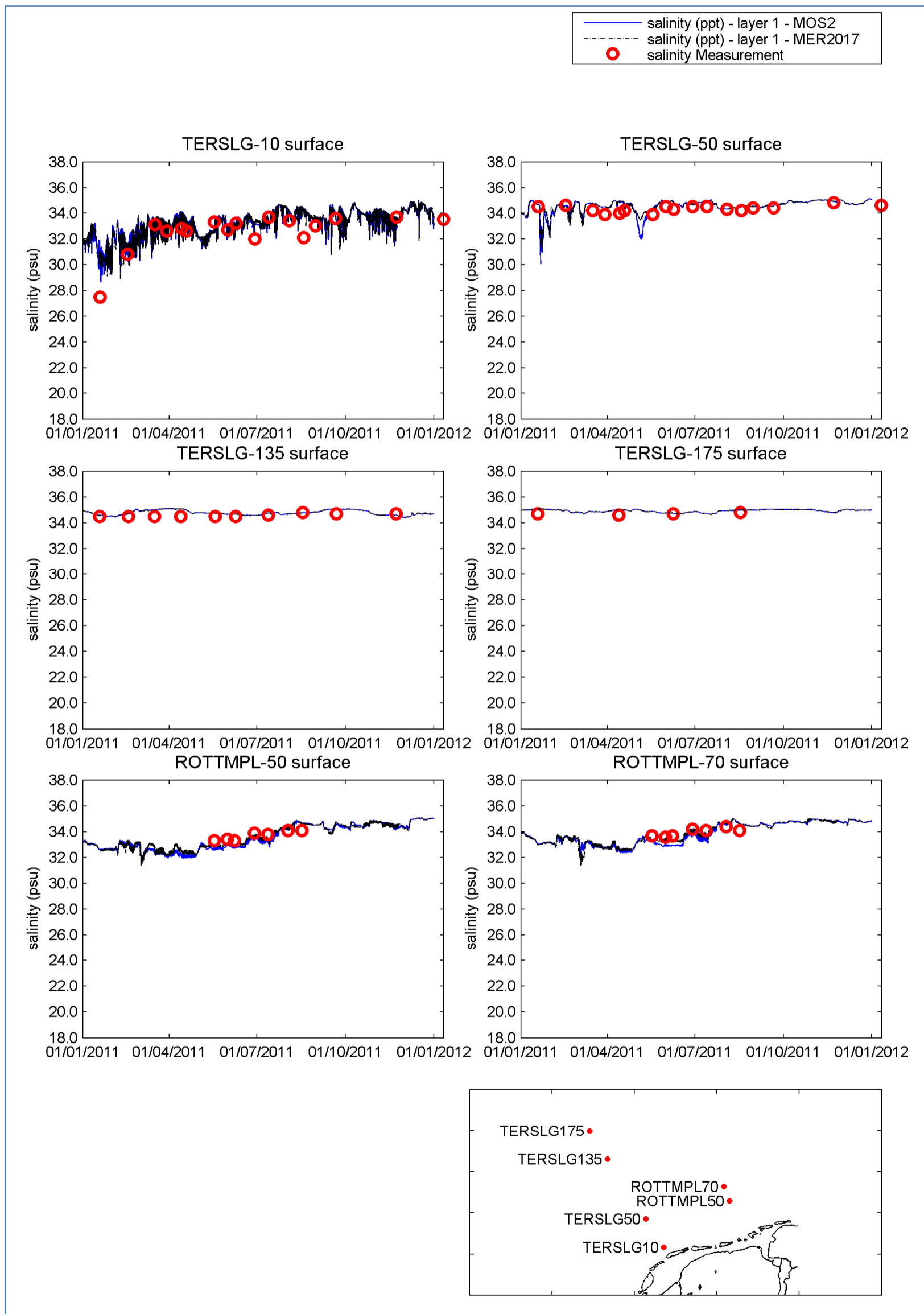
Figuur C.1 Gemeten en berekende, MOS² en huidige studie, saliniteit in de Nederlandse kustzone, Zeeuwse Wateren, 2011



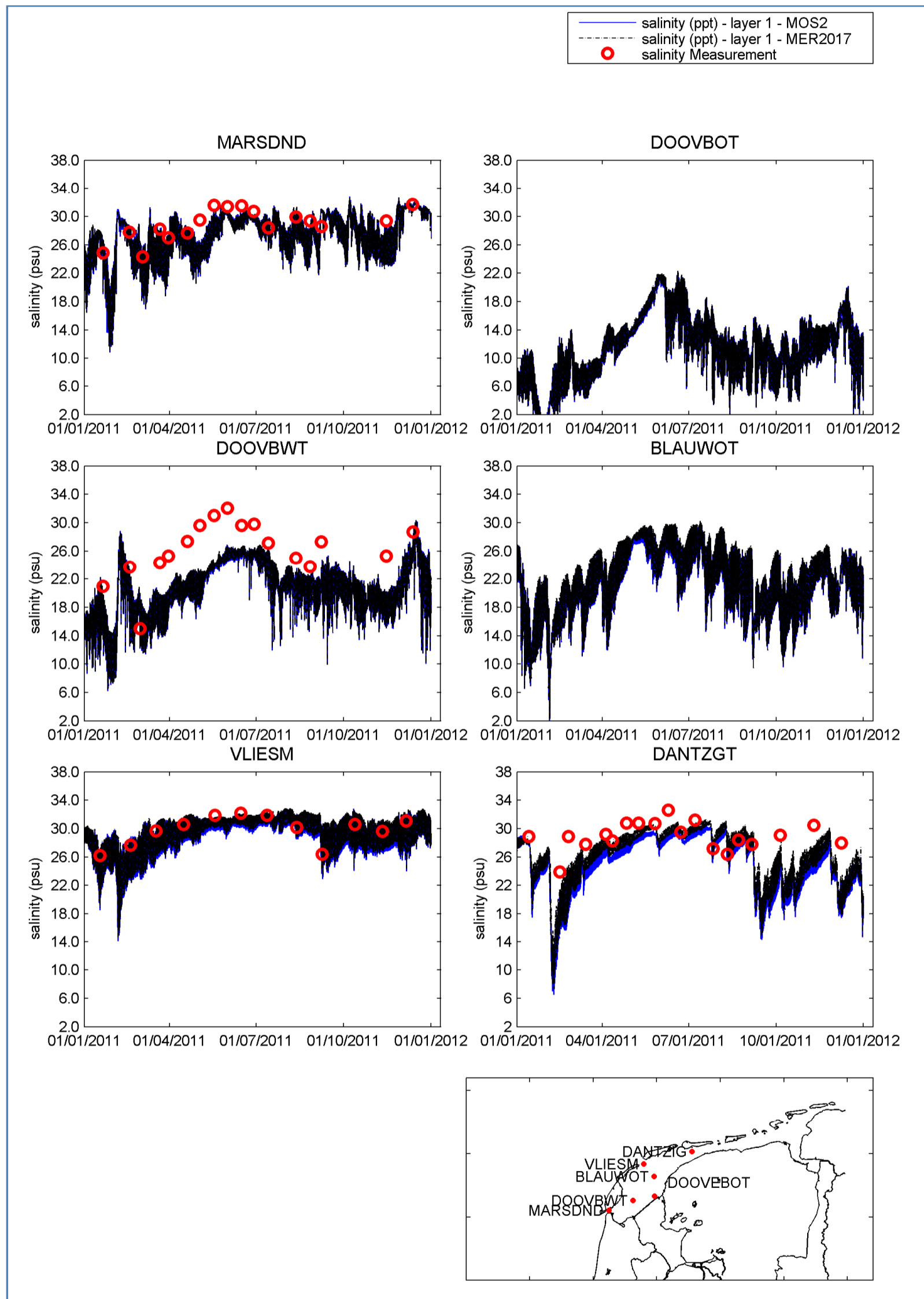
Figuur C.2 Gemeten en berekende, MOS² en huidige studie, saliniteit in de Nederlandse kustzone, Walcheren meetraai, 2011



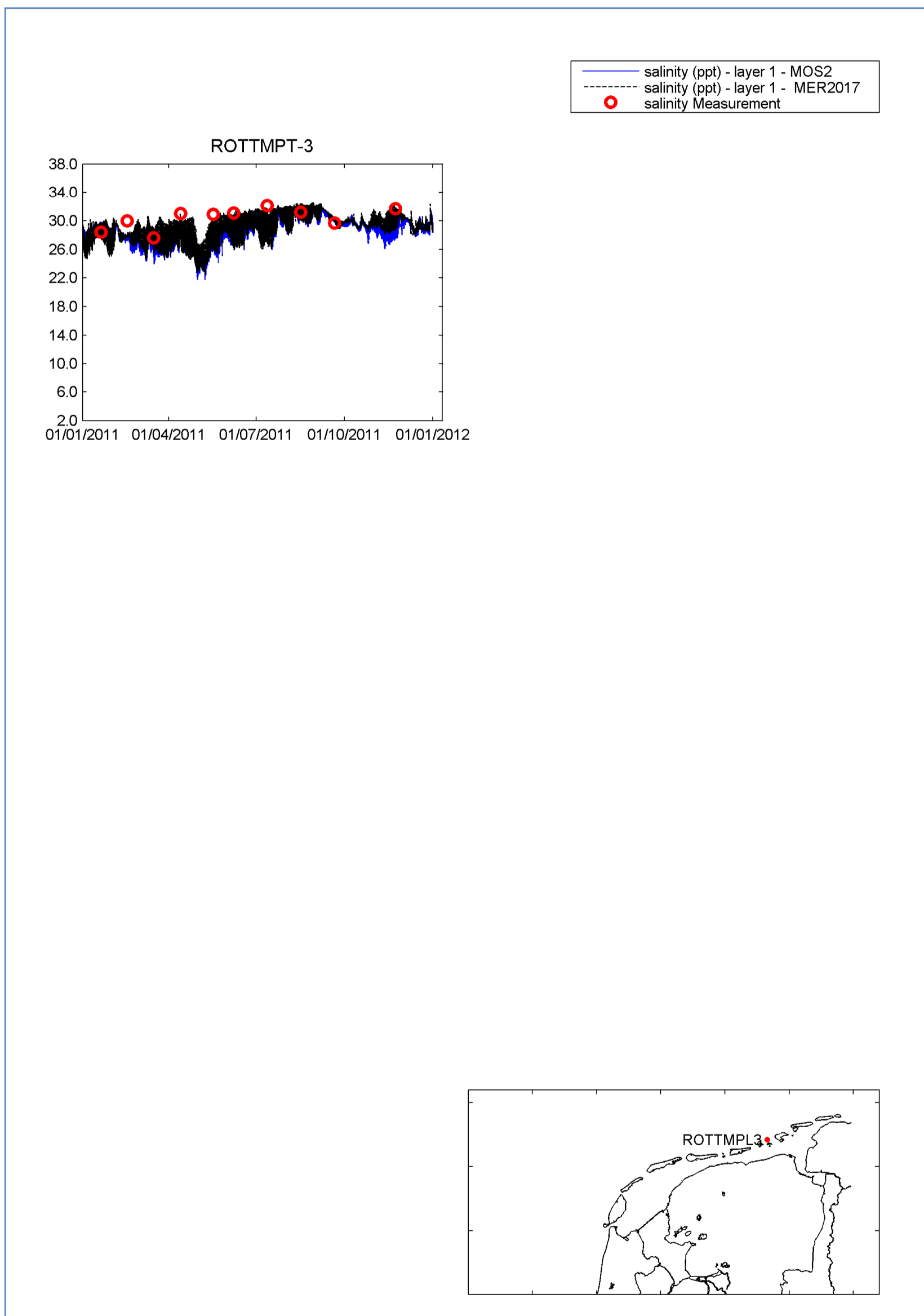
Figuur C.3 Gemeten en berekende, MOS² en huidige studie, saliniteit in de Nederlandse kustzone, Noordwijk meetraai, 2011



Figuur C.4 Gemeten en berekende, MOS² en huidige studie, saliniteit in de Nederlandse kustzone, Terschelling meetraai, 2010



Figuur C.5 Gemeten en berekende, MOS² en huidige studie, saliniteit in de Nederlandse kustzone, Waddenzee, 2011



Figuur C.6 Gemeten en berekende, MOS² en huidige studie, saliniteit in de Nederlandse kustzone, Rottemerplaat, 2011

D Onderzoek van de modelgevoeligheid voor parameters Ensis-DEB model

Om uit te maken of effecten op de biomassa van *Ensis*, zoals voorspeld in het model, een betrouwbare indicator voor milieueffecten opleveren zijn een aantal testen met een 1D model uitgevoerd. Daartoe moest worden onderzocht of de biomassa zoals berekend door het model kan worden geïnterpreteerd als betrouwbare voorspelling van biomassa in het veld. Niet alleen effecten op de biomassa, maar ook op de ruimtelijke verdeling hiervan kunnen een weerslag hebben op de draagkracht van het gebied voor zwarte zee-eenden. Gezien het belang hiervan in het vergunningentraject voor zandwinning is het van belang juist deze parameter goed in beeld te hebben. De analyse is gebaseerd op het jaar 2027, waarin de sterkste effecten waren waargenomen.

Er is een vereenvoudigde versie van het DEB model gebouwd in het R package *simecol*. Dit model heeft slechts één voedselbron, alleen formuleringen voor V1-morfen, en een vereenvoudigde formulering voor spawning, die onmiddellijk gebeurt nadat gameten zijn aangemaakt. De omgeving wordt gekarakteriseerd door een sinusoidale cyclus van temperatuur, een sinusoidale variatie van SPM (in tegenfase met temperatuur, en met een amplitude gelijk aan $\frac{1}{2}$ het gemiddelde) en een sinusoidale variatie van primaire productie (amplitude=90% van het gemiddelde), die twee maanden uit fase is met temperatuur. Voedsel wordt geproduceerd volgens deze inputfunctie, geconsumeerd door *Ensis*, en verder met 2% per dag afgebroken. Fig. 1 toont de jaarlijkse cycli van deze forceringen.

Er zijn twee parametersets gebruikt:

- De Delwaq *Ensis* parameterset, gebaseerd op het werk van Schellekens et al. (2012) voor de vorige MER
- Een parameterset gebaseerd op van der Veer et al. (2006), waarbij de maximale voedselopname zo is afgeregeld dat ongeveer dezelfde biomassa wordt verkregen als met de Delwaq parameters. Deze biomassa bestaat echter uit een groter aandeel metabolisch actief weefsel en minder reserve, als gevolg van andere parameters voor opbouw van reserve.

Uit de eerste kwalitatieve testen is gebleken dat de beide parametersets vooral verschillen in de snelheid waarmee het model naar evenwicht tendeert, en in het effect van de keuze voor de grootte van het individu in de V1morf. De volgende testen zijn uitgevoerd met het model:

1. Effect van beginconditie, productiviteit en parameterset op de snelheid waarmee evenwicht wordt bereikt
Bij drie verschillende niveau's van productiviteit (het gemiddelde van de sinus is veranderd, de amplitude is altijd gelijk aan $0.9 \cdot$ het gemiddelde), en bij drie verschillende beginbiomassa's is voor beide parametersets een simulatie uitgevoerd over 100 jaar. De individuele grootte is 5.7 cm^3 , zoals gebruikt voor de MER-ZW
2. Effect van de grootte van de V1morf op de snelheid waarmee evenwicht wordt bereikt. Voor beide parametersettings is bij gemiddelde productiviteit de grootte van het individu gevarieerd (1, 4, $7 \text{ cm}^3/\text{ind}$)
3. Direct effect van gesuspendeerd materiaal op de biomassa. Hierbij is de productiviteit van de algen gelijk gehouden, maar de gemiddelde concentratie van gesuspendeerd materiaal gevarieerd als 30, 100 en 300 g/m^3 .

4. Test van de relatie tussen productiviteit van het systeem aan de ene kant, en biomassa van de grazer en biomassa van het voedsel (bv. chlorofyl a) anderzijds: verwachten we een correlatie tussen productiviteit en chlorofyl in de aanwezigheid van grazers? Dit werd onderzocht voor productie die in de tijd constant is, en productie die in de tijd als een sinus varieert (het standaardmodel in de andere testen).

Figuur D.1 Forceringen gebruikt in het model voor de gevoeligheidsanalyse

D.1 Effecten van productiviteit en beginbiomassa

Zowel begincondities als productiviteit beïnvloeden de snelheid waarmee het model evenwicht bereikt (Fig. 2a,b,c). Voor een bepaalde parameterset heeft het model een effectieve maximale groeisnelheid (tussen jaren) van de biomassa. Die groeisnelheid is min of meer constant, waardoor de tijd nodig om evenwicht te bereiken toeneemt met de ratio tussen de beginbiomassa en de evenwichtsbioomassa. Als beide goed overeenkomen dan is vrijwel onmiddellijk het evenwicht ingesteld. Als er grote verschillen zijn van meerdere orden van grootte, is de benodigde tijd zeer lang, in de orde van tientallen jaren.

Voor toename van de biomassa vertraagt lage productiviteit de respons van het model. Bij de laagste productiviteit die werd getest was de 'afstand' die moest worden overbrugd tussen initiële condities en evenwicht het kleinst, maar de responstijd het grootst, tot de volle 100 jaar (Fig. 2a, laagste productiviteit, parameterset van der Veer). Voor afname lijkt de snelheid eerder toe te nemen bij lagere productiviteit. Als de dieren zich, in de limiet, helemaal niet voeden dan neemt hun biomassa af volgens fysiologisch ritme, binnen een jaar.

De parameterset in Delwaq leidde in bijna alle gevallen tot een tragere reactie van het model dan de parameterset van der Veer. Dit wordt vooral veroorzaakt doordat de flux naar energiereserve groter is in de Delwaq parameterset, zodat meer energie wordt opgeslagen en minder gebruikt voor groei.

De evenwichtsbioomassa is in deze simulaties ongeveer evenredig met de productiviteit. De simulaties met hoge ($f=3 \text{ gC/m}^3/\text{d}$) en gemiddelde ($f=0.3 \text{ gC/m}^3/\text{d}$) hebben een evenwichtsbioomassa die ook een factor 10 verschilt. Alleen bij de laagste productiviteit wordt de evenredigheid doorbroken. Er is immers een minimale drempel van productiviteit waaronder de populatie niet meer kan overleven. Bij het benaderen van die drempel wordt het model heel traag in zijn reactie, en is de evenwichtsbioomassa lager dan uit een zuiver proportionele verhouding kan worden verwacht. Onderzoek van het model bij meerdere niveau's van productiviteit heeft aangetoond dat de evenwichtsbioomassa bijna lineair varieert met productiviteit vanaf de minimale drempel (resultaten niet getoond).

D.2 Effect van de grootte van de V1 morf.

Met kleine individuen in een V1morf bereikt het model veel sneller evenwicht dan met grotere individuen (Fig. 3). Het effect is afhankelijk van de parameterset. Bij de parameterset van der Veer kunnen individuen van 7 cm^3 nog toenemen in biomassa, maar met de parameterset Delwaq is dat niet meer mogelijk. Beide zijn evenwel dicht bij de grens waar het model niet meer kan reageren. In de MER-Zandwinning is met grote individuen van Ensis gerekend (10 cm lengte = 5.7 cm^3 volume). Dit heeft waarschijnlijk bijgedragen aan de lange inspeeltijden. Waar een evenwicht wordt bereikt, volgen de kleine individuen de seizoenale cyclus in voedsel veel sterker dan de grote dieren, die meer gebufferd zijn door hun energiereserves. De gemiddelde evenwichtsbioomassa is niet zeer verschillend tussen individuen van verschillende grootte, behalve rond de grens van overleving, bij de allergrootste geteste dieren. Als deze, afhankelijk van de parameters, al kunnen overleven, dan is het bij een aanzienlijk gereduceerde biomassa.

D.3 Effect van gesuspendeerd materiaal

In een gekoppeld model zijn beide processen van belang, en is het moeilijk beide van elkaar te scheiden. Met het eenvoudige model kunnen beide effecten los van elkaar worden bestudeerd. Een indruk van het effect van productiviteit is gegeven in de simulaties van Fig. 2. Het ('zuivere') effect van slib op de groei wordt onderzocht in Fig. 4, voor twee verschillende niveau's van productiviteit. (linkerkolom: lage productiviteit $f=0.1 \text{ gC/m}^3/\text{d}$; rechterkolom: gemiddelde productiviteit $f=0.3 \text{ gC/m}^3/\text{d}$), en een dertigvoudige variatie in concentratie van slib in het water (gemiddelde TIM=10, 100 en 300 g/m^3).

Er is een sterke interactie tussen productiviteit en slibgehalte, hoewel de simulaties geen effect van slib op doorzicht en daarbij op primaire productie bevatten. Bij de hoogste van de twee productiviteiten (rechterkolom) is het effect van slib op de evenwichtsbiomassa gering: een vermindering van ongeveer 15 % voor deze dertigvoudige verhoging van het slibgehalte. Bij de lage productiviteit is het effect echter veel groter: ongeveer een factor 3-4 voor dezelfde verhoging van het slibgehalte. Als de dieren dicht bij de grens van productiviteit zijn waar ze nog net kunnen overleven en groeien, dan heeft ook een geringe vermindering van hun voedselopname een groot effect op hun netto groei.

D.4 Relaties tussen productiviteit, biomassa van de grazers en biomassa van het voedsel

In standaard lineaire modellen wordt meestal gevonden dat bij toenemende productiviteit aanvankelijk de biomassa van het voedsel stijgt, tot de grazers in het systeem kunnen komen, waarna de voedselconcentratie constant blijft en de biomassa van de grazers toeneemt met de productiviteit. Exact dit patroon werd gevonden in het huidige model, als alle forcing van het model (productiviteit, temperatuur, gesuspendeerd materiaal) constant wordt gehouden in de tijd (Figuur D.7). Hetzelfde patroon wordt echter niet teruggevonden als productie en/of graasintensiteit met het seizoen variëren (Figuur D.8). Bij de standaardforcing van het model met sinusfuncties, is er niet alleen een quasi-lineaire toename van de grazerbiomassa met de productiviteit, maar ook een bijna lineaire toename van de biomassa van het voedsel. Beide lineaire relaties tonen een verschuiving rond het punt waar de grazers voldoende voedsel hebben om in het systeem te komen: de grazerbiomassa neemt pas vanaf dit punt toe, en de relatie tussen productiviteit en biomassa van het voedsel verschuift hier. De reden voor de relatie tussen productiviteit en biomassa van voedsel is waarschijnlijk dat de grazers qua biomassa achterlopen op de fluctuerende hoeveelheid voedsel, waardoor er tijdelijke voedseloverschotten ontstaan die toenemen qua grootte met de productiviteit. Ook als de voedselproductie constant is in de tijd, maar door variatie in de temperatuur de graasintensiteit seizoenaal varieert, wordt een gelijkaardige relatie tussen productiviteit en voedselbiomassa gevonden (resultaten niet getoond).

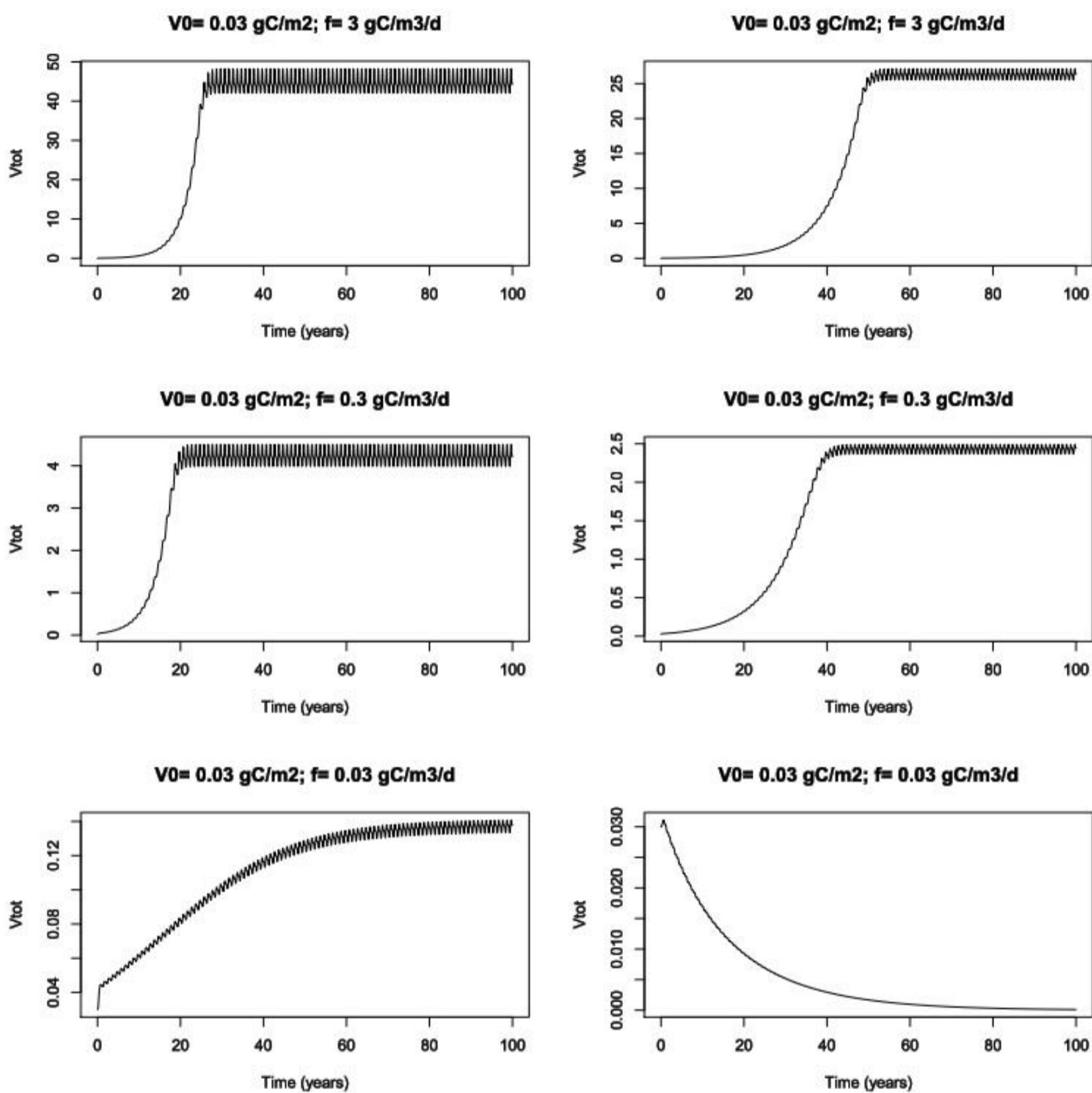
D.5 Implicaties voor de interpretatie van de Delwaq simulaties van de MER-ZW scenario's

De modellering van *Ensis* in de Delwaq simulaties is geïnitieerd met een benaderend biomassaveld, dat is gegenereerd door in het model een populatie van kleine (1 cm^3) mossels te laten groeien. Deze mossels groeien snel en hebben, omdat ze klein zijn, een geringe inspeeltijd (zie figuur D.5). Ze kunnen echter slechts goed ontwikkelen in gebieden met een hoge productiviteit, omdat de filtratiesnelheid van de mossel lager is dan die van *Ensis* in de Delwaq parameterisering. Er is dus te verwachten dat deze schatting van de initiële biomassa tamelijk dicht bij de reële biomassa van *Ensis* lag voor de gebieden met hoge productiviteit, maar te laag is in de marginale gebieden, waarin *Ensis* wel en de mossel niet kan overleven.

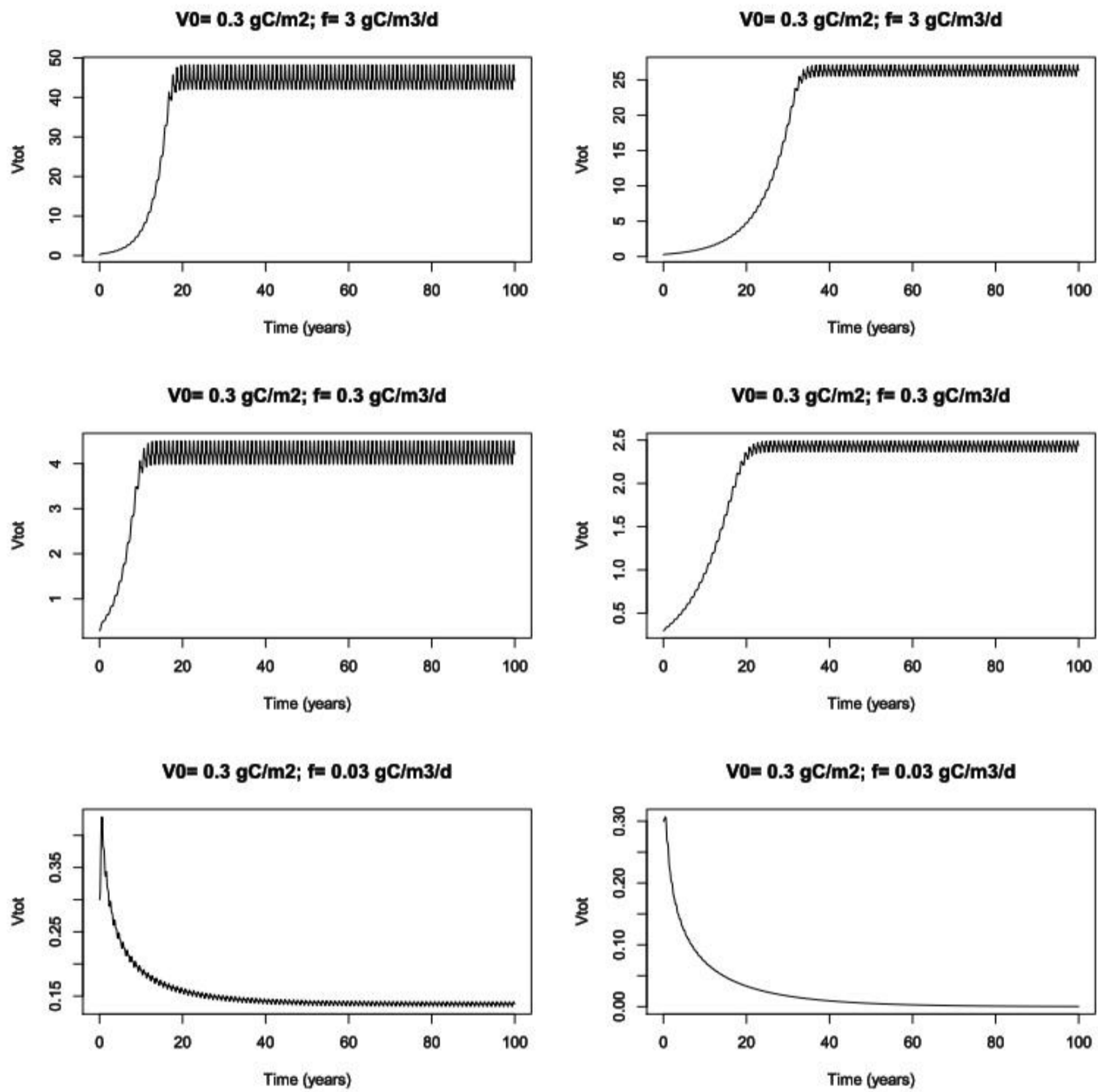
Op basis van de modelexploratie valt te verwachten dat in gebieden met lage productiviteit de inspeeltijd groot is, vooral als de initiële biomassa veel lager is dan de evenwichtsbiomassa. We verwachten dus dat de gesimuleerde biomassa van *Ensis* tamelijk dicht bij de evenwichtswaarde ligt in de kerngebieden, de echte schelpdierbanken, maar een onderschatting is in de marginale gebieden.

Het trage inspelen van biomassa's van schelpdieren op veranderende omstandigheden is geen modelartefact. Bij grote ecologische veranderingen in het verleden (bv. de vrij plotse vermindering in de toevoer van fosfor naar de Waddenzee – Phillippart et al., 2007) is opvallend dat de biomassa van de schelpdieren traag reageert, maar dat de recrutering van de populaties vaker faalt dan in andere periodes. In die zin geeft de DEB modellering, die eerder een vermindering van reserves dan een verhoogde mortaliteit van adulte populaties voorspelt, een betrouwbaar en fysiologisch goed onderbouwd beeld. Wel kan worden gesteld

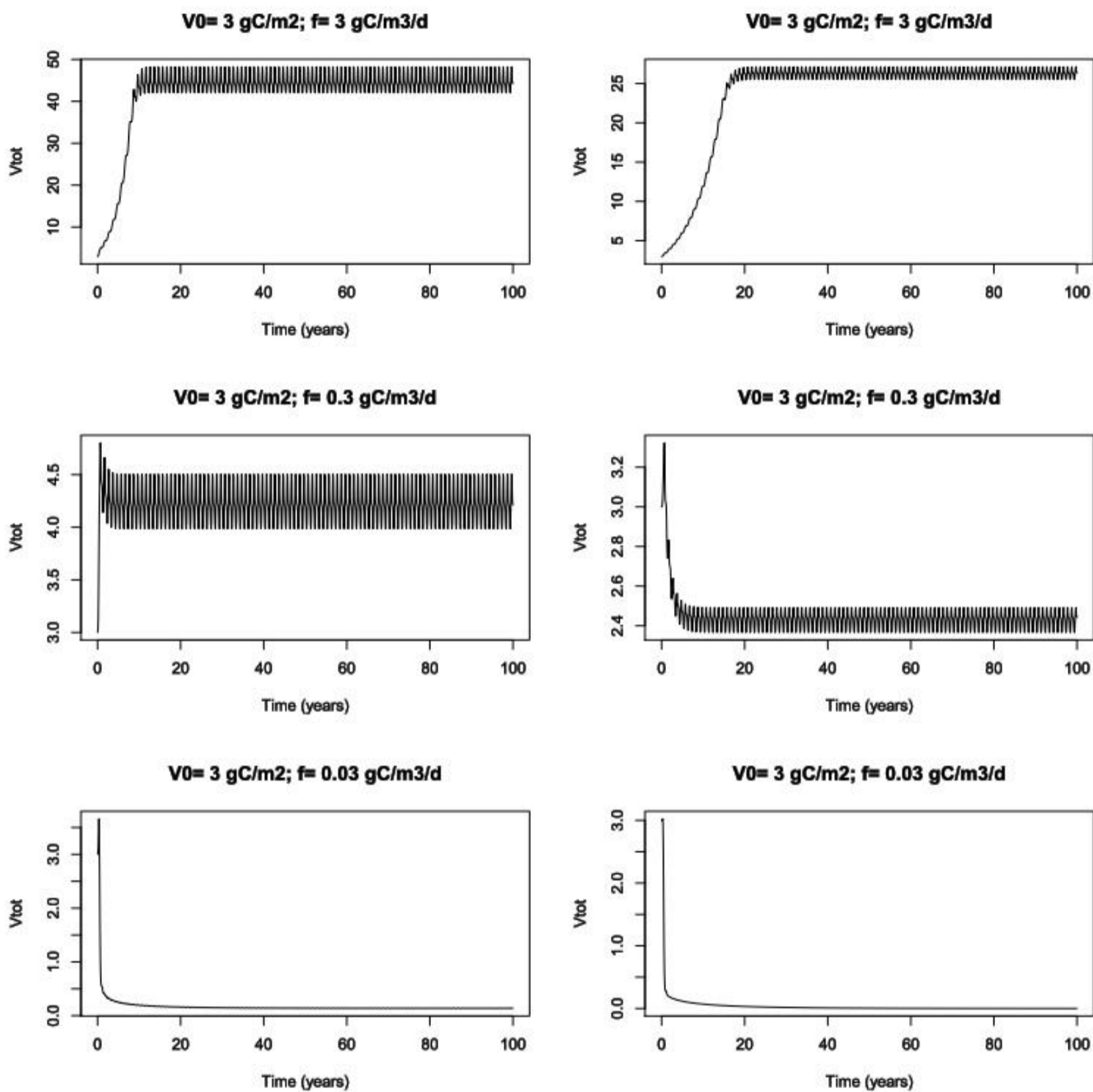
dat de modellering met een V1morf waarschijnlijk de veerkracht van de populatie, en de mogelijkheid om zich via recrutering aan de veranderende omstandigheden aan te passen, kan onderschatten.



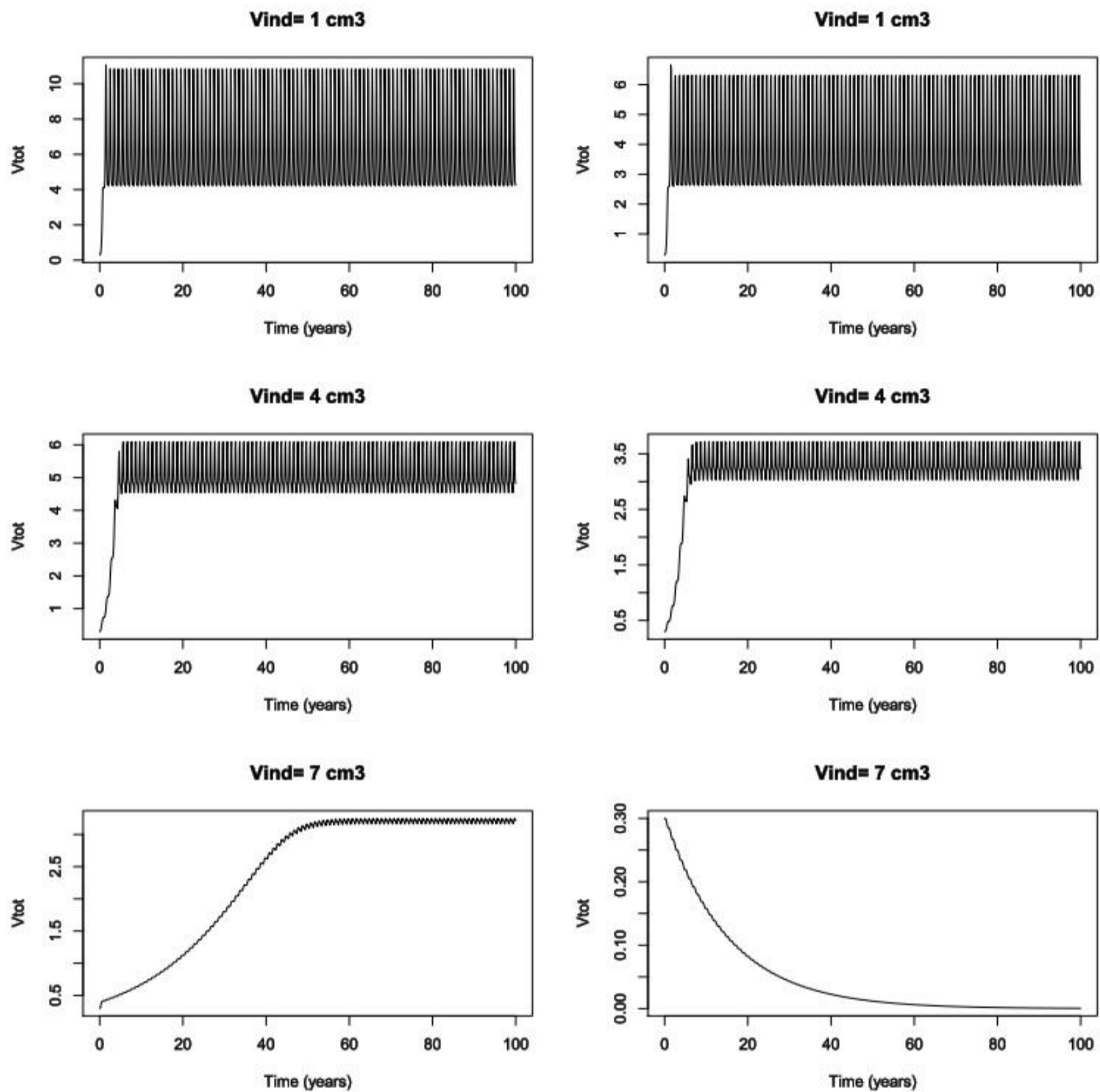
Figuur D.2 Simulatie van de biomassa (gC m^{-2}) van metabolisch actief weefsel (V_{tot}) voor een beginwaarde van V_{tot} gelijk aan $V_0 = 0.03 \text{ gC m}^{-2}$. De sterkte van de productieflex van voedsel (f) vermindert van de bovenste rij ($f = 3 \text{ gC/m}^3/\text{d}$) via de middelste ($f = 0.3 \text{ gC/m}^3/\text{d}$) naar de onderste $f = 0.03 \text{ gC/m}^3/\text{d}$). Linkerkolom: parameterset van der Veer. Rechterkolom: parameterset Delwaq.



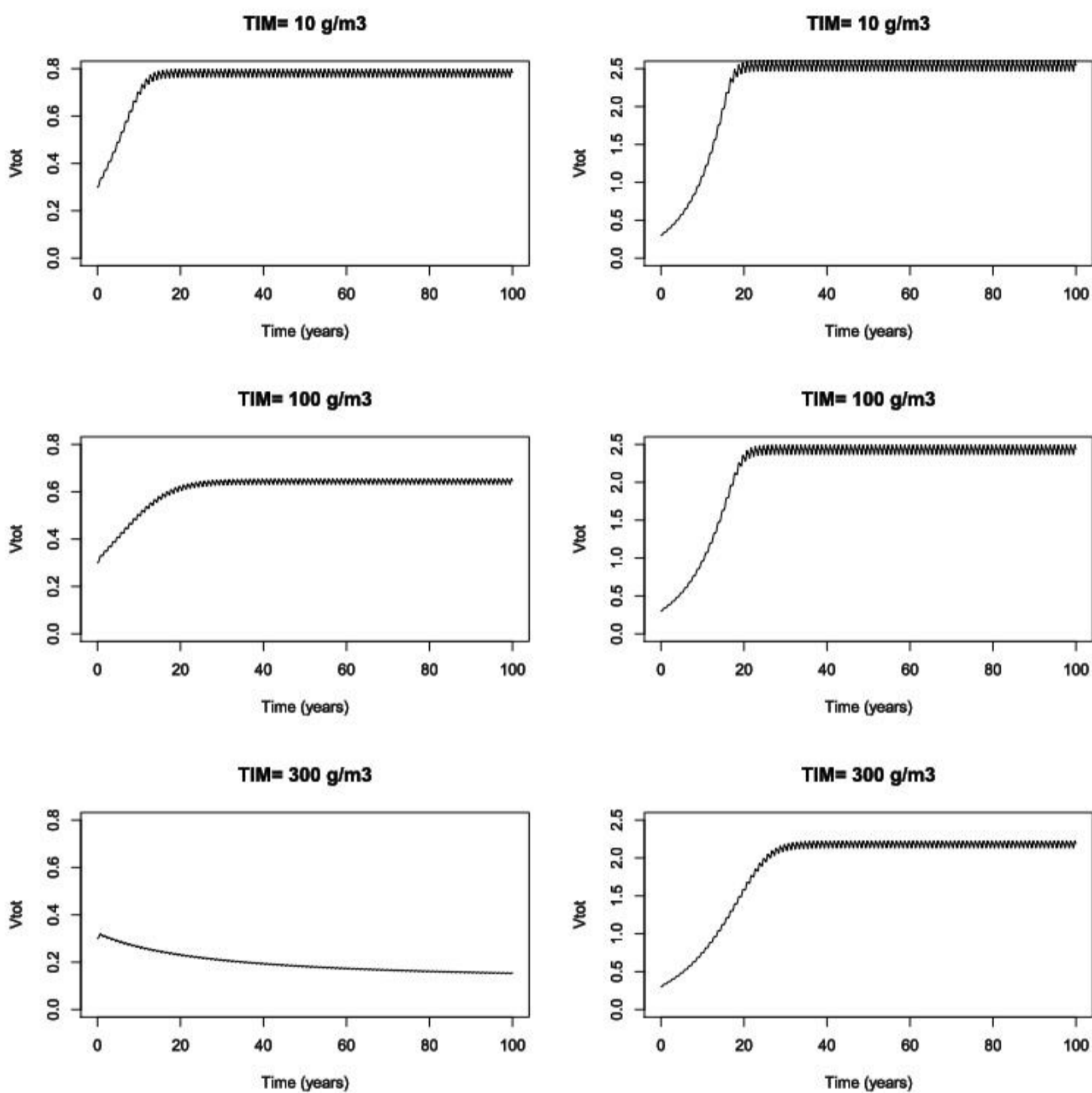
Figuur D.3 Als Fig D2, maar met beginbiomassa $V_0=0.3 \text{ gC/m}^2$



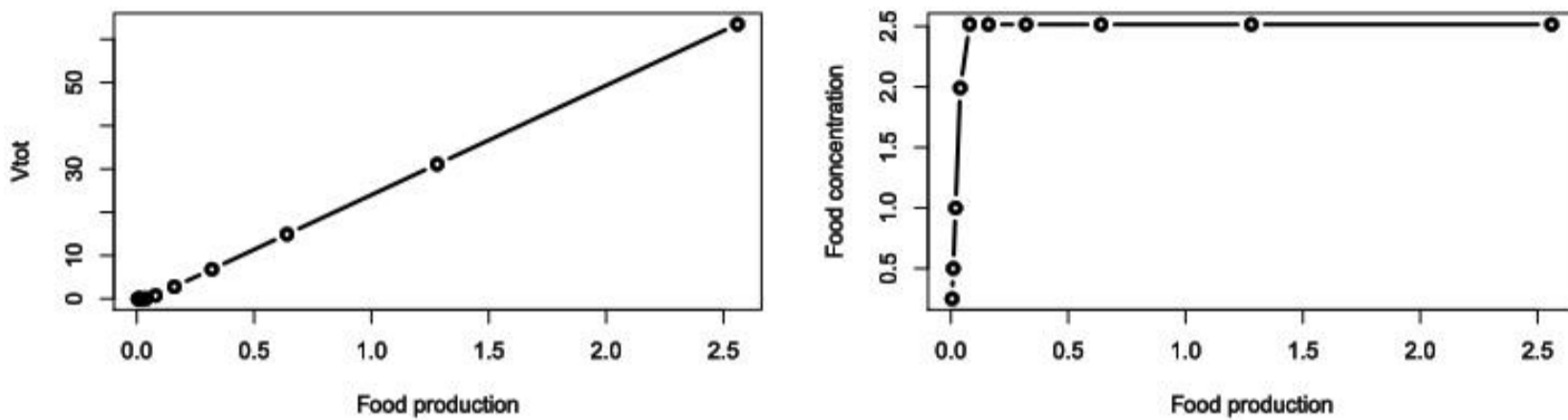
Figuur D.4 Als Fig. D2, maar met beginbiomassa $V_0=3 \text{ gC/m}^2$.



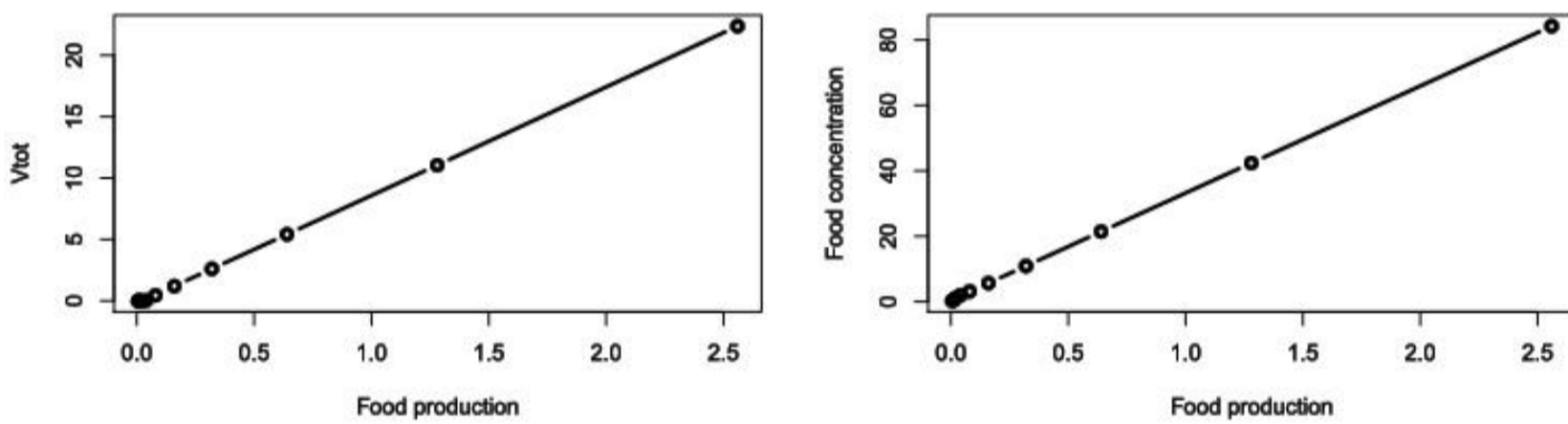
Figuur D.5 Effect van het variëren van het individuele volume van de V1 morf in de simulaties. De individuele grootte werd gevarieerd als 1, 4 en 7 $\text{cm}^3/\text{individu}$, bij een productiviteit $f=0.3 \text{ gC}/\text{m}^3/\text{d}$. Grote individuen bereiken hun evenwichtsbioomassa veel trager dan kleine individuen, en kunnen (afhankelijk van de gebruikte parameterset) bij deze relatief lage productiviteit niet altijd overleven. Links: parameterset van der Veer, recht: parameterset Delwaq.



Figuur D.6 Rechtstreeks effect van de concentratie gesuspendeerd materiaal op de groei van *Ensis* in het vereenvoudigde model. De productiviteit in de simulaties was laag voor de linkerkolom ($f=0.1 \text{ gC/m}^3/\text{d}$), en gemiddelde voor de rechterkolom ($f=0.3 \text{ gC/m}^3/\text{d}$), terwijl de gemiddelde concentratie TIM werd gevarieerd tussen 10, 100 en 300 g/m^3 . Alle simulaties zijn uitgevoerd met de Delwaq parameterset



Figuur D.7 Relatie tussen de productiviteit van het voedsel f ($\text{gC}/\text{m}^3/\text{d}$) en de biomassa van de grazers (links) en het voedsel (rechts) in een lineair model zonder seizoensaliteit in de forcering van productiviteit en temperatuur. Van zodra de grazers in het systeem kunnen komen neemt de biomassa van het voedsel niet meer toe met productiviteit, maar begint de biomassa van de grazers toe te nemen.



Figuur D.8 Relatie tussen productiviteit en biomassa van grazers (links) en voedsel (rechts), als in Fig. D7 maar voor een model met seizoensale forcering van productie en temperatuur. In dit geval neemt de biomassa van het voedsel ongeveer lineair toe met de productiviteit, al is er een verschuiving in de helling van zodra de grazers in het systeem komen