

Modellering van abiotiek voor en na afsluiting Zuiderzee: relevantie voor herstelkansen ondergedoken Groot zeegras



Modellering van abiotiek voor en na afsluiting Zuiderzee: relevantie voor herstelkansen ondergedoken Groot zeegras

Auteur(s)

Bob Smits
Luka Jaksic
Jasper Dijkstra
Julia Vroom

Partners

Oscar Franken
Katrin Rehlmeyer

Foto voorzijde: Ondergedoken Groot zeegras in Engeland (Isles of Scilly) (bron:
<https://zeegrapherstelwaddenzee.com/>)

Modellering van abiotiek voor en na afsluiting Zuiderzee: relevantie voor herstelkansen ondergedoken Groot zeegras

Opdrachtgever	Rijkswaterstaat Water, Verkeer en Leefomgeving
Contactpersoon	de heer J. de Vries
Referenties	WVH07 2023
Trefwoorden	Waddenzee, zeegras, afsluiting Zuiderzee, stroomsnelheden, saliniteit, troebelheid, lichtklimaat

Documentgegevens

Versie	2.0
Datum	06-02-2024
Projectnummer	11209267-006
Document ID	11209267-006-ZKS-0001
Pagina's	101
Classificatie	
Status	definitief

Auteur(s)

	Bob Smits	
	Luka Jaksic	
	Jasper Dijkstra	

Gebruik van deze tabel is voor de controle van de juiste uitvoering door Deltares van de opdracht. Ieder ander klantgebruik en externe verspreiding is niet toegestaan.

Doc. Versie	Auteur	Controle	Akkoord
2.0	Bob Smits	Luca van Duren	Toon Segeren
	Luka Jaksic		
	Jasper Dijkstra		
	Julia Vroom		

Samenvatting

In de jaren 1930 verdwenen grote delen van de Noord-Atlantische zeegraspopulaties door het uitbreken van de ‘wasting disease’. In de Nederlandse Waddenzee is het *ondergedoken Groot zeegras* (*Zostera marina*) om onduidelijke redenen nooit teruggekeerd. De belangrijkste hypothese in deze studie is dat het ondergedoken Groot zeegras in de Nederlandse Waddenzee zich niet heeft kunnen herstellen vanwege veranderingen in de abiotische omstandigheden volgend op de afsluiting van de Zuiderzee. In deze studie is met behulp van modelberekeningen onderzocht wat de abiotische condities in de westelijke Waddenzee waren vóór de afsluiting van de Zuiderzee en hoe deze veranderd zijn na afsluiting van de Zuiderzee.

Hier voor is een bestaand Waddenzeemodel eerst aangepast naar de situatie vóór de afsluiting van de Zuiderzee. Vervolgens zijn modelsenario's gedraaid die representatief zijn voor de situatie in 1927, 1933 en 2017 ('heden'). Daarmee kon zowel het directe effect van de Afsluitedijk - met name toename getijslag en veranderde stromingspatronen –, als de invloed van morfologische veranderingen op lange termijn worden bestudeerd.

De belangrijkste (voorlopige) conclusies zijn:

- De troebelheid van de westelijke Waddenzee is volgens onze modelresultaten in 2017 toegenomen ten opzichte van 1927, waardoor de lichtbeschikbaarheid is afgangen en de groei van zeegras wordt belemmerd.
- Stroomsnelheden nabij de bodem zijn na de afsluiting van de Zuiderzee toegenomen in de zeegaten en hoofdgeulen. Ook op de voormalige zeegraslocaties zijn de stroomsnelheden sterk toegenomen en waren daarmee belemmerend voor de groei van zeegras (en zijn dat mogelijk nog steeds). Het zeegras zelf speelde in 1927 een belangrijke rol door de stroomsnelheden te reduceren.
- De groei van ondergedoken Groot zeegras werd direct na de afsluiting tijdelijk belemmerd door (1) lokale erosie in de zeegrasvelden en (2) een tijdelijke verschuiving van het areaal van subtidaal naar intertidaal. Door de afsluiting werden de laagwaters lager, waardoor veel zeegrasvelden dagelijks droogvielen. Door de stijging van de laagwaters en de morfologische respons, kwamen veel voormalige zeegraslocaties vanaf 1950 weer in het subtidaal gebied te liggen. Deze morfologische condities lijken inmiddels weer geschikt voor ondergedoken Groot zeegras.
- De invloed van het zoutgehalte op het ondergedoken Groot zeegras is naar verwachting beperkt door de brede tolerantie van dit type zeegras voor zoutgehalte, al zou de gemodelleerde toename in tijdsvariabiliteit in zoutgehalte na de afsluiting van de Zuiderzee wel beperkend kunnen zijn voor zeegrasherstel. Dit komt mogelijk doordat er geen geleidelijke overgang van zoet naar zout water meer is in de Zuiderzee en een groot deel van het zoete rivierwater nu gespuid wordt ter hoogte van de Afsluitedijk. Doordat een groot deel van het zoete water gespuid wordt bij Den Oever lijken vooral de voormalige zeegraslocaties op het Balgzand en de Lutjeswaard zoeter te zijn geworden.

Op basis van de modelresultaten zijn kansenkaarten voor ondergedoken Groot zeegras gemaakt voor de situatie vóór de afsluiting en voor de huidige condities. Hierin lukt het om alle zeegrasvelden te reproduceren voor de historische condities, al lijkt de geschiktheid te worden overschat. Voor de huidige condities lijkt de geschiktheid voor zeegrasgroei in de gehele westelijke Waddenzee en in het bijzonder op de historische zeegraslocaties afgangen. Vooral de lichtbeschikbaarheid is daarbij limiterend, vanwege de toegenomen troebelheid.

Inhoud

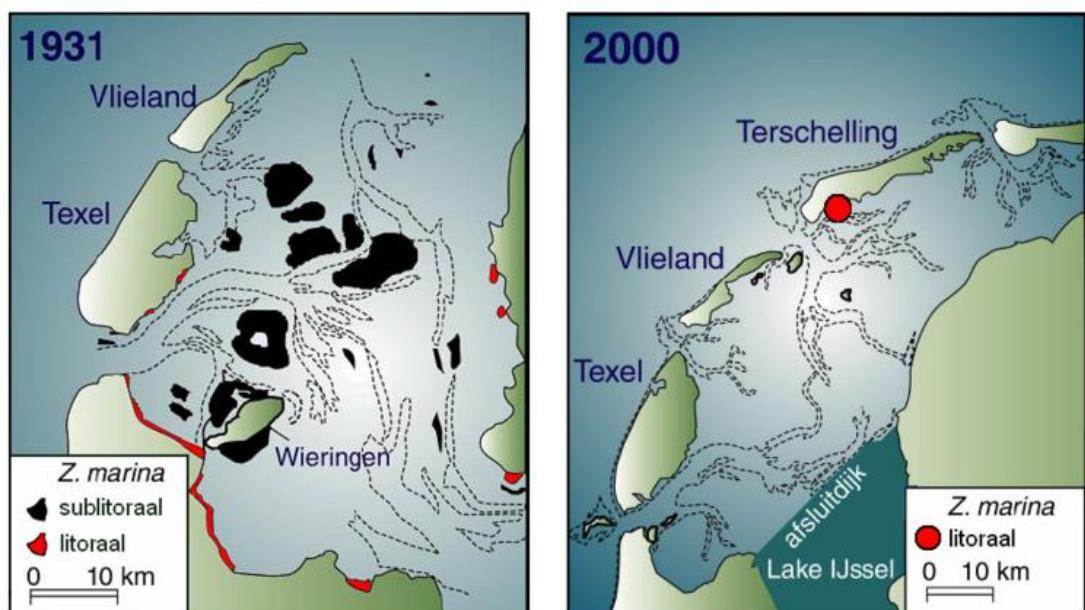
Samenvatting	4
1 Inleiding	7
1.1 Aanleiding en achtergrond	7
1.2 Doel	9
1.3 Aanpak	9
1.4 Leeswijzer	10
2 Literatuurstudie van de abiotische condities voor ondergedoken Groot zeegras in de Waddenzee	11
2.1 Ondergedoken Groot zeegras	11
2.1.1 Historie en soorten zeegras in de Waddenzee	11
2.1.2 Abiotische condities voor ondergedoken Groot zeegras	13
2.2 Gevolgen van de afsluiting van de Zuiderzee op abiotische condities	15
2.2.1 Verandering van de waterbeweging	15
2.2.2 Verandering van morfologie en bodemsamenstelling	19
2.2.3 Verandering van het zoutgehalte	21
2.2.4 Effect op troebelheid	23
2.3 Hypotheses	26
3 Methode	28
3.1 Dutch Wadden Sea Model	28
3.1.1 Bestaande modelopzet	28
3.1.2 Aanpassingen modelopzet	29
3.1.2.1 Model domein en -rooster	29
3.1.2.2 Zoetwaterafvoeren	30
3.1.2.3 Bodemligging	30
3.1.2.4 Bodemsamenstelling	30
3.1.2.5 Lichtuitdoving	32
3.1.2.6 Zeegrasvelden	32
3.1.3 Modelscenario's	32
3.2 Doorvertaling naar kansrijke gebieden voor herstel	34
3.2.1 Aanpak kansenkaart	34
3.2.2 Modellen om een kansenkaart te maken	35
4 Modelvalidatie	37
4.1 Validatie simulatie 2017	37
4.2 Validatie simulatie 1927	39
4.2.1 Waterbeweging	39
4.2.2 Morfologie en bodemsamenstelling	40
4.2.3 Zoutgehalte	41
4.2.4 Troebelheid	43
5 Resultaten: verandering in abiotische condities	44

5.1	Waterbeweging	44
5.2	Morfologie en bodemsamenstelling	49
5.3	Zoutgehalte	52
5.4	Vertroebeling	55
5.5	Lichtklimaat	57
5.6	Samenvatting bevindingen	58
6	Resultaten: doorvertaling zeegrasgroei	61
6.1	Historische randvoorwaarden zeegrasgroei	61
6.2	Was het zeegras zelf-faciliterend?	63
6.3	Hoe zijn de condities veranderd in de voormalige zeegraslocaties?	65
6.4	Gevoeligheid abiotiek voor stormcondities	66
7	Resultaten: kansrijke gebieden voor herstel	69
7.1	Input Habitat Suitability Index (HSI) curves	69
7.2	Kansenkaart op basis van HSI aanpak	70
8	Discussie	73
8.1	Inzichten effecten afsluiting Zuiderzee (algemeen)	73
8.2	Gevolgen voor ondergedoken Groot zeegras	74
8.3	Kansenkaart zeegrapherstel	75
9	Conclusie & aanbevelingen	78
9.1	Conclusie	78
9.2	Aanbevelingen	79
	Referenties	81
A	Modelopzet	85
A.1	Geïnterpoleerde historische bodemliggingen	85
A.2	Initiële slibverdeling & bimodaliteit	86
A.3	Zeegras karakteristieken	87
B	Aanvullende resultaten	88
B.1	Resultaten 1927 zonder zeegras	88
B.2	Resultaten stormscenario's	92
C	Kansenkaart	99
C.1	Logistische Regressie	99

1 Inleiding

1.1 Aanleiding en achtergrond

Tot de jaren dertig van de vorige eeuw (~1930) kwamen er in de westelijke Nederlandse Waddenzee grote velden ondergedoken Groot zeegras (*Zostera marina*) voor (Figuur 1-1). Deze velden zijn in korte tijd verdwenen. Zeegras vervult belangrijke fysische en ecologische functies voor het gehele ecosysteem. De bladeren zorgen voor weerstand en demping van stroming en golven. Daardoor kan zwevend stof beter bezinken, waardoor de troebelheid afneemt en lichtbeschikbaarheid op de bodem toeneemt. Ook heeft zeegras een stabiliserend effect op bodemsediment. Daarnaast heeft zeegras een belangrijke functie als kraamkamer, foargeergebied en schuilplaats voor diverse diersoorten. Zeegras kan dus een belangrijke bijdrage leveren aan de onderwaternatuur in de Waddenzee.



Figuur 1-1: Locaties van de historische en huidige zeegrasvelden (zwart=ondergedoken; rood=droogvallend) met geprojecteerde dieptecontouren van 1931 (links) en 2000 (rechts), afkomstig uit Wanink & Van der Graaf (2008). Het totale oppervlakte van de ondergedoken zeegrasvelden was 105 km².

In de jaren 1930 verdwenen grote delen van de Noord-Atlantische zeegraspopulaties door het uitbreken van de 'wasting disease' (*Labyrinthula zosterae*) (Giesen et al., 1990). Hoewel veel zeegraspopulaties zich in de daaropvolgende decennia ook herstelden, is het ondergedoken Groot zeegras nooit in de Nederlandse Waddenzee teruggekeerd. Het is onduidelijk waarom herstel uitbleef.

De centrale hypothese in deze studie is dat het ondergedoken Groot zeegras in de Nederlandse Waddenzee zich niet heeft kunnen herstellen vanwege veranderingen in de abiotische omstandigheden als gevolg van de afsluiting van de Zuiderzee. In de Nederlandse Waddenzee viel het verdwijnen van het ondergedoken Groot zeegras namelijk samen met de aanleg van de Afsluitdijk – wat resulteerde in een grotere getijdewerking, golfreflectie en mogelijk troebeler water. Mogelijk wordt daardoor in de oude ondergedoken zeegrasvelden niet meer voldaan aan de abiotische randvoorwaarden voor zeegrasgroei.

Naast de abiotische factoren die in deze studie worden onderzocht, zijn er ook andere factoren die het uitblijven van het herstel van ondergedoken zeegras in de Nederlandse Waddenzee zouden kunnen verklaren. Volgens Van Katwijk et al. (2002) zouden meerdere jaren met minder insraling van zonlicht en schelpdiervisserijactiviteiten een rol hebben gespeeld. Schelpdiervisserij leidt tot bodemberoering en eutrofiëring leidt tot sterke algengroei met verminderde lichtbeschikbaarheid in de waterkolom tot gevolg. Verder zou het toenemend gebruik van kunstmest tot verhoogde algengroei, troebeler water en minder lichtbeschikbaarheid geleid hebben. Ook een toenemend gebruik van bestrijdingsmiddelen in de landbouw zou ongunstig zijn voor het herstel van zeegras (Tyler-Walters et al., 2022; pers. comm. Peter Herman). Ook voor het drooggallende Groot zeegras wordt de afname sinds de jaren 1970 vaak toegeschreven aan een toenemende troebelheid, de schelpdiervisserij en eutrofiëring.

Inmiddels zijn de (abiotische) condities voor ondergedoken zeegrapherstel mogelijk verbeterd, al dan niet op andere locaties in de Nederlandse Waddenzee dan waar het zeegras historisch werd gevonden. Van Katwijk et al. (2002) noemt hier een aantal redenen voor. Ten eerste bestaat het vermoeden dat het water helderder is geworden tussen de jaren 1930 en de jaren 1980 ("Helder genoeg om zeegrasontwikkeling tot aan de laagwaterlijn mogelijk te kunnen maken." volgens Van Katwijk et al. (2002)). Verder is schelpdiervisserij in een gedeelte van de Waddenzee inmiddels verboden. De eutrofiëring is gestabiliseerd of zelfs iets afgangenomen (fosfaat- en stikstofbelastingen zijn verminderd). Tussen 1988 en 2003 is het areaal aan Groot zeegras weer toegenomen (Erfemeijer et al., 2005), maar dit betreft vooral drooggallend zeegras in de oostelijke Waddenzee (bij Hond-Paap). Uit recentere karteringen blijkt dat bruto 23 ha Groot zeegras (zowel de ondergedoken als drooggallende groeivorm) aanwezig is in de Waddenzee (Schutter et al., 2020). Ten noordoosten van Griend is in recente jaren een zeegrasveld ontwikkeld. Onder andere door jaarlijkse zaaiwerkzaamheden en interne zaadproductie is deze inmiddels uitgebreid tot 1250 ha (Versloot et al., 2023). De dichtheid van dit grotere veld is nog laag (<5 %), maar inmiddels is er >10 ha (zeer conservatieve schatting als gevolg van beperkingen meetmethode) met een bedekking >5 % (pers. comm. Katrin Rehlmeyer, oktober 2023).

Vanuit de doelstellingen van de Kaderrichtlijn Water en Natura2000 bestaat er een herstelopgave voor grootschalige zeegrasvelden in zowel het litorale als sublitorale gebied van de Waddenzee. Momenteel wordt in het programma Waddenmozaïek¹ van de Rijksuniversiteit Groningen (RUG) en het Nederlands Instituut voor Onderzoek der Zee (NIOZ) onderzocht wat de (a)biotische randvoorwaarden zijn om ondergedoken Groot zeegras te herintroduceren, en wordt op basis van literatuur en veldmetingen een kanssenkaart gemaakt. Deze kanssenkaart laat zien welke gebieden het meest kansrijk zijn voor het vestigen van ondergedoken Groot zeegras. Van Katwijk et al. (2002) hebben al een kanssenkaart gemaakt voor herstel van het drooggallende Groot zeegras. De Jong (2005) heeft een kanssenkaart gemaakt voor zeegras in de Waddenzee (zowel *Zostera noltii* als ondergedoken *Zostera marina*). Folmer (2019) heeft een kanssenkaart gemaakt voor en *Zostera noltii* en drooggallend *Zostera marina*.

Het proces-gebaseerde Deltares model voor de Waddenzee (Vroom et al. 2020) kan belangrijke inzichten verschaffen over de historische condities en de potentie voor herstel van zeegras. Het model is in staat om (a)biotische parameters (waterstanden, stroomsnelheden, saliniteit, slibconcentraties) te berekenen voor de gehele Waddenzee en in verschillende tijdsperiodes, waaronder de periode vóór de afsluiting van de Zuiderzee. Veranderingen in deze abiotische parameters in combinatie met uit literatuur bekende bandbreedtes van deze parameters waaronder zeegras kan voorkomen, kunnen daarmee een waardevolle bijdrage leveren aan het project Waddenmozaïek en zeegrapherstel.

¹ Bron: <https://www.waddenmozaiek.nl/zeegras/>

1.2

Doel

Het doel van dit project is het verkrijgen van inzicht in de abiotische condities in de Waddenzee voor afsluiting van de Zuiderzee, die geschikt waren voor het voorkomen van ondergedoken Groot zeegras. Deze historische kennis kan dan gebruikt worden om de kansrijke gebieden voor ondergedoken zeegrapherstel in de huidige westelijke Waddenzee in kaart te brengen. Door gebruik te maken van (historische) modelberekeningen, bieden we een waardevolle aanvulling op studies die een kansenkaart maken op basis van (huidige) veldmetingen en bestaande literatuur.

Daarnaast is in dit project onderzocht welke abiotische veranderingen mogelijk (niet) hebben bijgedragen aan het uitblijven van herstel van de ondergedoken zeegrasvelden, zoals veranderingen in waterbeweging, zoutgehalte en troebelheid en levert het project ook nieuwe kennis op over de abiotische condities in de westelijke Waddenzee voor afsluiting van de Zuiderzee.

1.3

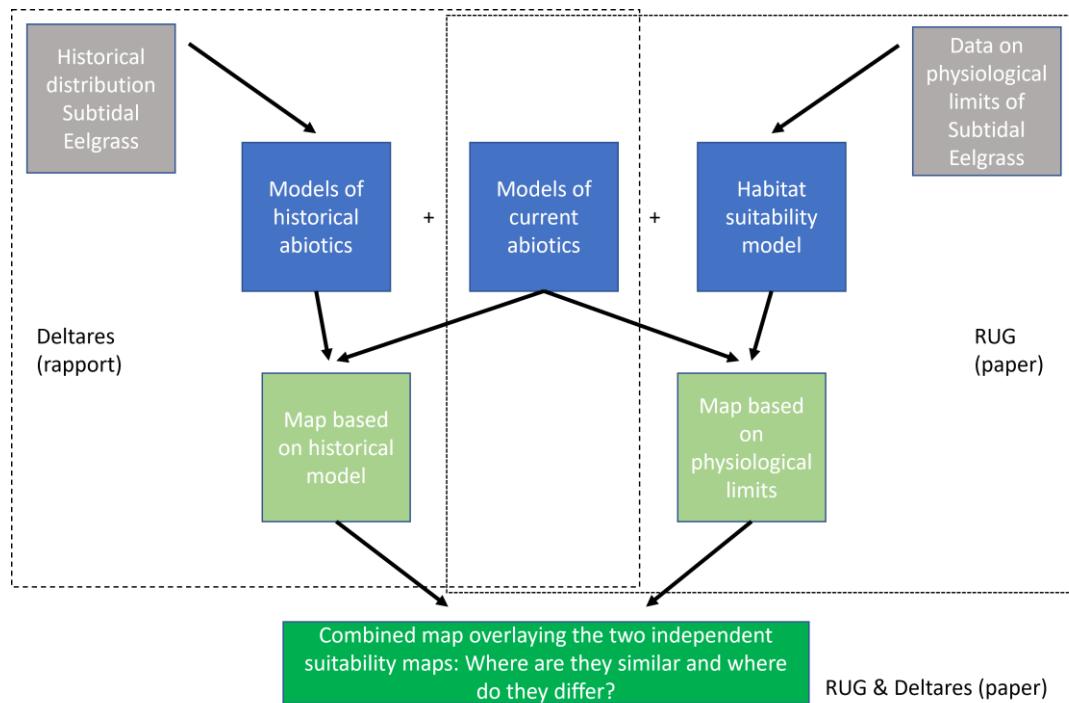
Aanpak

Op basis van literatuur en data-analyse wordt een overzicht gemaakt van de (abiotische) parameters die het voorkomen van ondergedoken Groot zeegras beïnvloeden en in welke range de parameters moeten liggen om een geschikte habitat voor ondergedoken Groot Zeegras te kunnen vormen. Hiermee worden kennishanden en hypotheses gedefinieerd.

Vervolgens wordt met behulp van een numeriek model (Dutch Wadden Sea Model in Delft3D-FM) de zeegrasgeschiktheid onderzocht vóór en na afsluiting van de Zuiderzee. Het model simuleert de waterbeweging, golven en het sedimenttransport in de Waddenzee, evenals de invloed van zeegras hierop. De modelstudie bestaat uit vier stappen:

1. het uitbreiden van de bestaande modelopzet naar de situatie van vóór de afsluiting van de Zuiderzee en deze valideren op basis van historische waterstandsdata;
2. het in kaart brengen van de abiotische condities op de plekken waar ondergedoken Groot zeegras rond 1927 voorkwam (zowel (westelijke) Nederlandse Waddenzee als Zuiderzee) en deze vergelijken met bekende waarden uit literatuur;
3. (a) onderzoeken hoe de condities in de westelijke Nederlandse Waddenzee veranderd zijn na de afsluiting van de Zuiderzee (direct na 1933 en tot nu), en (b) analyseren of vergelijkbare geschikte condities van voor afsluiting Zuiderzee nu in de (westelijke) Nederlandse Waddenzee voorkomen door middel van het opstellen van een kansenkaart voor ondergedoken Groot zeegras;
4. het modelleren van verschillende gevoelighedsscenario's om de betrouwbaarheid van onze resultaten te testen.

Door het modelleren van de historische abiotische condities in de zeegrasvelden in de Waddenzee en de ruimtelijke variatie daarin, kunnen meer systeem specifieke habitat geschiktheidswaarden vastgesteld worden. Dit is een waardevolle toevoeging aan de in Paragraaf 1.1 benoemde kansenkaarten die gebaseerd zijn op meer generieke habitatgeschiktheidswaarden uit de literatuur en lokale (niet-ruimtedekkende) metingen. De samenhang tussen de aanpak van dit project en het project Waddenmozaïek is schematisch samengevat in Figuur 1-2. Hoewel er sterke aanwijzingen zijn dat de afwezigheid van zeegras ook te wijten is aan de impact van nutriënten (eutrofiëring), is deze factor niet meegenomen in deze studie omdat deze gericht is op veranderingen in abiotiek in relatie tot de sluiting van de Zuiderzee. Bovendien is het voldoende nauwkeurig bepalen van de effecten van nutriënten op zeegras te complex gegeven de omvang van dit project.



Figuur 1-2: Schematische weergave van de samenhang tussen de aanpak van dit project en het project Waddenmozaïek bij de RijksUniversiteit Groningen (RUG).

1.4 Leeswijzer

Na deze inleiding gaat dit rapport verder met een beschrijving van relevante informatie uit literatuur in hoofdstuk 2. Dit is uitgesplitst in gevlogen van de afsluiting van de Zuiderzee op hydrodynamica, sediment en morfologie enerzijds, en eerder werk op het gebied van zeegrasherstel in de Waddenzee anderzijds. In hoofdstuk 3 wordt de methode beschreven, waarbij de bestaande modelopzet kort wordt samengevat, benodigde aanpassingen voor het doel van dit project worden beschreven en de modelsenario's uiteen worden gezet. Een beknopte modelvalidatie wordt beschreven in hoofdstuk 4, waarbij de modelresultaten worden vergeleken met beschikbare data (kwantitatief) en systeemkennis (kwalitatief). In hoofdstuk 5 worden de abiotische condities voor zeegras beschreven aan de hand van de modelresultaten. Hierbij worden de condities voor en na afsluiting van de Zuiderzee beschreven en ook de huidige condities met oog op herstelmogelijkheden. In hoofdstuk 6 wordt verder ingezoomd op de implicaties van de modelresultaten voor zeegrasgroei. Hiervoor wordt een statistische analyse gemaakt van de abiotische condities in de (voormalige) zeegrasvelden. In hoofdstuk 7 wordt doorvertaling gemaakt van de modelresultaten naar een kansenkaart voor zeegrasherstel. Hoofdstuk 8 bevat een discussie van de resultaten, zowel van de veranderingen in abiotische condities door afsluiting van de Zuiderzee, als de gevolgen voor ondergedoken Groot zeegras en de kansenkaart voor zeegrasherstel. Tenslotte worden de conclusies en aanbevelingen op basis van deze studie beschreven in hoofdstuk 9.

2 Literatuurstudie van de abiotische condities voor ondergedoken Groot zeegras in de Waddenzee

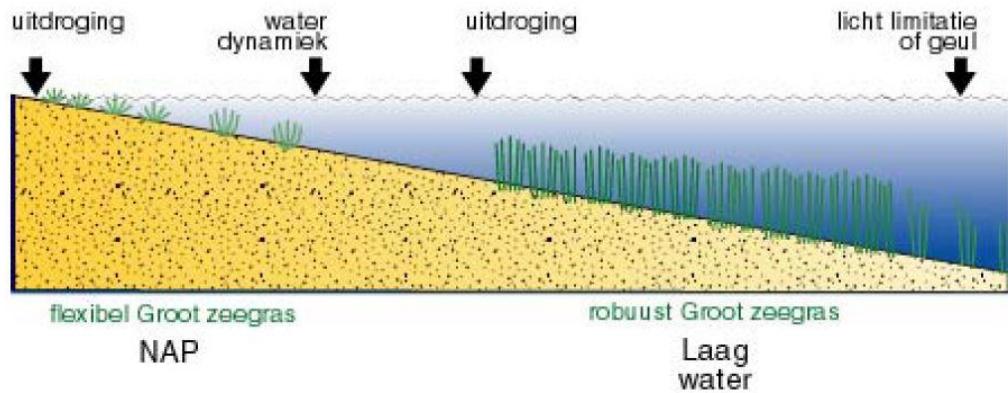
In dit hoofdstuk wordt eerst de historie van zeegras in de Waddenzee beschreven en onder welke condities, die uit literatuur bekend zijn, ondergedoken Groot Zeegras aanwezig kan zijn. Vervolgens wordt beschreven wat de gevolgen van de afsluiting van de Zuiderzee op de abiotische condities zijn geweest, voor zover dat uit literatuur bekend is. Ter afsluiting van dit hoofdstuk worden in paragraaf 2.3 hypotheses gepresenteerd over het verdwijnen en gebrek aan herstel van ondergedoken Groot zeegras.

2.1 Ondergedoken Groot zeegras

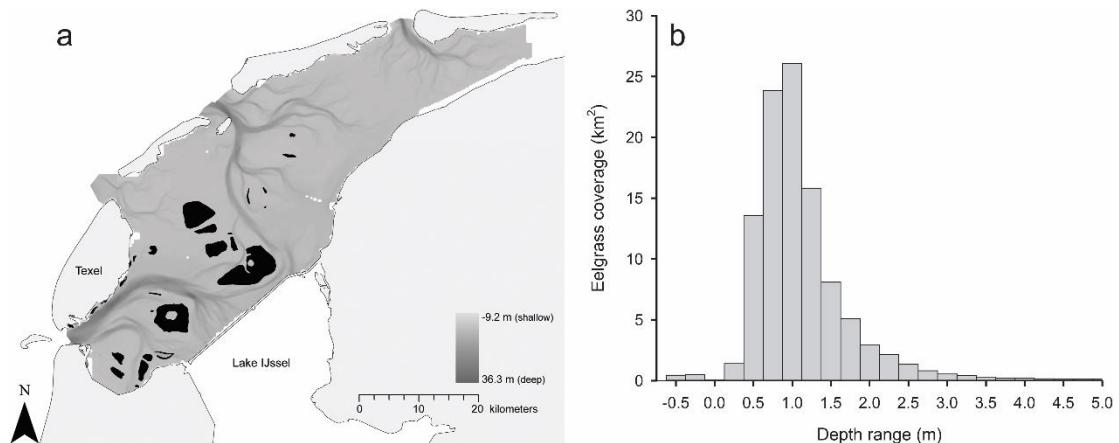
2.1.1 Historie en soorten zeegras in de Waddenzee

Tot 1932 kwam zeegras in grote hoeveelheden voor in de westelijke Waddenzee en het overgangsgebied naar de Zuiderzee (zie Figuur 1-1). Zowel Groot zeegras (*Zostera marina*) en Klein zeegras (*Zostera noltii*) kwamen en komen in de Waddenzee voor. Er wordt onderscheid gemaakt tussen Groot zeegras dat groeide op droogvallende platen (het litoraal) en in het subtidaal, het ondergedoken Groot zeegras - wat centraal staat in deze studie. Schattingen van het historische ondergedoken Groot zeegrasareaal variëren van 6.500 tot 15.000 hectare (Korporaal et al., 2016). Op droogvallende platen in de Waddenzee komt daarnaast ook Klein zeegras voor. Klein zeegras heeft te korte bladeren om in diep water te overleven, maar is wel geschikt om te groeien in ondiep troebel water, omdat ze bij laagwater op de wadplaten voldoende licht heeft.

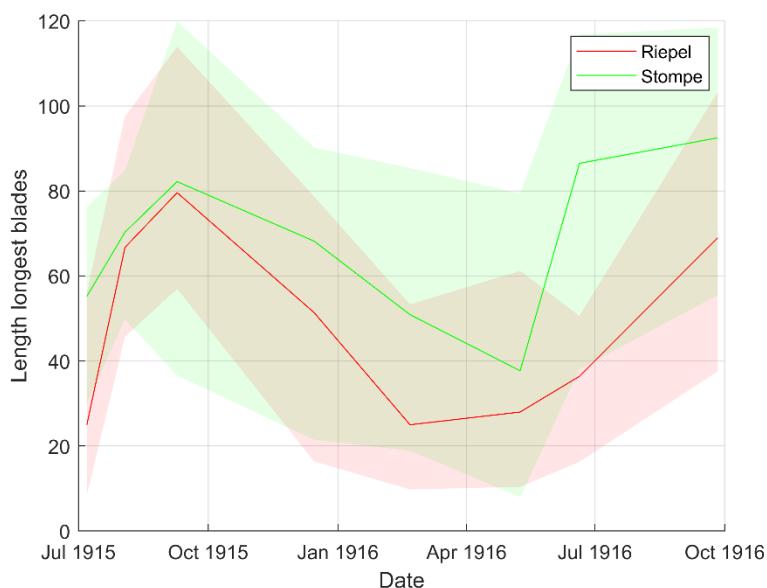
De zonatie van Groot zeegras is weergegeven in Figuur 2-1. De boven grens van het habitat van ondergedoken Groot zeegras wordt bepaald door uitdroging op droogvallende platen. De ondergrens van het habitat wordt veroorzaakt door lichtlimitatie in de diepere delen of geulen. Dit blijkt ook over de verdeling van het zeegrasareaal over de diepteklassen uit Figuur 2-2b. Het ondergedoken Groot zeegras groeide voorheen in veelal dichte velden op slikkige grond, had lange en relatief brede bladen van meer dan 5 mm, en onderscheidde zich hiermee van de andere zeegrassoorten en groeivormen. Ondergedoken Groot zeegras plant zich niet of nauwelijks voort met zaad, maar groeit elk jaar uit wortelstokken. Die overleven de winter en slaan voldoende reserves op om de bladeren tot aan het oppervlak te laten groeien (Dankers, 1987). Droogvallend Groot zeegras, aan de andere kant, is eenjarig en sterft elk jaar af, waarbij voortplanting uitsluitend plaatsvindt via zaadproductie. De seisoensvariatie van ondergedoken Groot zeegras is ook te zien in metingen van bladlengtes (Van Goor, 1920), zie Figuur 2-3. De bladeren waren 0,2 tot 1,2 meter lang, en werden gekenmerkt door intercellulaire luchtruimtes en daardoor een groot drijfvermogen (van Goor, 1921). Hierdoor dreven de bladeren in de zomer bij laagwater aan het oppervlak. Aan het oppervlak is ook in troebel water voldoende licht en met de in de zomer opgedane energie worden de wortelreserves weer opgebouwd.



Figuur 2-1: Zonatie van droogvallend (flexibel) en ondergedoken (robuust) Groot zeegras, en factoren die de grenzen van de zones bepalen.



Figuur 2-2: (a) voormalige zeegraslocaties in de westelijke Waddenzee (Afsluitdijk reeds ingetekend); (b) verdeling van zeegrasareaal over diepteklassen.



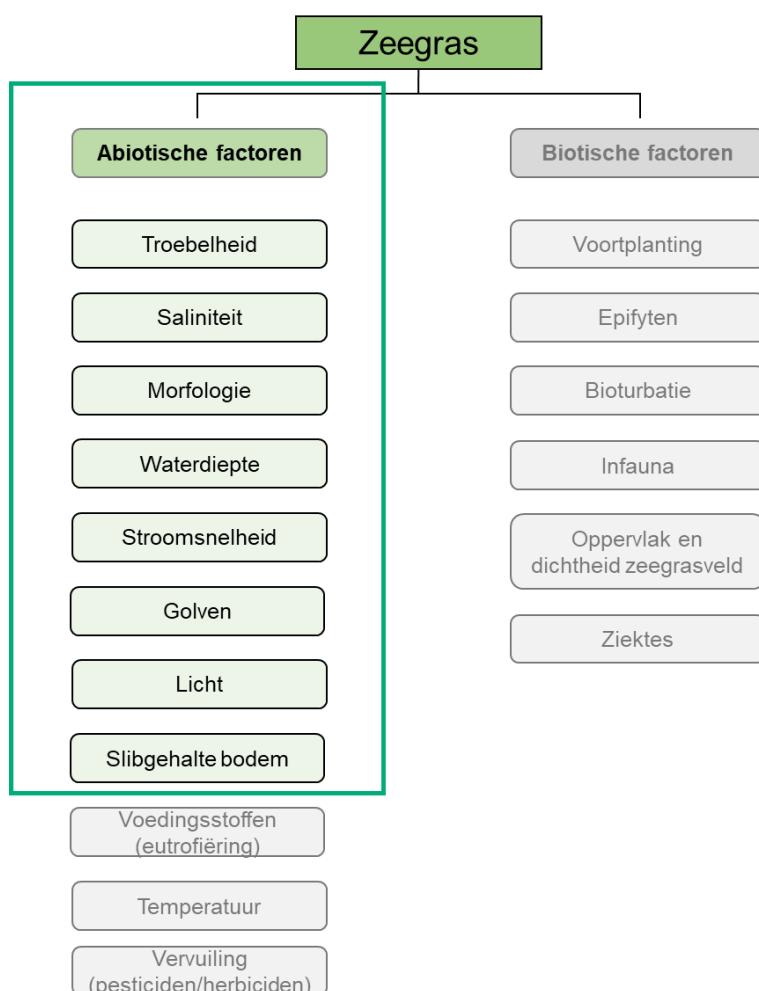
Figuur 2-3 Seizoensvariatie in bladlengte *Zostera marina*. Lijnen geven de gemeten bladlengtes van de ondergedoken Groot zeegrasvelden weer [cm] te Riepel en Stompe zoals vermeld in van Goor (1920). De bandbreedtes geven de gemeten minima en maxima weer.

Zoals beschreven in Paragraaf 1.1, is ondergedoken Groot zeegras vlak na 1930 door de wierziekte *Labyrinthula* uit Noordwest-Europa verdwenen en is sindsdien niet teruggekeerd in de Nederlandse Waddenzee. Ook bij andere zeegrassoorten is in de laatste decennia van de vorige eeuw een sterke achteruitgang vastgesteld – waarschijnlijk door biotische of toxische factoren. Ook Klein zeegras, dat de wierziekte wel heeft overleefd, is in de laatste 30 jaar van de vorige eeuw sterk achteruit gegaan. De reden is niet geheel duidelijk maar er zijn aanwijzingen dat eutrofiëring (Van Katwijk et al., 2010), waardoor de bladeren bedekt werden door algen, en bestrijdingsmiddelen uit de landbouw belangrijke oorzaken waren (pers. comm. Norbert Dankers, mei 2023).

2.1.2

Abiotische condities voor ondergedoken Groot zeegras

De habitatgeschiktheid voor zeegras (in het algemeen) wordt bepaald door een groot aantal variabelen, die kunnen worden uitgesplitst in abiotische en biotische factoren (Figuur 2-4). Dit onderzoek richt zich op de abiotische factoren en specifiek invloeden met een relatie tot hydrodynamica en morfologie. De omkaderde factoren in Figuur 2-4 worden in onze modelstudie beschouwd. Tussen deze factoren bestaan ook onderlinge relaties, wat leidt tot een complex web van interacties (deze zijn voor het overzicht weggelaten uit de figuur).



Figuur 2-4: Overzicht van variabelen die de habitatgeschiktheid voor zeegras bepalen. De abiotische factoren binnen het groene kader worden meegenomen in deze studie.

Vanwege de positieve terugkoppelingeffecten van zeegrasvelden kunnen er twee alternatieve stabiele stadia, namelijk een volgroeid zeegrasveld (tot maximale dichtheid) en geen zeegras, bestaan onder dezelfde abiotische condities. Uit zeegrapherstelonderzoek zijn

een aantal randvoorwaarden voor ondergedoken zeegras bekend (Van der Heide et al., 2006; 2007; Waddenmozaïek, in ontwikkeling). Belangrijke factoren zijn stroomsnelheden, orbitaalsnelheden, zoutgehalte, zwevend stofgehalte en (daarmee samenhangend) lichtbeschikbaarheid. Van der Heide et al. (2007) heeft op basis van een statistisch model de habitatgeschiktheid voor ondergedoken Groot zeegras in de Waddenzee bepaald voor een aantal van deze factoren. Onderstaand wordt deze informatie per factor beschreven.

Hydrodynamische energie

Verschillende auteurs wijzen naar stroomsnelheden (o.a. Den Hartog, 1970) en golfwerking als sturende parameters (o.a. Nienhuis & de Bree, 1977). Bij toenemende stroomsnelheden nemen de remmende krachten (drag forces) op de planten toe, waardoor productiviteit en ontwikkeling van biomassa afnemen. Bij te hoge stroomsnelheden scheuren of breken bladeren af. Deze effecten treden op bij stroomsnelheden tussen 0,1 en 1,2 m/s (Bos et al., 2005). Uit het statistisch model van Van der Heide et al. (2007) blijkt dat de condities voor bestaande planten geschikt zijn bij stroomsnelheden lager dan 3,7 m/s en orbitaalsnelheden lager dan 0,4 m/s. Voor vestiging gelden echter lagere waarden: stroomsnelheden lager dan 0,37 m/s en orbitaalsnelheden lager dan 0,2 m/s. Daarnaast is ook de waterdiepte van belang voor lichtuitdoving. Ook een verandering van de getijamplitude kan daarbij van belang zijn, doordat het zeegras bijvoorbeeld langer droog ligt bij laagwater, terwijl het bij hoogwater juist dieper onder water staat en dus minder licht krijgt (Dankers, 1987).

Zoutgehalte

Er is geen duidelijke consensus over de invloed van zoutgehalte op zeegrasgroei. Voor zeegras is het zoutgehalte van belang, omdat het niet goed groeit onder te hoge of te lage zoutgehaltes en beperkt bestand is tegen fluctuaties in zoutgehalte (Van Katwijk et al., 2023). Op basis van recente proeven binnen het Waddenmozaïek leek de Waddenzee zowel qua gemiddelde, als qua fluctuaties binnen de geschikte bandbreedtes te vallen voor Groot zeegras (pers. comm. Katrin Rehlmeyer, juni 2023). Groot zeegras (zowel ondergedoken als intertidaal) komt voor bij een grote bandbreedte van zoutgehaltes: van 5 ppt in Finland tot 35 ppt in de Atlantische Oceaan (Giesen et al., 1990). Ondanks deze grote bandbreedte in gemiddelde zoutgehalte kunnen sterke fluctuaties in zoutgehalte wel degelijk een negatieve invloed hebben op de groei en ontwikkeling van zoutwaterplanten (La Peyre et al., 2003; Murphy et al., 2003).

Verder is bekend dat de wierziekte *Labyrinthula* niet goed bestand is tegen lage zoutgehaltes (Vergeer et al., 1995), wat een mogelijke verklaring is voor het overleven van sommige zeegras populaties in brakke wateren in de jaren 1930.

Zwevend stofgehalte en lichtbeschikbaarheid

Het statistisch model van Van der Heide et al. (2007) gaf geschikte condities voor ondergedoken Groot zeegras bij een zwevend stofgehalte lager dan 108 mg/L. Uit eerder zeegrasonderzoek (o.a. Van Katwijk et al., 1998; Nielsen et al., 2002) blijkt dat ondergedoken Groot zeegras op jaarbasis ongeveer 15% van de lichtinstraling aan de oppervlakte nodig heeft om te kunnen groeien. De bijbehorende extinctiecoëfficiënt in de zeegrasvelden (bij een kolonisatiediepte van 2,4 m) was volgens Van der Heide et al. (2006) $0,8 \text{ m}^{-1}$. Ter vergelijking zat de ondergrens van het zeegras in Grevelingen en Veerse Meer in het gebied waar nog 3-10% van het invallend licht doordrong (Pellikaan, 1980). Kenworthy et al. (2013) geeft 9,6-29,7% van het invallend licht voor *Z. marina* in Massachusetts (op diepte van 1,38-3,62 m). Duarte (1991) geeft 11% als generieke waarde voor tien zeegrassoorten, al is er in troebel water (extinctiecoëfficiënt groter dan $0,27 \text{ m}^{-1}$) vaak meer licht nodig.

Op basis van het bovenstaande wordt in deze studie als grenswaarde uitgegaan van 5-20% (pers. comm., Peter Herman, februari 2023). Deze grenswaarde kent een vrij grote

onzekerheid en is mede afhankelijk van andere factoren/stressoren, maar is goed bruikbaar als eerste indicatie.

Sedimentatie en erosie

Uit veldexperimenten van Munkes et al. (2015) blijkt dat Groot zeegras slecht bestand is tegen bedelving door sediment. Bij testen met verschillende bedelvingsniveaus (5-20 cm) en bedelvingsduur (4-16 weken), bleken negatieve effecten al voor de kleinste bedelvingsniveaus (5 cm) en de kortste duur (4 weken). Voor Groot zeegras is weinig bekend over het effect van erosie van de zeebodem, alhoewel aannemelijk is dat het bij sterke erosie eerder afsterft door ontworteling. Voor klein zeegras (*Zostera noltii*) is dit in meer detail onderzocht, waaruit blijkt dat klein zeegras zich niet kan handhaven bij erosie of hoge depositie (Ranwell et al., 1974; Pasterkamp & Vermaat, 2004; Cabaço & Santos, 2007). Een langzame geleidelijke bodemophoging (0-10 mm per jaar) kan klein zeegras echter zeker verdragen en het kan zelfs ook sediment invangen (Van der Graaf & Wanink, 2007). Dit verklaart misschien waarom klein zeegras wel langs de Groninger kust voorkomt, waar de sedimentatie relatief laag is, terwijl het niet langs de relatief snel sedimenterende (10-25 mm per jaar sinds 1986) Friese kust voorkomt.

Slibgehalte in de bodem

Over het slibgehalte in de bodem wat geschikt is voor zeegras bestaan verschillende aanwijzingen. Voor Klein zeegras lijkt het bodemslibgehalte niet erg van belang te zijn. Op de Banc d'Arguin in Mauritanië is de bodem onder het zeegras bijna puur slib (pers. comm. Luca van Duren, oktober 2023). Het lijkt erop dat Groot zeegras baat heeft bij een laag slibgehalte, oftewel groter dan 0%, maar niet te groot (pers. comm. Peter Herman, juli 2023). Redeke (1915) noemt het zandig slikkige grond. Van Goor (1919) geeft voor de bodemsamenstelling binnen zeegrasvelden 60-75% zandig en 25-40% slibrijk materiaal. De Jonge et al. (2000) geeft op basis van persoonlijke observaties een bereik van voorkomen van Groot zeegras voor slibgehaltes tussen 2,5 en 100%, waarbij het optimale slibgehalte ligt tussen 5-60%. Onderzoek van Nienhuis & De Bree (1977) toont echter aan dat het Groot zeegras in de Grevelingen niet afhankelijk is van de bodemsamenstelling, maar van de blootstelling aan getij en golfwerking. Daarmee zou de bodemsamenstelling en het voorkomen van zeegras dus wel gecorreleerd, maar geen causaal verband zijn.

2.2 Gevolgen van de afsluiting van de Zuiderzee op abiotische condities

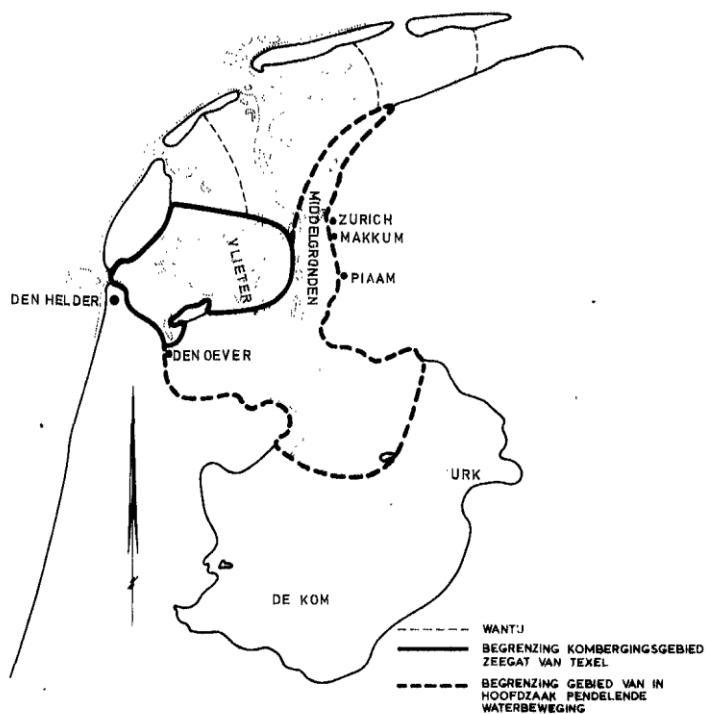
2.2.1

Verandering van de waterbeweging

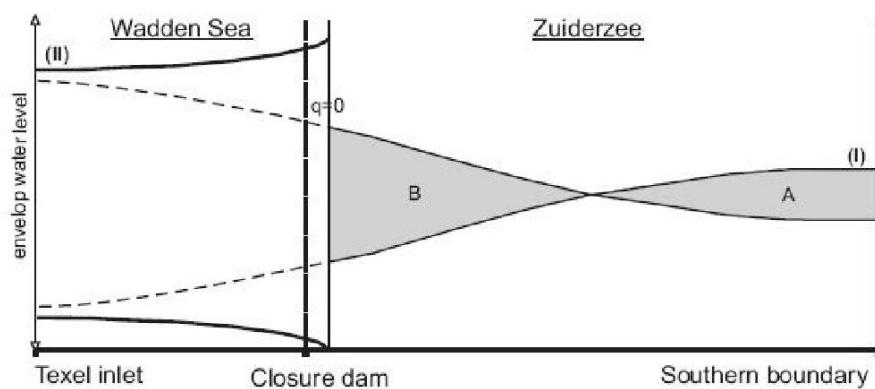
De afsluiting van de Zuiderzee in 1932 heeft een grote invloed gehad op de waterbeweging in de westelijke Waddenzee (Klok & Schalker, 1980; Elias 2003). De getijgolf liep vóór de afsluiting door de zeegaten van Texel en het Vlie via de geulen de Vlieter en de Middelgronden het Zuiderzeebekken in (Figuur 2-5). Door de vorm van het bekken ontstond een gedeeltelijke staande golf, met een knoop met minimum tijverschil van circa 20 cm ter hoogte van Urk (Grasmeijer et al., 2022).

De aanleg van de Afsluitedijk zorgde voor een verkleining van het bekken. Voor de afsluiting was de oppervlakte van het kombergingsgebied Marsdiep ~4000 km², en de lengte ~130 km. Na afsluiting was het oppervlak gereduceerd tot ongeveer 712 km² en de lengte ca. 30 km. Dit leidde tot een sterke verandering van de getijkarakteristieken. De getijgolf veranderde van een lopende getijgolf naar een golf met een meer staand karakter. Door de resonantie, reflectie en de verminderde wrijving (grottere diepte van het overgebleven deel) nam de getijslag toe (Figuur 2-6). Dit is ook te zien in de berekende amplitudes van het hoofdgetij voor en na de aanleg van de Afsluitedijk (Tabel 2.1). Figuur 2-7 toont de tijdseries van hoog- en laagwater en de getijslag voor Den Helder en Harlingen, waaruit blijkt dat bij Harlingen

hoogwaters hoger en laagwaters lager zijn geworden. Het effect bij Harlingen is groter dan bij Den Helder.



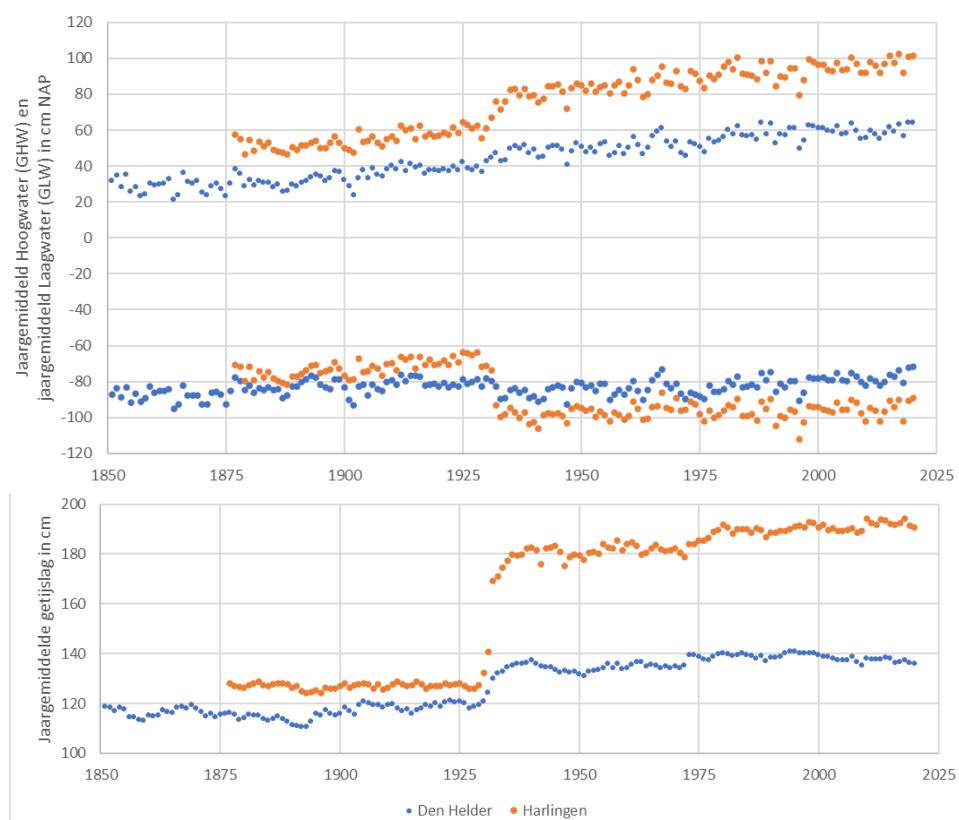
Figuur 2-5: De Waddenzee voor de afsluiting van de Zuiderzee (Klok & Schalker, 1980)



Figuur 2-6: Schematische weergave envelop van hoog- en laagwater in het westelijke deel van de Nederlandse Waddenzee vóór I (gestippelde lijnen) en na II (getrokken lijnen) de afsluiting van de Zuiderzee. De lijn aangeduid met $q=0$ geeft de positie van de buik van het getijgolf aan. Doordat de kombergingsvolumes aangeduid met A en B gelijk zijn, is er geen getijstroming bij de buik. Uit: Elias (2003).

Tabel 2.1 M2-amplitudes (m) zoals gerapporteerd door Lorentz (1926), in de Nota Zuiderzeewerken (1930) en door Thijssse (1972).

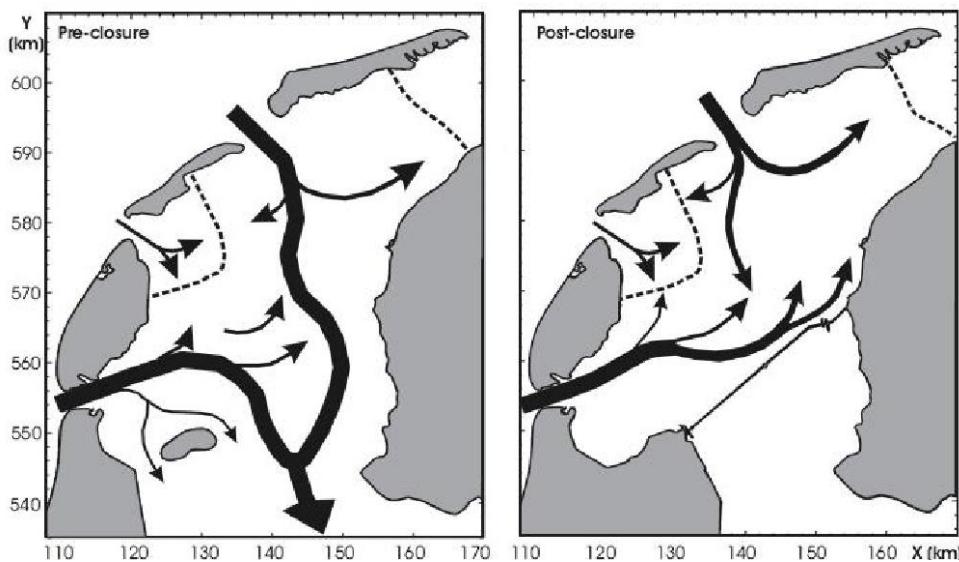
Station	M2-amplitude voor afsluiting (m)			M2-amplitude na afsluiting (1933) (m)
	Lorentz (1926)	Nota Zuiderzeewerken (1930)	Thijssse (1972)	
Den Helder	0,53		0,53	0,64
Oude Schild	0,43		0,43	0,68
Den Oever			0,37	0,73
Kornwerderzand			0,42	0,78
Harlingen	0,57		0,57	0,79
Enkhuizen	0,12	0,13	0,12	-
Urk	0,07	0,09	0,07	-
Elburg	0,10	0,13		-
Nijkerk	0,14	0,17	0,14	-



Figuur 2-7: Jaargemiddeld hoogwater en laagwater (bovenste paneel) en getijslag (onderste paneel) voor Den Helder (blauw) en Harlingen (oranje) in cm t.o.v. NAP. Bron: Digitale Systeemrapportage Wadden.

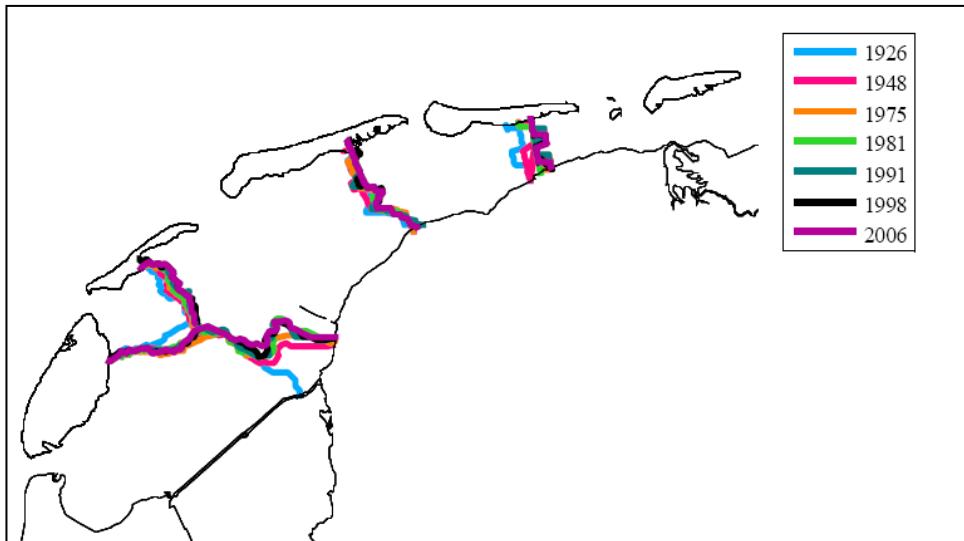
Ondanks de grote afname van het bekkenareaal, nam als gevolg van de toename in getijslag het getijprisma sterk toe (15-25%, Rietveld 1962; Thijssse 1972; Elias et al. 2003; Vroom et al. 2012). Na de afsluiting is de voortplantingsrichting van het getij door de zeegaten van Texel, Eierland en Vlie veranderd. Vroeger boog de binnenkomende getijstroming door Marsdiep en Texelstroem rond Wieringen af en trok samen met de getijstroming door het Vlie naar het

zuiden. Na de afsluiting buigt de vloedstroming naar het noordoosten langs de Afsluitdijk en loopt helemaal door tot de Friese kust, waar hij samenkomt met de door het Vlie binnenkomende getijstroming (Figuur 2-8). De dominante stromingspatronen zijn daardoor veranderd van een noord-zuid oriëntatie (vóór afsluiting) naar een west-oost oriëntatie (direct na afsluiting tot op heden).



Figuur 2-8: Invloed van de afsluiting van de Zuiderzee op het getij in de Waddenzee (Elias et al., 2003). Schematische weergave van de getijindringing in het westelijke deel van de Nederlandse Waddenzee vóór (links) en na (rechts) de afsluiting van de Zuiderzee.

Als gevolg van de afsluiting van de Zuiderzee is het hydrodynamisch wantij tussen het Marsdiep en het Vlie verplaatst van nabij Kornwerderzand naar ten zuiden van de Pollendam (Van Geer, 2007). Uit berekende hydrodynamische wantijnen blijkt dat het Marsdiep noordwaarts uitbreidt (Van Geer, 2007). Bij migratie van wantijnen kan de verplaatsing van het hydrodynamisch wantij zich vrij snel voltrekken, het morfologisch wantij (zone met droogvallende platen) volgt daarna (Vroom, 2011). Het morfologische wantij dat bestaat uit intergetijdengebieden is tussen het Marsdiep en het Vlie (nog) niet goed ontwikkeld (Smits et al., 2022). In dit gebied voor de Friese kust, rondom de vaargeul Boontjes treedt mede daardoor sterke sedimentatie op.



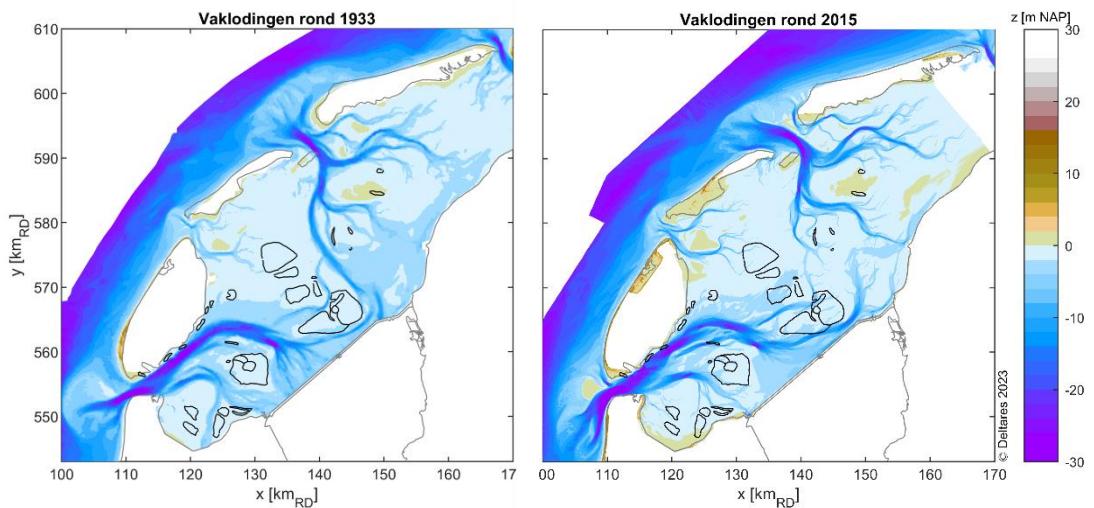
Figuur 2-9: Berekende hydrodynamische wantijen op basis van bodemliggingen uit verschillende jaren, in de westelijke Waddenzee, uit Van Geer (2007).

Ook op golfwerking heeft de Afsluitdijk een belangrijke invloed gehad. De Zuiderzee als groot, ondiep gebied met veel kwelders, waar golven in uitdoofden, werd vervangen door een harde dijk, waarbij de golfenergie terug het systeem in wordt gekeert. Daarnaast worden orbitaalsnelheden, als gevolg van lokaal opgewekte golven, vooral bepaald door de waterdiepte. De waterdiepte is enerzijds toegenomen door de toegenomen hoogwaters en neemt anderzijds af door sterke sedimentatie in het bekken. De resultaten van de modelsimulaties (zie Hoofdstuk 5) werpen meer licht op de verandering van de orbitaalsnelheden.

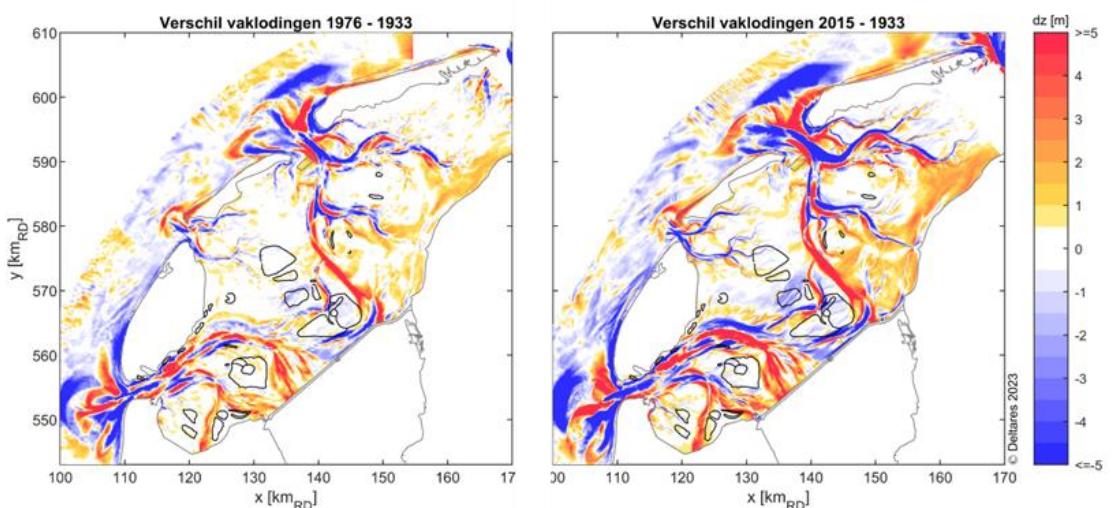
2.2.2

Verandering van morfologie en bodemsamenstelling

Het effect van de afsluiting van de Zuiderzee is duidelijk zichtbaar in bodemveranderingen van de westelijke Waddenzee na 1933 (Figuur 2-10 en Figuur 2-11). De hoofdgeulen in de zeegaten vertonen sedimentatie- en erosiepatronen ten gevolge van geulmigratie. Sterke sedimentatiepatronen zijn opgetreden in de uiteinden van de geulen die voorheen met de Zuiderzee verbonden waren en langs de randen van het Wad (o.a. de Friese vastelandskust). Geulen in het Marsdiep en het Vlie, die eerder veelal noord-zuid richting de Zuiderzee waren georiënteerd, zijn nu meer oostwaarts (Marsdiep) of noordoostwaarts (Vlie) gedraaid (zie Figuur 2-8 en Figuur 2-10). De geulen in het Eierlandse Gat zijn verruimd (zie Figuur 2-11).



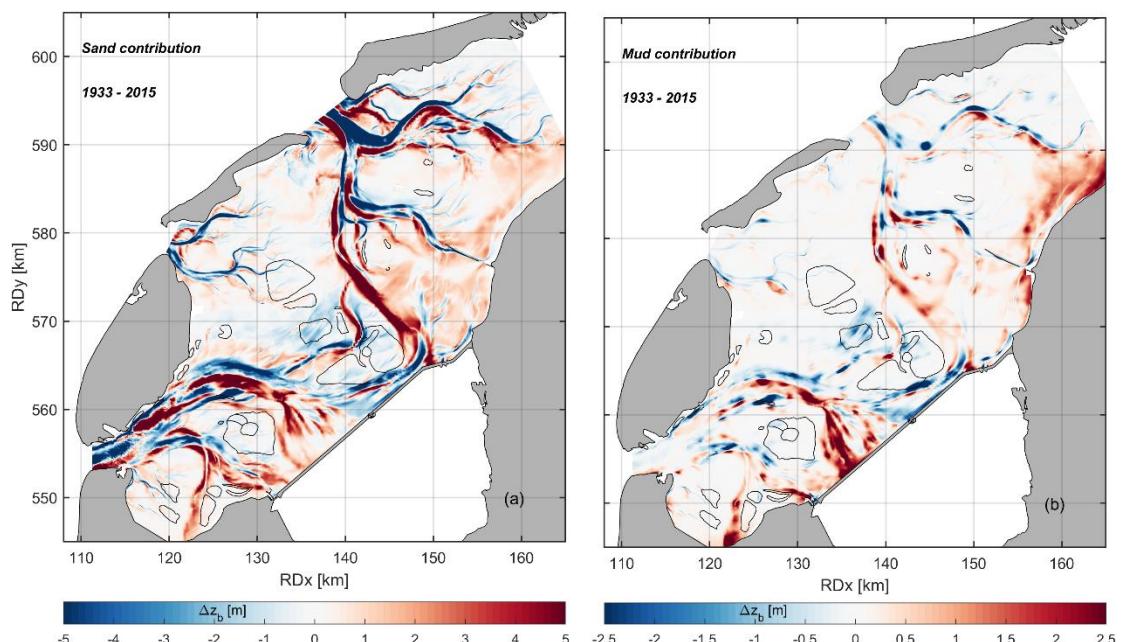
Figuur 2-10: Bodemhoogte t.o.v. NAP (m) westelijke Waddenzee in 1933 (links) en 2015 (rechts) (Grasmeijer et al. 2022). De getekende polygonen geven de contouren van de voormalige zeegrasvelden aan.



Figuur 2-11 Verschilkaart vaklodingen 1976 – 1933 (43 jaar) en 2015 – 1933 (82 jaar) (Grasmeijer et al. 2022). De getekende polygonen geven de contouren van de voormalige zeegrasvelden aan.

Het subtidale areaal in de westelijke Waddenzee is tussen 1933 en 1950 afgenoemt (Smits & Nederhoff, 2018; Grasmeijer et al., 2022). Voor het ondergedoken Groot zeegras betekent dit dat het habitatareaal in die periode is afgenoemd. Een nadere analyse van de morfologische ontwikkelingen en de implicaties voor het zeegras volgt in paragraaf 5.2.

Colina Alonso et al. (2021) onderzochten de bijdrage van zand en slijp aan de opvulling van getijdenbekkens als reactie op de afsluiting van de Zuiderzee door de gegevens over bodemsamenstelling te combineren met historische bodemhoogtekaarten. Figuur 2-12 toont de resulterende bijdrage van zand en slijp aan de bodemveranderingen van 1933-2015. Hieruit blijkt onder meer dat zand een belangrijke rol speelt in de morfologische ontwikkeling van de zeegaten en de hoofdgeulen, terwijl slijp vooral een belangrijke bijdrage levert aan de morfologische ontwikkeling van eindgeulen en intergetijdengebieden, o.a. langs de Friese vastelandskust (Colina Alonso, 2020). Voor het zeegras is het slijbgehalte van de bodem mogelijk relevant, zoals beschreven in paragraaf 2.1.2.



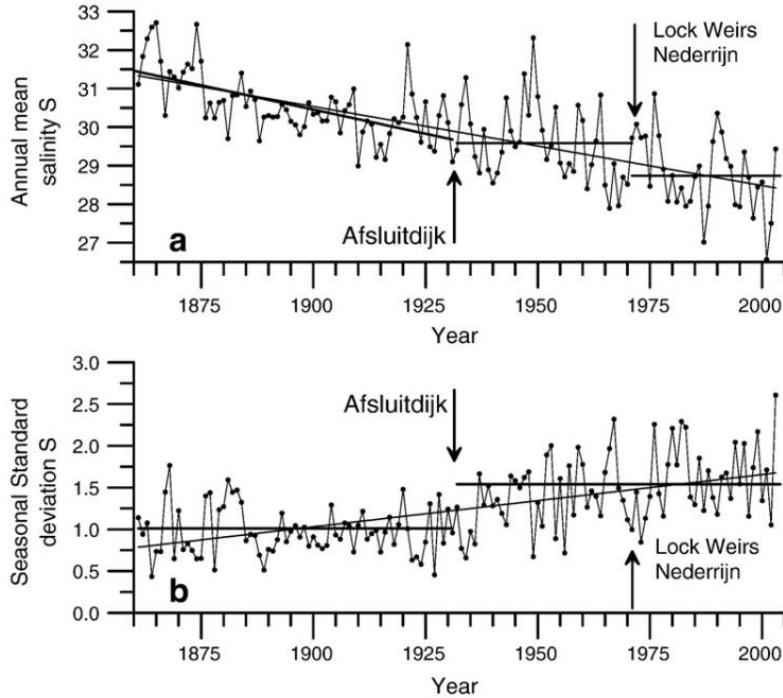
Figuur 2-12 Bijdrage van zand (linker paneel) en slijf (rechter paneel) aan de bodemveranderingen van 1933-2015 in de westelijke Waddenzee (Colina Alonso et al., 2021).

2.2.3

Verandering van het zoutgehalte

Voor zeegras is het zoutgehalte van belang, omdat het niet goed groeit onder te hoge of te lage zoutgehaltes en beperkt bestand is tegen fluctuaties in zoutgehalte (Van Katwijk et al., 2023), zie paragraaf 2.1.

Salinitetsmetingen laten zien dat het Marsdiep sinds 1860 zoeter wordt, terwijl de tijdsfluctuaties in zoutgehalte toenemen (Figuur 2-13). Dit zou ongunstig kunnen zijn voor zeegrasherstel (La Peyre et al., 2003; Murphy et al., 2003), al is het onduidelijk of deze trend representatief is voor de hele westelijke Waddenzee. Deze RIVO-metingen werden tot 1962 in Den Helder afgenoem en vanaf 1947 was een nieuw waarnemingsstation opgericht bij veerhaven 't Horntje op Texel (Van der Hoeven, 1982). Deze observaties vertonen variaties op verschillende tijdschalen. Langetermijnvariaties (op schaal van een eeuw) zijn gerelateerd aan ingrepen in de rivieren Rijn en IJssel uit de 18^e eeuw (van Aken, 2008). Ook is sprake van een duidelijke trendbreuk in 1932 (met name in de standaarddeviatie) veroorzaakt door de afsluiting van de Zuiderzee en hierboven genoemde veranderingen in het beheer van zoetwaterafvoer. Tot slot, zou de bouw van de Nederrijnsluizen in de jaren 1970 geleid hebben tot een verdere toename in zoetwaterafvoer.



Figuur 2-13 Langetermijn ontwikkeling van het jaargemiddelde zoutgehalte in het Marsdiep (a) en de standaarddeviatie binnen dat jaar (b). Uit Van Aken (2008).

De bouw van de Afsluitdijk heeft invloed gehad op de manier waarop zoetwater de Waddenzee bereikt, en mogelijk ook op de verblijftijd van dit water in de Waddenzee. Deze veranderingen hebben mogelijk invloed gehad op de zoutgehaltes en fluctuaties in dit gebied. In het verleden veroorzaakte uitstroming van zoetwater uit lokale rivieren (o.a. IJssel, Vecht en Eem) een geleidelijke gradiënt in het zoutgehalte in de Zuiderzee (Van der Hoeven, 1982). Het zoete water kwam aan de zuidkant de Zuiderzee binnen, vanwaar het geleidelijk kon mengen met het zoute zeewater. Met de afsluiting van de Zuiderzee is een groot zoetwaterbekken gecreëerd, waarmee grote delen van Noord-Nederland van zoet water worden voorzien. Sindsdien wordt het zoete water via de spuisluizen in de Afsluitdijk (Den Oever en Kornwerderzand) als pulsen tijdens eb onder vrij verval direct in de westelijke Waddenzee gespuid. Ook neerslag en verdamping leveren een wezenlijke bijdrage aan de zoet-zoutgradiënt van de Waddenzee en Zuiderzee. Voorheen werd de invloed hiervan gelijkmataig over het gecombineerde waterlichaam verdeeld, waar deze nu via spuien de westelijke Waddenzee in worden gebracht.

Onder andere het spuibeleid na de bouw van de Afsluitdijk zou de toegenomen zoutfluctuaties kunnen verklaren die Van Aken waarneemt in het Marsdiep (Figuur 2-13b). Bij dit spuiregime wordt winters maximaal zoetwater afgevoerd, terwijl in de zomers water wordt opgespaard (Van der Hoeven, 1982). Op andere tijdschalen zou de bouw van de Afsluitdijk zoutfluctuaties ook indirect beïnvloed kunnen hebben, bijvoorbeeld door veranderingen in de getijden dynamiek (Paragraaf 2.2.1) of de strijk lengte voor wind-gedreven stroming.

Een toename in zoetwaterafvoer naar de Waddenzee zou de afgenoemde gemiddelde zoutwaarden kunnen verklaren die Van Aken waarneemt in het Marsdiep (Figuur 2-13a). Het is echter onduidelijk of de zoetwaterafvoer ook is toegenomen door de bouw van de afsluitdijk en de nieuwe manier waarop zoetwater de Waddenzee bereikt. De toename in zoetwaterafvoer in de afgelopen 150 jaar wordt voornamelijk toegeschreven aan rivieringrepen in de 19^{de} eeuw en de jaren 1970 die de zoetwaterafvoer van de IJssel hebben

doen toenemen. Op basis van afvoermetingen bij Lobith en neerslaggegevens, schat Van der Hoeven (1982) de totale afvoer vanaf de IJssel, Vecht en Eem op ca. 460 m³/s in de periode 1911-1930. Dit tegenover een gemiddeld gemeten spuidebiet van ca. 499 m³/s door de sluizen van het Kornwerderzand en Den Oever Buiten in de periode 2000-2019 (Stolte, et al., 2023). Hoewel de afvoeren dus mogelijk zijn toegenomen sinds het begin van de twintigste eeuw, is de rol van de bouw van de afsluitdijk hierin onduidelijk. Hoewel Van der Hoeven (1982) schat dat er meer zoetwater gespuid is tussen 1932 en 1981 dan de Waddenzee had bereikt zonder de bouw van de afsluitdijk, lijkt de verzoeting van het Marsdiep na de bouw van de Afsluitdijk juist te stagneren (Figuur 2-13a). Dit laatste is in lijn met de lagere spuidebieten tussen 1932 en 1981 ten opzichte van de zoetwaterafvoeren in de periode voor de bouw van de Afsluitdijk (1909-1932). Een andere verklaring voor de stagnatie van de verzoeting van het Marsdiep na de bouw van de Afsluitdijk (Figuur 2-13a), is een kortere verblijftijd van zoetwater door veranderingen in de grootschalige waterbeweging (Paragraaf 2.2.1).

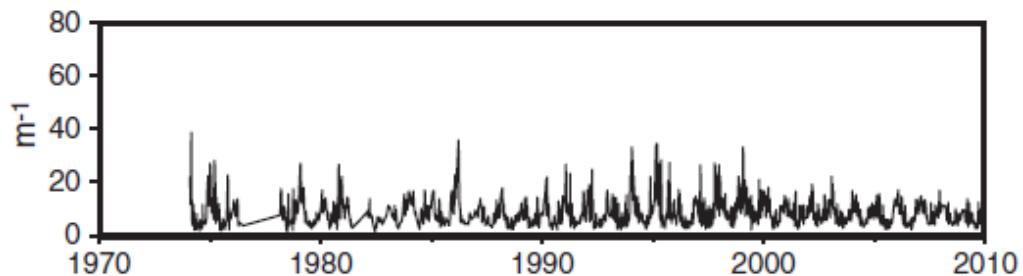
Er zijn ruimtelijke variaties in de verzoeting in de westelijke Waddenzee, waardoor het onduidelijk of de verzoeting van het Marsdiep (Figuur 2-13a) representatief is voor de hele westelijke Waddenzee. In het algemeen lijken de 'iso-lijnen' van zoetwater noordwestwaarts opgeschoven te zijn sinds de afsluiting van de Zuiderzee (van der Hoeven, 1982). De toegenomen ruimtelijke verspreiding van zoetwater sinds de afsluiting is ook in modelsommen terug te zien (o.a. Iwantoro, 2016) en kan een zoutgedreven gravitatiecirculatie veroorzaken met gevolgen voor sedimenttransport en troebelheid (zie paragraaf 2.2.4). Volgens Van der Hoeven (1982) nam het zoutgehalte bij station Den Helder af van 30,2 ppt voor afsluiting naar 30,0 ppt in de periode 1932-1951 en naar 29,2 ppt in de periode 1952-1981. Bij stations West-Terschelling en Roptazijl werd slechts tot 1951 gemeten. In Roptazijl was ook een noemenswaardige afname van het zoutgehalte waarneembaar (van 26,5 naar 24,8 ppt). In West-Terschelling bleek echter weinig effect van de afsluiting (minieme afname van 30,5 ppt naar 30,3 ppt). Daarmee is de 'iso-lijn' van zoetwater opgeschoven van Kampen naar de Afsluitdijk en zijn ook de 'iso-lijnen' voor zoutgehaltes van 25 en 30 ppt verder zeewaarts komen te liggen. Thijssse (1972) meldt een chloridegehalte van 16-17 kg/m³ (28,9-30,7 ppt) bij de zeegaten en ~14 kg/m³ (25,3 ppt) tussen Wieringen en Harlingen, en eveneens dat de totale afvoer van zoetwater voor en na afsluiting gelijk is gebleven.

Op basis van literatuur is het niet duidelijk in hoeverre de toegenomen zoutfluctuaties in het Marsdiep (Figuur 2-13b) representatief zijn voor de gehele Waddenzee.

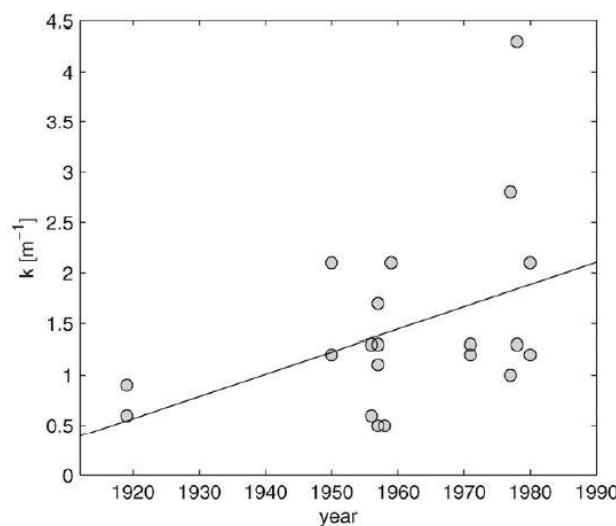
2.2.4

Effect op troebelheid

Er zijn geen directe historische metingen beschikbaar van de sedimentconcentratie in de westelijke Waddenzee vóór 1932. Uit een analyse van Secchi schijf diepte op meetstation NIOZ steiger in het Marsdiep uit de periode 1974-2010 door Phillipart et al. (2013) bleek geen aantoonbare lange termijn-trend in de troebelheid (Figuur 2-14). Volgens Van Maren et al. (2016) suggereert de lichtextinctiecoëfficiënt in de westelijke Waddenzee een toename tussen 1920 en 1990 (zie Figuur 2-15; Giesen et al., 1990), waarschijnlijk veroorzaakt door een toename van de gesuspenderd sedimentconcentratie. Deze correlatie is echter niet erg groot ($R^2 = 0,18$). Omgerekend naar Secchischijf diepte is het doorzicht volgens Giesen et al. (1990) ongeveer 2,6 m in open water en 1,8 m op de platen. Phillipart et al. (2013) geven Secchischijf dieptes in het Marsdiep (bij de NIOZ-steiger, dus nabij het zeegat) van (omgerekend) 0,75 m in de winter tot 2,25 m in de zomer. Als we de zomer als leidend nemen, dan lijkt er in het Marsdiep weinig tot geen structurele verandering te zijn in de periode 1974-2010.



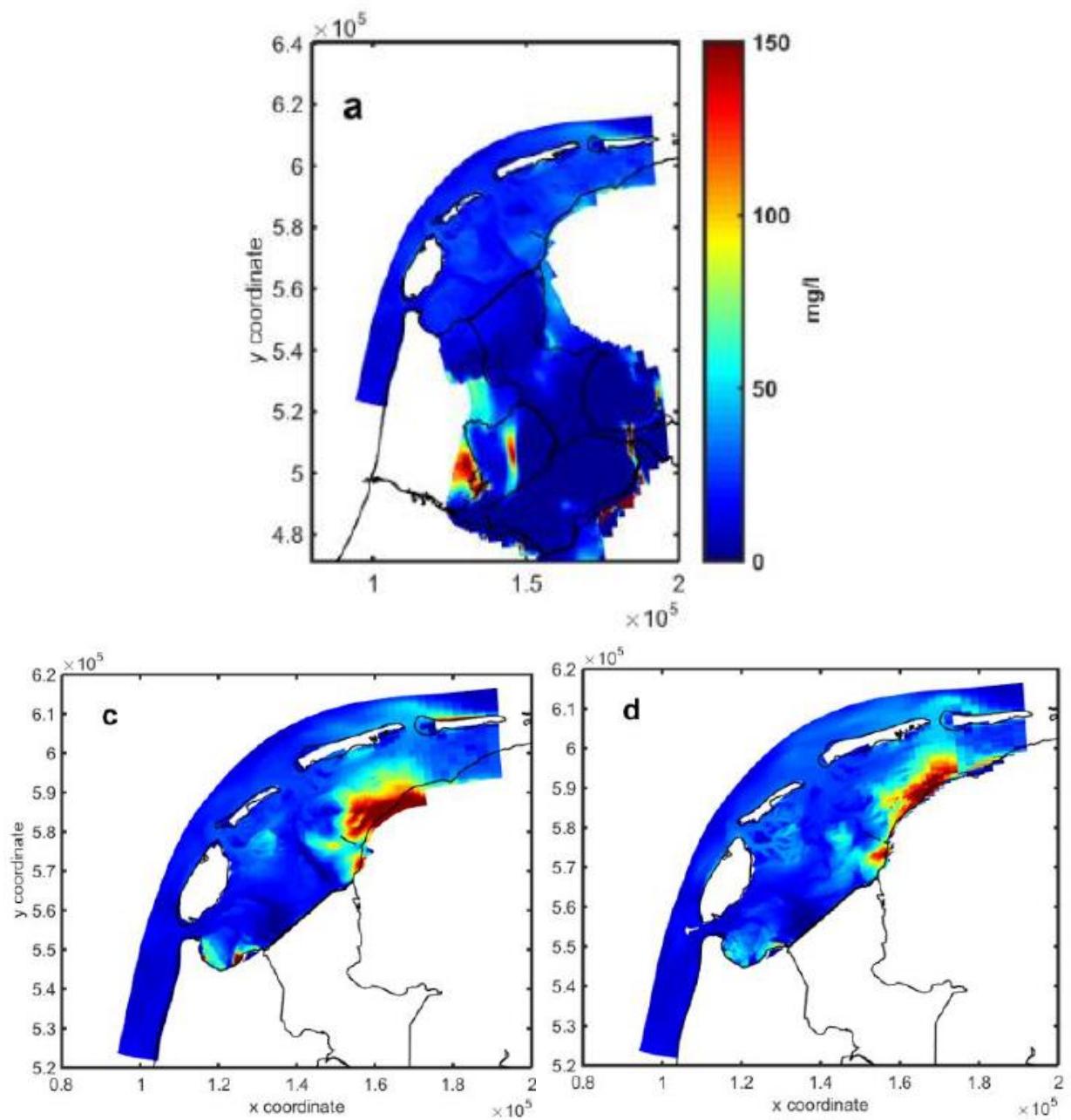
Figuur 2-14: Lichtextinctie (m^{-1}) in de westelijke Waddenzee in de periode 1974-2010, gecorrigeerd voor effecten van zonnehoopte, ruwheid zeeoppervlak en spiegelende reflectie per waarneming (Philippart et al., 2013).



Figuur 2-15: De lichtextinctiecoëfficiënt k voor de westelijke Waddenzee suggereert een afnemende lichtbeschikbaarheid van 1920 tot 1990. De R^2 correlatie coëfficiënt is slechts 0,18 vanwege de grote spreiding in k -waarden. Overgenomen uit Van Maren et al. (2016) op basis van data van Giesen et al. (1990).

Modelresultaten van Iwantoro et al. (2016) voor de situatie voor en na afsluiting vertonen een toename van de troebelheid, zie Figuur 2-16. De toename is veroorzaakt door een grotere slibimport door de zeegaten en door de toegenomen gravitatiecirculatie als gevolg van de verdere verspreiding van zoetwater, zoals beschreven in paragraaf 2.2.3. Voor het zeegras is de toename van troebelheid ongunstig, en heeft het de terugkeer van zeegras in de westelijke Waddenzee mogelijk belemmerd.

Ondanks vermoedens dat de Waddenzee troebeler is geworden na de afsluiting van de Zuiderzee, bestaat hierover geen consensus. Vanaf jaren 1970 is aangetoond dat de troebelheid niet (aantoonbaar) is toegenomen. Over de periode daarvóór is niet duidelijk hoe de vertroebeling ontwikkelde.



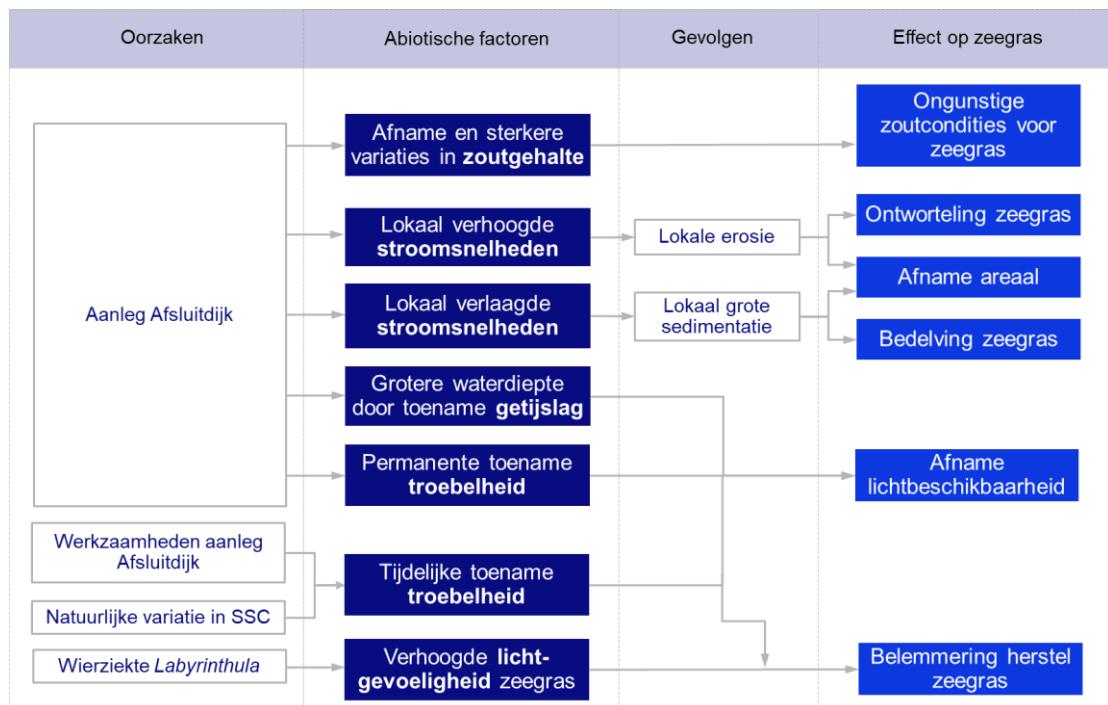
Figuur 2-16: Modelresultaten voor de jaarlijks gemiddelde sedimentconcentratie aan het oppervlakte van Iwantoro et al. (2016) voor [a] pre-constructie Afsluitdijk, [c] dynamisch evenwicht na constructie Afsluitdijk en [d] de huidige situatie (paneel b is weggelaten, want niet relevant).

2.3

Hypotheses

Op basis van de literatuurstudie kunnen we verschillende hypotheses opstellen voor 1) het verdwijnen van ondergedoken Groot zeegras uit de Waddenzee na afsluiting van de Zuiderzee en 2) de belemmeringen voor herstel. De volgende hypotheses worden in deze studie gebruikt om richting te geven aan de studie en de modelsenario's (zie ook de schematische weergave in Figuur 2-17):

1. Veranderde waterbeweging heeft de geschiktheid voor ondergedoken Groot zeegras op verschillende manieren negatief beïnvloed, namelijk via:
 - a. Lokaal verhoogde stroomsnelheden in de zeegrasvelden na de afsluiting van de Zuiderzee, die hebben geleid tot lokale erosie en daarmee ontworteling van de zeegrasvelden en zaailingen;
 - b. Lokaal verlaagde stroomsnelheden in de zeegrasvelden na de afsluiting van de Zuiderzee, die hebben geleid tot lokaal te sterke sedimentatie, waardoor het zeegras bedolven raakte. Bovendien is hiermee het subtidale areaal in de westelijke Waddenzee afgangen, waardoor de habitat voor ondergedoken Groot zeegras kleiner is geworden.
 - c. De gemiddelde afname en sterkere variaties van het zoutgehalte als gevolg van het spuien van zoet water.
 - d. De toegenomen getijslag, die tijdens hoogwater leidt tot een toename van de waterdiepte en daarmee voor een afname van de lichtbeschikbaarheid;
 - e. De combinatie van veranderde stroomsnelheden, veranderde waterdieptes/droogvalduren (denk aan effect op sedimentimport), veranderde zoutverdeling en verminderde afzetgebieden (in de Zuiderzee) heeft de slibdynamiek dusdanig veranderd dat de troebelheid permanent is verhoogd en daarmee de lichtbeschikbaarheid verminderd.
2. Tijdelijk verhoogde troebelheid en daardoor verminderde lichtbeschikbaarheid heeft de geschiktheid voor ondergedoken Groot zeegras negatief beïnvloed. Al dan niet in combinatie met andere factoren heeft dat geleid tot het tijdelijk verdwijnen van ondergedoken Groot zeegras. Het tijdelijk verdwijnen van ondergedoken Groot zeegras heeft als gevolg dat de positieve terugkoppeling die de aanwezigheid van grote zeegrasvelden creëert, namelijk rustigere stromingen en lagere sedimentconcentraties in de waterkolom bij een zeegrasveld, zijn weggevallen. Zonder deze terugkoppeling zijn de condities niet gunstig genoeg voor een terugkeer van zeegras. De tijdelijke verhoging van de troebelheid is veroorzaakt door:
 - a. de aanleg van de Afsluitedijk, die gedurende enkele jaren heeft geleid tot een sterk verhoogde troebelheid, en/of
 - b. natuurlijke variatie in troebelheid en lichtbeschikbaarheid. Uit eerdere studies is bekend dat er meerjarige periodes bestaan met hogere slibconcentraties (SSC) in de Waddenzee, mogelijk veroorzaakt door meteorologische condities (Herman et al. 2018; Smits et al. 2020).
3. Een verhoogde lichtgevoeligheid als gevolg van de wierziekte *Labyrinthula* (Giesen et al., 1990; Vergeer et al., 1995) heeft in combinatie met veranderingen in troebelheid herstel van Groot zeegras in de Nederlandse Waddenzee belemmerd. Deze hypothese wordt hier genoemd omdat dit een belangrijk effect kan zijn, maar wordt in deze studie niet nader getoetst omdat de methode daar niet toereikend voor is.



Figuur 2-17 Schematische weergave van de hypotheses

Naast deze factoren gerelateerd aan fysieke veranderingen in het systeem en het zeegras zelf, zijn er ook sterke aanwijzingen en dus te onderzoeken hypotheses dat een verhoogde nutriëntenbelasting een rol heeft gespeeld in het verdwijnen of niet meer terugkeren van het zeegras: Een te hoge concentratie (eutrofiëring) werkt overgroeiing met epifyten in de hand en zorgt dat zeegras onvoldoende licht krijgt (Van Katwijk et al. 2000, Holmer and Nielsen 2007, Reise and Kohlus 2008, van Katwijk et al. 2010, Carstensen et al. 2013). Voor 1930 werd nauwelijks kunstmest gebruikt en in het midden van de twintigste eeuw juist veel. De laatste decennia is er weer een afname van de nutriëntenbelasting. Het feit dat zeegras zich in het Duitse deel van de Waddenzee in elk geval intertidaal heeft kunnen herstellen wordt vooral geweten aan deze afname van eutrofiëring (Reise and Kohlus 2008).

In dit onderzoek is het belang van nutriënten niet meegenomen omdat dit gericht is op veranderingen in abiotiek in relatie tot de sluiting van de Zuiderzee. Bovendien is het voldoende nauwkeurig bepalen van de effecten van nutriënten op zeegras te complex gegeven de omvang van dit project. Dit heeft wel consequenties voor de duiding van de resultaten, vooral met betrekking tot de lichtbeschikbaarheid. In hoeverre deze vóór 1930 overschat wordt is niet te zeggen, wel is het waarschijnlijk dat het verschil in lichtbeschikbaarheid tussen 1927 en 2017 onderschat wordt. Dat betekent dat de gemodelleerde geschiktheid voor zeegras vooral in die latere periode waarschijnlijk overschat wordt.

3 Methode

De modelopzet is een combinatie van bestaande modellen voor hydrodynamica, sedimenttransport en zeegrasgeschiktheid. Aan het basismodel (Dutch Wadden Sea Model, ofwel DWSM; zie paragraaf 3.1) zijn een aantal aanpassingen gedaan, waaronder de uitbreiding van het modeldomein met de Zuiderzee, interpolatie van de historische bodemligging, aanpassingen in rivierafvoeren en bodemslibgehaltes. Deze aanpassingen zijn beschreven in paragraaf 3.1.2.

Uitgaande van dit aangepaste model zijn in paragraaf 3.1.3 verschillende scenario's gedefinieerd om de hypotheses te toetsen. De doorvertaling naar zeegrasgeschiktheid op basis van een kansenkaart is beschreven in paragraaf 3.2.

3.1 Dutch Wadden Sea Model

3.1.1 Bestaande modelopzet

Voor het modelleren van de abiotische condities in de westelijke Waddenzee wordt gebruikt gemaakt van een modelschematisatie² van de Waddenzee (Van Weerdenburg & Zijl, 2019; Vroom et al., 2020).

Het Dutch Wadden Sea Model (DWSM) is gekalibreerd op:

- Hydrodynamica: waterstanden, zoutgehalte, watertemperatuur en golven (Van Weerdenburg & Zijl, 2019; Vroom et al. 2020). Bovendien presteerde het model goed op stroomsnelheden en debieten in de vaargeul Holwerd-Ameland (Grasmeijer en Van Weerdenburg, 2020).
- Slib: tijdsgemiddelde sedimentconcentraties nabij de wateroppervlakte op de MWTL meetpunten, slibverdeling op de bodem en sedimenttransport door de zeegaten (Vroom et al., 2020). Met expert judgement is ook gekeken naar de respons op stormen en variatie over de springtijd-doodtijcyclus.

Voor zeegras is het van belang ook de verticale verdeling van de sedimentconcentratie goed te reproduceren. Hierbij spelen twee moeilijkheden:

1. Om de verticale gradiënt goed te kunnen reproduceren, zijn veel verticale lagen nodig die de rekentijd aanzienlijk doen toenemen.
2. Er zijn nauwelijks metingen van sedimentconcentraties bij de bodem, ook niet voor de huidige situatie.

Het beschikbare, gekalibreerde model vertoont hier nog een grote onzekerheid, die bij de interpretatie van de resultaten moet worden meegewogen. Er zijn op dit punt geen wijzigingen in de modelopzet doorgevoerd ten opzichte van de kalibratie in Vroom et al. (2020).

Het DWSM bevat een simpele golfschematisatie, via een strikkelengte-aanpak. De golven in de Waddenzee zijn lokaal opgewekt, wat deze aanpak deels rechtvaardigt. De golven worden sterk bepaald door de strikkelengte die sterk varieert door het droogvallen van Wadplaten. Dit effect op de strikkelengte wordt in het model meegenomen. Een tekortkoming van het model is

² De modelschematisatie van de Waddenzee die als basis wordt gebruikt, is bij Rijkswaterstaat bekend onder de referenties *dflowfm3d-waddenzee_200m-j17_6-v1* en *dflowfm3d_dwaq_slib-waddenzee_200m-j17_6-v1*, voor respectievelijk het hydrodynamische model en het daaraan gekoppelde model voor slib. Deze modelschematisatie maakt gebruik van de D-Flow FM software en de D-Water Quality processenbibliotheek. De factsheet D-Flow FM 3D & D-Water Quality Slib Waddenzee geeft een beknopt overzicht.

dat de golfhoogte sterk afhankelijk is van de lokale waterdiepte, waardoor de golfhoogte in een vrij diepe geul direct naast een drooggiggende wadplaat kan worden overschat. Bij de interpretatie van de orbitaalsnelheden moet hiermee rekening gehouden worden.

3.1.2

Aanpassingen modelopzet

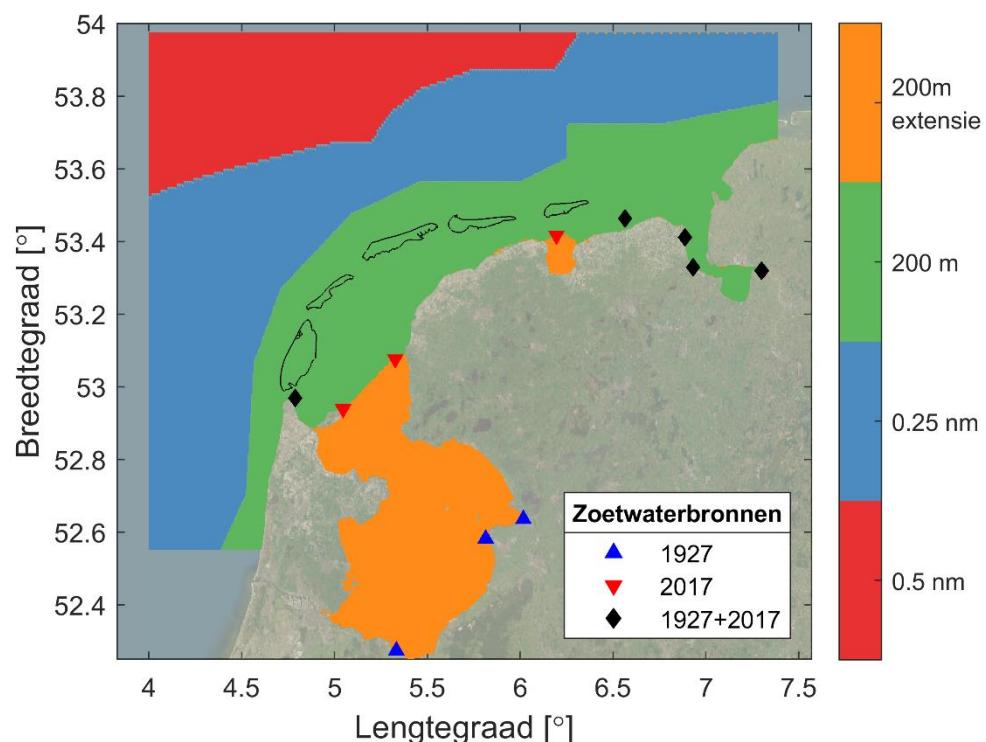
Voor deze studie zijn er wijzigingen aangebracht in de bestaande modelopzet en er zijn nieuwe functionaliteiten toegevoegd. De nieuwe functionaliteiten maken het mogelijk op lichtuitdoving en de invloed van zeegras op de waterbeweging te modeleren. De aanpassingen hebben betrekking op het modeldomein (Paragraaf 3.1.2.1), de zoetwaterafvoeren (Paragraaf 3.1.2.2), en de bodemligging (Paragraaf 3.1.2.3), - samenstelling en -ruwheid (Paragraaf 3.1.2.4).

De bestaande modelopzet modelschematisatie is aangepast met het doel de historische condities net voor (1927) en na de afsluiting van de Zuiderzee (1927) en erna (1933) te reproduceren. De modelschematisatie voor de hedendaagse situatie (2017) is niet aangepast ten opzichte van Vroom et al. (2020), met uitzondering van de slibverdeling in de bodem (zie Paragraaf 3.1.2.4).

3.1.2.1

Modeldomein en -rooster

Figuur 3-1 toont de aanpassingen aan het modeldomein en de roosterresolutie. De resolutie in de Waddenzee, de Zuiderzee, het Eems estuarium en langs de Noordzeekust is ongeveer 200 m. Vanwege de rekentijd en de vrij uniforme bodemligging neemt de celgrootte verder op de Noordzee toe naar een halve nautische mijl (~900 m). Voor deze studie zijn de Zuiderzee en de Lauwerszee toegevoegd aan de modelschematisatie vóór afsluiting van de Zuiderzee (1927; oranje gebieden in Figuur 3-1). In de situatie van 1927 is er al wél een dam aanwezig tussen Noord-Holland en Wieringen (deze dateert uit 1924). De modelschematisatie direct na afsluiting van de Zuiderzee (1933) bevat wel de Lauwerszee, maar niet de Zuiderzee.



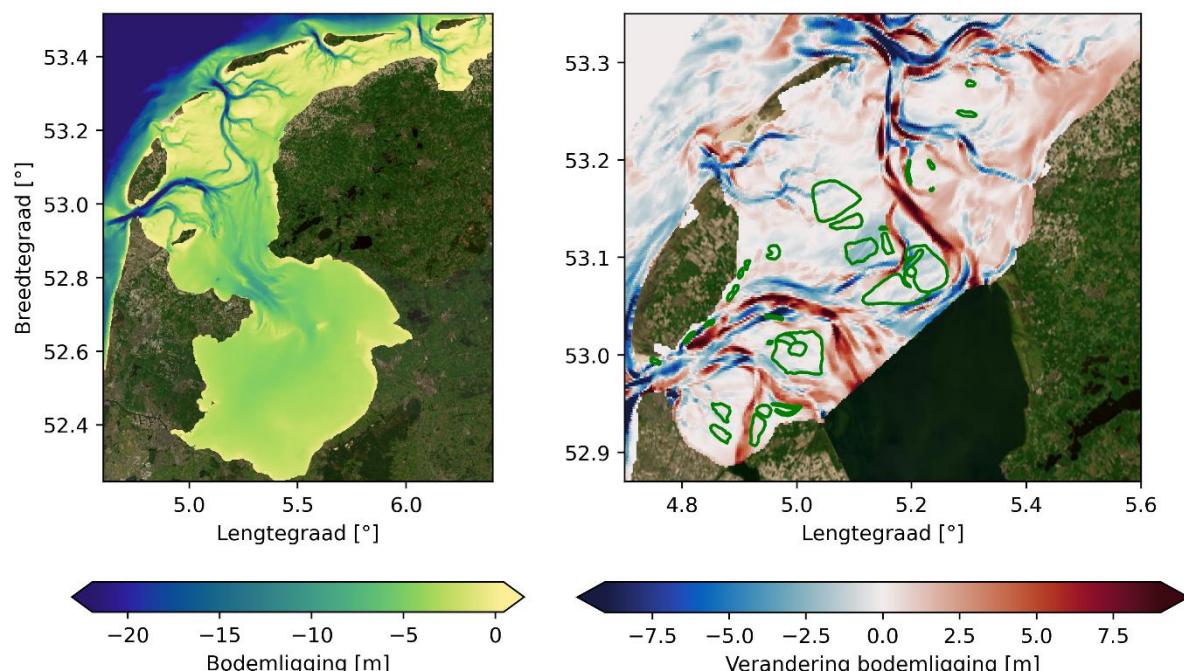
Figuur 3-1 Modeldomein en roosterresolutie van de aangepaste modelschematisatie , waaraan de Zuiderzee is toegevoegd (200m extended, in oranje). De afkorting 'nm' in de kleurenschaal staat voor nautische mijl (1 nm = 1852 m).

3.1.2.2 Zoetwaterafvoeren

Figuur 3-2 toont de (aangepaste) zoetwaterafvoeren in het model. De zoetwaterafvoeren in de 2017 en 1933 simulatie zijn gelijk als in Vroom et al. (2020), te weten ongeveer 500 m³/s. Voor 1927 zijn de spuilocaties weggelegd (rode driehoekjes Figuur 3-1) en de rivierdebieten van de IJssel, Overijsselse Vecht en de Eem opgelegd aan het model (blauwe driehoekjes Figuur 3-1). De historische afvoeren zijn niet goed bekend, maar op basis van historische rapporten zijn tijdsconstante debieten van respectievelijk 400, 150 en 90 m³/s opgelegd (Dienst der Zuiderzeewerken, 1946; Snijdelaar, 1960; Rijkswaterstaat, 1957; Struijk, 1994).

3.1.2.3 Bodemligging

In lijn met Elias et al. (2012) en Vroom et al. (2012), is de bodemligging van 1927 gebaseerd op historische vaklodingen (Figuur 3-2). Deze dateren uit 1926, 1927, 1905 en 1933 in de westelijke en oostelijke Waddenzee, de Wieringerwaard en Zuiderzee, respectievelijk (zie Appendix A.1). Ze zijn grotendeels toegankelijk via het onderzoeksprogramma KPP B&O kust. De bodemligging in de 1933 simulatie is identiek aan die van 1927, alleen de aanwezigheid van de Afsluitdijk is verschillend.



Figuur 3-2: Bodemligging in het model voor 1927 (links) en het verschil met 2017 (rechts). Rood (blauw) geeft aan dat de bodem tegenwoordig hoger (lager) ligt. Groene polygonen geven de locaties van de ondergedoken zeegrasvelden anno 1933 weer.

3.1.2.4 Bodemsamenstelling

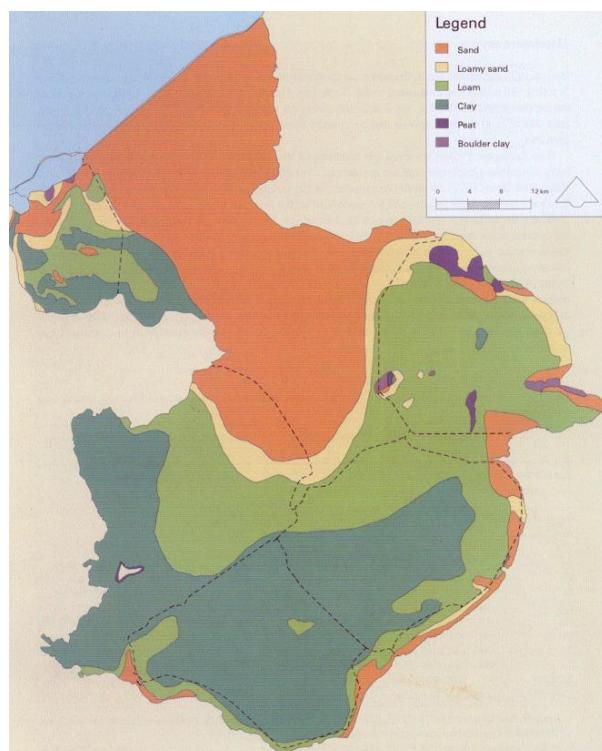
De bodemsamenstelling is bepaald door het model minimaal drie jaar in te laten spelen vanaf zo goed mogelijk ingeschatte initiële condities. Dit is gedaan opdat de bodemsamenstelling beter in balans is met de waterbeweging in 1927 en 2017. Hiervoor zijn verschillende bodemliggingen en rivieraafvoeren gebruikt (zie boven), maar altijd de randvoorwaarden en meteorologische forcing van het jaar 2017. De bodemsamenstelling voor de simulatie in 1933 is bereikt door de 1927 som nog zes maanden met Afsluitdijk in te laten spelen.

De initiële slibgehaltes in de Waddenzee (vóór het inspelen) zijn geïnterpoleerd op basis van metingen van de Sedimentatlas. Voor het bodemslibgehalte in de Zuiderzee zijn geen metingen beschikbaar en is aangenomen dat deze bimodaal verdeeld is zoals beschreven in

Colina Alonso et al. (2021): met een slibrijk en een slibarm gebied met een slibgehaltes van 40,5% en 4,5%, respectievelijk. Deze twee slibgehaltes voor de Zuiderzee zijn gebaseerd op de bimodale verdeling die de SIBES en Sedimentatlas laten zien in intertidale gebieden in de Waddenzee (zie Appendix A.2). De ruimtelijke verdeling in slibrijke en slibarme gebieden in de Zuiderzee is gebaseerd op Winkels (1997) (Figuur 3-3). De slibrijke en slibarme gebieden die aan het model zijn toegevoegd hebben een Manning bodemruwheid van 0,0220 en 0,0279 s/m^{1/3}, respectievelijk.

De definitie voor slibgehaltes in deze studie is consistent met de definitie die gehanteerd is in de SIBES en Sedimentatlas metingen. Deze is als volgt: de bodemslibmassa (M_{slib}) gedeeld door de som van de slibmassa en zandmassa ($M_{slib} + M_{zand}$). Doordat het model geen zandtransport berekent, is M_{zand} constant en gelijk aan de initiële zandmassa in de bufferlaag. De definitie voor slibgehaltes in deze studie verschilt ten opzichte van Vroom et al. (2020), waarin slibgehaltes werden gedefinieerd als de bodemslibmassa (M_{slib}) gedeeld door de zandmassa (M_{zand}). De modelbodem in de 2017 referentiesom bevat hierdoor meer slib dan in Vroom et al. (2020).

De dynamiek van het slib in de waterkolom is consistent met Vroom et al. (2020). Het slib in het model bestaat uit twee fracties die zich anders in de waterkolom gedragen. De grovere slibfractie (IM1) omvat 95% van de initiële bodemslibmassa en heeft een valsnelheid van 1,5 mm/s. De fijnere slibfractie (IM2) omvat 5% van de initiële bodemslibmassa en heeft een valsnelheid van 0,4 mm/s, wat betekent dat het moeilijker bezint en langer in de waterkolom blijft zweven.



Figuur 3-3: Kaart van de bodemsamenstelling in de Zuiderzee (Winkels, 1997). In de slibrijke (licht- en donkergroen) en zandigere gebieden (geel/oranje) is een initieel slibgehalte van respectievelijk 40,5% en 4,5% opgelegd. Deze zijn gebaseerd op een bimodale slibverdeling in de Waddenzee zoals beschreven in Colina Alonso et al. (2021).

3.1.2.5 Lichtuitdoving

Het model is uitgebreid met een lichtuitdovingsfunctie omdat uit de hypotheses voor het verdwijnen van zeegras blijkt dat het lichtbeschikbaarheid aan de bodem een belangrijke factor is. De relatieve lichtbeschikbaarheid aan de bodem is afhankelijk van de waterdiepte en troebelheid en is bepaald volgens een exponentiële Beer-Lambert functie (Ingle & Crouch, 1988). Voor elke laag van de waterkolom wordt de lichtbeschikbaarheid aan de onderkant van die laag (I_{bot}) bepaald volgens Vergelijking 1:

Vergelijking 1 – Exponentiële lichtuitdovingsfunctie

$$I_{bot} = I_{top} * e^{-\epsilon_{total} * \Delta H}$$

Hierin is I_{top} [W/m²] de lichtintensiteit aan de bovenkant van de waterlaag, ΔH is de dikte van de waterlaag [m], en ϵ_{total} is de totale lichtuitdovingscoëfficiënt [m⁻¹].

In deze studie modeleren we alleen lichtuitdoving door anorganisch materiaal; lichtuitdoving door organisch materiaal, levende algen of detritus wordt alleen impliciet meegenomen in de totale lichtuitdovingscoëfficiënt ϵ_{total} . Omdat de fijnere slibfractie relatief meer licht tegenhoudt (per gram), worden verschillende specifieke lichtuitdovingscoëfficiënten toegepast: $\epsilon_{IM1} = 0,01$ m²/g voor de grove slibfractie en $\epsilon_{IM2} = 0,025$ m²/g voor de fijne slibfractie. Lichtuitdoving door organisch materiaal wordt indirect meegenomen door een achtergrond uitdoving van 0,8 m⁻¹ op te geven, evenals een component die afhankelijk is van het zoutgehalte.³ De meeste coëfficiëntwaarden zijn gebaseerd op van Leeuwen et al. (2023) en Zijl et al. (2023). Omdat deze studies geen lichtuitdoving voor de grovere fractie toepassen is voor ϵ_{IM1} de default waarde gebruikt (pers. communicatie Lauriane Vilmin, juli 2023).

3.1.2.6 Zeegrasvelden

In de 1927 simulatie modelleren we de invloed van de zeegrasvelden op de waterbeweging middels de analytische vergelijkingen van Baptist et al. (2007)⁴, als formulering voor de trachytopen. In tegenstelling tot een eenvoudige verhoging van de bodemruwheid, zorgen deze vergelijkingen voor vermindering van zowel stroomsnelheid als bodemschuifspanning, waardoor het effect van zeegras op sedimenttransport ook juist gemodelleerd wordt. Hierbij zijn voor de vegetatie een hoogte van 0,2 m, een dichtheid van 500 bladen/m² en een bladbreedte van 1 cm opgegeven. De hoogte is niet de bladlengte maar een effectieve hoogte, omdat zeegras een flexibele structuur heeft waarbij de bladeren deels plat gaan liggen. Het model van Luhar & Nepf (2013) is gebruikt om de effectieve hoogte in te schatten op basis van schattingen van de bladlengte, stroomsnelheid, elasticiteitsmodulus, bladbreedte, bladdikte, bladdichtheid van het ondergedoken zeegras, evenals de stroomsnelheid en waterdichtheid. Voor de bladlengte is een conservatieve waarde van 0,9 m gebruikt – wat overeenkomt met de maximale bladlengte die in 1916 in het vroege groeiseizoen is gemeten (van Goor, 1920). Alle waarden zijn beschreven in Appendix A.3.

In de simulatie voor 1933 en 2017 zijn geen ondergedoken zeegrasvelden aanwezig. De kwelders zijn niet in het model opgenomen, omdat deze in de westelijke Waddenzee maar een klein areaal beslaan en een verwaarloosbare invloed hebben op de waterbeweging op de grote schaal en lokaal bij de zeegrasvelden.

3.1.3 Modelscenario's

Een overzicht van de modelsenario's is opgenomen in Tabel 3.1. De referentiesimulatie betreft de simulatie voor 1927, met de gemeten bodemligging in 1927, zonder Afsluiddijk en

³ Lineair verloop van 0,97 1/m bij zoet water (0 PSU) tot 0 1/m bij zout water (35 PSU).

⁴ In de huidige modelopzet heeft het zeegras alleen invloed op de stroming niet op de golfhoogte of golfgedreven schuifspanning.

zoetwaterafvoeren via de IJssel. Deze modelsimulatie wordt gebruikt om te toetsen of de gemodelleerde abiotische condities (stroomsnelheden, saliniteit, troebelheid/lichtklimaat) vallen binnen de bandbreedtes die bekend zijn op basis van historische literatuur/metingen.

Het effect van de afsluiting van de Zuiderzee wordt op twee tijdschalen onderzocht ten opzichte van het referentiescenario voor de afsluiting. De eerste tijdschaal betreft de initiële hydrodynamische response en wordt onderzocht met een simulatie van 1933 – toen de bodem zich nog beperkt had aanpast aan de afsluiting. De tweede tijdschaal betreft de lange termijn response van zowel de hydrodynamica en morfologie, en wordt onderzocht met een simulatie van de huidige condities.

De huidige situatie wordt gepresenteerd door een simulatie van 2017, waarin het DWSM is opgezet en uitgebreid is gekalibreerd. De modelsimulatie wordt gebruikt om de aanpassingen te valideren, d.w.z. of het model met de aanpassingen nog steeds vergelijkbare resultaten geeft als het oorspronkelijke model. Ook wordt deze modelsimulatie gebruikt om de veranderingen in abiotische condities ten opzichte van de situatie voor afsluiting te analyseren én te vergelijken met de bandbreedtes van habitatgeschiktheid uit literatuur.

Tabel 3.1 Modelscenario's (zwartgedrukt zijn simulaties die in het conceptrapport zijn opgenomen; grijsgedrukt zijn simulaties die nog worden uitgevoerd voor het eindrapport)

Naam simulatie	Bodemligging	Meteorologische forcering	Zeegras aanwezig	Afsluitdijk aanwezig?	Zoetwaterafvoeren
1927	1905-1933	2017	Ja	Ja	“1927”: Historische schatting Zuiderzee afvoeren ⁵ en gemeten secundaire afvoeren uit 2017 ⁶
1933	1905-1933	2017	Nee	Nee	“2017”: Gemeten afvoertijdreeksen Afsluitdijk ⁷ , Cleveringsluizen, en secundaire afvoeren ⁶
2017	2016-2018	2017	Nee	Nee	“2017”: Gemeten afvoertijdreeksen Afsluitdijk ⁷ , Cleveringsluizen, en secundaire afvoeren ⁶
1927 zonder zeegras	1905-1933	2017	Nee	Ja	“1927”: Historische schatting Zuiderzee afvoeren ⁵ en gemeten secundaire afvoeren uit 2017 ⁶
1927 storm scenario	1905-1933	2017 januari	Ja	Ja	“1927”: Historische schatting Zuiderzee afvoeren ⁵ en gemeten secundaire afvoeren uit 2017 ⁶
2017 storm scenario	2016-2018	2017 januari	Nee	Nee	“2017”: Gemeten afvoertijdreeksen Afsluitdijk ⁷ , Cleveringsluizen, en secundaire afvoeren ⁶

De analyse in deze studie wordt verricht op basis van de modeluitvoer van een springtij-doodtijcyclus in het groeiseizoen (23 juni t/m 7 juli 2017), omdat het lichtklimaat in deze

⁵ IJssel, Overijsselse Vecht, Eem

⁶ Ems, Helsdeur, Noordpolderzijl, Spijksterpompen, en de Drie Delfzijlen.

⁷ Den Oever, Kornwerderzand

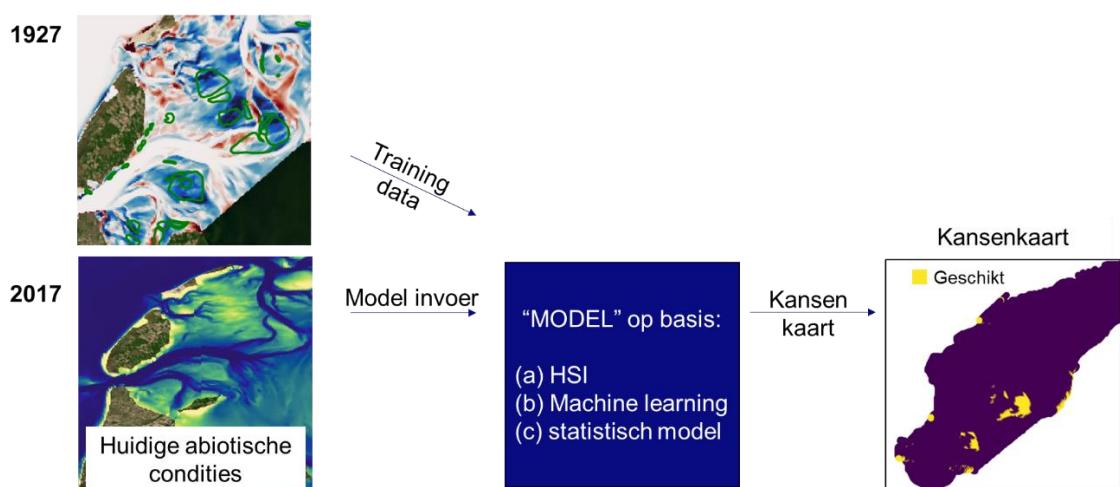
periode de voornaamste invloed heeft op de groei en overlevingskans van het zeegras. Bovendien zijn de getijcondities in deze periode representatief voor het getij tussen 1 januari 2013 en 31 december 2017 (van Weerdenburg, 2021).

3.2 Doorvertaling naar kansrijke gebieden voor herstel

3.2.1 Aanpak kansenkaart

Deze paragraaf beschrijft de aanpak om kansrijke gebieden voor het herstel van ondergedoken Groot zeegras te identificeren in de huidige Nederlandse Waddenzee op basis van de huidige abiotische condities. Figuur 3-4 visualiseert de aanpak waarbij drie verschillende modellen gebruikt kunnen worden om een kansenkaart te maken op basis van de modelresultaten. De modellen (blauwe box Figuur 3-4) die in deze aanpak gebruikt worden in Paragraaf 3.2.2 beschreven.

De historische modelresultaten van de condities in 1927 met zeegras (linksboven in Figuur 3-4) worden gebruikt om een model voor zeegrasgeschiktheid te trainen of fitten. Hiervoor worden ruimtelijk variërende abiotische modelparameters gebruikt (zoals lichtbeschikbaarheid) en de ruimtelijke gegevens van aan- en afwezigheid van Ondergedoken zeegras in de westelijke Waddenzee. Vervolgens worden de modelresultaten van de huidige (2017) condities zonder zeegras gebruikt (linksonder in Figuur 3-4) als input voor dit getrainde model. Hieruit volgen kansrijke gebieden voor zeegrasgroei op basis van de huidige abiotische condities in de Waddenzee (blok rechts in Figuur 3-4).



Figuur 3-4: Aanpak kansenkaart zeegrapherstel aan de hand van numerieke modelresultaten.

Ter kwaliteitscontrole wordt gecontroleerd of het model in staat is de historische zeegrasvelden te reproduceren. Hiervoor zijn de gemodelleerde abiotische condities in 1927 (linksboven in Figuur 3-4) gebruikt als input voor het getrainde model. Hierbij is het streven dat er zo min mogelijk foutpositieven zijn (het model denkt ontenecht dat het een zeegrasveld is) of foutnegatieven zijn (het model herkent niet dat het een zeegrasveld is), en zo veel mogelijk echt positieve of echt negatieve. Voor de Machine Learning en statistische aanpak is ook gevarieerd met hoeveel zeegrasaanwezigheid data gebruikt is om het model te trainen, door niet alle zeegrasaanwezigheid data te gebruiken of 'verklappen'. Hiermee kan geverifieerd worden of het model ook de 'niet verlapte' zeegrasvelden kan reproduceren en er geen sprake is van overfitting.

3.2.2

Modellen om een kansenkaart te maken

In deze studie zijn 3 methodes uitgewerkt om een kansenkaart voor ondergedoken Groot zeegras te maken (blauwe box Figuur 3-4). Namelijk door middel van Habitat Suitability Indices (HSI), met een Random Forest regressie (een Machine Learning aanpak), en met een Logistische Regressie (een statistisch model). In dit rapport wordt in Hoofdstuk 7 alleen een kansenkaart op basis van Habitat Suitability Index (HSI) curves gepresenteerd, omdat de andere twee aanpakken complexer zijn en nog niet voldoende doorontwikkeld ten tijde van oplevering van dit rapport. Belangrijk voorbereidend werk voor deze methodes is toegelicht in Appendix C. Hieronder worden alsnog alle drie de modellen geïntroduceerd, omdat het uitwerken van een Logistische Regressie en Random Forest methode is opgenomen in de aanbevelingen en omdat hun meerwaarde en voorlopige inzichten in de discussie worden besproken.

Habitat Suitability Index (HSI) Curves

Bij deze aanpak worden handmatig curves gemaakt die de kans op zeegrasvoorkomen laten zien voor verschillende waarden van de respectievelijke abiotische parameters. In deze studie zijn de HSI curves grotendeels gebaseerd op de kans van zeegrasvoorkomen in de modelsimulatie van 1927 met zeegras (zie Hoofdstuk 7). De totale kans op zeegrasvoorkomen wordt bepaald door een door de gebruiker in te stellen rekenregel, zoals het vermenigvuldigen of optellen van de afzonderlijke kansen per abiotische parameter. De ruimtelijke patronen van zeegrasgeschiktheid zijn bij deze aanpak sterk afhankelijk de vorm van de afzonderlijke HSI curves en de rekenregel waarmee deze worden gecombineerd tot een totale kans. Hierdoor is de methode afhankelijk van gedetailleerde ecologische kennis en subjectiever dan methodes waarbij een model wordt getraind of gefit. Wel is de methode transparant in de zin dat het duidelijk is wat het effect van afzonderlijke abiotische parameters is op de kans op zeegrasvoorkomen.

Logistische Regressie

Een Logistische Regressie is een statistische methode waarmee de aanwezigheid (uitkomst = 1) of afwezigheid van zeegras (uitkomst = 0) voorspeld kan worden door het model te fitten aan de hand van een of meerdere (abiotische) invoerparameters zoals gemiddelde lichtbeschikbaarheid.

Deze parametrisering zorgt typisch voor geleidelijke ruimtelijke patronen in geschiktheidswaarden (Herman & van Rees, 2022). Hoewel de methode transparant is in de zin dat het duidelijk is hoe parameters gebruikt worden om zeegrasaanwezigheid te voorspellen, moeten de invoerparameters wel voldoen aan enkele statistische eisen. Zo moeten ze logit-getransformeerd worden, en lineair en onafhankelijk zijn van elkaar. Verder kan naast de abiotische invoerparameter zelf ook de gekwadrateerde waarde meegenomen worden (bijvoorbeeld lichtbeschikbaarheid in het kwadraat), dit indien de kans op zeegras voorkomen een optimum heeft en niet monotoon toe- of afneemt bij een grotere waarde van de abiotische parameter.

Random Forest

Random Forest is een Machine Learning techniek waarbij een ensemble van beslisbomen wordt gecreëerd die elk de abiotische resultaten toetsen aan honderden criteria, bijvoorbeeld "is het zoutgehalte meer of minder dan 15 PSU, zo ja heeft de lichtbeschikbaarheid een waarde van meer of minder dan 23%?". Elke beslisboom gebruikt een andere random subset aan abiotische input variabelen en voorspelt uiteindelijke of er wel of geen zeegras is. De kans op zeegrasvoorkomen op een locatie wordt bepaald door de gemiddelde uitslag van de beslisbomen.

De methode kan typisch complexe patronen in geschiktheidswaarden reproduceren (Herman & van Rees, 2022). Verder houdt het rekening met complexe interacties tussen abiotische

stressoren die moeilijk te bepalen zijn op basis van expert judgement. Hoewel het sterke punt van Random Forest juist zijn vermogen is om complexe patronen vast te leggen, schuilt daar tegelijkertijd een zwakte: het is tot op zekere hoogte een 'black box'-methode. Dit betekent dat het model gevoelig kan zijn voor overfitting, waarbij het zich te sterk aanpast aan de specifieke kenmerken van de trainingsgegevens die je als gebruiker meegeeft.

4 Modelvalidatie

4.1 Validatie simulatie 2017

Aangezien het model is overgenomen van Vroom et al. (2020), wordt voor de reproductie van de waterstanden en saliniteit verwezen naar dat rapport. Omdat de slibverdeling op de bodem is aangepast in de 2017 simulatie, zoals beschreven in paragraaf 3.1.2, is het van belang de berekende sedimentconcentraties in de waterkolom te vergelijken met metingen.

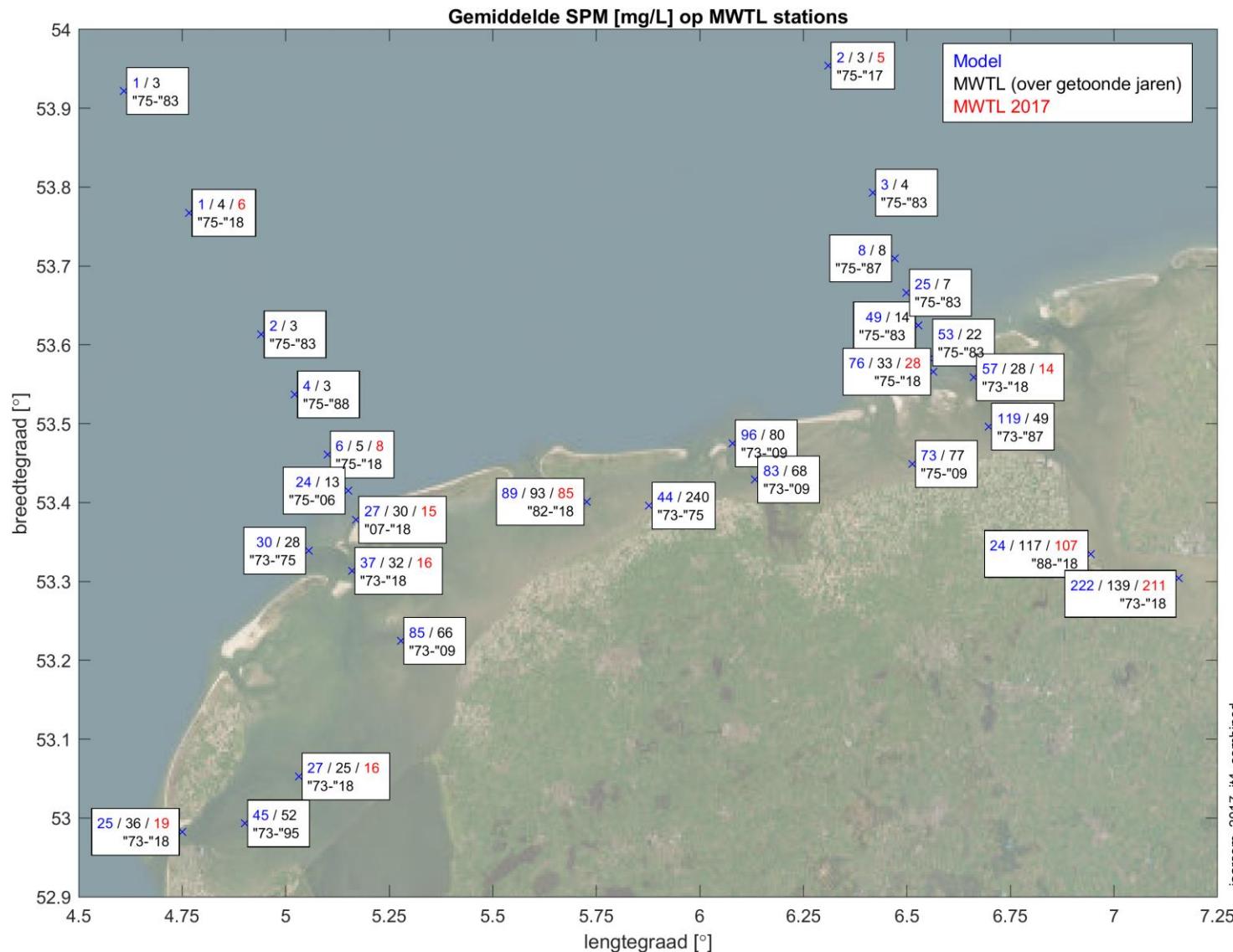
De slibconcentraties in de waterkolom (SPM) zijn opnieuw vergeleken met MWTL-metingen (zie Figuur 4-1). In grote lijnen zijn de resultaten heel vergelijkbaar met de eerdere modelresultaten. Op stations Texelstroom, Dantzigat, Holwerd, Zoutkamperlaag en Zuid Oost Lauwers oost is de gemodelleerde slibconcentratie als gevolg van de aangepaste slibfractie in de bodem iets verhoogd, waardoor deze beter overeenkomt met de gemeten waarde. Met name in het Eems-Dollard estuarium zijn de gemodelleerde sedimentconcentraties aanmerkelijk hoger en daarmee realistischer geworden. Op stations Doove Balg, Bauwe Slenk Oost en (in mindere mate) Vliestroom zorgen de aangepaste modelinstellingen echter voor een kleine overschatting ten opzichte van de metingen.

Naast de gemiddelde waarden is ook gekeken naar de standaarddeviatie van gemeten en gemodelleerde SPM, om een idee te krijgen van de variatie over het getij en de seizoenen. De gemiddelen en standaarddeviaties voor locaties in de westelijke Waddenzee zijn samengevat in Tabel 4.1. Merk daarbij op dat de metingen slechts eenmaal per springtij-doodtijperiode worden genomen, waardoor fluctuaties binnen een getijperiode dus geen onderdeel uitmaakt van deze observaties. Voor het model worden iedere 10 minuten waarden weggeschreven, waardoor de getijvariatie wel onderdeel is van het gemodelleerde SPM.

Tabel 4.1: Gemeten en gemodelleerde SPM-waarden per meetstation in mg/l. De tweede en derde kolom geven (resp.) de gemiddelde gemeten SPM-waarden en de standaarddeviaties (over de weergegeven periode). De derde en vierde kolom geven (resp.) de gemiddelde gemeten SPM-waarden en de standaarddeviaties voor 2017. De vijfde en zesde kolom geven (resp.) de gemiddelde gemodelleerde SPM-waarden en de standaarddeviaties

Station	MWTL gem. [mg/l] (jaren)	MWTL std. [mg/l] (jaren)	MWTL 2017 gem. [mg/l]	MWTL 2017 std. [mg/l]	Model gem. [mg/l]	Model std. [mg/l]
MARSDND	36 ('73-'18)	54 ('73-'18)	19	17	25	20
MALZN	52 ('73-'95)	32 ('73-'95)	n.v.t.	n.v.t.	45	47
DOOVBWT	25 ('73-'18)	21 ('73-'18)	16	11	27	28
VLIESM	32 ('73-'18)	25 ('73-'18)	16	9	37	28
BLAUWSOT	66 ('73-'09)	51 ('73-'09)	n.v.t.	n.v.t.	85	85

Verder blijven de bodemslibgehaltes redelijk stabiel, wat betekent dat de opgelegde initiële conditie in stand kan worden gehouden.

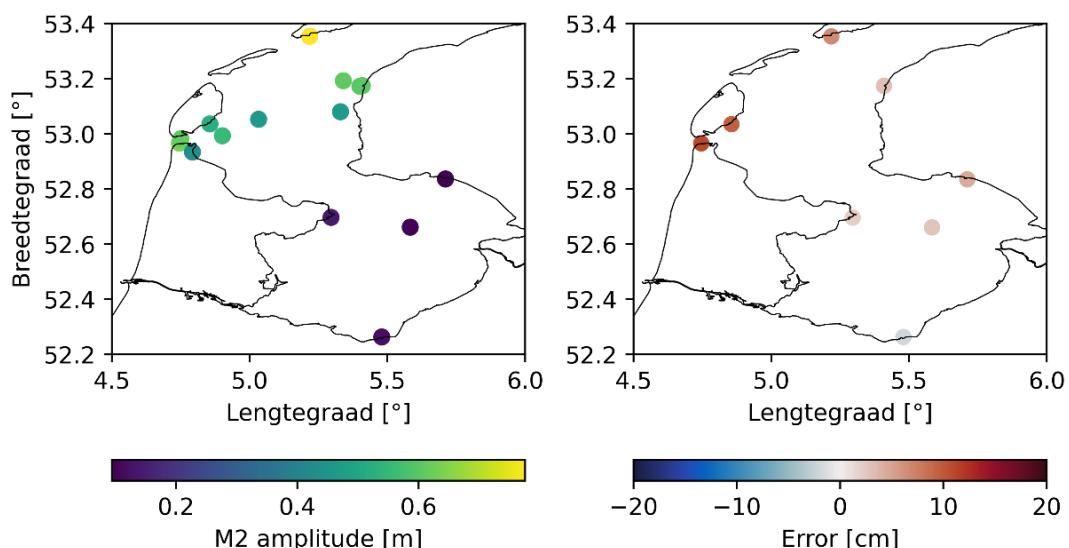


Figuur 4-1: Vergelijking tussen jaargemiddelde concentratie SPM [mg/L] aan het oppervlak ter plaatse van de MWTL-stations uit modelberekeningen (blauw), langjarig gemiddelde MWTL-meting (zwart, over de aangegeven jaren) en jaargemiddelde MWTL-meting van 2017 (rood).

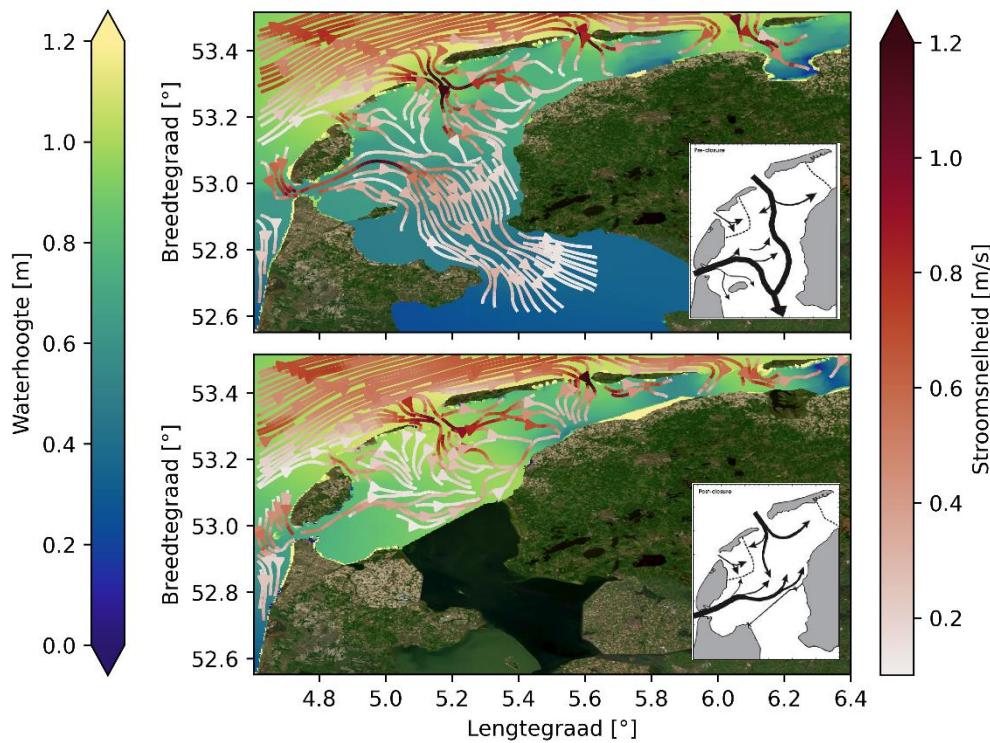
4.2 Validatie simulatie 1927

4.2.1 Waterbeweging

Voor de situatie in 1927 komen de door het model berekende waterstanden redelijk goed overeen met historische bronnen. Figuur 4-2 toont de amplitude van de M2-component, de hoofdcomponent van het getij. Het getij dempt snel uit in de Zuiderzee. Zoals ook beschreven wordt in de literatuur (Sectie 2.2.1), laten de stroombeelden zien dat het getij van een meer noord-zuid oriëntatie is veranderd naar een stroming in oostwaartse richting (Figuur 4-3). De stroomlijnen in Figuur 4-3 laten zien dat het Balgzand een luwer gebied is geworden, wat in lijn is met de sterke sedimentatie die daar sinds de afsluiting is opgetreden.



Figuur 4-2: M2-amplitude in het model op beschikbare stations (links) en het verschil met gerapporteerde M2-amplitude in Lorentz (1926; Tabel 2.1).

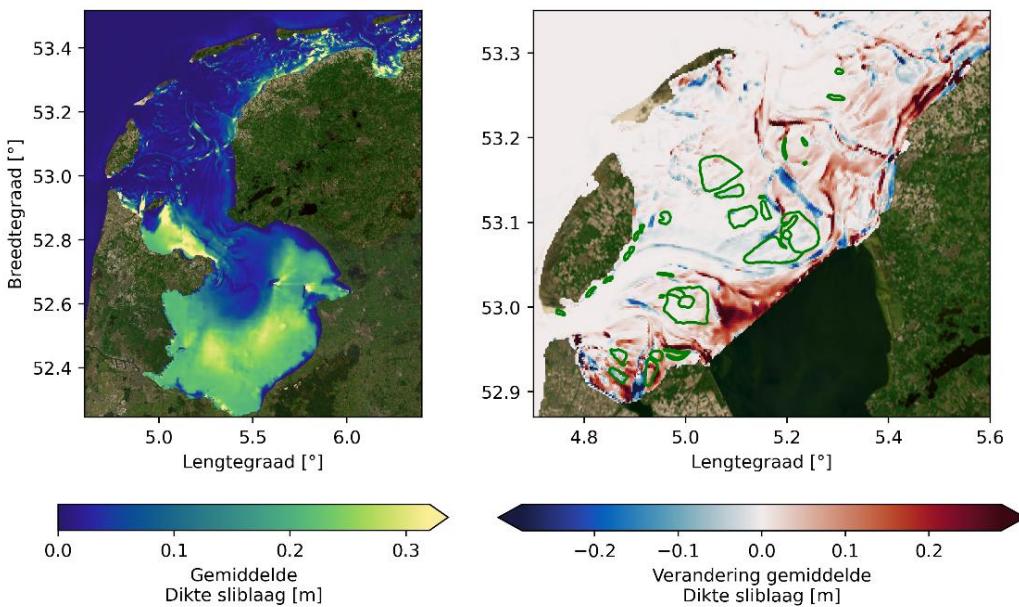


Figuur 4-3: Gemodelleerde stroombeelden voor (1927; boven) en na (2017; onder) afsluiting van de Zuiderzee tijdens inkomen tij (momentopname tijdens hoogwater in zeegat Vlie). Grijs-witte figuren rechtsonder tonen verwachte stroombeelden op basis van literatuur (Elias et al., 2003).

4.2.2

Morfologie en bodemsamenstelling

Het model rekent geen morfologische veranderingen uit, maar wel een sliblaagdikte op de bodem. In 1927 laat het ingespeelde slibveld zien dat de Zuiderzee een zeer slibrijk gebied was, zeker in vergelijking met de (westelijke) Waddenzee. Indien het slibveld in 2017 wordt vergeleken met de situatie voor 1927, zien we slibsedimentatiepatronen die overeen komen met patronen op basis van data-analyse (Colina Alonso, 2020).



Figuur 4-4: Gemiddelde dikte van de sliblaag in 1927 (links) en verandering van de gemiddelde dikte van de sliblaag tussen 1927 en 2017 (rechts) op basis van modelresultaten. De groene polygonen geven de contouren van de voormalige zeegrasvelden aan.

4.2.3

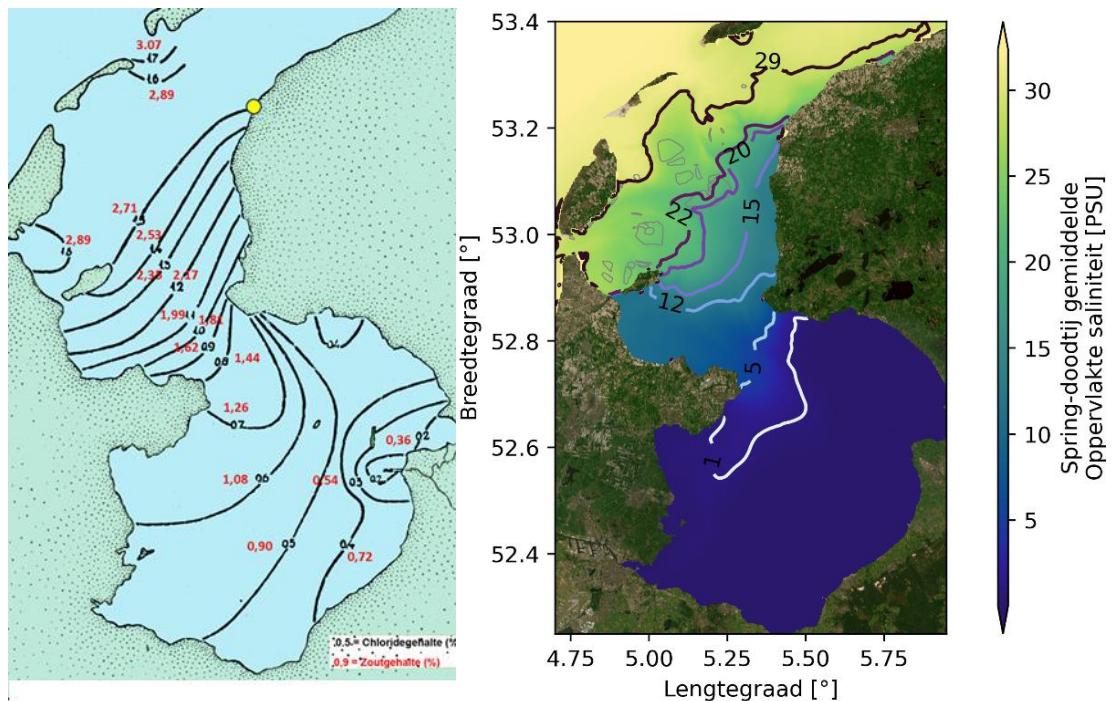
Zoutgehalte

Een vergelijking met literatuur laat zien dat de spring-doodtij gemiddelde zoutgehaltes in deze studie niet onrealistisch zijn, maar mogelijk te laag voor het langjarig gemiddelde tijdens het groeiseizoen. Dit betekent dat het water in sommige zeegrasvelden relatief zoet zou zijn in de modelresultaten. Figuur 4-5 laat dit zien aan de hand van een vergelijking van historische zoutgehaltes uit Volker (1942) met onze modelresultaten. Hoewel de gemodelleerde zoutgehaltes (rechter paneel) lager zijn dan in Volker (1942) (linker paneel) lijken de ruimtelijke patronen wel op hoofdlijnen te kloppen. Hierbij valt op dat de Friese kust (in ieder geval tot aan Roptazijl) relatief zoeter was dan de westelijke Waddenzee (zie isolijnen tussen Wieringen en Friese kust, in beide panelen Figuur 4-5).

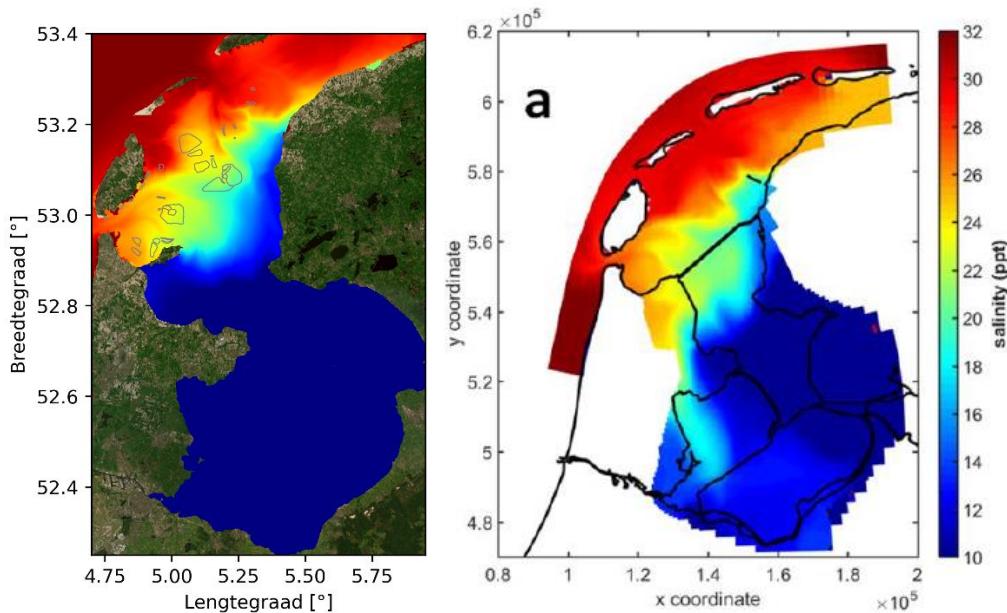
De onderschatting van de gemodelleerde zoutgehaltes in de Waddenzee heeft mogelijk te maken met het opleggen van tijdconstante afvoerdebieten op basis van een uitzonderlijk nat jaar. De salinitetsverdeling is namelijk sterk afhankelijk van de beschouwde periode (zomer/winter; rustige of stormachtige condities) en de hoeveelheid zoetwater die de Zuiderzee binnenkomt (Thijsse, 1972; Van der Hoeven, 1982; Van Aken 2008). De opgelegde jaargemiddelde afvoeren komen overeen met door Van der Hoeven (1982) geschatte afvoeren in juni 1926 en 1927. Merk op dat dit uitzonderlijk natte jaren waren, waardoor deze zomerafvoeren in 1926/1927 vergelijkbaar zijn met winterafvoeren in andere jaren. Voor de gevalideerde 2017 simulatie (niet getoond) zijn wel gemeten tijdsreeksen opgelegd, waarin de afvoeren in de bestudeerde zomerperiode lager zijn dan in de winter.

De onderschatting van de gemodelleerde zoutgehaltes is niet overal even groot. Op basis van een model-modelvergelijking met Iwantoro (2016) lijken onze zoutgehaltes met name in de zeegrasvelden in het Eierlandse gat en nabij Timmekesplaat en Stompe onderschat te zijn. De zoutgehaltes in de voormalige zeegrasvelden op het Balgzand en het Lutjeswaard zouden realistischer zijn (zie ligging 25 ppt isolijn in Figuur 4-6). Buiten ons interessegebied voor zeegrasgroei, in de voormalige Zuiderzee, zijn onze huidige resultaten wel aanmerkelijk zoeter dan Iwantoro (2016). De hogere zoutgehaltes in Iwantoro (2016) worden veroorzaakt door de lagere zoetwaterafvoer die zij opleggen (~500 m³/s t.o.v. 640 m³/s in ons model). Iwantoro (2016) maakte namelijk gebruik van jaargemiddelde spuidebarrières van de

spuisluizen Kornwerderzand en Den Oever, die geprojecteerd werden als rivierafvoeren in de Zuiderzee. Iwantoro (2016) laat daarom uitsluitend het effect zien van de veranderde afvoerlocatie: vanaf de afsluutdijk in de huidige condities naar de Zuiderzee in de historische condities.



Figuur 4-5: Vergelijking historische saliniteitsverdeling literatuur (links) met spring-doodtij gemiddelde modelresultaten voor 1927 (rechts). Het linker paneel toont de historische saliniteitsverdeling naar Volker (1942) in chlorideconcentratie (zwart) en % (rood). Hierbij geeft het vermenigvuldigen van de rode getallen met 10 de jaargemiddelde saliniteit in PSU. Het gele bolletje geeft de ligging van station Roptazijl aan.

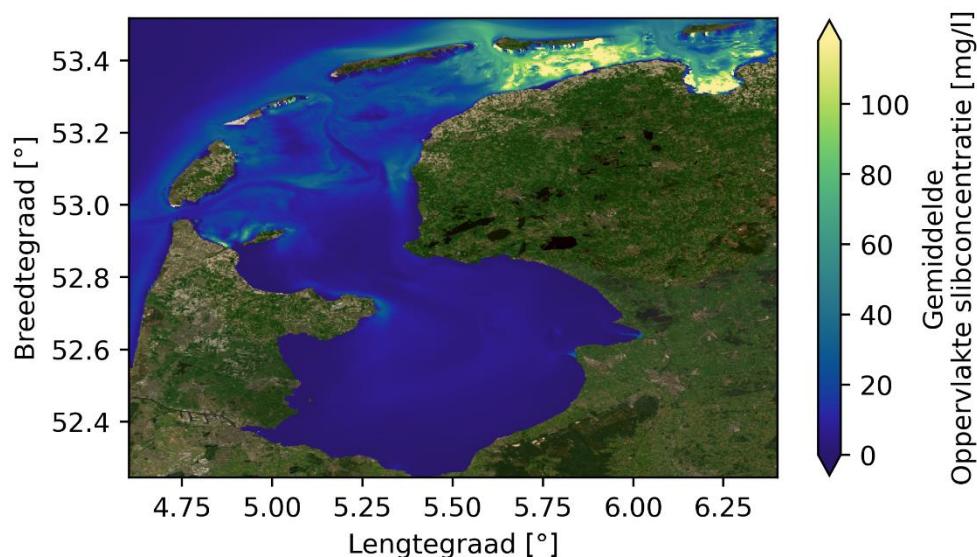


Figuur 4-6 Vergelijking springtij-doodtij gemiddelde oppervlakte saliniteit voor de afsluiting van de Zuiderzee (links) in deze studie en (rechts) zoals gesimuleerd door Iwantoro (2016). Kleurschalen lopen in beide figuren tussen de 10 en 32 ppt. Dunne contouren in linker paneel geven voormalige zeegraslocaties aan in deze studie.

4.2.4

Troebelheid

In grote lijnen zien we in onze resultaten dat de slibconcentraties in de Zuiderzee en in de westelijke Waddenzee relatief laag waren, net als in de resultaten van Iwantoro (2016) in Figuur 2-16. Dit lijkt te passen bij het beeld van een grootschalige luwe zone in de Zuiderzee waar het slib in terechtkwam en de tijd had om te bezinken, waardoor de bodem zeer slibrijk is en de waterkolom relatief helderder. In lijn met Iwantoro et al. (2016) vertonen de slibconcentraties in ons model dan ook aanzienlijk lagere waarden voor de Friese kust in 1927 in vergelijking met de huidige situatie (< 50 mg/l, zie Figuur 4-7). In de Zuiderzee neemt Iwantoro et al. (2016) lokaal hoge slibconcentraties waar (> 100 mg/l, zie Figuur 2-16); deze zijn niet terug te vinden zijn in ons model. Het is echter niet uitgesloten dat het daarbij ging om inspeeleffecten. Eenzelfde vergelijking in de oostelijke Waddenzee, waar in ons model van 1927 hoge slibconcentraties (orde grootte 100 mg/l) zijn waargenomen, is niet mogelijk omdat dit gebied geen deel uitmaakte van het modeldomein van Iwantoro et al. (2016). Al met al lijken de slibconcentraties in ons model redelijk in lijn met algemene inzichten en eerdere modelresultaten, waarmee deze betrouwbaar genoeg worden geacht voor het doel van deze studie.

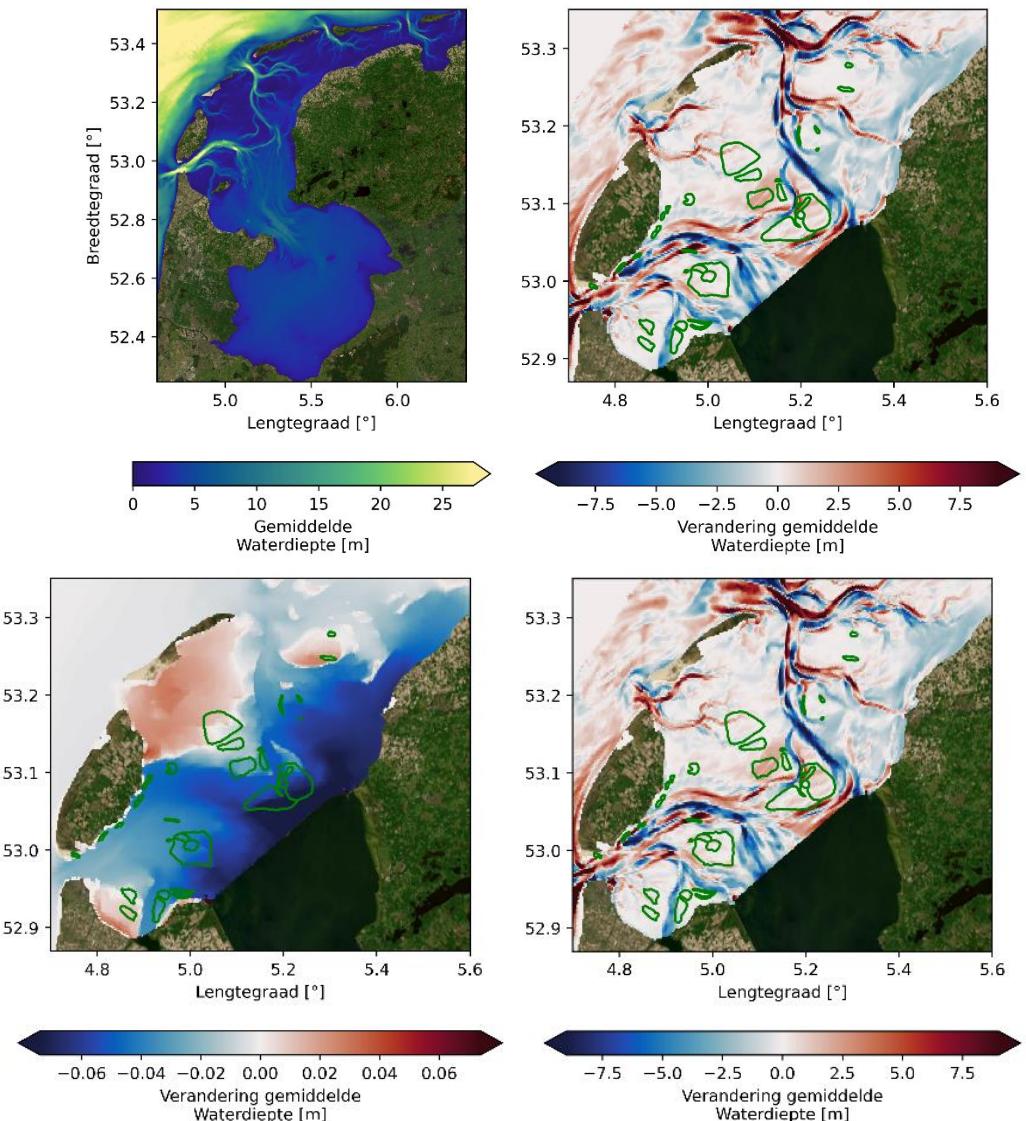


Figuur 4-7: Gemiddelde oppervlakte slibconcentraties over een springtijd-doodtijcyclus in het groeiseizoen in mg/l voor het model van 1927. Zie ter vergelijking de resultaten van Iwantoro et al. (2016) in Figuur 2-16.

In dit hoofdstuk worden de resultaten gepresenteerd van de modelsimulaties. In achtereenvolgende paragrafen worden de waterbeweging (5.1), de morfologie en bodemsamenstelling (5.2), het zoutgehalte (5.3), de vertroebeling (5.4) en het lichtklimaat (5.5) besproken. Hierin worden steeds figuren gepresenteerd met de condities uit 1927 (absolute waardes) en verschilplaatjes tussen de jaren 1927 en 1933 en tussen de jaren 1933 en 2017. Zo kunnen de directe effecten van de veranderingen in de hydrodynamica (1927-1933) en de langetermijneffecten van de aangepaste morfologie (1933-2017) afzonderlijk worden beschouwd. In de verschilplaatjes is ervoor gekozen om verschillen chronologisch in de tijd te tonen (d.w.z. een toename in verschilplaatje 1933-2017 betekent dat de waarde 'nu' in 2017 hoger is dan in 1933). Aanvullende resultaten voor een scenario zonder zeegras in 1927 en een gevoelighedsscenario voor stormcondities zijn toegevoegd in Bijlage B. In de in dit hoofdstuk gepresenteerde resultaten is wél zeegras aanwezig in het 1927 scenario, met effect op de waterbeweging en het sedimenttransport.

5.1 Waterbeweging

Het gecombineerde effect van veranderingen in de waterstanden en de bodemligging tussen 1927 en 2017 komt tot uitdrukking in de verandering van de waterdiepte (Figuur 5-1 links). Het effect van de toegenomen getijslag middelt ongeveer uit bij de bepaling van de gemiddelde waterdiepte (door toename van hoogwaterstanden en afname van laagwaterstanden), te meer omdat in de simulaties geen zeespiegelstijging is meegenomen. De gemiddelde waterdiepte is tussen 1927 en 1933 dan ook nauwelijks veranderd (N.B. limieten van de kleurenschaal zijn in de orde centimeters). Ter plaatse van de voormalige zeegraslocaties is de waterdiepte in de periode 1933-2017 licht toegenomen (orde decimeters) als gevolg van morfologische veranderingen (Figuur 5-1 rechtsboven).



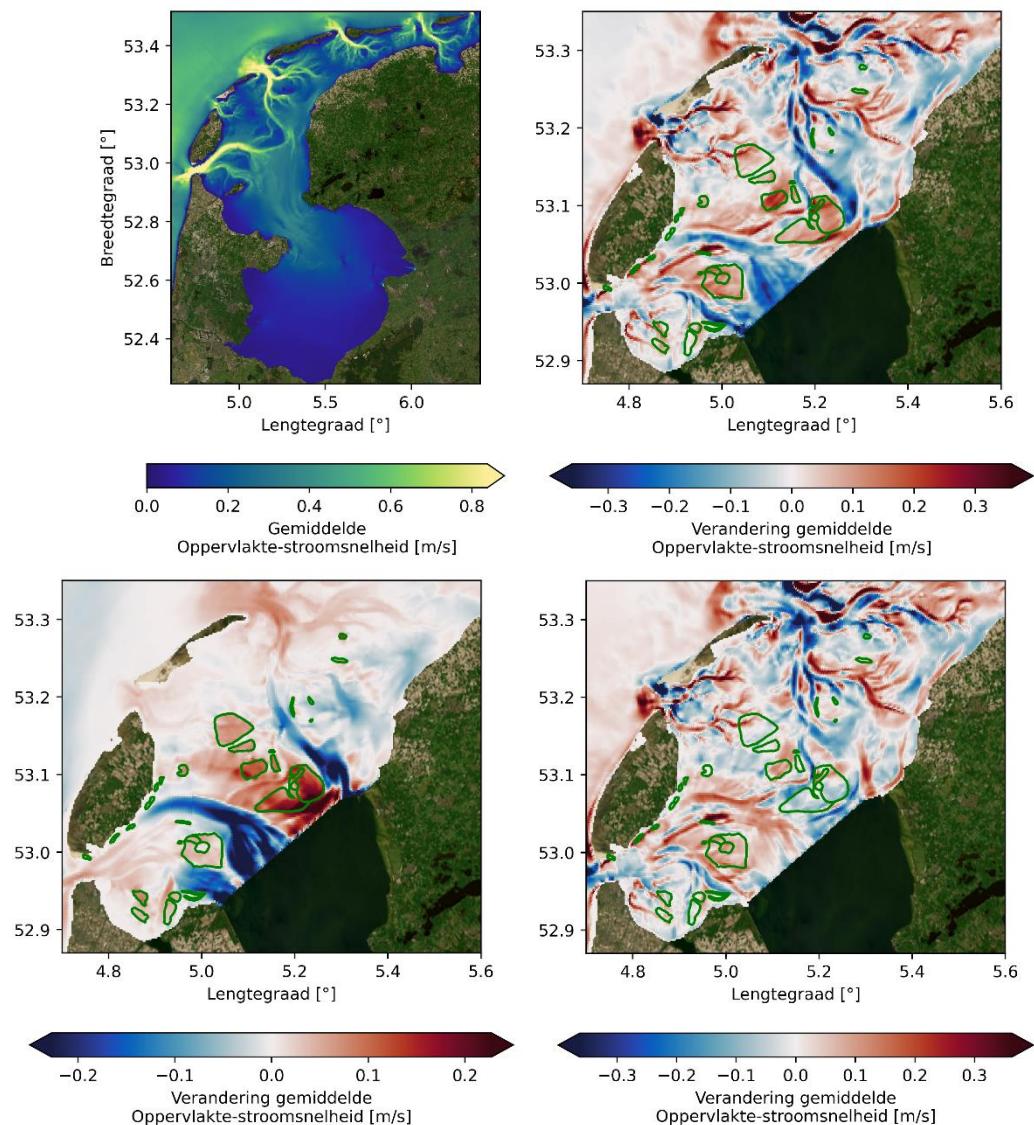
Figuur 5-1: Gemiddelde waterdiepte over een springtij-doodtijcyclus voor de 1927-situatie (linksboven), het netto verschil tussen 1927 en 2017 (rechtsboven), het verschil tussen 1927 en 1933 (linksonder) en het verschil tussen 1933 en 2017 (rechtsonder). N.B. de limieten van de kleurenschaal verschillen.

Stroomsnelheden bij de bodem zijn het meest maatgevend voor het zeegras. Figuur 5-2 toont de gemiddelde stroomsnelheden bij de bodem in 1927 en de veranderingen die zijn opgetreden in de periode 1927-1933 en 1933-2017. Figuur 5-3 toont dezelfde panelen voor de stroomsnelheid nabij de bodem. De stroomsnelheden zijn het hoogst in de getijgeulen, en zeer laag in de Zuiderzee. Op het smalste punt, op de lijn Enkhuizen – Stavoren, zijn de stroomsnelheden iets hoger. Dit past bij het beeld van een pendelende waterbeweging zoals omschreven door Klok & Schalker (1980; Figuur 2-5) en in Paragraaf 2.2.1.

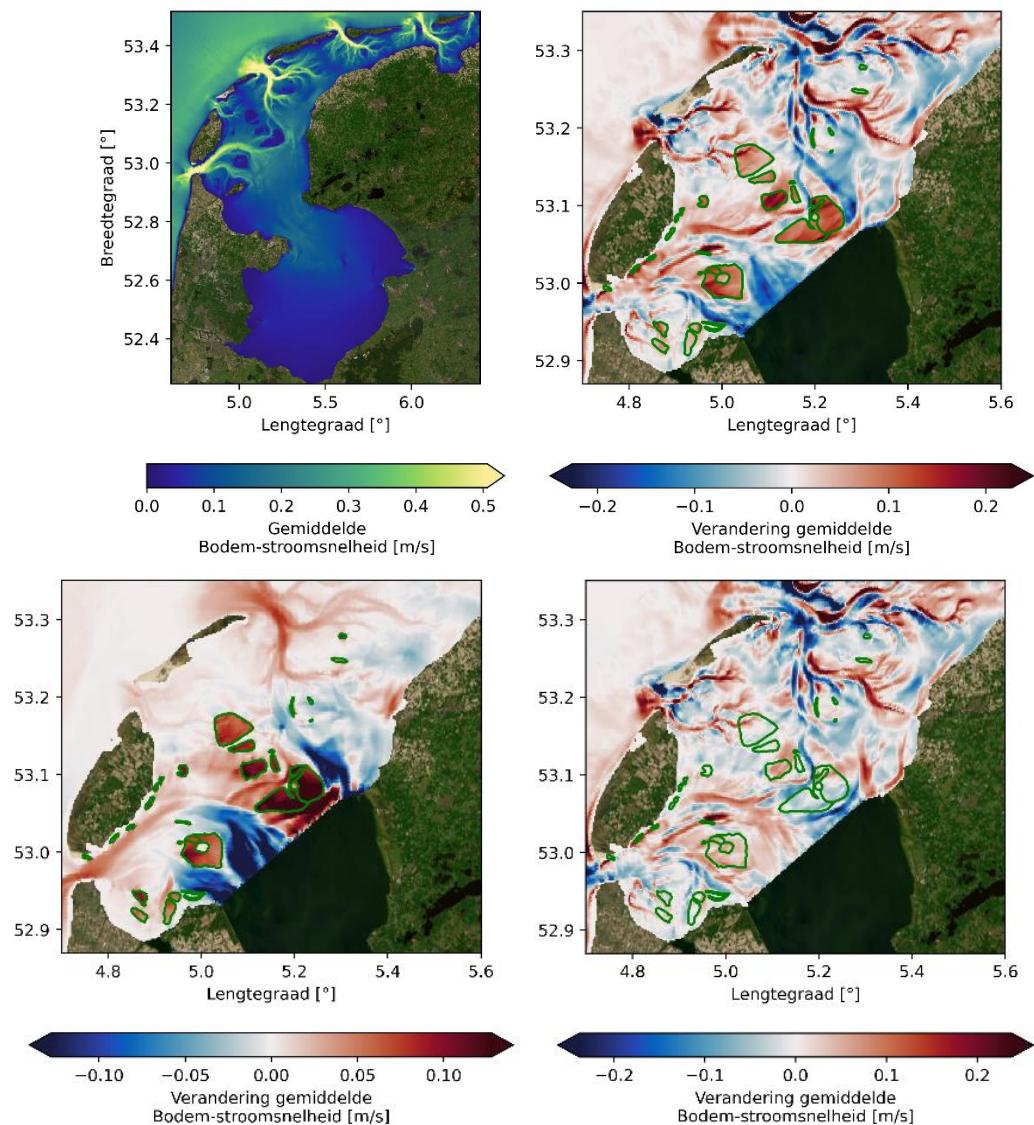
In 1933 zijn de stroomsnelheden in de zeegaten en hoofdgeulen toegenomen, maar in de geulstaarten afgenomen ten opzichte van 1927 (Figuur 5-3 linksonder). In 2017 zijn de stroomsnelheden ten opzichte van 1933 op sommige plaatsen toegenomen en op andere plaatsen afgenomen (Figuur 5-3 rechtsonder). Deze veranderingen hangen samen met de morfologische ontwikkelingen tussen 1933 en 2017, waarbij oude geulen zijn opgevuld en overgebleven geulen veelal dieper en smaller zijn geworden. In grote delen van de Texelstroom is de stroomsnelheid toegenomen, overeenkomstig met de toename in getijvolume in het bekken die voornamelijk via deze geul moet worden aangevoerd. In de

oude geulen die de Zuiderzee inliepen en die doorsneden zijn door de Afsluitdijk zijn de stroomsnelheden afgenoem. Ook in het Oude Inschot, dat een verbinding vormde tussen het zeegat van het Vlie en de Zuiderzee, zijn de stroomsnelheden sterk afgenoem. De stroomsnelheden in de Geul langs de Pollendam en het Kimstergat zijn toegenomen. Op het intergetijdengebied in het Vlie (Ballastplaat) en rondom de Boontjes zijn de stroomsnelheden afgenoem, waarschijnlijk als gevolg van de sterke sedimentatie die hier heeft plaatsgevonden.

Ter plaatse van de voormalige zeegraslocaties zijn de stroomsnelheden bij de bodem tussen 1927 en 1933 sterk toegenomen. Dit komt vooral doordat de stroomsnelheden in 1927 in de zeegrasvelden werden gedempt (door de schematisatie van de vegetatie in het model). Uit een vergelijking van 1927-simulaties met en zonder zeegras bleek dat de stroomsnelheden in mindere mate zijn toegenomen als gevolg van de toename in getijvolume en de meer west-oostwaarts gerichte stroming (zie Figuur B-2). Tussen 1933 en 2017 is het effect op de stroomsnelheden meer gemixt: de stroomsnelheid is in een aantal voormalige zeegraslocaties (o.a. Lutjeswaard) verder toegenomen, maar in een aantal andere voormalige zeegraslocaties (o.a. Timmekesplaat/Stompe) is de stroomsnelheid licht afgenoem. De lage stroomsnelheden in 1927 waren dus voornamelijk het resultaat van het dempende effect van het zeegras zelf.



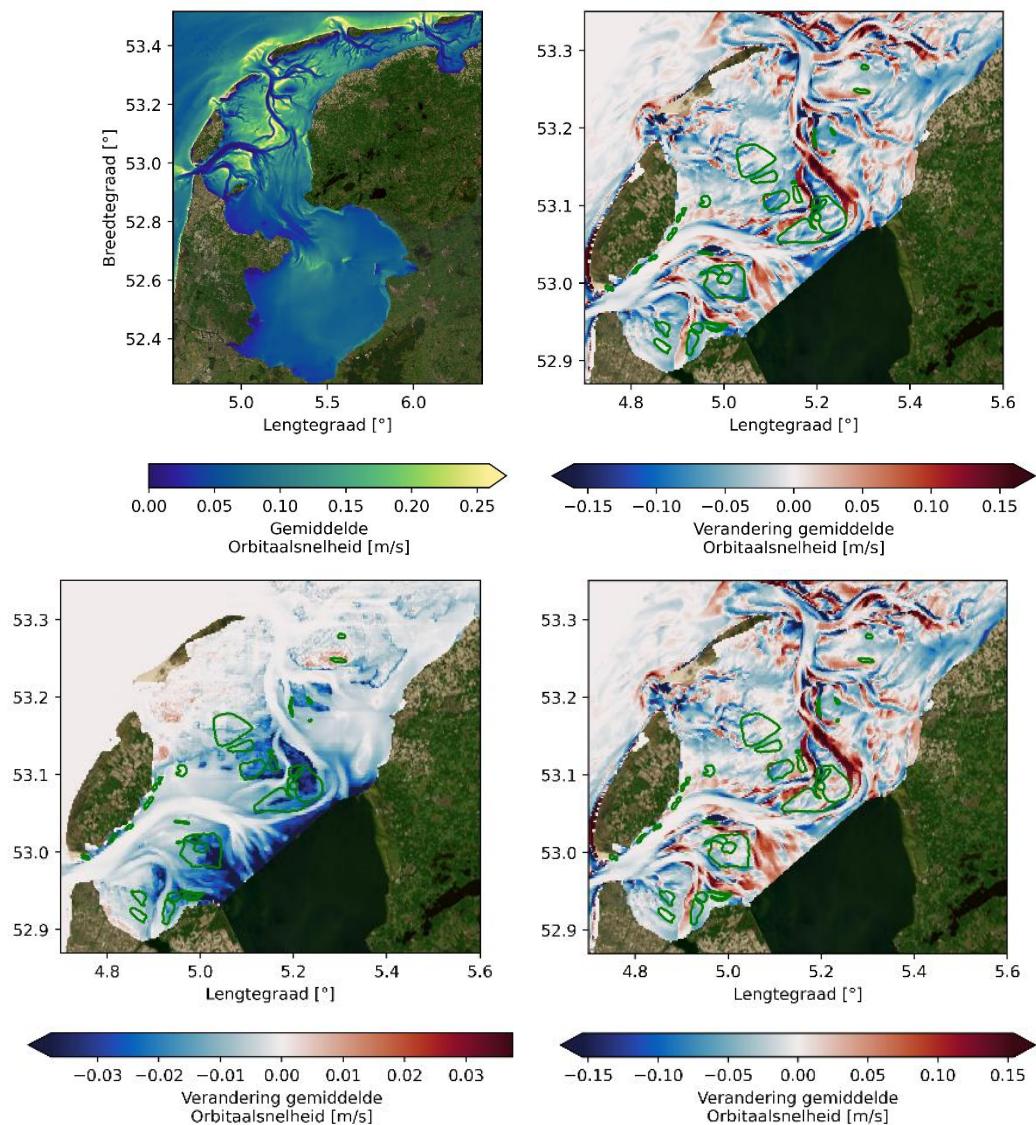
Figuur 5-2: Gemiddelde stroomsnelheid aan het oppervlak over een springtij-doodtijcyclus voor de 1927-situatie (linksboven), het netto verschil tussen 1927 en 2017 (rechtsboven), het verschil tussen 1927 en 1933 (linksonder) en het verschil tussen 1933 en 2017 (rechtsonder). N.B. de limieten van de kleurenschaal verschillen.



Figuur 5-3: Gemiddelde stroomsnelheid nabij de bodem over een springtijd-doodtijcyclus voor de 1927-situatie (linksboven), het netto verschil tussen 1927 en 2017 (rechtsboven), het verschil tussen 1927 en 1933 (linksonder) en het verschil tussen 1933 en 2017 (rechtsonder). N.B. de limieten van de kleurenschaal verschillen.

De orbitaalsnelheden zijn in 1927 voor sommige zeegrasvelden vrij fors (orde 0,2 m/s; zie Figuur 5-4 linksboven). In 1933 zijn de orbitaalsnelheden nauwelijks veranderd (heel lichte afname), zie Figuur 5-4 linksonder (N.B. limieten kleurenschaal). De veranderingen in orbitaalsnelheden in 2017 zijn direct gekoppeld aan de morfologische veranderingen: op locaties waar de waterdiepte is toegenomen is de orbitaalsnelheid afgangen (en vice versa). In 2017 zijn de orbitaalsnelheden in de voormalige zeegraslocaties afgangen (Figuur 5-4 rechtsonder) doordat de waterdiepte is toegenomen als gevolg van lokale erosie.

Door de wijze van schematisatie van de vegetatie in het model, heeft het zeegras geen invloed op de orbitaalsnelheden. Dat blijkt ook uit een vergelijking van een simulatie zonder zeegras in 1927 en de simulatie voor 1933 (Figuur B-3).

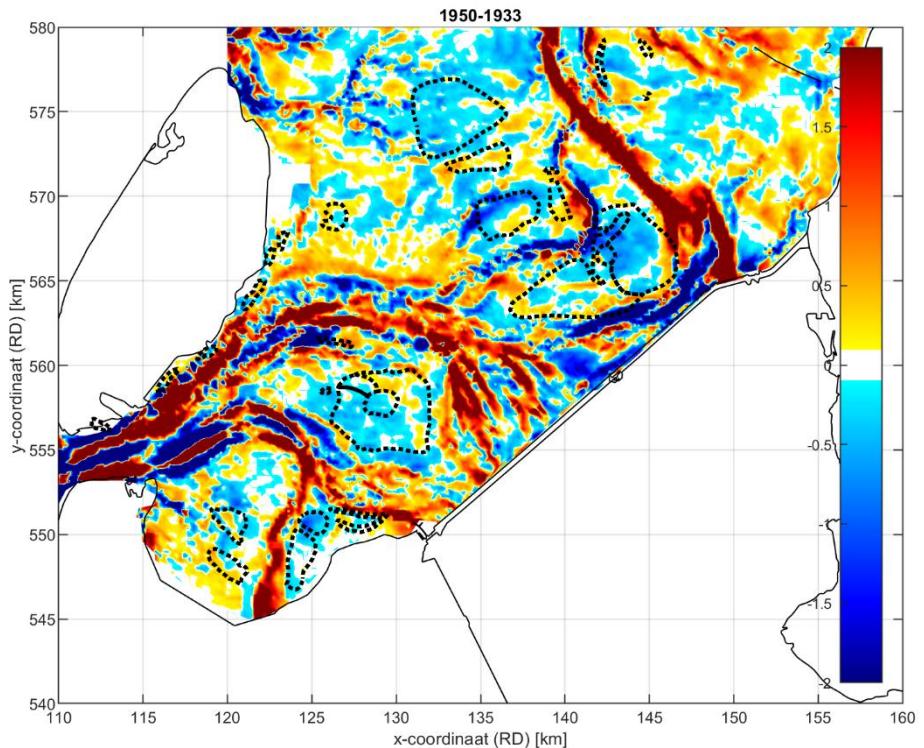


Figuur 5-4: Gemiddelde orbitaalsnelheden over een springtij-doodtijcyclus voor de 1927-situatie (linksboven), het netto verschil tussen 1927 en 2017 (rechtsboven), het verschil tussen 1927 en 1933 (linksonder) en het verschil tussen 1933 en 2017 (rechtsonder). N.B. de limieten van de kleurenschaal verschillen.

5.2

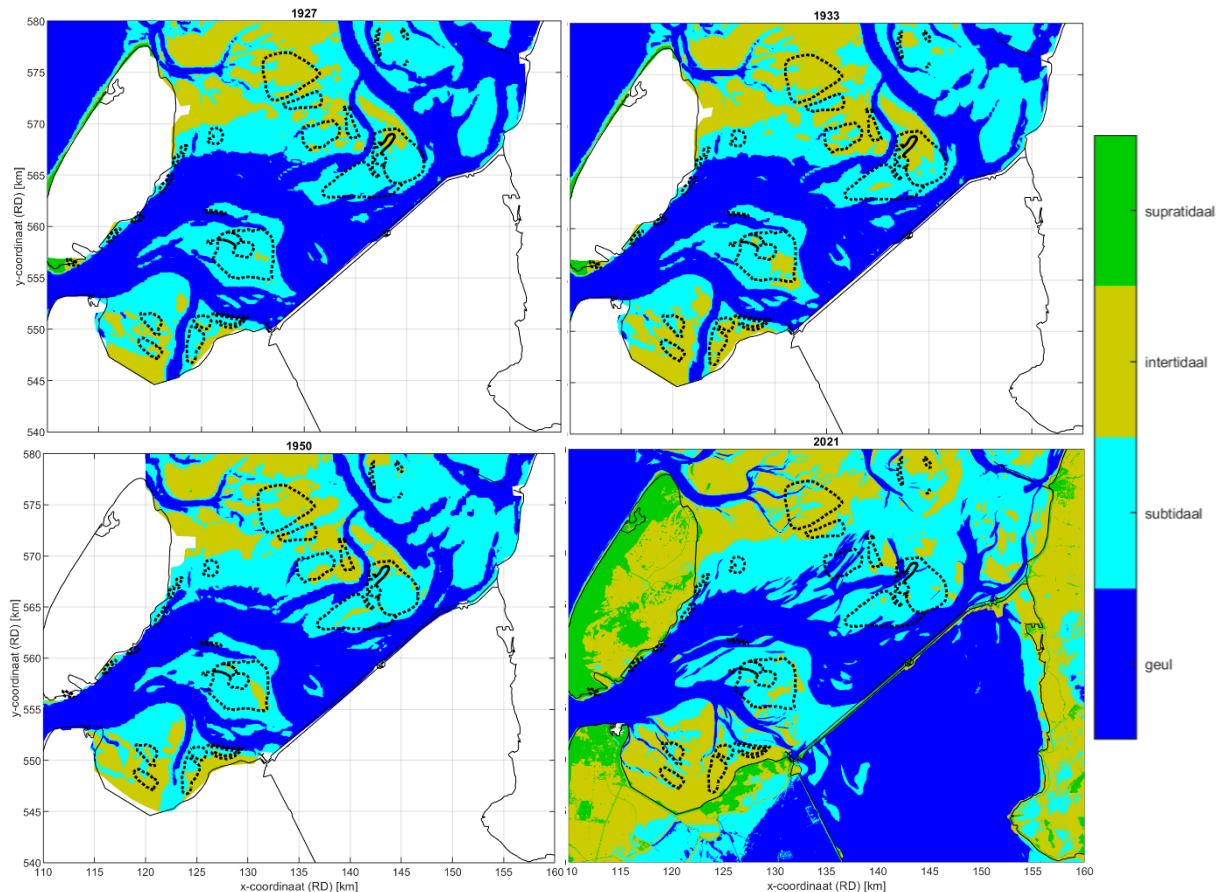
Morfologie en bodemsamenstelling

Het model berekent geen morfologische veranderingen, daarom worden de morfologische veranderingen in beeld gebracht op basis van de historische bodemliggingen (vaklodingen data). Figuur 5-5: toont de morfologische veranderingen tussen 1933 en 1950, en laat zien waar de zeegrasvelden aanwezig waren voor de afsluiting. De bodemligging van 1933 is min of meer representatief voor de situatie voor afsluiting. De figuur laat zien dat ter plaatse van de voormalige zeegraslocaties erosie is opgetreden. Dit is het gevolg van toegenomen stroomsnelheden, zoals getoond in de vorige paragraaf. Deze erosie, van meerdere decimeters, kan tot ontworteling van het zeegras hebben geleid.

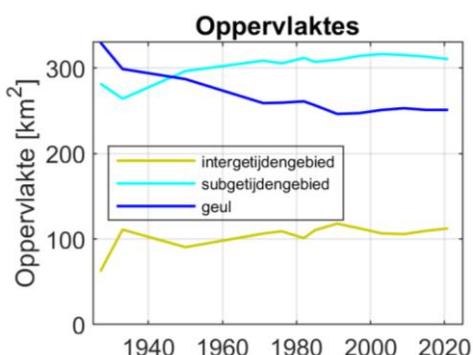


Figuur 5-5: Erosie (blauw) en sedimentatie (geel/rood) tussen 1933 en 1950. Zwarte stippellijnen geven de locatie van de voormalige zeegrasvelden aan.

De historische waterstanden en bodemliggingen kunnen ook gebruikt worden om een onderscheid te maken tussen geulen, subtidale plaatgebieden en intertidale plaatgebieden en de veranderingen hierin over tijd, zoals gedaan in het Kombergingsrapport Marsdiep (Vroom et al., 2023). Hierbij zijn de hoog- en laagwaterstanden van stations Den Helder, West-Terschelling en Harlingen gebruikt in combinatie met de bodemligging van de verschillende jaren. Figuur 5-6 geeft de verdeling voor 1927, 1933, 1950 en 2021. De bodemligging van 1927 en 1933 is identiek, alleen de waterniveaus zijn verschillend. Aan deze kaarten vallen een aantal zaken op. In 1927 is er één zeegrasveld, aan de noordzijde van het bekken, wat mogelijk al af en toe droogviel. Door de afsluiting werden de laagwaters lager (Figuur 2-7), waardoor veel zeegrasvelden begonnen droog te vallen. Door de stijging van de laagwaters en de morfologische respons, kwamen veel voormalige zeegraslocaties in 1950 weer in het subtidaal gebied te liggen. De toename van het areaal subtidaal heeft voortgeduurde tot op heden, ten koste van het areaal geul (Figuur 5-7). Indien de troebelheid een limiterende factor is voor zeegras in de huidige situatie, dan is het verlies aan geulgebied ten gunste van subtidaal gebied gunstig. Dat het intergetijdengebied ook is toegenomen is voor ondergedoken Groot zeegras minder gunstig.



Figuur 5-6: Verdeling arealen intergetijdengebied, subtidaal gebied en geul in 1927, 1933, 1950 en 2021. Intergetijdengebied heeft een hoogteligging tussen gemiddeld laagwater (LW) en gemiddeld hoogwater (HW) in het betreffende jaar, subtidaal gebied heeft een hoogteligging tussen LW-2 m en LW, en geul heeft een hoogteligging onder LW-2 m. Zwarte stippellijnen geven de locatie van de voormalige zeegrasvelden aan.

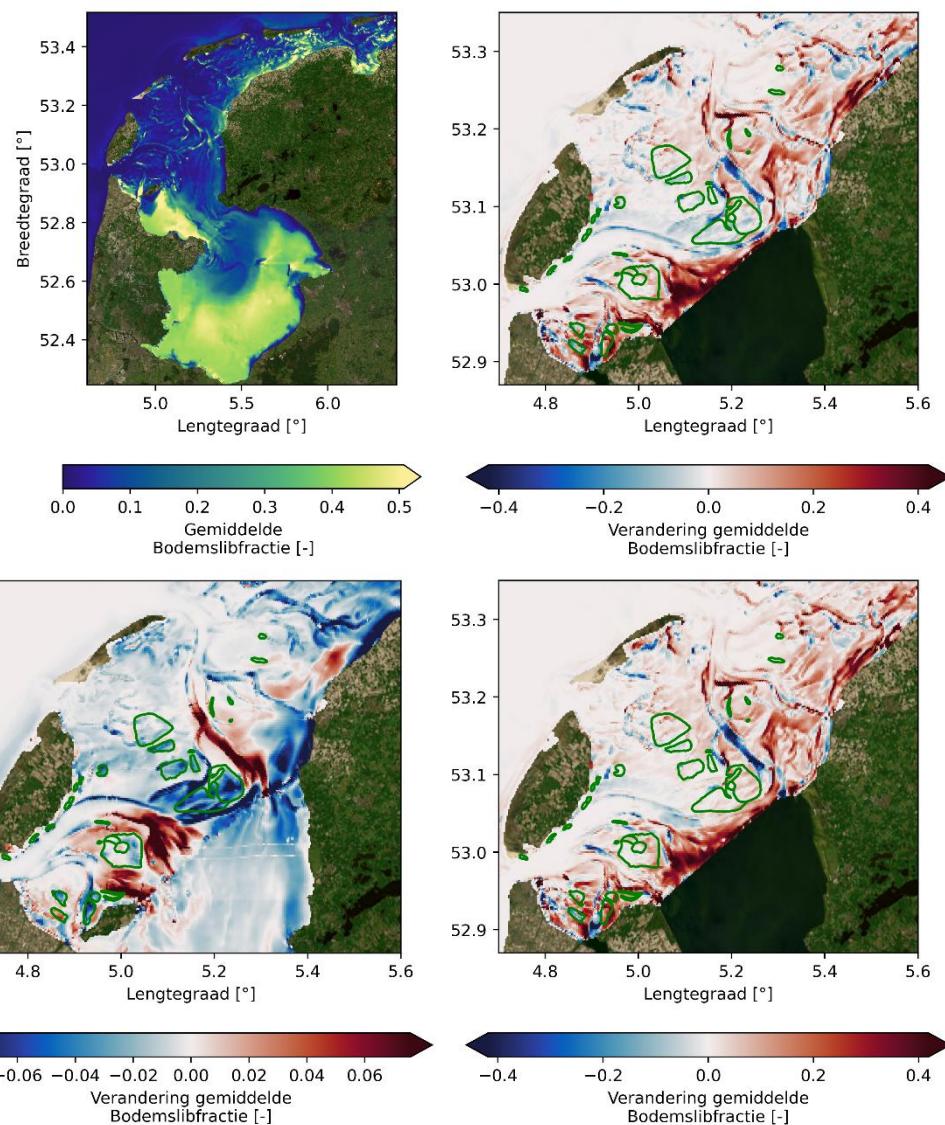


Figuur 5-7: Oppervlaktes van het intergetijden, subgetijden en geulgebied over tijd voor het bekken van het Marsdiep.

Qua bodemsamenstelling zijn een aantal geulstaarten kort na de afsluiting slibrijker geworden, terwijl de gebieden rond Timmekesplaat en de Boontjes zandiger werden (Figuur 5-8 midden). In de periode na 1933 zijn de gebieden voor de Afsluitdijk en langs de vastelandskust van Friesland steeds slibrijker geworden. In de zeegrasvelden is het bodemslibgehalte tussen 1927 en 1933 licht afgenomen (orde 2-5%). In de periode na 1933 heeft er weer geleidelijke aanslibbing plaatsgevonden in de zeegrasvelden, waardoor het netto verschil in bodemslibgehalte tussen 1927 en 2017 klein is. In sommige voormalige zeegraslocaties (bijv. Lutjeswaard, Breehorn en het plaatgebied op de grens met het

Eierlandse Gat) het slibgehalte netto licht toegenomen, terwijl op andere locaties (bijv. Timmekerplaat en overige velden op het Balgzand) het slibgehalte netto afnam.

Voor stormcondities wordt zowel in 1927 als in 2017 op de platen meer sediment opgewerveld van de bodem, waardoor het bodemslibgehalte daar afneemt (zie Figuur B-14 en Figuur B-15). Doordat het bodemslibgehalte in 2017 tijdens normale condities water hoger is dan in 1927, is de afname tijdens stormen tegenwoordig wat sterker.



Figuur 5-8 Gemiddeld bodemslibgehalte over een springtij-doodtijcyclus voor de 1927-situatie (linksboven), het netto verschil tussen 1927 en 2017 (rechtsboven), het verschil tussen 1927 en 1933 (linksonder) en het verschil tussen 1933 en 2017 (rechtsonder). N.B. de limieten van de kleurenschaal verschillen.

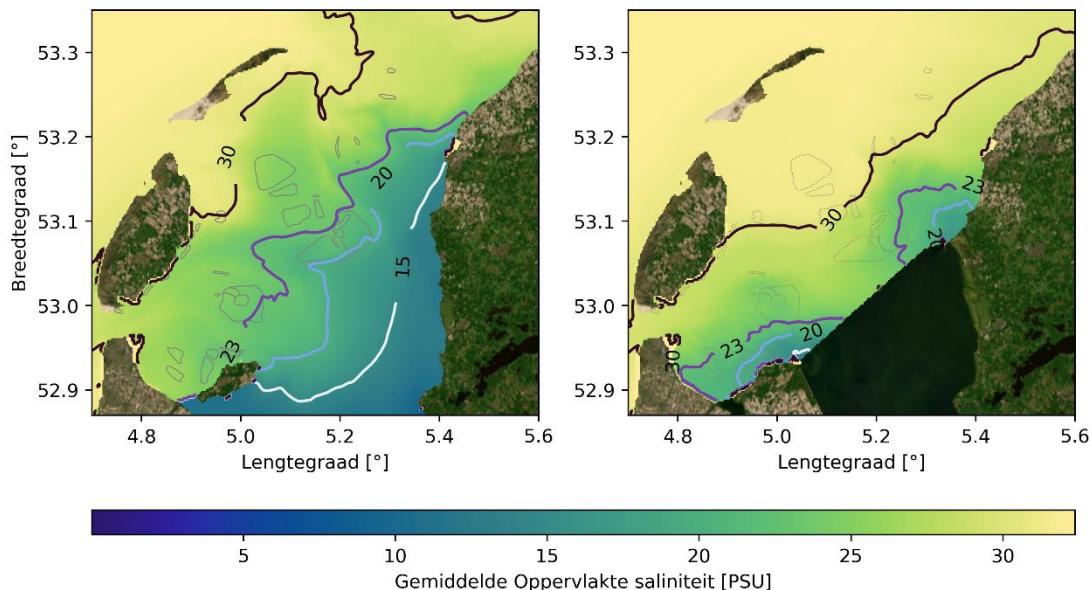
5.3

Zoutgehalte

Zoals beschreven in Paragraaf 4.2 is de gesimuleerde zoutverdeling in 1927 (links in Figuur 5-9) vermoedelijk realistisch voor dat specifieke (vrij natte) jaar, maar niet representatief voor het langjarig gemiddelde tijdens het groeiseizoen (want te zoet). Waarschijnlijk wordt het zoutgehalte in de zeegrasvelden ten noorden van het Marsdiep hierdoor onderschat. De saliniteitswaarden in de zuidelijkere zeegrasvelden op het Balgzand en Lutjeswaard komt

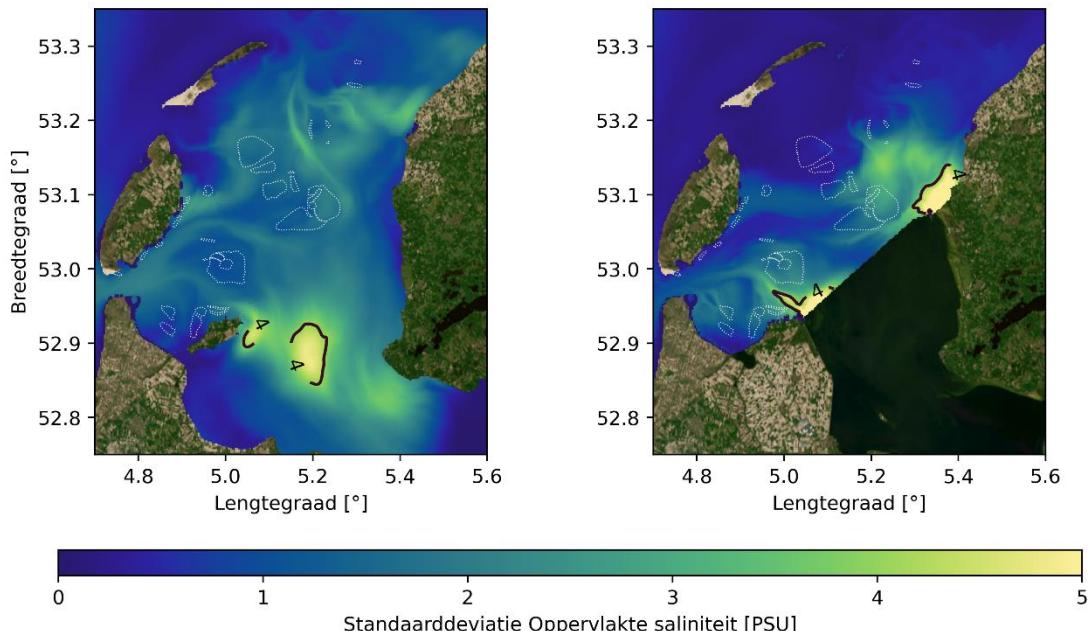
beter overeen met Iwantoro (Figuur 4-6) en lijken meer representatief voor het langjarig gemiddelde. Merk op dat de dijk tussen Wieringen en Noord-Holland in de 1927-simulatie al was inbegrepen. Het zoutgehalte voor 2017 (rechts in Figuur 5-9) komt goed overeen met de (beperkte) metingen die er zijn (Vroom et al. 2020).

In lijn met literatuur (Paragraaf 2.2.3) is na de afsluiting van de Zuiderzee de overgang van zoet naar zout minder geleidelijk geworden en zijn in de zuidelijke Waddenzee de isolijnen van gelijke zoutwaarde opgeschoven in noordwestelijke richting. De minder geleidelijke overgang van zoet naar zout water is in Figuur 5-9 te herkennen aan de kleinere afstand tussen de isolijnen in 2017 ten opzichte van 1927. Het opschuiven van de isolijnen van gelijke zoutwaarde rond Wieringen en het Balgzand in noordwestelijke richting wordt mogelijk veroorzaakt doordat in 2017 het meeste zoete water vanaf de spuilocatie bij Den Oever in de Waddenzee wordt gespuid, terwijl in 1927 het zoete water uit de Zuiderzee meer oostwaarts afboog en dichter bij de Friese kust verbleef. Dit is in de modelresultaten ook terug te zien doordat de isolijnen in 2017 met de klok mee zijn geroteerd ten opzichte van 1927.



Figuur 5-9 Springtij-doodtij gemiddelde oppervlaktesaliniteit voor de modelsenario's 1927 (links) en 2017 (rechts) met daarin isolijnen voor zoutgehaltes in PSU.

Verder is het gebied met de sterkste zoutvariatie in de tijd zeewaarts verschoven van de mengzone in de Zuiderzee in 1927 naar de westelijke Waddenzee in 2017. Dit is weergegeven in Figuur 5-10 waar de standaarddeviatie van de oppervlaktesaliniteit is weergegeven. Ook is de maximaal waargenomen standaarddeviatie toegenomen met ~1PSU (niet getoond). Mogelijk wordt de standaarddeviatie in 1927 (links in Figuur 5-10) overschat doordat het gebied teveel zoetwater ontvangt ten opzichte van het langjarig gemiddelde tijdens het groeiseizoen. Dit zou betekenen dat de zoutvariatie nog meer is toegenomen na de afsluiting van de Zuiderzee dan is weergegeven in Figuur 5-10.



Figuur 5-10 Standaarddeviatie [PSU] oppervlaktesaliniteit tijdens springtijd-doodtij periode voor de modelscenario's 1927 (links) en 2017 (rechts). De standaarddeviatie van 4 PSU is weergegeven als isolijn.

Waar de voorgaande figuren kwalitatieve inzichten gaven in de veranderingen in zoutverdeling, toont Figuur 5-11 de veranderingen door middel van verschilplaatjes (kwantitatief). Doordat 1927 een uitzonderlijk nat jaar lijkt te zijn, in tegenstelling tot 1933 en 2017, tonen de verschilplaatjes een sterke toename in zoutgehalte na de afsluiting (Figuur 5-11). In de 1933 simulatie wordt hetzelfde zoetwaterdebiet gespuid als in 2017. Een groot westelijke Waddenzee is volgens de modelberekeningen zouter geworden in 1933 (Figuur 5-11 linksonder). Alleen lokaal bij de spuisluizen van Den Oever en op het Balgzand is het water zoeter geworden.

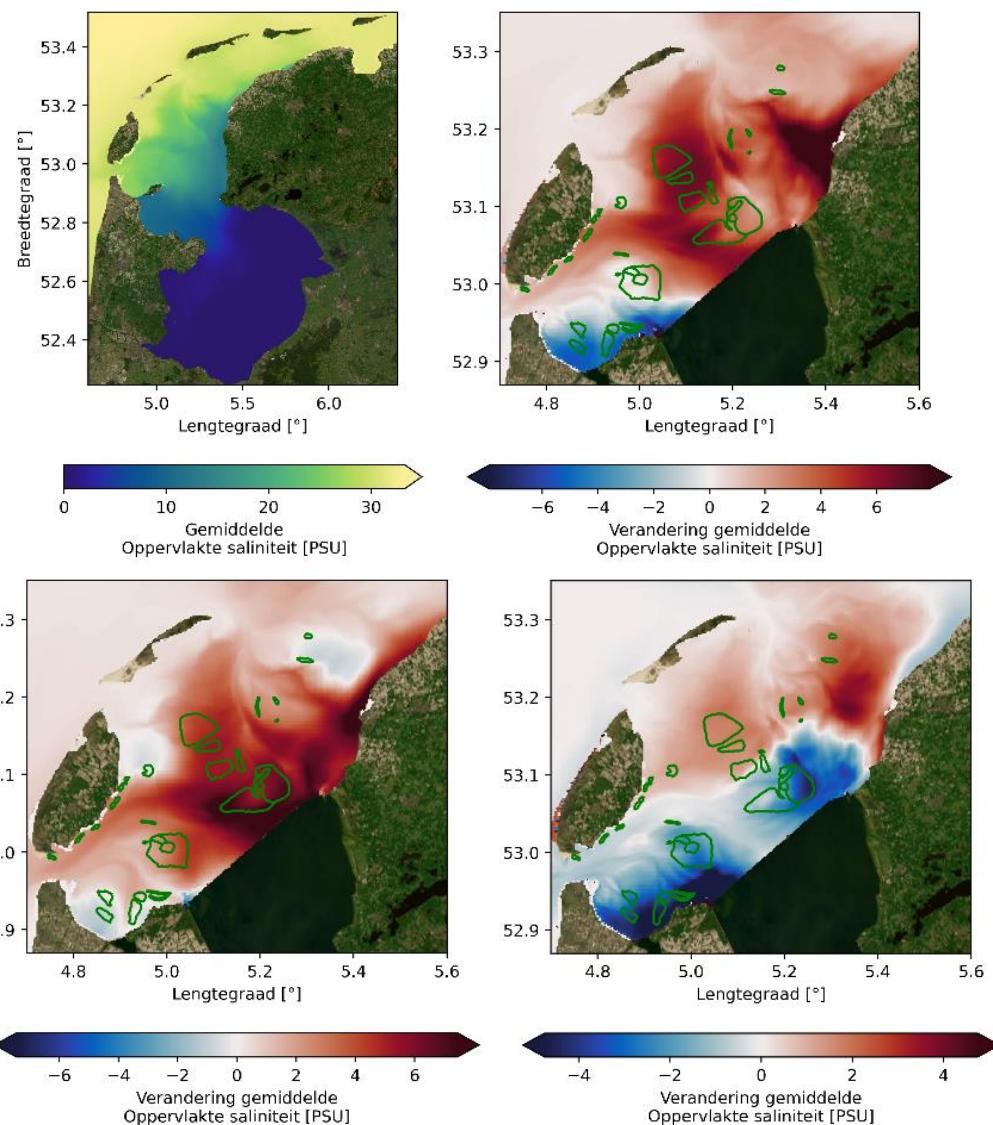
Als alleen de periode van 1933 tot 2017 wordt bekeken (Figuur 5-11 rechtsonder), valt op dat de zoet-zoutgradiënten zijn toegenomen: vrijwel het gehele Marsdiep (oftewel de zuidelijke helft van de westelijke Waddenzee) zoeter is geworden, terwijl het Eierlandse Gat en het Vlie zouter zijn geworden. Dit komt doordat de menging met zoet water nu veel dichter bij de zeegaten plaatsvindt.

Het netto verschil tussen 1927 en 2017 (Figuur 5-11 rechtsboven) geeft, mede als gevolg van de lage zoutgehaltes in 1927, een forse toename van het zoutgehalte aan in grote delen van de Waddenzee. Alleen op het Balgzand is het zoutgehalte afgangen, als gevolg van het spuiven bij Den Oever. Bij Den Oever wordt meer gespuid dan bij Kornwerderzand. Op het Balgzand was het zoutgehalte voor afsluiting, door de ligging nabij het zeegat, vrij hoog.

Uit Van der Hoeven (1982) is bekend dat het Marsdiep zoeter is geworden, terwijl het zoutgehalte bij Terschelling, verder ten noordoosten, niet substantieel veranderde. De afname van het zoutgehalte in het Marsdiep lijkt dus realistisch, maar de toename in gemodelleerde zoutgehalte van het Eierlandse Gat en Vlie komt niet overeen met literatuur (mogelijk veroorzaakt door een verschil in de inspeelcondities). Het ruimtelijke patroon dat zoet water nu grotendeels wordt afgevoerd door het Texels zeegat, terwijl dit in het verleden meer door het Vlie gebeurde, lijkt wel realistisch.

Stormcondities leiden in 1927 tot een toename van het zoutgehalte (zie Figuur B-16). Opstuwing door noordwesten wind zorgt ervoor dat zout water door de zeegaten de

Waddenzee in wordt getransporteerd en het zoete rivierwater accumuleert in de Zuiderzee. In 2017 leiden dezelfde stormcondities juist tot een afname van het zoutgehalte (Figuur B-17), aangezien het zoete water ook tijdens stormcondities direct de Waddenzee in wordt gespuid en de spuidebieten tijdens de stormperiode hoger waren (winterafvoeren i.p.v. zomerafvoeren).



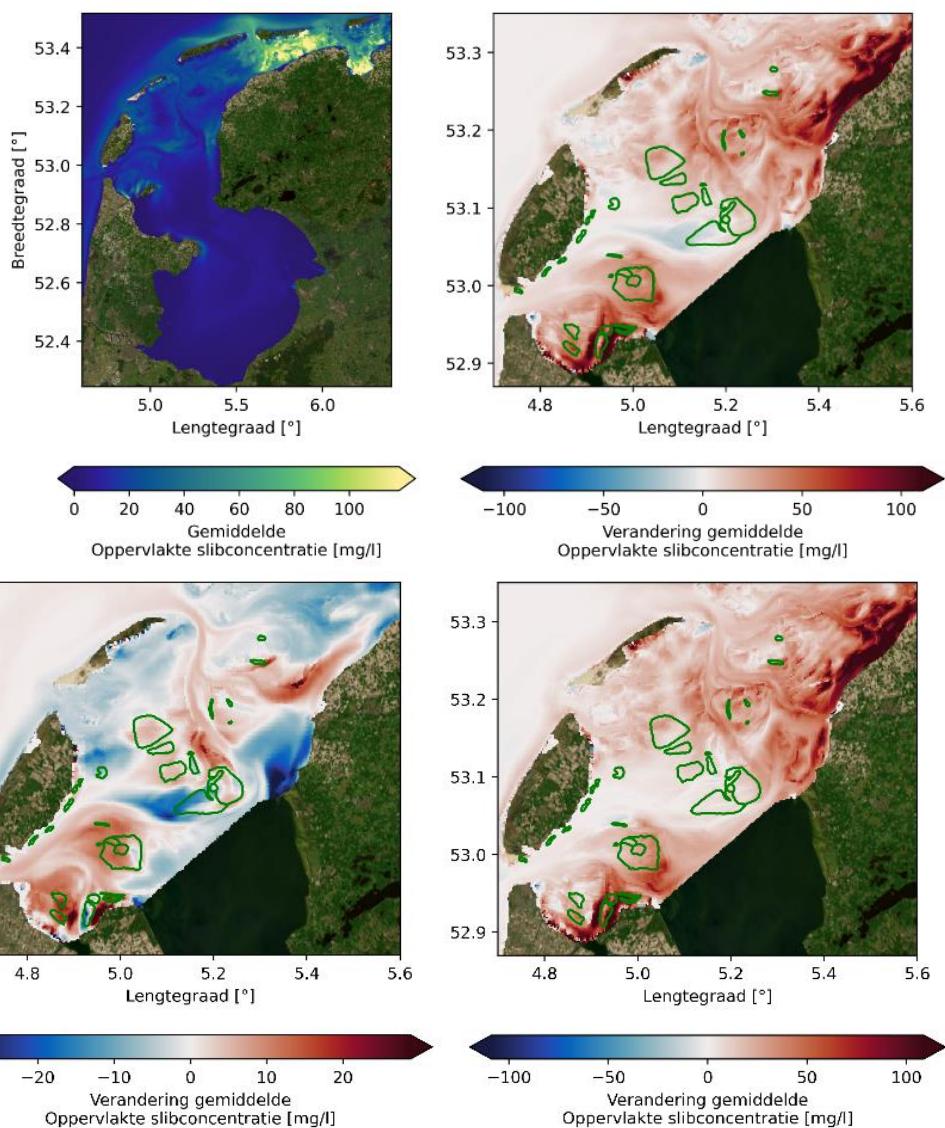
Figuur 5-11: Gemiddeld zoutgehalte nabij het oppervlak over een springtij-doodtijcyclus voor de 1927-situatie (linksboven), het netto verschil tussen 1927 en 2017 (rechtsboven), het verschil tussen 1927 en 1933 (linksonder) en het verschil tussen 1933 en 2017 (rechtsonder). N.B. de limieten van de kleurenschaal verschillen.

5.4

Vertroebeling

Uit de gemodelleerde slibconcentratie bovenin de waterkolom (SPM) in Figuur 5-12 (linksboven), blijkt dat de westelijke Waddenzee en Zuiderzee vóór de afsluiting relatief helder waren in het groeiseizoen, met voornamelijk tijdgemiddelde waardes tussen 0 en 30 mg/L over een springtij-doodtijcyclus. Zoals besproken in Paragraaf 2.2.1 vormde de Zuiderzee een luwe zone waar veel slib in terechtkwam en de tijd had om te bezinken,

waardoor de bodem zeer slijbrijk was en de waterkolom relatief helder. Op een aantal plaatgebieden in de westelijke Waddenzee (o.a. op het Balgzand, rond de Timmekerplaat en nabij de Boontjes) kwamen gemiddelde waarden tussen 40 en 60 mg/L voor. Er was sprake van een scherpe gradiënt tussen de westelijke en de oostelijke Waddenzee, waarbij alleen in de oostelijke Waddenzee gemiddelde waarden hoger dan 80 mg/L voorkwamen.



Figuur 5-12: Gemiddelde slibconcentratie bovenin de waterkolom (SPM, mg/L) nabij de bodem over een springtij-doodtijcyclus voor de 1927-situatie (linksboven), het netto verschil tussen 1927 en 2017 (rechtsboven), het verschil tussen 1927 en 1933 (linksonder) en het verschil tussen 1933 en 2017 (rechtsonder). N.B. de limieten van de kleurenschaal verschillen.

Tussen 1927 en 1933 hebben kleine veranderingen in slibconcentratie plaatsgevonden (orde 10-20 mg/L), waarbij de geulen Texelstroom en Vliestroom licht troebeler zijn geworden, terwijl de slibconcentratie in het gehele Eierlandse Gat en de landwaartse delen van het Marsdiep en het Vlie afnam. In de periode 1933 tot 2017 is de slibconcentratie volgens onze modelresultaten in de gehele westelijke Waddenzee toegenomen (orde 30-100 mg/L). Op het Balgzand en langs de Friese vastelandskust was dit effect het grootst. Op de voormalige zeegraslocaties is sprake van een lichte toename (orde 20-30 mg/L). Deze toename van vertroebeling vindt over een groter gebied plaats dan de sterke lokale toename van stroomsnelheden door het verdwijnen van het bodem beschermende zeegras (Figuur 5-3).

De vertroebeling lijkt daarmee geen belangrijke rol te hebben gespeeld in het verdwijnen van het zeegras, maar vormt door de tussentijdse toename nu mogelijk wel een belemmering voor herstel van zeegras.

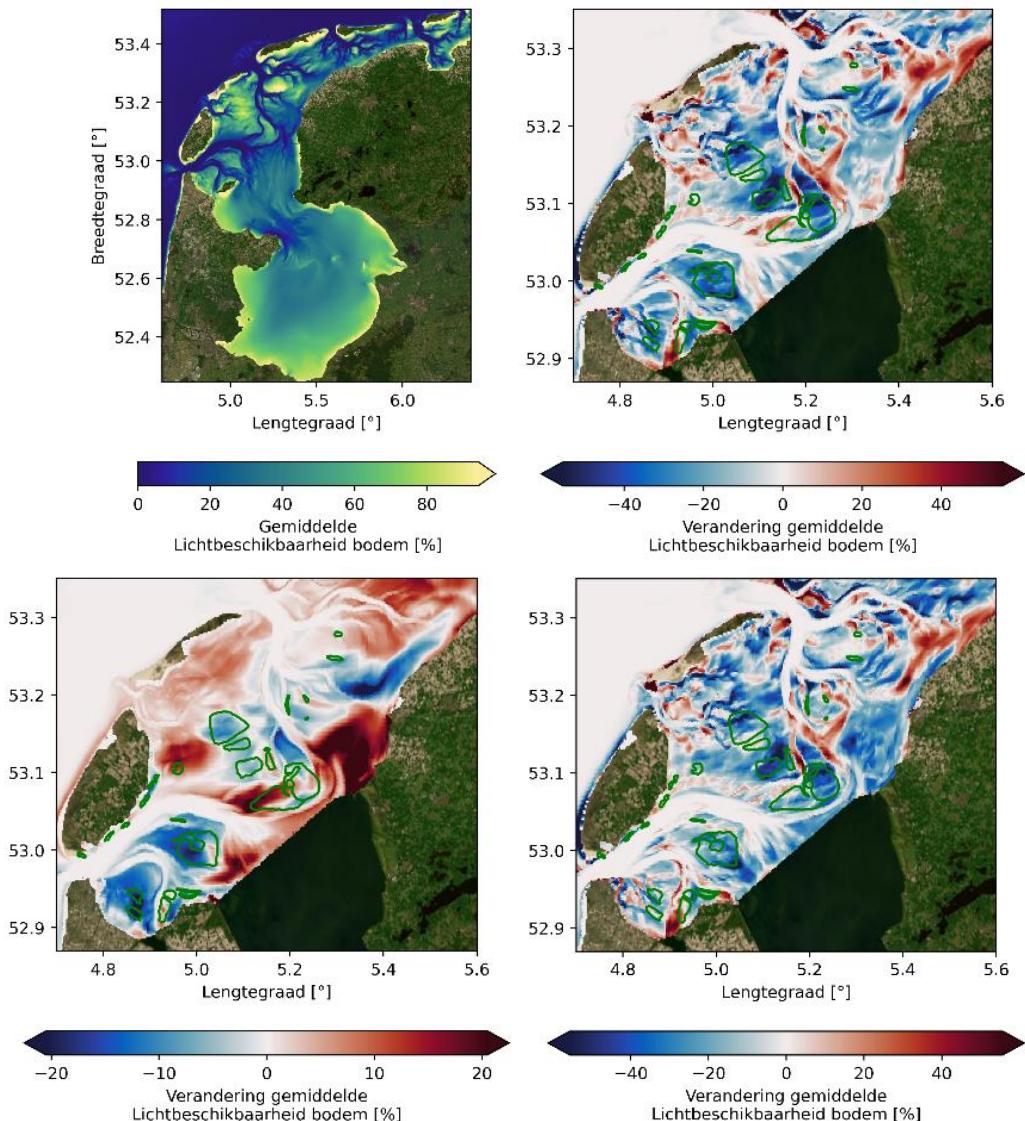
Uit een vergelijking tussen de gemodelleerde sedimentconcentratie uit 1927 en 2017 (Figuur 5-12 rechtsboven) blijkt dat de westelijke Waddenzee vrijwel overal troebeler is geworden sinds de afsluiting van de Zuiderzee. Met name op het Balgzand en langs de Friese vastelandskust is de slibconcentratie sterk toegenomen, als gevolg van de langjarige morfologische ontwikkeling. Er zijn een paar uitzonderingen waar de slibconcentratie is afgenomen door de veranderde getijvoortplanting in de westelijke Waddenzee, waarbij met name het gebied ten noorden van Doove Balg en rond de Timmokesplaats opvallen. In de voormalige zeegraslocaties geldt ook dat de hedendaagse sedimentconcentratie vrijwel overal verhoogd is, behalve op de Timmokesplaats.

5.5 Lichtklimaat

De lichtbeschikbaarheid aan de bodem wordt bepaald door de waterdiepte en de vertroebeling. Doordat de vertroebeling (en in mindere mate de waterdiepte) is toegenomen tussen 1927 en 2017, is de lichtbeschikbaarheid afgangen ter plaatse van de voormalige zeegraslocaties (Figuur 5-13 rechtsboven). Ook de veranderingen tussen 1927 en 1933 enerzijds (Figuur 5-13 linksonder), en tussen 1933 en 2017 anderzijds (Figuur 5-13 rechtsonder), zijn sterk gekoppeld aan de veranderingen in de vertroebeling zoals beschreven in paragraaf 5.4 en worden hier om die reden niet nader beschreven. Tot slot valt op dat de beperkte toename van lichtbeschikbaarheid op enkele locaties vooral veroorzaakt is door bodemveranderingen (afname waterdiepte).

Voor het zeegras betekent dit dat de habitatgeschiktheid op de meeste locaties verslechterd is. Op locaties waar de lichtbeschikbaarheid is toegenomen is de habitatgeschiktheid verbeterd voor dit specifieke aspect (maar mogelijk zijn op die locaties andere parameters limiterend).

Voor stormcondities neemt de lichtbeschikbaarheid zowel in 1927 als in 2017 sterk af, doordat veel sediment van de bodem wordt opgewerveld en in de waterkolom terecht komt (zie Figuur B-20 en Figuur B-21). Aangezien de lichtbeschikbaarheid in 2017 tijdens normale condities al sterk verminderd is ten opzichte van 1927, was de afname tijdens stormen in het verleden wat sterker. Ook tijdens stormen zijn er in 2017 echter nog meer locaties ongeschikt voor zeegras wat betreft lichtbeschikbaarheid dan in 1927 (gelet op de drempelwaarde van lichtbeschikbaarheid voor zeegrasgroei van 20%).



Figuur 5-13: Gemiddelde lichtbeschikbaarheid op de bodem over een springtij-doodtijcyclus voor de 1927-situatie (linksboven), het netto verschil tussen 1927 en 2017 (rechtsboven), het verschil tussen 1927 en 1933 (linksonder) en het verschil tussen 1933 en 2017 (rechtsonder). N.B. de limieten van de kleurenschaal verschillen.

5.6

Samenvatting bevindingen

In het kort hebben de resultaten van dit onderzoek geleid tot onderstaande inzichten over effecten van de afsluiting van de Zuiderzee en over de habitatgeschiktheid van ondergedoken Groot zeegras.

Waterbeweging:

- De afsluiting van de Zuiderzee heeft geleid tot een toename van de getijslag, maar nauwelijks effect op de gemiddelde waterdiepte (zeespiegelstijging buiten beschouwing gelaten). De belangrijkste veranderingen van de waterdiepte komen door (morphologische) veranderingen van de bodem.
- Veranderingen in stroomsnelheden zijn sterk gekoppeld aan morfologische veranderingen. Voor 1933 geldt met name een toename van stroomsnelheden in de zeegaten en hoofdgeulen en een afname in de geulstaarten. Verder zijn de

- stroomsnelheden in de voormalige zeegrasvelden toegenomen doordat het zeegras zelf geen dempend effect meer heeft op de stroming. Hierdoor is de habitatgeschiktheid voor ondergedoken Groot zeegras op deze locaties verslechterd.
- Ook orbitaalsnelheden zijn sterk gekoppeld aan morfologische veranderingen. Deze zijn nauwelijks veranderd volgens onze modelresultaten, al zijn golven hierin wel sterk versimpeld meegenomen middels een strikklengte-aanpak. Het dempende effect van de zeegrasvelden zelf op de golven is hierin bijvoorbeeld niet meegenomen.

Morfologie & bodemsamenstelling:

- De belangrijkste morfologische veranderingen sinds de afsluiting van de Zuiderzee zijn (zoals reeds bekend) opvulling van oude geulstaarten en geulmigratie.
- Ter plaatse van de voormalige zeegraslocaties is erosie opgetreden, als gevolg van toegenomen stroomsnelheden. Deze erosie van meerdere decimeters kan tot ontwatering van het zeegras hebben geleid.
- Veranderingen in hypsometrie: toename van de getijslag leidde tot een tijdelijke verschuiving van subtidaal naar intertidaal (morfologisch) areaal in de jaren na de afsluiting van de Zuiderzee. Door de opvolgende stijging van de laagwaters en de morfologische respons, is het subtidaal (morfologisch) areaal sinds de jaren 1950 weer hersteld.
- Na de afsluiting zijn de gebieden voor de Afsluiddijk en langs de vastelandskust van Friesland steeds slibrijker geworden. Op voormalige zeegraslocaties zijn de veranderingen in bodemsamenstelling klein. Voor de habitatgeschiktheid voor ondergedoken Groot zeegras zal dit nauwelijks effect hebben gehad.

Zoutgehalte:

- Het jaar 1927 had relatief hoge zoetwaterafvoeren, waardoor ook de westelijke Waddenzee relatief zoet was. Verschilplaatjes van het zoutgehalte kunnen daardoor een vertekend beeld geven. Zowel in 1933 als in 2017 is als gevolg daarvan sprake van een grote toename in zoutgehalte. Qua ruimtelijke verdeling is het Balgzand desondanks zoeter geworden, terwijl het gebied langs de Friese vastelandskust zouter is geworden.
- Op de voormalige zeegraslocaties is het zoutgehalte volgens onze modelresultaten ook toegenomen, al is onduidelijk hoe representatief de resultaten van 1927 hierin zijn.
- De variabiliteit van het zoutgehalte is het grootst in de mengzone van zoet en zout water, die in 1927 in de overgang tussen de Zuiderzee en de westelijke Waddenzee lag. Tegenwoordig is deze mengzone verder zeewaarts verplaatst doordat het water via sluizen bij Den Oever en Kornwerderzand wordt gespuid. Als gevolg daarvan is de variabiliteit in het zoutgehalte toegenomen in de omgeving van de Afsluiddijk, met mogelijk negatieve effecten op de habitatgeschiktheid voor zeegras bij Lutjeswaard en op het Balgzand.

Vertroebeling:

- Uit de gemodelleerde slibconcentratie bovenin de waterkolom blijkt dat de westelijke Waddenzee en Zuiderzee vóór de afsluiting relatief helder waren in het groeiseizoen. Kort na de afsluiting zijn de verschillen in SPM beperkt (orde 10-20mg/L), maar in 2017 zijn SPM-gehaltes aanmerkelijk toegenomen (orde 30-100 mg/L).
- Op de voormalige zeegraslocaties is sprake van een lichte toename (orde 20-30 mg/L).

Lichtklimaat:

- Veranderingen in lichtbeschikbaarheid zijn sterk gekoppeld aan veranderingen in de vertroebeling en aan veranderingen in waterdiepte. Gezien de algemene toename in

- vertroebeling is er een sterke afname van lichtbeschikbaarheid in de westelijke Waddenzee na de afsluiting van de Zuiderzee.
- Op de voormalige zeegraslocaties ook een afname van lichtbeschikbaarheid bij de bodem, waardoor de habitatgeschiktheid voor ondergedoken Groot zeegras is verslechterd.

Dit hoofdstuk beschouwt de implicaties van de gemodelleerde veranderingen in abiotische condities voor zeegrasgroei. Dit is gedaan aan de hand van figuren die de kans op zeegrasvoorkomen aangeven voor verschillende bandbreedtes van de beschouwde abiotische parameters.

Eerst bestuderen we voor welke abiotische waarden het zeegras veelvoorkomend was in onze 1927 simulatie en verifiëren we of dit overeenkomt met bandbreedtes uit de literatuur (Paragraaf 6.1). Vervolgens beschouwt Paragraaf 6.2 in hoeverre het zeegras 'zelf-faciliterend' was. Oftewel: beïnvloedde het zeegras de abiotische condities in 1927 zodanig dat de condities geschikt waren voor zeegrasgroei? Hiervoor worden twee simulaties, mét en zonder zeegras in 1927 vergeleken. Paragraaf 6.3 laat zien hoe de abiotische condities in de voormalige zeegrasvelden veranderd zijn na de afsluiting van de Zuiderzee. Dit kan inzicht geven in welke abiotische condities beperkend zijn geweest voor zeegrapherstel. Tot slot, bestuderen we in hoeverre onze bevindingen veranderen bij het beschouwen van stormcondities (Paragraaf 6.4).

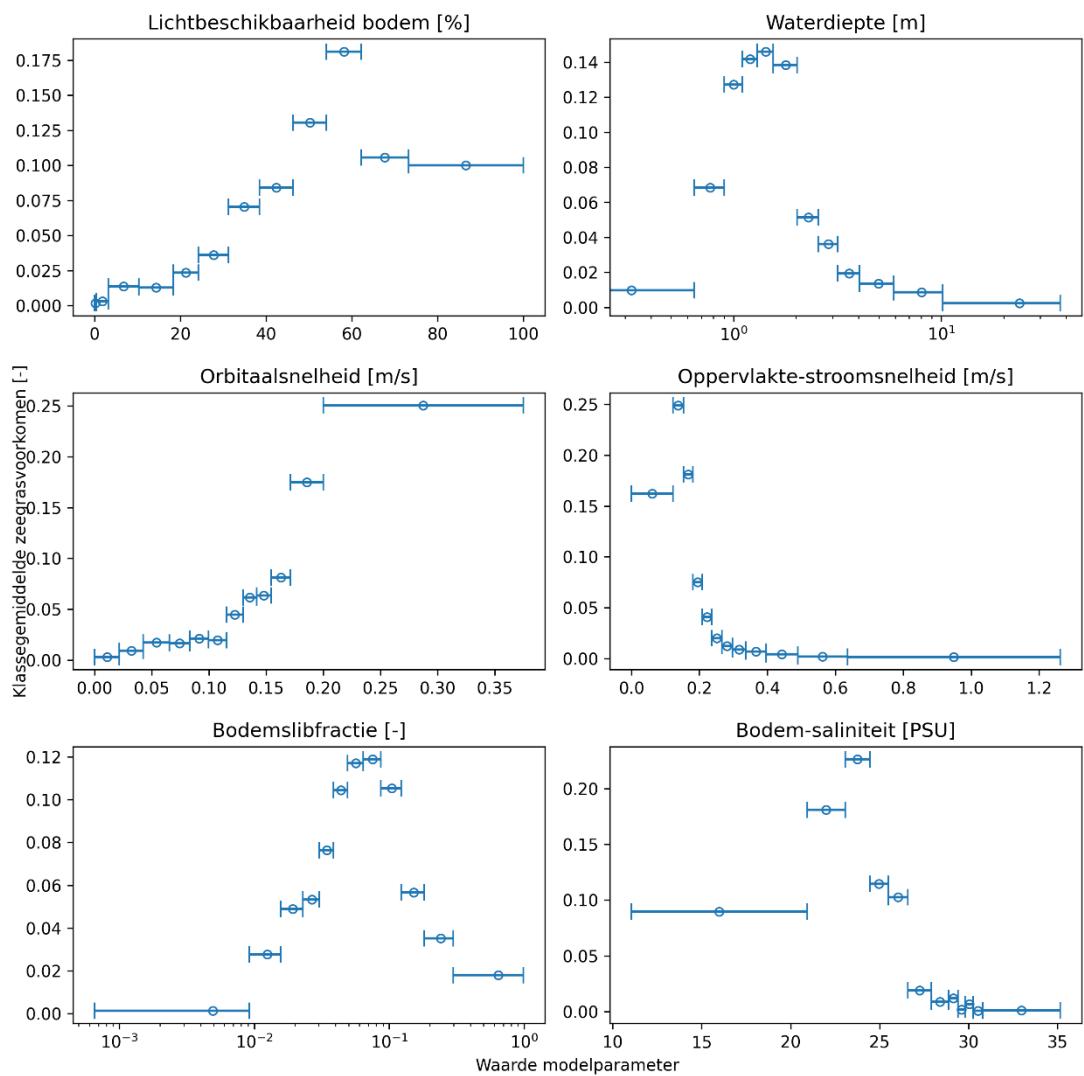
6.1

Historische randvoorwaarden zeegrasgroei

De historische modelresultaten laten zien dat het zeegras voornamelijk groeide in gebieden die zich binnen specifieke abiotische bandbreedtes bevonden. Figuur 6-1 toont dit door de kans op zeegrasvoorkomen te kwantificeren voor verschillende waardenklassen van de abiotische modelparameters.⁸ Volgens de modelresultaten groeide het zeegras in ondiepe gebieden (< 4m) met brakwater (20-27 PSU), met een hoge lichtbeschikbaarheid (>20%) en lage stroomsnelheden (<0.25 m/s). Verder is in het model de kans op zeegrasvoorkomen het grootst wanneer er slijf aanwezig is, maar niet in te grote hoeveelheden (< 20%). Enigszins contra-intuïtief lijken in deze figuur gebieden met hoge orbitaalsnelheden het meest geschikt voor zeegras. Dit wordt vermoedelijk veroorzaakt door een onderliggende correlatie tussen bodemhoogte en orbitaalsnelheid (op locaties waar het ondiep is, is meer kans op zeegras, maar ook op een hoge orbitaalsnelheid). Bovendien beïnvloedt het zeegras wel de stroming maar dempt het geen golven in het numerieke model waardoor deze overschat worden in de zeegrasvelden. De voorspellende waarde van de parameter orbitaalsnelheid is daarmee beperkt.

In het algemeen vallen de gemodelleerde abiotische condities in de zeegrasvelden in 1927 binnen de bandbreedtes die bekend zijn in de literatuur. Om dit te visualiseren zijn in Figuur 6-2 bandbreedtes voor zeegrasvoorkomen op basis van literatuur toegevoegd aan de gemodelleerde abiotische condities in de zeegrasvelden (zoals eerder getoond in Figuur 6-1). Tabel 6.1 zet de bronnen uiteen die gebruikt zijn om deze bandbreedtes uit de literatuur af te leiden. Enkel de gemodelleerde orbitaalsnelheden in de zeegrasvelden vallen niet binnen de bandbreedtes die bekend zijn in de literatuur; mogelijk omdat de zeegrasvelden in het model de golven niet dempen (zie Paragraaf 3.1.2), waardoor de orbitaalsnelheden overschat worden, of vanwege de onderliggende correlatie met bodemhoogte (zie bovenstaand). Hier zal rekening mee gehouden worden bij de interpretatie van de golfresultaten.

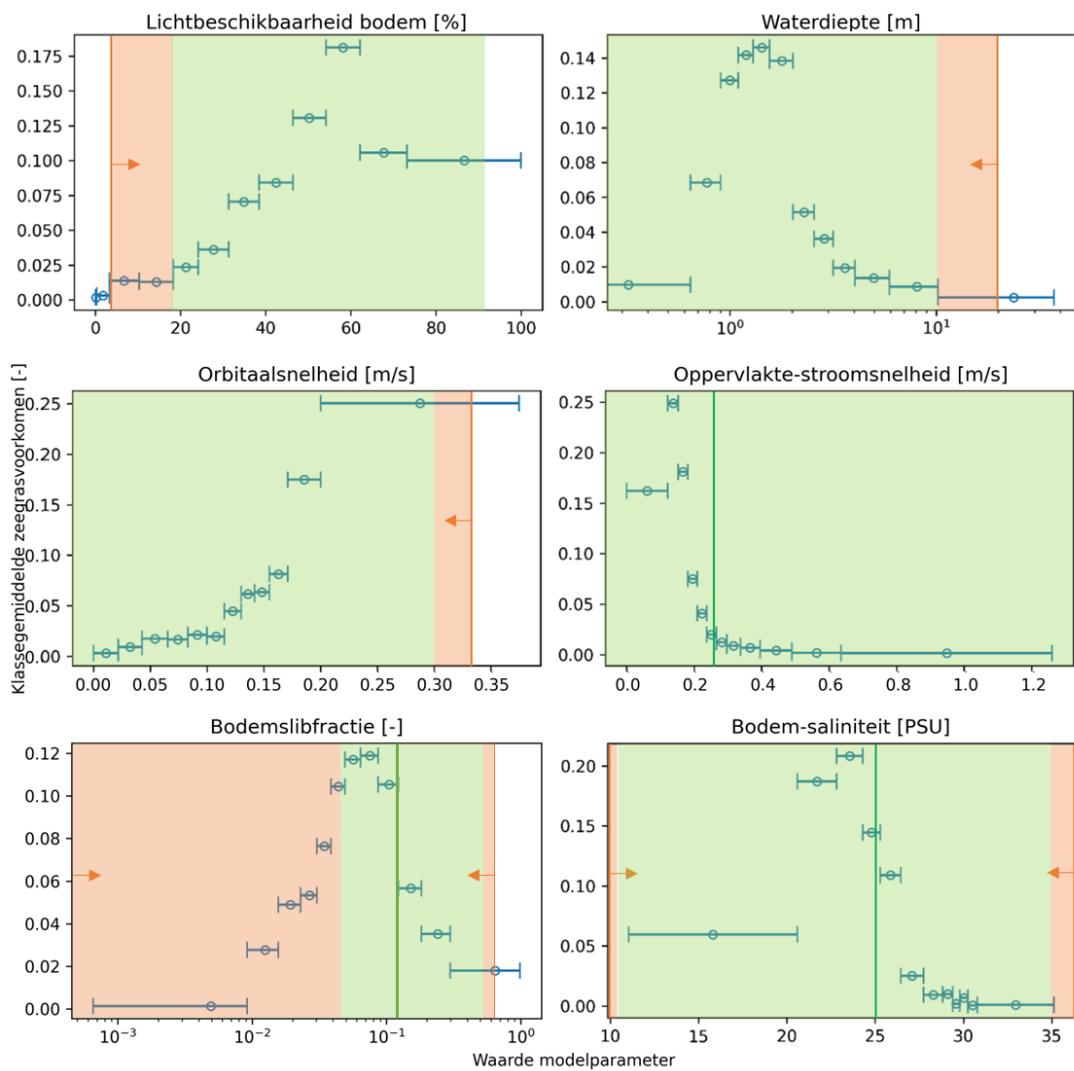
⁸ Merk op dat elk horizontaal streepje een andere bandbreedte aan abiotische waarden aanduidt, maar met een even groot areaal in de westelijke Waddenzee. De abiotische waarden met veel korte streepjes zijn dus qua areaal veelvoorkomend, terwijl de abiotische waarden met slechts enkele lange horizontale strepen in een relatief klein areaal voorkomen.



Figuur 6-1: Kans op zeegrasvoorkomen [-] vóór de bouw van de Afsluitdijk voor verschillende abiotische modelparameters en waardenklassen. Elke variabele is opgedeeld in 12 waardenklassen met een gelijk areaal in de westelijke Waddenzee (x-as), waarvoor de kans op zeegrasvoorkomen is berekend (y-as). Variabelen zijn de spring-doodtijgemiddelde waarden van de 1927 som (van linksboven naar rechts onder): bodemlichtbeschikbaarheid [%], water diepte [m], golf orbitaalsnelheid [m/s], oppervlakte stroomsnelheid [m/s], bodemslibfractie [-], en oppervlakte saliniteit [PSU].

Tabel 6.1 Bronnen bandbreedtes zeegrasvoorkomen per abiotische parameter. De bandbreedtes van de parameters met een asterisk () zijn afgeleid van de HSI curve van Medina Rubio (2023) en dus indirect gebaseerd op de bronnen in de tabel.*

Parameter	Bronnen
Zoutgehalte	* Bos et al. (2005), De Jong et al. (2005), Dijkstra (2012), Zhou et al. (2016)
Stroomsnelheid	* Bos et al. (2005), De Jong et al. (2005), Dijkstra (2012)
Water diepte	* Dijkstra (2012), Zhou et al. (2016), Anelli Monti et al. (2021)
Orbitaalsnelheid	* Bos et al. (2005), De Jong et al. (2005),
Slibfractie	* Dijkstra (2012), Zhou et al. (2016)
Lichtbeschikbaarheid	Van Katwijk et al. (1998); Nielsen et al. (2002), Peter Herman (pers. comm., februari 2023)

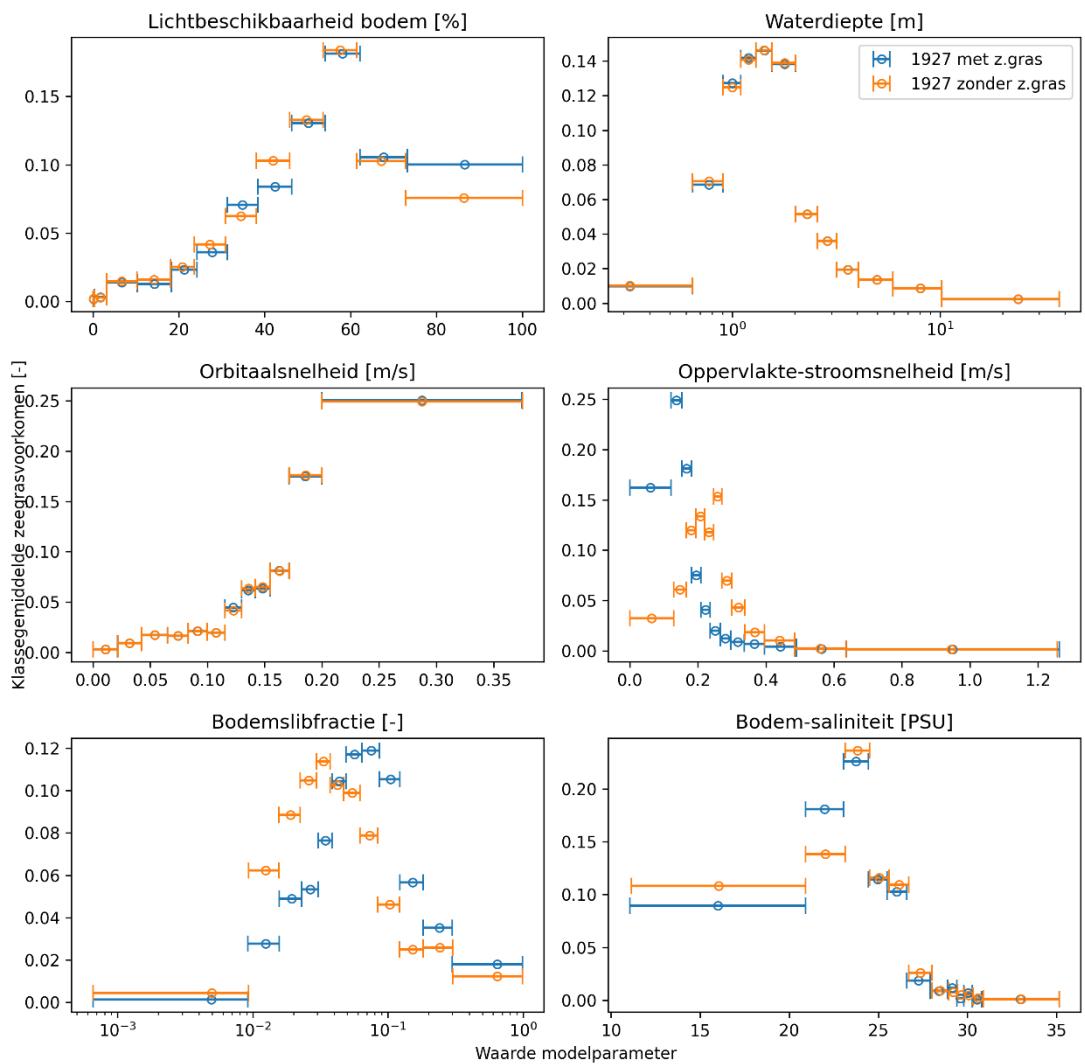


Figuur 6-2: Kans op zeegrasvoorkomen [-] vóór de bouw van de Afsluitdijk voor verschillende abiotische modelparameters (uit Figuur 6-1) vergeleken met bandbreedtes uit de literatuur. Groene bandbreedtes geven abiotische waarden aan waarvoor de habitat suitability index (HSI) voor ondergedoken Groot zeegras volgens Medina Rubio (2023) groter is dan 0,3. Oranje bandbreedtes geven HSI waarden tussen 0 en 0,3 weer. Groene verticale lijnen geven de maximale HSI waarden weer.

6.2 Was het zeegras zelf-faciliterend?

We bestuderen het effect van zeegrasaanwezigheid op abiotische condities in het model. Dit doen we in Figuur 6-3 door de gemodelleerde historische condities in de zeegrasvelden (blauwe lijnen) te vergelijken met een identieke som zonder zeegras (oranje lijnen).

Het model illustreert dat de aanwezigheid van zeegras de stroomsnelheid en bodemslibfractie beïnvloedt (Figuur 6-3). In lijn der verwachting neemt de snelheid af en wordt meer slijf ingevangen in zeegrasvelden wanneer het effect van zeegras op de stroming wordt gemodelleerd. Of dit terugkoppelingeffect positief is hangt af van de lokale condities, maar op basis van onze modelresultaten vallen zowel de stroomsnelheid als bodemslibfractie binnen de bandbreedtes van de literatuur ongeacht de aanwezigheid van zeegras. Dit suggereert dat de abiotische condities in de westelijke Waddenzee in 1927 ook zonder zeegras geschikt waren geweest, en dat het zeegras niet strikt zelf-faciliterend was.



Figuur 6-3 Invloed van zeegrassaanwezigheid op gemodelleerde abiotische condities. Blauwe en oranje lijnen zijn gebaseerd op simulatie van 1927 met en zonder zeegras, respectievelijk. Elke variabele is opgedeeld in 12 waardenklassen met een gelijk areaal in de westelijke Waddenzee (x -as), waarvoor de kans op zeegrasvoorkomen is berekend (y -as). Variabelen zijn de spring-doodtijgemiddelde waarden van de 1927 som (van linksboven naar rechtsonder): bodemlichtbeschikbaarheid [%], water diepte [m], golf orbitaalsnelheid [m/s], oppervlakte stroomsnelheid [m/s], bodemslibfractie [-], en bodemsaliniteit [PSU].

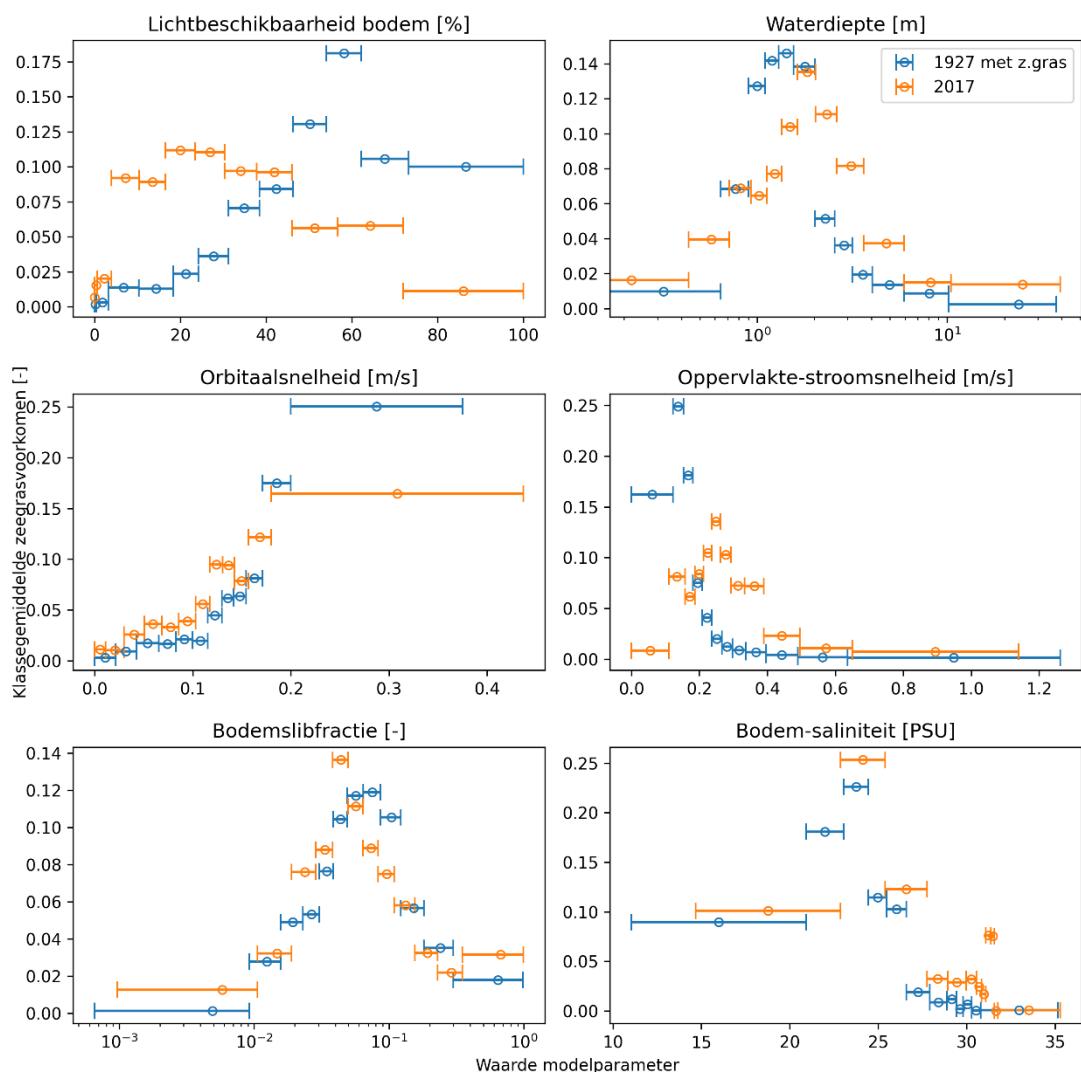
Opvallend is dat de gemodelleerde lichtbeschikbaarheid slechts beïnvloed wordt door de aanwezigheid van zeegras (Figuur 6-3), terwijl op basis van literatuur verwacht wordt dat zeegras de lichtbeschikbaarheid doet toenemen. Dit positieve terugkoppelingseffect wordt onder andere onderschreven in van der Heide (2007) en Yang et al. (2016). Mogelijk is de versimpelde golfschematisatie in deze studie hierin beperkt, omdat de aanwezigheid van zeegras de golven in het model niet beïnvloedt (lees: niet dempt) (zie Figuur 6-3). Hierdoor wordt resuspensie van fijn sediment door golven niet beperkt in de zeegrasvelden, neemt de troebelheid in zeegrasvelden mogelijk niet genoeg af en neemt de lichtbeschikbaarheid niet genoeg toe. Dit heeft géén gevolgen voor de conclusies in Hoofdstuk 5, maar betekent wel dat de lichtbeschikbaarheid in 1927 mogelijk nog beter (hoger) was dan de modelresultaten laten zien. Het belang van zelf-facilitatie door golfdemping wordt onderschreven in Bos & van Katwijk (2005). Zij stellen dat de overlevingskans van zeegras in dynamische gebieden toeneemt bij een grotere plantdichtheid door een sterker effect van golfdemping. Het verbeteren van de

golfschematisatie en een gevoelighedsstudie naar het effect van plantdichtheid op de lichtbeschikbaarheid valt buiten het bestek van deze studie, maar is opgenomen in de aanbevelingen. Op basis van de huidige resultaten is het echter al duidelijk dat een positieve terugkoppeling van zeegras op de lichtbeschikbaarheid zeegrasgroei waarschijnlijk niet faciliteerde, omdat de lichtbeschikbaarheid zonder zeegras op de meeste zeegraslocaties ook al meer was dan de drempelwaarde van 20% (Figuur 6-2).

6.3

Hoe zijn de condities veranderd in de voormalige zeegraslocaties?

Met name de gemodelleerde lichtbeschikbaarheid, stroomsnelheid en waterdiepte zijn veranderd in de westelijke Waddenzee sinds de afsluiting van de Zuiderzee. Figuur 6-4 illustreert dit door de abiotische condities in 1927 met zeegras (blauwe lijnen) te vergelijken met de abiotische condities in 2017 zonder zeegras (oranje lijnen).



Figuur 6-4 Verandering abiotische condities binnen voormalige zeegraslocaties na afsluiting Zuiderzee. Elke variabele is opgedeeld in 12 waardenklassen met een gelijk areaal in de westelijke Waddenzee (x-as), waarvoor de kans op voorkomen in de voormalige zeegraslocaties is aangegeven (y-as). Variabelen zijn de spring-doodtijgemiddelde waarden van de 1927 (blauw) en 2017 som (oranje). Van linksboven naar rechtsonder: bodemlichtbeschikbaarheid [%], waterdiepte [m], golf orbitaalsnelheid [m/s], oppervlakte stroomsnelheid [m/s], bodemslibfractie [-], en oppervlakte saliniteit [PSU].

De lichtbeschikbaarheid in 2017 zou mogelijk belemmerend kunnen zijn voor zeegrasherstel op de voormalige zeegraslocaties. Deze is namelijk sterk afgenoemten opzichte van de gemodelleerde lichtbeschikbaarheid in 1927 (verschuiving piek naar links in Figuur 6-4). Ook is de kans toegenomen dat de lichtbeschikbaarheid in de voormalige zeegraslocaties onder het benodigde minimum van 20% valt. De afname in lichtbeschikbaarheid in 2017 wordt veroorzaakt door een toename in diepte in de zeegrasvelden (zie paneel rechtsboven Figuur 6-4) en met name ook een toename in troebelheid (niet getoond).

In zowel de 1927 simulatie met zeegras als in de 2017 simulatie zonder zeegras, vallen de stroomsnelheid en waterdiepte binnen de bandbreedtes voor zeegrasgeschiktheid uit de literatuur (Figuur 6-4). Dit suggereert dat in de huidige condities de stroomsnelheid en waterdiepte niet direct belemmerend zijn voor zeegrasgroei. Indirect zouden deze abiotische parameters wel een effect kunnen hebben op de zeegrasgeschiktheid. Bijvoorbeeld door een afname in lichtbeschikbaarheid door een toename in waterdiepte.

Op basis van Figuur 6-4 kunnen geen aanvullende inzichten worden opgedaan over de zeegrasgeschiktheid op basis van salinititeit, omdat dit effect sterk ruimtelijk variërend is en afhankelijk van zowel de gemiddelde salinitetswaarde als de tijdsvariatie daarin. De resultaten in Hoofdstuk 5 laten zien dat de tijdsvariatie in salinitet in 2017 is toegenomen ten opzichte van 1927 in de westelijke Waddenzee (Paragraaf 5.3). Verder is het zoutgehalte in 2017 waarschijnlijk afgenoemten in de zeegrasvelden ten zuiden van het Marsdiep ten opzichte van 1927. Het zoutgehalte in de meer noordelijke zeegrasvelden is mogelijk juist toegenomen of in ieder geval minder afgenoemten. De onzekerheid over de effecten in de noordelijke zeegrasvelden komt door een mogelijke onderschatting van salinitet in de 1927 simulatie in dit gebied (zie Paragraaf 4.2.3). Het ruimtelijk variërende, netto effect van de veranderingen in gemiddelde zoutgehaltes en in zoutfluctuaties wordt onderzocht in Hoofdstuk 7.

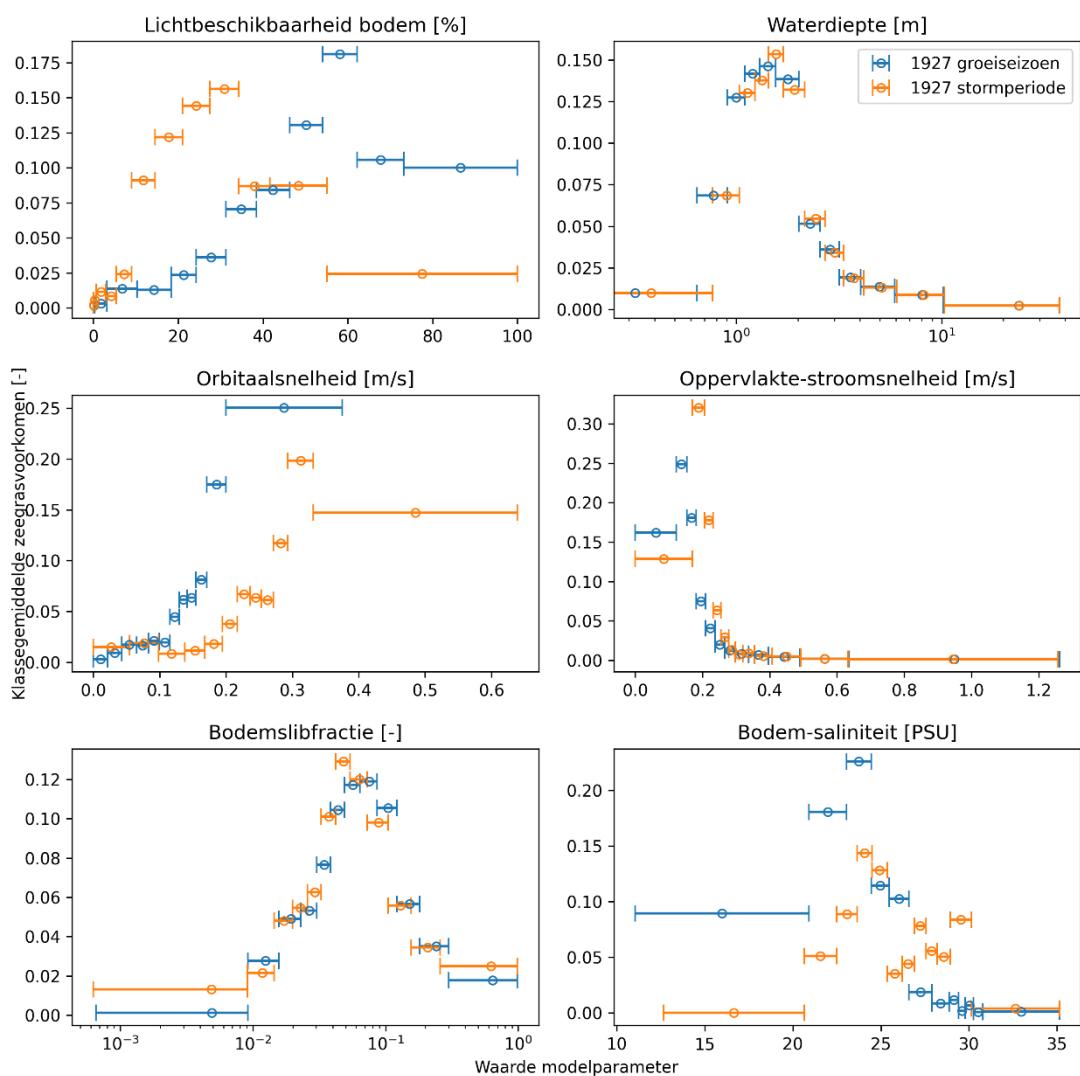
6.4 Gevoeligheid abiotiek voor stormcondities

Met name de stroomsnelheid, orbitaalsnelheid, het bodemslibgehalte en de lichtbeschikbaarheid zijn gevoelig voor een aanpassing van de meteorologische forcing. Dit is te zien in Figuur 6-5 en Figuur 6-6 waar het effect van stormcondities op de abiotiek wordt getoond in 1927 (met zeegras) en in 2017 (zonder zeegras), respectievelijk. Het gaat hier om een stormperiode in januari met sterke noordwestenwinden. In stormomstandigheden nemen de stroom- en orbitaalsnelheid toe en het bodemslibgehalte en lichtbeschikbaarheid af. In 1927 (Figuur 6-5) verandert het bodemslibgehalte in de zeegrasvelden minder dan in 2017 (Figuur 6-6), mogelijk door de remmende werking van het zeegras op de stroming.

Opvallend is dat in 2017 de lichtbeschikbaarheid tijdens de storm op meer locaties onder de kritische drempelwaarde van 20% valt dan in 1927 het geval zou zijn geweest. In 1927 behouden veel zeegrasvelden zelfs in stormcondities een lichtbeschikbaarheid boven de 20%. Dit suggereert dat stormcondities in de huidige omstandigheden een grotere stressor voor de groei/overleving van zeegras vormen dan in 1927 het geval was geweest.

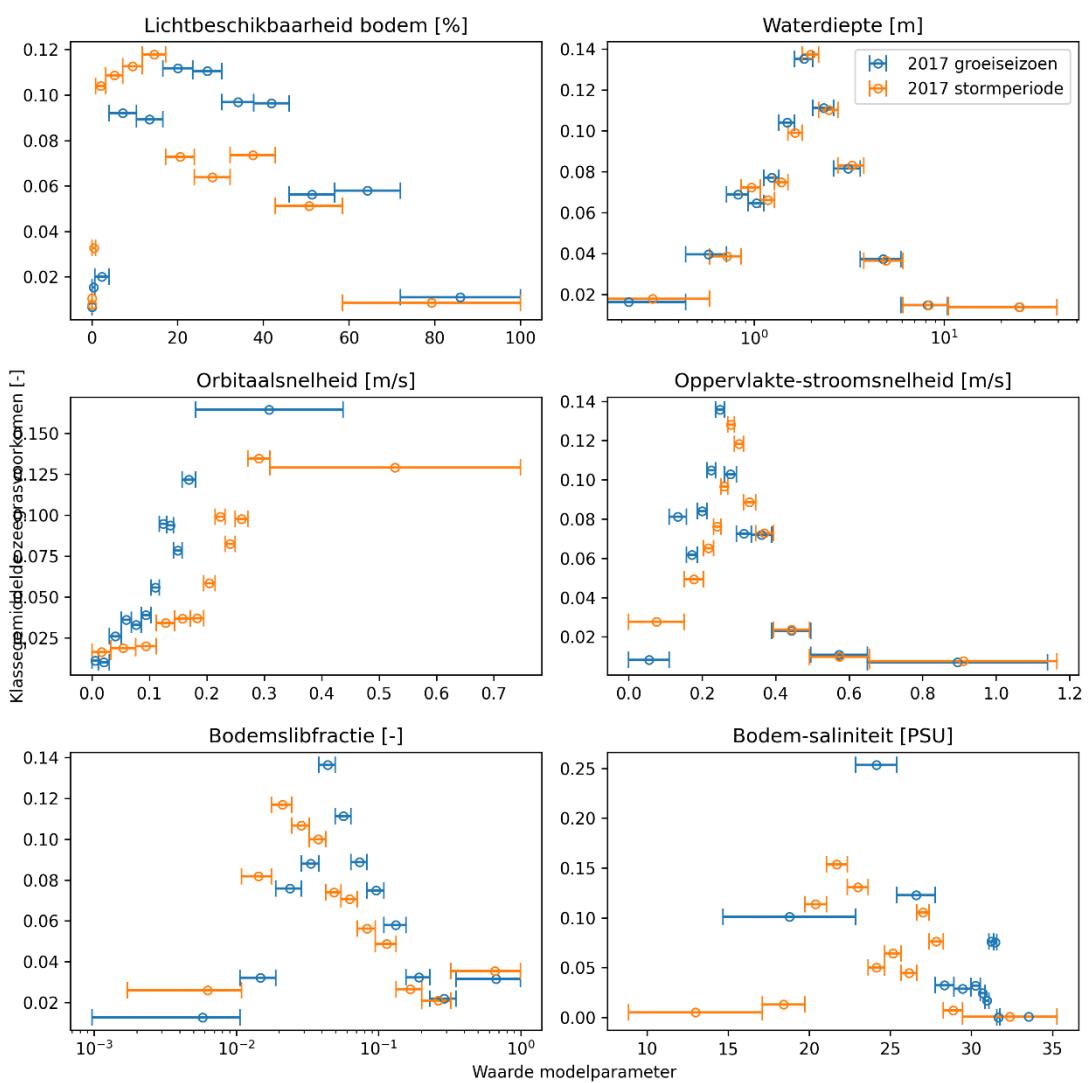
Appendix B.2 gaat verder in op de ruimtelijke variërende effecten van stormcondities.

Zeegrasvoorkomen Westelijke Waddenzee a.h.v. spring-doodtij gemiddelde parameters



Figuur 6-5 Invloed van stormcondities met voornamelijk noordwestenwinden op gemodelleerde abiotische condities in 1927. Blauwe en oranje lijnen zijn gebaseerd op simulaties van 1927 in het groeiseizoen in juni en in een stormperiode in januari, respectievelijk. Elke variabele is opgedeeld in 12 waardenklassen met een gelijk areaal in de westelijke Waddenzee (x-as), waarvoor de kans op zeegrasvoorkomen is berekend (y-as). Variabelen zijn de spring-doodtijgemiddelde waarden (van linksboven naar rechtsonder): bodemlichtbeschikbaarheid [%], water diepte [m], golf orbitaalsnelheid [m/s], oppervlakte stroomsnelheid [m/s], bodemslibfractie [-], en bodem-saliniteit [PSU].

Zeegrasvoorkomen Westelijke Waddenzee a.h.v. spring-doodtij gemiddelde parameters



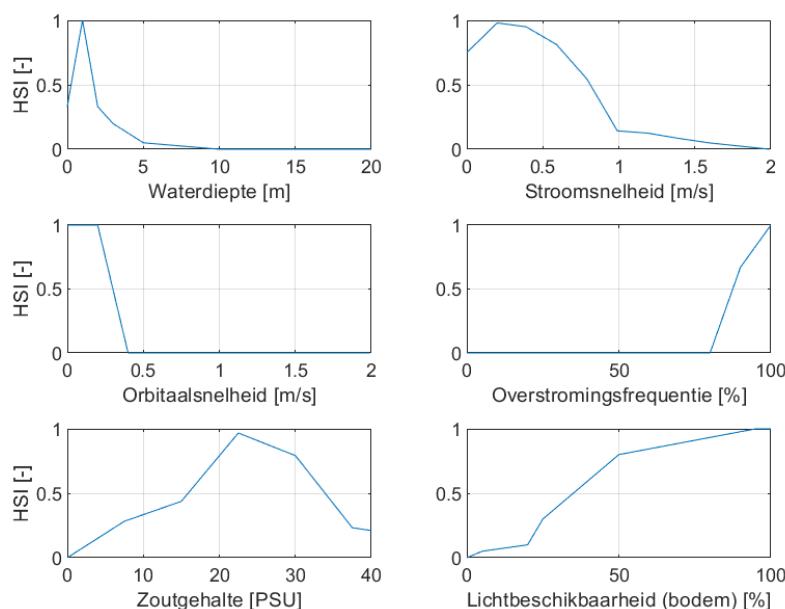
Figuur 6-6 Invloed van stormcondities met voornamelijk noordwestenwinden op gemodelleerde abiotische condities in 2017. Blauwe en oranje lijnen zijn gebaseerd op simulaties van 1927 in het groeiseizoen in juni en in een stormperiode in januari, respectievelijk. Elke variabele is opgedeeld in 12 waardenklassen met een gelijk areaal in de westelijke Waddenzee (x-as), waarvoor de kans op zeegrasvoorkomen is berekend (y-as). Variabelen zijn de spring-doodtijgemiddelde waarden (van linksboven naar rechtsonder): bodemlichtbeschikbaarheid [%], water diepte [m], golf orbitaalsnelheid [m/s], oppervlakte stroomsnelheid [m/s], bodemslibfractie [-], en bodemsaliniteit [PSU].

Om inzicht te geven in kansrijke locaties voor het herstel van ondergedoken Groot zeegras, wordt een doorvertaling gemaakt van de modelresultaten naar een kansenkaart. Zoals beschreven in Paragraaf 3.2 wordt dit gedaan op basis van Habitat Suitability Index (HSI) curves. In Paragraaf 7.1 wordt besproken hoe deze HSI input curves tot stand zijn gekomen, waarna een concept kansenkaart voor zeegrapherstel wordt gepresenteerd in Paragraaf 7.2.

7.1 Input Habitat Suitability Index (HSI) curves

Het is belangrijk te realiseren dat de in dit hoofdstuk gepresenteerde kansenkaart sterk afhankelijk van de gekozen abiotische parameters, de vorm HSI-curves, de rekenregel waarmee de afzonderlijke HSI worden gecombineerd, en van de wijze waarop de verschillende parameters worden geschematiseerd (tijdgemiddelden, standaarddeviatie, minima of maxima). Deze worden hier toegelicht.

De gebruikte HSI-curves voor zeegrasgeschiktheid staan weergegeven in Figuur 7-1, en zijn gebaseerd op een combinatie van onze modelresultaten voor 1927 (zie kans curves zeegrasvoorkomen in Figuur 6-1) en literatuurgegevens (zie Paragraaf 2.1.2). Voor de onderliggende parameters is gekeken naar waterdiepte, stroomsnelheid (nabij de bodem), orbitaalsnelheid, overstromingsfrequentie, zoutgehalte en lichtbeschikbaarheid (bij de bodem). Voor alle zes de parameters is hierbij de spring-doodtij gemiddelde waarde gebruikt.



Figuur 7-1: Habitat Suitability Index (HSI) curves gebruikt voor de doorvertaling van de modelresultaten naar een kansenkaart. Deze zijn gebaseerd op de kans op zeegrasvoorkomen in de modelresultaten zoals getoond in Figuur 6-1 aangevuld met literatuurwaarden (zie Paragraaf 2.1.2).

De totale Habitat Suitability Index wordt vervolgens bepaald uit een vermenigvuldiging van de afzonderlijke HSI-waarden per parameter, volgens onderstaande formule:

$$HSI_{\text{totaal}} = (HSI_h * HSI_{u_flow} * HSI_{u_orb} * HSI_{inundation} * HSI_{Sal} * HSI_{light})^{1/6}$$

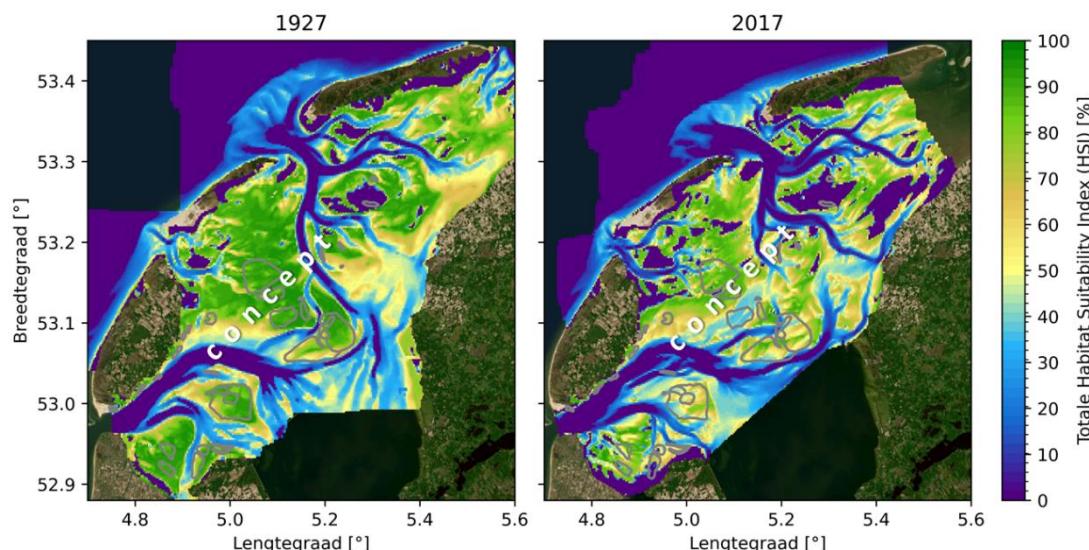
Deze rekenregel om de totale kans op zeegrasvoorkomen te bepalen impliceert dat alle abiotische variabelen even zwaar wegen, en dat de totale HSI klein is als de HSI van een van de onderliggende parameters klein is.

7.2

Kansenkaart op basis van HSI aanpak

In de resulterende kansenkaart voor 1927 (Figuur 7-2 links) worden alle historische zeegrasvelden gereproduceerd (*true positives*). Echter zijn er ook veel andere locaties met (ten onrechte) een hoge HSI (*false positives*).

In de kansenkaart voor 2017 (Figuur 7-2 rechts) is te zien dat er tegenwoordig minder kansrijke gebieden zijn. Vrijwel alle historische zeegrasvelden zijn niet of minder geschikt. Een aantal andere locaties, waaronder de ondiepe gebieden ten westen en ten oosten van het Molenrak, zijn mogelijk geschikter geworden. Ook hier kan echter sprake zijn van *false positives*. Om daar meer zekerheid over te krijgen moet eerst meer duidelijkheid komen over de *false positives* in de kansenkaart voor 1927.

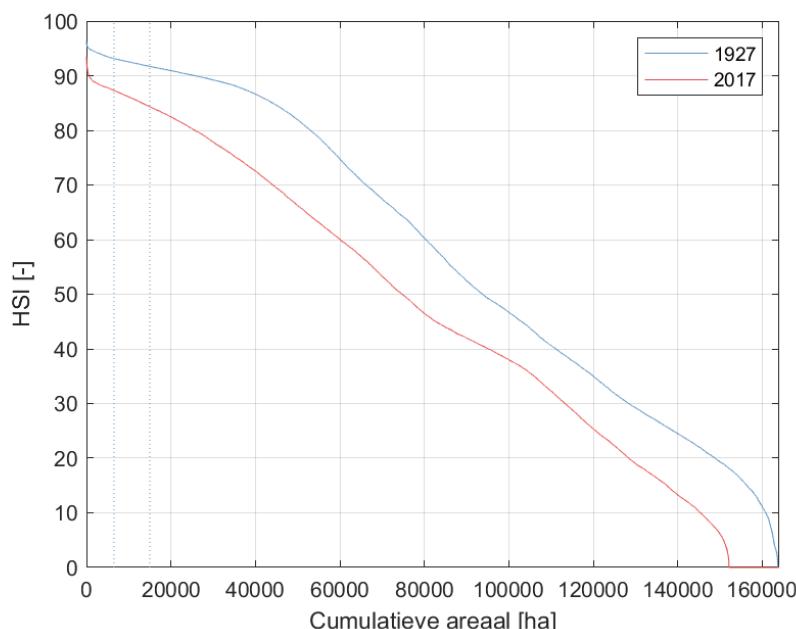


Figuur 7-2: Concept kansenkaart voor ondergedoken Groot zeegras in 1927 (links) en 2017 (rechts) op basis van Habitat Suitability Index (HSI) curves modelsenario 1927 met zeegras (links) en modelsenario 2017 (rechts).

Op basis van de kansenkaarten voor 1927 en 2017 uit Figuur 7-2 kan een inschatting worden gegeven van de oppervlakte van de westelijke Waddenzee die in deze jaren geschikt was voor ondergedoken Groot zeegras. In Figuur 7-3 is dit weergegeven als cumulatieve areaal dat voldoet aan een bepaalde minimale HSI-waarde. Volgens Korporaal et al. (2016) stond er in 1927 tussen de 6.500 en 15.000 ha aan ondergedoken Groot zeegras in de Waddenzee (zie verticale stipellijnen in Figuur 7-3). Bij die onder- en bovengrens passen op basis van onze modelresultaten in 1927 HSI-waarden van respectievelijk 93,1% en 91,7 %. Als deze HSI-waarden dus als maatgevend worden aangenomen, zou het geschikte areaal in 2017 tussen 24 ha (ondergrens) en 135 ha (bovengrens) liggen. Tabel 7.1 geeft daarnaast ook het areaal dat in beide jaren voldoet aan HSI-waarden van tenminste 95%, 90% en 80%. Hieruit blijkt dat het geschikte areaal in 2017 aanmerkelijk is afgenomen te opzichte van 1927.

Tabel 7.1: Overzicht van areaal dat in 1927 en 2017 voldoet aan bepaalde minimale HSI-waarde

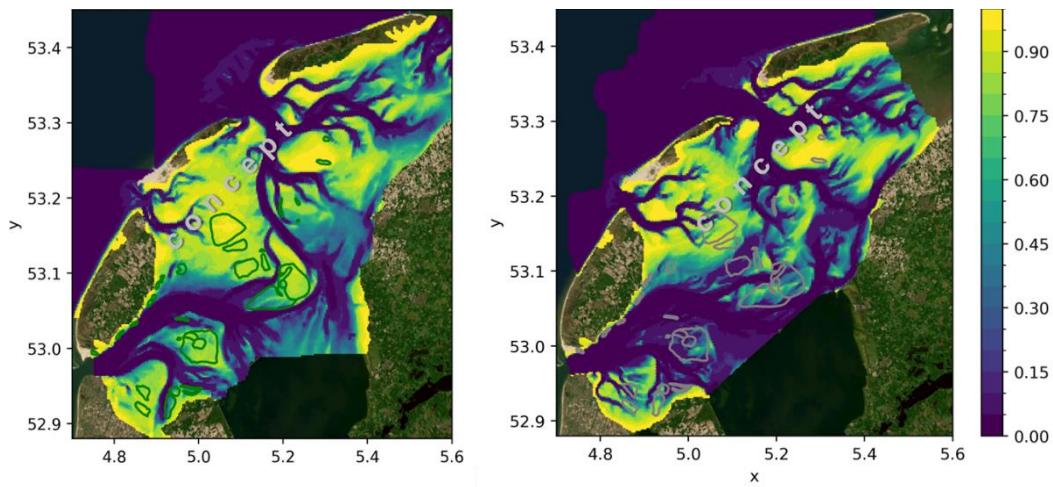
HSI-waarde [-]	Areaal 1927 [ha]	Areaal 2017 [ha]
> 95%	536	5
> 93,1%	6.500	24
> 91,7%	15.000	135
> 90%	26.000	600
> 80%	53.000	26.000



Figuur 7-3 Cumulatieve areaal [ha] dat voldoet aan een bepaalde minimum Habitat Suitability Index (HSI) voor 1927 (blauw) en 2017 (rood). De verticale stippellijnen geven bandbreedtes voor 1927 volgens Korporaal et al. (2016).

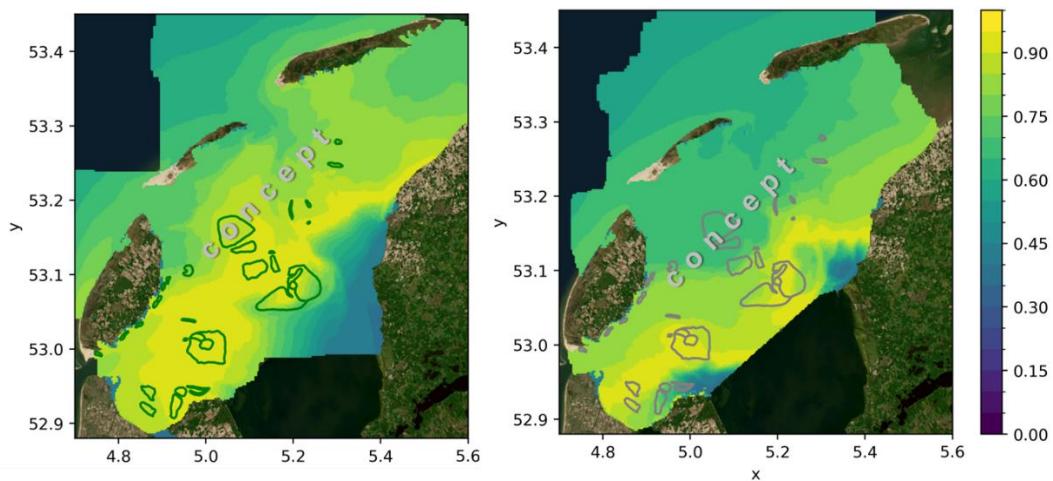
Het voordeel van de methode met gebruik van HSI-curves is dat alle afzonderlijke parameters en de bijbehorende HSI-kaart ook bekijken kunnen worden om meer inzicht te krijgen in de belemmerende factoren. Hier worden de lichtbeschikbaarheid (Figuur 7-4) en het zoutgehalte (Figuur 7-5) als voorbeelden uitgelicht.

De lichtbeschikbaarheid is in 2017 sterk afgangen ten opzichte van 1927, zoals beschreven in Paragraaf 5.5. In de bijbehorende HSI-kaarten voor 1927 en 2017 (Figuur 7-4) is terug te zien dat veel plekken qua lichtklimaat minder geschikt zijn geworden voor zeegras, met name in het kombergingsgebied Marsdiep. In het kombergingsgebied van het Eierlandse gat is de lichtbeschikbaarheid minder sterk afgangen.



Figuur 7-4: HSI-kaarten voor lichtbeschikbaarheid in 1927 (links) en 2017 (rechts).

In de HSI-kaarten voor het zoutgehalte (Figuur 7-5) is te zien dat de transitiezone van relatief zoet naar zout water het meest geschikt is voor zeegras op basis van literatuurwaarden. Merk op dat 1927, zoals besproken in Paragraaf 5.3, een uitzonderlijk nat jaar was waardoor de Waddenzee ten noorden van het Marsdiep relatief zoet was. De lichtgele band met hoge waarden voor zeegrasgeschiktheid zou zich in drogere jaren voor de afsluiting van de Zuiderzee, daarom mogelijk verder naar het zuiden hebben uitgebreid (linker paneel). In de gevalideerde 2017 simulatie (rechter paneel) zijn de zeegrasgeschiktheid waarden in een klein gebied rondom spuilocatie Den Oever en op een deel van het Balgzand gedaald doordat dit gebied te zoet is geworden. Verder kent het gebied nabij de Afsluitdijk juist de hoogste zeegrasgeschiktheidswaarden in 2017, terwijl verder gelegen gebieden te zout zouden zijn. Let op dat het gebied nabij de afsluitdijk juist minder geschikt is geworden op basis van de tijdsvariatie in zoutgehalte (deze is toegenomen, zie Figuur 5-10).



Figuur 7-5: HSI-kaarten voor zoutgehalte in 1927 (links) en 2017 (rechts).

8 Discussie

Verschillen in abiotische condities tussen 1927 en 2017 kunnen op basis van de resultaten worden beschreven. De vergelijkingen met 1933 helpen om deze verschillen beter te duiden, omdat hiermee onderscheid kan worden gemaakt tussen de directe invloed van de veranderde hydrodynamica en de invloed van de langjarige morfologische veranderingen.

8.1 Inzichten effecten afsluiting Zuiderzee (algemeen)

De resultaten van dit onderzoek hebben geleid tot een aantal inzichten met betrekking tot de algemene effecten van de afsluiting van de Zuiderzee op de abiotische condities van de westelijke Waddenzee. De veranderingen in de waterbeweging komen goed overeen met de beschreven veranderingen in diverse eerdere studies. De getijslag is toegenomen, zonder groot effect op de gemiddelde waterdiepte (Rietveld 1962; Thijssse 1972). De stroomsnelheden zijn sterk veranderd door de veranderde ligging van de geulen (Klok & Schalker, 1980; Elias 2003). Het model reproduceert de opvulling van de geulstaarten (op basis van initiële erosie- en sedimentatiepatronen). Ook is terug te zien dat de gebieden voor de Afsluitedijk en langs de Friese vastelandskust slibrijker zijn geworden.

Het jaar 1927 had relatief hoge zoetwaterafvoeren, waardoor de westelijke Waddenzee (ook in werkelijkheid) relatief zoet was. De zoutverdeling in de resultaten van 1927 zijn daardoor mogelijk niet representatief voor het langjarig gemiddelde vóór de afsluiting van de Zuiderzee. Hierdoor wordt na de afsluiting (mogelijk ten onrechte) een toename in zoutgehalte gesimuleerd ten noorden van het Marsdiep. De zoutgehalten in 1927 ten zuiden van het Marsdiep komen beter overeen met literatuur en eerdere modelstudies. Het opschuiven van de isolijnen van gelijke zoutwaarden in noordwestelijke richting wordt in dit gebied mogelijk veroorzaakt doordat in 2017 het meeste zoete water vanaf de spuilocatie bij Den Oever in de Waddenzee wordt gespuid, terwijl in 1927 het zoete water uit de Zuiderzee meer oostwaarts afboog en dichter bij de Friese kust verbleef. De voormalige zeegraslocaties op het Balgzand en Lutjeswaard zijn hierdoor mogelijk zoeter geworden.

De gesimuleerde toename van de slibconcentratie in de waterkolom sinds de afsluiting van de Zuiderzee volgt uit de fysica van het model. Het gaat hierbij om de invloed van veranderingen in bathymetrie, getij en zoetwaterverdeling op de slibconcentratie. Slib wordt echter door meer factoren beïnvloed zoals aanbod vanaf zee, sedimenteigenschappen als valsnelheid en kritische schuifspanning (mede door biologische effecten) en variaties en trends in wind- en golfklimaat, zoetwaterafvoer etc. Ook menselijke ingrepen in het systeem kunnen een effect hebben, zoals vaargeulonderhoud en (bodemberoerende) visserij. Deze overige factoren zijn in deze studie constant verondersteld, terwijl deze in de tussentijd veranderd kunnen zijn. Om deze reden kan deze studie niet worden beschouwd als een exacte modelmatige reconstructie van de daadwerkelijk opgetreden slibconcentraties in de Waddenzee gedurende de afgelopen eeuw, maar enkel als een modelmatige gevoeligheidsstudie naar de invloed van de afsluiting van de Zuiderzee hierop.

Op basis van onze modelresultaten heeft de afsluiting van de Zuiderzee bijgedragen aan een toename van de slibconcentratie in de westelijke Waddenzee, als gevolg van veranderingen in de morfologie, de waterbeweging en de zoutgedreven gravitatiecirculatie. Dit is consistent met de resultaten van Iwantoro (2016) en past bij de door Elias et al. (2012) en Ridderinkhof et al. (2014) beschreven toename van sedimentimport door de kortere getijdebekkens. Op basis hiervan bestaan vermoedens dat de westelijke Waddenzee troebeler is geworden tussen de jaren 1930 en 1970 (o.a. Den Hartog en Polderman, 1975; Giesen et al., 1990;

Van der Heide et al., 2007), waardoor de lichtbeschikbaarheid is afgenoem. Door gebrek aan metingen kon dit eerder niet worden aangetoond. Eerdere modelstudies hebben vooral aandacht besteed aan zandtransport, waarbij beperkt aandacht was voor slib (Elias et al., 2012; Ridderinkhof et al., 2014). Onze modelresultaten vormen dus, samen met de resultaten van Iwantoro (2016) en Phillipart et al. (2013), een belangrijke aanwijzing voor toegenomen troebelheid in de westelijke Waddenzee tussen de jaren 1930 en de jaren 1970. Wel is aanvullende bewijsvoering nodig om dit met meer zekerheid aan te tonen. Hierbij kan gedacht worden aan alternatieve modelaanpakken, onderzoek naar andere veranderde omstandigheden (zoals weersomstandigheden, slibaanbod en slibeigenschappen) of indirect bewijs op basis van andere parameters.

8.2 Gevolgen voor ondergedoken Groot zeegras

Voor ondergedoken Groot zeegras hebben de resultaten van dit onderzoek geleid tot nuttige inzichten voor de waterbeweging, morfologie en bodemsamenstelling, zoutgehalte, vertroebeling en lichtklimaat. Zoals opgemerkt bij het opstellen van de hypotheses, zijn effecten van nutriënten (eutrofiëring) buiten beschouwing gelaten. Deze beïnvloeden hoofdzakelijk de lichtbeschikbaarheid; het meenemen hiervan leidt waarschijnlijk tot een kleiner areal geschikte gebieden voor ondergedoken zeegras.

Allereerst is vrijwel de gehele westelijke Waddenzee, inclusief de voormalige zeegraslocaties, troebeler geworden. Daardoor is ook het lichtklimaat ongunstiger geworden voor ondergedoken Groot zeegras. Dit lijkt de grootste verandering te zijn qua abiotische condities ten opzichte van de situatie pre-afsluiting en is daarmee een belangrijke bevinding van deze studie. Uitzondering hierop vormt het gebied rond de Timmekesplaat en Stompe, waar de sedimentconcentratie is afgenoemd en de lichtbeschikbaarheid (mede daardoor) is verbeterd.

Verder zijn de stroomsnelheden ter plaatse van de zeegraslocaties toegenomen, wat mogelijk een beperkende factor is voor zeegrasherstel op deze locaties. Opmerkelijk is de belangrijke rol die het zeegras hier zelf in speelde: de lage stroomsnelheden in 1927 waren voornamelijk het resultaat van het dempende effect van het zeegras, zoals bleek uit een modelsimulatie waaruit het zeegras was weggelaten. Dit zelf-stabiliserende effect is ook bekend uit de literatuur (o.a. Van der Heide et al, 2007). Voor golven en lichtbeschikbaarheid bestaat een vergelijkbaar effect, maar deze reproduceren wij niet. Golfdemping door vegetatie is niet meegenomen in de modelschematisatie en vermoedelijk belemmert dit ook het zelf-stabiliserende vermogen wat betreft lichtbeschikbaarheid. De orbitaalsnelheden ter plaatse van de voormalige zeegraslocaties zijn in de modelresultaten juist afgenoemd door lichte erosie (verdieping) van de voormalige zeegrasgebieden.

Op de voormalige zeegraslocaties was kort na de afsluiting sprake van enkele decimeters erosie als gevolg van toegenomen stroomsnelheden. Mogelijk heeft dit geleid tot ontworteling van het zeegras. In de periode daarna is deze erosie grotendeels gecompenseerd door geleidelijke aanslibbing. Door toename van de getijslag begonnen een aantal zeegrasvelden kort na de afsluiting droog te vallen. Vervolgens kwamen veel voormalige zeegraslocaties door stijging van de laagwaters en de morfologische respons, in 1950 weer in het subtidaal te liggen. Dit impliceert dat de bodemhoogte van een aantal voormalige zeegraslocaties tijdelijk minder gunstig waren voor ondergedoken Groot zeegras, maar dat de bodemhoogte inmiddels weer geschikt is. Er is geen duidelijk netto effect op de bodemsamenstelling op de voormalige zeegraslocaties.

De voormalige zeegraslocaties op het Balgzand zijn naar alle waarschijnlijkheid zoeter geworden door het spuien bij Den Oever. De gepresenteerde toename van het zoutgehalte op de andere voormalige zeegraslocaties is mogelijk veroorzaakt door de onderschatting van

het gemodelleerde zoutgehalte vóór de afsluiting. Daardoor kan nog niet veel gezegd worden over het effect van de zoutverdeling op de voormalige zeegraslocaties in het Eierlandse Gat, al lijkt het zoutgehalte daar in ieder geval minder afgenumen (en zelfs mogelijk toegenomen) te zijn ten opzichte van het Balgzand. Zeegras is relatief goed bestand tegen een grote bandbreedte aan zoutgehaltes, waardoor dit effect vermoedelijk klein is. Echter is zeegras gevoeliger voor variaties in zoutgehalte, die tegenwoordig groter zijn dan in 1927, doordat zoetwater via sluizen bij Den Oever en Kornwerderzand wordt gespuid. Dit heeft mogelijk negatieve effecten op de habitatgeschiktheid voor zeegras bij Lutjeswaard en op het Balgzand.

Het zeegras groeide voornamelijk in gebieden die zich binnen specifieke abiotische bandbreedtes bevonden. De in deze studie gesimuleerde abiotische condities in de zeegrasvelden in 1927 vallen binnen de bandbreedtes die bekend zijn uit de literatuur, zoals beschreven in Paragraaf 6.1. Op basis daarvan lijken de abiotische condities in de zeegrasvelden, afgezien van de golfcondities, voldoende te worden geproduceerd om uit deze condities de habitatgeschiktheid voor zeegras af te leiden.

In deze studie is gekeken naar abiotische condities, waarbij een aantal belangrijke aspecten nog niet zijn meegenomen. Daarbij valt te denken aan bijvoorbeeld voedingsstoffen en vervuiling. Beschutting is hierbij aan de ene kant gunstig voor de groei en overlevingskansen van het zeegras zelf, maar aan de andere kant heeft het nadelige gevolgen door de verhoogde kans op het indrijven en vervolgens afsterven van macroalgen. In een omgeving met fijner sediment, hoger organisch stofgehalte, niet alleen door macroalgen, maar ook door bezinken van organisch materiaal, vormt de input van afstervende macroalgen een sterk anoxische, mogelijk toxicke stimulans. Dit negatieve effect van macroalgen op zeegras is ook in andere delen van de wereld bekend en aangetoond (Bos/Katwijk, 2005). Het reduceren van de eutrofivering in de Waddenzee zou de groei van macroalgen kunnen remmen en de kansen voor Groot zeegras kunnen verbeteren.

Terugblikkend op de hypotheses uit Paragraaf 2.3 lijken met name de verhoogde troebelheid (hypothese 1e) en in mindere mate de toegenomen stroomsnelheid op de voormalige zeegraslocaties (hypothese 1a) van belang geweest. Als gevolg van de wierziekte hebben de planten vermoedelijk meer licht nodig dan niet-geïnfecteerde planten. In combinatie met de verhoogde troebelheid heeft dit de terugkeer van zeegras belemmerd. De negatieve invloed van de toegenomen getijsslag op lichtbeschikbaarheid (hypothese 1d) is slechts in zeer beperkte mate van belang en ondergeschikt aan de invloed van de troebelheid. Van een afname van stroomsnelheden of grote sedimentatie op de voormalige zeegraslocaties (hypothese 1b) is geen sprake, want de bodem van de zeegrasvelden is na de afsluiting juist licht geërodeerd. Dit heeft de groei van ondergedoken Groot zeegras tijdelijk belemmerd, maar deze morfologische condities lijken inmiddels weer geschikt voor zeegras. Hypothese 1c, over de invloed van veranderingen in zoutgehalte en -variaties, kon (nog) niet worden geverifieerd of gefalsificeerd vanwege de vermoedelijke overschatting van de zoetwaterafvoer tijdens het groeiseizoen in het model. Aangezien uit de resultaten naar voren kwam dat de troebelheid blijvend verhoogd is, is besloten om niet verder in te gaan op hypotheses 2a en 2b.

8.3 Kansenkaart zeegrapherstel

De gepresenteerde kansenkaart voor ondergedoken Groot zeegras is ontwikkeld op basis van Habitat Suitability Indices voor de abiotische parameters waterdiepte, stroomsnelheden, orbitaalsnelheden, overstromingspercentage, zoutgehalte en lichtbeschikbaarheid. Al met al heeft de HSI methode nuttige nieuwe inzichten gegeven in veranderingen van zeegrasgeschiktheid en de invloed van verschillende abiotische parameters daarin. Nieuw in deze studie is dat de HSI curves niet uitsluitend gebaseerd zijn op literatuurwaarden (die

vaak brede ranges aan geschiktheid bevatten, en niet systeem-specifiek zijn) maar ook op historische modelresultaten.

In de kansenkaart voor 1927 (Figuur 7-2 links) worden alle historische zeegrasvelden goed gereproduceerd. Deze kansenkaart schetst echter een te positief beeld, doordat op veel andere locaties (ten onrechte) een hoge HSI wordt gesimuleerd. Dit kan komen door onnauwkeurigheden in het model of de nabewerking voor de kansenkaart, of doordat andere parameters (hierboven besproken) limiterend zijn voor zeegrasgroei. In de kansenkaart voor 2017 (Figuur 7-2 rechts) is de habitatgeschiktheid over het algemeen afgenoem. Dat geldt ook specifiek voor de voormalige zeegraslocaties. Een aantal andere locaties zijn mogelijk geschikter geworden, al kan hier ook (net als voor 1927) sprake zijn van *false positives*.

Op basis van onderliggende parameters kan meer duiding aan deze kansenkaart voor de huidige condities worden gegeven. Hiermee kunnen ook nuttige inzichten worden opgedaan voor eventuele maatregelen om de abiotische condities te verbeteren. Voor de lichtbeschikbaarheid valt op dat deze met name in het Marsdiep is afgenoem en limiterend is voor zeegrasgroei. Op diverse locaties in het Eierlandse Gat lijkt het lichtklimaat op basis van de modelresultaten nog redelijk tot goed geschikt voor zeegrasgroei. Het toegenomen zoutgehalte lijkt juist in het Eierlandse Gat limiterend voor zeegrasgroei, terwijl de gemiddelde waarde in het Marsdiep wel geschikt lijkt. Echter speelt ook de variatie in zoutgehalte een belangrijke rol, die juist in de omgeving van de spuisluizen erg hoog is.

Het resultaat van de HSI aanpak is sterk afhankelijk van de onderliggende modelresultaten, de gehanteerde HSI-curves, van de wijze waarop de tijdsafhankelijkheid van verschillende parameters wordt meegenomen (tijdgemiddelden, standaarddeviatie, minima of maxima), en de wijze waarop de afzonderlijke abiotische parameters doorwegen in de totale HSI. De gepresenteerde concept kansenkaart is dan ook geconditioneerd aan de gebruikte invoer en een gevoeligheidsstudie zou meer inzicht kunnen geven in de gevoeligheid van de resultaten voor deze input en dus in de onzekerheid in de resultaten.

Inherent aan de HSI aanpak blijft echter de noodzaak van expert judgement (subjectiviteit). Aanvullende Machine Learning of statistische methodes, zoals een Random Forest of Logistische Regressie, zouden hierin van meerwaarde kunnen zijn. Ten eerste, worden deze modellen getraind of gefit waardoor de aanpak minder subjectief is (maar ook minder flexibel). Daarnaast zijn beide methodes in staat inzicht te geven in welke abiotische parameters de sterkste voorspellende waarde hebben voor zeegrasgeschiktheid. Dit inzicht zou ook in de HSI methode meerwaarde hebben en kunnen bijdragen aan de keuze voor eventuele beleidsmaatregelen. Daarnaast zou een Machine Learning aanpak in staat moeten zijn om interacties tussen variabelen te gebruiken om meer genuanceerde ruimtelijke patronen in zeegrasgeschiktheid te reproduceren. Tot slot, creëert het gebruik van onafhankelijke aanvullende methodes meer zekerheid indien overlappende gebieden van zeegrasgeschiktheid worden geïdentificeerd. De voorlopige resultaten laten hierin zien dat de Random Forest en Logistische Regressie een meer conservatief resultaat in zeegras geschiktheid geven. Bij oplevering van dit rapport zijn beide modellen nog niet voldoende doorontwikkeld om een voorspellende waarde te hebben. Voor het verbeteren van de Logistische Regressiemethode is een optimalisatie van de invoerparameters en variabelenselectie nodig voor een nauwkeurigere reproductie van historische zeegrasvelden. Voorlopige resultaten van deze optimalisatie opgave staan beschreven in Appendix C. Hoewel de Random Forest-methode effectief blijkt in het naadloos reproduceren van de zeegrasvelden, vereist het nog aandacht om overfitting te vermijden bij voorspellingen voor nieuwe omstandigheden. De verwachting is dat dit probleem ook verholpen kan worden door een optimalisatie van de invoer zoals beschreven voor de Logistische Regressie.

Tot slot, is het goed op te merken dat voor de kansenkaart geen rekening gehouden met andere abiotische factoren, zoals voedingsstoffen, temperatuur en vervuiling, en biotische parameters (zoals voortplanting, epifyten, bioturbatie, infauna, biomassa van het zeegrasveld en ziektes).

9 Conclusie & aanbevelingen

9.1 Conclusie

Zoals reeds bekend is de belangrijkste oorzaak voor het verdwijnen van ondergedoken Groot zeegras uit de Waddenzee de ‘wasting disease’. In deze studie is met behulp van modelberekeningen onderzocht of de abiotische condities na afsluiting van de Zuiderzee belemmerend zijn (geweest) voor herstel van ondergedoken Groot zeegras. Hiervoor is het bestaande Waddenzeemodel eerst aangepast naar de situatie vóór de afsluiting van de Zuiderzee. Deze aangepaste modelopzet is gevalideerd op basis van historische waterstandsdata (kwantitatief) en uit literatuur bekende stromingspatronen (kwalitatief).

Vervolgens zijn modelsenario's uitgevoerd die representatief zijn voor de situatie in 1927, 1933 en 2017 ('heden'). Daarmee konden zowel het directe effect van de Afsluitdijk (met name toename getijslag en veranderde stromingspatronen), als de invloed van morfologische veranderingen op lange termijn worden bestudeerd.

Deze studie geeft nieuwe inzichten in veranderingen van de abiotische condities in de westelijke Waddenzee na de afsluiting van de Zuiderzee en implicaties voor ondergedoken Groot zeegras:

- De troebelheid van de westelijke Waddenzee is volgens onze modelresultaten in de huidige situatie toegenomen ten opzichte van 1927, waardoor de lichtbeschikbaarheid is afgangen, wat een belemmering vormt voor het zeegras. Dit geldt zowel voor het gebied als geheel, als specifiek voor de voormalige zeegraslocaties. Een uitzondering hierop vormt de omgeving van de Timmekerplaat, wat een mogelijke kans biedt voor herstel.
- Stroomsnelheden zijn na de afsluiting van de Zuiderzee sterk toegenomen en waren daarmee belemmerend voor de groei van zeegras. Aangezien de stroomsnelheden nog altijd hoger zijn dan vóór de afsluiting, zijn deze mogelijk nog altijd een beperkende factor voor herstel. Het zeegras zelf speelde een belangrijke rol in reductie van stroomsnelheden.
- De groei van ondergedoken Groot zeegras werd tijdelijk belemmerd door (1) lokale erosie in de zeegrasvelden en (2) een tijdelijke verschuiving van het areaal van subtidaal naar intertidaal. Door de afsluiting werden de laagwaters lager, waardoor veel zeegrasvelden dagelijks droogvielen. Door de daaropvolgende stijging van laagwaters en morfologische respons, kwamen veel voormalige zeegraslocaties vanaf 1950 weer in het subtidaal gebied te liggen. Deze morfologische condities lijken inmiddels weer geschikt voor ondergedoken Groot zeegras.
- Na de afsluiting van de Zuiderzee is de overgang van zoet naar zout minder geleidelijk geworden. De voormalige zeegraslocaties op het Balgzand en de Lutjeswaard zijn zoeter geworden, doordat een groot deel van het zoete rivierwater nu wordt gespuid bij Den Oever. De invloed van de afsluiting op de rest van de westelijke Waddenzee is nog onduidelijk (doordat het zoutgehalte in de zeegrasvelden ten noorden van het Marsdiep in het model wordt onderschat). De invloed van het zoutgehalte op het zeegras is naar verwachting beperkt door de brede tolerantie van Zostera voor zoutgehalte.
- Orbitaalsnelheden zijn sterk versimpeld meegenomen in de modellering. De gesimuleerde orbitaalsnelheden zijn na de afsluiting van de Zuiderzee juist afgangen en lijken daarmee geen bepalende rol te spelen voor het verdwijnen of herstel van zeegras.
- De bodemsamenstelling (c.q. het slibgehalte) op de voormalige zeegraslocaties is niet substantieel veranderd, waardoor dit geen beperkende factor lijkt voor herstel van zeegras.

Op basis van de modelresultaten zijn kansenkaarten voor ondergedoken Groot zeegras gemaakt voor de situatie vóór de afsluiting van de Zuiderzee en voor de huidige condities.

Hierin lukt het om alle zeegrasvelden te reproduceren voor de historische condities, al lijken daarnaast ook andere gebieden geschikt te zijn geweest voor zeegras. Mogelijk schetst de methode dus een te positief beeld. De huidige condities in de westelijke Waddenzee zijn minder geschikt voor ondergedoken zeegras. Dat geldt in het bijzonder voor de historische zeegraslocaties, waar vooral de lichtbeschikbaarheid limiterend is (door de toegenomen troebelheid). Enkele andere locaties zijn mogelijk geschikter geworden, al kan ook hier sprake zijn van een overschatting van de geschiktheid door onnauwkeurigheden in de methode of doordat andere (niet meegegenomen) condities limiterend zijn.

9.2 Aanbevelingen

Op basis van de inzichten uit deze studie kunnen aanbevelingen worden gegeven op verschillende onderwerpen. Deze worden uitgesplitst in enerzijds aanbevelingen over abiotische veranderingen sinds de afsluiting van de Zuiderzee en anderzijds aanbevelingen over het zeegras, de doorvertaling naar een kansenkaart en eventuele herstelmaatregelen.

Aanbevelingen over abiotische veranderingen sinds afsluiting Zuiderzee (algemeen):

- Deze studie vormt een belangrijke aanwijzing dat de troebelheid in de westelijke Waddenzee is toegenomen sinds de afsluiting van de Zuiderzee. Vermoedelijk vond deze toename vooral plaats tussen de jaren 1930 en de jaren 1970. Om meer zekerheid te krijgen over deze toename is het belangrijk dat aanvullende studies worden uitgevoerd (met andere methodes).
- Een meer diepgaande analyse van de oorzaken van de toegenomen in troebelheid op basis van de huidige modelresultaten kan nuttige inzichten opleveren in de dynamiek en de te verwachten toekomstige ontwikkeling van de westelijke Waddenzee. Denk hierbij aan de invloed van (veranderingen in) getijasymmetrie en bruto en netto uitwisseling zeegaten, zie hiervoor ook de suggesties in de discussie van Iwantoro (2016).
- Om de invloed van golven beter mee te nemen is het nuttig om de golfschematisatie te verbeteren. Hierbij kan gedacht worden aan een koppeling met een losstaand golfmodel (bijv. SWAN-kuststroken model). Op die manier kan het zelf-faciliterende effect van zeegras beter worden gesimuleerd, wat ook ten gunste kan komen aan de lichtbeschikbaarheid in de zeegrasvelden (door luwtewerking).
- Om tot een representatievere zoutverdeling te komen voor de simulatie vóór de afsluiting van de Zuiderzee, zou een ander jaar dan 1927 kunnen worden gehanteerd voor de rivierdebieten, en kan de seisoensvariatie over deze rivierdebieten worden meegenomen. Op basis van Van der Hoeven (1982) en recent werk van Phillipart (in ontwikkeling) zou een dergelijke inschatting gemaakt kunnen worden.
- Het modeldomein is voor deze studie uitgebreid met de Zuiderzee en de Lauwerszee. Deze aangepaste modelschematisatie kan worden gebruikt voor aanvullende studies en beheervragen, zoals vragen over de ontwikkelingen van deelgebieden in de westelijke Waddenzee of ontwikkeling van de oostelijke Waddenzee, stromingspatronen langs Friese vastelandskust, etc.

Aanbevelingen over abiotische condities voor zeegras en de doorvertaling naar een kansenkaart voor herstel:

- Op basis van de kansenkaart 2017 zijn enkele nieuwe locaties mogelijk geschikt geworden voor zeegrasgroei. Voordat hier herstelpogingen worden betracht, raden wij aan om eerst de methodiek voor de kansenkaart aan te scherpen (zie volgende punten) en zo meer inzicht te krijgen in de reden van de *false positives* in de historische situatie. Dit informeert ook welke abiotische condities verbeterd of gemonitord zouden moeten worden voor effectief herstel.
- Bevindingen uit het nog lopende project Waddenmozaïek kunnen worden gebruikt om de abiotische randvoorwaarden voor zeegrasgroei verder aan te scherpen.

- Om de kansenkaart te verbeteren kan de HSI-methode verder worden aangescherpt om het aantal *false positives* te verlagen. Te denken valt aan het verbeteren van de methode voor de huidige parameters (bijvoorbeeld voor zoutgehalte ook de variabiliteit toevoegen, verbetering van het golfmodel voor de orbitaalsnelheden en verbetering van de droogvalduur met data-assimilatietechnieken). Daarnaast kunnen nieuwe parameters worden toegevoegd, zoals nutriënten, temperatuur en vervuiling. Verder kan de onzekerheid in deze methode meer inzichtelijk worden gemaakt door een gevoeligheidsstudie van de invoer. Bijvoorbeeld door verschillende sets aan abiotische parameters te gebruiken, door de range en vorm van de HSI curves te variëren, andere statistieken dan tijdsgemiddelden te gebruiken voor de onderliggende abiotische parameters, en model simulaties met en zonder zeegras te gebruiken.
- De subjectiviteit inherent aan de HSI-methode kan worden verminderd door aanvullende Machine Learning of statistische methodes te overwegen, zoals een Random Forest en Logistische Regressie. Deze methoden lijken een conservatieve voorspelling van de zeegrasherstelmogelijkheden te maken ten opzichte van de HSI-methode en geven inzicht in welke abiotische parameters belangrijk zijn voor zeegrasgroei. Hiermee zouden deze methoden dus nuttige inzichten kunnen geven voor beleid en beheersmaatregelen. Dit vereist inspanningen bij het optimaliseren van de invoercondities, rekening houdend met specifieke vereisten zoals onafhankelijkheid.

Referenties

- Baptist, M., Bobovic , V., Rodriguez Uthurburu, J., Keijzer, M., Uittenbogaard, R., Mynett, A., & Verwey, A. (2007). On inducing equations for vegetation resistance. *Journal of Hydraulic Research*
- Bos, A. R., Dankers, N. M. J. A., Groeneweg, A. H., Hermus, D. C. R., Jager, Z., de Jong, D. J., ... & van Katwijk, M. M. (2005). Eelgrass (*Zostera marina* L.) in the western Wadden Sea: monitoring, habitat suitability model, transplantations and communication. *Proceedings 'Dunes and Estuaries*, 95-109.
- Cabaço, S. & R. Santos. (2007). Effects of burial and erosion on the seagrass *Zostera noltii*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 340: 204-212.
- Carstensen, J., D. Krause-Jensen, S. Markager, K. Timmermann, and J. Windolf. 2013. Water clarity and eelgrass responses to nitrogen reductions in the eutrophic Skive Fjord, Denmark. *Hydrobiologia* 704:293-309.
- Colina Alonso, A. (2020). Evolutie van het bodemslib in de Waddenzee. Data analyse. Deltares rapport 11205229-001-ZKS-0003.
- Colina Alonso, A., Van Maren, D. S., Elias, E. P. L., Holthuijsen, S. J., & Wang, Z. B. (2021). The contribution of sand and mud to infilling of tidal basins in response to a closure dam. *Marine geology*, 439, 106544.
- Dankers, N. (1987). Het slib in de Waddenzee. RIN intern rapport 87/. Texel.
- De Jonge, V. N., de Jong, D. J., & van Katwijk, M. M. (2000). Policy plans and management measures to restore eelgrass (*Zostera marina* L.) in the Dutch Wadden Sea. *Helgoland Marine Research*, 54, 151-158.
- Den Hartog, C. (1970). The sea-grasses of the world. North-Holland, Amsterdam.
- Den Hartog, C., & Polderman, P. J. G. (1975). Changes in the seagrass populations of the Dutch Waddenzee. *Aquatic Botany*, 1, 141–147. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0304-3770\(75\)90019-4](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0304-3770(75)90019-4)
- Dienst der Zuiderzeewerken. (1946). *De afmetingen van den mond van IJssel en Zwarte Water tusschen Urkerland en Zuidoostpolder*. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Rijkswaterstaat.
- Duarte, C. M. (1991). Seagrass depth limits. *Aquatic Botany*, 40(4), 363–377. [https://doi.org/10.1016/0304-3770\(91\)90081-F](https://doi.org/10.1016/0304-3770(91)90081-F)
- Duran Matute, M., Gerkema, T., de Boer, G.J., Nauw, J.J. & Gräwe, U.. 2014. Residual circulation and freshwater transport in the Dutch Wadden Sea: a numerical modelling study. *Ocean Science Vol. 10*, p. 611-632. Duran-Matute, 2014
- Elias, E., Stive, M., Bonekamp, J., & Cleveringa, J. (2003). Tidal inlet dynamics in response to human interventions. *Journal of Coastal Engineering* 45(4), 629-658.
- Elias, E.P.L., Van der Spek, A.J.F., Wang, Z.B., en De Ronde, J., 2012, Morphodynamic development and sediment budget of the Dutch Wadden Sea over the last century. *Netherlands Journal of Geosciences*, 91(03), 293-310.
- Elias, E.P.L. & T. Vermaas 2018. Een actuele sedimentbalans van de Westelijke Waddenzee (1933-2015); Sedimentbalans Westelijke Waddenzee. Deltares rapport 11202190-000-ZKS-0005.
- Elias, E.P.L. 2019. Een actuele sedimentbalans van de Waddenzee. Deltares rapport 11203683-001-ZKS-0002
- Erfemeijer, P.L.A., Groeneweg, A., Van Katwijk, M. (2005). Trendanalyse van zeegrasverspreiding in de Nederlandse Waddenzee 1988-2003. Waterloopkundig Laboratorium Delft. Rapport Z3880.
- Giesen, W.B.J.T., M.M. van Katwijk, en C. Den Hartog. (1990) Temperature, salinity, insolation and wasting disease of eelgrass (*Zostera marina* L.) in the Dutch Wadden Sea in the 1930s. *Netherlands Journal of Sea Research* 25(3): p. 395-404.
- Grasmeijer en Van Weerdenburg. (2020). Evaluatie Bochtafsnijding Vaarweg Ameland. Deltares rapport 11205229-006-ZKS-0002 versie 1.1.
- Grasmeijer, B., Jaksic, L., Vroom, J. (2022). Verkenning morfologische ontwikkeling westelijke Waddenzee. Deltares rapport 11208040-005-ZKS-0001.
- Holmer, M., and R. M. Nielsen. 2007. Effects of filamentous algal mats on sulfide invasion in eelgrass (*Zostera marina*). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 353:245-252.

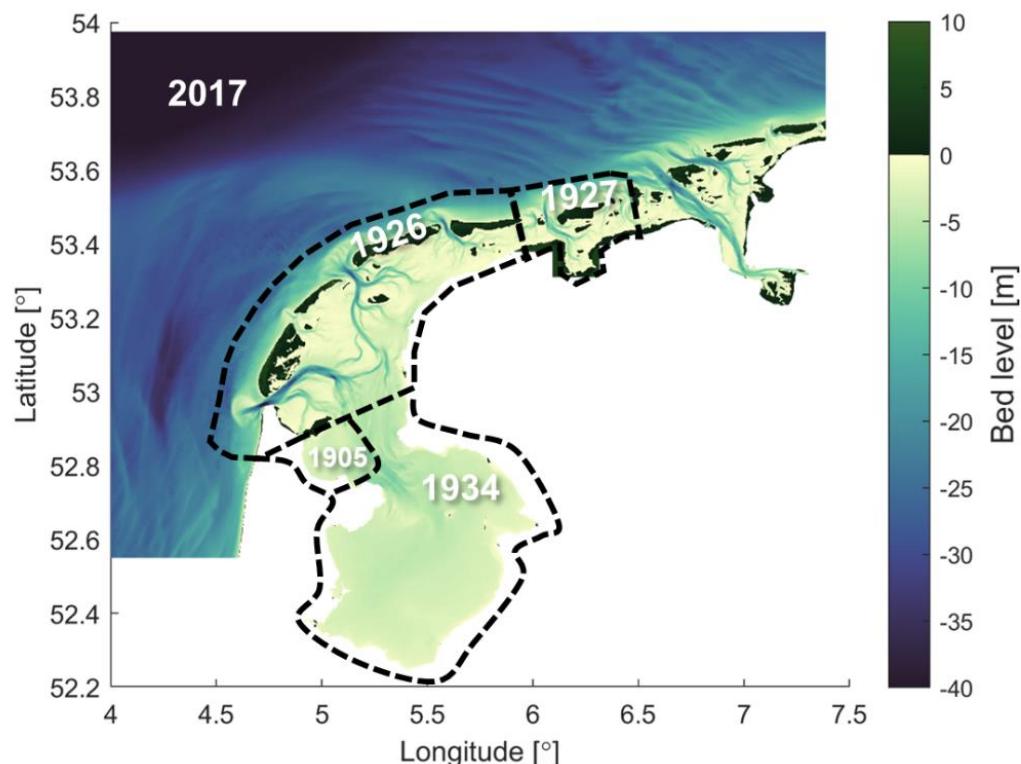
- Ingle, J., & Crouch, S. (1988). Spectrochemical analysis.
- Iwantoro, A.P. (2016) The Effect Of Afsluitdijk Construction To The Wadden Sea Salinity And Fine Sediment Dynamics. Internship report
- Kenworthy, W. J., Gallegos, C. L., Costello, C., Field, D., & di Carlo, G. (2013). Dependence of eelgrass (*Zostera marina*) light requirements on sediment organic matter in Massachusetts coastal bays: Implications for remediation and restoration. *Marine Pollution Bulletin*, 83(2), 446–457.
- Klok, B. & Schalker, K. M., (1980). De veranderingen in de Waddenzee ten gevolge van de afsluiting van de Zuiderzee. Notitie 78.H238, Hoorn, The Netherlands.: Rijkswaterstaat, Directie waterhuishouding en waterbeweging, district kust en zee, studiedienst Hoorn.
- Korporaal, M., Van Heuven, W., Oterdoom, T., Snoek, R. (2016). Toekomstvisie Zeegras: samen bouwen aan een biobouwer. Rapport Programma naar een Rijke Waddenzee. 20 december 2016.
- Luhar, M., & Nepf, H. (2013). From the blade scale to the reach scale: A characterization of aquatic vegetative drag. *Advances in Water Resources*.
- Medina Rubio, J. (2023). *Habitat Suitability mapping using D-Eco*. Delft: Deltares Internship report.
- Munkes, B., Schubert, P. R., Karez, R., & Reusch, T. B. (2015). Experimental assessment of critical anthropogenic sediment burial in eelgrass *Zostera marina*. *Marine Pollution Bulletin*, 100(1), 144-153.
- Nielsen, S. L., Sand-Jensen, K., Borum, J., & Geertz-Hansen, O. (2002). Depth colonization of eelgrass (*Zostera marina*) and macroalgae as determined by water transparency in Danish coastal waters. *Estuaries*, 25, 1025-1032.
- Nienhuis, P. H., & De Bree, B. H. H. (1977). Production and ecology of eelgrass (*Zostera marina* L.) in the Grevelingen estuary, the Netherlands, before and after the closure. *Hydrobiologia*, 52, 55-66.
- Oost, A., Cleveringa, J., & Taal, M. (2019). Morfologie Kombergingsgebieden Marsdiep en Vlie. Beheerbibliotheek Waddenzee, versie 2019 Deltares rapport 1203669-000-ZKS-0006.
- Pasterkamp, R. & J.E. Vermaat. (2004). Evaluatie toepasbaarheid voorlopige kwantitatieve slibnormen voor Nederlandse kustwateren. Instituut voor Milieuvaagstukken (IVM), Vrije Universiteit, Amsterdam.
- Pellikaan, G. C. (1980). De verspreiding en de groei van zeegras, *Zostera marina* L., in relatie tot de instraling. Delta instituut voor Hydrobiologisch Onderzoek.
- Philippart, C. J., Salama, M. S., Kromkamp, J. C., van der Woerd, H. J., Zuur, A. F., & Cadée, G. C. (2013). Four decades of variability in turbidity in the western Wadden Sea as derived from corrected Secchi disk readings. *Journal of sea research*, 82, 67-79.
- Ranwell, D.S., D.W. Wyer, L.A. Boorman, J.M. Pizzey & R.J. Waters. (1974). *Zostera* transplants in Norfolk and Suffolk, Great Britain. *Aquaculture* 4: 185-198.
- Redeke (1915). Over het wier en de wiervisscherij. Mededeelingen over Visscherij, DI. 22.
- Reise, K., and J. Kohlus. 2008. Seagrass recovery in the Northern Wadden Sea? *Helgoland Marine Research* 62:77-84.
- Ridderinkhof, H., 1990. Reststromen en watermenging in de Waddenzee. Proefschrift Universiteit Utrecht.
- Rijkswaterstaat. (1957). Voor-ontwerp voor de verbetering van de Overijsselsche Vecht -1929 (plan Walland).
- Schutter, M., de Jong, J., van Deelen J.J. 2020. Zeegraskartering MWTL Waddenzee en Oosterschelde 2020. Bureau Waardenburg Raporthr. 20-281 Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Smits, B. P. & Nederhoff, C. M., 2018. Meso schaal volumebalans Westelijke Waddenzee. Report 11202177-000-ZKS-0007., Delft, The Netherlands: Deltares.
- Smits, B.P., Vroom, J. Van Weerdenburg, R. & Colina Alonso, A., (2022). Morfologie en onderhoud vaargeul Boontjes, Delft, The Netherlands: Deltares.
- Snijdelaar, M. (1960). *Rapport afvoeren Overijsselse Vecht*. Ministerie van Verkeer en Waterstaat Rijkswaterstaat.
- Stolte, W., Vroom, J., Santinelli, G., Veenstra, J., Van Oeveren, C., Van Zelst, V., & Dijkstra, J. (2023). *Digitale Systeemrapportage van de Waddenzee, versie 1.0*. Opgehaald van <https://systeemrapportage.nl/wadden/>
- Struijk, A. (1994). *Ontwikkelingen in de afvoerverdeling over de Rijntakken 1900-1991*. Arnhem: Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat.
- Tyler-Walters, H., Williams, E., Mardle, M. J., Lloyd, K. A., Wales, N., & Scotland, M. (2022). Sensitivity Assessment Of Contaminant Pressures Seagrasses (Inc. *Zostera* Spp.)—Evidence Review.

- Van Aken, H. M. (2008). Variability of the salinity in the western Wadden Sea on tidal to centennial time scales. *Journal of Sea Research*, 59(3), 121-132.
- Van der Heide, T., Van Katwijk, M. M., & Geerling, G. W. (2006). Een verkenning van de groeimogelijkheden van ondergedoken Groot zeegras (*Zostera marina*) in de Nederlandse Waddenzee. Radboud Universiteit Nijmegen.
- Van der Heide, T (2007). Positive Feedbacks in Seagrass Ecosystems: Implications for Success in Conservation and Restoration. *Ecosystems* (2007) 10: 1311–1322.
- Van der Hoeven, P.C.T. (1982). Watertemperatuur en Zoutgehaltewaarnemingen van het Rijksinstituut voor Visserij Onderzoek (RIVO): 1860-1981. KNMI rapport W.R. 82-8 (FM).
- Van der Graaf, A.J., Wanink, J.H. (2007). Zeegras in de Waddenzee. Onderzoek naar het uitblijvende vna de groei van zeegras in de Waddenzee. Koeman en Bijkirk bv. Rapport 2007-097
- Van Geer, P. (2007). Long-term modelling of the Western part of the Dutch Wadden Sea. Report Z4169, WL| Delft Hydraulics.
- Van Goor (1919). Het zeegras (*Zostera marina* L.) en zijn betekenis voor het leven der vissen. Rapp. Verh. Rijksinst. Visscherijonderz. Di. 1, Afl. 4.
- Van Goor, A. (1920). *Das Wachstum der Zostera marina L.* Berlin: Berichte der Deutschen Botanischen Gesellschaft.
- Van Goor, A. C. (1921). *Die Zostera-Assoziation des holländischen Wattensees*. Den Helder: Reichsinstitut für biologische Fischereiuntersuchungen in Helder.
- Van Katwijk, M. M., Schmitz, G. H., Hanssen, L. S., & den Hartog, C. (1998). Suitability of *Zostera marina* populations for transplantation to the Wadden Sea as determined by a mesocosm shading experiment. *Aquatic Botany*, 60(4), 283-305.
- Van Katwijk, M. M., D. C. R. Hermus, D. J. De Jong, R. M. Asmus, and V. N. De Jonge. 2000. Habitat suitability of the Wadden Sea for restoration of *Zostera marina* beds. *Helgoland Marine Research* 54:117-128.
- Van Katwijk, M.M., Van Pelt, S., Dankers, N. (2002). Herintroductie van Groot zeegras in de westelijke Waddenzee (2002-2006). Inventarisatie van bestaande kennis, selectie van locaties en plan van aanpak. Katholieke Universiteit Nijmegen & Alterra. Rapport WeL0731.
- van Katwijk, M. M., A. R. Bos, P. Kennis, and R. de Vries. 2010. Vulnerability to eutrophication of a semi-annual life history: A lesson learnt from an extinct eelgrass (*Zostera marina*) population. *Biological Conservation* 143:248-254.
- Van Katwijk, M. M., Cronau, R. J., Lamers, L. P., Kamermans, P., van Tussenbroek, B. I., & De Jong, D. J. (2023). Salinity-Induced extinction of *Zostera marina* in Lake Grevelingen? How strong habitat modification may require introduction of a suitable ecotype. *Sustainability*, 15(4), 3472.
- Van Leeuwen, S., Lenhart, H., Prins, T., Blauw, A., Desmit, X., Fernand, L., . . . Vilmin, L. (2023, 5 15). Deriving pre-eutrophic conditions from an ensemble model approach for the North-West European seas. *Frontiers in Marine Science*.
- Van Weerdenburg, R., & Zijl, F. (2019). Development of a Delft3D-FM model of the Dutch Wadden Sea - Model Setup and Validation of DWSM. Deltas concept report.
- Van Weerdenburg, R. (2021). *Modelparameters Ecotopenkaart Waddenzee*. Delft: Deltas.
- Vergeer, L. H. T., Aarts, T. L., & De Groot, J. D. (1995). The ‘wasting disease’ and the effect of abiotic factors (light intensity, temperature, salinity) and infection with *Labyrinthula zosterae* on the phenolic content of *Zostera marina* shoots. *Aquatic Botany*, 52(1-2), 35-44.
- F. Versloot, S. Weisscher, M.A.T. Marijt, T. van der Werf, E.M. van der Zee, L.L. Govers. Rapportage kennisontwikkeling Groot zeegras NN. Witteveen+Bos rapport 129454/23-004.239.
- Vroom, J., 2011. Tidal divide, a study on a simplified case and the Dutch Wadden Sea, Msc thesis, Delft University of Technology, Faculty of Civil Engineering and Geo Sciences.
- Vroom, J., Elias, E., Lescinski, J., & Wang, Z. B. (2012). Assessment of the effects of the Zuider Sea closure on the hydrodynamics of the Wadden Sea inlets. In ICCE 2012: Proceedings of the 33rd International Conference on Coastal Engineering, Santander, Spain, 1-6 July 2012. Coastal Engineering Research Council.

- Vroom, J., Van Weerdenburg, R., Smits, B., Herman, P. (2020). Modellering slibdynamiek voor de Waddenzee Kalibratie voor KRW slib. Deltares rapport 1205229-001-ZKS-0001.
- Vroom, J., Cleveringa, J., Oost, A., Taal, M. (2023) Kombergingsrapportage Marsdiep. Overzicht van informatie en kennis van fysisch systeem. Versie 2023. Deltares rapport 11209267-001-ZKS-0005.
- Wang Z.B., Vroom J., Van Prooijen B.C., Labeur R.J., Stive M.J.F., 2013. Movement of tidal watersheds in the Wadden Sea and its consequences on the morphological development, International. J. of Sed. Res., Vol. 28, No. 2, 2013, pp. 162–171.
- Winkels, H. (1997). *Contaminant variability in a sedimentation area of the river Rhine*. Wageningen: Landbouwuniversiteit Wageningen.
- Zijl, F., Laan, S., Leummens, L., Zijlker, T., van Kessel, T., van Zelst, V., . . . van Duren , L. (2023). *Scenario studies on potential ecosystem effects in future offshore wind farms in the North Sea*. Delft: Deltares.

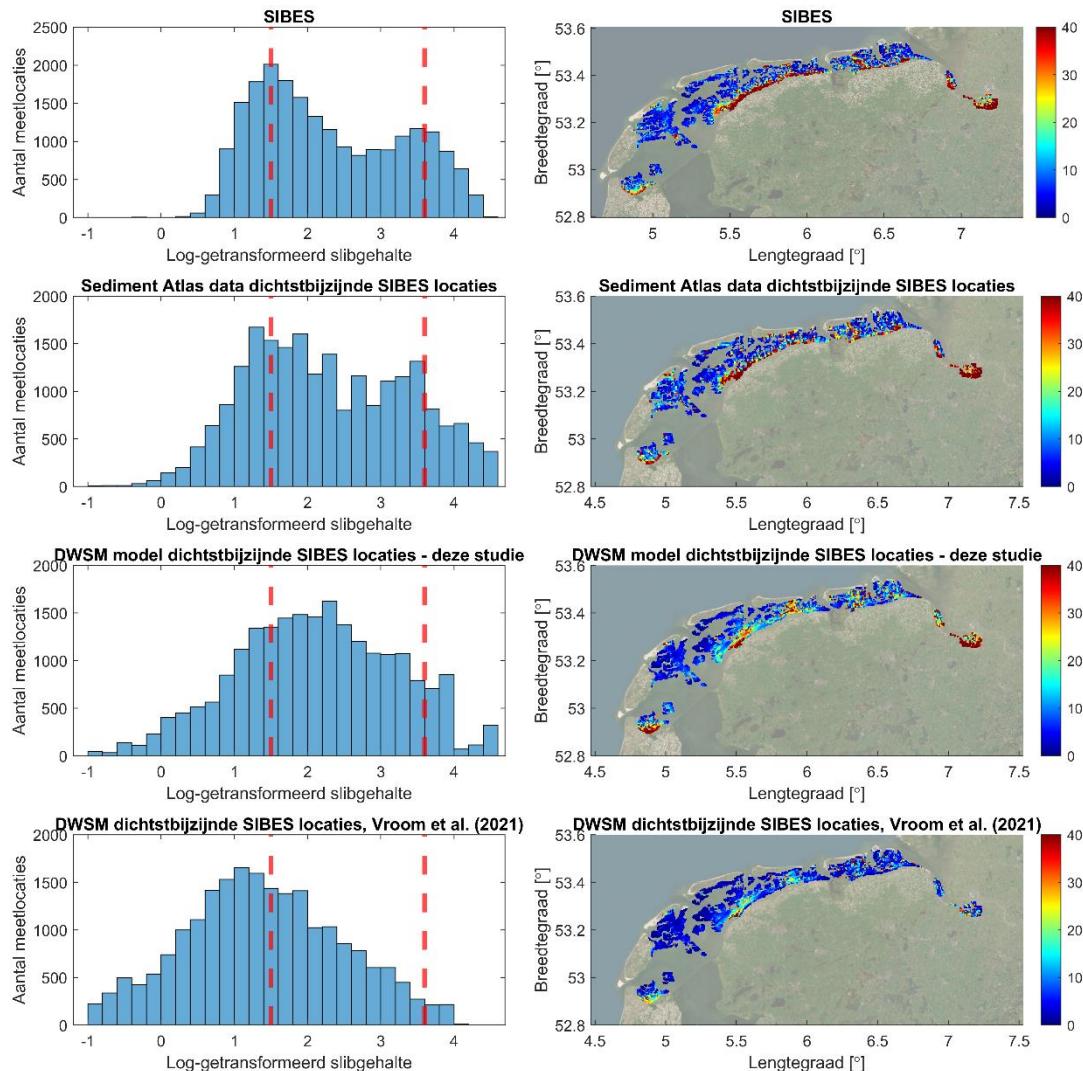
A Modelopzet

A.1 Geïnterpoleerde historische bodemliggingen



Figuur A-1 Geïnterpoleerde historische bodemliggingen voor historische simulaties 1927 en 1933.

A.2 Initiële slibverdeling & bimodaliteit



Figuur A-2 Bodemslibverdeling in intertidaal gebied op basis van SIBES metingen (eerste rij), Sedimentatlas metingen (tweede rij), het ingespeelde DWSM-FM model in deze studie (derde rij), en in hetzelfde model met de initiële slibverdeling zoals in Vroom et al. (2021) (onderste rij). Log-genormaliseerde slibgehaltes (links), bodemslibgehalte [%] rechts. De slibverdeling in de Sedimentatlas en in het DWSM-FM model zijn gevisualiseerd op de dichtstbijzijnde SIBES meetpunten. Het log-getransformeerde bodemslibgehalte (linker kolom) is gedefinieerd als het percentage bodemslibmassa (M_{slib}) gedeeld door de som van de slibmassa en zandmassa ($M_{slib} + M_{zand}$).

Figuur A-2 laat de initiële bodemslibverdeling in het intertidale gebied van de Waddenzee zien voor verschillende bronnen. Het DWSM-FM model in deze studie (derde rij) heeft >3 jaar ingespeeld en is geïnitialiseerd vanaf de Sedimentatlas slibgehaltes zoals getoond in de tweede rij. Het enige verschil tussen de slibgehaltes in deze modelstudie (derde rij) en Vroom et al. (2021), is dat Vroom et al. (2021) een andere definitie aanhouden voor slibgehaltes dan in de Sedimentatlas en SIBES. In de Sedimentatlas, SIBES en in deze studie, is het bodemslibgehalte gedefinieerd als de bodemslibmassa (M_{slib}) gedeeld door de som van de slibmassa en zandmassa ($M_{slib} + M_{zand}$). In Vroom et al. (2021) is het bodemslibgehalte gedefinieerd als de bodemslibmassa (M_{slib}) gedeeld door de zandmassa (M_{zand}). Hierdoor bevat de bodem in Vroom et al. (2021) in absolute zin minder slib dan in deze studie.

A.3

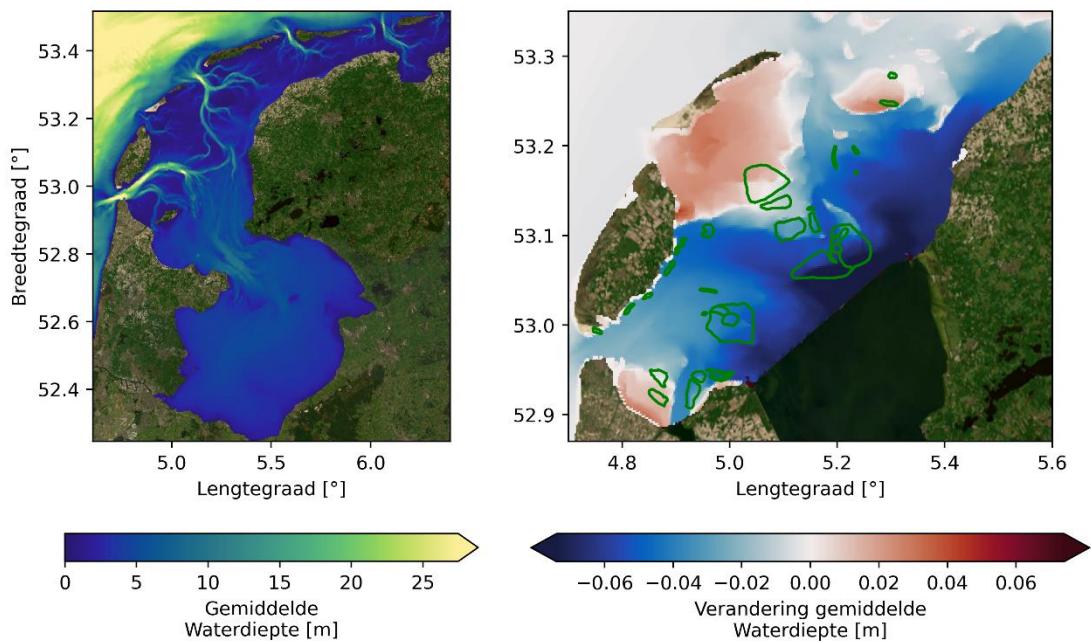
Zeegras karakteristieken

Tabel A-1 Zeegras karakteristieken die gebruikt zijn in het D3D-FM model

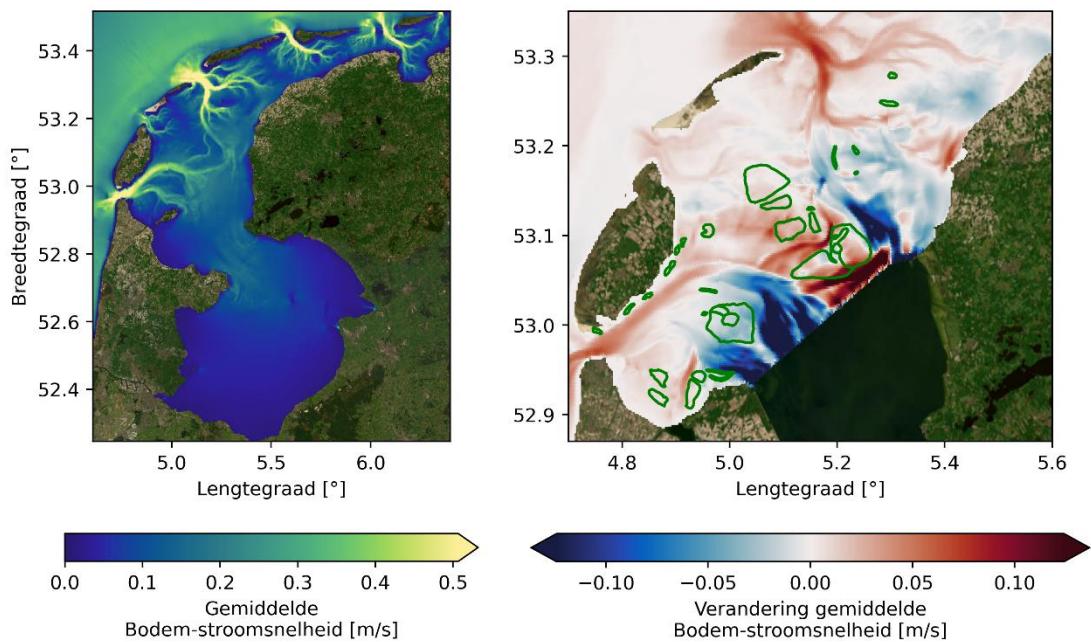
Parameter	Eenheid	Waarde	Opmerking
Bladlengte	m	0,9	Input model Luhar & Nepf (2013)
Stroomsnelheid	m/s	0,15	Input model Luhar & Nepf (2013)
Bladdikte	m	0,001	Input model Luhar & Nepf (2013)
Soortelijke dichtheid water	kg/m ³	1025	Input model Luhar & Nepf (2013)
Soortelijke dichtheid van een zeegrasblad	kg/m ³	700	Input model Luhar & Nepf (2013)
Effectieve hoogte zeegrasveld	m	0,2(4)	Output model Luhar & Nepf (2013), input model Baptist et al. (2007) / D3D-FM
Dichtheid zeegras veld	bladen/m ²	500	input model Baptist et al. (2007) / D3D-FM
Bladbreedte	m	0,01	input model Baptist et al. (2007) / D3D-FM

B Aanvullende resultaten

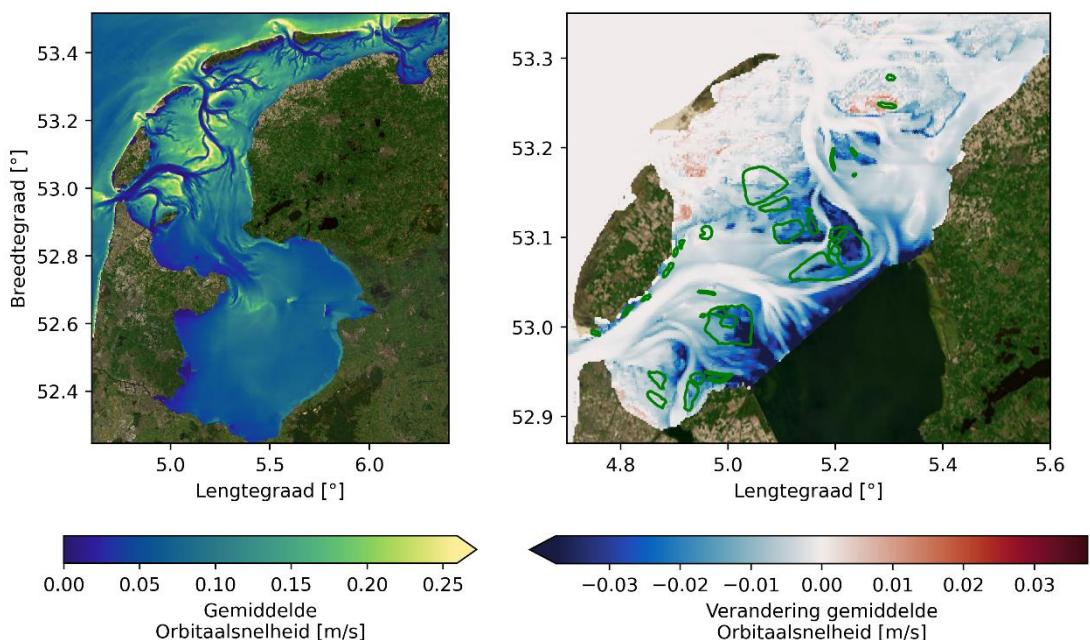
B.1 Resultaten 1927 zonder zeegras



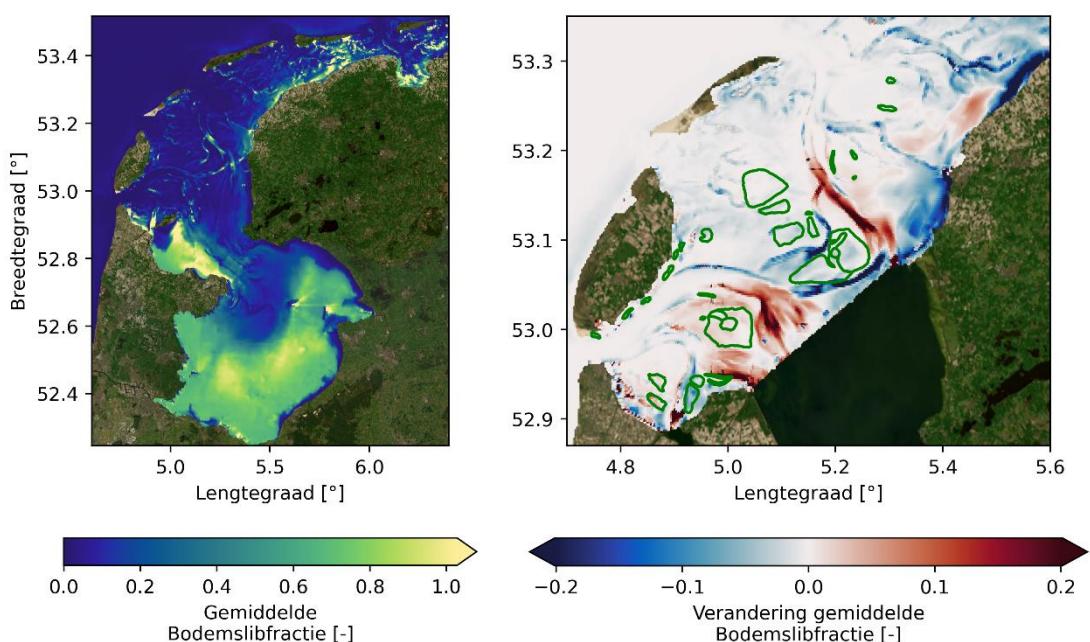
Figuur B-1: Gemiddelde waterdiepte over een springtij-doodtijcyclus voor de 1927 situatie zonder zeegras (links), het verschil tussen 1927 zonder zeegras en 1933 (rechts).



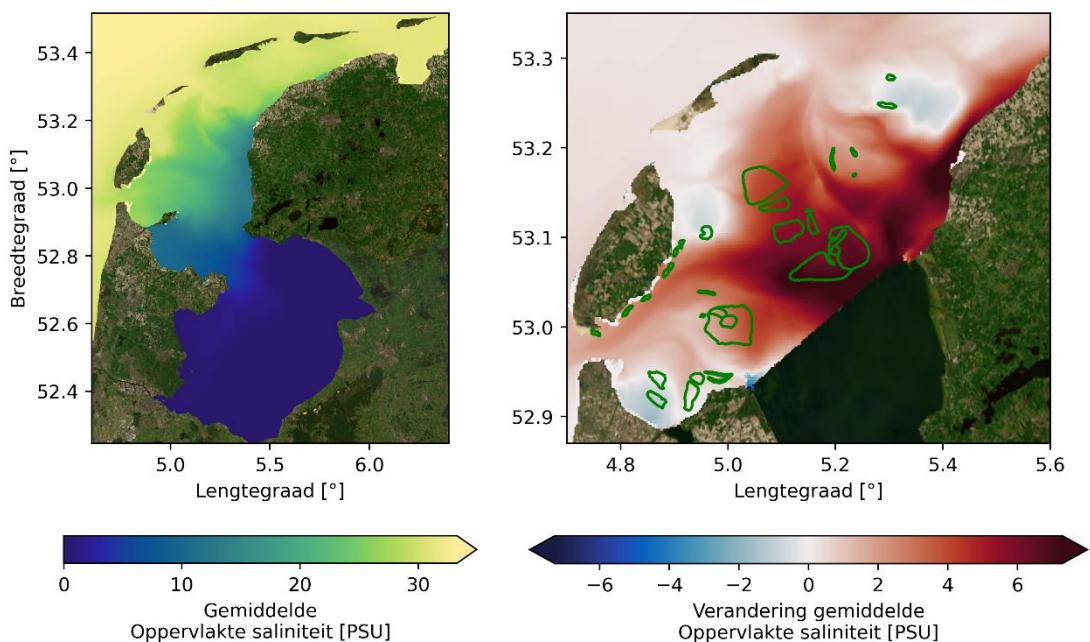
Figuur B-2: Gemiddelde stroomsnelheid nabij de bodem over een springtij-doodtijcyclus voor de 1927 situatie zonder zeegras (links), het verschil tussen 1927 zonder zeegras en 1933 (rechts).



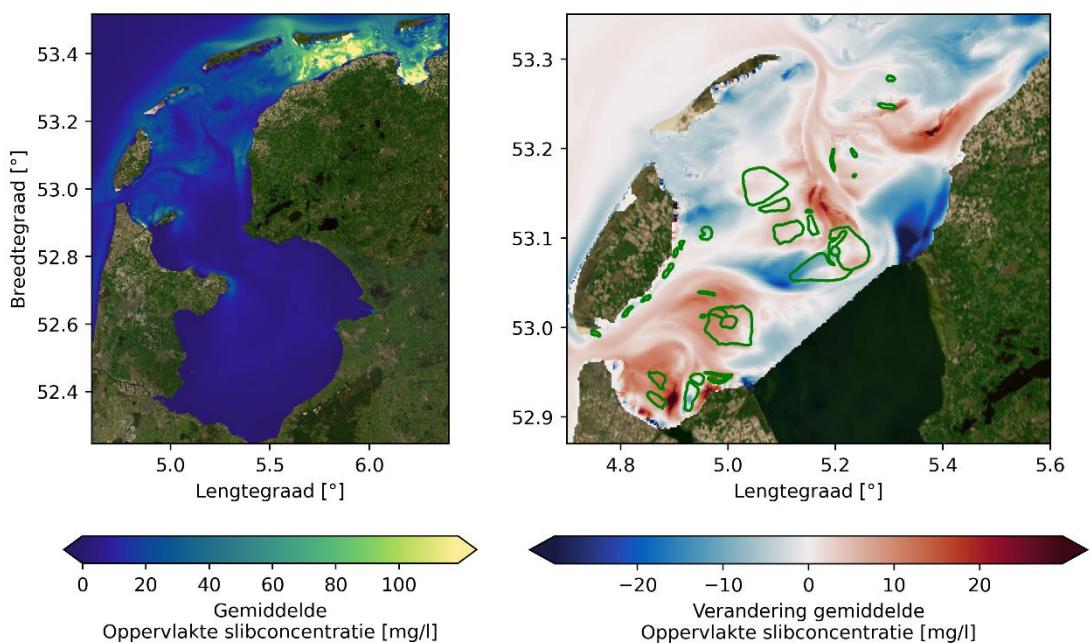
Figuur B-3: Gemiddelde orbitaalsnelheid over een springtij-doodtijcyclus voor de 1927 situatie zonder zeegras (links), het verschil tussen 1927 zonder zeegras en 1933 (rechts).



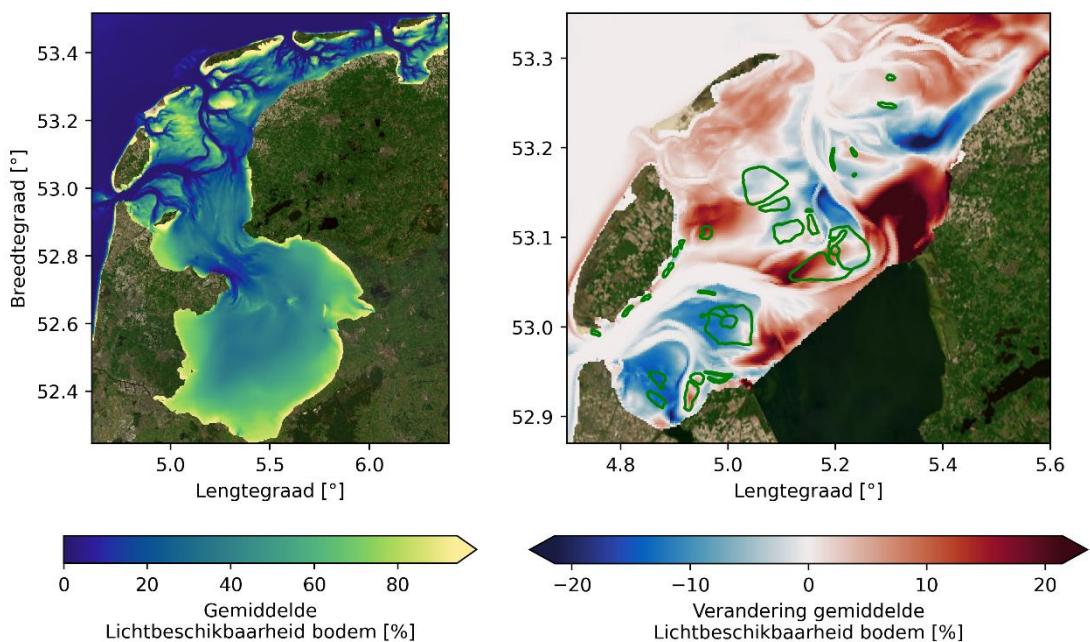
Figuur B-4: Gemiddeld bodemslibgehalte over een springtij-doodtijcyclus voor de 1927 situatie zonder zeegras (links), het verschil tussen 1927 zonder zeegras en 1933 (rechts).



Figuur B-5: Gemiddeld zoutgehalte nabij het oppervlak over een springtij-doodtijcyclus voor de 1927 situatie zonder zeegras (links), het verschil tussen 1927 zonder zeegras en 1933 (rechts).



Figuur B-6: Gemiddelde slibconcentratie aan het oppervlak over een springtij-doodtijcyclus voor de 1927 situatie zonder zeegras (links), het verschil tussen 1927 zonder zeegras en 1933 (rechts).

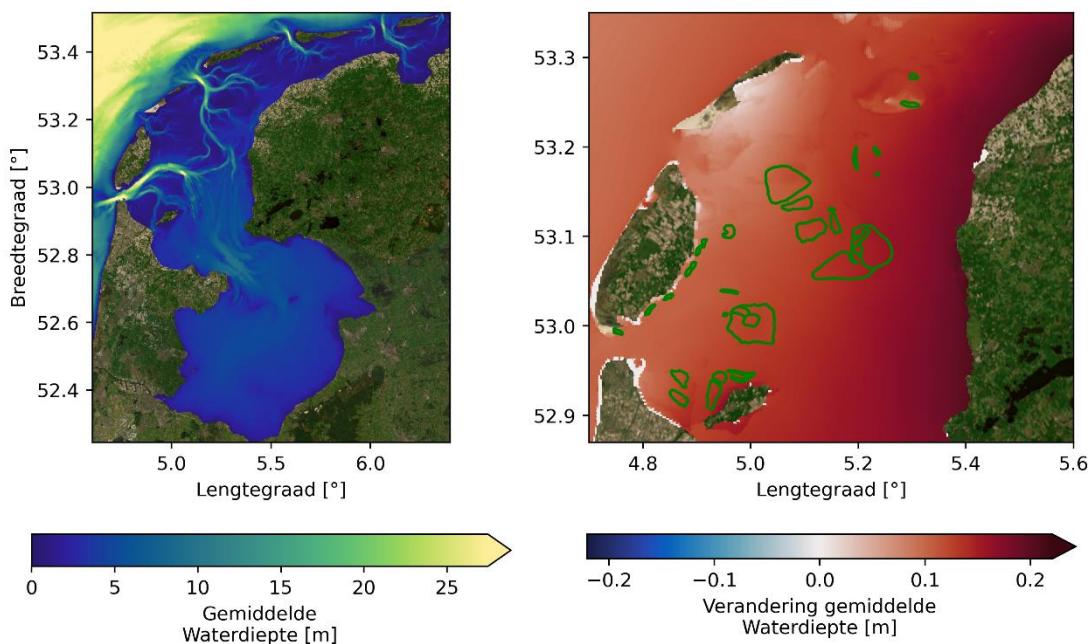


Figuur B-7: Gemiddelde lichtbeschikbaarheid bij de bodem over een springtij-doodtijcyclus voor de 1927 situatie zonder zeegras (links), het verschil tussen 1927 zonder zeegras en 1933 (rechts).

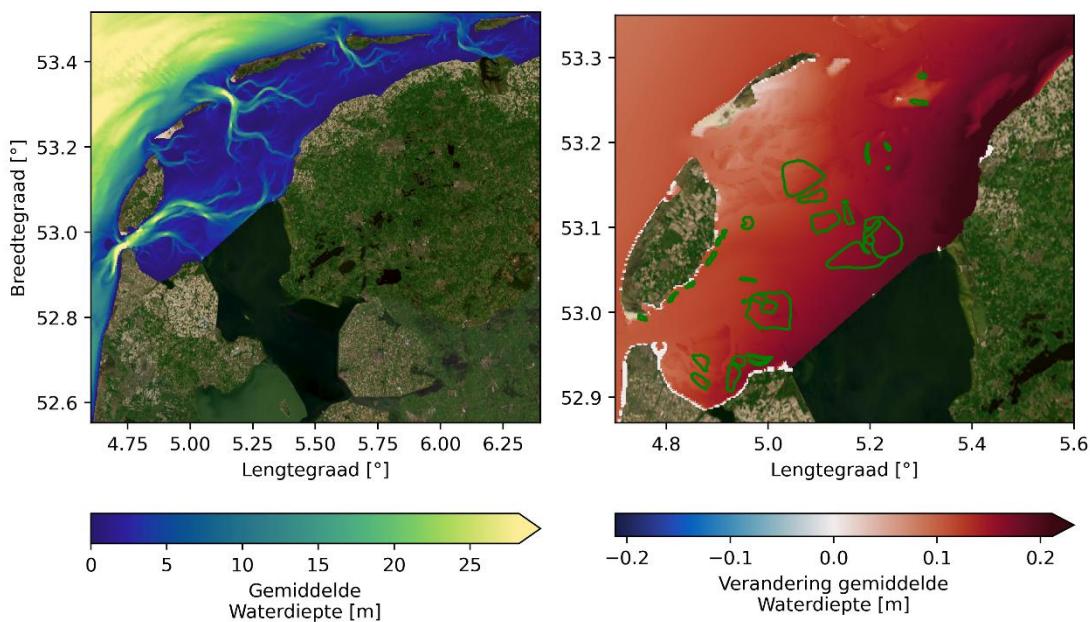
B.2

Resultaten stormscenario's

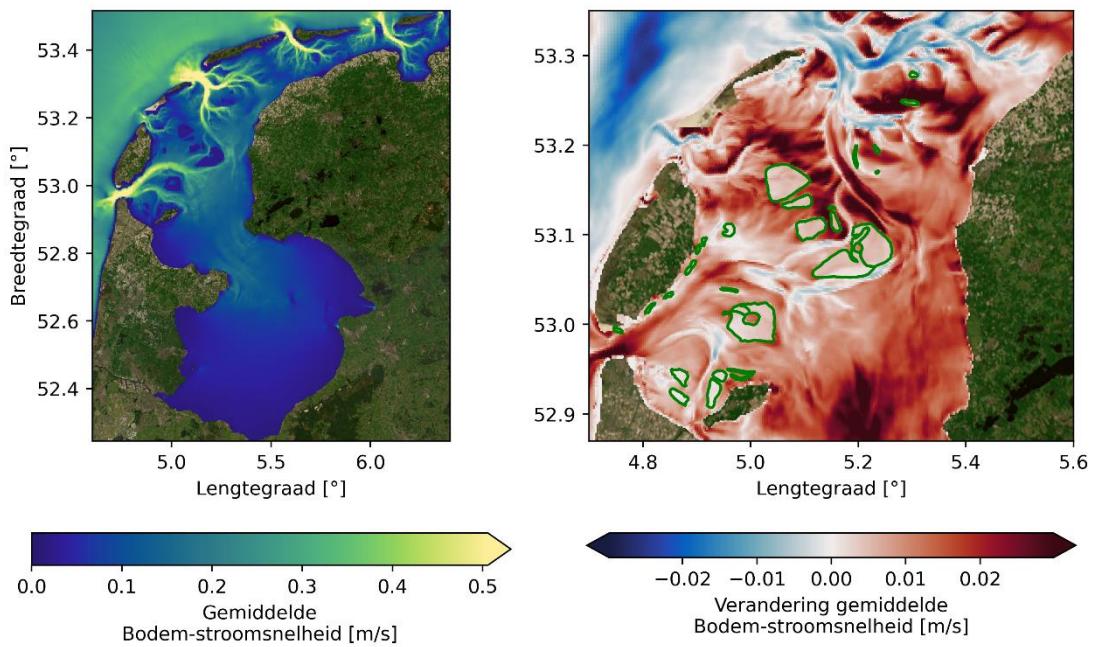
Deze bijlage toont resultaten voor stormscenario's, waarbij een noordwesterstorm is doorgerekend. De figuren tonen steeds de absolute waarde van de normale condities in het linker paneel en een vergelijking tussen de normale condities en de stormcondities voor dezelfde situatie (1927 en 2017) in het rechterpaneel.



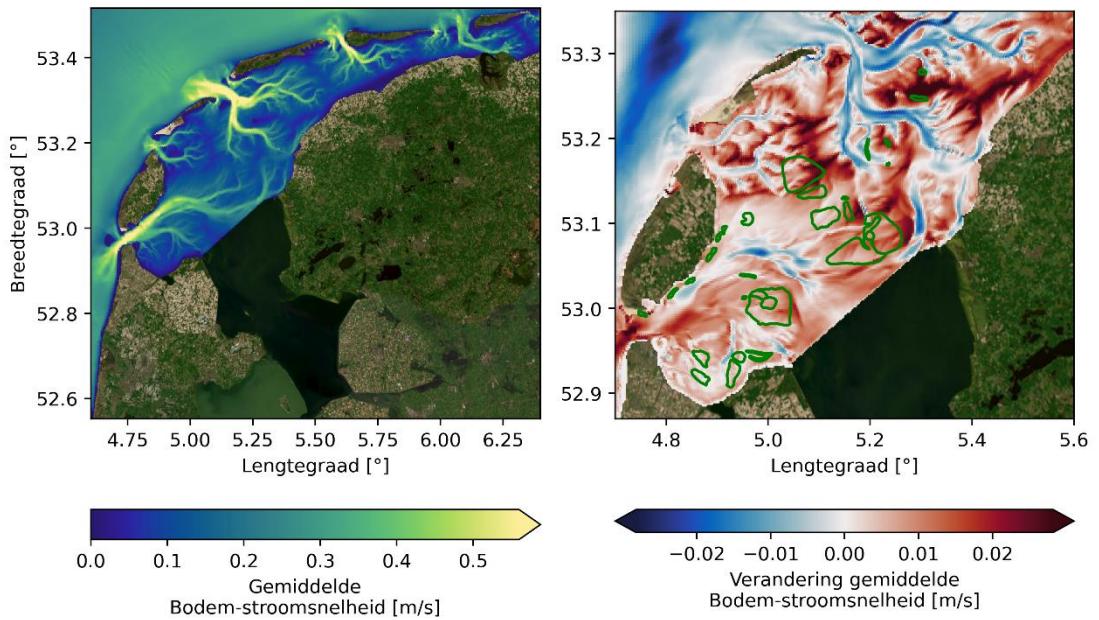
Figuur B-8: Gemiddelde waterdiepte over een springtij-doodtijcyclus voor normale condities in de 1927 situatie (links) en het verschil met stormcondities in 1927 (rechts).



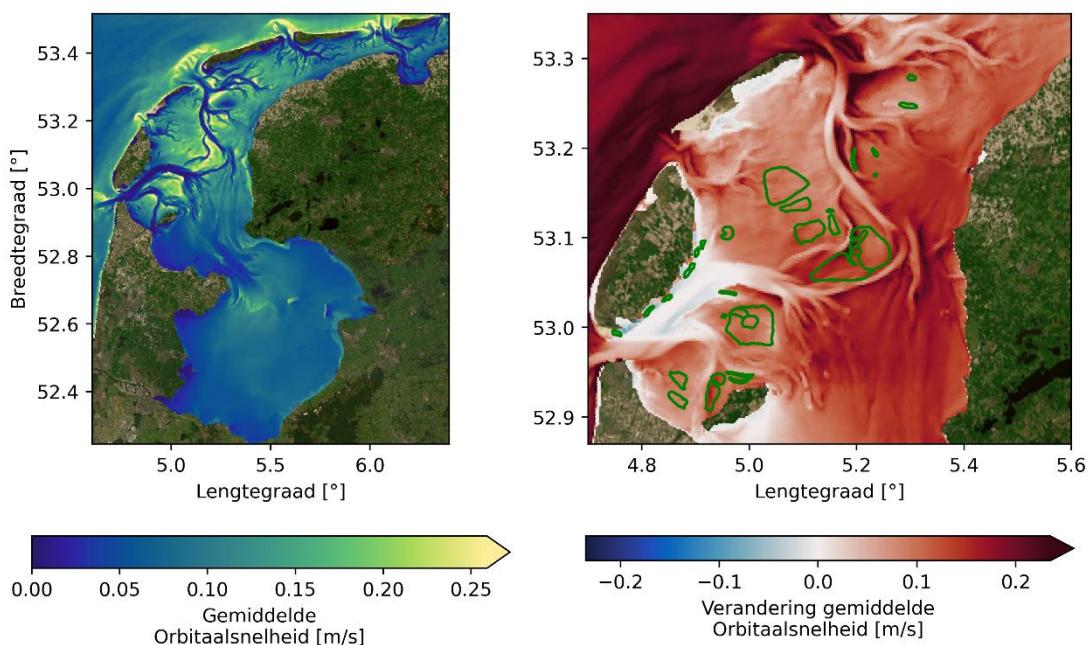
Figuur B-9: Gemiddelde waterdiepte over een springtij-doodtijcyclus voor normale condities in de 2017 situatie (links) en het verschil met stormcondities in 2017 (rechts).



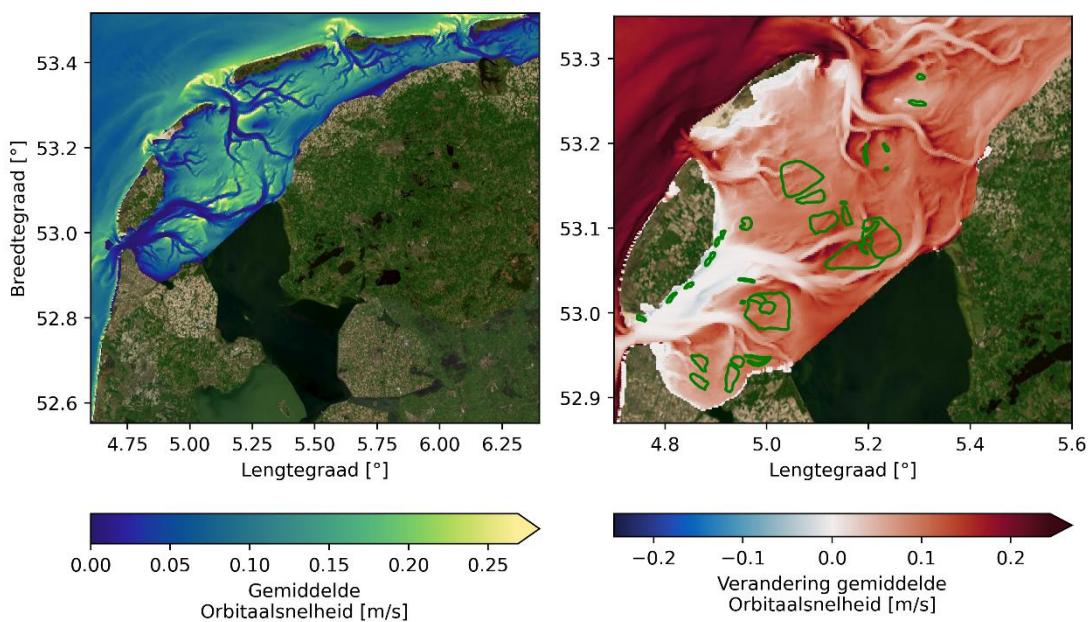
Figuur B-10: Gemiddelde stroomsnelheid nabij de bodem over een springtij-doodtijcyclus voor normale condities in de 1927 situatie (links) en het verschil met stormcondities in 1927 (rechts).



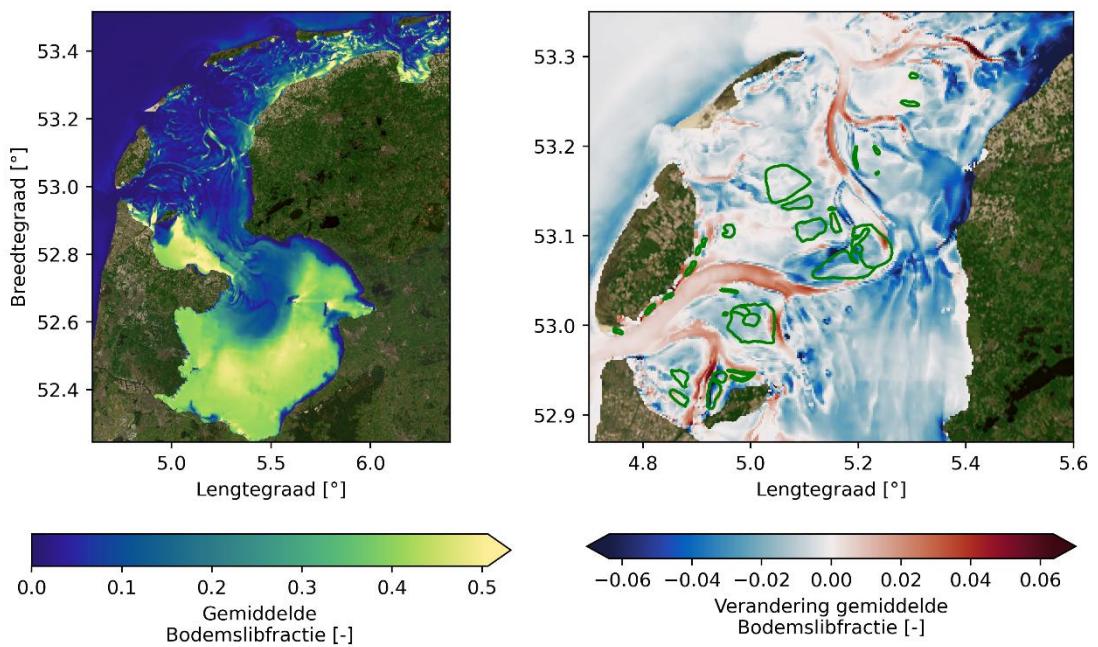
Figuur B-11: Gemiddelde stroomsnelheid nabij de bodem over een springtij-doodtijcyclus voor normale condities in de 2017 situatie (links) en het verschil met stormcondities in 2017 (rechts).



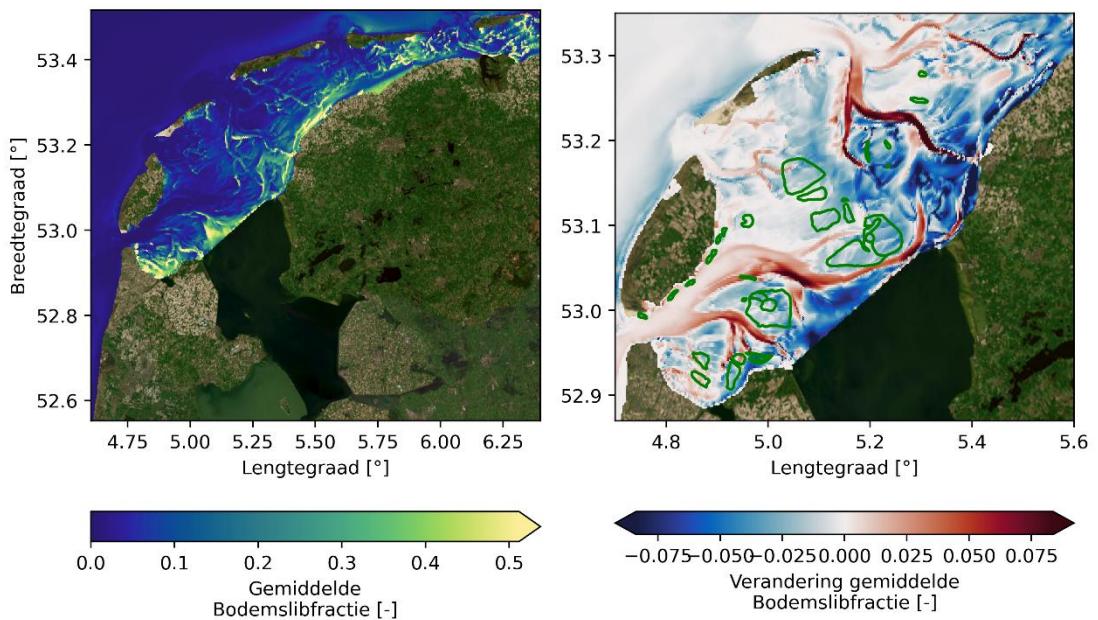
Figuur B-12: Gemiddelde orbitaalsnelheid over een springtij-doodtijcyclus voor normale condities in de 1927 situatie (links) en het verschil met stormcondities in 1927 (rechts).



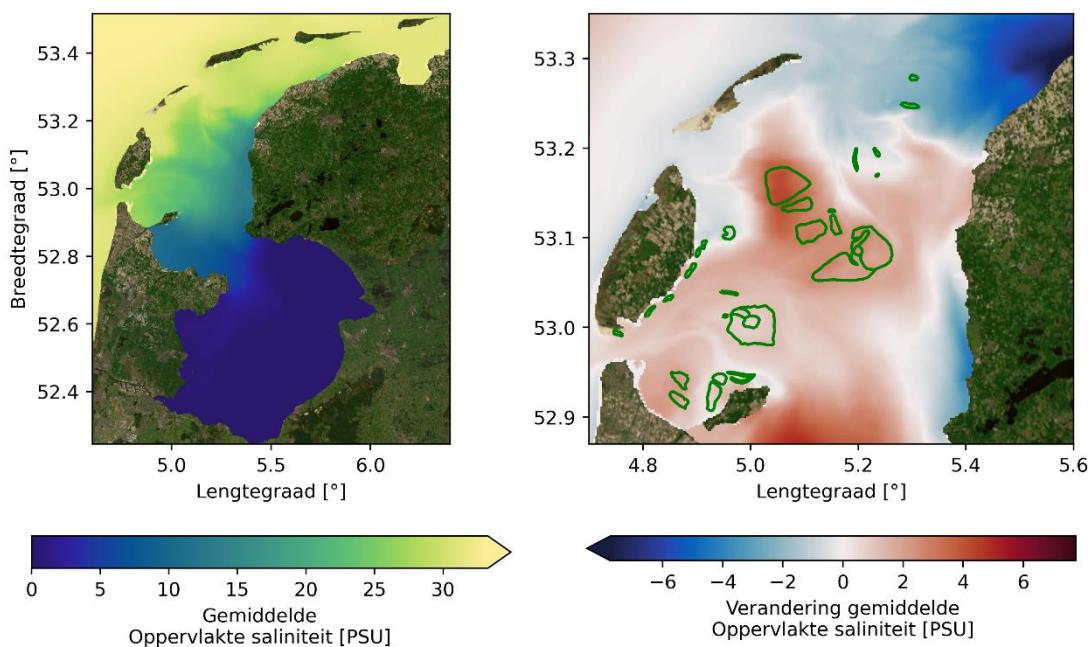
Figuur B-13: Gemiddelde orbitaalsnelheid over een springtij-doodtijcyclus voor normale condities in de 2017 situatie (links) en het verschil met stormcondities in 2017 (rechts).



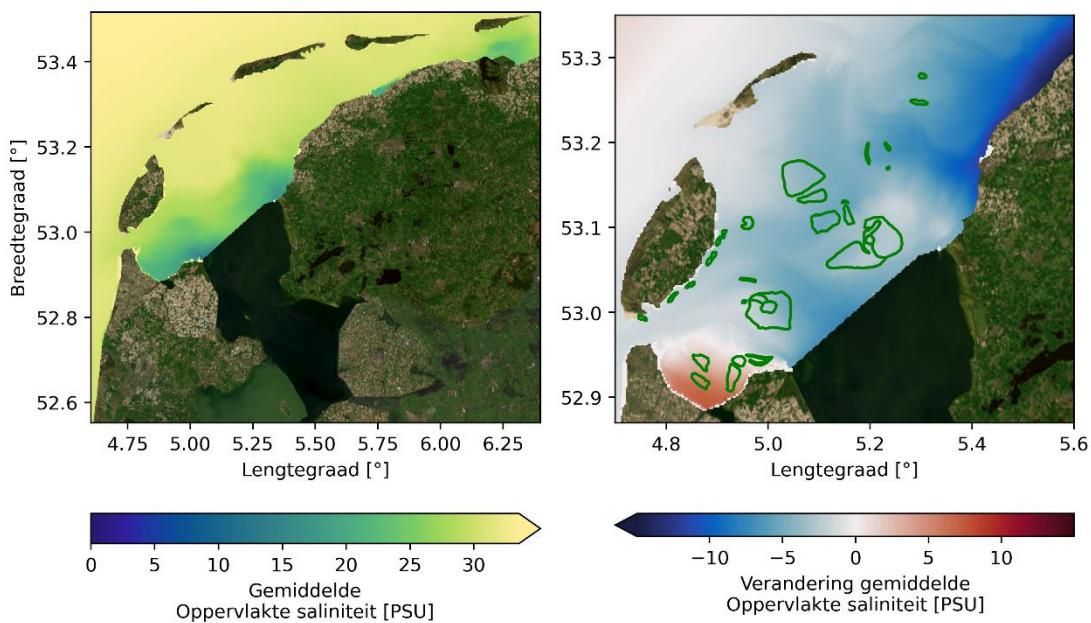
Figuur B-14: Gemiddeld bodemslibgehalte over een springtijd-doodtijcyclus voor normale condities in de 1927 situatie (links) en het verschil met stormcondities in 1927 (rechts).



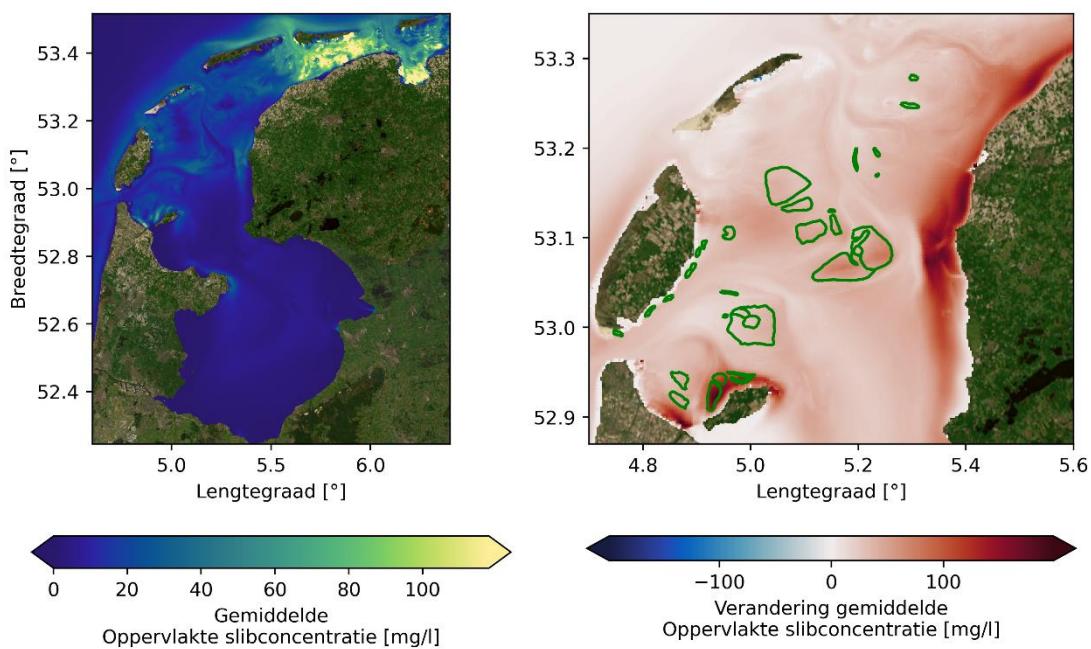
Figuur B-15: Gemiddeld bodemslibgehalte over een springtijd-doodtijcyclus voor normale condities in de 2017 situatie (links) en het verschil met stormcondities in 2017 (rechts).



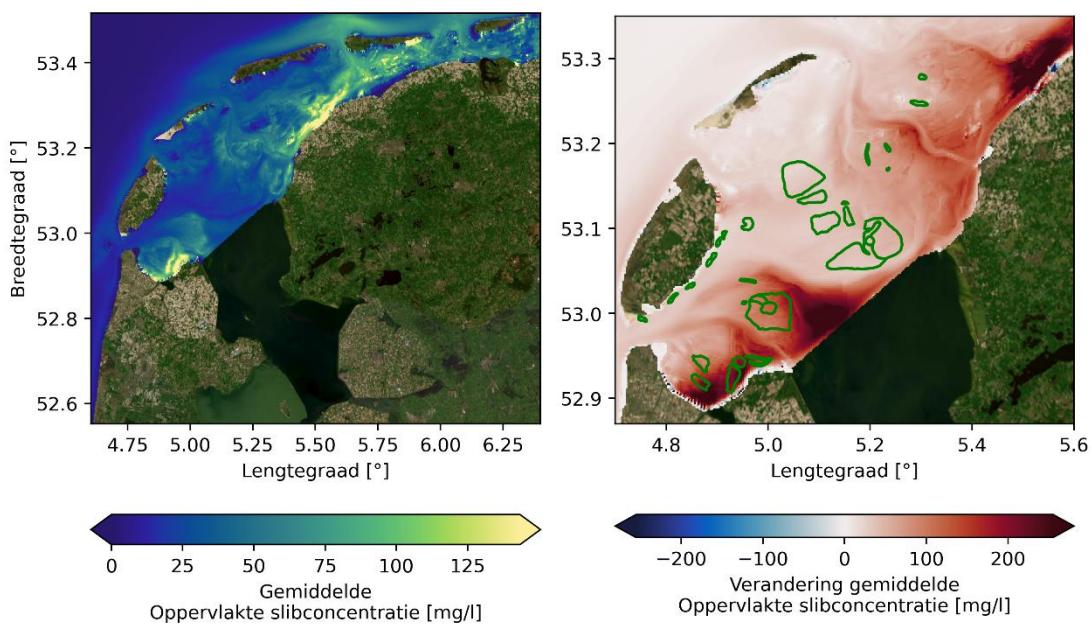
Figuur B-16: Gemiddeld zoutgehalte nabij het oppervlak over een springtijd-doodtijcyclus voor normale condities in de 1927 situatie (links) en het verschil met stormcondities in 1927 (rechts).



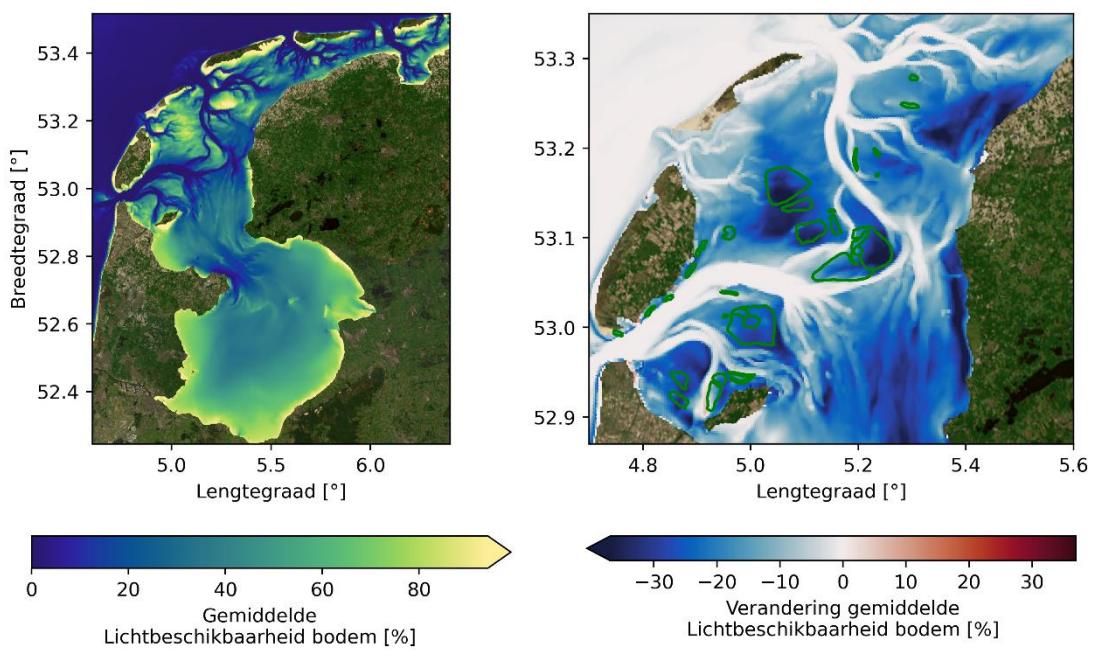
Figuur B-17: Gemiddeld zoutgehalte nabij het oppervlak over een springtijd-doodtijcyclus voor normale condities in de 2017 situatie (links) en het verschil met stormcondities in 2017 (rechts).



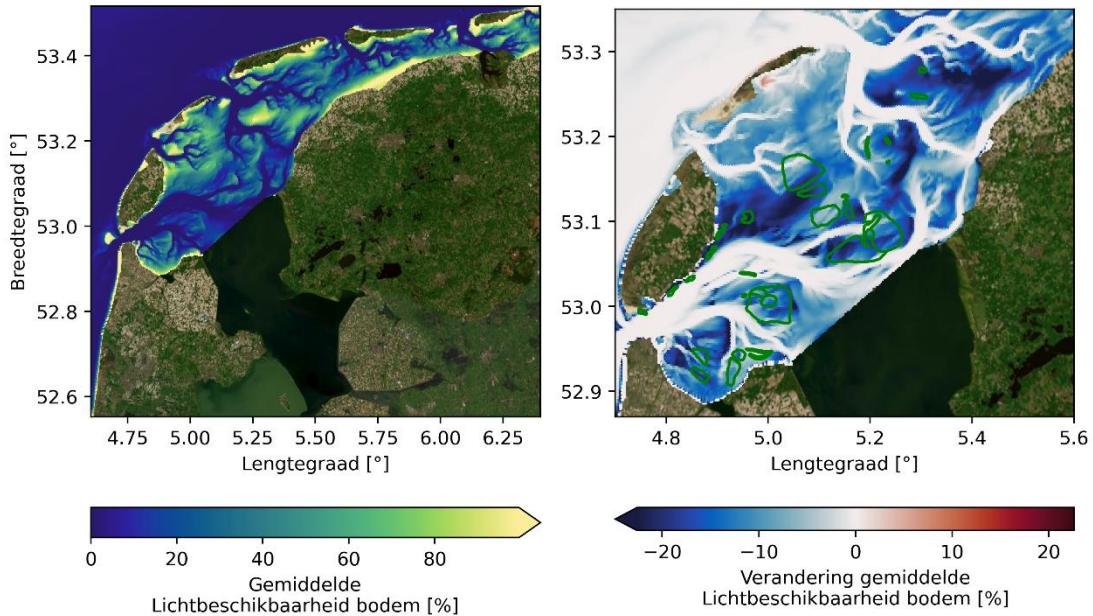
Figuur B-18: Gemiddelde slibconcentratie aan het oppervlak over een springtij-doodtijcyclus voor normale condities in de 1927 situatie (links) en het verschil met stormcondities in 1927 (rechts).



Figuur B-19: Gemiddelde slibconcentratie aan het oppervlak over een springtij-doodtijcyclus voor normale condities in de 2017 situatie (links) en het verschil met stormcondities in 2017 (rechts).



Figuur B-20: Gemiddelde lichtbeschikbaarheid bij de bodem over een springtij-doodtijcyclus voor normale condities in de 1927 situatie (links) en het verschil met stormcondities in 1927 (rechts).



Figuur B-21: Gemiddelde lichtbeschikbaarheid bij de bodem over een springtij-doodtijcyclus voor normale condities in de 2017 situatie (links) en het verschil met stormcondities in 2017 (rechts).

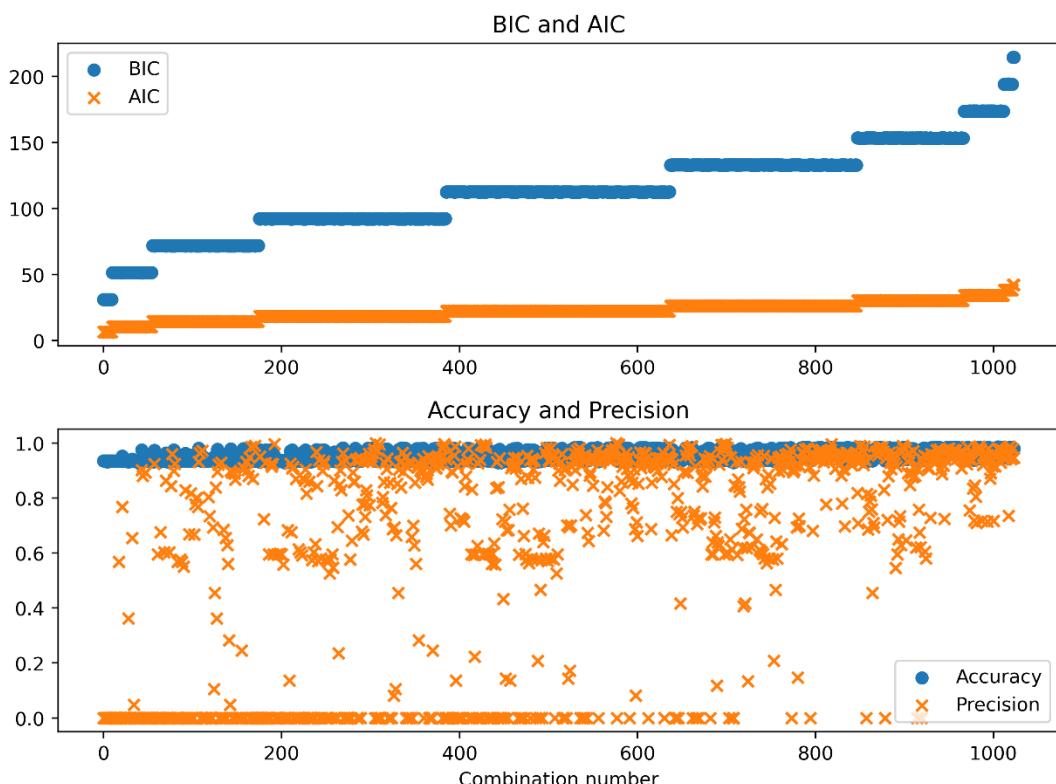
C Kansenkaart

C.1 Logistische Regressie

De invoer van de logistische regressie is getoetst op vier verschillende kwaliteitscriteria:

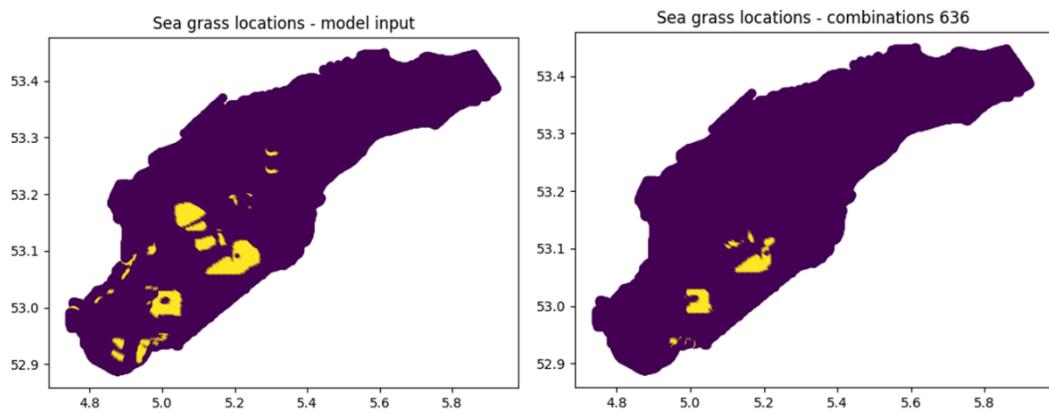
- *Akaike information Criterion (AIC)* = $-2 * \ln(LL) + 2*k$
Houdt rekening met de Log-likelihood (LL) van zeegrasgroei als indicator van de modelperformance, maar straft af als de complexiteit (het aantal variabelen, k) toeneemt. Dit om overfitting te verhinderen. Lager is beter.
- *Bayesian Information Criterion (BIC)* = $-2 * LL + \log(N) * k$
Houdt rekening met de Log-likelihood (LL) van zeegrasgroei als indicator van de modelperformance, maar straft af als de complexiteit (het aantal variabelen, k) toeneemt maar ook als het aantal mogelijkheden toeneemt. Voor mogelijkheden is het aantal uitvoerlocaties gebruikt. Lager is beter.
- *Precision* = $(\text{true positive} + \text{true negative}) / (\text{true positives} + \text{true negatives} + \text{false positives} + \text{false negatives})$
- *Accuracy* = $\text{True positives} / (\text{true positives} + \text{false positives})$

Op basis van deze criteria is een begin gemaakt met het vinden van een optimale combinatie aan abiotische invoerparameters (Figuur C-1). Echter blijkt dat bij sommige combinaties met die hoog scoren, dat het model nog niet instaat is om de historische zeegrasvelden te reproduceren (Figuur C-2). Dit komt mogelijk doordat deze combinaties nog niet getoetst zijn op onafhankelijkheid, wat een belangrijk criterium is voor de invoer van een Logistische Regressie. Voorlopige inzichten hierover zijn getoond in de correlatiematrix in Figuur C-3.

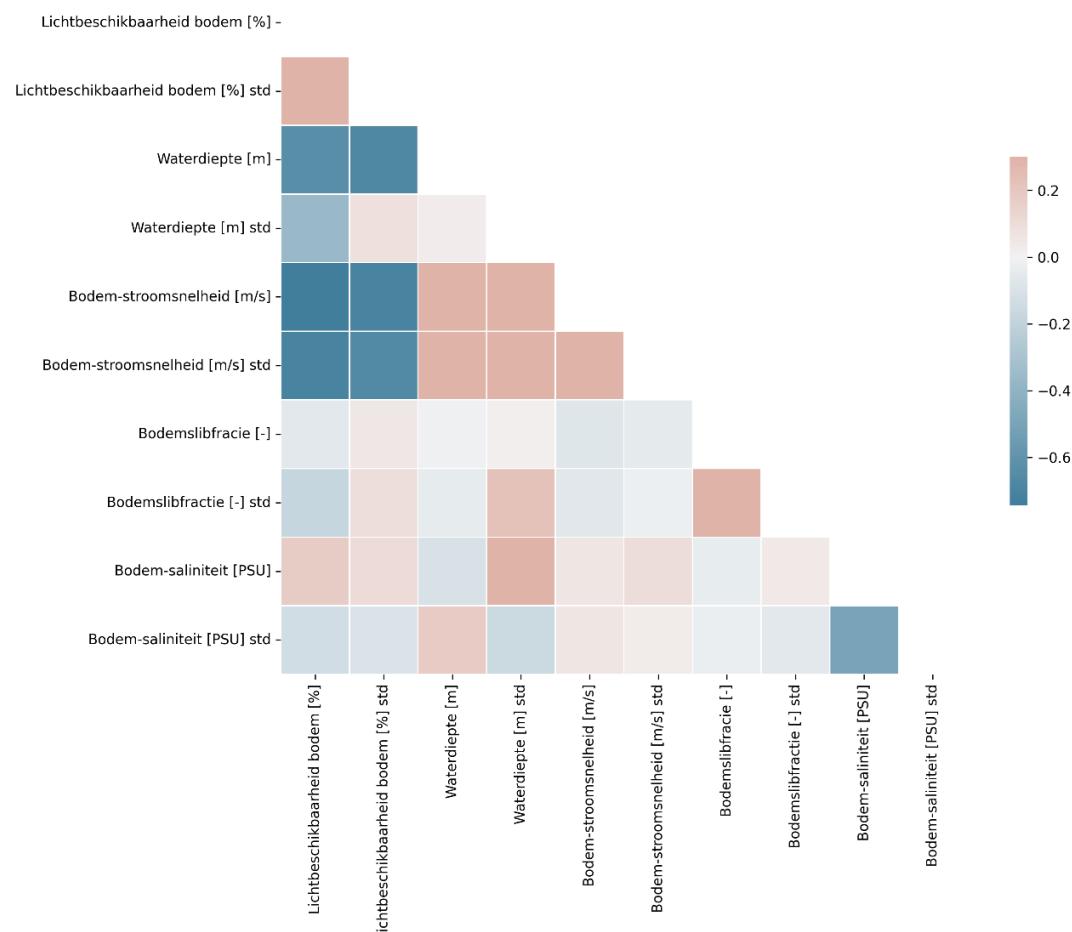


Figuur C-1 : 1024 Combinaties aan abiotische modelparameters die zijn doorgerekend op de Akaike information Criterion (AIC), Bayesian Information Criterion (BIC), accuracy en precision. Een lage BIC of AIC

en een hoge accuracy of precision waarde zijn positief. De 1024 combinaties zijn gebaseerd op alle mogelijke combinaties van de springtij-doodtij gemiddelde abiotische parameters: 'Lichtbeschikbaarheid bodem [%]', 'Lichtbeschikbaarheid bodem [%] std', 'Waterdiepte [m]', 'Waterdiepte [m] std', 'Bodem-stroomsnelheid [m/s]', 'Bodem-stroomsnelheid [m/s] std', 'Bodemslibfracie [-]', 'Bodemslibfractie [-] std', 'Bodem-saliniteit [PSU]', 'Bodem-saliniteit [PSU] std'. De lagere combinatie nummers bestaan uit minder variabelen; combinatie 1 is bijvoorbeeld alleen de variabele 'Lichtbeschikbaarheid bodem [%]' terwijl combinatie nummer 1024 bestaat uit alle bovenstaande abiotische parameters.



Figuur C-2 Voorbeeld van combinatie aan invoervariabelen waarbij de AIC, BIC, accuracy en precision scores goed zijn (112, 22, 0.95, 0.99, respectievelijk) maar de zeegrasvelden nog niet gereproduceerd worden. Er is hierbij nog geen rekening gehouden met of de gekozen variabelen afhankelijk zijn van elkaar.



Figuur C-3 Correlatie matrix van abiotische parameters in deze studie (ruimtelijke correlatie op basis van spring-doodtij gemiddelde waarden).



Deltares is een onafhankelijk kennisinstituut voor toegepast onderzoek op het gebied van water en ondergrond. Wereldwijd werken we aan slimme oplossingen voor mens, milieu en maatschappij.

Deltares