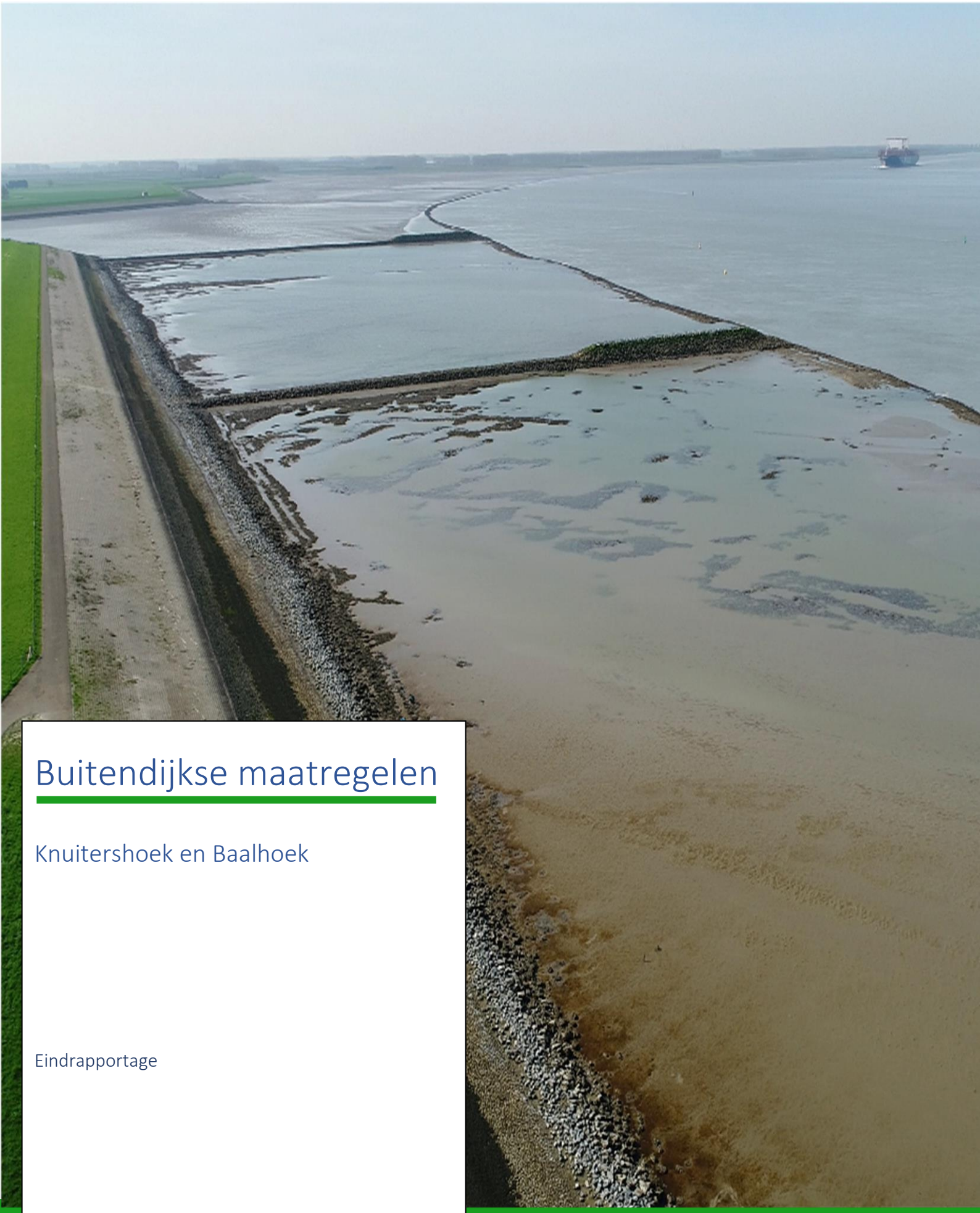


Buitendijkse maatregelen

Knuitershoek en Baalhoek

Eindrapportage

November 2023, Yerseke

Buitendijkse maatregelen

Knuitershoek en Baalhoek

Eindrapportage

Auteurs:

Jeroen van Dalen (NIOZ Royal Netherlands Institute for Sea Research)

Jim van Belzen (NIOZ Royal Netherlands Institute for Sea Research)

Lauren Wiesebron (NIOZ Royal Netherlands Institute for Sea Research)

Tim Grandjean (NIOZ Royal Netherlands Institute for Sea Research)

Tjeerd Bouma (NIOZ Royal Netherlands Institute for Sea Research)

Jebbe van der Werf (Deltares)

Lodewijk de Vet (Deltares)

João Salvador de Paiva (HZ University of applied science)

Tim van Ooijen (HZ University of applied science)

Vincent Bax (HZ University of applied science)

Wietse van der Laag (HZ Universiy of applied science)

Brenda Walles (Wageningen Marine Research)

Chiu Cheng (Wageningen Marine Research)

Suzanne van Donk (Wageningen Marine Research)

Tom Ysebaert (Wageningen Marine Research, NIOZ Royal Netherlands Institute for Sea Research)

Yerseke, 2023-11-08

Inhoud

Lijst met figuren
1. Algemene inleiding 11
   Situatieschets Baalhoek en Knuitershoek 12
   Doelstellingen 13
2. Samenvatting per doelstelling 15
   2.1 Ecologische monitoring 15
   2.2 Grootschalige netto sedimentatie snelheden 19
   2.3 Kennis opbouwen over sedimenteigenschappen 23
   2.4 Kwaliteit van sediment 29
   2.5 Interpreteren en evalueren van de stroomsnelheden 31
   2.6 Ecologische waarde van strekdammen 35
   2.7 Inpassing in onderwijs 37
3. Integratie 39
4. Conclusie 43
5. Aanbevelingen 49

Appendix 51
Inhoudsopgave 53
Lijst met figuren 55
Ecologische monitoring 60
Grootschalige netto sedimentatie snelheden 114
Begrijpen van sediment dynamiek in laag dynamisch habitat 130
Interactie sediment kwaliteit en ecologie 190
Stroomsnelheden 240
Ecologische waarde strekdammen 272
Inpassing in onderwijs 286

Literatuur

Lijst met figuren

Figuur 1. Projectlocaties Knuitershoek en Baalhoek, ... 12
Figuur 2. Strekdammen 13
Figuur 3. Trends en de biomassa van de bodemdieren van 2017 tot 2020 17
Figuur 4. Accumulatieve hoogteverandering Knuitershoek 20
Figuur 5. Accumulatieve hoogteverandering Baalhoek 20
Figuur 6. Golfmetingen 23
Figuur 7. Sedimentdynamiek nabij Knuitershoek 24
Figuur 8. Sediemntdynamiek nabij Baalhoek 25
Figuur 9. Scenario's voor de dynamische toestand 26
Figuur 10. Srtoomsnelheden. 32
Figuur 11. Waargenomen sedimentatie 34
Figuur 12. Wierbedekking strekdammen 36
Figuur 13. Luchtfoto's (bron: Rijkswaterstaat) van Knuitershoek en Baalhoek 39
Figuur 14. Lineaire regressierelatie tussen biomassa (g AFDW) en milieukenmerken 40
Figuur 15. Multivariaat BCA-traject 41

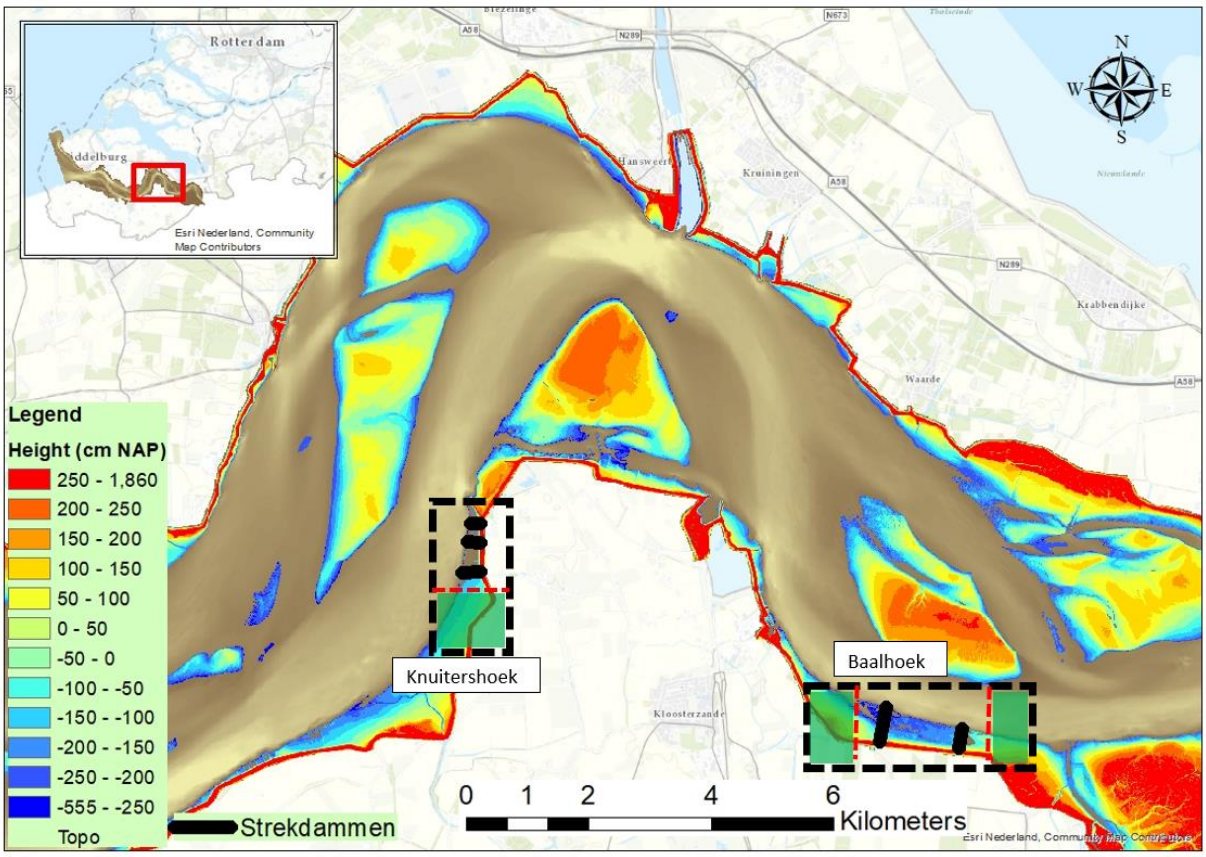
1. Algemene inleiding

De Westerschelde is een estuarium in het noordwesten van Europa. Het is een uniek Natura2000-gebied met een sterke gradiënt in zoutgehalte. De morfologie bestaat uit een complex stelsel van geulen, zandplaten, slikken en schorren. De droogvallende zandplaten en slikken zijn belangrijke gebieden langs de kustlijn, die de golfenergie verlagen en functioneren als buffers tegen overstromingen. Tevens spelen deze habitats een belangrijke rol voor de vele soorten watervogels die op de slikken en schorren foerageren. Echter neemt de gemiddelde stroomsnelheid in de Westerschelde de laatste jaren toe, waardoor de intergetijdengebieden in de Westerschelde steeds meer onder druk komen te staan. Dit wordt grotendeels veroorzaakt door het continu verdiepen en het baggeren en onderhouden van de vaargeul. Als resultaat worden de randen van de vaargeul steeds steiler, wat gevolgen heeft op de erosie en sedimentatiedynamieken van de slikken en schorren.

Het project buitendijkse maatregelen heeft als doel te zorgen voor kwaliteitsverbetering van getijdennatuur (buitendijkse gebieden welke overstromen bij vloed en droogvallen bij eb) in de Westerschelde. Door het aanleggen van extra strekdammen en het ophogen van bestaande strekdammen, wordt beoogd om bestaande veen-rijke slikken -arm aan bodemdieren- geleidelijk te laten opslibben tot een slik-rijke bodem geschikt voor de ontwikkeling van een rijkere bodemdieren gemeenschap. Het gebied dat zich tussen de strekdammen bevindt zal van hoog dynamisch naar laag dynamisch (= stroomsnelheid < 50 cm/s) veranderen, waardoor omstandigheden voor de vestiging van bodemdieren verbeterd: de stroomsnelheden neemt af en zacht sediment zet zich af. Door de vestiging van bodemdieren wordt het gebied ook weer aantrekkelijker voor foeragerende vogels.

Het project buitendijkse maatregelen sluit nauw aan bij het projectplan natuurherstel Westerschelde van de Provincie Zeeland. Deze opdracht is: het creëren van de gewenste habitats d.m.v. technische maatregelen (strekdammen en ev. lokaal kleisuppletie) op ecologisch weinig waardevolle plekken (veenbanken en (erosie)gebieden in de oeverzone). Uitgangspunten zijn: het behoud van het meergeulenstelsel en het aanbrengen van zo min mogelijk harde maatregelen in de Westerschelde zelf. Echter mochten de huidige natuurwaarden van de Westerschelde effectief verbeterd kunnen worden met de aanleg van strekdammen, dan wordt deze maatregelen wel verder toegepast.

Eerder onderzoek heeft aangegeven dat meerdere gebieden geschikt zijn voor dit type ingrepen t.b.v. natuurherstel van de Westerschelde: Baalhoek, Knuitershoek, Bath, Zimmerman, de platen van Ossenisse en Hoofdplaatpolder. De maatregelen in Baalhoek en Knuitershoek (aangegeven in Figuur 1) zijn inmiddels uitgevoerd, en worden binnen dit project nauwgezet onderzocht.



Figuur 1. Projectlocaties Knuitershoek en Baalhoek, neven/referentie gebieden aangegeven in groen.

Situatieschets Baalhoek en Knuitershoek

De stroomsnelheden van de Westerschelde zijn de laatste jaren alleen maar toegenomen met name door de verdiepingen/baggerwerken en in een minimale mate door zeespiegelstijging. Om getijde natuur meer kansen te geven, moeten we zorgen voor hydrodynamische kalme locaties. Daar dienen strekdammen voor, omdat ze de watersnelheid remmen. Slib deeltjes die de Schelde meevoert, krijgen daardoor de kans om te bezinken.

In het kader van de tweede verruiming van de vaargeul in de Westerschelde (realisatie tussen juli 1997 en juli 1998) zijn er vaargeul verdedigingen aangebracht. Op de locaties van Baalhoek en Knuitershoek is dit in 1998 gerealiseerd.

In Baalhoek en Knuitershoek vinden we 57 hectare natuur. Op deze locaties zijn drie bestaande strekdammen opgehoogd en twee nieuwe gebouwd, alle tot een hoogte van 1 m NAP. De strekdammen krijgen het dagelijks stevig te verduren door de voortdurende aanval van water, wind en zout. Een robuust fundament is dus onontbeerlijk. Daarom zijn de werken in twee fases uitgevoerd. In de eerste fase (juli – oktober 2016) is slib uitgegraven om plaats te maken voor staalslakken, die de strekdam stevig verankeren in de ondergrond. Daarop is een flinke laag breuksteen gestort. De bestaande strekdammen hebben een verse laag van dit materiaal gekregen. Daarna is een rustperiode ingelast, zodat de breuksteen kan 'zetten'.

In de periode van april tot juli 2017 zijn hoogwatervluchtplaatsen op de twee zuidelijkste strekdammen in Knuitershoek aangebracht. Het meest noordelijke exemplaar is afgewerkt met een wandelpad. In het noorden van Knuitershoek is kort na de bouw van de strekdammen tevens een zandsuppletie uitgevoerd (2.000 m³ zand) om het daar gelegen strandje een upgrade te geven.

Figuur 2. Strekdammen

Door deze maatregelen zijn de stroomsnelheden afgenomen en is het gebied, met name tussen de strekdammen, opgeslibd, wat tot een slikrijke laag heeft geleid. De verwachting was dat deze veranderingen zouden leiden tot betere omstandigheden voor het ontwikkelen van een rijker bodemleven, wat zou resulteren in een aantrekkelijker foerageergebied voor vogels.

De vraag binnen dit project is hoe de strekdammen de abiotische factoren zoals de stroomsnelheid, bodemligging (hoogte), droogvalduur en sedimentsamenstelling beïnvloeden en hoe dit doorwerkt naar de samenstelling van de bodemdiergemeenschap en het gebiedsgebruik van vogels. Verandering in abiotische omstandigheden leidt immers niet altijd tot een verbetering van het bodemleven. Op de hogere delen van het slik, waar de droogvalduur langer is, kan de kwaliteit van het bodemleven afnemen, met name als sedimentatie en opslibbing te snel plaatsvinden. Daarom is uitgebreide monitoring van allerlei omgevingsfactoren nodig om een inzicht in het functioneren van deze systemen (door o.a. de biotische en abiotische factoren) goed in beeld te kunnen brengen.

Doelstellingen

De effecten van de ingrepen zijn de afgelopen vijf jaar onderzocht door een consortium van onderzoeksinstellingen, bestaande uit:

- Het Koninklijk Nederlands Instituut voor Onderzoek der Zee (NIOZ) - Tjeerd Bouma, Jeroen van Dalen, Tim Grandjean, Lauren Wiesebron, Jim van Belzen
- Wageningen Marine Research (WMR) - Tom Ysebaert, Brenda Walles, Chiu Cheng, Suzanne van Donk
- De Hogeschool Zeeland (HZ) – Wietse van de Lageweg, Tim van Oijen, Vincent Bax
- Deltares - Jebbe van der Werf, Lodewijk de Vet

De doelstelling van de verdiepende monitoring en onderzoek zijn in de onderstaande tabel samengevat. Per doelstellingen is aangegeven hoe het voorgestelde onderzoek is ingepast en welke partner de lead heeft:

Tabel 1. Overzicht doelstellingen met korte beschrijving en eindverantwoordelijken

#	Doelstelling – korte omschrijving	Plaats in onderzoek	Leidende partner
1	Kwantificeren van de ecologische staat van Habitat type H1130 (Estuaria) en subhabitat type H1140 (slik- en zandplaten) t.a.v. vogels en benthos (projectgebieden & nevengebieden)	Basis	WMR Tom Ysebaert
2	Kwantificeren van de sedimentatiesnelheid, om te bepalen of deze overeenstemt met de gewenste doelen, en dus of bijsturing noodzakelijk is (projectgebieden & nevengebieden)	Basis	HZ Wietse van de Lageweg
3	Relateren van sedimentatiesnelheid aan *i)* dag tot dag sediment dynamiek, *ii)* sedimenteigenschappen (slibgehalte en bodemdichtheid) en *iii)* golfwerking (wind & schepen), om na te gaan of laag dynamisch habitat is ontstaan (projectgebieden & nevengebieden)	Verdiepende basis; leren voor toekomst	NIOZ Tjeerd Bouma
4	Leren hoe de sediment kwaliteit (slibgehalte, bodemdichtheid en stabiliteit) sturend is voor bodemdieren, en *vice versa* hoe bodemdieren de sediment kwaliteit beïnvloeden (lab. experimenten gebaseerd op sediment projectgebieden & nevengebieden)	Generaliseren; leren voor toekomst	NIOZ Tjeerd Bouma
5	Interpreteren en evalueren van de stroomsnelheden, als early warning indicator voor toekomstige ontwikkeling (projectgebieden & nevengebieden)	Basis; leren voor toekomst	Deltares Jebbe van der Werf
6	Monitoren van de biodiversiteitontwikkeling op de strekdammen, in relatie tot hun rol als foerageer- en hoogwatervluchtplaats voor kustvogels	Leren voor toekomst	HZ Tim van Oijen & Anneke van den Brink
7	Inpassen van de opgedane kennis in het onderwijsprogramma van de HZ	Capacity building voor toekomst	HZ Wietse van de Lageweg
8	Kennisborging en verspreiding	Disseminatie voor toekomst	HZ Paul Vader

2. Samenvatting per doelstelling

2.1 Ecologische monitoring

WP1 (WMR): Ecologische monitoring - Kwantificeren van de ecologische staat en de ontwikkeling van habitat type H1130 (Estuaria) en subhabitat type H1140 (slik- en zandplaten) t.a.v. watervogels en bodemdieren in projectgebieden & nevengebieden.

Chiu H. Cheng, Susanne van Donk

Monitoring ecologische staat: benthos & vogels

Wageningen Marine Research (WMR) heeft gekeken naar de ecologische ontwikkeling van de aangepaste intergetijdengebieden. Er is onderzocht hoe eventuele veranderingen in de bodemdiergemeenschap de aanwezigheid van vogels heeft beïnvloed. Sinds de interventie zijn de project- en nevengebieden van beide locaties minstens een keer per jaar in het najaar gemonitord. In totaal zijn er, verspreid over de gebieden, 45 bodemmonsters genomen om de bodemdiergemeenschap en de sedimentsamenstelling te bepalen. Daarnaast zijn er, sinds de zomer van 2017, maandelijkse vogeltellingen uitgevoerd tijdens laagwater. Met deze resultaten hebben we ecologische veranderingen van zowel het intergetijdengebied in Baalhoek als in Knuitershoek in kaart kunnen brengen. Daarnaast heeft dit geleid tot waardevolle kennisontwikkeling die kan helpen bij vergelijkbare ingrepen in de toekomst.

Belangrijkste observaties: ecologische ontwikkeling en koppeling aan abiotische factoren

1. Hoe ontwikkelt het bodemleven (met name bodemdieren) zich in relatie tot de fysische en morfologische veranderingen die in het gebied ontstaan onder invloed van de aanleg van de strekdammen?

Het aantal soorten bodemdieren is over de jaren heen significant toegenomen, met name tussen 2016 en 2019. Ondanks dat het voorkomen van sommige soorten vooral afhankelijk bleek te zijn van het monsterjaar, was er over de tijd een duidelijke transitie in de bodemdiergemeenschap te zien, namelijk dat van een bodemgemeenschap met hoge wormendichtheid in het begin naar een bodemgemeenschap met vooral schelpdieren in de laatste paar jaar. Deze gemeenschapsverandering zorgde voor een algehele toename in biomassa. Een aantal soorten (inclusief een aantal exoten) hebben zich nieuw kunnen vestigen en vormen nu een significant deel van de totale dichtheid en/of biomassa. De ontwikkelingen in de project- en nevengebieden waren in het begin niet helemaal hetzelfde, waarbij de biomassa ruim tien keer lager was in de projectgebieden dan in de nevengebieden, met uitzondering van het noordelijke deel van Knuitershoek (met zandsuppletie). Over de tijd heen werden de soortenrijkdom en biomassa tussen de gebieden steeds meer hetzelfde. Daarnaast lijkt de totale soortenrijkdom in het projectgebied ook steeds meer op dat van andere gebieden in de Westerschelde (MWTL). Vooral sinds 2019 is en jaarlijkse variabiliteit te zien, met soms een toename of afname tussen de jaren.

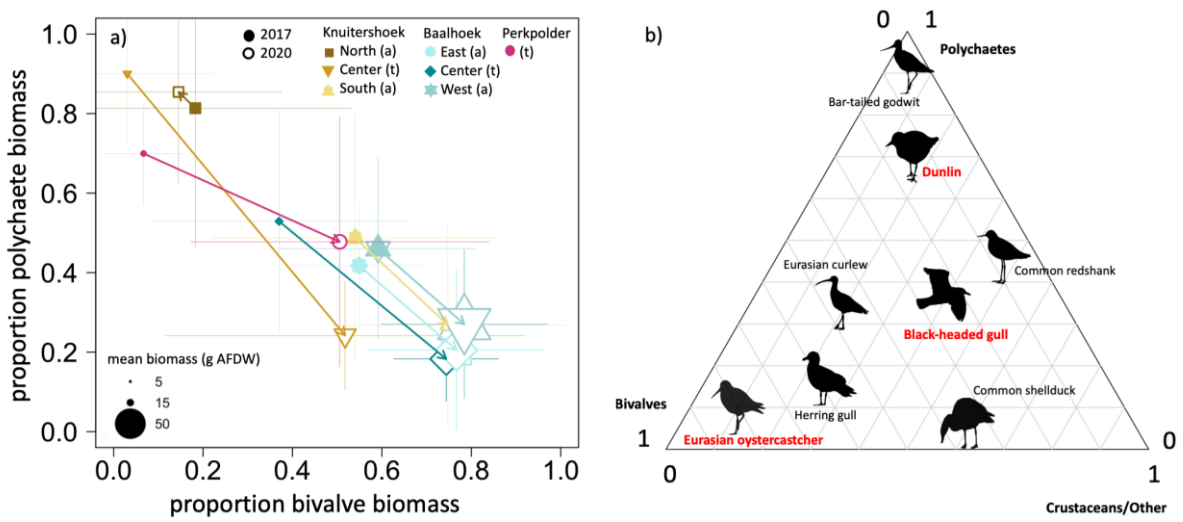
De abiotische omstandigheden en het bodemleven zijn aan elkaar gekoppeld om de ontwikkelingen van de hele ecologie in kaart te brengen. De analyses laten zien dat er detecteerbare veranderingen in de bodemdiergemeenschap waren die grotendeels zijn veroorzaakt door abiotische ontwikkelingen. Echter zijn de correlaties soms jaar- of gebiedsspecifiek. Slibgehalte, bodemhoogte en sedimentverdichting hadden een significant effect op de biomassa. Sommige abiotische factoren, die tot significante (abiotische) verschillen tussen de gebieden resulteerden, correleerden echter niet

altijd met trends gevonden in de biotische componenten. In het algemeen waren bodemhoogte en droogvalduur de belangrijkste parameters (biogeomorfologie) voor de soortenrijkdom. Het slibgehalte en de bodemhoogte waren de belangrijkste parameters om verschillen in de bodemdiergemeenschap tussen gebieden te voorspellen. Het is daarbij belangrijk om op te merken dat bodemhoogte gecorreleerd was aan een lagere stroomsnelheid en grover sediment (zandigere samenstelling). Daarentegen was er een negatieve correlatie tussen slibrijk sediment en biomassa. Door de jaren zijn de bodemdiergemeenschappen sterker veranderd dan je zou verwachten aan de hand van veranderingen in de omgevingsfactoren. Daarnaast leek er een vertraging in de ontwikkeling van de bodemdieren vergeleken met diegene van de abiotische ontwikkelingen. Dit komt waarschijnlijk door de versnelde opslibbing in de onderzoeksgebieden.

2. Hoe wordt het gebied gebruikt door watervogels (met name steltlopers), wat bepaald de foerageerfunctie van het gebied voor watervogels en hebben de maatregelen hierop een positief effect, enerzijds door mogelijke uitbreiding van het laag-dynamisch areaal, anderzijds door een verhoogde voedselbeschikbaarheid (i.e. bodemdieren)?

Het aantal benthos-etende vogels is in de onderzoeksgebieden in Baalhoek toegenomen tussen 2017-2018 en 2021-2022. Daarentegen bleven de aantallen in de nevengebieden min of meer stabiel. Aantallen zijn in Baalhoek vooral toegenomen in de winter en herfst. In Knuitershoek zijn de vogelaantallen zowel in de projectgebieden als nevengebieden min of meer gelijk gebleven, alhoewel er in de winter van 2020-2021 een lichte toename te zien was ten opzichte van de vorige jaren. In de onderzoeksgebieden van Baalhoek is het gemiddelde aantal scholeksters toegenomen. In Knuitershoek is het gemiddelde aantal kokmeeuwen toegenomen en is er de laatste twee jaar ook een lichte toename in wulpen en scholeksters gesignaleerd. Niet alle vogeltelgebieden laten hetzelfde patroon in aantallen zien. Zo zijn, voor Baalhoek, de toenames vooral in de telvakken 3 en 4 te zien en in Knuitershoek de laatste twee jaren in telvak 3. De vogelaantallen op het verhoogde strandje laten direct na het eerste teljaar een toename zien. Deze patronen zijn mogelijk te koppelen aan de patronen gevonden in de benthos monitoring, waarbij de bodemdiergemeenschap in de laatste jaren steeds meer uit schelpdieren bestond en de algehele biomassa significant toegenomen is (Figuur 3).

Kortom, zowel de abiotisch als de biotisch omstandigheden in Baalhoek en Knuitershoek veranderen nog steeds. Alle onderzochte gebieden zijn significant veranderd sinds de aanleg en het opbouwen van de strekdammen, maar op basis van de jaarlijkse variabiliteit kunnen we zeggen dat het evenwicht van de gebieden nog niet bereikt is. Toch ziet de ontwikkeling van de bodemdiergemeenschap er positief uit en alle onderzoeksgebieden lijken qua bodemdierengemeenschap steeds meer, niet alleen op elkaar, maar ook op vergelijkbare locaties binnen de Westerschelde. De veranderingen in de abiotische omstandigheden hebben een duidelijk, maar enigszins vertraagd, effect op het bodemleven, waarbij het aantal benthos-etende vogels lijkt te worden beïnvloed. Een te snelle opslibbing kan in de eerste jaren een negatief effect hebben op de bodemdiergemeenschap. Het is nog niet helemaal duidelijk hoe de gebieden zich op de middellange en/of lange termijn verder zullen ontwikkelen en of deze gebieden uiteindelijk hetzelfde zullen worden als vergelijkbare habitats in de Westerschelde waar dit soort interventies niet gedaan zijn. Er is monitoring over een langere periode nodig om dit in kaart te kunnen brengen. Daarom raden we aan om een fase 2 (middellange termijn) monitoring uit te laten voeren.



Figuur 3. Trends en de biomassa van de bodemdieren van 2017 tot 2020 en de relatie tot het aantal benthos-etende vogels geobserveerd (Wiesebron et al. 2022, ingediend en onder beoordelen).

2.2 Grootschalige netto sedimentatie snelheden

WP 2 (HZ): Kwantificeren van de sedimentatiesnelheid, om te bepalen of deze overeenstemt met de gewenste doelen, en dus of bijsturing noodzakelijk is (projectgebieden & nevengebieden)

Vincent Bax, Wietse I. van de Lageweg, João Salvador de Paiva

Inleiding

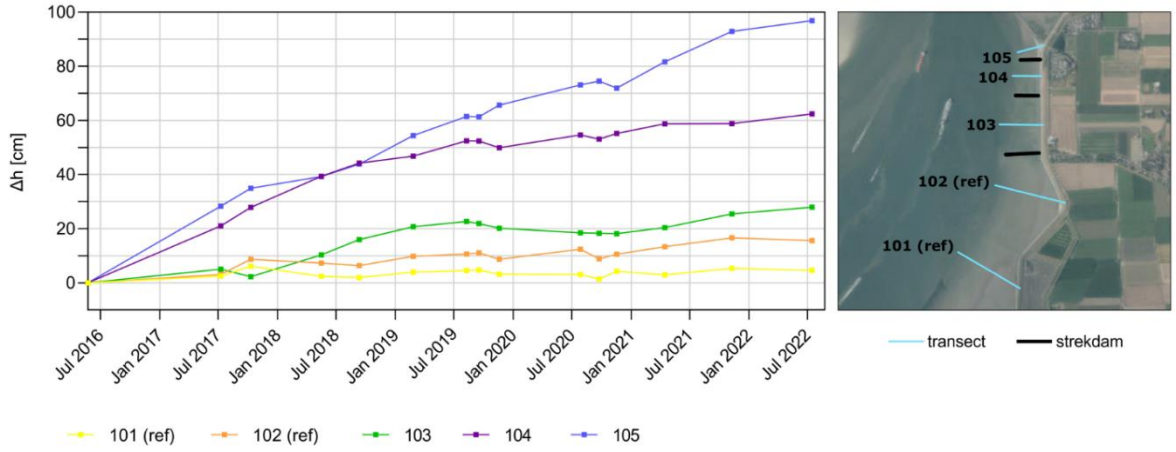
Met de aanleg/aanpassing van de strekdammen nabij Knuitershoek en Baalhoek wordt beoogd de hydrodynamiek ter plaatse van de oeverzones te verminderen. Hierdoor wordt de afzetting van slib- en zanddeeltjes mogelijk en kan de vorming van slikken en schorren tot stand komen. Dit deelproject wordt uitgevoerd met als doelstelling *"het ruimtelijk kwantificeren van de netto sedimentatiesnelheid, om te bepalen of deze overeenstemt met de gewenste doelen, en dus of bijsturing noodzakelijk is"*. De uitkomsten van het onderzoek worden vergeleken met een modelstudie uitgevoerd door Dam et al (2008), waarin de effecten van de strekdammen op de hoogteontwikkeling zijn voorspeld aan de hand van modelsimulaties.

Methode

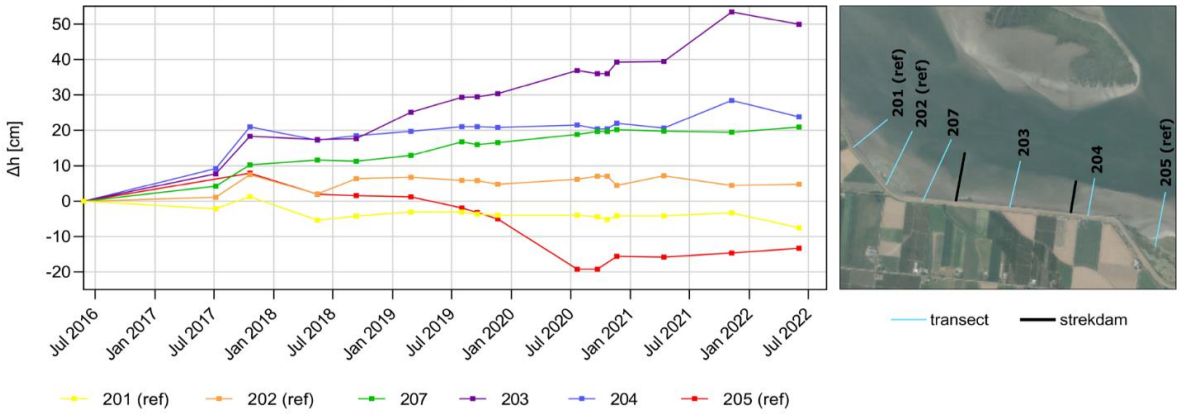
In de periode tussen 2016 en 2022 zijn op periodieke basis langs vooraf gedefinieerde transecten hoogtemetingen verricht met een dGPS-apparaat om de morfologische veranderingen in de tijd vast te stellen. Om inzicht te krijgen in het netto-effect van de strekdammen zijn de hoogtemetingen in het projectgebied (i.e. ter plaatse van transecten nabij de strekdammen) afgezet tegen hoogtemetingen in de referentiegebieden (i.e. ter plaatse van transecten op grotere afstand van de strekdammen). Op basis van de verzamelde hoogtegegevens is per transect de gemiddelde sedimentatie- of erosiesnelheid en de accumulatieve hoogteverandering over de gehele lengte van het transect berekend. De hoogtegegevens zijn vervolgens gebruikt om op transect niveau te verkennen hoe de droogvalduur sinds de aanleg van de strekdammen is veranderd. Aanvullend is GIS-kaartmateriaal gebruikt om de ruimtelijke en temporele variabiliteit van de morfologische ontwikkeling van het intergetijdengebied bij Knuitershoek en Baalhoek verder in beeld te brengen, en om een inschatting te maken van de totale omvang van het opgeslibd gebied rondom de strekdammen.

Hoogtetoename

Uit de met de dGPS verzamelde hoogtegegevens kan worden opgemaakt dat tussen en rondom de strekdammen in Knuitershoek over de periode 2016-2022 een accumulatieve hoogtetoename heeft plaatsgevonden van tussen de 30 en 100 cm, zie Figuur 4.Dit betreft de gemiddelde hoogtetoename over de gehele lengte van het transect. In deze periode is nabij de strekdammen een gemiddelde aanslibbingssnelheid vastgesteld van 10,2 cm jaar^{-1}. De maximale aanslibbingssnelheid bedroeg lokaal 15,8 cm jaar^{-1}. In Baalhoek heeft nabij de strekdammen een accumulatieve hoogtetoename plaatsgevonden van tussen 20 en 50 cm, met een aanslibbingssnelheid van gemiddeld 5,2 cm jaar^{-1}, zie Figuur 5. De maximale aanslibbingssnelheid bedroeg lokaal 8,3 cm jaar^{-1}.



Figuur 4. Accumulatieve hoogteverandering in de tijd ter plaatse van vooraf gedefinieerde transecten op de locatie Knuitershoek. De transecten 101 en 102 betreffen referentie transecten, de transecten 103, 104 en 105 zijn gelegen in het projectgebied.



Figuur 5. Accumulatieve hoogteverandering in de tijd ter plaatse van vooraf gedefinieerde transecten ter plaatse van de locatie Baalhoek. De transecten 201, 202 en 205 betreffen referentie transecten, de transecten 203, 204 en 207 zijn gelegen in het projectgebied.

De met de dGPS verzamelde hoogtegegevens van 2020, 2021 en 2022 lijken aan te geven dat de gemiddelde hoogteligging van de slikken in de komende periode verder zal gaan doorstijgen. In Knuitershoek lijkt voornamelijk aan de noordzijde van de locatie sprake te zijn van een continuering van de hoogtetoename. In Baalhoek lijkt vooral de hoogte van het gebied tussen de strekdammen verder toe te gaan nemen.

Voorspelde versus gerealiseerde hoogteverandering

Modelberekeningen uitgevoerd door Dam et al (2008) wezen op een te verwachten absolute hoogtetoename in een periode van 10 jaar van maximaal 2,5 tot 3,5 meter in het geval Knuitershoek, en van maximaal 3,0 tot 4,0 meter in het geval van Baalhoek. In het model van Dam et al (2008) is uitgegaan van niet-overstroombare strekdammen, maar in werkelijkheid zijn de strekdammen bij Knuitershoek en Baalhoek lager uitgevoerd en daardoor wel overstroombaar. Dit zou kunnen verklaren waarom de vastgestelde toename van de hoogte van het intergetijdengebied bij Knuitershoek (maximaal 1,0 meter) en Baalhoek (maximaal 0,5 meter) aanzienlijk lager is dan op basis van de modelstudie door Dam et al (2008) was voorzien. Op basis van de met de dGPS verzamelde monitoringsgegevens is het niet de verwachting dat een dergelijke hoogtetoename in de komende vier jaar nog zal gaan plaatsvinden.

Verandering van de droogvalduur langs de transecten

De hoogtetoename van de bodemligging heeft plaatselijk geresulteerd in een substantiële toename van de droogvalduur van het intergetijdengebied tussen en rondom de strekdammen. Echter geldt voor zowel de locatie Knuitershoek als Baalhoek dat er vooralsnog een beperkte toename is vastgesteld van het areaal met een droogvalduur van 50% of 80%. Een dergelijke droogvalduur is voor veel vogelsoorten van belang om het intergetijdengebied optimaal te kunnen benutten als foerageergebied. Het is belangrijk om hierbij te benadrukken dat de gepresenteerde droogvalduurgegevens betrekking hebben op de *plaatselijke* toename in de droogvalduur, zoals vastgesteld op basis van de uitgevoerde hoogtemetingen langs de transecten. Gezien de variërende bodemligging zijn de veranderingen van de droogvalduur langs de transecten mogelijk niet representatief voor de gebieden in de (directe) omgeving van de transecten. Naar verwachting zal daarmee dan ook de ecologische waarde van de intergetijdengebieden, en specifiek de geschiktheid als vogelfoerageergebied, in de toekomst verder gaan toenemen.

Een verdere hoogtetoename in de komende jaren zal gaan resulteren in een toename van de droogvalduur (zie hiervoor ook het doorgerekende scenario in het bijlage V. Naar verwachting zal daarmee dan ook de ecologische waarde van de intergetijdengebieden, en specifiek de geschiktheid als vogelfoerageergebied, in de toekomst verder gaan toenemen.

Ruimtelijke en temporele trends in erosie en sedimentatie, en omvang van het opgeslibd gebied

De met de dGPS vastgestelde hoogteveranderingen in Knuitershoek en Baalhoek komen over het algemeen overeen met de algehele erosie- en sedimentatietrends zoals vastgesteld op basis van GIS-kaartmateriaal (Vaklodingen). De hoogte trendkaart van Knuitershoek laat zien dat er in de periode voorafgaand aan de aanleg/aanpassing van de strekdammen al sprake was van lichte sedimentatie. In de periode na de aanleg/aanpassing van de strekdammen lijkt er een versterking van het sedimentatieproces te hebben opgetreden. In het geval van Baalhoek was er voor de aanleg/aanpassing van de strekdammen vooral sprake van erosie, terwijl er daarna vooral sedimentatie lijkt te hebben opgetreden, met name tussen de strekdammen.

De totale omvang van het opgeslibd gebied (> 25 cm sedimentatie) rondom de strekdammen bij Knuitershoek bedraagt circa 18 ha, waarvan circa 40% gebied betreft waar een opslibbing van >75 cm heeft plaatsgevonden. In het geval van Baalhoek bedraagt de omvang van het opgeslibd gebied (> 25 cm sedimentatie) circa 40 ha, waarvan circa 10% gebied betreft waar een opslibbing van >75 cm heeft plaatsgevonden.

2.3 Kennis opbouwen over sedimenteigenschappen

WP 3 (NIOZ): Na gaan of er laag dynamisch habitat ontstaan is door het meten van *i)* golfwerking, *ii)* sedimentdynamiek (dagelijkse variatie in bodemhoogte) en *iii)* sedimenteigenschappen (slibgehalte en bodemdichtheid), en dit te vergelijken tussen projectgebieden & nevengebieden

Jim van Belzen, Lauren Wiesebron, Tim Grandjean, Jeroen van Dalen, Tjeerd Bouma

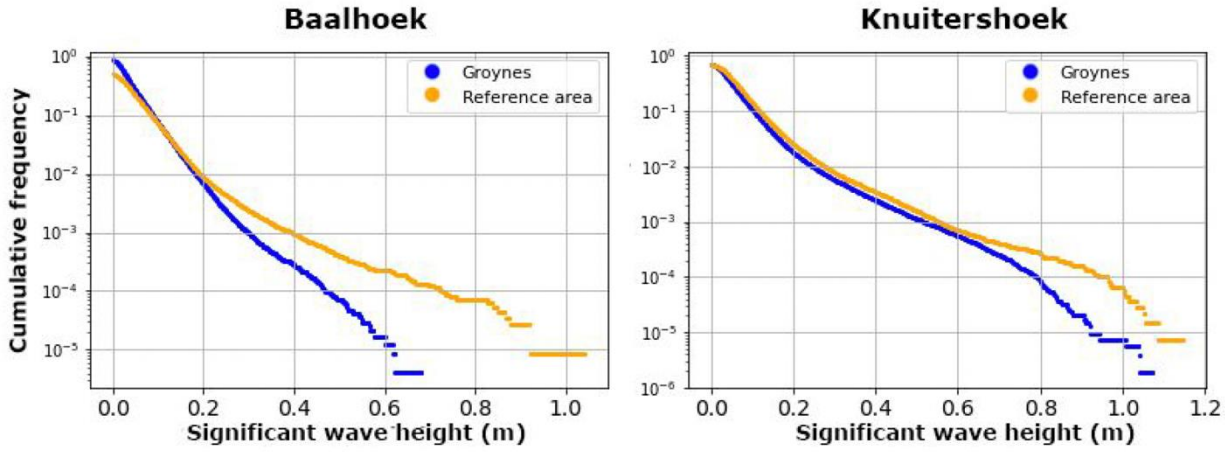
Introductie

De natuurwaarde van zand- en slikplaten is met name groot in laag dynamische gebieden omdat de bodem en de bodemdierengemeenschap hier minder sterk en minder vaak worden verstoord dan in hoog dynamische gebieden. Laag dynamische habitat worden doorgaans gedefinieerd als intergetijdengebied met piekstroomsnelheden onder de 0,6 m/s. Deze simpele benadering voor het indelen van de twee typen habitat neemt effecten van golven, sedimentdynamiek en -eigenschappen als slibgehalte en bodemdichtheid niet mee in het beoordelen van de dynamiek en gerelateerde natuurwaarde.

De sedimentdynamiek is gedefinieerd als de variatie in bodemhoogte ten gevolge van dagelijkse accretie en erosie. Golven kunnen een belangrijke factor zijn in die de sedimentdynamiek bepaalt. De sedimentdynamiek en bodemeigenschappen zoals bodemdichtheid en het slibgehalte bepalen mede welke soorten bodemdieren zich kunnen vestigen en handhaven (b.v. Pratt et al., 2014; Thrush et al., 2003). Momenteel is de kennis over hoe deze factoren zich ontwikkelen in de projectgebieden tussen de strekdammen zeer bepekt. In dit werkpakket (WP3) onderzoeken we hoe laag dynamisch habitat ontstaat door het vergelijken van projectgebieden & nevengebieden ten aanzien van:

i) Golfwerking
ii) Sedimentdynamiek (dagelijkse bodemhoogte variatie)
iii) De ontwikkeling van sedimenteigenschappen (slibgehalte & bodemdichtheid)

In het vervolgwerkpakket (WP4) zoomen we in op hoe bodemdieren met de sedimentdynamiek en -eigenschappen om kunnen gaan.



Figuur 6. Golfmetingen tonen aan dat er significant hogere golven voorkomen in de referentiegebieden in vergelijking tot de projectlocaties. Verder is zichtbaar dat het slik van Knuitershoek meer blootgesteld wordt in verhouding tot Baalhoek, mogelijk verklaard door de langere slijklengte (Grandjean et al., 2023).

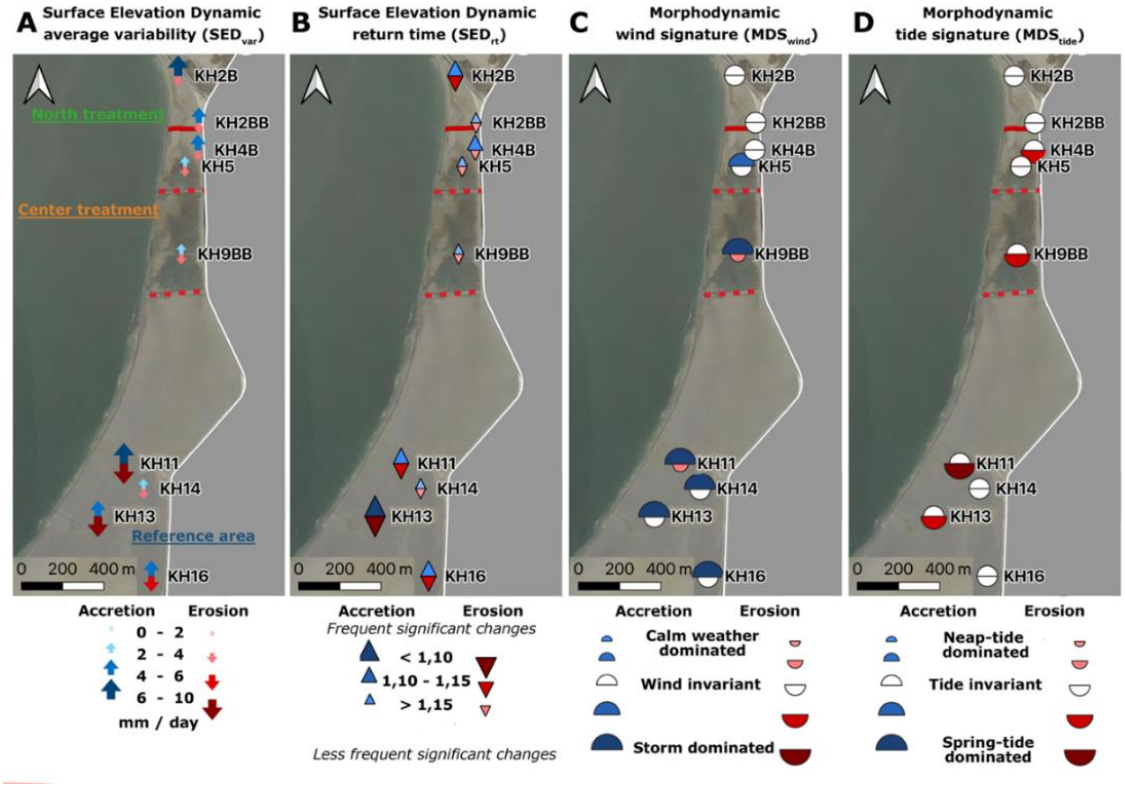
Golfwerking

Als gevolg van de aanleg van de strekdammen is de golfwerking in de projectgebieden verminderd ten opzichte van de referentiegebieden in zowel Knuitershoek als Baalhoek (Figuur 7). Met name de grote golven zijn afwezig in het projectgebied van Baalhoek.

Sedimentdynamiek

De sedimentdynamiek (veranderingen in bodemhoogte) is in de projectgebieden is afgenomen. De grote van de fluctuaties is afgenomen, maar ook de frequentie waarmee een fluctuatie voorkomt is afgenomen. De sedimentdynamiek is dus lagere, wat als gunstig wordt gezien voor bodemdieren (Figuur 7A&B, Figuur 8A&B).

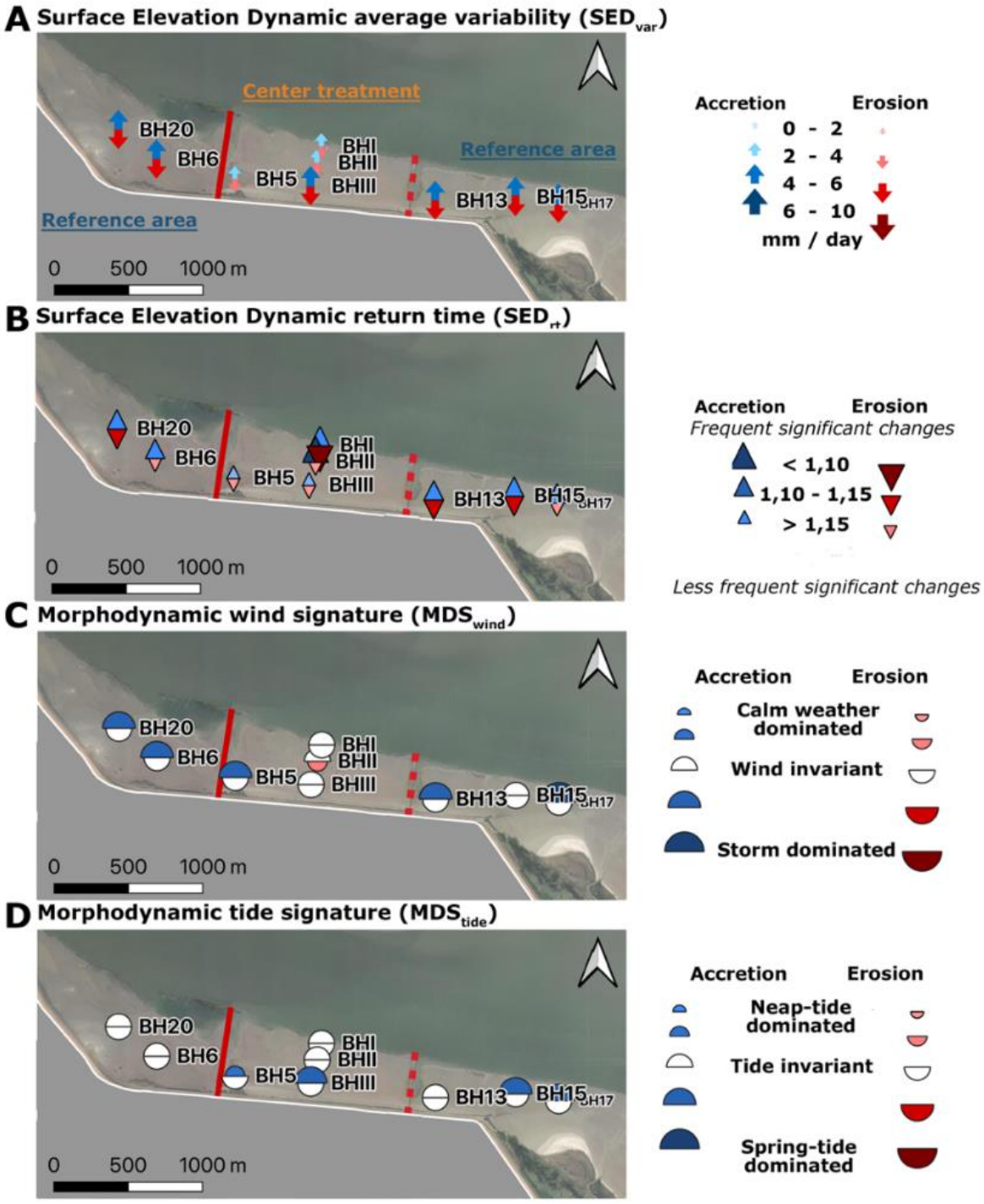
In het centrale deel bij Knuitershoek is de sedimentdynamiek in het projectgebied het meest duidelijk afgenomen (Figuur 7). Enerzijds is de grote van de variatie in bodemhoogte afgenomen (SED_{var} Figuur 7A), terwijl de tijd gelijkende bodemhoogteveranderingen voorkomen (SED_{rt} Figuur 7B) is toegenomen. Hierdoor is dus inderdaad laag dynamisch gebied ontstaan.



Figuur 7. De vier belangrijkste statistische indices verkregen de sedimentdynamiek nabij Knuitershoek. De grote en kleur van het symbool geeft de mate van verandering/invloed weer, blauwe symbolen staan voor de sedimentatiedynamiek, rode symbolen visualiseren erosiedynamiek (Grandjean et al., 2023).

In Baalhoek is de sedimentdynamiek in het projectgebied ook afgenomen (Figuur 8). De grote van de variatie in bodemhoogte neemt voornamelijk af richting de waterlijn (SED_{var} Figuur 8A), terwijl de tijd waarna gelijkende bodemhoogteveranderingen plaatsvinden voornamelijk afneemt richting de landzijde (SED_{rt} Figuur 8B). Hierdoor is er ook laag dynamisch gebied ontstaan.

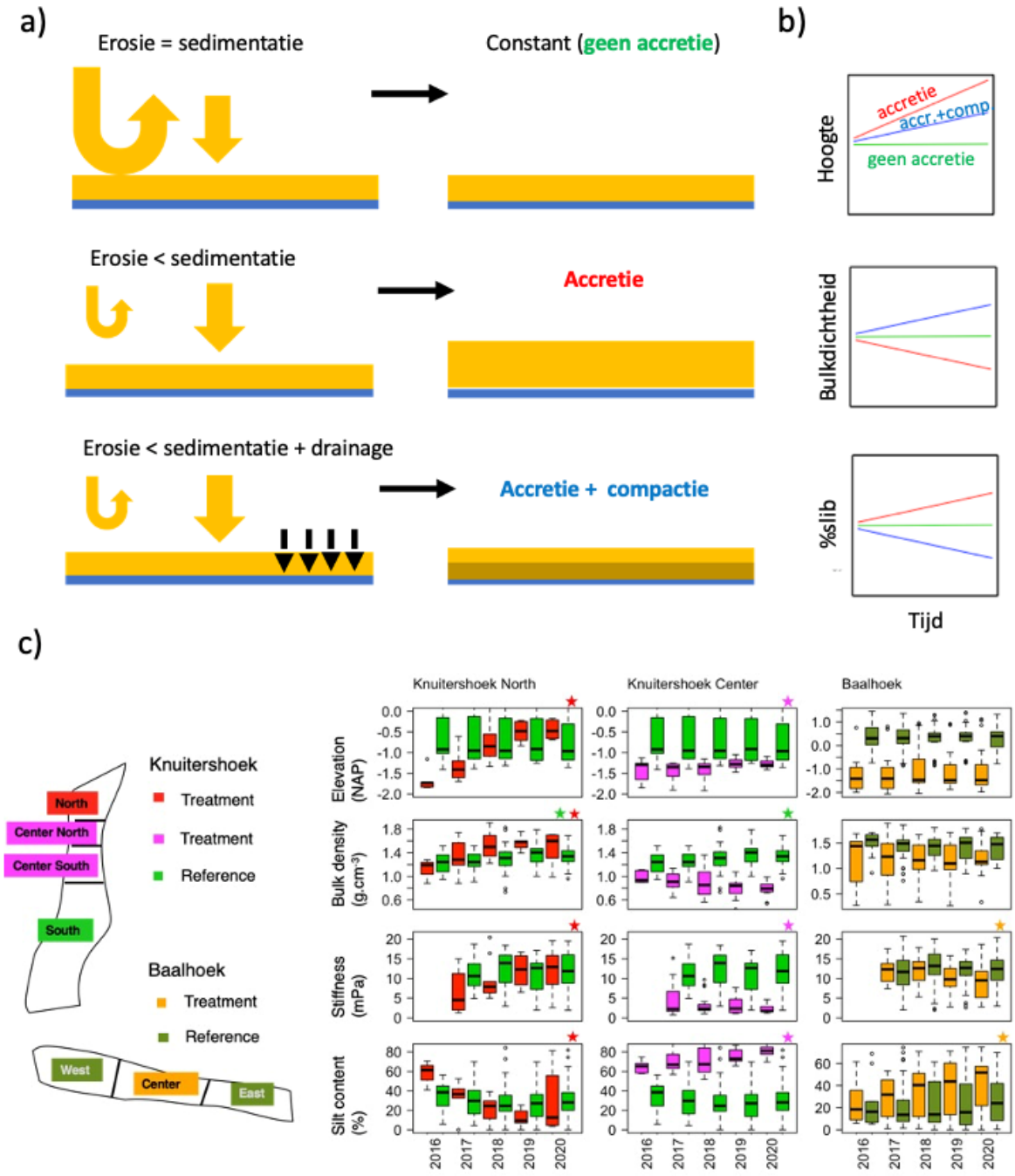
Sedimentatie in de beide referentiegebieden vindt voornamelijk tijdens stormachtige condities plaats, in de projectgebieden is de invloed van wind afgenomen (MDS_{wind}, Figuur 7C en Figuur 8C). Erosie in de beide referentiegebieden vindt voornamelijk tijdens springtij periodes plaats, maar de getijdeninvloed is afgenomen in de projectgebieden (MDS_{tide}, Figuur 7C en Figuur 8C).



Figuur 8. De vier belangrijkste statistische indices verkregen de sedimentdynamiek nabij Baalhoek. De grote en kleur van het symbool geeft de mate van verandering/invloed weer, blauwe symbolen staan voor de sedimentatiedynamiek, rode symbolen visualiseren erosiedynamiek (Grandjean et al., 2023).

Ontwikkeling sedimenteigenschappen

Waar de bodemhoogte in Knuitershoek duidelijk toeneemt, neemt deze in Baalhoek minder sterk toe. Dit verschil in ophoging kan vermoedelijk deels toegeschreven worden aan de verschillen in ontwatering van de projectgebieden.



Figuur 9. A) Conceptuele / geschematiseerde scenario's voor de dynamische toestand van de slik- en zandplaten; b) Hypothetische gevolgen voor de ontwikkeling van hoogte, bulkdichtheid en %slib in de tijd van de drie situaties; c) Werkelijk gemeten ontwikkelingen in de referentie- en projectgebieden in Buitendijks.

De slechtere ontwatering in het centrale deel bij Knuitershoek zorgt voor minder bodemverdichting en een toename in slibgehalte (Figuur 9b). In het noordelijke deel van Knuitershoek, dat goed ontwaterd en waar een naastgelegen strand is opgespoten, heeft een snelle ophoging met verdichting (compactie) van de bodem plaatsgevonden en neemt het slibgehalte af (Figuur 9b). In Baalhoek vindt door de betere ontwatering een verdichting (compactie) van het sediment plaats, waardoor de netto bodemophoging in Baalhoek minder sterk toe neemt (Figuur 9a). De ontwikkelingen komen overeen met de conceptuele verwachtingen (Figuur 9a) en suggereren dat we deze kennis kunnen gebruiken om in vervolgmaatregelen te sturen op zachte bodemeigenschappen welke meer geschikt zijn voor een bodemdierengemeenschap (zie ook 2.4 Kwaliteit van sediment).

Wetenschappelijke publicaties:

Grandjean, T. J., de Smit, J. C., van Belzen, J., Fivash, G. S., van Dalen, J., Ysebaert, T., & Bouma, T. J. (2022). Morphodynamic signatures derived from daily surface elevation dynamics can explain the morphodynamic development of tidal flats. *Water Science and Engineering*. https://doi.org/10.1016/j.wse.2022.11.003

van Belzen, J., Fivash, G. S., Hu, Z., Bouma, T. J., & Herman, P. M. (2022). A probabilistic framework for windows of opportunity: the role of temporal variability in critical transitions. *Journal of the Royal Society Interface*, *19*(190), 20220041.

2.4 Kwaliteit van sediment

WP4 (NIOZ): Leren hoe de sediment kwaliteit (slibgehalte, bodemdichtheid en stabiliteit) sturend is voor bodemdieren, en *vice versa* hoe bodemdieren de sediment kwaliteit beïnvloeden (lab. experimenten gebaseerd op sediment projectgebieden & nevengebieden)

Jim van Belzen, Lauren Wiesebron, Tim Grandjean, Jeroen van Dalen, Tjeerd Bouma

Effect van bodemdichtheid op het voorkomen van bodemdieren

De bodemdierengemeenschap is een belangrijk onderdeel van intergetijdenecosystemen. Hun mobiliteit en gedrag zijn bepalend voor processen zoals de nutriëntenkringloop en de biogeomorfologische ontwikkeling van slik- en zandplaten. Tegelijkertijd fungeren ze ook als voedselbron voor vissen en vogels. Ingrepen zoals de aanleg van strekdammen hebben een groot effect op de lokale bodemvorming, en daarmee potentieel op het voorkomen van bodemdieren. Met name de bodemdichtheid (bulk density) kan sterk afnemen na de aanleg van een strekdam, wat tot zeer waterige en moeilijk beloopbare bodems lijdt. Wij hebben onderzocht in welke mate zo'n lage bodemdichtheid sediment sturend kan zijn voor het wel of juist niet voorkomen van bodemdieren.

De effecten van korrelgrootte op het voorkomen en gedrag van de bodemdierengemeenschap is zeer goed bestudeerd. Er is echter nagenoeg niets bekend over hoe de bulkdichtheid van sediment (een maat voor sedimentverdichting en watergehalte) het voorkomen en gedrag beïnvloedt. Daarom onderzochten we het effect van bulkdichtheid op de graafsnelheid, graafdiepte, bioturbatie-activiteit en zuurstofverbruik van twee soorten schelpdieren (tweekleppigen) *Limecola balthica*, *Scrobicularia plana* en *Cerastoderma edule* en twee soorten borstelwormen (polychaeten) *Hediste diversicolor* en *Arenicola marina* tijdens een 29-daags mesocosm-experiment. Deze soorten zijn gekozen gezien hun voorkomen in de projectgebieden. We vergeleken vier sedimentbehandelingen bestaande uit twee korrelgrootteklassen (zandig en slibbig) beiden met twee bulkdichtheden (compact en zacht).

De bulkdichtheid had een zeer sterk effect op het gedrag van de bodemdieren. Over het algemeen groeven de bodemdieren zich sneller in en konden ze de bodem intenser omwoelen (bioturberen) in zachtere sedimenten met een lage bulkdichtheid, ongeacht de korrelgrootte. Bovendien groef *L. balthica* dieper in sediment met een lage bulkdichtheid. Ten slotte vonden we dat grotere tweekleppigen (zowel *C. edule* als *S. plana*) zich langzamer in compact sediment nestelden dan kleinere.

Deze studie toont aan dat dat omstandigheden met een lagere bulkdichtheid leiden tot meer actieve beweging van macrofauna en herbewerking van sediment, wat bodemcompactie van het sediment kan vertragen. Hiermee induceren de bodemdieren een positieve terugkoppeling naar zichzelf.

Resistentie van in- en uitheemse tweekleppige tijdens storm-gedreven erosie

De relatie tussen de samenstelling van de bodemdierengemeenschap en korrelgrootte / slibgehalte is goed bekend (b.v. Pratt et al., 2014; Thrush et al., 2003). Over de invloed van hydrodynamica op de bodemdierengemeenschap is veel minder bekend. Op basis van de stroomsnelheden worden getijden platen nu ingedeeld in zogenaamd hoog- en laag-dynamisch habitat, waarbij een drempelwaarde stroomsnelheid van 0,6 m/s wordt aangehouden. Maar welk proces zorgt er nu voor dat laagdynamische condities gunstiger zijn voor bodemdieren, terwijl ze in de bodem zitten, en de stroomsnelheid van het water helemaal niet kunnen voelen? Onze hypothese is dat het korte extreme erosie-events zijn die er voor zorgen dat bodemdieren wegspoelen in hoogdynamische gebieden. Storm-geïnduceerde erosiegebeurtenissen kunnen de diversiteit van bodemdiergemeenschappen veranderen door die soorten te selecteren die een dergelijke verstoringen kunnen overleven door zich

snel dieper in te graven. We bestudeerden daarom het vermogen van bodemdieren om storm-geïnduceerde erosie te weerstaan.

Met een nieuwe stroomgootmethode vergeleken we het vermogen van twee soorten tweekleppige om storm-geïnduceerde erosie te weerstaan: de kokkel *C. edule*, een inheemse soort, en de Filipijnse tapijtschelp *Ruditapes philippinarum*, een geïntroduceerde soort die zowel in Nederland als ook wereldwijd zich succesvol vestigt. Aangezien invasieve soorten zich vaak zeer goed kunnen aanpassen aan een breed scala aan omgevingen, verwachten we dat deze invasieve soort mogelijk ook beter kan omgaan met erosie events. We gebruikten drie sedimenterosiesnelheden om stormen van toenemende magnitude te simuleren.

Bij de erosiesnelheden van 10,6 en 15,9 cm/uur vonden we alle *R. philippinarum* boven de grond, aan de oppervlakte, terwijl slechts de helft van *C. edule* bij dezelfde snelheden aan de oppervlakte kwam. Echter, nadat *C. edule* aan het sedimentoppervlak waren gebracht, spoelden ze veel gemakkelijker los van de bodem dan *R. philippinarum*. D.w.z., *C. edule* werd getransporteerd terwijl *R. philippinarum* op zijn plek bleef liggen. Dit verschil kan verklaard worden uit het verschil in de vorm van hun schelp.

We concludeerden dat de twee tweekleppige soorten verschillende strategieën hadden om sterfte door serieuze storm-erosie te voorkomen: *C. edule* vermeed om boven het zand te komen door in te graven en *R. philippinarum* vermeed van de bodem los te raken en weg te spoelen. Gezien dit verschil in strategie, lijkt het waarschijnlijk dat *C. edule* onregelmatige storm-erosie beter zal overleven dan *R. philippinarum*. Echter, als de stormfrequentie sterk toe neemt, dan zou het herhaalt snel moeten graven te veel energie van *C. edule* kunnen vergen om vol te houden, zeker als de stormen in de winter zijn waarbij bodemdieren minder actief zijn.

De bodemeigenschappen als bulkdichtheid en het slibgehalte zullen van invloed zijn op de overlevingskansen tijden storm-geïnduceerde erosiegebeurtenissen. Met name de kokkel *C. edule* zal bij hogere bulkdichtheid en slibgehalte meer moeite hebben om zich in te graven waardoor minder erosie nodig zal zijn om de individuen te eroderen. De ontwikkeling van de sedimenteigenschappen kan daarom in de brede zin gevolgen hebben voor de kwetsbaarheid van de bodemdierengemeenschap voor verandering in hydrodynamische verstoringen die veranderen als gevolg van ingrepen in het estuarium of door klimaatverandering.

Wetenschappelijke publicaties:

Wiesebron, L. E., Steiner, N., Morys, C., Ysebaert, T., & Bouma, T. J. (2021). Sediment bulk density effects on benthic macrofauna burrowing and bioturbation behavior. *Frontiers in marine science*, *8*, 1-16.

Wiesebron, L., Teeuw, L., van Dalen, J., van Ijzerloo, L., Troost, K., Walles, B., Ysebaert, T. & Bouma, T. (2022). Contrasting strategies to cope with storm-induced erosion events: a flume study comparing a native vs. introduced bivalve. *Limnology and Oceanography*, *67*(11), 2572-2585.

2.5 Interpreteren en evalueren van de stroomsnelheden

WP5 (Deltares): Interpreteren en evalueren van de stroomsnelheden, als early warning indicator voor toekomstige ontwikkeling (projectgebieden & nevengebieden)

Lodewijk de Vet, Jebbe van der Werf

Inleiding

De waterbeweging bepaalt in grote mate de morfologische en ecologische ontwikkeling van intergetijdengebieden. Het gaat dan om stroming en golven door getij, wind en passerende schepen. De aangelegde en opgehoogde strekdammen beïnvloeden de waterbeweging, en zo de morfologische en ecologische ontwikkeling. Dit is een gekoppeld, dynamisch proces. Zo zal bijvoorbeeld een stroomsnelheidsafname door de strekdammen kunnen leiden tot een bodemverhoging die op haar beurt weer tot een aanpassing van de stroming kan leiden. De waterbeweging is daarnaast een belangrijke indicator voor het habitat. Laagdynamische intergetijdengebieden zijn over het algemeen rijker met bodemleven, en worden in de Westerschelde als zodanig hoger gewaardeerd.

De doelstelling van dit werkpakket is: het kwantificeren en begrijpen van de waterbeweging bij Baalhoek en Knuitershoek als indicator van de sedimentdynamiek, morfodynamiek en ecologie, in het bijzonder de invloed van de aanleg van de strekdammen.

Deze doelstelling is vertaald naar 6 onderzoeksvragen die hieronder beantwoord worden. Het onderzoek bestond uit de analyse van stroom- en golfmetingen, en numerieke modelberekeningen met Delft3D-FM. De aanpak en resultaten van de onderliggende analyses staan beschreven in Appendix V.

Conclusies

Wat was het stroombeeld bij Baalhoek en Knuitershoek vóór aanleg van de strekdammen?

Beide projectgebieden waren vóór aanleg van de stekdammen hoofdzakelijk vloeddominant met snelheden tot orde 2 m/s in de geul en tot orde 1 m/s in de intergetijdengebieden. Zowel bij Baalhoek als bij Knuitershoek traden de maximale snelheden vooral op in langsrichting met over het algemeen lagere snelheden dichter bij de dijk. Een sterke spring-doodtij variatie is waargenomen: de snelheden varieerden c.a. een factor 2 tussen springtij en doodtij.

Hoe zijn de snelheden in de vaargeul beïnvloed door de strekdammen?

In de vaargeul is de stroming nagenoeg geheel parallel aan de geulwand. Alleen nabij de opening in de geulwandverdediging van Baalhoek is een lokale afwijking in stroomrichting zichtbaar. De varende metingen tonen geen structurele veranderingen in de snelheidsrichtingen in de geul, ook niet rondom de strekdammen. Met de modellering is aangetoond dat al op 100 m afstand van de vooroeververdediging de veranderingen in de pieksnelheden in de geul zeer beperkt zijn (<0,1 m/s). Kortom, de uitstralingseffecten van deze specifieke strekdammen op de stroming zijn zeer beperkt. Opgemerkt wordt wel dat in deze studie het cumulatieve effect van alle strekdammen in de Westerschelde (en resulterende hogere intergetijdengebieden) niet is beschouwd.

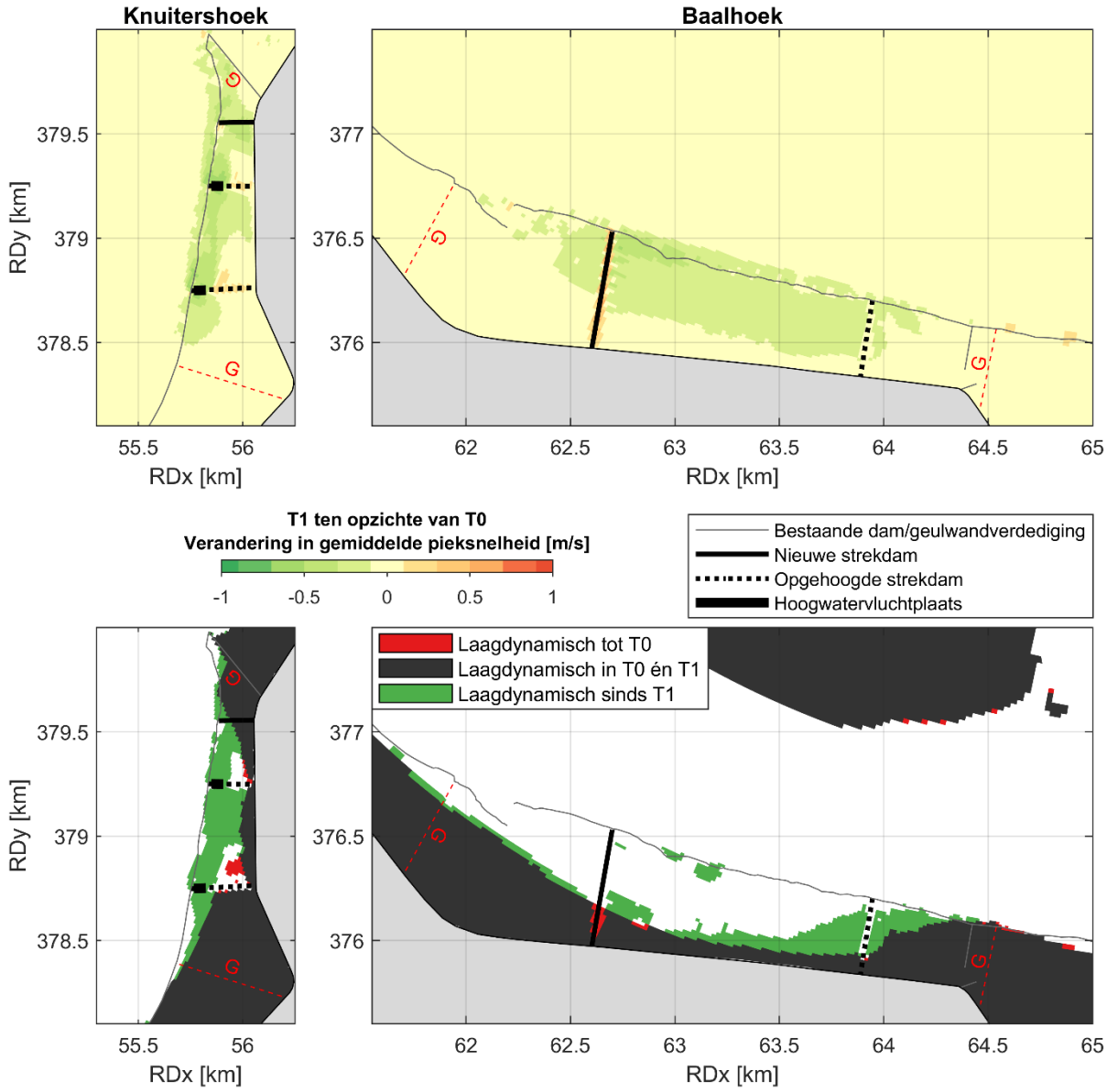
Wat is het directe effect van de strekdammen op het stroombeeld, in het bijzonder de pieksnelheden, in de intergetijdengebieden? En wat is de invloed van de strekdammen op de wind-gedreven stroming?

Van 2016 (T0) tot 2018 (T1) zijn – door de veranderingen in strekdammen en de (gerelateerde) tussentijdse ontwikkelingen in bodemligging – de pieksnelheden in de projectgebieden hoofdzakelijk afgenomen. Deze afnamen traden het sterkst op voor getijden met de hoogste hoogwaterstanden (typisch rond springtij). Voor sommige meetpunten bedroeg de *absolute* snelheidsafname meer dan 0,5 m/s en was de *relatieve* snelheidsafname lokaal 50%. In beide gebieden namen de snelheden vooral af tussen de strekdammen. Bij Knuitershoek was de afname met name noordelijk (in

vloedrichting) van de hoogwatervluchtplaatsen zichtbaar doordat deze de stroming blokkeerden. Waar de strekdammen lager zijn uitgevoerd (tussen de hoogwatervluchtplaatsen en de dijk) is de stroming lokaal juist iets toegenomen. De invloed van de wind op de stroming in de projectgebieden is beperkt. De strekdammen (met name de hoogwatervluchtplaatsen en de hoge, noordelijke strekdam van Baalhoek) hebben de mate van wind-gedreven stroming eerder beperkt dan versterkt.

Hoe is het laagdynamisch areaal beïnvloed door de strekdammen?

Gebieden met een gemiddelde pieksnelheid onder de 0,6 m/s over twee representatieve spring-doodtij cycli zijn in deze studie als laagdynamisch beschouwd. Met het model is geschat dat de toename in laagdynamisch areaal – als gevolg van de veranderingen in de strekdammen en bodemligging van 2016 (T0) tot 2018 (T1) – bij Baalhoek 16 ± 12 ha en bij Knuitershoek 12 ± 4 ha bedroeg (ruimtelijk weergegeven in Figuur 10).



Figuur 10. Boven: ruimtelijke weergave van de verandering in de berekende gemiddelde pieksnelheid (van T0 naar T1). Positieve waarden betekenen een snelheidstoename. Onder: markering van de gebieden waarvoor de laagdynamische grenssnelheid (0,6 m/s) voor geen enkel getij is overschreden (in T0 en/of T1). De groene gebieden geven een toename van het laagdynamische areaal weer, en de rode gebieden een afname. De definitie van de grenzen van de projectgebieden (G) zijn met de rode gestreepte lijnen en de noordelijke strekdam van Knuitershoek gemarkeerd.

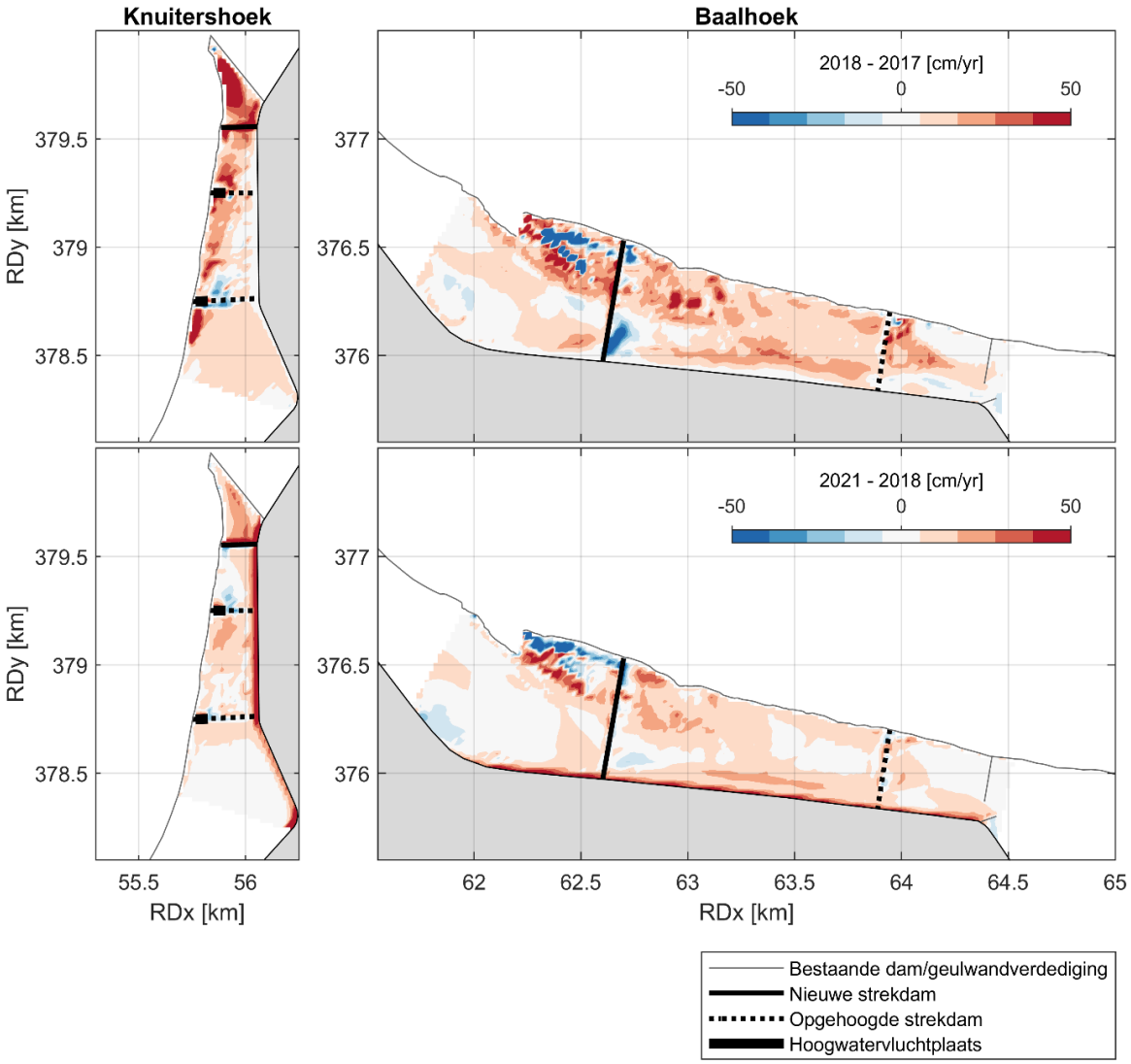
De metingen suggereren dat dit bij Baalhoek mogelijk een onderschatting is. Een groot deel van dat gebied zit in het model in de T1 situatie nog nét boven de laagdynamische grenssnelheid (vandaar de grote de bandbreedte) waar het in de (lokale) metingen er nét onder zit. Het laagdynamisch areaal met een droogvalduurklasse van boven de 40% is in beide projectgebieden niet substantieel uitgebreid (<2 ha). Dit komt doordat in de T0 situatie praktisch al het areaal in deze droogvalduurklassen al laagdynamisch was. Een verdere sedimentatie is vereist om (1) het laagdynamisch areaal verder te laten toenemen en (2) deze ook ten bate te laten komen voor de ecologisch waardevolle, hogere droogvalduurklassen.

5. Wat is de bijdrage van scheepsgolven aan de bodemschuifspanning, in vergelijking met windgolven en getij?

De langsvarende schepen wekken golven op die enkele decimeters hoog zijn. Windgolven zijn over het algemeen wat kleiner dan de scheepsgolven. Ze komen wel vaker voor, waardoor ze een belangrijkere bijdrage leveren aan de bodemschuifspanning die de potentiële mobiliteit van sediment bepaalt. Niettemin leveren scheepsgolven, en dan in het bijzonder de korter secondaire scheepsgolven, een wezenlijke bijdrage aan de bodemschuifspanning in de intergetijdengebieden. De aanleg van de stekdammen lijkt naast de stroming ook de golven geluwd te hebben, en hiermee de optredende bodemschuifspanning en sedimentmobiliteit.

6. Hoe relateren de snelheidsveranderingen aan de bodemligging en de ecologische ontwikkeling?

Daar waar de snelheden sterk zijn verlaagd (bijvoorbeeld tussen de hoogwatervluchtplaatsen en ten noorden van de noordelijke strekdam van Knuitershoek) heeft relatief sterke sedimentatie plaatsgevonden (Figuur 11). Dit soort – door de strekdammen geïnduceerde – stroomsnelheidsverlagingen bevorderen dus lokaal aanslibbing. Daar waar de snelheid door de strekdammen is toegenomen, is juist wat erosie opgetreden. De lokale erosie ten oosten van het gat in de geulwandverdediging van Baalhoek (tot een halve meter per jaar; aandachtspunt voor verdere opvolging) trad daarentegen niet op met een snelheidstoename. Deze erosie houdt waarschijnlijk verband met het gat in de geulwandverdediging maar zou versterkt kunnen worden door het hinderen van het sedimenttransport door de nieuwe strekdam bij Baalhoek.



Figuur 11. Waargenomen sedimentatie (positieve waarden) in de projectgebieden in cm/jaar (Vaklodingen). Boven: 2018 ten opzichte van 2017 (één jaar na aanleg), onder: 2021 ten opzichte van 2018 (ontwikkeling in de daaropvolgende jaren).

Naast dat stromingsveranderingen de aanslibbing sturen, beïnvloeden veranderingen in bodemligging ook de stroming. Een hogere bodemligging beïnvloedt het laagdynamisch areaal op twee manieren. Ten eerste leidt een hogere bodemligging tot een verlaging van de stroomsnelheden en dus een uitbreiding van het laagdynamisch areaal. Bij Knuitershoek is de toename in laagdynamisch areaal zeer beperkt van de T1 bodemligging (2018) naar de 2021 bodemligging met een aanvullende halve meter verhoging (orde 1 ha), waar deze toename bij Baalhoek substantiëler is (orde 7 ha). Ten tweede zorgt een hogere bodemligging dat het laagdynamisch areaal optreedt bij hogere droogvalduurwaarden. Waar het laagdynamisch areaal in de ecologisch waardevolle droogvalduurklassen van 40-80% nog beperkt toenam (tot 2 ha van T0 naar T1), komt het laagdynamisch areaal dankzij verdere sedimentatie wel ten bate van deze hogere droogvalduurklassen. Het areaal laagdynamisch in de projectgebieden was in 2021 in de 40-80% droogvalduurklasse 8 ha hoger dan in de T0 situatie (2016). Deze toename is 22 ha na een verdere sedimentatie van 0,5 m (indicatief voor 25 jaar aan ontwikkeling).

Kortom, de strekdammen en gerelateerde aanslibbing zorgen niet alleen voor lagere stroomsnelheden maar – dankzij de bodemveranderingen – ook dat laagdynamisch areaal optreedt bij ecologisch waardevollere, hogere droogvalduurwaarden.

2.6 Ecologische waarde van strekdammen

WP 6 (HZ): Monitoren van de biodiversiteitontwikkeling op de strekdammen, in relatie tot hun rol als foerageer- en hoogwatervluchtplaats voor kustvogels

Vincent Bax, Wietse I. Van de Lageweg, João Salvador de Paiva

Inleiding

Door het kunstmatig aanbrengen van harde structuren zoals strekdammen in intertidale gebieden worden potentiële leef- en schuilplaatsen voor tal van organismen gecreëerd. Hierdoor kunnen de specifieke ecologische waarden van intertidale gebieden worden versterkt. Dit deelproject wordt uitgevoerd met als doelstelling *"het monitoren van de biodiversiteitontwikkeling op de strekdammen, mede in relatie tot hun rol als foerageer- en hoogwatervluchtplaats voor kustvogels"*.

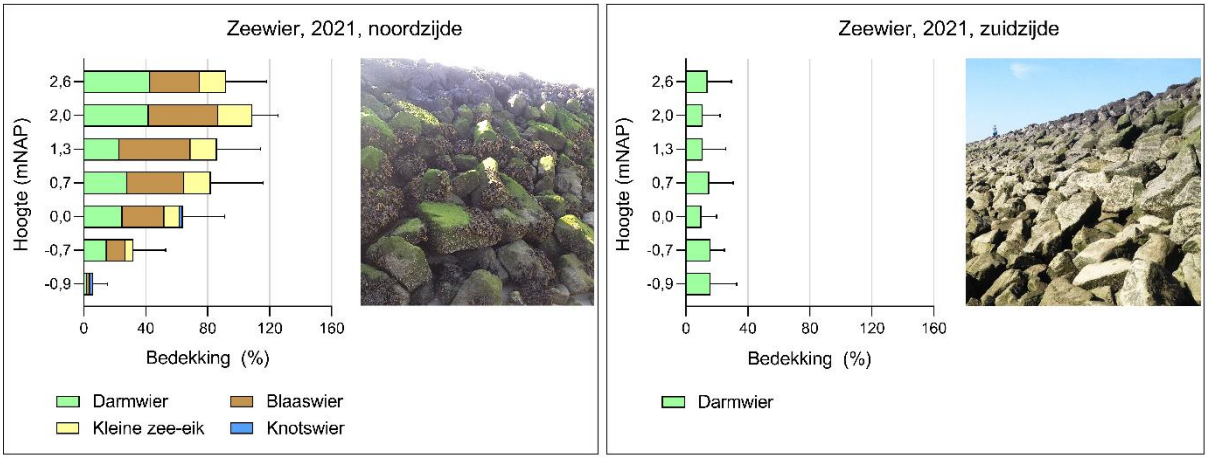
Methode

In de periode tussen 2017 en 2021 zijn kwadrantopnames langs vooraf gedefinieerde transecten uitgevoerd om de wierbedekking en de aanwezigheid van sessiele fauna op de opgehoogde of nieuw aangelegde strekdammen in Knuitershoek (3 dammen) en Baalhoek (2 dammen) in kaart te brengen. Aanvullend zijn in 2018 en 2019 op de strekdammen ten westen van Perkpolder kwadrantopnames uitgevoerd om een beeld te krijgen van de biodiversiteit die op deze afstand (ca. 40 km) tot de monding van het Westerschelde estuarium zou kunnen worden verwacht. De aanwezige wier- en diergroepen binnen de kwadranten zijn zoveel mogelijk op soortsniveau gedetermineerd. De gegevens van de HVP's en de hoge strekdam bij Knuitershoek zijn separaat van de lage (delen van de) strekdammen geanalyseerd en verwerkt. De hoge delen vertoonden namelijk een duidelijke zonering in de aanwezige soorten en een opmerkelijk verschil in wierbedekking tussen noord- en zuidzijde. Voor de lage (delen van de) strekdammen zijn uitsluitend de gemiddelde bedekkingspercentages en soortenaantallen per locatie in kaart gebracht.

Aanwezigheid van wieren en macrofauna op de strekdammen bij Knuitershoek

De HVP's en hoge delen van de strekdammen bij Knuitershoek vertoonden in de jaren 2018-2021 aan de noordzijde een rijkere wierbegroeiing dan aan de zuidzijde (Figuur 12). De noordzijde wordt gedomineerd door een drietal wiersoorten, te weten darmwier, kleine zee-eik en blaaswier. In het najaar van 2020 werden voor het eerst scheuten knotswier waargenomen. Opvallend was dat deze vaak aangevreten waren, vermoedelijk door vogels. Aan de noordzijde was er sprake van een duidelijke zonering in wierbedekking, waarbij de hogere delen (tussen +0,7 en +2,6 mNAP) van de strekdammen in sterkere mate begroeid waren dan de lagergelegen delen (tussen –0,9 en 0,0 mNAP). Aan de zuidzijde worden voornamelijk darmwieren aangetroffen. De grote verschillen in wierbedekking tussen de noord- en zuidzijden houden hoogstwaarschijnlijk verband met de grote kans op uitdroging op de droogvallende delen van de op het zuiden gerichte zijden van de strekdammen.

Ongewervelde diergroepen zoals zeepokken, alikruiken en Japanse oesters worden zowel aan de noord- als aan de zuidzijden van de strekdammen aangetroffen, voornamelijk op de lagere delen. Amfipoden vormen hierop een uitzondering – deze soort is vooral aangetroffen aan de noordzijde van de strekdammen op de hoger gelegen delen, waar met name de aanwezigheid van bruinwieren zoals kleine zee-eik en blaaswier zorgen voor geschikte vestigings- en schuilomstandigheden.



Figuur 12. Wierbedekking aan de noordzijde (links) en zuidzijde (rechts) van de hoogwatervluchtplaatsen van de zuidelijke en middelste dam en op de noordelijke strekdam bij Knuitershoek in het najaar van 2021. De staafdiagrammen tonen de bedekkingspercentages en de foutbalken geven de standaarddeviatie weer tussen de verschillende strekdammen (n=3).

Aanwezigheid van wieren en macrofauna op de strekdammen bij Baalhoek

Bij Baalhoek, waar de strekdammen in noord-zuidelijke richting zijn gelegen, is er geen groot verschil tussen de aangroei van wieren op beide zijden. Ook de aanwezigheid van sessiele fauna is vergelijkbaar op de noordelijke en zuidelijke zijden van de strekdammen. De strekdammen hebben mogelijk een grote invloed op het ecosysteem in de tussenliggende slikken omdat ze een schuilplek voor (invasieve) krabben vormen.

Aanwezigheid van wieren op de strekdammen bij Perkpolder

Net als in Knuitershoek en Baalhoek zijn op de referentiedammen bij Perkpolder bruinwieren en groenwieren aangetroffen, met name blaaswier en darmwier. Opvallend was dat de strekdammen bij Perkpolder worden gedomineerd door knotswier. Deze soort vestigt zich pas later in de successie, vaak pas na enkele jaren, en kan vervolgens dominant worden. Het zou daarom kunnen worden verwacht dat ook het aandeel aan knotswieren op de strekdammen bij Knuitershoek en Baalhoek in de komende jaren zal gaan toenemen.

2.7 Inpassing in onderwijs

WP 7 (HZ): Inpassen van de opgedane kennis in het onderwijsprogramma van de HZ

Vincent Bax, Wietse I. Van de Lageweg, João Salvador de Paiva

Inleiding

Via het project Buitendijkse maatregelen worden studenten van de HZ en andere onderwijsinstellingen in de gelegenheid gesteld praktijkgericht onderzoek uit te voeren en kennis op te doen over tal van onderwerpen, zoals natuurcompensatie, morfologische processen en de werking van strekdammen. De casuslocaties Knuitershoek en Baalhoek langs de Westerschelde vormen een inspirerende en uitdagende leeromgeving waar studenten theoretische inzichten in de praktijk kunnen brengen onder begeleiding van een team van ervaren docent-onderzoekers. Dit onderdeel van het project wordt uitgevoerd met als doelstelling *"Inpassen van de opgedane kennis in het onderwijsprogramma van de HZ"*.

Aanpak

In de periode tussen 2018 en 2022 is de inpassing van het project Buitendijkse maatregelen binnen het onderwijsprogramma van de HZ op drie manieren vormgegeven:

1. Door het aanbieden van een research minor;
2. Door het integreren van het project Buitendijkse maatregelen als casus of toegepast onderzoeksproject in de module Ecological Engineering binnen de HZ-opleiding Watermanagement;
3. Door het aanbieden en begeleiden van stages en afstudeeropdrachten bij één van de partners die betrokken zijn bij de monitoring.

Research minor Building with Nature

Vanuit de HZ Building with Nature onderzoeksgroep wordt sinds het jaar 2018 invulling en uitvoering gegeven aan de minor via het project Buitendijkse maatregelen. Als zodanig worden ieder jaar groepjes van vier tot vijf studenten gedurende een periode van ongeveer zes maanden begeleid bij de uitvoering van praktijkgericht onderzoek en het ontwikkelen van onderzoeksvaardigheden. In de periode tussen 2018 en 2022 zijn er in totaal 17 studenten in het kader van de research minor betrokken geweest bij het onderzoek. Specifiek hebben de minorstudenten bijgedragen aan de doelstellingen 2 en 6 van het project.

Module Ecological Engineering

In deze module, die wordt aangeboden aan tweedejaars watermanagement studenten van de HZ, is aandacht voor het gebruik van strekdammen bij de zandige kustverdediging en hun rol in het behoud van habitat en biodiversiteit. In de leerjaren 2018/2019 en 2019/2020 is het project Buitendijkse maatregelen behandeld als casus tijdens de lessen. In de leerjaren 2020/2021 en 2021/2022 vormde het project één van de drie toegepaste onderzoeksprojecten waarin studenten hebben samengewerkt aan een complex vraagstuk op het gebied van watermanagement binnen de Zuidwestelijke delta.

Stages en afstudeeropdrachten

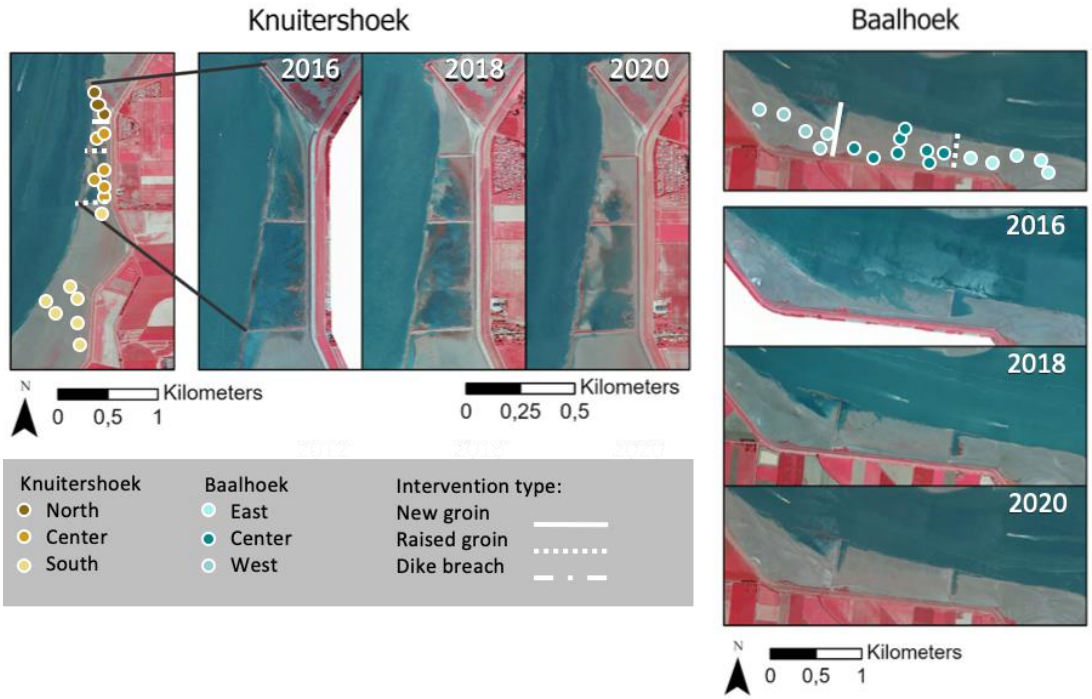
Meerdere partners binnen het consortium hebben een bijdrage geleverd aan de begeleiding van studenten in het kader van stages en afstudeeropdrachten. In de periode tussen 2018 en 2020 heeft WMR de begeleiding verzorgd binnen een tweetal oriënterende stages (gedurende een periode van 6 maanden), gericht op het sorteren en determineren van benthos, en het gebruik van de hoogwatervluchtplaatsen van de strekdammen bij Knuitershoek door watervogels. In 2018 is door WMR en in 2021 door de HZ een afstudeeropdracht begeleid als onderdeel van doelstelling 1 en 2.

3 Integratie

In het recent ingediende artikel "*How restoration engineering measures can enhance the ecological value of intertidal flats*" hebben we geëvalueerd hoe hydrodynamica en sedimentkarakteristieken de ontwikkeling van de bodemdierengemeenschap (benthische macrofauna) in Knuitershoek en Baalhoek tussen 2016 en 2020 hebben gestuurd. Omdat de bodemdierengemeenschap vooral ook wordt gewaardeerd om de rol in het voedsel web, hebben we een ook gekeken naar veranderingen in vogeldichtheid.

Methode

De zeven kenmerken die wij hebben gebruikt om de biologische ontwikkeling van de getijdenvlakte in de loop der tijd aan te relateren, waren: hoogte t.o.v. Normaal Amsterdams Peil (mNAP; hoogte ten opzichte van het gemiddelde waterpeil voor Amsterdam - ligt dicht bij het gemiddelde zeeniveau), bulkdichtheid (g/cm^3), schuifspanning (kN/m^2), slibfractie (%), zeer fijne zandfractie (%), penetratieweerstand (mPa), en piekstroomsnelheid (m/s). We onderzochten de effecten op de totale benthische macrofauna-biomassa met behulp van lineaire regressies en ANOVAs. We evalueerden ook de biotische en abiotische componenten van het ecosysteem afzonderlijk met een multivariate 'Between Class Analysis' (BCA), om te begrijpen of verschillen tussen de bodemdierengemeenschap en de ontwikkeling van abiotische condities beter werden verklaard door ruimtelijke (tussen locaties) of temporele (tussen jaren) uitsplitsing.

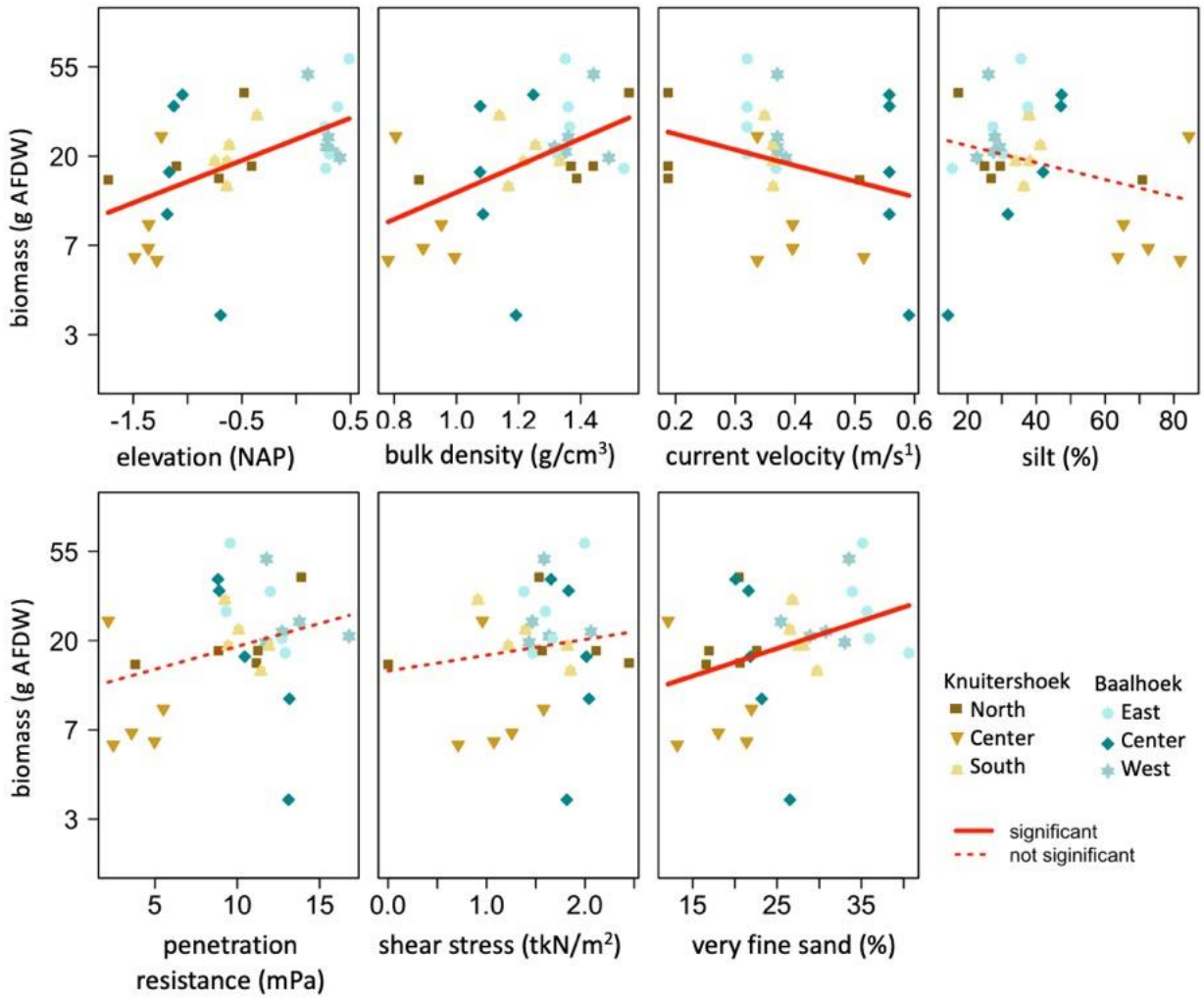


Figuur 13. Luchtfoto's (bron: Rijkswaterstaat) van Knuitershoek en Baalhoek met de locaties voor en na de maatregelen. Op de eerste foto van elke serie zijn de benthos en sedimentbemonsterings stations per locatie gegeven.

Bodemdierengemeenschappen

De bodemdierengemeenschappen konden het best worden onderscheiden door hoogte en slibgehalte. Bij zowel Knuitershoek als Baalhoek was de hoogte en bulkdichtheid van het slik positief gecorreleerd met biomassa. Daarbij vonden wij dat een extreem slibrijk en zacht sediment (d.w.z., het sediment met zeer lage bulkdichtheid) kon leiden tot vertraging in de ontwikkeling van

benthosbiomassa t.o.v. een stijver zandiger sediment in laagdynamische habitats. De slibigste locaties, Knuitershoek Center, hadden daarom de laagste totale biomassa van alle locaties. Bovendien had Knuitershoek Center consequent een lager aandeel tweekleppigen in de biomassa dan andere locaties, behalve Knuitershoek Noord, dat een hoog aandeel borstelwormen (polychaeten) had.

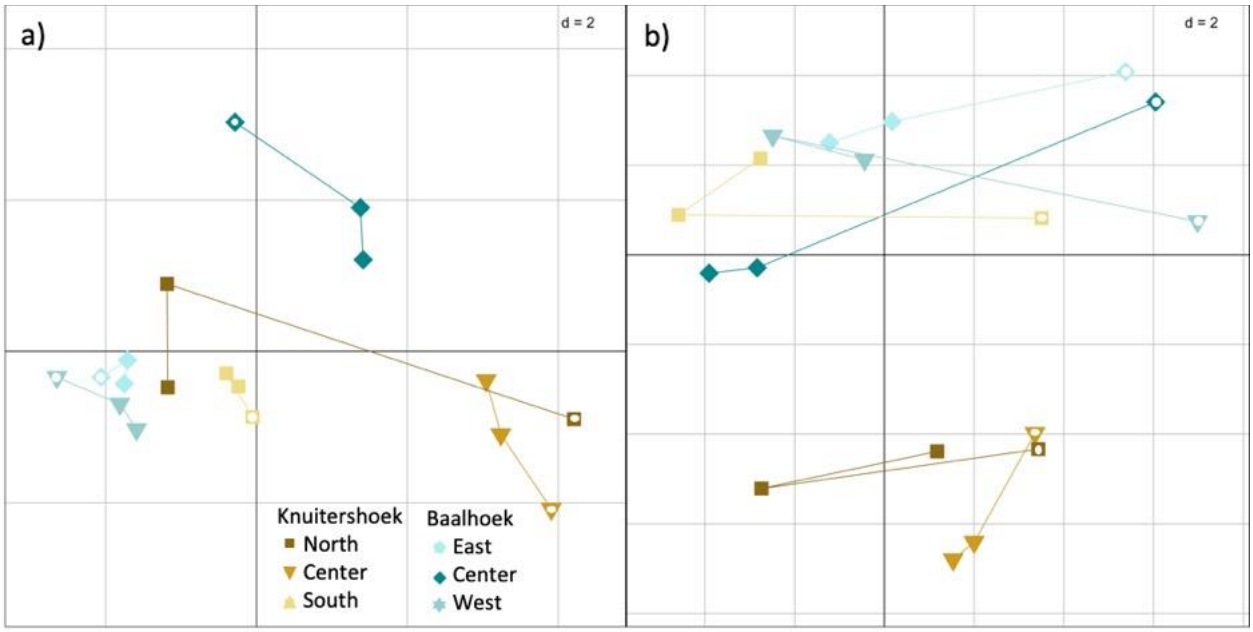


Figuur 14. Lineaire regressierelatie tussen biomassa (g AFDW) en milieukenmerken. De punten werden per locatie gemiddeld per jaar.

Temporele vs. spatiele variatie

Uit de BCA-analyse bleek dat de abiotische eigenschappen meer verschilden tussen locaties dan tussen jaren: 2% van de variantie wordt verklaard door temporele verschillen, terwijl 34% kan worden verklaard door ruimtelijke verschillen. Dit betekent dat de abiotische kenmerken in de loop der tijd minder veranderden dan de grote bestaande verschillen tussen locaties. Daarentegen, varieerde de bodemdierengemeenschap zowel over de locaties als over de jaren heen: 12% van de variantie wordt verklaard door temporele verschillen, terwijl 23% wordt verklaard door ruimtelijke verschillen. Dit betekent dat de biotische componenten door de tijd heen sneller evolueerden dan de abiotische kenmerken.

De biologie en abiotische eigenschappen van de locaties werden in latere jaren minder verschillend door de maatregelen. In 2016 wordt 51% van de variantie van de bodemdierengemeenschap verklaard door verschillen tussen de locaties, terwijl in 2020 de variantie verklaard door ruimtelijke verschillen is afgenomen tot 33%. Hieruit blijkt dat de bodemdierengemeenschap op alle locaties door de tijd heen meer op elkaar zijn gaan lijken. Deze afname van de ruimtelijke heterogeniteit in de tijd werd ook waargenomen voor de abiotische eigenschappen, maar in mindere mate (52% variantie verklaard door ruimtelijke verschillen in 2016 en 43% in 2020). Het is belangrijk op te merken dat wij in onze modellen die de abiotische en de biotische ecosysteemcomponenten correleren, geen vertragingseffecten hebben opgenomen. Het is daarom waarschijnlijk dat de biota zich nog jarenlang zullen aanpassen aan de veranderingen in het milieu als gevolg van de maatregelen.



Figuur 15. Multivariaat BCA-traject voor de (a) milieu- en (b) bentische gemeenschapsdichtheden op de verschillende locaties van 2016, 2018, tot 2020. De symbolen stellen het zwaartepunt voor dat jaar per locatie voor. De symbolen met de witte schijf zijn de waarden van 2016.

Vogels

De biomassa van de bodemdierengemeenschap nam zowel in Knuitershoek en Baalhoek aanzienlijk toe op de centrale locaties tussen de strekdammen. Aangezien de bodemdierengemeenschap de prooipopulatie vormt die aan de basis staat van vele andere intergetijdenfauna op hogere trofische niveaus, valt een toename van predatoren-biomassa op hogere trofische niveaus te verwachten. Wij hebben inderdaad een toename van het aantal bodemdieren etende vogels op de doellocaties waargenomen. Met name de aantallen scholeksters zijn in de loop van de projectjaren tussen de strekdammen toegenomen. We constateerden ook een gebied brede verschuiving in de biomassa van de bodemdierengemeenschap van polychaeten naar tweekleppigen, waarbij de grootste verschuivingen plaatsvonden tussen de strekdammen. *Scrobicularia plana* leverde de grootste bijdrage aan de toename van de tweekleppige dichtheid en biomassa op deze locaties. Scholeksters eten bij voorkeur tweekleppigen, en *S. plana* is een van de meest profijtelijke prooien van de scholekster (Zwarts et al. 1996). Het is dus mogelijk dat scholeksters specifiek op deze voedselbron hebben gereageerd.

Conclusies

De aanleg van strekdammen met als doel een laagdynamische habitat te creëren was succesvol in het verhogen van de habitatwaarde voor benthische macrofauna. De verlaging van de hydrodynamiek tussen de strekdammen stimuleerde de invoer van sediment en als gevolg daarvan namen wij na de uitvoering van het project een toename van de biomassa van de bodemdierengemeenschap waar. Bovendien nam de dichtheid van bodemdieren etende vogels, met name de scholeksters, op sommige doellocaties toe. We stelden echter ook vast dat op die plekken waar het sediment een extreem hoog slibgehalte had (>70%), de bentische macrofauna biomassa zich langzamer ontwikkelde dan in gebieden met een minder extreem slibgehalte. Hoewel verbetering van de habitat belangrijk is om bodemdierengemeenschap aan te trekken, zijn biotische processen zoals kolonisatie en successie ook belangrijk voor het bepalen van de ontwikkeling van de bodemdierengemeenschapssamenstelling. Daarom kan er vertraging optreden bij het waarnemen van de respons van de bodemdierengemeenschap op veranderingen in hun habitat.

De technische aanpassingen van de getijdengebieden in Knuitershoek en Baalhoek en hebben geleid tot het ontstaan van een habitat met een lage hydrodynamiek en de accumulatie van fijn, slibrijk sediment, en tot een toename van de biomassa van de bodemdierengemeenschap. De trajecten van zowel de abiotische als de biotische componenten van de ecosystemen tussen de strekdammen ontwikkelen zich gestaag in de richting van de toestand van de aangrenzende referentielocaties. De abiotische omstandigheden en de biotische reacties op deze plaatsen veranderen echter nog steeds. Dus ook al zijn de abiotische kenmerken van de doellocaties snel veranderd, er kan een vertraging optreden in de reactie van de bodemdierengemeenschap (of zelfs een vertraagde ontwikkeling van de abiotische condities in reactie op de interventie, zie (de Vet et al. 2020). Bijgevolg kan het langer duren om te observeren hoe de bodemdierengemeenschap op de veranderende milieucondities reageert. Ook in andere projecten is een traag herstel van de bodemdierengemeenschap na verstoring waargenomen (Lohrer et al. 2010; de Juan et al. 2014) en herstellende bodemdierengemeenschappen kunnen afwijken van die van het omringende gebied en/of zelfs van hun staat van vóór de verstoring (Van Colen et al. 2010). Het voorkomen van dergelijke vertraagde reacties van de bodemdierengemeenschap maakt een gedegen uitvoering van wijzigingen in het slikkengebied noodzakelijk en benadrukt het belang van monitoringcampagnes na de initiële impact van de maatregelen.

Wetenschappelijke publicaties:

L. E. Wiesebron, C. H. Cheng, P. L. M. de Vet, B. Walles, S. van Donk, J. van Dalen, W. van de Lageweg, T. Ysebaert, T. J. Bouma (gesubmit) *How restoration engineering measures can enhance the ecological value of intertidal flats*

4 Conclusie

Door de aanleg van strekdammen bij Knuitershoek en Baalhoek zijn de hydrodynamische condities veranderd, waardoor opslibbing is opgetreden binnen de projectgebieden. Dit had een positief effect op de ontwikkeling van de bodemdiergemeenschappen en de vogels die hierop foerageren. De aanlag van de strekdammen heeft geresulteerd in een afname van de stroomsnelheid tot maximaal een halvering in de projectgebieden tussen de strekdammen. Daarentegen is in de geul de stroomsnelheid op 100m afstand tot het projectgebied minder dan 0,1 m/s toegenomen als gevolg van het aanleggen van de strekdammen. De strekdammen hebben verder bijgedragen tot een reductie van de waargenomen windgolven. De modelstudie geeft echter wel aan dat scheepsgolven substantieel bijdragen aan de schuifspanning welke de ontwikkeling en dynamiek van de bodem beïnvloed.

Als gevolg van de veranderingen in de hydrodynamische condities heeft er in de projectgebieden bij Knuitershoek en Baalhoek een opslibbing van respectievelijk ca. 10 en 5 cm/jaar plaatsgevonden. Hierdoor is er in de transecten bij Knuitesrhoek en Baalhoek een hoogtetoenamen van 30–100 cm en 20-50 cm gemeten. Dit is minder dan op basis van modelstudies was verwacht. Echter de strekdammen zijn uiteindelijk ook minder hoog uitgevoerd dan in de modelstudie is aangenomen. Desalniettemin heeft de opslibbing in totaal 58 ha slikplaat kwalitatief verbeterd van veenrijk naar slibrijk, qua droogvalduur en bodemdieren gemeenschap.

Door aanleg van de strekdammen heeft bodemdiergemeenschap (benthos) als geheeld een significante ontwikkeling doorgemaakt. De totale biomassa is een orde grote toegenomen, maar ook is de bodemdiergemeenschap van samenstelling veranderd. Voor aanleg en net na de start bestond de bodemdiergemeenschap voornamelijk uit borstelwormen. Inmiddels is de gemeenschap diverser, en bevat veel meer schelpdieren (tweekleppige). Daarbij ontwikkelen de projectgebieden zich qua bodemdierengemeenschap naar een vergelijkbare toestand als in de referentiegebieden. Maar de verwachten is dat het nog enkele jaren duurt voordat de gemeenschappen helemaal vergelijkbaar zijn.

Deze positieve ontwikkelingen in de biomassa en samenstelling van de bodemdierengemeenschap in de projectgebieden hebben hun doorwerking naar de vogels. Vogels die specifiek op deze bodemdieren foerageren nemen in de projectgebieden in aantallen toe, terwijl deze in de referentiegebieden gelijk gebleven zijn.

Binnen het project *Buitendijkse maatregelen* is naast monitoring van de effecten van de ingrepen, ook aan kennisontwikkeling gedaan. Zo is er onder anderen gekeken naar hoe de slibfractie en bodemdichtheid de bodemdierengemeenschap beïnvloeden. Dit toonde o.a. dat de kwetsbaarheid van de bodemdierengemeenschap mogelijk afhankelijk is van de bodemdichtheid, omdat tweekleppige als de kokkel en de tapijtschelp zich minder makkelijk verder in de bodem kunnen ingraven om aan storm-erosie te ontsnappen als de bodemdichtheid toeneemt. (Maar een hardere bodem erodeert vaak ook minder snel). Daarnaast hebben we gezien dat de drainage van de projectgebieden een belangrijke rol spelen bij de ontwikkeling in de tijd van de bodemdichtheid en het slibgehalte. Overall wijzen de huidige inzichten erop dat zowel drainage en sedimentatiesnelheid belangrijke sturende factoren zijn om de sedimenteigenschappen voor benthos te optimaliseren (bijvb. een sediment type waar de bodemdierengemeenschap minder kwetsbaar is voor storm-erosie). Hier kan rekening mee worden gehouden bij eventuele ingrepen.

De strekdammen zijn voornamelijk een plek voor ontwikkeling van wieren gebleken. Tussen de wieren houden zich typische soorten voor harde substraten schuil. Effecten van de strekdammen als vogelrustplaats zijn niet eenduidig.

Binnen de kaders van het project *Buitendijkse maatregelen* is geen onderzoek gedaan naar de effecten van de maatregelen op project overstijgende ruimtelijke schaal. Er kan dus geen evaluatie plaatsvinden op het uitgangspunten dat door de ingrepen het meergeulenstelsel in de Westerschelde behouden dient te blijven.

Highlight per werkpakket

Per werkpakket (WP) zijn de highlights in meer detail weergegeven.

WP1 (WMR): Ecologische monitoring - Kwantificeren van de ecologische staat en de ontwikkeling van habitat type H1130 (Estuaria) en subhabitat type H1140 (slik- en zandplaten) t.a.v. watervogels en bodemdieren in projectgebieden & nevengebieden.

- De aanleg van de strekdammen heeft invloed op de ontwikkeling van de bodemdieren gehad; de gemiddelde biomassa in de projectgebieden (met strekdammen) was zo'n tien keer lager dan in de nevengebieden in de eerste jaren.
- De grootste ontwikkeling heeft in de eerste paar jaren na de interventies plaatsgevonden. De bodemdiergemeenschap is veranderd van een hoge dichtheid aan wormen naar meer schelpdieren. Door deze veranderingen is de biomassa ook door de jaren toegenomen.
- De abiotische omstandigheden zijn door de interventies ook veranderd door de jaren (o.a. de versnelling in de opslibbing en verhoging van de bodemhoogte), wat (een vertraagd) effect had op de bodemdiersamenstelling/biomassa. De biotische ontwikkeling in relatie tot abiotiek is soms na een jaar en soms pas na meer jaren te zien.
- Het slibgehalte, de bodemhoogte en sedimentverdichting hebben vooral effect op de verschillen in de bodemdierbiomassa tussen de gebieden, terwijl de bodemhoogte en droogvalduur de belangrijkste abiotische parameters zijn voor de soortenrijkdom in bodemdieren.
- Bij Baalboek lijken het gemiddeld aantal benthos-etende vogels na de interventie te zijn toegenomen in de projectgebieden terwijl de aantallen in de nevengebieden min of meer stabiel zijn gebleven. In Knuitershoek is er een lichte toename in de laatste jaren te zien. Er zijn specifieke soorten die een toename laat zien. Dit zijn de scholekster en kokmeeuw.
- In de laatste jaren zijn de soortenrijkdom en biomassa tussen de project- en nevengebieden steeds meer op elkaar gaan lijken. Op basis van de gemeten biotische en abiotische omstandigheden en trends lijken de twee onderzoeksgebieden nog aan het ontwikkelen te zijn.

WP 2 (HZ): Kwantificeren van de sedimentatiesnelheid, om te bepalen of deze overeenstemt met de gewenste doelen, en dus of bijsturing noodzakelijk is (projectgebieden & nevengebieden)

- De gemiddelde hoogtetoename ter plaatse van de ingemeten transecten nabij de strekdammen bedraagt 30–100 cm in het geval van Knuitershoek, en 20–50 cm in het geval van Baalhoek.
- De vastgestelde hoogtetoename nabij de strekdammen is substantieel lager dan vooraf voorspeld.
- De opslibbing heeft in Knuitershoek plaatsgevonden met een gemiddelde sedimentatiesnelheid van 10,2 cm/jaar^{-1} en in Baalhoek met een gemiddelde snelheid van 5,2 cm/jaar^{-1}.
- Voor zowel de locatie Knuitershoek als Baalhoek geldt dat er een substantiële toename is vastgesteld van het areaal met een droogvalduur van 20–40%. Vooralsnog is er nog geen substantiële toename vastgesteld van het areaal met een droogvalduur van 50–80%.

- De totale omvang van het opgeslibd gebied rondom de strekdammen bij Knuitershoek bedraagt circa 18 hectare, en bij Baalhoek circa 40 hectare.

WP 3 (NIOZ): Relateren van sedimentatiesnelheid aan *i)* dag tot dag sediment dynamiek, *ii)* sedimenteigenschappen (slibgehalte en bodemdichtheid) en *iii)* golfwerking (wind & schepen), om na te gaan of laag dynamisch habitat is ontstaan (projectgebieden & nevengebieden)

- De aanleg van de strekdammen heeft de golfwerking in de projectgebieden ten opzichte van de referentiegebieden verminderd. Golfwerking is het sterkt gereduceerd in Knuitershoek.
- De sedimentdynamiek in de projectgebieden is afgenomen t.o.v. de referentiegebieden, wat als gunstig wordt gezien voor het voorkomen van bodemdieren. De grootte van de fluctuaties is over het algemeen afgenomen en/of de frequentie waarmee de fluctuatie voorkomt is afgenomen. De afname is het groots in het centrale deel van Knuitershoek.
- Sedimentatie in de beide projectgebieden vindt voornamelijk tijdens stormachtige condities plaats. Dit duidt op een hoge sediment beschikbaarheid in de waterkolom, terwijl de golfwerking in de projectgebieden dan relatief laag is.
- Erosie vindt in de referentiegebieden voornamelijk tijdens springtij periodes plaats. Dit duidt erop dat hoge stroomsnelheden de sedimentdynamiek bepalen. In de projectgebieden is door de maatregelen dit effect sterk verminderd.
- Drainage van slik- en zandplaten heeft een belangrijk effect op de ontwikkeling van de bulkdichtheid en slibfractie: door drainage neemt als gevolg van compactie neemt de hoogte minder snel toe, neemt de bulkdichtheid toe en de slibfractie af.
- Ontwikkeling bij Knuitershoek zijn het meest uitgesproken. Het Noordelijk deel ontwaterd goed, maar het centrale deel niet, wat mogelijk de verschillen in bulkdichtheid en slibfractie deels verklaart. De slechte ontwatering zorgt voor minder bodemverdichting en dus een lagere bulkdichtheid. Bij Baalhoek is de hoogteontwikkeling triviaal, maar neemt de bulkdichtheid wel af en de slibfractie toe.
- Drainage van slik- en zandplaten heeft een belangrijk effect op de ontwikkeling van de bulkdichtheid en slibfractie: door drainage neemt als gevolg van verdichting (compactie) de hoogte minder snel toe, de bulkdichtheid toe en de slibfractie af.
- De accretiesnelheid in combinatie met de mate van drainage zijn sturende parameter voor de bulkdichtheid en slibfractie en bepalen daarmee mogelijk de ontwikkeling en kwetsbaarheid van de bodemdierengemeenschap.

WP4 (NIOZ): Leren hoe de sediment kwaliteit (slibgehalte, bodemdichtheid en stabiliteit) sturend is voor bodemdieren, en *vice versa* hoe bodemdieren de sediment kwaliteit beïnvloeden (laboratoriumexperimenten gebaseerd op sediment projectgebieden & nevengebieden)

- Bodemdieren kunnen zich makkelijker ingraven in een zachtere bodem (hoger slibgehalte & lagere bodemdichtheid) waardoor ze makkelijker erosie kunnen ontlopen.
- Bodemdieren kunnen een zachtere bodem (hoger slibgehalte & lagere bodemdichtheid) beter omwoelen (bioturbatie) waardoor de bodemdichtheid lager blijft. Hiermee creëren bodemdieren een positieve terugkoppeling naar hun omgeving.
- De snelheid waarmee bodemdieren zich kunnen ingraven bepaald hoe gevoelig ze zijn voor erosie-events; korte periodes waarbij erosie zeer snel optreedt (bijvoorbeeld een storm). Wij vermoeden dat dit het onderliggende mechanisme is wat het verschil in habitat-geschiktheid bepaald tussen hoog- en laag-dynamische gebieden.
  We hebben soort-specifieke verschillen en leeftijdsafhankelijkheden gevonden in de snelheid waarmee bodemdieren zich snel en diep genoeg kunnen ingraven. Door hier beter naar te kijken gaan we het ruimtelijk voorkomen van bodemdieren beter begrijpen.

WP5 (Deltares): Interpreteren en evalueren van de stroomsnelheden, als early warning indicator voor toekomstige ontwikkeling (projectgebieden & nevengebieden)

- Beide projectgebieden waren vóór aanleg van de stekdammen hoofdzakelijk vloeddominant met snelheden tot orde 2 m/s in de geul en tot orde 1 m/s in de intergetijdengebieden.
- De gemiddelde pieksnelheden zijn in de projectgebieden hoofdzakelijk afgenomen door de strekdammen. Voor sommige meetpunten met wel 0,5 m/s (tot 50% in relatieve zin). In de geul zijn de veranderingen in de gemiddelde pieksnelheid door de strekdammen daarentegen zeer beperkt (minder dan 0,1 m/s op 100 m afstand).
- Met het Delft3D computermodel is de initiële toename in laagdynamisch areaal met een gemiddelde pieksnelheid van minder dan 0,6 m/s bij Baalhoek geschat op 16 ± 12 ha en bij Knuitershoek op 12 ± 4 ha.
- De initiële toename van het laagdynamisch areaal voor de ecologisch waardevolle, hogere droogvalduurklassen (>40% droogvalduur) was in beide projectgebieden niet substantieel (<2 ha).
- De strekdammen en gerelateerde aanslibbing zorgen niet alleen voor lagere stroomsnelheden maar – dankzij de aanhoudende bodemveranderingen – ook dat laagdynamisch areaal in toenemende mate gaat optreden bij ecologisch waardevollere, hogere droogvalduurwaarden.
- Scheepsgolven, en dan in het bijzonder de korte secondaire scheepsgolven, leveren een wezenlijke bijdrage aan de bodemschuifspanning in de intergetijdengebieden.

WP 6 (HZ): Monitoren van de biodiversiteitontwikkeling op de strekdammen, in relatie tot hun rol als foerageer- en hoogwatervluchtplaats voor kustvogels

- Sinds de aanleg van de strekdammen bij Knuitershoek en Baalhoek heeft een geleidelijke kolonisatie van verschillende wiersoorten (vooral groen- en bruinwieren) en macrofauna (zeepokken, alikruiken, Japanse oesters en amfipoden) opgetreden.
- Op de hoge delen van de strekdammen bij Knuitershoek is een opmerkelijk verschil in wierbedekking tussen de noord- en zuidzijde vastgesteld, wat hoogstwaarschijnlijk verband houdt met de grotere kans op uitdroging van de aanwezige wieren aan de zuidzijde.

- Bij Baalhoek, waar de strekdammen in noord-zuidelijke richting zijn gelegen, is er geen groot verschil tussen de wierbedekking aan beide zijden.
- Gezien de dominantie van knotswieren op de referentiedammen bij Perkpolder is de verwachting dat het aandeel aan knotswieren op de strekdammen bij Knuitershoek en Baalhoek in de komende jaren zal gaan toenemen.

WP 7 (HZ): Inpassen van de opgedane kennis in het onderwijsprogramma van de HZ

- In het kader van de research minor Building with Nature hebben in totaal 17 derdejaars studenten bijgedragen aan de doelstellingen 2 en 6 van het project.
- Buitendijkse maatregelen is in de periode tussen 2018 en 2022 steeds als concrete casus of toegepast onderzoeksproject ingepast in de module Ecological Engineering binnen de HZ-opleiding Watermanagement.
- Tussen 2018 en 2022 hebben een viertal studenten een zesmaandelijkse oriënterende stage of afstudeeropdracht uitgevoerd in het kader van het project.

5 Aanbevelingen

Vanuit het onderzoeksteam willen we aanbevelingen op twee verschillende schaalniveaus doen: (1) op de schaal van de projectgebieden horend bij *Buitendijkse maatregelen (d.w.z., Baalhoek & Knuitershoek)* en (2) op de schaal van de Westerschelde. Wat betreft de projectgebieden, bevelen we aan om een vervolg te geven aan het monitoren van de bodemdieren en sedimentdynamiek, zij het met een lagere meetfrequentie. Op grond van recente bevindingen over de morfologische ontwikkeling van de Westerschelde, bevelen we aan om het systeem-brede begrip te versterken, en daarbij open te staan voor alternatieve analysetechnieken. Deze aanbevelingen zijn in de volgende twee paragrafen nader toegelicht.

Toekomstige opvolging monitoring bodemdieren en sedimentdynamiek

De monitoring van dit project laat zien dat de grootste veranderingen in sedimentsamenstelling, biogeomorfologie, bodemdiergemeenschap en aantal benthos-etende vogels voornamelijk in de eerste 2 tot 3 jaar na de aanleg van de strekdammen hebben plaatsgevonden. Toch zijn de veranderingen in alle gebieden nog steeds substantieel. Dat geeft aan dat de gebieden nog in een adaptieve fase zitten. De ontwikkeling op de middellange en langere termijneffecten van de strekdammen op het laag-dynamische habitat is nog onduidelijk. Daarom is het van belang om met monitoring door te gaan.

Nu de snelle initiële ontwikkelingsfase voorbij is, is een eenzelfde frequentie met jaarlijkse bemonstering niet nodig voor een vervolgproject. Het is de verwachting dat het tot stand komen van een dynamisch evenwicht meer geleidelijk zal gaan. In dit kader stellen we daarom voor om, in het vervolg, twee- of driejaarlijks een bemonsteringcampagne uit te voeren voor de *i)* morfologie, *ii)* sedimentsamenstelling (korrelgrootte en bodem-compactie; beide sturend voor het bodemleven), *iii)* bodemdiergemeenschap en *iv)* het aantal benthos-etende vogels. Over de ontwikkeling van bodemcompactie en korrelgrootte verdeling weten we heel erg weinig, zodat dit naar toekomstige beheersmaatregelen een belangrijke kennis leemte vormt. Bij alle voorgestelde metingen moet worden uitgegaan van dezelfde meetpunten/meetvlakken en zelfde meetmethodes als gebruikt bij de eerder monitoring.

Aangezien Baalhoek en Knuitershoek binnen dit project voor het laatst in 2022 bemonsterd zijn, zijn logische vervolgcampagnes in het najaar van

- 2024 en 2026, uitgaande van twee-jaarlijkse bemonstering
- 2025 en 2028, uitgaande van drie-jaarlijkse bemonstering

Evident meten we graag zo frequent mogelijk om maximaal te leren. Echter, als er vanuit budgettaire beperkingen keuzes gemaakt moeten worden, dan is het voor de kennisopbouw een langere totaal periode te verkiezen boven kort frequent meten. Grootste veranderingen zijn immers voorbij en op deze manier worden inzichten over een zo lang mogelijke termijn vergaard.

Daarnaast stellen we voor on automatische metingen van de dagdagelijkse veranderingen in bodemhoogte met SED-sensoren en golfbelasting voort te zetten. Deze metingen zijn relatief goedkoop, omdat de sensoren lang standalone kunnen werken. zorgen voor een geschikt tijdreeks om bodemdynamiek te kunnen koppelen aan de kwaliteit en kwantiteit van de bodemdierengemeenschap. Op basis van deze data ook eenvoudiger worden geëvalueerd wanneer de dynamische evenwichtstoestand van de bodemontwikkeling is bereikt (dagelijkse/jaarlijkse variaties zullen altijd blijven bestaan). De inzichten van deze sensoren zijn

Tot slot wordt opgemerkt dat komende jaren de monitoring van de Buitendijkse Maatregelen bij Bath, Ossenisse en Zimmerman loopt, waarbij op een vergelijkbare manier gemeten wordt. Verlenging van de monitoring bij Baalhoek en Knuitershoek die gelijktijdig zal lopen, biedt dus verdere vergelijkingsmogelijkheden tussen beide projectgebieden.

Versterken van het systeem-brede begrip op de schaal van de Westerschelde

Het uitgevoerde onderzoek laat duidelijk zien dat de in dit rapport beschreven maatregelen positieve effecten hebben op de ecologie binnen de projectgebieden. D.w.z., de voorheen veen-rijke bodems (slikken waren lokaal tot rond het laagwaterniveau geërodeerd) waren arm aan bodemdieren door de afwezigheid van voldoende geschikt zacht sediment en lage droogvalduurwaarden. Concreet is het areaal met een laag-dynamische stroomsnelheid, zoals bedoeld, lokaal binnen de projectgebieden substantieel toegenomen. De opslibbing heeft duidelijk een positief effect gehad op zowel de bodemdieren als de vogels die hierop foerageren. Het ecologisch herstel van dit type laag-dynamische intertidale gebieden is extra belangrijk, gezien de grootschalige veranderingen die we in de Westerschelde zien optreden. Wat ons betreft verdient die ontwikkeling meer aandacht.

In een recente publicatie in het toonaangevende wetenschappelijke tijdschrift Nature Communications (Fivash et al. 2023; https://doi.org/10.1038/s41467-023-37444-6) tonen Fivash en collega's dat de hoogstgelegen getijdeplaten (d.w.z., boven hoogwater bij doodtij) momenteel met meer dan een cm per jaar ophogen. Daarbij worden deze gebieden breder en vlakker, wat resulteert in de vorming van microreliëf, welke vestiging van schorrenplanten bespoedigd. Hierdoor is de laatste decade zo'n 38 hectare per jaar van slik naar schor getransformeerd, waarmee het foerageergebied voor vogels afneemt. Ook zien we op diverse locaties dat losse platen verbonden worden doordat kleinere geulen verdwijnen (Cleveringa & Taal, 2015; https://www.vliz.be/imisdocs/publications/ocrd/273533.pdf&ved=2ahUKEwipjaHI66SCAxX0g_0HHWZ7A60QFnoECBkQAQ&usg=AOvVaw1okPTK7rj9FqOTVxQbm6Nx). Deze veranderingen zijn in gang gezet ruim voordat het project *Buitendijkse maatregelen (d.w.z., Baalhoek & Knuitershoek)* werd geïmplementeerd, en dus niet door deze maatregel geinitieerd. Maar de grootschalige veranderingen zijn dusdanig sterk, dat we er desondank wel nadrukkelijk de aandacht op willen vestigen.

Wat ons betreft moet er *naast* het herstellen van ecologisch-waardevolle getijde platen, zoals in dit rapport beschreven, het systeem-brede begrip op de schaal van de Westerschelde verstrekt worden. Daartoe zou meer onderzoek gedaan moeten worden waarmee een beter begrip wordt verkregen van de effecten van het integrale sediment-beheer in de Westerschelde op de grootschalige morfologische en ecologische ontwikkeling van het systeem. Hierbij kan het waardevol zijn om ook meer conceptuele out-of-the-box analyse methodes mee te nemen.

Appendix

Inhoudsopgave

Lijst met figuren
Appendix I 59
Ecologische monitoring 60
Methode 61
Resultaten 65
Birds 101
Appendix II 113
Grootschalige netto sedimentatie snelheden 114
Methode 114
Resultaten 117
Conclusie 127
Appendix III 129
Begrijpen van sediment dynamiek in laag dynamisch habitat 130
Introduction 130
Resultaten golfdynamiek 160
Conclusie 163
Morphodynamic signatures derived from daily surface elevation dynamics can explain the morphodynamic development of tidal flats 164
Appendix IV 189
Interactie sediment kwaliteit en ecologie 190
Sediment bulk density effects on benthic macrofauna burrowing and bioturbation behavior .. 190
Contrasting strategies to cope with storm-induced erosion events: a flume study comparing a native vs. introduced bivalve 217
Appendix V 239
Stroomsnelheden 240
Inleiding 240
Methode 240
Appendix VI 271
Ecologische waarde strekdammen 272
Onderzoeksvragen 272
Methode 272
Resultaten 276
Appendix VII 285
Inpassing in onderwijs 286
Literatuur

Lijst met figuren

Figuur 16. De 23 monsterlocaties Baalhoek 62
Figuur 17. De 22 monsterlocaties Knuitershoek 63
Figuur 18. De vogeltelvakken (rode stippellijn) bij Knuitershoek (links) en Baalhoek (rechts) 65
Figuur 19. Soortenrijkdom (aantal soorten) per bemonsteringslocatie. 66
Figuur 20. Soortenrijkdom per jaar binnen het project- en nevengebied van Knuitershoek. 70
Figuur 21. Soortenrijkdom per jaar binnen het project- en nevengebied van Knuitershoe 71
Figuur 22. Totale dichtheid (individuen m^{-2}) per bemonsteringslocatie. 72
Figuur 23. Totale dichtheden (individuen m^{-2}) per jaar van Knuitershoek. 72
Figuur 24. Totale dichtheden (individuen m^{-2}) per jaar) 73
Figuur 25. Verspreidingskaart van de kokkel (C. edule) 78
Figuur 26. Verspreidingskaart van het nonnetje (M. balthica). 78
Figuur 27. Verspreidingskaart van de invasieve Amerikaanse strandschelp (M. lateralis) 79
Figuur 28. Verspreidingskaart van de tapijtschelpen (Ruditapes). 79
Figuur 29. Verspreidingskaart van de slijkgaper (S. plana) 80
Figuur 30. Verspreidingskaart van de zeeduizendpoot (H. diversicolor). 80
Figuur 31. Verspreidingskaart van het wadslakje P. ulvae. 81
Figuur 32. Totale biomassa (g afdw m^{-2}) per bemonsteringslocatie 82
Figuur 33. Totale biomassa (g afdw m^{-2}) per jaar van Knuitershoek 82
Figuur 34. Totale biomassa (g afdw m^{-2}) per jaar binnen van Knuitershoek 83
Figuur 35. Verspreidingskaart van het nonnetje (M. balthica).. 88
Figuur 36. Verspreidingskaart van de invasieve Amerikaanse strandschelp (M. lateralis) 88
Figuur 37. Verspreidingskaart van de tapijtschelpen (Ruditapes).. 89
Figuur 38. Verspreidingskaart van de slijkgaper (S. plana) 89
Figuur 39. Verspreidingskaart van de zeeduizendpoot (H. diversicolor) 90
Figuur 40. Verspreidingskaart van de rode draadworm (H. filiformis). 90
Figuur 41. Verspreidingskaart van de borstelworm S. benedicti 91
Figuur 42. Soortenrijkdom (aantal soorten) per bemonsteringslocatie. 93
Figuur 43. Soortenrijkdom per jaar binnen het project- en nevengebied van Baalhoek. 85
Figuur 44. Totale dichtheid (individuen m^{-2}) per bemonsteringslocatie. 86
Figuur 45. Totale dichtheden (individuen m^{-2}) per jaar van Baalhoek. 87
Figuur 46. Verspreidingskaart van de exoten M. lateralis en P. amurensis 92
Figuur 47. Verspreidingskaart van H. diversicolor en M. balthica. 93
Figuur 48. Totale biomassa (g afdw m^{-2}) per bemonsteringslocatie 94
Figuur 49. Totale biomassa (g afdw m^{-2}) per jaar van Baalhoek. 95
Figuur 50. Verspreidingskaart van de slijkgaper S. plana.. 100
Figuur 51. The number of benthos eating bird species 101
Figuur 52. The number of benthos eating bird species 102
Figuur 53. Number of benthos eating bird species 103
Figuur 54. The average number of birds per hectare 104
Figuur 55. The average number per hectare per period for the ten most common species in Baalhoek. For the period 2017-2018, July is missing. 105
Figuur 56. The average number per hectare per period for the ten most common species in Knuitershoek. For the period 2017-2018, July is missing. 105
Figuur 57. The number of disturbances per area and treatment. 106
Figuur 58. Box- en whiskerplots van de sedimentsamenstelling tussen de gebieden (project- en nevengebied) in de tijd bij Knuitershoek. Waarden zijn gemiddeld per gebied per jaar. 107

Figuur 59. Box- en whiskerplots van de sedimentsamenstelling tussen de gebieden (project- en nevengebied) in de tijd bij Baalhoek. 108
Figuur 60. Box- en whiskerplots van de bulkdichtheid en chl a. 109
Figuur 61. Box- en whiskerplots van de bulkdichtheid en chl a 109
Figuur 62. Overzicht van de transecten en strekdammen op de locaties. 115
Figuur 63. Overzicht van de uitgevoerde hoogtemetingen te Knuitershoek. 118
Figuur 64. Accumulatieve hoogteverandering in de tijd ter plaatse van vooraf gedefinieerde transecten op de locatie Knuitershoek. 119
Figuur 65. Overzicht van de uitgevoerde hoogtemetingen te Baalhoek. 121
Figuur 66. Accumulatieve hoogteverandering in de tijd ter plaatse van vooraf gedefinieerde transecten ter plaatse van de locatie Baalhoek. 122
Figuur 67. Trends in erosie en sedimentatie ter plaatse van de locatie Knuitershoek in de periode tussen 2003-2009 (a), 2010-2015 (b) en 2016-2021 (c). 123
Figuur 68. Trends in erosie en sedimentatie ter plaatse van de locatie Baalhoek in de periode tussen 2003-2009 (a), 2010-2015 (b) en 2016-2021 (c). 124
Figuur 69. Omvang van het opgeslibd gebied binnen het projectgebied (A) en referentiegebied (B) op de locatie Knuitershoek. 125
Figuur 70. Omvang van het opgeslibd gebied binnen het projectgebied (A) en referentiegebied (B) op de locatie Baalhoek. 126
Figuur 71. Curves showing how intertidal habitat quality for macrobenthos communities change with important environmental characteristics. 131
Figuur 72. Schematic of the development of a tidal flat under different accretion and compaction scenarios (a). In the second panel (b) the hypothesized trajectory of three important sediment characteristics in in the three scenarios illustrated in (a). 131
Figuur 73. Overview of NIOZ samplings points. 132
Figuur 74. Boxplots showing the differences for sediment characteristics between blocks (treatment and reference) and locations (Baalhoek and Knuitershoek). All comparisons yielded significant differences except for water content between locations and shear stress between blocks. 134
Figuur 75. Boxplots showing sediment variables. 135
Figuur 76. Time series of sediment elevation. 137
Figuur 77. Correlations between variables 139
Figuur 78. Correlations between variables 140
Figuur 79. Evolution of bulk density (g.cm^{-3}) depth profiles (cm) from 2017 to 2021 a 141
Figuur 80. Evolution of grain size (µm) depth profiles (cm) from 2017 to 2021 142
Figuur 81. The evolution of sediment elevation (NAP), bulk density (g.cm^{-3}), stiffness (mPa) and silt content (%) at Knuitershoek and Baalhoek treatment and reference sites from 2016-2020. 143
Figuur 82. Voorbeeld van morfodynamische analyses a 146
Figuur 83. Inzet locaties van SED (MKII, MKIII)- en golf sensoren 148
Figuur 84. Mogelijke scenario's van de morfodynamische signatuur van de meteorologische forcering, en ter identificatie enkele curves voor verschillende α waarden. 151
Figuur 85. De resultaten van de sediment-dynamiek 152
Figuur 86. De resultaten van de sediment-dynamiek 153
Figuur 87. De bodemhoogte ontwikkeling in Knuitershoek (RTK). 153
Figuur 88. De resultaten van de sediment-dynamiek. 154
Figuur 89. Overzichtskaart van de sediment-dynamiek Knuitershoek. 155
Figuur 90. De resultaten van de sediment-dynamiek. 156
Figuur 91. De bodemhoogte ontwikkeling in Baalhoek gemeten met regelmatige dGPS metingen. 156
Figuur 92. De resultaten van de sediment-dynamiek 157

Figuur 93. De resultaten van de sediment-dynamiek 158
Figuur 94. Overzichtskaart sediment-dynamiek Baalhoek..... 159
Figuur 95. (A) De relatie tussen het verschil van de bruto erosie en sedimentatie..... 160
Figuur 96. Voorkomen van golfhoogtes 161
Figuur 97. Geobserveerde relatie tussen de waterhoogte en significante golfhoogte. 161
Figuur 98. Geobserveerde relatie tussen de maximale significante golfhoogte en waterhoogte162
Figuur 99. Conceptual visualization..... 167
Figuur 100. Location and overview of Baalhoek and Knuitershoek 168
Figuur 101. Boxplot showing the average annual elevation 168
Figuur 102. The derivation of the four major statistical indices for the surface elevation..... 174
Figuur 103. The derivation of the four major statistical indices for the surface elevation..... 175
Figuur 104. An example of surface elevation dynamic (SED)..... 176
Figuur 105. Species most likely have a threshold in magnitude (x-axis) and period (y-axis) for their establishment (grey line)..... 178
Figuur 106. Methode van single beam meting naar geïnterpoleerde kaart 183
Figuur 107. Meerwaarde single beam/echosounder. 183
Figuur 108. Single beam resultaten Knuitershoek 2018-03-14 en 2020-09-14. 184
Figuur 109. Resultaten van single beam meting van Baalhoek op 2018-04-11 en 2020-05-19..... 185
Figuur 110. Vergelijking Single beam (2018-03-11) en RTK transect (2018-05-18) te Baalhoek 186
Figuur 111. Vergelijking van RTK (dGPS = 2018-05-11) en echosounder/single beam (2018-04-10). 186
Figuur 112. Vergelijking van RTK (dGPS = 2018-05-11) en echosounder/single beam (2018-04-10) van twee transecten te Baalhoek 187
Figuur 113. Vergelijking van RTK (dGPS = 2018-05-16) en echosounder/single beam (2018-03-14) van twee transecten te Knuitershoek..... 187
Figuur 114. OBS en sediment val..... 188
Figuur 115. Resultaten van gesuspendeerd sediment 188
Figuur 116. Map of our study area in the Scheldt..... 194
Figuur 117. Mean sediment penetration force profile. 197
Figuur 118. Logistic regression models of bivalve burrowing. 200
Figuur 119. Logistic regression models of polychaete burrowing..... 201
Figuur 120. Boxplots of burrowing depth by species and sediment treatment. 202
Figuur 121. Oxygen consumption rate for species by sediment treatment. 203
Figuur 122. Boxplots showing luminophore dispersal 204
Figuur 123. Smoothed average luminophore profile. 206
Figuur 124. Median locations..... 207
Figuur 125. Summary of sediment bulk density treatment 208
Figuur 126. Schematic of the storm erosion flume..... 220
Figuur 127. The probability of dormancy for C. edule and R. philippinarum..... 225
Figuur 128. The mean surfacing probability (fitted lines) 227
Figuur 129. Time (minutes) elapsed in the flume until bivalve erosion..... 228
Figuur 130. The transport speed of bivalves C. edule (purple) and R. philippinarum (orange)..... 229
Figuur 131. Schematic overview figure showing the survival 232
Figuur 132. Overzicht van de meetlocaties van de ADCP's. 242
Figuur 133. Overzicht van de meetlocaties van de druksensoren 243
Figuur 134. Snelheidsmagnitudes 245
Figuur 135. Stroomsnelheidsmetingen tijdens springtij 246
Figuur 136. Stroomsnelheidsmetingen voor de varende 13 uurs metingen tijdens springtij..... 247
Figuur 137. Maximale dieptegemiddelde snelheid voor elk gemeten getij..... 249

Figuur 138. Maximale dieptegemiddelde snelheid voor elk gemeten getij 250
Figuur 139. Ruimtelijke weergave van de veranderingen van de maximale dieptegemiddelde snelheden van T0 naar T1 251
Figuur 140. Ruimtelijke weergave van het percentage van de getijden waarvoor de maximale snelheid onder de 0,6 m/s ligt 252
Figuur 141. Gemeten stroming langs de gevaren bootraaien. 253
Figuur 142. Rekenresolutie van het Buitendijks model 254
Figuur 143. Vergelijking tussen gemeten en met het Buitendijks model berekende diepte-gemiddelde snelheden 255
Figuur 144. Ruimtelijke weergave van de gemiddelde pieksnelheid voor Knuitershoek (links) en Baalhoek (rechts) 257
Figuur 145. Ruimtelijke weergave van de verandering in de berekende gemiddelde pieksnelheid .. 258
Figuur 146. Cumulatieve oppervlaktes van de projectgebieden waarvoor de snelheid op de verticale as wordt overschreden 259
Figuur 147. Oppervlakte van de verschillende droogvalduurklassen 260
Figuur 148. Arealen met een gemiddelde pieksnelheid lager dan de kritische grenssnelheid 261
Figuur 149. Ruimtelijke weergave van het percentage getijdens 262
Figuur 150. Boven: ruimtelijke weergave van de verandering in het percentage getijden. 263
Figuur 151. Waargenomen sedimentatie (positieve waarden) in de projectgebieden 264
Figuur 152. Oppervlakte van de verschillende droogvalduurklassen (DVD) 265
Figuur 153. Cumulatieve oppervlaktes van de projectgebieden waarvoor de snelheid op de verticale as wordt overschreden 266
Figuur 154. Arealen met een gemiddelde pieksnelheid lager dan de kritische grenssnelheid van 0,6 m/s voor de verschillende droogvalduurklassen 267
Figuur 155. Verschil in gemiddelde pieksnelheid 269
Figuur 156. Eén van de strekdammen met een HVP bij locatie Knuitershoek. Foto: J. Rozinga 272
Figuur 157. Overzicht van de locaties van de transectopnames op de strekdammen 274
Figuur 158. Kwadrantopname langs een transect aan de noordzijde van een strekdam bij Knuitershoek in oktober 2020. 275
Figuur 159. Zijaanzichten van de meest noordelijke strekdam bij Knuitershoek in oktober 2018. Het is duidelijk te zien dat de noordzijde (rechts) sterker begroeid is dan de zuidzijde (links). 276
Figuur 160. Bedekkingspercentages van de verschillende wiergroepen 277
Figuur 161. Bedekkingspercentages van de verschillende wiergroepen 278
Figuur 162. Bedekkingspercentages van de Japanse oester 279
Figuur 163. Bedekkingspercentages van zeepokken 280
Figuur 164. De dichtheid van amfipoden 280
Figuur 165. De dichtheid van alikruiken 281
Figuur 166. Bedekkingspercentages van de Japanse oester en zeepokken. 282
Figuur 167. Krabbenvallen. 286
Figuur 168. De poster van de minorstudenten uit 2018. 287
Figuur 169. Bezoek van de locatie Knuitershoek in het kader van de HZ module Ecological Engineering (leerjaar 2020/2021) 288
Figuur 170. Bezoek van de locatie Baalhoek in het kader van de HZ module Ecological Engineering (leerjaar 2021/2022) 288
Figuur 171. Bezoek van de locatie Baalhoek in het kader van de HZ module Ecological Engineering (leerjaar 2021/2022) 289

Appendix I

Ecologische monitoring

Chiu H. Cheng, Susanne van Donk

Doelstelling

Kwantificeren van de ecologische staat en ontwikkeling van het Natura2000 habitat type H1130 (Estuaria) en meer bepaald subhabitat type H1140 (slik- en zandplaten) t.a.v. watervogels en bodemdieren ter hoogte van bij twee locaties in de Westerschelde (Baalhoek en Knuitershoek). De nieuw aangelegde strekdammen hebben als doel om laag dynamisch slik, en daarmee ecologisch waardevol habitat te creëren. Daarom zijn project- en nevengebieden onderzocht om de invloed van de strekdammen op de omgevingsomstandigheden te determineren. De compacte veenrijke slikken eerst aangeven dat deze blijkbaar arm aan bodemleven zijn want in zo'n harde veenlaag kunnen veel bodemdieren niet leven. Door de aanleg van de strekdammen zijn de stroomsnelheden afgenomen wat heeft geresulteerd in de afzet van een slibrijke laag. De verwachting is dat hierdoor betere omstandigheden voor de vestiging van bodemdieren gecreëerd worden, resulterend in een aantrekkelijker foerageergebied voor vogels. De bodemdiergemeenschap is sterk afhankelijk van de lokale abiotische omstandigheden. Voor de aanleg van de strekdammen was het echter onbekend hoe het effect van de strekdammen op abiotische factoren zoals stroomsnelheid, bodemligging (hoogte), droogvalduur en sedimentsamenstelling de bodemdiergemeenschap gaat beïnvloeden en daarmee de foerageerfunctie van het gebied. Hier rapporteren we de resultaten van de bodemdieren en vogels verzameld in het monitoringsprogramma over een periode van zeven jaar, met als aanvulling een korte beschrijving van de sedimentsamenstelling. Een uitgebreide analyse van de biotische en abiotische relaties is in een recente publicatie gedaan (Wiesebron et al. 2022, ingediend).

De hoofdvraag van het uit te voeren onderzoek is:

- Leidt het aanleggen van strekdammen in de projectgebieden (tussen de strekdammen) en/of de nevengebieden (gebieden buiten de strekdammen) tot een kwaliteitsverbetering van het intergetijdengebied, met name tot de ontwikkeling van laag dynamisch zandig tot matig slibrijk intergetijdengebied dat potentie biedt voor een rijk bodemdierleven en foerageergebied voor watervogels?

De ecologische monitoring wil antwoord geven op volgende vragen:

- Hoe ontwikkelt het bodemleven (met name bodemdieren) zich in relatie tot de fysische en morfologische veranderingen die in het gebied ontstaan onder invloed van de aanleg van de strekdammen?
- Hoe wordt het gebied gebruikt door watervogels (met name steltlopers), meer bepaald wat is de foerageerfunctie van het gebied voor watervogels en hebben de maatregelen hierop een positief effect, enerzijds door mogelijke uitbreiding van het laag dynamisch areaal, anderzijds door een verhoogde voedselbeschikbaarheid (i.e. bodemdieren)?

Methode

Macrofauna

Na aanleg van de strekdammen is de ontwikkeling van het bodemleven jaarlijks gevolgd middels een bemonstering in het najaar uitgevoerd op 23 locaties in Baalhoek (Figuur 16) en 22 locaties in Knuitershoek (Figuur 17). Zowel Baalhoek als Knuitershoek zijn verder naar twee gebieden verdelen: een projectgebied (tussen de strekdammen) en een nevengebied (net buiten de strekdammen). Bij Baalhoek zijn er twee nevengebieden, ten oosten en ten westen van de strekdammen. Bij Knuitershoek ligt het nevengebied ten zuiden van de zuidelijke strekdam. Het gebied ten noorden van de noordelijke strekdam past ook bij het projectgebied en wordt 'strandje' genoemd. Daar is een zandsuppletie kort na de aanleg van de strekdammen uitgevoerd. Voor de aanleg van de strekdammen (2016) is op 7 additioneel locaties op Baalhoek en 7 locaties op Knuitershoek bemonsterd (Figuur 16 en Figuur 17, rode cirkels). Van de meetlocaties na aanleg van de strekdammen komen 16 op Knuitershoek en 18 op Baalhoek overeen met de meetlocaties van het NIOZ (). Op elke locatie zijn de volgende metingen verricht:

- Macrofauna benthos monster: 3 steekbuizen, 10 cm ø, 10-35 cm diep, samen gezeefd over 1 mm zeef.
- *Arenicola*: gemiddeld aantal getelde wormenhoopjes binnen 0.25 m^2 (n=10).
- Sedimentsamenstelling: 1 sedimentspuit, 3 cm diameter, 3 cm diep (op 16 locaties uitgevoerd door NIOZ en op de additionele locaties door WMR).
- Chlorofyl-a: 3 sedimentspuiten (samengevoegd), 1 cm diameter, 1 cm diep;
- Coördinaten (X, Y) en hoogte (Z) met dGPS (uitgevoerd door HZ).

Alle meetpunten in het veld zijn van tevoren gekozen. Deze locaties zijn bemonsterd door driemaal een steekbuis met een diameter van 10 cm te steken (totale opp. 0.0236 m^2) tot de beoogde steekdiepte van 35 cm. De monsters zijn, na samenvoegen van de drie deelmonsters, gespoeld op een zeef met 1 mm maaswijdte. Na het zeven is het residu in een pot overgebracht en voorzien van voldoende water i.v.m. eventuele uitdroging van het monster. Direct bij aankomst op het lab zijn de monsters gefixeerd door gebufferde formaldehyde toe te voegen tot een concentratie van minimaal 4% formaline. Voor verdere verwerking zijn de monsters nagespoeld, gekleurd met bengaals rose en vervolgens uitgezocht. De dieren zijn uit de residuen gezocht; met het blote oog en met behulp van een binoculair. De analyse van de bodemdieren is uitgevoerd volgens protocol E_4_102 "Procedure analyse macrobenthosmonsters uitzoeken, determineren en verwerken". Tot het benthos wordt gerekend: alle levende (ongewervelde) organismen (≥ 1 mm) die in en op de bodem leven. Alle dieren zijn, zo mogelijk, tot op soortniveau gedetermineerd en de aantallen bepaald. Nemertea, Plathyhelminthes, Anthozoa, Oligochaeta, Ophistobranchia, en Cnidaria zijn tot op phylum of klasse uitgezocht.

In het veld is tevens een inschatting gemaakt van de bodemdieren door de aan het oppervlakte zichtbare wadpierhoopjes binnen een kwadrant van 0.25 m^2 te tellen. Op iedere locatie is het kwadrant 10 keer willekeurig op het slik gelegd en zijn de wadpierhoopjes binnen het kwadrant geteld.

Figuur 16. De 23 monsterlocaties (na aanleg, witte cirkels) gelegen in het intergetijdengebied bij Baalhoek. De 7 locaties die additioneel in 2016 (voor aanleg) zijn bemonsterd zijn aangegeven met rode cirkels.

Dichtheidbepaling

De dichtheid (aantal m^{-2}) is bepaald door het aantal exemplaren per soort dat is aangetroffen in het monster te delen door het bemonsterde oppervlakte (0.0236 m^2). Bij de verwerking van de monsters kunnen incomplete dieren (fragmenten) worden aangetroffen. Slechts fragmenten met een herkenbaar onderdeel (uniek voor een individu) zijn als individu geteld. Voor de meeste diergroepen is dat de kop (of het deel met de mond) en voor de schelpdieren is dat het slot. Wanneer van een bepaalde soort enkel fragmenten zonder kop of slot gevonden zijn, tellen die fragmenten samen voor één individu.

Biomassabepaling

Biomassa van bodemdieren wordt standaard uitgedrukt als asvrij drooggewicht (AFDW) en uiteindelijk omgerekend tot g AFDW per m^2. AFDW berekend uit de natgewichten waarbij gebruik is gemaakt van de AFDW/natgewicht-conversiefactoren zoals beschreven in Craeymeersch & Escaravage (2014). Bij het bepalen van het natgewicht zijn de organismen eerst op filtreerpapier drooggedept totdat het aan het lichaam hangende vocht door het papier is opgenomen. Omdat de getelde wadpierhoopjes in het veld niet gewogen kunnen worden, zijn deze individuen niet meegenomen bij het berekenen van de biomassa.

Benthische indicatoren

Gebaseerd op de bodemdiermonsters zijn een aantal biologische indicatoren gedefinieerd die gelinkt kunnen worden aan abiotische parameters (sedimentsamenstelling, droogvalduur):

(1) Soortenrijkdom (-), een maat voor de diversiteit (aantal verschillende taxa) van de macrofauna gemeenschap per monsterstation. Soortenrijkdom is het aantal soorten per monster.
(2) Dichtheid (aantal m^{-2}), het aantal individuen van een soort omgerekend naar aantal per m^2.
(3) Biomassa (g AFDW m^{-2}), het totale asvrij drooggewicht in g per m^2.
(4) Dichtheid en biomassa van een aantal dominante, veel voorkomende soorten.
(5) Een statistische variantieanalyse (ANOVA) is uitgevoerd om te controleren op significante verschillen in de biologische indicatoren tussen het project- en nevengebieden.

Figuur 17. De 22 monsterlocaties (na aanleg, witte cirkels) gelegen in het intergetijdengebied bij Knuitershoek. Hiervan is locatie KB5 gelabeld. De 7 locaties die additioneel in 2016 (voor aanleg) zijn bemonsterd zijn aangegeven met rode cirkels.

Abiotiek

Sediment samenstelling, slibgehalte en bulk dichtheid

Voor het bepalen van het sedimentsamenstelling en het slibgehalte is op iedere locatie een vast volume van de bovenste 3 cm van het sediment bemonsterd middels een injectiespuit (3 cm Ø). Direct bij terugkomst op het lab zijn de monsters in een diepvries (-20˚C) geplaatst. Vervolgens zijn ze gevriesdroogd en de bulkdichtheid (d.w.z., bodem gewicht per bodem volume) bepaald. De korrelgrootteverdeling is geanalyseerd op het lab van het NIOZ met behulp van laserdiffractie (Malvern Particle Analyzer P2000; Mccave et al. 1986). Hieruit wordt de mediane korrelgrootte verkregen (D_{50}) en de fractie grof zand (500 – 1000 µm), middel fijn zand (250 – 500 µm), fijn zand (125 – 250 µm), zeer fijn zand (62.5 – 125 µm) en slib (< 63 µm).

Chlorofyl-a

Voor het bepalen van het gehalte aan chlorofyl-*a* (chl *a*) in de bodem is op iedere locaties driemaal een vast volume van de bovenste 1 cm van het sediment bemonsterd middels een doorgezaagde injectiespuit (1 cm Ø). In het veld zijn de monsters koel en donker bewaard en bij terugkomst op het lab zijn de monsters in een diepvries (-80 ˚C) geplaats. Vervolgens zijn ze gevriesdroogd en geanalyseerd in het lab van het NIOZ (Ritchie 2006).

Hoogteligging en droogvalduur

De hoogteligging van iedere locaties is tijdens iedere bemonstering ingemeten met behulp van een Leica dGPS. Deze metingen zijn uitgevoerd door de HZ University of Applied Sciences. Aan de hand van de hoogteligging en opgetreden waterstanden gemeten bij Ossenisse is voor elk punt een droogvalduur bepaald worden.

Vogels

Low tide counts

Birds on the mudflats near Knuitershoek and Baalhoek have been counted every month within one low tide cycle since August 2017. Birds were identified to species level and their behaviour was scored (foraging or resting). The counting of the birds was carried out by a fixed group of volunteers from the nature protection society “De Steltkluut”. In order to limit potential disturbance, counts were carried out from a car that was slowly driving on the road along the dike. During the outgoing tide, bird counts were conducted either from the easternmost point at Baalhoek to the westernmost point of Knuitershoek, or the other way around. During all of the counts, the human activities (sources of disturbance) occurring on the maintenance roads outside the dikes and on the mudflats were noted.

A total of 59 counts from August 2017 until July 2022 were used in the analysis. Bird counts in these areas are still being conducted and these results can be used in later studies. Both areas are divided into five counting blocks (Figuur 18). Counting blocks 1 and 2 at Knuitershoek belong to the control area (less or no effect from the groynes) and counting blocks 3, 4 and 5 to the project area (direct effect from the groynes); counting block 5 is a raised beach area to the north. At Baalhoek, blocks 1 and 5 belong to the control area, while blocks 2, 3 and 4 fall within the project area. The number of counted birds are corrected for the surface area and are expressed as individuals per hectare per counting block (Tabel 2). Counts were grouped into “bird periods”; a bird period ranges from July of one year to June of next year. In this way, consecutive winter months (December, January, February) are captured within a bird period and for the comparisons over time, we can correct for any seasonal fluctuations. Moreover, the first count of the series was conducted in August 2017. When comparing the years in “bird periods”, we can include all of the counts for changes in bird numbers over the years. When data were grouped into periods, the number of birds per hectare per counting block was first calculated. Subsequently, the average per area per month per treatment (groynes or no groynes) was calculated. Species that are usually not related to mudflats such as songbirds, crows, owls and most birds of prey were not included in the analysis. The remaining bird species were assigned to a group based on their main diet or family: benthos eating waders like Eurasian curlew, oystercatchers, red knots, dunlins; other waders that are usually more-commonly seen in agricultural fields such as black-tailed godwits, Northern lapwing and golden plover; benthos eating duck species such as the common eider and tufted ducks; (primarily) plant eating geese and ducks, including the Eurasian wigeon, mallard and Canadian goose; Gulls like the black-headed gull and herring gull, and fish eating bird species such as egrets, grebes, terns, spoonbills and cormorants. For the analysis, we focused on the change in the number of benthos eating waders and gulls.

High tide counts

In addition to the monthly low water counts, monthly high tide counts were also carried out. During the high tide counts, all resting birds on the dike foot are counted. The two high water refuges (HVPs) at Knuitershoek (Figuur 18) were counted separately. Counting is carried out in the same way as described for the low water counts.

Figuur 18. De vogeltelvakken (rode stippellijn) bij Knuitershoek (links) en Baalhoek (rechts). Alle, tijdens laagwater, op het slik en, tijdens hoogwater, op de aangrenzende dijkvoet aanwezige vogels worden geteld binnen één hoog of laagwater tij. De zwarte lijnen geven de strekdammen weer. Bij Knuitershoek zijn de uiteinden van twee strekdammen ingericht als HVPs.

Tabel 2. Het aantal hectare dat elk telvak beslaat en tot welk gebied het gerekend worden.

	Knuitershoek		Baalhoek	
Telvak	*hectare*	*gebied*	*hectare*	*gebied*
1	53	Neven	61	Neven
2	36	Neven	39	Project
3	13	Project	53	Project
4	7	Project	15	Project
5	3	Project	10	Neven

Resultaten

Macrofauna Knuitershoek

Bemonsteringen van de macrofauna zijn uitgevoerd vóór (2016) en na (2017 - 2022) de aanleg van de strekdammen bij Knuitershoek. Door de aanwezigheid van oesterriffen, de snelle opslibbing en het water dat tussen de aangelegde strekdammen blijft staan, is het in 2017 tot en met 2022 niet gelukt om de locatie KH5 (zie Figuur 17) veilig te bereiken en te bemonsteren. Hetzelfde geldt voor KH9B van 2019 - 2022 (zie Figuur 17). Zodra deze punten weer veilig te bereiken zijn, zal de bemonstering op deze locaties hervat worden.

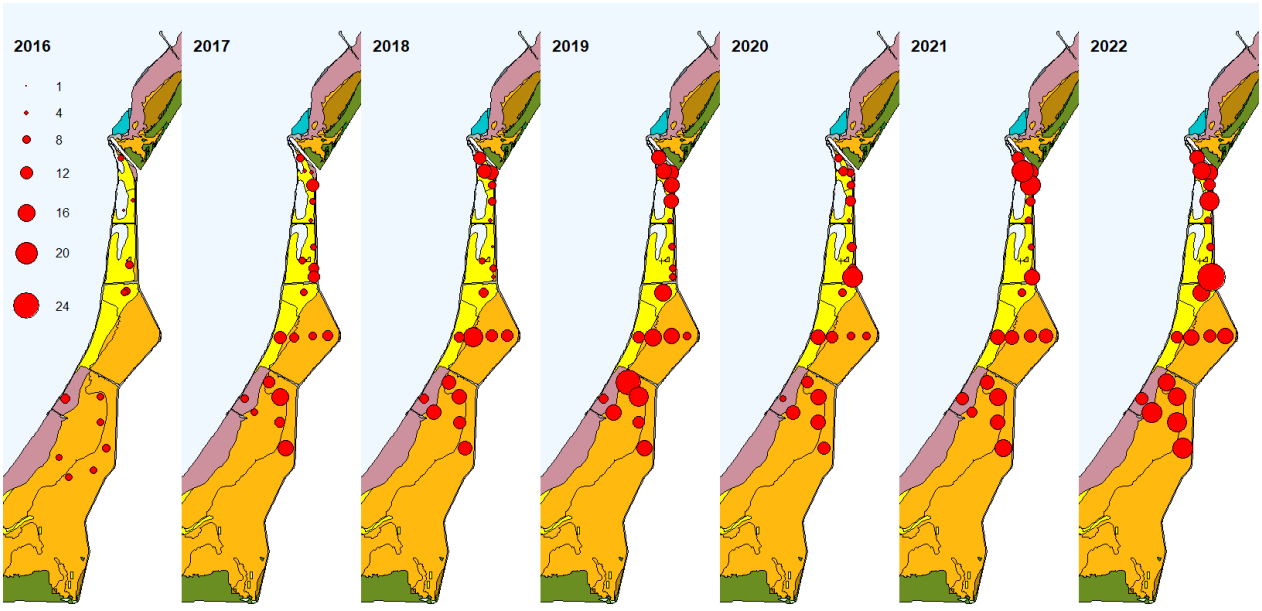
Soortenrijkdom

Sinds de aanleg van de strekdammen is de soortenrijkdom door de jaren geleidelijk toegenomen, maar in de laatste twee jaar zien we vooral een grote groei in het aantal soorten in beide gebieden, maar vooral bij het projectgebied tussen de strekdammen. Van 2016 tot 2022 is het aantal soorten bij het nevengebied verhoogd van 9 tot 30 en bij het projectgebied is het van 8 tot 46. In het bijzonder zijn er in 2022 een aantal nieuwe soorten gevonden: het muiltje (*Crepidula fornicata*), de trompetkalkkokerworm (*Ficopomatus enigmaticus*), de borstelworm *Harmothoe impar*, de zakpijp (*Molgula*), de kleine kalkkokerworm (*Serpula*) en de Amerikaanse zwaardschede (*Ensis leei*). Met de laatste soort zijn vroeger wel gelijkaardige individuen binnen hetzelfde geslacht gevonden, maar de exemplaren waren te klein om tot soortniveau te kunnen determineren.

Op alle bemonsterde locaties in Knuitershoek zijn bodemdieren aangetroffen tussen 2016 en 2022 (Figuur 19. De meest voorkomende soorten in het projectgebied in 2022 zijn de rode draadworm (*Heteromastus filiformis*) (100%), de zeeduizendpoot (*Hediste diversicolor*) (90%), de borstelworm *Aphelochaeta*, de slijkgaper (*S. plana*) (allebei 80%) en het nonnetje (*Macoma balthica*) (70%), zie Tabel 2.

In het nevengebied zijn de meest voorkomende soorten de rode draadworm (*H. filiformis*) en de borstelworm *Aphelochaeta* (allebei 100%), gevolgd door de slijkgaper (*S. plana*) en de zandpijp (*Pygospio elegans*) (allebei 90%). Op 80% van de locaties komen de volgende vijf soorten voor: de zeeduizendpoot (*H. diversicolor*), het nonnetje (*M. balthica*), de lijnpissebed (*Cyathura carinata*), de borstelworm *Polydora cornuta* (80%) en de wadpier (*A. marina*). Bij deze locatie is ook de tere dunschaal (*Abra tenuis*) sinds 2020 voor de eerste keer gezien op station KH16. Deze soort is ook in 2020 aangetroffen op nabijgelegen locaties zoals Perkpolder en Rammegors.

In het projectgebied zien we in de laatste jaren een kleine toename in het voorkomen van zowel de platte slijkgaper (*S. plana)* (van 70 tot 80%) als de lijnpissebed (*C. carinata*) (60%). Het voorkomen van de borstelworm *Streblospio benedicti* laat een sterk afname van 60% in 2019 tot 20% in 2020 zien, maar is in 2022 weer toegenomen tot 50%. Vanaf 2018 is de invasieve Amerikaanse strandschelp (*Mulinia lateralis*) aangetroffen in het nevengebied en in 2019 in het projectgebied. In 2022 is het voorkomen van deze soort in beide gebieden sterk afgenomen, tot 10%. In tegenstelling daarvan zijn de aantallen van de invasieve brakwaterkorfschelp (*Potamocorbula amurensis*), die sinds 2019 waargenomen is, toegenomen naar 50% in beide gebieden. Het voorkomen van de kokkel (*C. edule*) blijft relatief hoog in het nevengebied (50% in 2022), terwijl deze niet gevonden is bij het projectgebied.



Figuur 19. Soortenrijkdom (aantal soorten) per bemonsteringslocatie. Hoe groter het bolletje hoe meer soorten. Achtergrondkaart: Ecotopenkaart RWS 2018.

Tabel 3. Het percentage van de bemonsterde stations waar de verschillende macrofauna-soorten zijn aangetroffen vóór (2016) en na (2017 - 2022) aanleg van de strekdammen bij Knuitershoek. Soortenrijkdom geeft het gemiddelde aantal soorten per locatie (± standaarddeviatie).

Knuitershoek	Voorkomen (%)													
	nevengebied							projectgebied						
Soort/Taxa	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
Heteromastus filiformis	100	90	100	100	90	100	100	100	91	100	100	100	100	100
Hediste diversicolor	100	60	80	70	60	60	80	50	64	64	70	60	80	90
Aphelochaeta	100	90	100	100	60	100	100	100	100	82	100	70	70	80
Scrobicularia plana		40	90	80	90	80	90		45	82	90	80	70	80
Macoma balthica	100	90	100	40	60	70	80	83	64	73	50	60	90	70
Cyathura carinata	100	60	70	80	80	80	80	33	9	18	30	30	50	60
Oligochaeta			30	10		20	30		27	45	20	40	50	60
Polydora cornuta		50	70	90	80	60	80			27	20	40	20	60
Pygospio elegans	86	100	100	100	100	100	90	100	36	55	30	40	50	60
Ruditapes			20	50	10		60			9	70			60
Arenicola marina	29	10	30			100	80			18	20	10	60	50
Potamocorbula amurensis				10	20	20	50				10	30	30	50
Streblospio benedicti		40	60	70	30	60	60		27	55	60	20	40	50
Hypereteone foliosa		10	10	40	10	10	40		18	9	20		30	40
Peringia ulvae			60	40	50	30	70			18	20	10	20	40
Alitta succinea		40	10	20	10		50				10	40	20	30
Crangon crangon	100	80	40	60	70	80	60	67	73	9	50	30	50	30
Corophium arenarium		20		10	10	10	10					10	20	20
Grandidierella japonica						20	70							20
Melita palmata									18		10	10	10	20
Nephtys hombergii		30				40	20		18	9	20	20	20	20
Nereidinae		50	80	80	30	30	40		36	55	30	20	40	20
Actiniaria				10										10
Amphibalanus improvisus												10		10
Austrominius modestus											10	10	10	10
Balanus crenatus												10		10
Carcinus maenas				20	20	20	40				10	20	10	10
Crepidula fornicata														10
Ensis		10	10	10	10	40					10		20	10
Ensis leei														10
Eteone longa							10						10	10
Ficopomatus enigmaticus														10
Harmothoe impar														10
Hemigrapsus			20											10
Hemigrapsus takanoi												10		10
Kurtiella bidentata		20		10		10	10		9	9	10	10	20	10
Magallana gigas										9		10	10	10
Molgula														10
Monocorophium insidiosum												10		10
Mulinia lateralis			20	40	50		10				50	20		10
Mya arenaria			10	10		20			9	9			10	10
Nemertea		10											10	10
Neoamphitrite figulus												20		10
Palaemonidae											10		10	10
Phyllodoce mucosa		10				10	20		9					10
Serpula														10

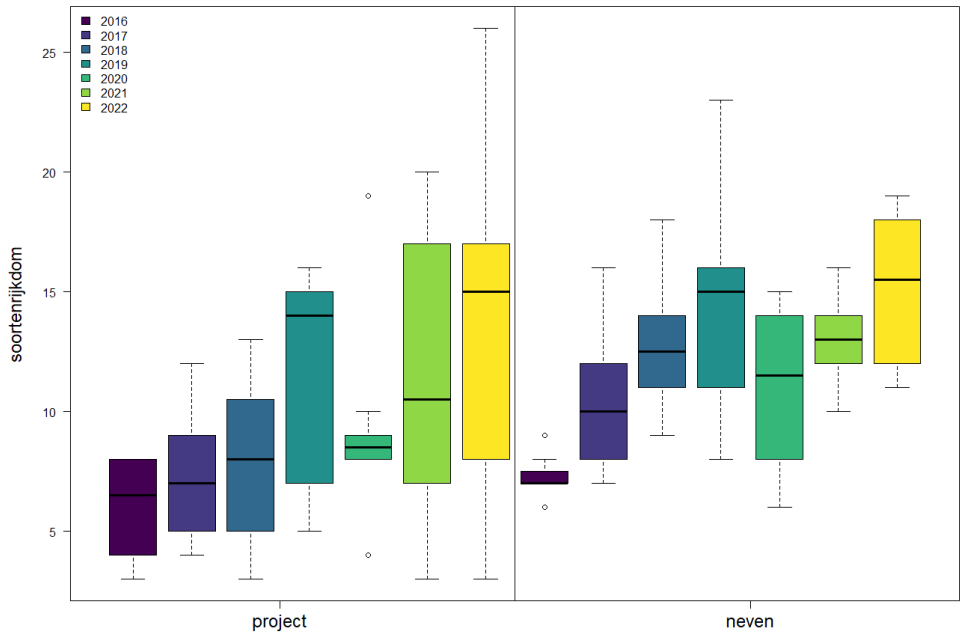
| | | |

Schistomysis														
Scoloplos armiger		20		10	20	10	10	17						
Spio martinensis		10	10	10										
Streblospio													10	
Sycon ciliatum											10			
Terebellidae						10								
Venerupis				10							10			
Aantal dierensoort	9	24	25	35	29	30	30	8	20	23	35	33	40	46
	7.3	10.6	12.5	14.1	11.2	13.3	15.3	6	7.2	7.9	11.5	9.2	11.6	13.6
	±	±	±	±	±	±	±	±	±	±	±	±	±	±
Soortenrijkdom	0.95	2.99	2.55	4.51	3.01	1.83	2.83	2.1	2.82	3.59	4.38	3.79	5.89	6.59

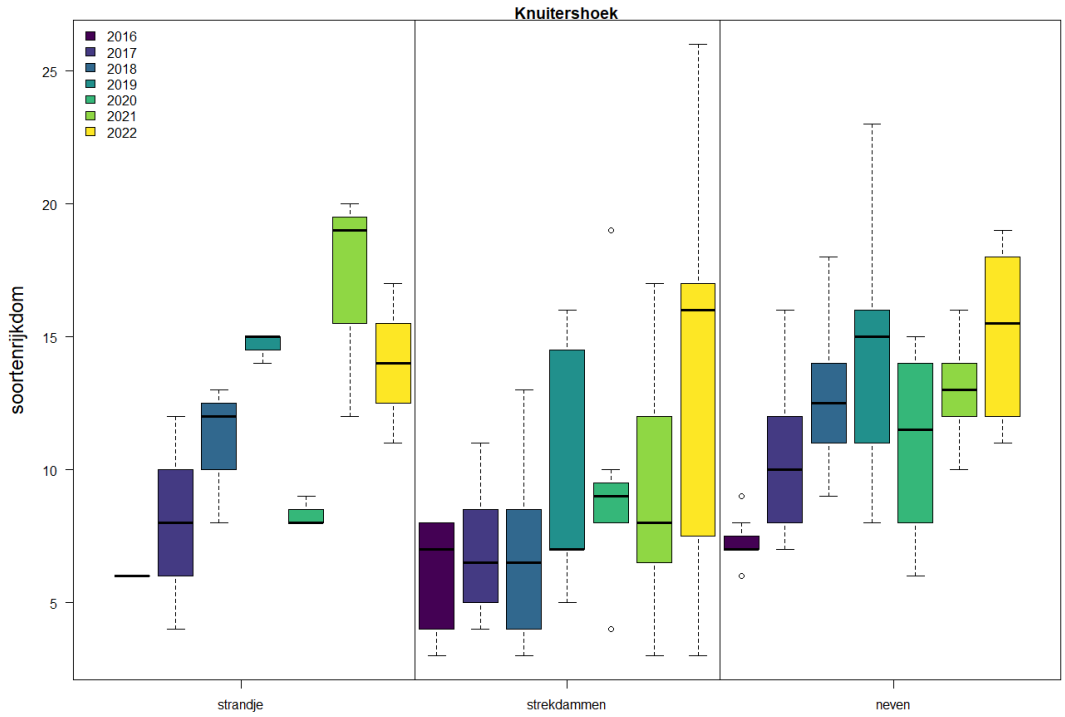
*Deze ‘soort’ behoort behoort ofwel tot *Corophium arenarium* of tot *Corophium volutator* en is daarom niet meegenomen in het optellen van het aantal soorten.

** *Mytilicola* is een parasiet die zich normaal gesproken in oesters en/of andere tweekleppigen bevindt. Hij is alleen gevonden bij Baalhoek in 2022 en is ook niet bij het aantal soorten geteld.

Het gemiddelde aantal taxa per locatie is significant verschillend tussen het neven- en projectgebied (p = < 0.01), met meer soorten in het nevengebied van 2016 tot 2019. Maar vooral in 2022 worden er juist meer soorten aangetroffen in het projectgebied, hoewel met jaarlijkse variabiliteit. Beide gebieden laten een toename in het aantal soorten zien over de tijd tot en met 2019. In 2020 is het aantal soorten in beide gebieden iets afgenomen (Figuur 20) maar dat is in de laatste twee jaar weer toegenomen. Binnen het nevengebied is de soortenrijkdom van 2017 tot 2020 significant hoger dan de soortenrijkdom in 2016. Daarna zien we een jaarlijkse variabiliteit met soms een toename en soms een afname in het aantal soorten. Binnen het projectgebied is soortenrijkdom in deze periode ook significant hoger dan de soortenrijkdom in 2016, en daar is er geen verschil in de ontwikkeling in het gebied ten noorden van het wandelpad (het strandje) en het gebied tussen de strekdammen (p = 0.02). De locaties gelegen op het strandje ten noorden van het wandelpad verschillen ook niet significant van het nevengebied in soortenrijkdom (p = 0.55). De strekdammen en het strandje hebben een vergelijkbare soortenrijkdom (p = 0.026) terwijl het nevengebied hoger is (p = < 0.01) (Figuur 21). Vergeleken met 2019 is er in 2020 een groot daling in de soortenrijkdom in het strandje en nevengebied terwijl dat iets hoger is op het strekdammen. Dat is ook in de laatste twee jaar weer toegenomen.



Figuur 20. Soortenrijkdom per jaar binnen het project- en nevengebied van Knuitershoek.



Figuur 21. Soortenrijkdom per jaar binnen het project- en nevengebied van Knuitershoek, waarbij binnen het projectgebied onderscheid is gemaakt in het gebied tussen de strekdammen en het gebied ten noorden van het wandelpad (het strandje).

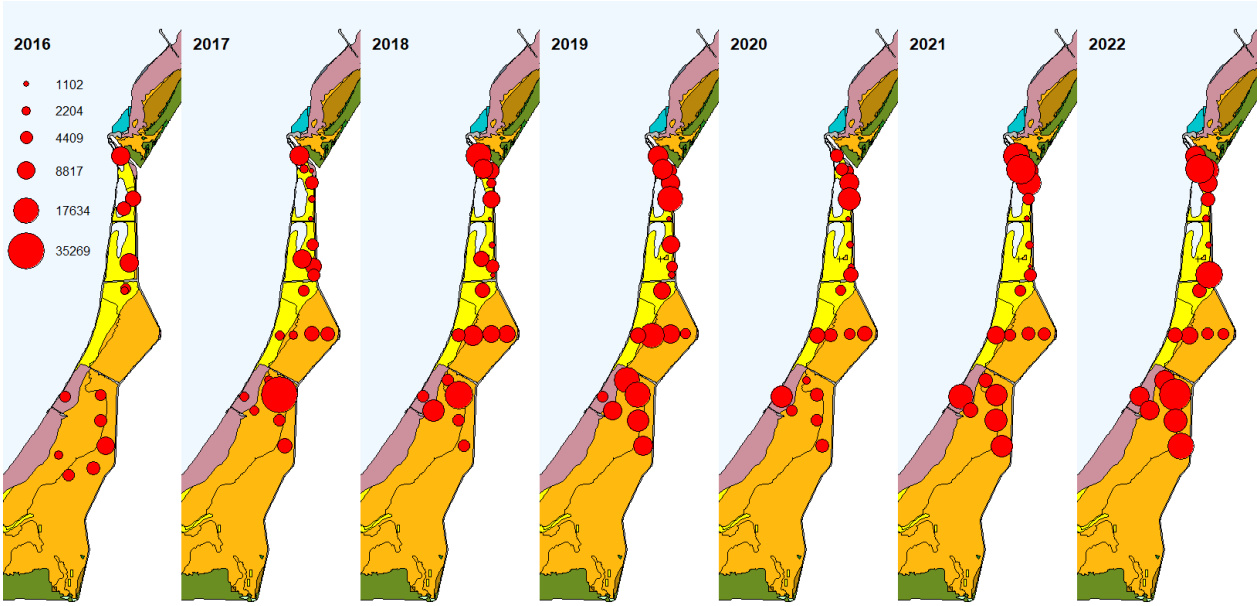
Dichtheid

Totale dichtheden per locatie verschillen ruimtelijk binnen het gebied en laten een toename van 2016 tot 2019 zien (Figuur 22 & Figuur 23). In 2020 zien we een significant afname in dichtheden, maar in 2021 en 2022 is de totale dichtheid weer toegenomen. *H. filiformis* had met gemiddeld 3663 ± 2747 individuen per m^2 de hoogste dichtheid in het projectgebied in 2022, gevolgd door *Aphelochaeta* (1388 ± 3069 ind. m^{-2}), *S. plana* (738 ± 917 ind. m^{-2}) en de brakwaterpok *Amphibalanus improvisus* (637 ± 2013 ind. m^{-2}). In tegenstelling tot 2019 is de dichtheid van *Aphelochaeta* sterk verminderd van 3136 ± 3225 en de dichtheden van *M. balthica* tussen 2021 en 2022 zijn ook sterk verminderd. Sinds 2020 is *H. filiformis* de meest voorkomende soort met jaarlijkse schommelingen in de aantallen.

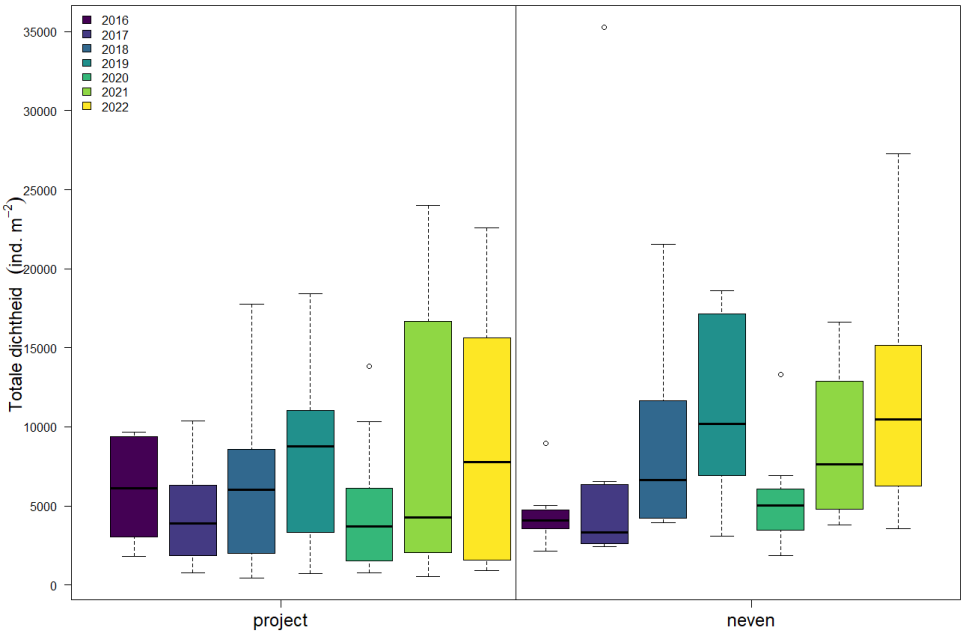
In het nevengebied had *Aphelochaeta* met gemiddeld 3310 ± 2534 individuen per m^2 de hoogste dichtheid in 2019, maar hier is de soort in 2022 in dichtheden significant afgenomen tot 1343 ± 1838. *P. elegans* daarentegen is toegenomen en is momenteel de meest voorkomende soort (3943 ± 3474 ind. m^{-2}). *H. filiformis* (1927 ± 1109 ind. m^{-2}) en *Aphelochaeta* (1838 ± 1885 ind. m^{-2}) zijn in 2022 in gemiddelde dichtheid toegenomen.

Binnen het projectgebied was in 2019 met name de toename van de totale dichtheid op het strandje opvallend, maar de dichtheden zijn in 2020 weer afgenomen. Hoewel het sinds die tijd weer toegenomen is, is een soortgelijk patroon ook nadien volgen jaren met hoge en lage dichtheden elkaar op herhaald. In 2019 zagen we een toename in een aantal schelpdieren. In 2020 is de kokkel (*C. edule*) (Figuur 25) grotendeels verdwenen en de dichtheid van *M. lateralis* (Figuur 27) is in 2022 sterk verminderd. *S. plana* (Figuur 29), *H. diversicolor* (Figuur 30) en *Peringia ulvae* (Figuur 31) zijn in 2022 allemaal toegenomen. In het nevengebied zijn deze soorten in gemiddelde dichtheid toegenomen. *H. diversicolor* lijkt de laagste

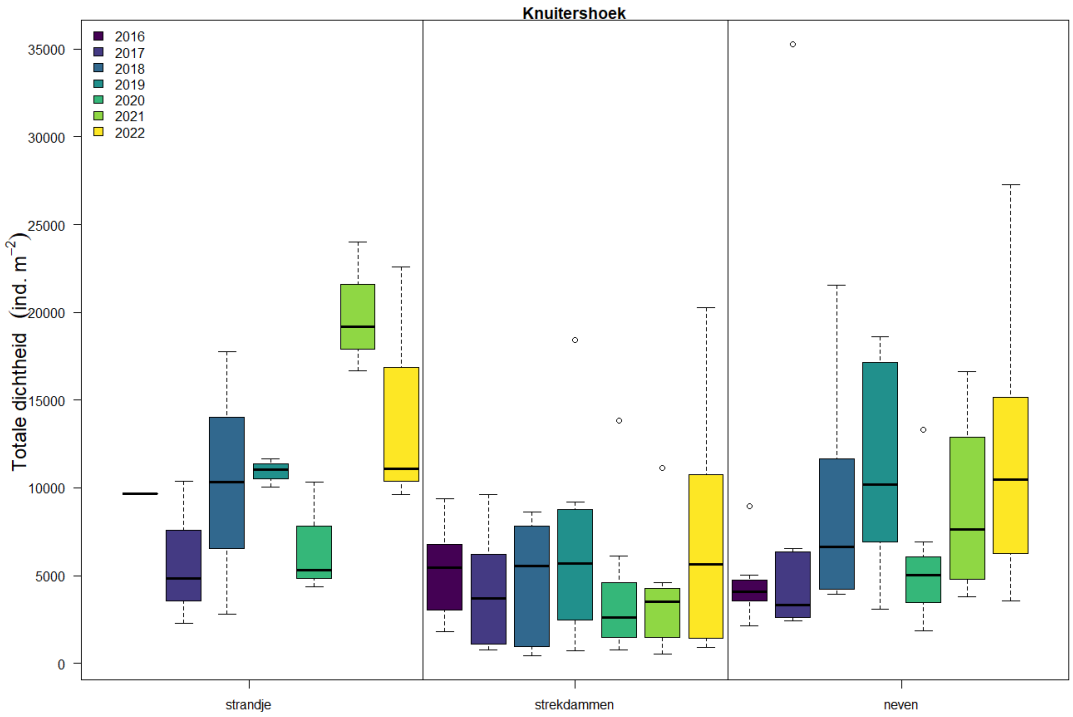
dichtheid in 2020 in het nevengebied te maar is in 2022 bijna tien keer toegenomen. *M. balthica* laat een jaarlijkse variabiliteit zien, in beide gebieden. Een aantal soorten van het geslacht *Ruditapes* zijn sinds 2019 gevonden maar dit zijn door de jaren afgenomen in het algemeen.



Figuur 22. Totale dichtheid (individuen m^{-2}) per bemonsteringslocatie. Hoe groter het bolletje hoe meer individuen per m^2. Achtergrondkaart: Ecotopenkaart RWS 2018.



Figuur 23. Totale dichtheden (individuen m^{-2}) per jaar voor het project- en nevengebied van Knuitershoek.



Figuur 24. Totale dichtheden (individuen m^{-2}) per jaar binnen het project- en nevengebied van Knuitershoek, waarbij binnen het projectgebied onderscheidt gemaakt wordt tussen het gebied tussen de strekdammen en het gebied ten noorden van het wandelpad (het strandje).

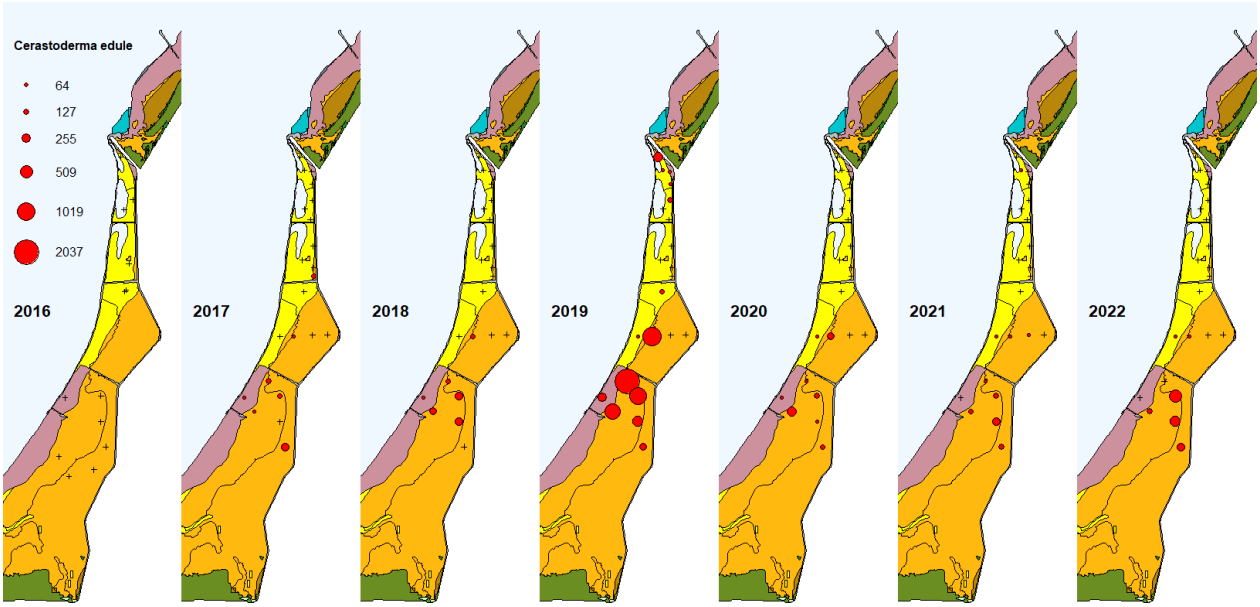
Tabel 4. De dichtheid (ind. m^{-2}, gemiddelde ± sd) van verschillende macrofauna soorten in het neven- en projectgebied van Knuitershoek. Taxa staan geordend naar hun voorkomen in het projectgebied in 2022.

Knuitershoek	Dichtheid (ind. m^{-2})						
	nevengebied						
Soort/Taxa	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
Heteromastus filiformis	1636 ± 1203	2500 ± 4299	2262 ± 2166	1562 ± 1446	1273 ± 1038	1897 ± 950	1927 ± 1109
Aphelochaeta	904 ± 622	1757 ± 3394	1401 ± 1083	3310 ± 2534	284 ± 453	1261 ± 1343	1838 ± 1885
Scrobicularia plana		81 ± 124	140 ± 123	267 ± 321	187 ± 104	132 ± 95	318 ± 354
Amphibalanus improvisus							
Pygospio elegans	631 ± 489	1566 ± 1756	2788 ± 2871	1732 ± 916	2041 ± 3970	3616 ± 4448	3943 ± 3474
Hediste diversicolor	194 ± 165	119 ± 187	433 ± 431	178 ± 206	59 ± 64	110 ± 170	522 ± 588
Alitta succinea		25 ± 36	4 ± 13	178 ± 535	4 ± 13		76 ± 104
Monocorophium insidiosum							
Polydora cornuta		123 ± 202	191 ± 266	811 ± 709	161 ± 102	225 ± 332	738 ± 981
Macoma balthica	366 ± 288	144 ± 108	174 ± 121	55 ± 87	47 ± 55	85 ± 94	68 ± 73
Peringia ulvae			76 ± 102	182 ± 420	403 ± 703	497 ± 1094	853 ± 1626
Oligochaeta			17 ± 30	4 ± 13		17 ± 36	17 ± 30
Ruditapes			8 ± 18	191 ± 356	4 ± 13		34± 33
Cyathura carinata	509 ± 563	195 ± 257	331 ± 428	980 ± 913	488 ± 481	471 ± 361	577 ± 567
Streblospio benedicti		51 ± 105	72 ± 90	157 ± 210	51 ± 98	115 ± 207	132 ± 182
Corophium arenarium		25 ± 57		4 ± 13	4 ± 13	8 ± 27	17 ± 54
Arenicola marina	14 ± 25	4 ± 13	13 ± 21			22 ± 26	11 ± 9
Melita palmata							
Austrominius modestus							
Magallana gigas							
Hypereteone foliosa		4 ± 13	4 ± 13	21 ± 30	8 ± 27	4 ± 13	47 ± 71
Potamocorbula amurensis				17 ± 54	8 ± 18	64 ± 135	34 ± 44
Crangon crangon	273 ± 129	81 ± 86	25 ± 41	72 ± 108	68 ± 61	157 ± 198	51 ± 59
Serpula							
Balanus crenatus							
Crepidula fornicata							
Kurtiella bidentata		8 ± 18		21 ± 67		4 ± 13	4 ± 13
Nereidinae		157 ± 301	259 ± 293	386 ± 456	38 ± 62	89 ± 177	38 ± 62
Grandidierella japonica						25 ± 54	136 ± 120
Harmothoe impar							
Hemigrapsus takanoi							
Neoamphitrite figulus							
Nephtys hombergii		17 ± 30				17 ± 22	13 ± 29
Actiniaria				4 ± 13			
Carcinus maenas				13 ± 29	17 ± 36	8 ± 18	17 ± 22
Ensis		13 ± 40	4 ± 13	8 ± 27	4 ± 13	17 ± 22	
Ensis leei							
Eteone longa							4 ± 13
Ficopomatus enigmaticus							
Hemigrapsus			8 ± 18				
Molgula							
Mulinia lateralis			25 ± 67	72 ± 171	140 ± 341		4 ± 13
Mya arenaria			4 ± 13	4 ± 13		25 ± 67	
Nemertea		4 ± 13					
Palaemonidae							
Phyllodoce mucosa		21 ± 67				4 ± 13	8 ± 18
Spionidae							
Abra tenuis					4 ± 13		4 ± 13
Amphipoda							
Anoplodactylus petiolatus							
Aoridae							
Balanus							
Bathyporeia pilosa							
Bathyporeia sarsi							
Bivalvia				85 ± 201	13 ± 40	13 ± 29	
Brachyura							
Capitella						8 ± 27	
Capitella capitata			4 ± 13				
Cerastoderma edule		55 ± 69	81 ± 88	581 ± 664	85 ± 92	72 ± 67	127 ± 176
Chironomidae							
Cirripedia							
Corophium							
Corophium volutator			38 ± 95		4 ± 13		

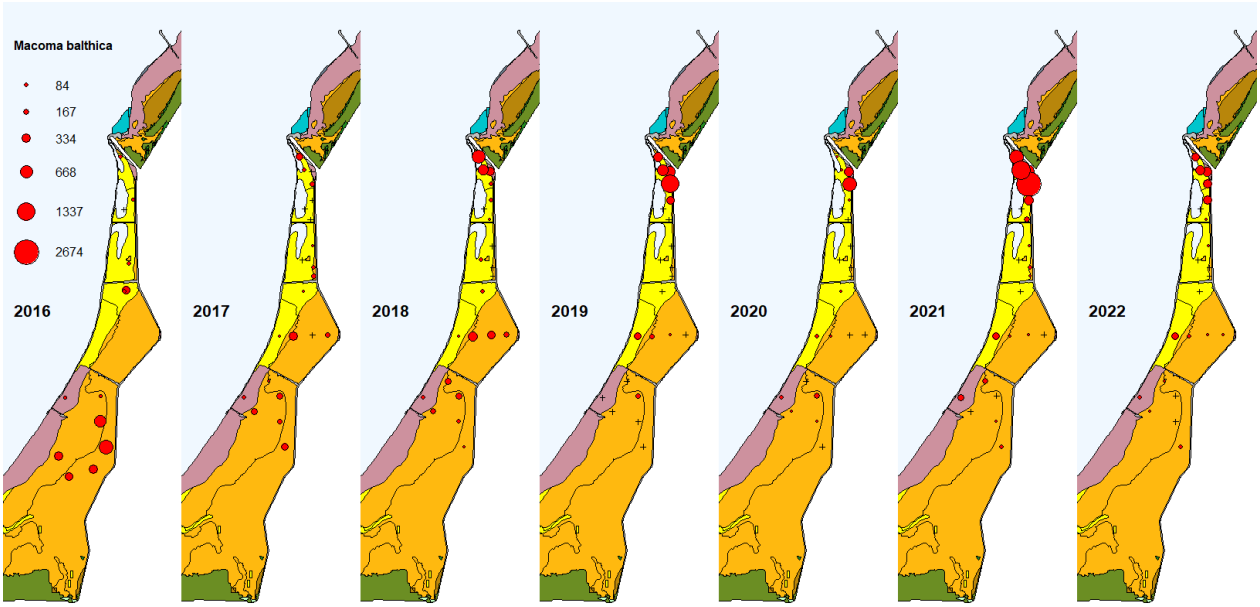
Crustacea							
Cumopsis goodsir							
Eteone		21 ± 41	21 ± 30	17 ± 30	4 ± 13	4 ± 13	
Eteone flava					4 ± 13		
Eurydice pulchra							
Gammarus							
Gastrosaccus spinifer							
Glycera tridactyla	7 ± 19			13 ± 21	4 ± 13		4 ± 13
Haustorius arenarius							
Hydrozoa				4 ± 13	4 ± 13		
Insecta							
Jassa						8 ± 18	
Jassa marmorata							
Lanice conchilega		38 ± 93					4 ± 13
Lekanesphaera rugicauda							
Liocarcinus				4 ± 13			
Marenzelleria							
Marenzelleria viridis							
Melita							
Microdeutopus							
Mollusca							
Mytilicola							
Mytilus edulis							
Neoamphitrite							
Nephtys cirrosa					4 ± 13		
Ophiothrix fragilis							
Ophiuroidea				4 ± 13			
Ostrea							
Ostreidae							
Palaemon elegans							
Polydora							
Pomatoschistus minutus							
Psamathe fusca							
Pseudopolydora paucibranchiata				8 ± 18			
Saccoglossus				4 ± 13			
Schistomysis							
Scoloplos armiger		13 ± 29		17 ± 54	8 ± 18	4 ± 13	4 ± 13
Spio martinensis		4 ± 13	4 ± 13	8 ± 27			
Streblospio							
Sycon ciliatum							
Terebellidae						4 ± 13	
Venerupis				4 ± 13			
Totaal	4535 ± 573	7028 ± 644	8391 ± 778	10984 ± 463	5428 ± 506	8986 ± 822	11572 ± 874

Knuitershoek	Dichtheid (ind. m^{-2})						
	projectgebied						
Soort/Taxa	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
Heteromastus filiformis	2394 ± 1942	2898 ± 2197	2361 ± 1968	2445 ± 1544	2462 ± 2606	5135 ± 5668	3663 ± 2747
Aphelochaeta	2754 ± 2064	961 ± 1213	2481 ± 2783	3136 ± 3225	488 ± 814	463 ± 804	1388 ± 3069
Scrobicularia plana		39 ± 64	185 ± 311	191 ± 108	119 ± 151	199 ± 348	738 ± 917
Amphibalanus improvisus					21 ± 67		637 ± 2013
Pygospio elegans	486 ± 435	15 ± 21	66 ± 111	157 ± 331	407 ± 989	407 ± 710	637 ± 896
Hediste diversicolor	42 ± 59	239 ± 323	409 ± 505	556 ± 522	378 ± 595	386 ± 586	467 ± 564
Alitta succinea				4 ± 13	59 ± 119	34 ± 93	233 ± 709
Monocorophium insidiosum					17 ± 54		225 ± 711
Polydora cornuta			27 ± 48	17 ± 36	76 ± 184	21 ± 46	204 ± 406
Macoma balthica	109 ± 103	69 ± 79	177 ± 245	323 ± 456	144 ± 279	662 ± 869	187 ± 182
Peringia ulvae			147 ± 446	13 ± 29	4 ± 13	13 ± 29	115 ± 189
Oligochaeta		46 ± 98	50 ± 65	106 ± 281	178 ± 491	110 ± 199	115 ± 146
Ruditapes			23 ± 77	225 ± 348			102 ± 122
Cyathura carinata	17 ± 26	4 ± 13	8 ± 17	30 ± 53	42 ± 106	93 ± 237	98 ± 208
Streblospio benedicti		39 ± 90	50 ± 59	238 ± 331	47 ± 103	132 ± 267	72 ± 130
Corophium arenarium					4 ± 13	132 ± 387	68 ± 200
Arenicola marina			8 ± 17	8 ± 18	4 ± 13	54 ± 72	59 ± 101
Melita palmata		8 ± 17		4 ± 13	25 ± 81	4 ± 13	59 ± 149
Austrominius modestus				4 ± 13	136 ± 429	8 ± 27	51 ± 161
Magallana gigas			4 ± 13		21 ± 67	13 ± 40	38 ± 121
Hypereteone foliosa		8 ± 17	4 ± 13	30 ± 69		102 ± 198	34 ± 66
Potamocorbula amurensis				4 ± 13	17 ± 30	25 ± 46	34 ± 44
Crangon crangon	151 ± 206	69 ± 66	15 ± 51	72 ± 118	25 ± 54	47 ± 55	30 ± 57
Serpula							25 ± 81
Balanus crenatus					38 ± 121		21 ± 67
Crepidula fornicata							17 ± 54
Kurtiella bidentata		4 ± 13	8 ± 26	13 ± 40	8 ± 27	13 ± 29	17 ± 54
Nereidinae		35 ± 56	181 ± 399	115 ± 232	76 ± 227	365 ± 777	13 ± 29
Grandidierella japonica							8 ± 18
Harmothoe impar							8 ± 27
Hemigrapsus takanoi					21 ± 67		8 ± 27
Neoamphitrite figulus					13 ± 29		8 ± 27
Nephtys hombergii		8 ± 17	8 ± 26	8 ± 18	8 ± 18	13 ± 29	8 ± 18
Actiniaria							4 ± 13
Carcinus maenas				4 ± 13	8 ± 18	13 ± 40	4 ± 13
Ensis				8 ± 27		25 ± 54	4 ± 13
Ensis leei							4 ± 13
Eteone longa						25 ± 81	4 ± 13
Ficopomatus enigmaticus							4 ± 13
Hemigrapsus							4 ± 13
Molgula							4 ± 13
Mulinia lateralis				89 ± 129	21 ± 46		4 ± 13
Mya arenaria		4 ± 13	4 ± 13			8 ± 27	4 ± 13
Nemertea						4 ± 13	4 ± 13
Palaemonidae				13 ± 40		4 ± 13	4 ± 13
Phyllodoce mucosa		8 ± 26					4 ± 13
Spionidae							4 ± 13
Abra tenuis							
Amphipoda							
Anoplodactylus petiolatus							
Aoridae					4 ± 13		
Balanus						8 ± 27	
Bathyporeia pilosa		54 ± 166					
Bathyporeia sarsi							
Bivalvia		12 ± 20		42 ± 77		30 ± 69	
Brachyura					17 ± 41		
Capitella							
Capitella capitata		4 ± 13					
Cerastoderma edule		8 ± 26		64 ± 92		4 ± 13	
Chironomidae							
Cirripedia					21 ± 67		
Corophium						4 ± 13	
Corophium volutator	50 ± 64		4 ± 13	8 ± 18			
Crustacea				4 ± 13			
Cumopsis goodsir							
Eteone			4 ± 13	8 ± 18		21 ± 46	
Eteone flava							

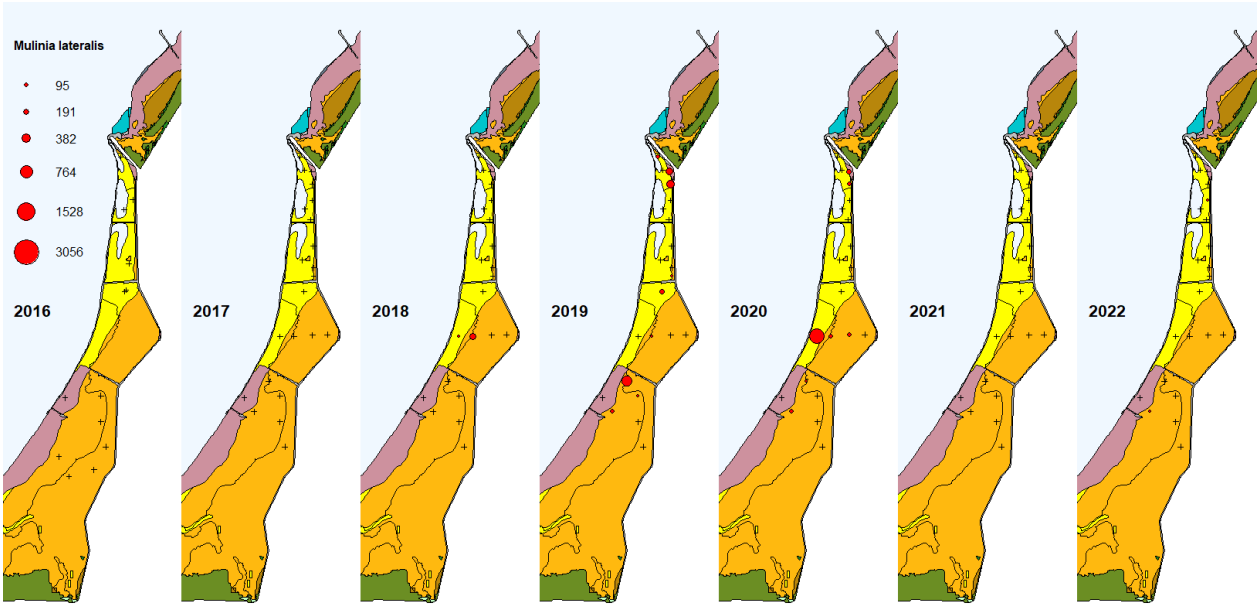
Eurydice pulchra							
Gammarus							
Gastrosaccus spinifer				4 ± 13			
Glycera tridactyla							
Haustorius arenarius							
Hydrozoa				4 ± 13			
Insecta							
Jassa							
Jassa marmorata							
Lanice conchilega							
Lekanesphaera rugicauda							
Liocarcinus							
Marenzelleria							
Marenzelleria viridis							
Melita						4 ± 13	
Microdeutopus							
Mollusca							
Mytilicola							
Mytilus edulis					8 ± 18	4 ± 13	
Neoamphitrite						4 ± 13	
Nephtys cirrosa							
Ophiothrix fragilis							
Ophiuroidea						4 ± 13	
Ostrea					4 ± 13		
Ostreidae			4 ± 13				
Palaemon elegans				13 ± 29			
Polydora						47 ± 148	
Pomatoschistus minutus			4 ± 13				
Psamathe fusca							
Pseudopolydora paucibranchiata							
Saccoglossus							
Schistomysis							
Scoloplos armiger	8 ± 21						
Spio martinensis							
Streblospio						4 ± 13	
Sycon ciliatum				17 ± 54			
Terebellidae							
Venerupis				21 ± 67			
Totaal	6010 ± 941	4530 ± 741	6231 ± 522	8000 ± 472	4927 ± 521	8648 ± 949	9447 ± 612



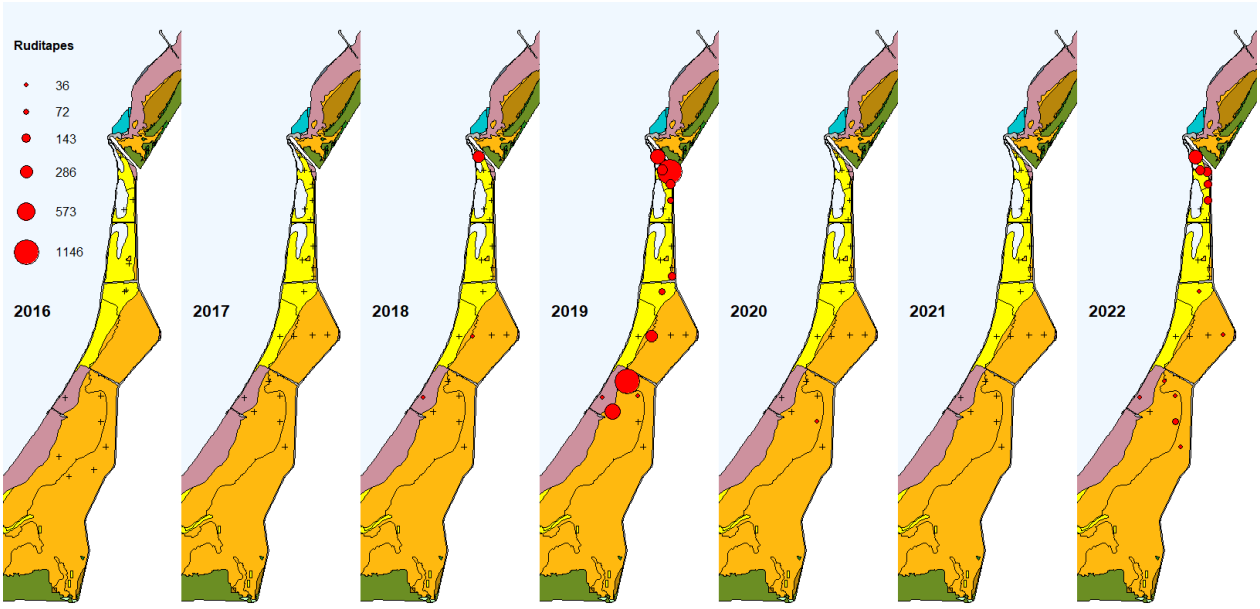
Figuur 25. Verspreidingskaart van de kokkel (C. edule). Hoe groter het bolletje hoe meer individuen per m². Stations die geen macrofauna bevatten, zijn aangegeven met een kruis. Achtergrondkaart: Ecotopenkaart RWS 2018.



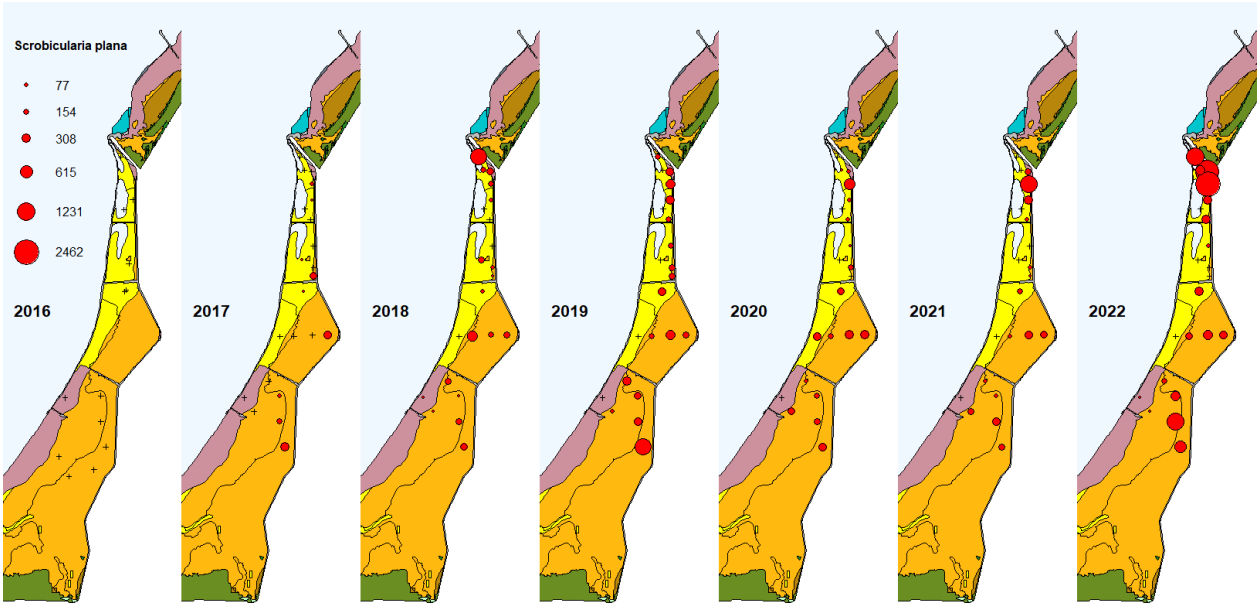
Figuur 26. Verspreidingskaart van het nonnetje (M. balthica). Hoe groter het bolletje hoe meer individuen per m². Stations die geen macrofauna bevatten, zijn aangegeven met een kruis. Achtergrondkaart: Ecotopenkaart RWS 2018.



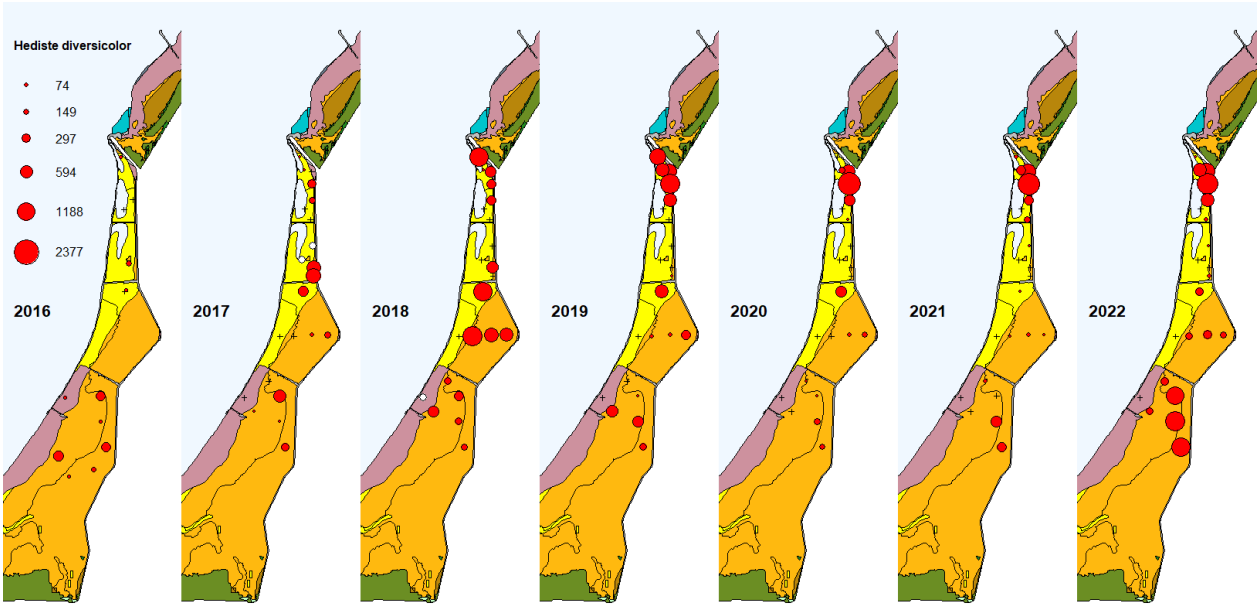
Figuur 27. Verspreidingskaart van de invasieve Amerikaanse strandschelp (M. lateralis). Hoe groter het bolletje hoe meer individuen per m². Stations die geen macrofauna bevatten, zijn aangegeven met een kruis. Achtergrondkaart: Ecotopenkaart RWS 2018.



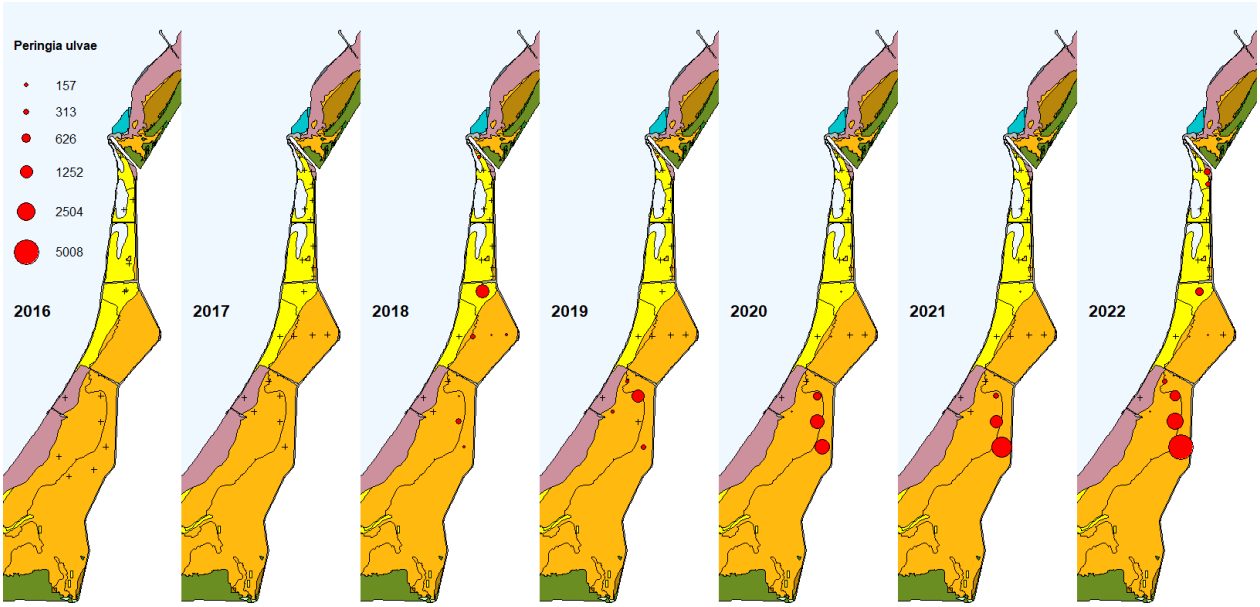
Figuur 28. Verspreidingskaart van de tapijtschelpen (Ruditapes). Hoe groter het bolletje hoe meer individuen per m². Stations die geen macrofauna bevatten, zijn aangegeven met een kruis. Achtergrondkaart: Ecotopenkaart RWS 2018.



Figuur 29. Verspreidingskaart van de slijkgaper (S. plana). Hoe groter het bolletje hoe meer individuen per m². Stations die geen macrofauna bevatten, zijn aangegeven met een kruis. Achtergrondkaart: Ecotopenkaart RWS 2018.



Figuur 30. Verspreidingskaart van de zeeduizendpoot (H. diversicolor). Hoe groter het bolletje hoe meer individuen per m². Stations die geen macrofauna bevatten, zijn aangegeven met een kruis. Achtergrondkaart: Ecotopenkaart RWS 2018.



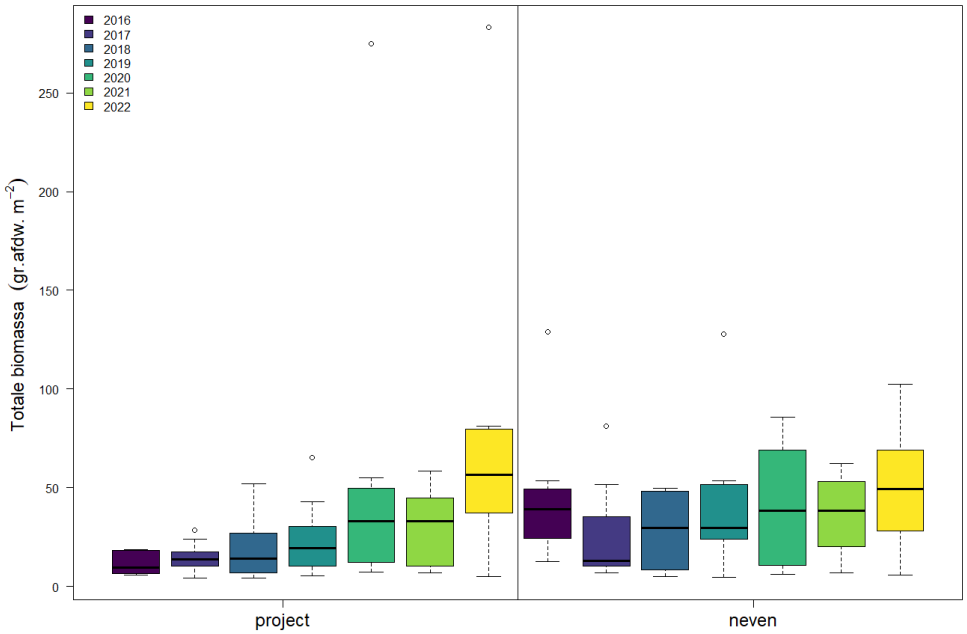
Figuur 31. Verspreidingskaart van het wadslakje P. ulvae. Hoe groter het bolletje hoe meer individuen per m². Stations die geen macrofauna bevatten, zijn aangegeven met een kruis. Achtergrondkaart: Ecotopenkaart RWS 2018.

Biomassa

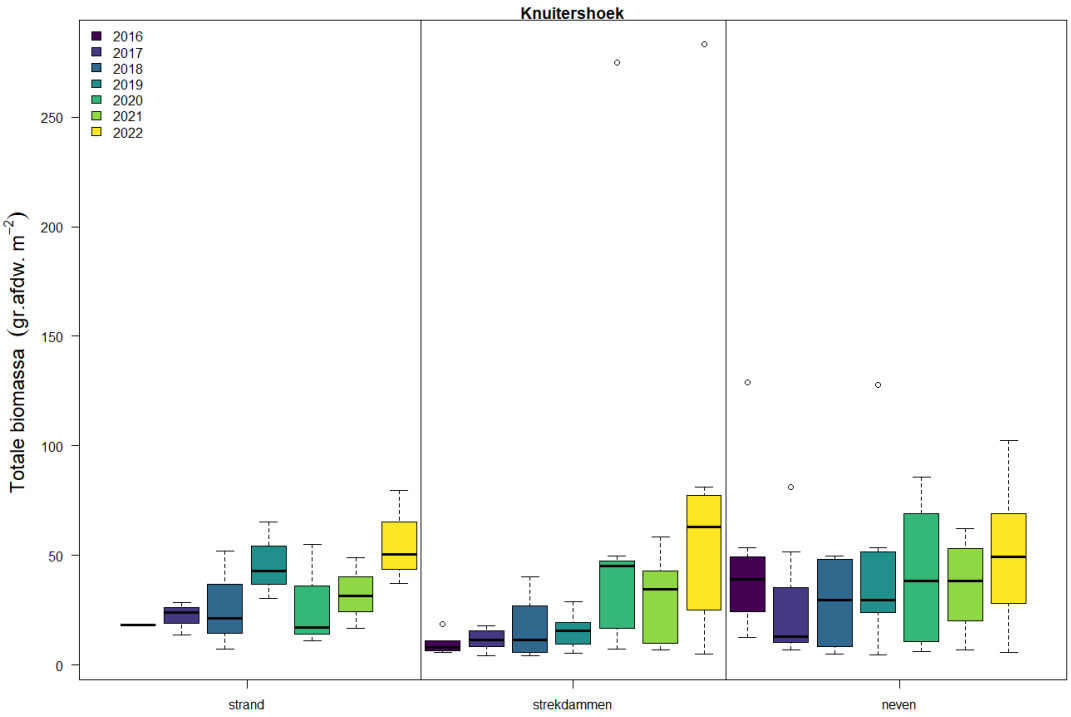
De totale biomassa verschilt per locatie ruimtelijk binnen het gebied (Figuur 17) en neemt toe in de tijd (Figuur 18). Aan het begin van dit project was biomassa veel groter in het nevengebied dan in het projectgebied maar in de laatste jaren is dat net andersom. In het laatstgenoemde gebied wordt de totale biomassa steeds groter door de jaren. Biomassa in 2016 is relatief hoog binnen het nevengebied, en dat komt voornamelijk door de aanwezigheid van een hoge biomassa (25.99 ± 20.81 g afdw per m^2) van *M. balthica*. In 2022 was *Crassostrea gigas* de soort met de hoogste biomassa in het projectgebied (25.91 ± 81.94 g afdw per m^2), hoewel de soort niet overal voorkomt (slechts voorkomen op 10% van de locaties). Na *C. gigas* was *S. plana* in 2022 de soort met de hoogste biomassa (gemiddeld 23.36 ± 25.68 g afdw per m^2) in het projectgebied, gevolgd door *H. filiformis* (8.86 ± 9.88 g afdw m^{-2}) en *H. diversicolor* (3.91 ± 4.84 g afdw m^{-2}).

In het nevengebied lag de biomassa van *S. plana* met gemiddeld 23.98 ± 23.59 g afdw per m^2 even hoog als in het projectgebied, gevolgd door de biomassa van *C. edule* 8.69 ± 12.08 en *Ruditapes* 4.82 ± 13.68 g afdw per m^2. Zoals met de dichtheden is binnen het projectgebied met name de afname op het strandje in 2020 opvallend vergeleken met 2019 (zie Figuur 34). Maar dat is in de laatste twee jaar weer toegenomen. De hoge biomassa in sinds 2019 veroorzaakt door een aantal schelpdieren waaronder *M. balthica* (Figuur 35)*, M. lateralis* (Figuur 36), *Ruditapes* (Figuur 37) en *S. plana* (Figuur 38) en wormen *H. diversicolor* (Figuur 39), *H. filiformis* (Figuur 40) en *S. benedicti* (Figuur 41), met jaarlijkse variabiliteit sinds die tijd.

Figuur 32. Totale biomassa (g afdw m^{-2}) per bemonsteringslocatie. Hoe groter het bolletje hoe meer individuen per m^2. Stations die geen macrofauna bevatten, zijn aangegeven met een kruis. Achtergrondkaart: Ecotopenkaart RWS 2018.



Figuur 33. Totale biomassa (g afdw m^{-2}) per jaar voor het project- en nevengebied van Knuitershoek.



Figuur 34. Totale biomassa (g afdw m^{-2}) per jaar binnen het project- en nevengebied van Knuitershoek, waarbij binnen het projectgebied onderscheidt gemaakt wordt tussen het gebied tussen de strekdammen en het gebied ten noorden van het wandelpad (het strandje).

Tabel 5. Biomassa (g afdw per m², gemiddelde ± sd) van verschillende macrofauna soorten in het neven en projectgebied van Knuitershoek. Taxa staan geordend naar hun voorkomen in het projectgebied in 2022.

Knuitershoek	Biomassa (g AFDW m^{-2})						
	nevengebied						
Soort/Taxa	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
Magallana gigas							
Scrobicularia plana		12.88 ± 19.87	12.04 ± 12.75	23.07 ± 36.06	25.97 ± 24.67	21.48 ± 18.12	23.98 ± 23.59
Heteromastus filiformis	1.38 ± 1.18	2.49 ± 2.18	4.11 ± 3.5	3 ± 2.67	1.65 ± 1.3	2.67 ± 1.5	3.68 ± 2.43
Hediste diversicolor	10.46 ± 20.67	0.68 ± 1.16	2.43 ± 2.2	1.91 ± 2.28	0.7 ± 0.99	0.93 ± 1.45	2.06 ± 2.86
Macoma balthica	25.99 ± 20.81	1.77 ± 1.53	1.63 ± 1.44	0.93 ± 1.41	0.54 ± 0.7	0.6 ± 1.13	0.6 ± 0.81
*Arenicola marina**	3.56 ± 6.1	0.56 ± 1.28	2.15 ± 6.29			1.4 ± 3.59	
Hemigrapsus takanoi							
Aphelochaeta	0.18 ± 0.16	0.29 ± 0.56	0.67 ± 1.53	0.39 ± 0.35	0.03 ± 0.05	0.15 ± 0.17	0.35 ± 0.37
Alitta succinea		0.17 ± 0.29	0.12 ± 0.39	0.83 ± 2.57	<0.01 ± < 0.01		0.46 ± 0.79
Crepidula fornicata							
Nephtys hombergii		0.42 ± 0.72				0.19 ± 0.3	0.21 ± 0.61
Ensis leei							
Pygospio elegans	0.09 ± 0.08	0.16 ± 0.12	0.42 ± 0.43	0.2 ± 0.11	0.22 ± 0.44	0.33 ± 0.35	0.5 ± 0.41
Neoamphitrite figulus							
Crangon crangon	0.61 ± 0.38	0.11 ± 0.12	0.08 ± 0.15	0.16 ± 0.19	0.08 ± 0.07	0.24 ± 0.34	0.08 ± 0.09
Cyathura carinata	0.19 ± 0.12	0.12 ± 0.13	0.17 ± 0.17	0.31 ± 0.27	0.23 ± 0.25	0.26 ± 0.17	0.23 ± 0.15
Polydora cornuta		0.02 ± 0.03	0.03 ± 0.03	0.12 ± 0.12	0.03 ± 0.03	0.03 ± 0.03	0.13 ± 0.19
Peringia ulvae			0.03 ± 0.06	0.08 ± 0.15	0.25 ± 0.46	0.42 ± 0.96	0.61 ± 1.32
Corophium arenarium		0.01 ± 0.02		<0.01 ± < 0.01	<0.01 ± < 0.01	<0.01 ± < 0.01	<0.01 ± 0.01
Ruditapes			< 0.01 ± 0.01	0.09 ± 0.17	4.46 ± 14.1		4.82 ± 13.68
Palaemonidae							
Melita palmata							
Hypereteone foliosa		<0.01 ± < 0.01	<0.01 ± < 0.01	0.01 ± 0.01	<0.01 ± < 0.01	<0.01 ± < 0.01	0.01 ± 0.01
Kurtiella bidentata		0.01 ± 0.01		<0.01 ± < 0.01		<0.01 ± 0.01	<0.01 ± 0.01
Streblospio benedicti		<0.01 ± 0.01	<0.01 ± < 0.01	0.01 ± 0.01	<0.01 ± 0.01	<0.01 ± 0.01	0.01 ± 0.01
Carcinus maenas				0.03 ± 0.07	0.18 ± 0.5	0.01 ± 0.04	0.17 ± 0.34
Ensis		0.02 ± 0.05		<0.01 ± 0.01	0.01 ± 0.03	0.06 ± 0.18	
Harmothoe impar							
Oligochaeta			<0.01 ± < 0.01			<0.01 ± < 0.01	<0.01 ± < 0.01
Actiniaria				0.09 ± 0.3			
Potamocorbula amurensis				<0.01 ± 0.01	<0.01 ± 0.01	0.04 ± 0.09	0.61 ± 1.26
Hemigrapsus			0.02 ± 0.03				
Nemertea		<0.01 ± 0.01					
Mulinia lateralis			<0.01 ± 0.01	0.12 ± 0.24	0.05 ± 0.09		<0.01 ± < 0.01
Phyllodoce mucosa		0.02 ± 0.05				<0.01 ± < 0.01	0.01 ± 0.02
Nereidinae		0.06 ± 0.13	0.02 ± 0.02	0.1 ± 0.12	0.01 ± 0.02	0.01 ± 0.02	<0.01 ± 0.01
Grandidierella japonica						<0.01 ± < 0.01	0.01 ± 0.01
Mya arenaria			<0.01 ± < 0.01	0.04 ± 0.12		0.84 ± 2.64	
Eteone longa							<0.01 ± < 0.01
Spionidae							
Abra tenuis					<0.01 ± 0.01		0.02 ± 0.07
Amphibalanus improvisus							
Amphipoda							
Anoplodactylus petiolatus							
Aoridae							
Austrominius modestus							
Balanus							
Balanus crenatus							
Bathyporeia pilosa							
Bathyporeia sarsi							
Bivalvia		0.1 ± 0.31		<0.01 ± 0.01	<0.01 ± < 0.01	<0.01 ± 0.01	
Brachyura							
Capitella						<0.01 ± < 0.01	
Capitella capitata			<0.01 ± < 0.01				
Cerastoderma edule		1.4 ± 2.58	0.59 ± 1.24	4.26 ± 6.24	1.41 ± 2.3	2.37 ± 4.1	8.69 ± 12.08
Chironomidae							
Cirripedia							
Corophium							
Corophium volutator			0.01 ± 0.04		<0.01 ± 0.01		
Crustacea							
Cumopsis goodsir							
Eteone		<0.01 ± 0.01	<0.01 ± 0.01	<0.01 ± 0.01	<0.01 ± < 0.01	<0.01 ± < 0.01	
Eteone flava					<0.01 ± < 0.01		

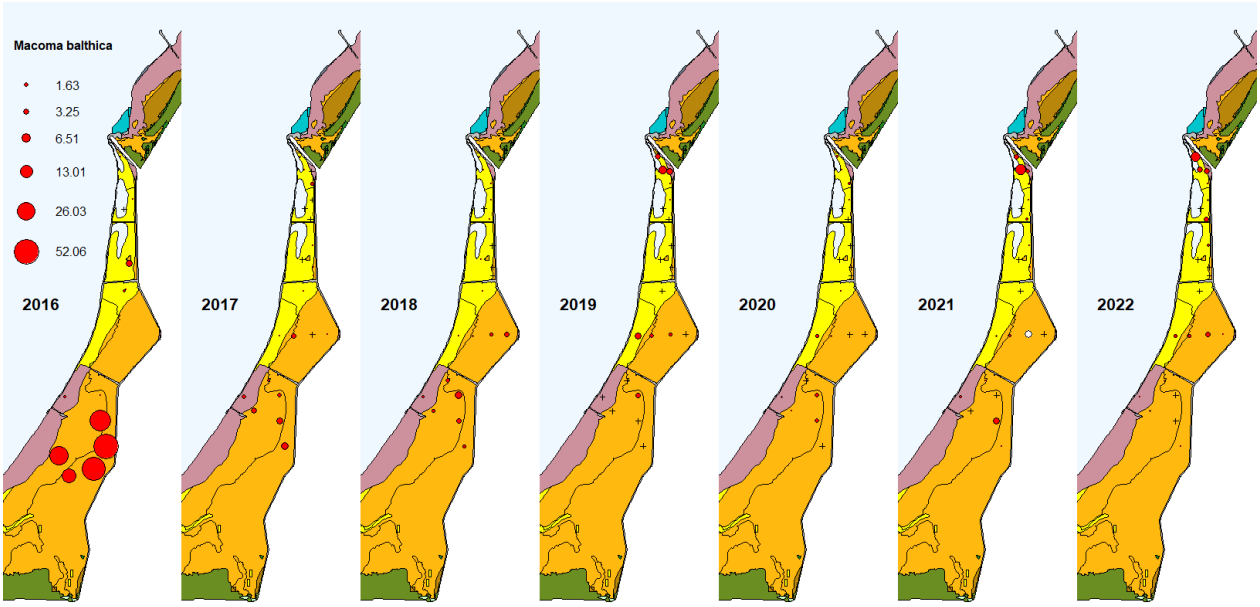
Eurydice pulchra							
Ficopomatus enigmaticus							
Gammarus							
Gastrosaccus spinifer							
Glycera tridactyla	0.39 ± 1.03	<0.01 ± < 0.01		0.07 ± 0.18	0.02 ± 0.05		0.04 ± 0.14
Haustorius arenarius							
Hydrozoa							
Insecta							
Jassa						<0.01 ± < 0.01	
Jassa marmorata							
Lanice conchilega		0.64 ± 1.84					
Lekanesphaera rugicauda							
Liocarcinus				<0.01 ± 0.01			
Marenzelleria							
Marenzelleria viridis							
Melita							
Microdeutopus							
Molgula							
Mollusca							
Monocorophium insidiosum							
Mytilicola							
Mytilus edulis							
Neoamphitrite							
Nephtys cirrosa					0.01 ± 0.02		
Ophiothrix fragilis							
Ophiuroidea							
Ostrea							
Ostreidae							
Palaemon elegans							
Polydora							
Pomatoschistus minutus							
Psamathe fusca							
Pseudopolydora paucibranchiata				<0.01 ± < 0.01			
Saccoglossus				0.01 ± 0.03			
Schistomysis							
Scoloplos armiger		0.12 ± 0.25		0.03 ± 0.1	0.01 ± 0.03	0.01 ± 0.02	<0.01 ± < 0.01
Serpula							
Spio martinensis		<0.01 ± < 0.01	<0.01 ± < 0.01	<0.01 ± < 0.01			
Streblospio							
Sycon ciliatum							
Terebellidae							
Venerupis				<0.01 ± 0.01			
Totaal	42.85 ± 10.39	22.05 ± 2.88	24.53 ± 2.93	35.88 ± 4.61	35.86 ± 5.8	32.06 ± 4.55	47.28 ± 5.03

* De gewichten van de wadpier (wormenhoopjes) die binnen 0.25 m^2 in het veld worden geteld zijn niet gewogen. Alleen de wadpieren verzameld door de steekbuizen gewogen zijn. Daarom zijn de bijbehorende tellingen hiervan niet meegenomen in de optelling van de biomassa, wat vermoedelijk leidt tot een onderschatting van de totale biomassa.

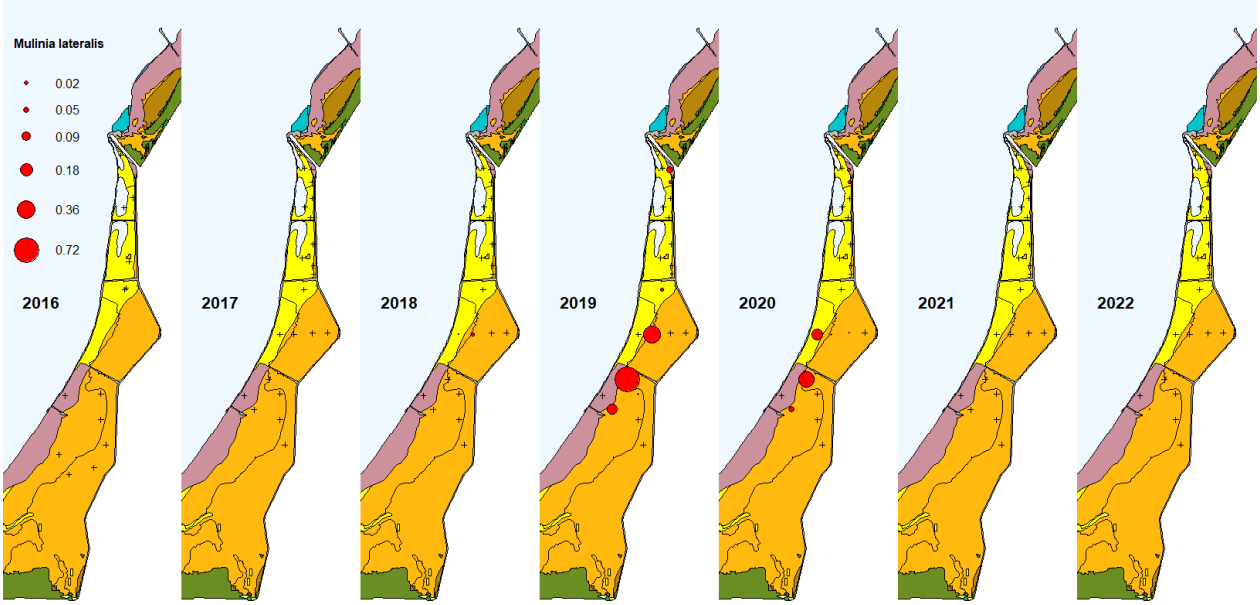
Knuitershoek	Biomassa (g AFDW m^{-2})						
	projectgebied						
Soort/Taxa	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
Magallana gigas			0.01 ± 0.04		25.06 ± 79.24	0.22 ± 0.69	25.91 ± 81.94
Scrobicularia plana		2.47 ± 4.73	4.33 ± 8.88	8.55 ± 11.71	10.47 ± 12.75	13.1 ± 15.53	23.36 ± 25.68
Heteromastus filiformis	2.39 ± 2.06	5.66 ± 5	6.1 ± 8.45	5.12 ± 6.56	4.29 ± 5.85	4.3 ± 3.27	8.86 ± 9.88
Hediste diversicolor	0.83 ± 1.53	1.46 ± 1.84	1.89 ± 2.5	3.22 ± 4.55	2.4 ± 4.01	4.52 ± 5.91	3.91 ± 4.84
Macoma balthica	0.76 ± 1.49	0.16 ± 0.34	0.08 ± 0.11	1.28 ± 2.13	0.17 ± 0.33	1.5 ± 2.93	1.75 ± 2.55
*Arenicola marina**	0.77 ± 1.88		1.78 ± 4.57	1.06 ± 3.29	1.12 ± 3.54	1.57 ± 3.04	1.44 ± 3.18
Hemigrapsus takanoi					1.4 ± 4.43		1.07 ± 3.4
Aphelochaeta	2.01 ± 3.93	0.25 ± 0.39	0.55 ± 0.72	0.61 ± 0.63	0.07 ± 0.11	0.11 ± 0.2	0.43 ± 1.12
Alitta succinea				0.06 ± 0.18	0.29 ± 0.61	0.1 ± 0.3	0.36 ± 1.06
Crepidula fornicata							0.23 ± 0.73
Nephtys hombergii		0.22 ± 0.7	0.47 ± 1.56	<0.01 ± 0.01	0.35 ± 0.9	0.25 ± 0.58	0.22 ± 0.66
Ensis leei							0.18 ± 0.58
Pygospio elegans	0.17 ± 0.26	<0.01 ± < 0.01	0.02 ± 0.04	0.03 ± 0.06	0.06 ± 0.13	0.05 ± 0.1	0.12 ± 0.18
Neoamphitrite figulus					0.61 ± 1.33		0.12 ± 0.39
Crangon crangon	0.29 ± 0.38	0.17 ± 0.23	0.08 ± 0.27	0.09 ± 0.17	0.11 ± 0.27	0.12 ± 0.22	0.1 ± 0.18
Cyathura carinata	<0.01 ± 0.01	<0.01 ± 0.01	<0.01 ± 0.01	0.02 ± 0.03	0.02 ± 0.06	0.07 ± 0.2	0.06 ± 0.16
Polydora cornuta			0.01 ± 0.02	<0.01 ± 0.01	<0.01 ± 0.01	<0.01 ± < 0.01	0.02 ± 0.03
Peringia ulvae			0.02 ± 0.05	<0.01 ± < 0.01	<0.01 ± 0.01	<0.01 ± 0.01	0.02 ± 0.03
Corophium arenarium					<0.01 ± < 0.01	0.03 ± 0.08	0.02 ± 0.04
Ruditapes			< 0.01 ± 0.01	0.07 ± 0.14			0.01 ± 0.02
Palaemonidae				<0.01 ± 0.01		0.06 ± 0.18	0.01 ± 0.04
Melita palmata		<0.01 ± < 0.01		<0.01 ± < 0.01	<0.01 ± 0.01	<0.01 ± < 0.01	0.01 ± 0.03
Hypereteone foliosa		<0.01 ± < 0.01	<0.01 ± < 0.01	0.01 ± 0.01		0.02 ± 0.04	0.01 ± 0.02
Kurtiella bidentata		<0.01 ± < 0.01	<0.01 ± < 0.01	0.01 ± 0.02	<0.01 ± 0.01	0.01 ± 0.01	0.01 ± 0.02
Streblospio benedicti		0.01 ± 0.02	<0.01 ± 0.01	0.03 ± 0.04	<0.01 ± 0.01	0.01 ± 0.02	0.01 ± 0.01
Carcinus maenas				<0.01 ± 0.01	0.04 ± 0.09	0.01 ± 0.05	0.01 ± 0.02
Ensis		0.01 ± 0.02		0.03 ± 0.09		<0.01 ± < 0.01	<0.01 ± 0.02
Harmothoe impar							<0.01 ± 0.01
Oligochaeta		<0.01 ± 0.01	<0.01 ± < 0.01	<0.01 ± 0.01	0.01 ± 0.02	<0.01 ± 0.01	<0.01 ± < 0.01
Actiniaria							<0.01 ± 0.01
Potamocorbula amurensis				<0.01 ± < 0.01	<0.01 ± < 0.01	0.01 ± 0.01	<0.01 ± < 0.01
Hemigrapsus							<0.01 ± 0.01
Nemertea						<0.01 ± < 0.01	<0.01 ± 0.01
Mulinia lateralis				0.01 ± 0.02	<0.01 ± 0.01		<0.01 ± 0.01
Phyllodoce mucosa		<0.01 ± 0.01					<0.01 ± < 0.01
Nereidinae	<0.01 ± 0.01	0.01 ± 0.02	0.02 ± 0.03	0.03 ± 0.08	0.01 ± 0.03	0.01 ± 0.03	<0.01 ± < 0.01
Grandidierella japonica							<0.01 ± < 0.01
Mya arenaria		<0.01 ± < 0.01	<0.01 ± < 0.01			<0.01 ± < 0.01	<0.01 ± < 0.01
Eteone longa						0.02 ± 0.05	<0.01 ± < 0.01
Spionidae							<0.01 ± < 0.01
Abra tenuis							
Amphibalanus improvisus							
Amphipoda							
Anoplodactylus petiolatus							
Aoridae					<0.01 ± < 0.01		
Austrominius modestus				<0.01 ± < 0.01			
Balanus							
Balanus crenatus							
Bathyporeia pilosa		0.01 ± 0.04					
Bathyporeia sarsi							
Bivalvia		<0.01 ± < 0.01		<0.01 ± < 0.01		<0.01 ± < 0.01	
Brachyura					0.01 ± 0.02		
Capitella							
Capitella capitata		<0.01 ± < 0.01					
Cerastoderma edule		<0.01 ± < 0.01		0.37 ± 1.15			
Chironomidae							
Cirripedia							
Corophium							
Corophium volutator	0.02 ± 0.03		<0.01 ± 0.01	<0.01 ± < 0.01			
Crustacea				<0.01 ± 0.01			
Cumopsis goodsir							
Eteone			<0.01 ± < 0.01	<0.01 ± < 0.01		0.01 ± 0.01	
Eteone flava							
Eurydice pulchra							
Ficopomatus enigmaticus							
Gammarus							
Gastrosaccus spinifer				<0.01 ± < 0.01			

Glycera tridactyla							
Haustorius arenarius							
Hydrozoa							
Insecta							
Jassa							
Jassa marmorata							
Lanice conchilega							
Lekanesphaera rugicauda							
Liocarcinus							
Marenzelleria							
Marenzelleria viridis							
Melita						<0.01 ± < 0.01	
Microdeutopus							
Molgula							
Mollusca							
Monocorophium insidiosum					<0.01 ± < 0.01		
Mytilicola							
Mytilus edulis					3.34 ± 10.55	<0.01 ± < 0.01	
Neoamphitrite						0.18 ± 0.56	
Nephtys cirrosa							
Ophiothrix fragilis							
Ophiuroidea							
Ostrea					<0.01 ± < 0.01		
Ostreidae			<0.01 ± < 0.01				
Palaemon elegans				0.02 ± 0.05			
Polydora		<0.01 ± < 0.01				<0.01 ± < 0.01	
Pomatoschistus minutus			0.02 ± 0.06				
Psamathe fusca							
Pseudopolydora paucibranchiata							
Saccoglossus							
Schistomysis							
Scoloplos armiger	0.14 ± 0.33						
Serpula							
Spio martinensis							
Streblospio						<0.01 ± < 0.01	
Sycon ciliatum				<0.01 ± < 0.01			
Terebellidae							
Venerupis				<0.01 ± < 0.01			
Totaal	7.36 ± 0.86	10.45 ± 1.47	15.39 ± 1.64	20.63 ± 1.98	49.83 ± 5.65	26.28 ± 2.67	68.29 ± 6.08

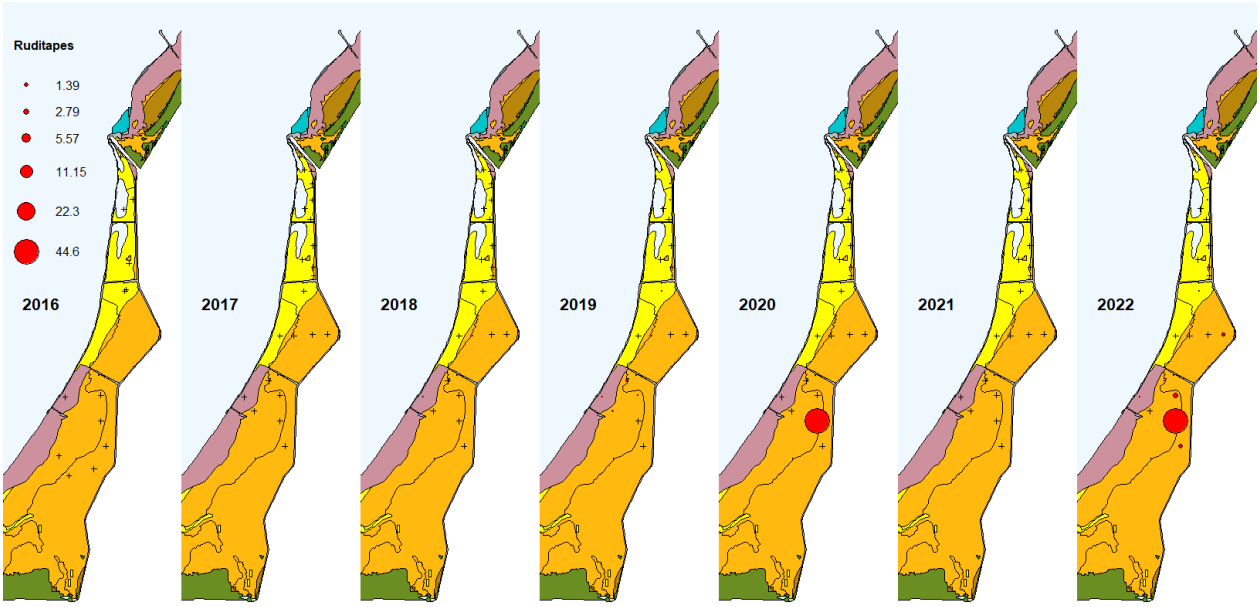
* De gewichten van de wadpier (wormenhoopjes) die binnen 0.25 m^2 in het veld worden geteld zijn niet gewogen. Alleen de wadpieren verzameld door de steekbuizen gewogen zijn. Daarom zijn de bijbehorende tellingen hiervan niet meegenomen in de optelling van de biomassa, wat vermoedelijk leidt tot een onderschatting van de totale biomassa.



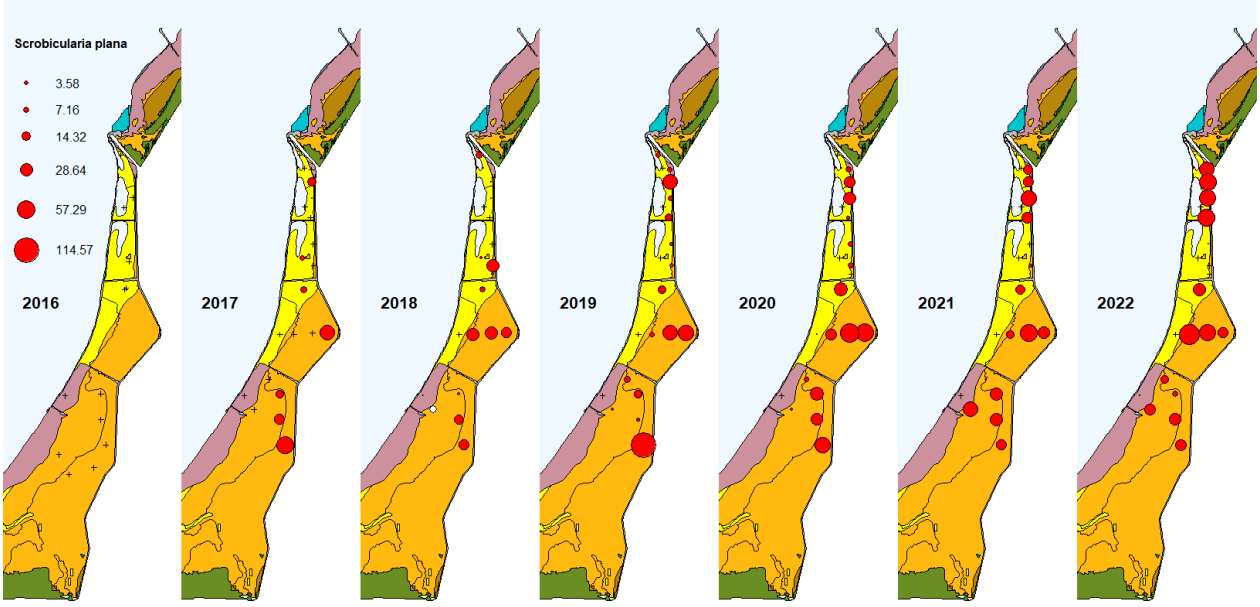
Figuur 35. Verspreidingskaart van het nonnetje (M. balthica). Hoe groter het bolletje hoe meer g afdw per m². Stations die geen macrofauna bevatten, zijn aangegeven met een kruis. Achtergrondkaart: Ecotopenkaart RWS 2018.



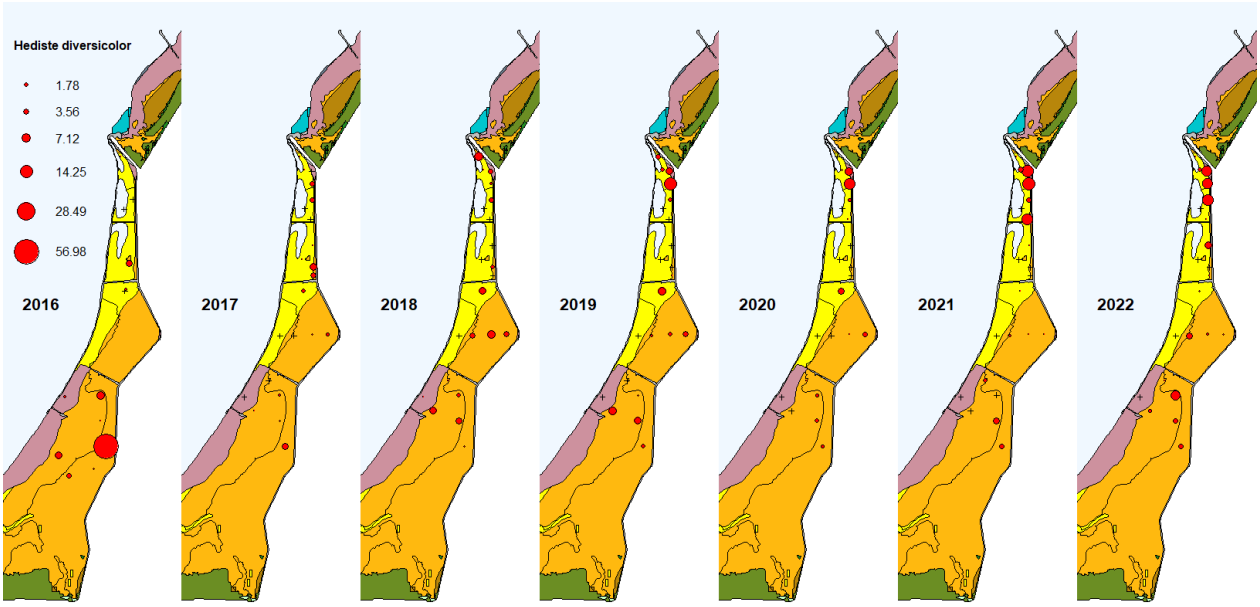
Figuur 36. Verspreidingskaart van de invasieve Amerikaanse strandschelp (M. lateralis). Hoe groter het bolletje hoe meer g afdw per m². Stations die geen macrofauna bevatten, zijn aangegeven met een kruis. Achtergrondkaart: Ecotopenkaart RWS 2018.



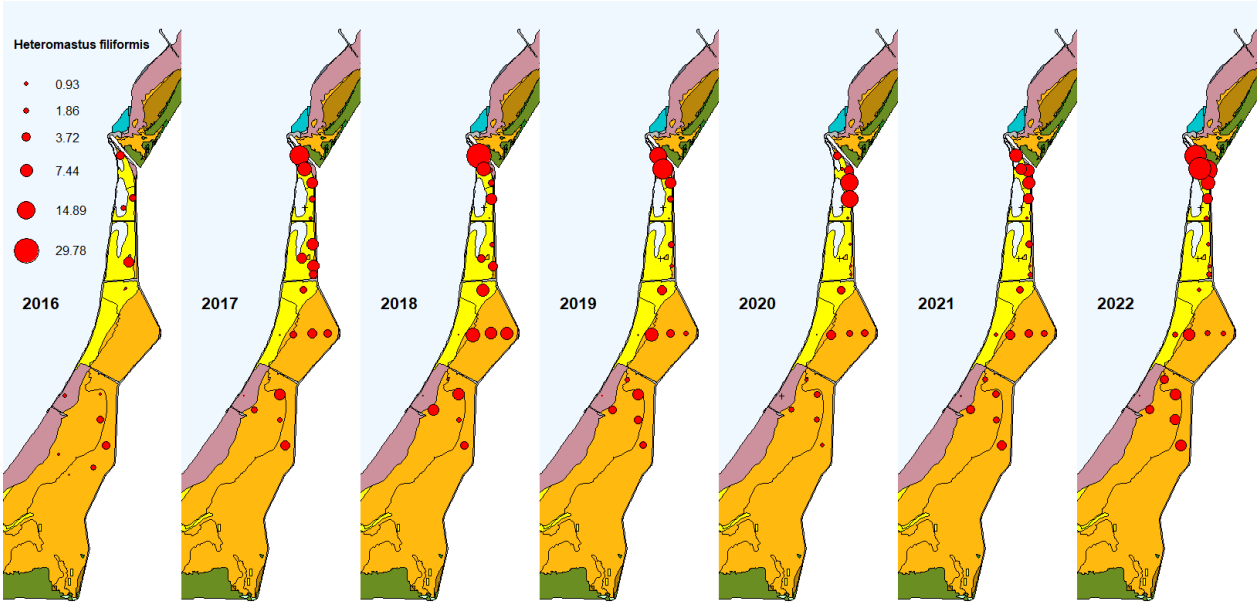
Figuur 37. Verspreidingskaart van de tapijtschelpen (Ruditapes). Hoe groter het bolletje hoe meer g afdw per m². Stations die geen macrofauna bevatten, zijn aangegeven met een kruis. Achtergrondkaart: Ecotopenkaart RWS 2018.



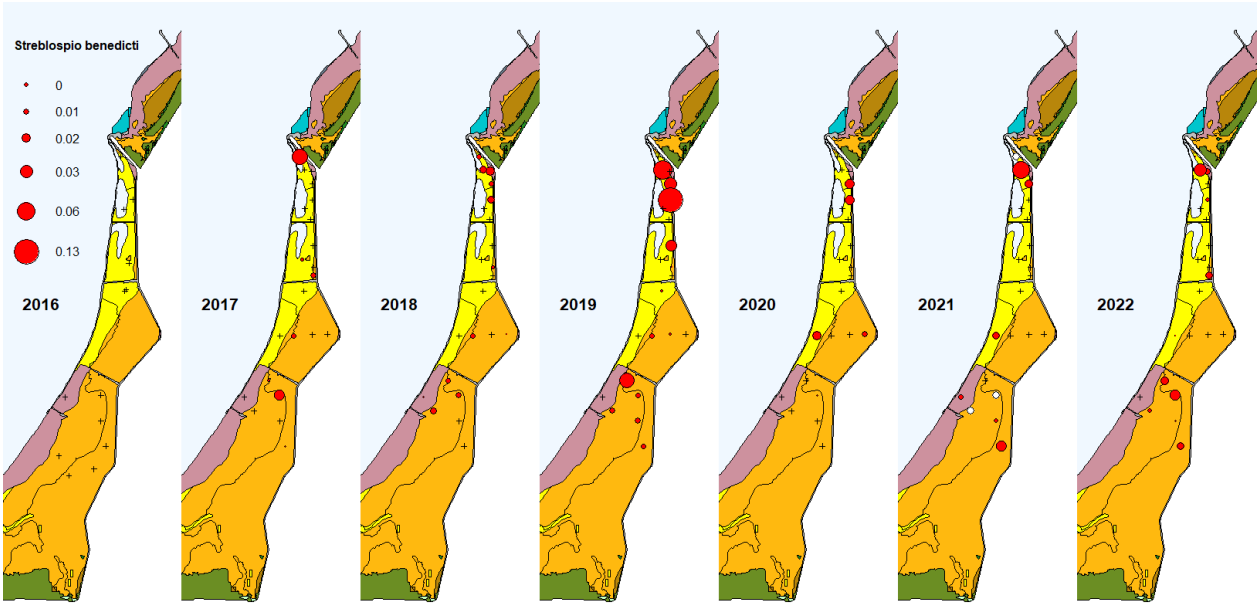
Figuur 38. Verspreidingskaart van de slijkgaper (S. plana). Hoe groter het bolletje hoe meer g afdw per m². Stations die geen macrofauna bevatten, zijn aangegeven met een kruis. Achtergrondkaart: Ecotopenkaart RWS 2018.



Figuur 39. Verspreidingskaart van de zeeduizendpoot (H. diversicolor). Hoe groter het bolletje hoe meer g afdw per m². Stations die geen macrofauna bevatten, zijn aangegeven met een kruis. Achtergrondkaart: Ecotopenkaart RWS 2018.



Figuur 40. Verspreidingskaart van de rode draadworm (H. filiformis). Hoe groter het bolletje hoe meer g afdw per m². Stations die geen macrofauna bevatten, zijn aangegeven met een kruis. Achtergrondkaart: Ecotopenkaart RWS 2018.



Figuur 41. Verspreidingskaart van de borstelworm S. benedicti. Hoe groter het bolletje hoe meer g afdw per m². Stations die geen macrofauna bevatten, zijn aangegeven met een kruis. Achtergrondkaart: Ecotopenkaart RWS 2018.

Macrofauna Baalhoek

Macrofauna bemonsteringen zijn uitgevoerd voor (2016) en na (2017 - 2022) aanleg van de strekdammen bij Baalhoek.

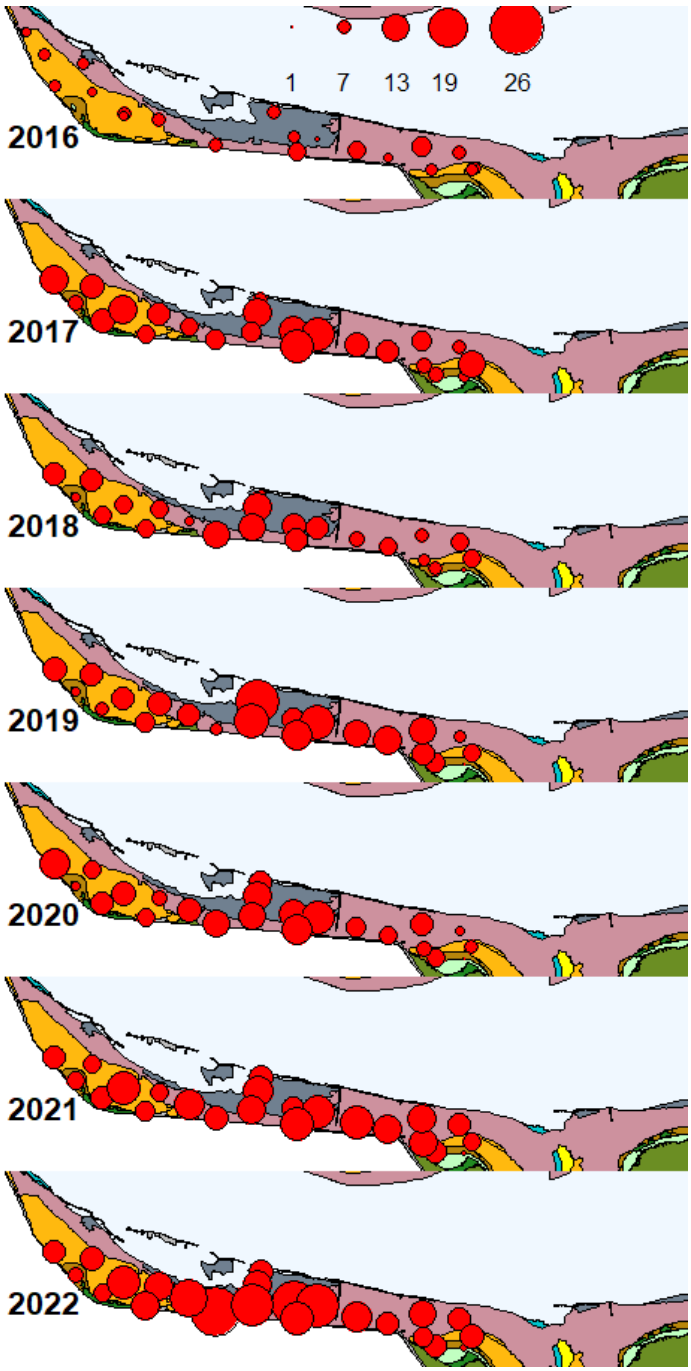
Soortenrijkdom

Zoals bij Knuitershoek is de soortenrijkdom bij Baalhoek sinds de aanleg van de strekdammen geleidelijk toegenomen. Het aantal soorten in het nevengebied, wel verhoogd sinds 2016, blijft sindsdien 2017 relatief stabiel met een jaarlijkse variabiliteit. Het aantal soorten in het projectgebied is in 2022 significant verhoogd. Van 2016 tot 2022 is het aantal soorten in het nevengebied verhoogd van 12 tot 26 en bij het projectgebied van 14 tot 40. In het bijzonder zijn er in 2022 een aantal nieuwe soorten gevonden: de brakwaterpot (*Amphibalanus improvisus*), de kleine zeekomma (*Cumopsis goodsir*), de vlokkreeftensoort (*Haustorius arenarius*) en de aasgarnaal (Schistomysis).

Op alle bemonsterde locaties in Baalhoek werden tussen 2016 en 2022 bodemdieren aangetroffen (Figuur 42). De meest voorkomende soorten in het projectgebied in 2022 zijn de rode draadworm (*H. filiformis*), de zeeduizendpoot (*Hediste diversicolor*) en de borstelworm *Aphelochaeta* (allemaal 100% van de locaties). Nog vier andere soorten zijn in 91% van de locaties gevonden: de lijnpissebed (*Cyathura carinata*), de zandpijp (*P. elegans*), de slijkgaper (*S. plana*) en het wadslakje (*Peringia ulvae*). De laatste is in 2022 in aantal en het voorkomen significant toegenomen en het werd ook in 2020 en 2021 zeer grote aantallen gevonden bij o.a. de Rattekaai in de Oosterschelde (Verdronken Land van Zuid-Beveland).

In het nevengebied zijn de zes meest voorkomend soorten *P. elegans* (100%), de zeeduizendpoot (*H. diversicolor*), de platte slijkgaper (*S. plana*), de rode draadworm (*H. filiformis*) (allemaal 92%) en de lijnpissebed (*C. carinata*), (83%). Het voorkomen van deze soorten is in 2022 toegenomen, behalve dat van de rode draadworm.

In het projectgebied hebben we een afname in het voorkomen van *H. diversicolor* en van *C. volutator* gezien. Maar deze zijn in 2022 weer in dichtheid toegenomen. Vanaf 2018 wordt de invasieve Amerikaanse strandschelp (*M. lateralis*) in het projectgebied geobserveerd en deze is in 2022 ook aangetroffen in het nevengebied. De invasieve brakwaterkorfschelp (*P. amurensis*) komt sinds 2019 in beide gebieden voor, met een veel groter voorkomen in het projectgebied (82%) dan in het nevengebied (17%) in 2022.



Figuur 42. Soortenrijkdom (aantal soorten) per bemonsteringslocatie. Hoe groter het bolletje hoe meer soorten. Achtergrondkaart: Ecotopenkaart RWS 2018.

Tabel 6. Het percentage voorkomen van verschillende macrofauna soorten voor (2016) en na (2017 - 2022) aanleg van de strekdammen bij Baalhoek. Soortenrijkdom geeft het gemiddelde aantal soorten per locatie (± standaarddeviatie).

Baalhoek	Voorkomen (%)													
	nevengebied							projectgebied						
Soort/Taxa	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
Aphelochaeta		50	25	50	25	33	17	14	100	100	82	82	73	100
Hediste diversicolor	77	92	92	75	83	75	92	57	64	73	82	45	64	100
Heteromastus filiformis	100	92	83	100	83	92	92	71	100	82	100	100	100	100
Cyathura carinata	92	75	67	83	75	83	83	100	91	100	91	100	91	91
Peringia ulvae		8	25	33	17	75	67			18	9	9	45	91
Pygospio elegans	62	100	75	83	83	92	100	71	91	91	100	100	100	91
Scrobicularia plana		75	75	67	83	67	92		91	82	91	82	91	91
Nereidinae	15	67	83	75	58	67	67	14	73	73	36	36	55	82
Potamocorbula amurensis				8	17	42	17				64	55	82	82
Hypereteone foliosa			8	25	17	17	42		64		18	45		73
Macoma balthica	100	100	92	75	75	67	75	57	64	45	82	73	82	73
Streblospio benedicti		42		25	8	42	17		73	9	55	73	82	73
Cerastoderma edule		17	17	25	17	8	17		36	55	55	18	27	64
Crangon crangon	77	50	25	58	42	50	25	57	55	36	73	45	82	64
Oligochaeta		17	17		8	25	17					36	45	64
Polydora cornuta		33	8	25	42	8	8		45	45	45	82	55	64
Grandidierella japonica						17	17					36	27	55
Alitta succinea	8	8			8	25		43	27	27	27	27	36	45
Mulinia lateralis							25			18	55	45	18	36
Ruditapes										9	45	27	9	36
Arenicola marina		17		8	33	67	67	43	9		9	36	45	27
Eteone longa					8	25	25					9	9	18
Mya arenaria		8							36	9	27		27	18
Amphibalanus improvisus														9
Amphipoda														9
Bathyporeia pilosa	31	17	8	8		25		29			9			9
Bathyporeia sarsi												9		9
Chironomidae													18	9
*Corophium**						8								9
Corophium arenarium		25	8	8	33	17	25		9					9
Corophium volutator	38	25	17	8		8	42	100	45	27	9		9	9
Cumopsis goodsir														9
Eurydice pulchra						8								9
Haustorius arenarius														9
Insecta			8											9
Lekanesphaera rugicauda					8	17								9
Marenzelleria viridis	8						8		18			9	9	9
Melita						8								9
Mollusca														9
Mytilicola**														9
Nemertea		25			8		17		9	9		9	9	9
Schistomysis														9
Abra tenuis							8							
Actiniaria														

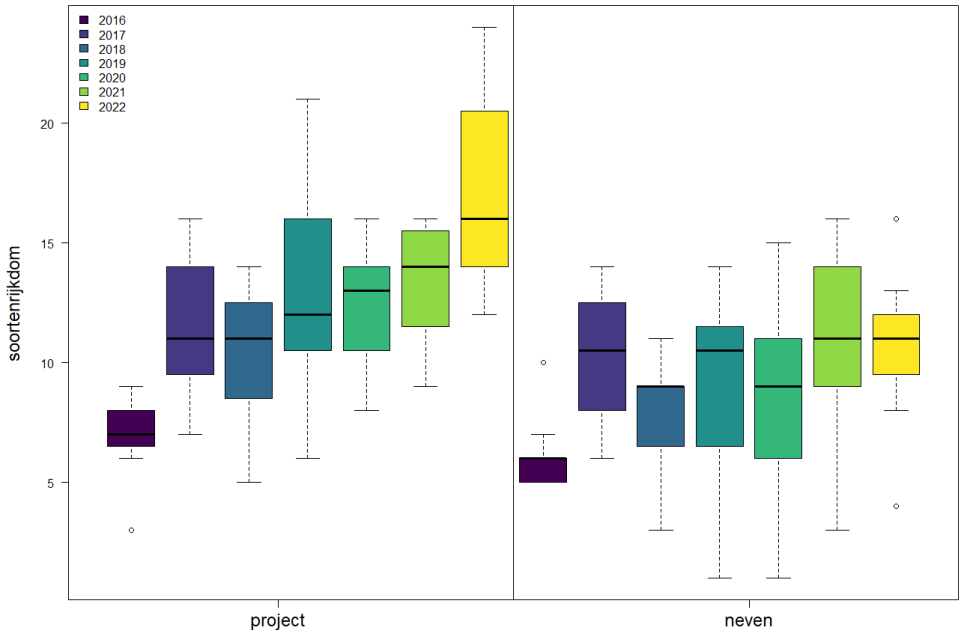
Anoplodactylus petiolatus															9
Aoridae							8								
Austrominius modestus															
Balanus															
Balanus crenatus												9			
Bivalvia					17					9		18			
Brachyura						8									18
Capitella															
Capitella capitata															
Carcinus maenas			8			8	8			9	9				
Cirripedia															
Crepidula fornicata															
Crustacea												9			
Ensis		8	8				8			9	27	18			
Ensis leei															
Eteone	8	67	25	42						36	18	9	9		
Eteone flava															
Ficopomatus enigmaticus															
Gammarus								8							
Gastrosaccus spinifer															
Glycera tridactyla		8													
Harmothoe impar															
Hemigrapsus			17						14		18				
Hemigrapsus takanoi															
Hydrozoa												9	9		
Jassa															
Jassa marmorata				8									9		
Kurtiella bidentata															
Lanice conchilega															
Liocarcinus															
Magallana gigas															
Marenzelleria							8								
Melita palmata															
Microdeutopus												9			
Molgula															
Monocorophium insidiosum															
Mytilus edulis															
Neoamphitrite															
Neoamphitrite figulus															
Nephtys cirrosa															
Nephtys hombergii												9			
Ophiothrix fragilis													9		
Ophiuroidea															
Ostrea															
Ostreidae															
Palaemon elegans															
Palaemonidae															
Phyllodoce mucosa									14						
Polydora															9
Pomatoschistus minutus											18				
Psamathe fusca												9			

Pseudopolydora paucibranchiata														
Saccoglossus														
Scoloplos armiger														
Serpula														
Spio martinensis														
Spionidae				8										
Streblospio														
Sycon ciliatum														
Terebellidae														
Venerupis														
Totaal	12	24	22	23	24	30	26	14	24	24	31	29	29	40
	6.2	10.3	7.9	9.2	8.5	11	10.7	6.9	11.6	10	12.6	12.3	13.3	17.1
	±	±	±	±	±	±	±	±	±	±	±	±	±	±
Soortenrijkdom	1.34	2.8	2.39	3.76	3.71	3.41	2.9	2.04	3.01	3.1	4.46	2.53	2.57	3.94

*Deze ‘soort’ behoort behoort ofwel tot *Corophium arenarium* of tot *Corophium volutator* en is daarom niet meegenomen in het optellen van het aantal soorten.

** *Mytilicola* is een parasiet die zich normaal gesproken in oesters en/of andere tweekleppigen bevindt. Hij is alleen gevonden bij Baalhoek in 2022 en is ook niet bij het aantal soorten geteld.

Het gemiddelde aantal taxa per locatie is significant verschillend tussen het neven- en projectgebied ($p < 0.01$), met meer soorten in het projectgebied. Beide gebieden laten fluctuatie zien in de tijd (Figuur 43). Zowel binnen het projectgebied als het nevengebied is de soortenrijkdom van 2017 tot 2022 significant hoger dan in 2016.

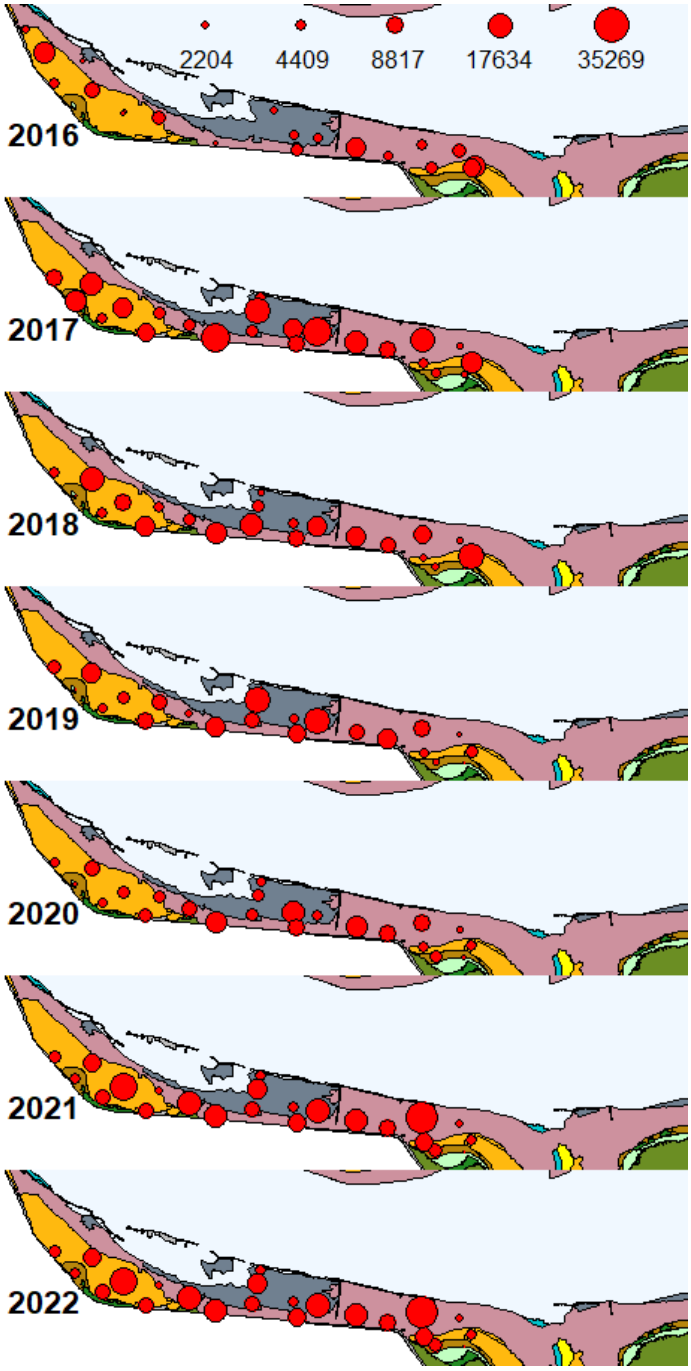


Figuur 43. Soortenrijkdom per jaar binnen het project- en nevengebied van Baalhoek.

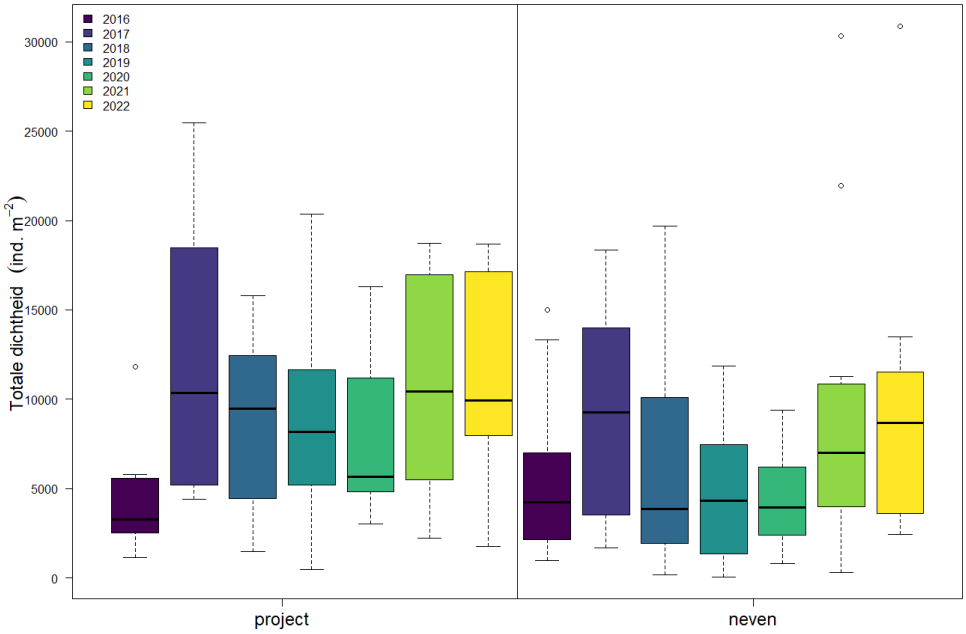
Dichtheid

De totale dichtheid per locatie varieert ruimtelijk binnen het gebied (Figuur 44). In het nevengebied neemt het af over de tijd na 2017. De dichtheden zijn echter niet significant verschillend tussen de eerste paar jaar na de aanleg van de strekdammen maar wel in de laatste twee jaar (Figuur 45). In het nevengebied had *H. filiformis* met gemiddeld 3547 ±2626 individuen per m^2 de hoogste dichtheid in 2022, gevolgd door *P. elegans* (2868 ± 6543 ind. m^{-2}), *H. diversicolor* (714 ± 579 ind. m^{-2}), *C. carinata* (488 ± 586 ind. m^{-2}) en *S. plana* (453 ± 439 ind. m^{-2}).

H. filiformis had ook in het projectgebied de hoogste dichtheid, met gemiddeld 5568 ± 3334 individuen per m^2 in 2022, gevolgd door *P. elegans* (1200 ± 1517 ind. m^{-2}), *C. carinata* (776 ± 538 ind. m^{-2}), *Aphelochaeta* (768 ± 954 ind. m^{-2}) en *P. ulvae* (613 ± 954 ind. m^{-2}). De exoot *P. amurensis* werd voornamelijk in het projectgebied geobserveerd maar is ook in het nevengebied te vinden. De biomassa van de exoot *M. lateralis* is in 2022 sterk afgenomen in het projectgebied (Figuur 46) maar sinds het laatste jaar is het ook in het nevengebied gevonden. Verder in 2022 is er een afname van *P. cornuta* in het nevengebied en een afname van Aphelochaeta, *M.* lateralis en *C. edule* over de tijd. Maar *C. edule* is in 2022 weer iets toegenomen. *H. diversicolor* en *M. balthica* zijn de laatste jaren min of meer stabiel met wat jaarlijkse variabiliteit (Figuur 32).



Figuur 44. Totale dichtheid (individuen m^{-2}) per bemonsteringslocatie. Hoe groter het bolletje hoe meer individuen per m^2. Achtergrondkaart: Ecotopenkaart RWS 2018.



Figuur 45. Totale dichtheden (individuen m^{-2}) per jaar voor het project- en nevengebied van Baalhoek.

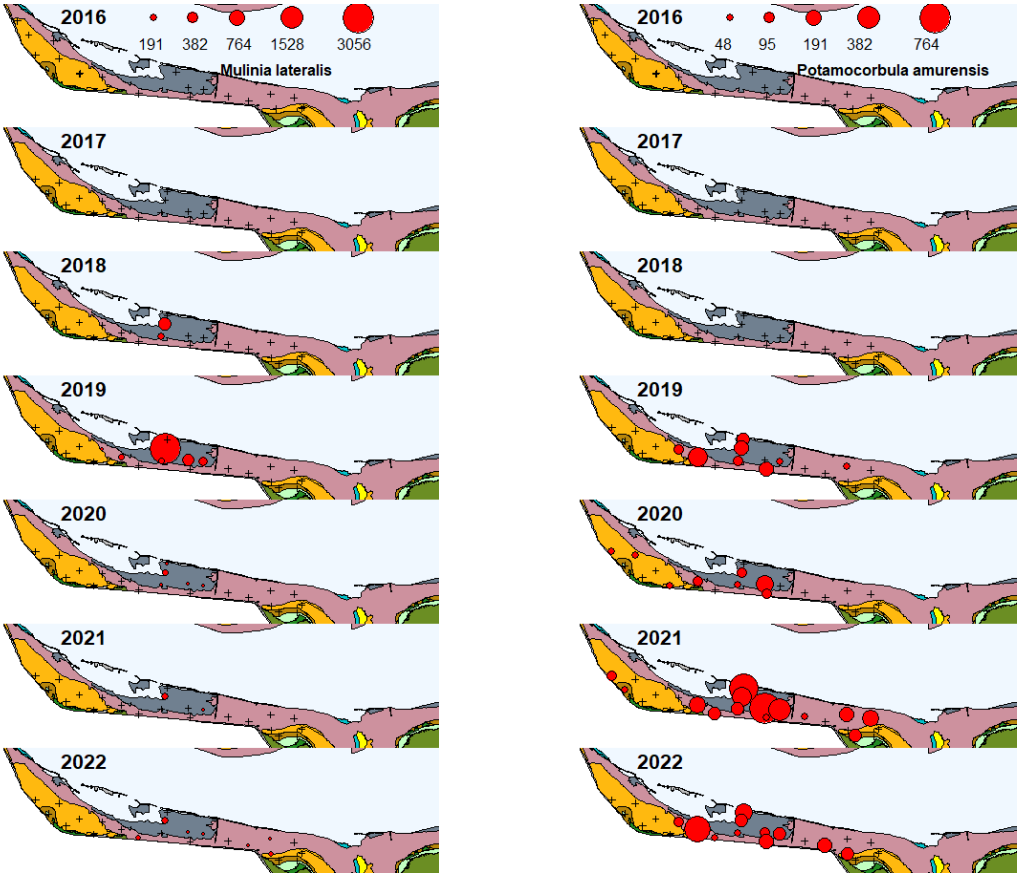
Tabel 7. De dichtheid (ind. m^{-2}, gemiddelde ± sd) van verschillende macrofauna soorten in het neven- en projectgebied van Baalhoek. Taxa staan geordend naar hun voorkomen in het projectgebied in 2022.

Baalhoek	Dichtheid (ind. m^{-2})						
	nevengebied						
Soort/Taxa	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
Heteromastus filiformis	2158 ± 2511	2691 ± 2370	1638 ± 1334	1733 ± 1516	1959 ± 1584	3643 ± 3184	3547 ± 2626
Pygospio elegans	836 ± 1758	3151 ± 4687	2564 ± 4156	1379 ± 1888	711 ± 1533	3374 ± 7682	2868 ± 6543
Cyathura carinata	411 ± 355	403 ± 395	361 ± 606	485 ± 483	502 ± 479	782 ± 870	488 ± 586
Aphelochaeta		184 ± 407	28 ± 64	113 ± 152	11 ± 19	18 ± 28	11 ± 26
Peringia ulvae		7 ± 25	223 ± 732	191 ± 596	64 ± 208	85 ± 139	361 ± 432
Scrobicularia plana		255 ± 309	485 ± 682	248 ± 266	276 ± 246	166 ± 188	453 ± 439
Hediste diversicolor	539 ± 653	562 ± 488	534 ± 591	131 ± 156	393 ± 601	463 ± 429	714 ± 579
Nereidinae	29 ± 84	92 ± 123	152 ± 187	180 ± 206	138 ± 220	364 ± 543	184 ± 227
Streblospio benedicti		60 ± 86		18 ± 34	4 ± 12	57 ± 84	11 ± 26
Crangon crangon	144 ± 138	46 ± 56	11 ± 19	35 ± 47	42 ± 60	35 ± 51	35 ± 79
Grandidierella japonica						11 ± 26	14 ± 38
Potamocorbula amurensis				4 ± 12	7 ± 17	53 ± 77	25 ± 59
Polydora cornuta		18 ± 28	4 ± 12	21 ± 42	25 ± 34	32 ± 110	4 ± 12
Macoma balthica	447 ± 333	393 ± 391	386 ± 469	202 ± 201	103 ± 88	166 ± 212	163 ± 173
Cerastoderma edule		42 ± 101	85 ± 226	67 ± 125	11 ± 26	7 ± 25	7 ± 17
Oligochaeta		18 ± 49	7 ± 17		4 ± 12	11 ± 19	14 ± 38
Hypereteone foliosa			4 ± 12	18 ± 34	7 ± 17	11 ± 26	53 ± 109
Alitta succinea	7 ± 24	4 ± 12			4 ± 12	11 ± 19	
Mulinia lateralis							14 ± 28
Ruditapes							
Arenicola marina		7 ± 17		4 ± 12	14 ± 21	60 ± 95	47 ± 92
Corophium						11 ± 37	
Eteone longa					4 ± 12	14 ± 28	11 ± 19
Amphipoda							
Mya arenaria		4 ± 12					
Amphibalanus improvisus							
Bathyporeia pilosa	39 ± 78	216 ± 637	7 ± 25	4 ± 12		18 ± 38	
Bathyporeia sarsi							
Chironomidae							
Corophium arenarium		767 ± 2632	4 ± 12	7 ± 25	113 ± 250	32 ± 79	198 ± 515
Corophium volutator	970 ± 3382	21 ± 42	7 ± 17	4 ± 12		4 ± 12	134 ± 400
Cumopsis goodsir							
Eurydice pulchra						4 ± 12	
Haustorius arenarius							
Insecta			4 ± 12				
Lekanesphaera rugicauda					4 ± 12	7 ± 17	
Marenzelleria viridis	3 ± 12						4 ± 12
Melita						4 ± 12	
Mollusca							
Mytilicola							
Nemertea		11 ± 19			7 ± 25		7 ± 17
Schistomysis							
Abra tenuis							4 ± 12
Actiniaria							
Anoplodactylus petiolatus							
Aoridae						4 ± 12	
Austrominius modestus							
Balanus							
Balanus crenatus							
Bivalvia				14 ± 38			
Brachyura					4 ± 12		
Capitella							
Capitella capitata							
Carcinus maenas			4 ± 12		4 ± 12	4 ± 12	
Cirripedia							
Crepidula fornicata							
Crustacea							
Ensis		4 ± 12	4 ± 12			4 ± 12	
Ensis leei							
Eteone	23 ± 82	60 ± 78	21 ± 42	28 ± 49			
Eteone flava							
Ficopomatus enigmaticus							
Gammarus							4 ± 12
Gastrosaccus spinifer							
Glycera tridactyla		4 ± 12					
Harmothoe impar							
Hemigrapsus			53 ± 171				
Hemigrapsus takanoi							
Hydrozoa							

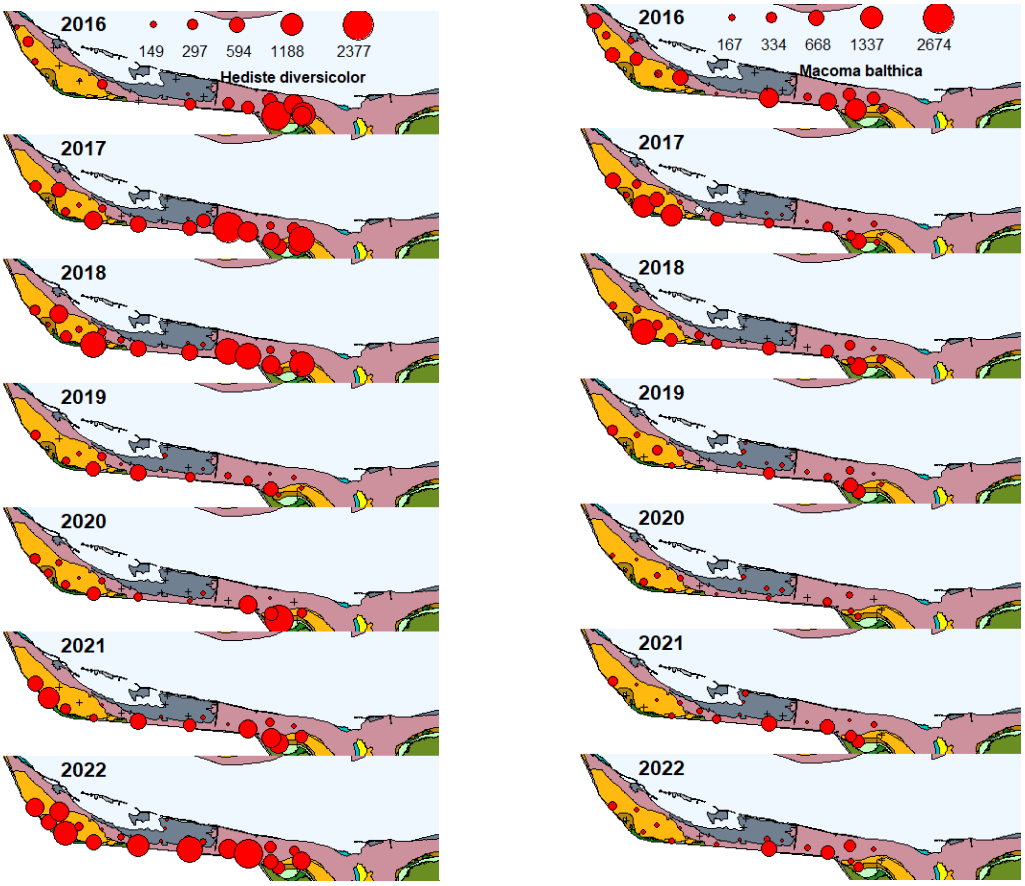
Jassa							
Jassa marmorata				4 ± 12			
Kurtiella bidentata							
Lanice conchilega							
Liocarcinus							
Magallana gigas							
Marenzelleria						4 ± 12	
Melita palmata							
Microdeutopus							
Molgula							
Monocorophium insidiosum							
Mytilus edulis							
Neoamphitrite							
Neoamphitrite figulus							
Nephtys cirrosa							
Nephtys hombergii							
Ophiothrix fragilis							
Ophiuroidea							
Ostrea							
Ostreidae							
Palaemon elegans							
Palaemonidae							
Phyllodoce mucosa							
Polydora							
Pomatoschistus minutus							
Psamathe fusca							
Pseudopolydora paucibranchiata							
Saccoglossus							
Scoloplos armiger							
Serpula							
Spio martinensis							
Spionidae				4 ± 12			
Streblospio							
Sycon ciliatum							
Terebellidae							
Venerupis							
Totaal	5606 ± 712	9019 ± 971	6582 ± 726	4891 ± 527	4407 ± 500	9454 ± 1061	9373 ± 993

Baalhoek	Dichtheid (ind. m^{-2})						
	projectgebied						
Soort/Taxa	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
Heteromastus filiformis	2025 ± 2846	6004 ± 4994	2720 ± 2872	3411 ± 2961	3569 ± 2383	4815 ± 3765	5568 ± 3334
Pygospio elegans	903 ± 1075	1779 ± 1413	1003 ± 1221	756 ± 888	1111 ± 1311	1624 ± 1427	1200 ± 1517
Cyathura carinata	261 ± 83	567 ± 702	405 ± 354	853 ± 1202	945 ± 587	1219 ± 1616	776 ± 538
Aphelochaeta	127 ± 337	1833 ± 2668	1810 ± 2243	2454 ± 4120	336 ± 531	1142 ± 2621	768 ± 954
Peringia ulvae			62 ± 191	12 ± 38	12 ± 38	96 ± 175	613 ± 954
Scrobicularia plana		239 ± 212	282 ± 277	367 ± 340	289 ± 225	266 ± 196	505 ± 451
Hediste diversicolor	146 ± 173	471 ± 706	478 ± 649	185 ± 230	93 ± 155	135 ± 220	467 ± 567
Nereidinae	30 ± 80	293 ± 337	340 ± 381	69 ± 129	89 ± 151	150 ± 264	328 ± 281
Streblospio benedicti		143 ± 153	4 ± 13	69 ± 83	77 ± 75	189 ± 277	189 ± 305
Crangon crangon	49 ± 52	85 ± 114	19 ± 29	116 ± 185	42 ± 60	166 ± 237	143 ± 181
Grandidierella japonica					46 ± 101	58 ± 165	143 ± 267
Potamocorbula amurensis				89 ± 96	54 ± 76	243 ± 266	135 ± 157
Polydora cornuta		297 ± 734	77 ± 128	154 ± 271	1092 ± 2486	50 ± 59	123 ± 141
Macoma balthica	291 ± 428	208 ± 388	147 ± 206	96 ± 104	58 ± 44	147 ± 206	116 ± 194
Cerastoderma edule		85 ± 167	224 ± 539	112 ± 180	15 ± 34	12 ± 20	93 ± 102
Oligochaeta					23 ± 40	81 ± 128	89 ± 92
Hypereteone foliosa		69 ± 95		12 ± 27	31 ± 38		66 ± 64
Alitta succinea	36 ± 62	50 ± 139	15 ± 29	23 ± 44	15 ± 29	15 ± 21	46 ± 88
Mulinia lateralis			4 ± 13	69 ± 189	39 ± 90	15 ± 51	39 ± 70
Ruditapes			66 ± 169	374 ± 902	27 ± 39	19 ± 52	31 ± 54
Arenicola marina	36 ± 52	4 ± 13		4 ± 13	15 ± 21	38 ± 60	20 ± 44
Corophium							15 ± 51
Eteone longa					8 ± 26	8 ± 26	12 ± 27
Amphipoda							8 ± 26
Mya arenaria		23 ± 35	8 ± 26	12 ± 20		15 ± 29	8 ± 17
Amphibalanus improvisus							4 ± 13
Bathyporeia pilosa	24 ± 48			4 ± 13			4 ± 13
Bathyporeia sarsi					4 ± 13		4 ± 13
Chironomidae						12 ± 27	4 ± 13
Corophium arenarium		4 ± 13					4 ± 13
Corophium volutator	236 ± 241	316 ± 938	35 ± 89	19 ± 64		23 ± 77	4 ± 13
Cumopsis goodsir							4 ± 13
Eurydice pulchra							4 ± 13
Haustorius arenarius							4 ± 13
Insecta							4 ± 13
Lekanesphaera rugicauda							4 ± 13
Marenzelleria viridis		8 ± 17			4 ± 13	12 ± 38	4 ± 13
Melita							4 ± 13
Mollusca							4 ± 13
Mytilicola							4 ± 13
Nemertea		4 ± 13	4 ± 13		4 ± 13	4 ± 13	4 ± 13
Schistomysis							4 ± 13
Abra tenuis							
Actiniaria							
Anoplodactylus petiolatus						4 ± 13	
Aoridae							
Austrominius modestus							
Balanus							
Balanus crenatus				12 ± 38			
Bivalvia		8 ± 26		12 ± 27			
Brachyura						8 ± 17	
Capitella							
Capitella capitata							
Carcinus maenas		4 ± 13	4 ± 13				
Cirripedia							
Crepidula fornicata							
Crustacea				4 ± 13			
Ensis		4 ± 13	12 ± 20	8 ± 17			
Ensis leei							
Eteone		23 ± 40	12 ± 27	4 ± 13	4 ± 13		
Eteone flava							
Ficopomatus enigmaticus							
Gammarus							
Gastrosaccus spinifer							
Glycera tridactyla							
Harmothoe impar							
Hemigrapsus	461 ± 1219		914 ± 2265				
Hemigrapsus takanoi							
Hydrozoa				4 ± 13	4 ± 13		
Jassa							
Jassa marmorata					4 ± 13		
Kurtiella bidentata							

Lanice conchilega							
Liocarcinus							
Magallana gigas							
Marenzelleria							
Melita palmata							
Microdeutopus				54 ± 179			
Molgula							
Monocorophium insidiosum							
Mytilus edulis							
Neoamphitrite							
Neoamphitrite figulus							
Nephtys cirrosa							
Nephtys hombergii				4 ± 13			
Ophiothrix fragilis					4 ± 13		
Ophiuroidea							
Ostrea							
Ostreidae							
Palaemon elegans							
Palaemonidae							
Phyllodoce mucosa	6 ± 16						
Polydora						4 ± 13	
Pomatoschistus minutus			8 ± 17				
Psamathe fusca				4 ± 13			
Pseudopolydora paucibranchiata							
Saccoglossus							
Scoloplos armiger							
Serpula							
Spio martinensis							
Spionidae							
Streblospio							
Sycon ciliatum							
Terebellidae							
Venerupis							
Totaal	4632 ± 674	12520 ± 1540	8650 ± 664	9364 ± 720	8014 ± 788	10571 ± 1109	11564 ± 1025



Figuur 46. Verspreidingskaart van de exoten M. lateralis en P. amurensis. Hoe groter het bolletje hoe meer individuen per m^2. Stations die geen macrofauna bevatten, zijn aangegeven met een kruis. Achtergrondkaart: Ecotopenkaart RWS 2018.

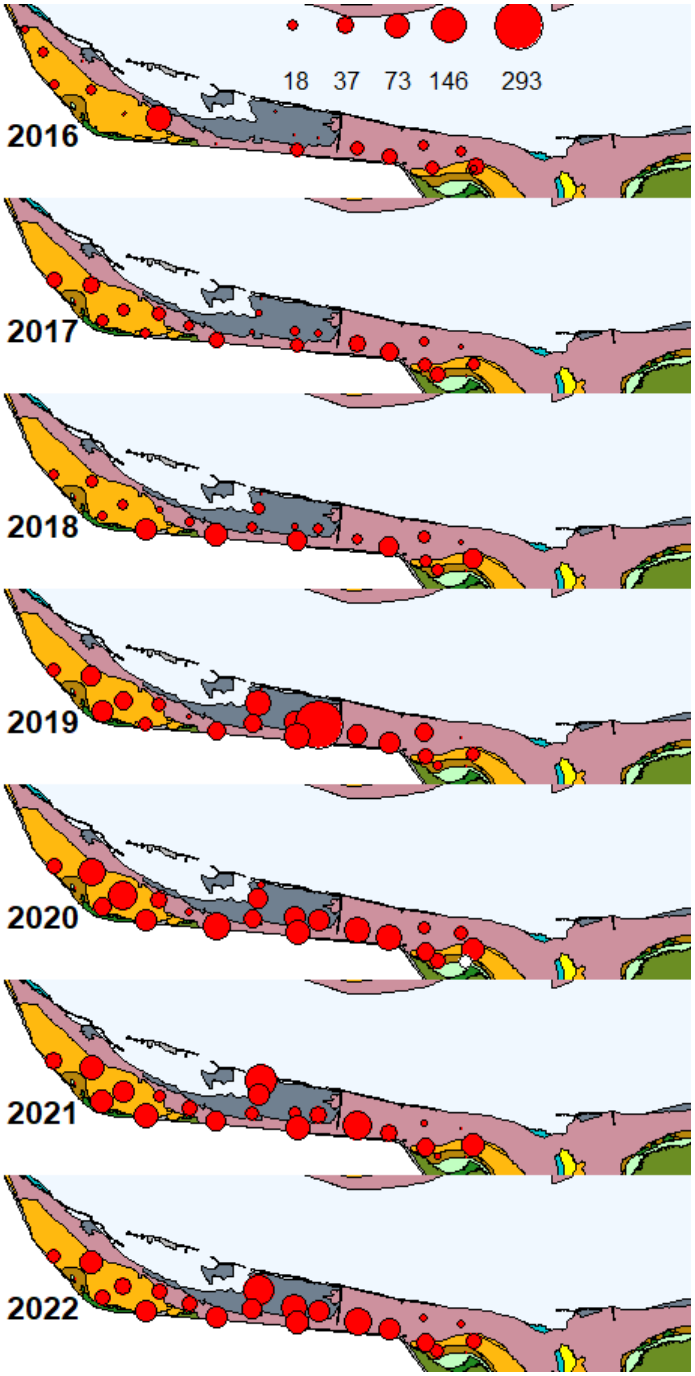


Figuur 47. Verspreidingskaart van H. diversicolor en M. balthica. Hoe groter het bolletje hoe meer individuen per m². Stations die geen macrofauna bevatten, zijn aangegeven met een kruis. Achtergrondkaart: Ecotopenkaart RWS 2018.

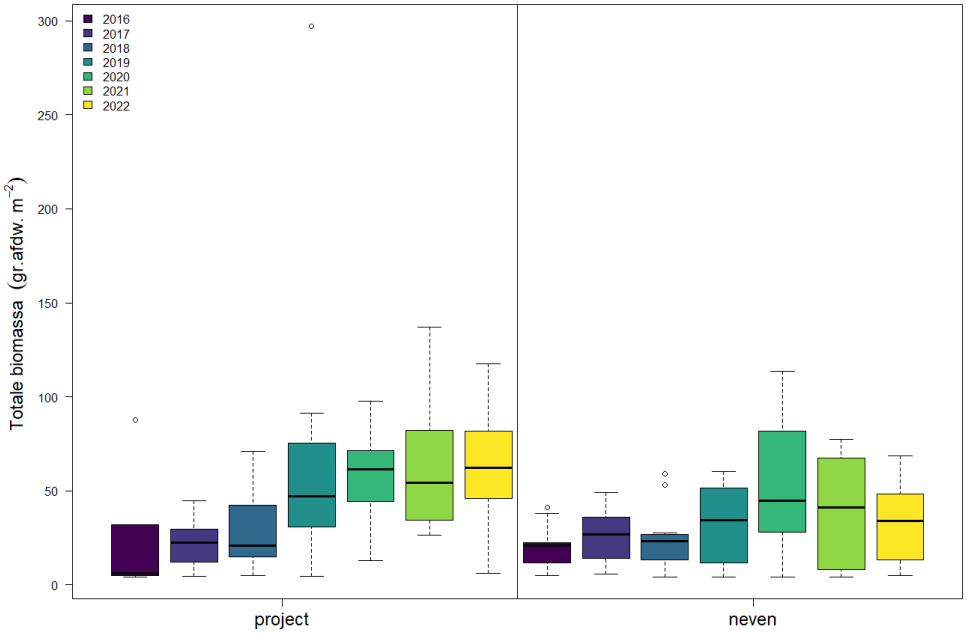
Biomassa

De totale biomassa per locatie verschilt ruimtelijk binnen het gebied (Figuur 48, Figuur 32) en nam in de eerste jaren toe met het hoogtepunt in 2019 voor het projectgebied en in 2020 voor het nevengebied. In de volgende twee jaar is de biomassa enigszins afgenomen maar het is toch bijna twee tot drie keer groter dan in 2016. Van 2016 tot 2020 is de totale biomassa in het projectgebied significant gegroeid en is daarna stabiel terwijl in het nevengebied er een lichte afname sinds 2020 is (Figuur 49Figuur 33). *S. plana* heeft met gemiddeld 27.81 ± 24.04 g afdw per m² de hoogste biomassa in 2022 binnen het projectgebied, gevolgd door *Ruditapes* (12.64 ± 31.18), *H. filiformis* (6.45 ± 3.33 g afdw m^{-2}), *P. amurensis* (2.79 ± 6.02) en *H. diversicolor* (2.75 ± 2.95 g afdw m^{-2}).

In het nevengebied was de biomassa van *S. plana* het hoogste van alle soorten met gemiddeld 17.71 ± 16.72 g afdw per m². Sinds 2020 is er een afname in de biomassa van de slijkgaper, en nu ook lager dan in het projectgebied is. De op een na belangrijkste soort qua biomassa in 2022 is *H. filiformis* (4.74 ± 3.91 g afdw per m²), gevolgd door *H. diversicolor* (2.71 ± 3.11), *M. balthica (*2.28 ± 2.34 g afdw per m²) en *A. marina* (0.83 ± 1.64 g afdw per m²). De biomassa van de wadpier is vermoedelijk hoger, maar de gewichtsinformatie is niet beschikbaar bij de geteelde wormenhoopjes. De variabiliteit in bemonsteringsefficiëntie van verschillende bemonsteringsapparatuur is een bekende beperking en elke heeft compromissen, waarvan sommige beter geschikt zijn voor bepaalde doelgroepen van bodemdieren en/of omgevingsfactoren dan andere (Wijsman et al. 2022; Flannagan 1970; Milbrink en Wiederholm 1973). De hoge totale biomassa in beide gebieden wordt voornamelijk veroorzaakt door de hoge biomassa van *S. plana* (Figuur 50) en in het projectgebied ook door *Ruditapes*. Opvallend is de afwezigheid tot nu toe van de tapijtschelp in het nevengebied.



Figuur 48. Totale biomassa (g afdw m^{-2}) per bemonsteringslocatie. Hoe groter het bolletje hoe meer individuen per m^2. Achtergrondkaart: Ecotopenkaart RWS 2018.



Figuur 49. Totale biomassa (g afdw m^{-2}) per jaar voor het project- en nevengebied van Baalhoek.

Tabel 8. Biomassa (g afdw per m², gemiddelde ± sd) van verschillende macrofauna soorten in het neven en projectgebied van Baalhoek. Taxa staan geordend naar hun voorkomen in het projectgebied in 2022.

Baalhoek	Biomassa (g AFDW m^{-2})						
	nevengebied						
Soort/Taxa	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
Scrobicularia plana		10.89 ± 9.73	11.78 ± 13.28	19.46 ± 17.72	36.82 ± 35.01	26.45 ± 27.22	17.71 ± 16.72
Ruditapes							
Heteromastus filiformis	1.07 ± 1.3	3.54 ± 2.95	2.8 ± 2.38	2.6 ± 2.2	3.07 ± 2.11	3.07 ± 2.26	4.71 ± 3.91
Potamocorbula amurensis				<0.01 ± 0.02	<0.01 ± < 0.01	0.03 ± 0.07	<0.01 ± 0.01
Hediste diversicolor	2.57 ± 2.55	2.12 ± 1.53	1.53 ± 1.61	0.76 ± 0.96	1.07 ± 1.46	1.4 ± 1.52	2.71 ± 3.11
Mya arenaria		0.01 ± 0.02					
*Arenicola marina**	0.48 ± 1.72	0.6 ± 1.56	0.1 ± 0.34	0.25 ± 0.85	3.12 ± 4.85	1.03 ± 2.64	0.83 ± 1.64
Macoma balthica	10.24 ± 9.03	3.8 ± 3.37	3.47 ± 3	3.97 ± 4.16	2.95 ± 3.27	1.05 ± 1.19	2.28 ± 2.34
Cerastoderma edule		0.52 ± 1.2	0.14 ± 0.38	0.9 ± 2.34	0.1 ± 0.34	0.08 ± 0.29	<0.01 ± 0.01
Alitta succinea	0.19 ± 0.69	<0.01 ± 0.01			0.06 ± 0.2	0.06 ± 0.16	
Mulinia lateralis							<0.01 ± 0.01
Cyathura carinata	0.16 ± 0.15	0.16 ± 0.17	0.13 ± 0.18	0.26 ± 0.27	0.17 ± 0.17	0.19 ± 0.19	0.2 ± 0.19
Pygospio elegans	0.04 ± 0.09	0.25 ± 0.4	0.16 ± 0.23	0.1 ± 0.13	0.07 ± 0.15	0.28 ± 0.51	0.2 ± 0.28
Peringia ulvae		<0.01 ± < 0.01	0.06 ± 0.19	0.05 ± 0.14	0.02 ± 0.05	0.02 ± 0.03	0.09 ± 0.12
Crangon crangon	0.19 ± 0.21	0.04 ± 0.09	0.04 ± 0.09	0.07 ± 0.09	0.03 ± 0.06	0.05 ± 0.08	0.03 ± 0.06
Marenzelleria viridis	<0.01 ± 0.01						0.01 ± 0.03
Aphelochaeta		0.03 ± 0.08	<0.01 ± 0.01	0.02 ± 0.02	<0.01 ± < 0.01	<0.01 ± < 0.01	<0.01 ± < 0.01
Nereidinae	<0.01 ± 0.01	0.01 ± 0.01	0.02 ± 0.03	0.04 ± 0.06	0.03 ± 0.05	0.03 ± 0.05	0.01 ± 0.02
Polydora cornuta		<0.01 ± 0.01	<0.01 ± < 0.01	<0.01 ± 0.01	0.01 ± 0.01	<0.01 ± 0.01	<0.01 ± 0.01
Grandidierella japonica						<0.01 ± < 0.01	<0.01 ± < 0.01
Streblospio benedicti		<0.01 ± 0.01		<0.01 ± < 0.01	<0.01 ± < 0.01	<0.01 ± 0.01	<0.01 ± < 0.01
Hypereteone foliosa			<0.01 ± < 0.01	0.01 ± 0.02	<0.01 ± < 0.01	<0.01 ± 0.01	0.01 ± 0.01
Bathyporeia sarsi							
Haustorius arenarius							
Eteone longa					<0.01 ± < 0.01	0.01 ± 0.04	<0.01 ± 0.01
Nemertea		<0.01 ± < 0.01			<0.01 ± < 0.01		<0.01 ± 0.01
Bathyporeia pilosa	0.01 ± 0.02	0.03 ± 0.1	<0.01 ± < 0.01	<0.01 ± < 0.01		<0.01 ± 0.01	
Insecta			<0.01 ± < 0.01				
Oligochaeta		<0.01 ± < 0.01	<0.01 ± < 0.01			<0.01 ± < 0.01	
Eurydice pulchra						<0.01 ± < 0.01	
Melita						<0.01 ± < 0.01	
Mytilicola							
Lekanesphaera rugicauda					0.01 ± 0.05	0.01 ± 0.02	
Schistomysis							
Corophium volutator	0.74 ± 2.6	<0.01 ± 0.01	<0.01 ± 0.01	<0.01 ± < 0.01		<0.01 ± < 0.01	0.05 ± 0.17
Chironomidae							
Corophium						<0.01 ± < 0.01	
Abra tenuis							0.01 ± 0.04
Actiniaria							
Amphibalanus improvisus							
Amphipoda							
Anoplodactylus petiolatus							
Aoridae						<0.01 ± < 0.01	
Austrominius modestus							
Balanus							
Balanus crenatus							
Bivalvia				0.8 ± 2.61			
Brachyura					<0.01 ± < 0.01		
Capitella							
Capitella capitata							
Carcinus maenas			0.22 ± 0.77		0.01 ± 0.04	0.01 ± 0.04	
Cirripedia							
Corophium arenarium		0.07 ± 0.23	<0.01 ± < 0.01	<0.01 ± < 0.01	0.01 ± 0.01	<0.01 ± 0.01	0.05 ± 0.16
Crepidula fornicata							
Crustacea							
Cumopsis goodsir							
Ensis		<0.01 ± < 0.01	0.02 ± 0.06			<0.01 ± < 0.01	
Ensis leei							
Eteone	<0.01 ± 0.01	0.03 ± 0.04	<0.01 ± 0.01	0.01 ± 0.02			
Eteone flava							
Ficopomatus enigmaticus							
Gammarus							<0.01 ± < 0.01
Gastrosaccus spinifer							
Glycera tridactyla		<0.01 ± 0.01					
Harmothoe impar							
Hemigrapsus			0.08 ± 0.28				
Hemigrapsus takanoi							
Hydrozoa							
Jassa							

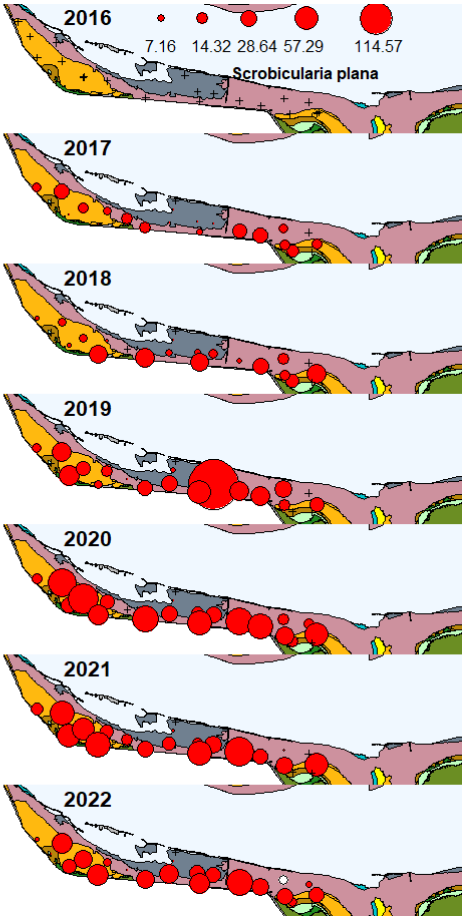
Jassa marmorata				<0.01 ± < 0.01			
Kurtiella bidentata							
Lanice conchilega							
Liocarcinus							
Magallana gigas							
Marenzelleria						<0.01 ± 0.01	
Melita palmata							
Microdeutopus							
Molgula							
Mollusca							
Monocorophium insidiosum							
Mytilus edulis							
Neoamphitrite							
Neoamphitrite figulus							
Nephtys cirrosa							
Nephtys hombergii							
Ophiothrix fragilis							
Ophiuroidea							
Ostrea							
Ostreidae							
Palaemon elegans							
Palaemonidae							
Phyllodoce mucosa							
Polydora							
Pomatoschistus minutus							
Psamathe fusca							
Pseudopolydora paucibranchiata							
Saccoglossus							
Scoloplos armiger							
Serpula							
Spio martinensis							
Spionidae				<0.01 ± < 0.01			
Streblospio							
Sycon ciliatum							
Terebellidae							
Venerupis							
Totaal	15.7 ± 3.54	22.11 ± 2.86	20.54 ± 3.1	29.3 ± 5.02	47.55 ± 9.43	33.8 ± 5.89	28.94 ± 4.24

* De gewichten van de wadpier (wormenhoopjes) die binnen 0.25 m^2 in het veld worden geteld zijn niet gewogen. Alleen de wadpieren verzameld door de steekbuizen gewogen zijn. Daarom zijn de bijbehorende tellingen hiervan niet meegenomen in de optelling van de biomassa, wat vermoedelijk leidt tot een onderschatting van de totale biomassa.

Baalhoek	Biomassa (g AFDW m^{-2})						
	projectgebied						
Soort/Taxa	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
Scrobicularia plana		6.32 ± 8.23	12.76 ± 16.31	43.41 ± 75.74	33.42 ± 29.81	32.93 ± 30.53	27.81 ± 24.04
Ruditapes			0.01 ± 0.03	1.48 ± 3.43	4.91 ± 11.74	4.12 ± 13.65	12.64 ± 31.18
Heteromastus filiformis	1.37 ± 2.01	4.48 ± 3.87	4.22 ± 5.29	4.35 ± 4.13	4.59 ± 2.95	3.46 ± 2.18	6.45 ± 3.33
Potamocorbula amurensis				1.14 ± 1.61	2.92 ± 7.19	2.22 ± 3.72	2.79 ± 6.02
Hediste diversicolor	0.83 ± 1.22	1.51 ± 2.23	1.78 ± 2.39	1.29 ± 1.67	0.85 ± 1.93	0.76 ± 1.17	2.75 ± 2.95
Mya arenaria		<0.01 ± 0.01	0.1 ± 0.34	0.06 ± 0.13		11.42 ± 37.86	1.8 ± 5.58
*Arenicola marina**	5.02 ± 8.19	1.75 ± 4		0.19 ± 0.61	2.06 ± 4.39	0.9 ± 1.64	1.62 ± 4.15
Macoma balthica	12.09 ± 21.21	1.38 ± 2.47	2.04 ± 2.73	2.66 ± 4.15	1.33 ± 1.01	1.69 ± 2.48	1.11 ± 2.12
Cerastoderma edule		1.44 ± 3.42	1.11 ± 3	1.81 ± 3.74	0.82 ± 2.18	<0.01 ± < 0.01	0.48 ± 0.76
Alitta succinea	0.23 ± 0.45	0.09 ± 0.21	0.08 ± 0.16	0.12 ± 0.26	0.02 ± 0.07	0.14 ± 0.33	0.44 ± 0.87
Mulinia lateralis			0.79 ± 2.27	7.37 ± 15.06	1.34 ± 1.94	0.09 ± 0.23	0.41 ± 0.88
Cyathura carinata	0.09 ± 0.05	0.19 ± 0.21	0.19 ± 0.18	0.47 ± 0.44	0.44 ± 0.26	0.4 ± 0.33	0.28 ± 0.22
Pygospio elegans	0.14 ± 0.3	0.19 ± 0.16	0.13 ± 0.17	0.07 ± 0.09	0.1 ± 0.09	0.14 ± 0.12	0.12 ± 0.1
Peringia ulvae			0.02 ± 0.04	0.01 ± 0.02	<0.01 ± < 0.01	0.03 ± 0.05	0.11 ± 0.2
Crangon crangon	0.04 ± 0.06	0.09 ± 0.12	0.04 ± 0.09	0.29 ± 0.48	0.02 ± 0.04	0.14 ± 0.21	0.08 ± 0.09
Marenzelleria viridis		0.02 ± 0.05			<0.01 ± 0.01	0.04 ± 0.12	0.08 ± 0.25
Aphelochaeta	0.03 ± 0.09	0.25 ± 0.39	0.27 ± 0.4	0.35 ± 0.59	0.05 ± 0.1	0.19 ± 0.56	0.06 ± 0.06
Nereidinae	0.01 ± 0.01	0.03 ± 0.04	0.07 ± 0.08	0.02 ± 0.04	0.01 ± 0.02	0.01 ± 0.02	0.02 ± 0.03
Polydora cornuta		0.03 ± 0.08	0.01 ± 0.02	0.02 ± 0.05	0.12 ± 0.28	0.01 ± 0.01	0.02 ± 0.02
Grandidierella japonica					0.01 ± 0.02	<0.01 ± 0.01	0.01 ± 0.03
Streblospio benedicti		0.01 ± 0.01	<0.01 ± < 0.01	<0.01 ± 0.01	0.01 ± 0.01	<0.01 ± < 0.01	0.01 ± 0.01
Hypereteone foliosa		0.01 ± 0.02		<0.01 ± 0.01	<0.01 ± 0.01		0.01 ± 0.01
Bathyporeia sarsi					<0.01 ± < 0.01		<0.01 ± 0.01
Haustorius arenarius							<0.01 ± < 0.01
Eteone longa					<0.01 ± 0.01	<0.01 ± 0.01	<0.01 ± < 0.01
Nemertea		<0.01 ± < 0.01	<0.01 ± < 0.01		<0.01 ± < 0.01	<0.01 ± < 0.01	<0.01 ± < 0.01
Bathyporeia pilosa	0.01 ± 0.01			<0.01 ± < 0.01			<0.01 ± < 0.01
Insecta							<0.01 ± < 0.01
Oligochaeta					<0.01 ± < 0.01	<0.01 ± < 0.01	<0.01 ± < 0.01
Eurydice pulchra							<0.01 ± < 0.01
Melita							<0.01 ± < 0.01
Mytilicola							<0.01 ± < 0.01
Lekanesphaera rugicauda							<0.01 ± < 0.01
Schistomysis							<0.01 ± < 0.01
Corophium volutator	0.05 ± 0.06	0.03 ± 0.09	0.01 ± 0.03	<0.01 ± 0.01		<0.01 ± < 0.01	<0.01 ± < 0.01
Chironomidae						<0.01 ± < 0.01	<0.01 ± < 0.01
Corophium							<0.01 ± < 0.01
Abra tenuis							
Actiniaria							
Amphibalanus improvisus							
Amphipoda							
Anoplodactylus petiolatus							
Aoridae							
Austrominius modestus							
Balanus							
Balanus crenatus				<0.01 ± 0.01			
Bivalvia		<0.01 ± < 0.01		0.21 ± 0.49			
Brachyura						<0.01 ± 0.01	
Capitella							
Capitella capitata							
Carcinus maenas		0.03 ± 0.09	0.18 ± 0.59				
Cirripedia							
Corophium arenarium		<0.01 ± < 0.01					
Crepidula fornicata							
Crustacea				<0.01 ± < 0.01			
Cumopsis goodsir							
Ensis			0.07 ± 0.15	<0.01 ± 0.01			
Ensis leei							
Eteone		0.01 ± 0.01	<0.01 ± < 0.01	<0.01 ± < 0.01			
Eteone flava							
Ficopomatus enigmaticus							
Gammarus							
Gastrosaccus spinifer							
Glycera tridactyla		0.06 ± 0.15					
Harmothoe impar							
Hemigrapsus	0.58 ± 1.53		1.66 ± 3.75				
Hemigrapsus takanoi							
Hydrozoa							
Jassa							
Jassa marmorata					<0.01 ± < 0.01		
Kurtiella bidentata							
Lanice conchilega							

Liocarcinus							
Magallana gigas							
Marenzelleria							
Melita palmata							
Microdeutopus				0.01 ± 0.03			
Molgula							
Mollusca							
Monocorophium insidiosum							
Mytilus edulis							
Neoamphitrite							
Neoamphitrite figulus							
Nephtys cirrosa							
Nephtys hombergii				<0.01 ± 0.01			
Ophiothrix fragilis					<0.01 ± < 0.01		
Ophiuroidea							
Ostrea							
Ostreidae							
Palaemon elegans							
Palaemonidae							
Phyllodoce mucosa	<0.01 ± < 0.01						
Polydora							
Pomatoschistus minutus			0.04 ± 0.08				
Psamathe fusca							
Pseudopolydora paucibranchiata							
Saccoglossus							
Scoloplos armiger							
Serpula							
Spio martinensis							
Spionidae							
Streblospio							
Sycon ciliatum							
Terebellidae							
Venerupis							
Totaal	20.49 ± 4.15	17.92 ± 1.9	25.57 ± 3.06	65.33 ± 9.45	53.03 ± 7.26	58.7 ± 7.74	59.1 ± 5.71

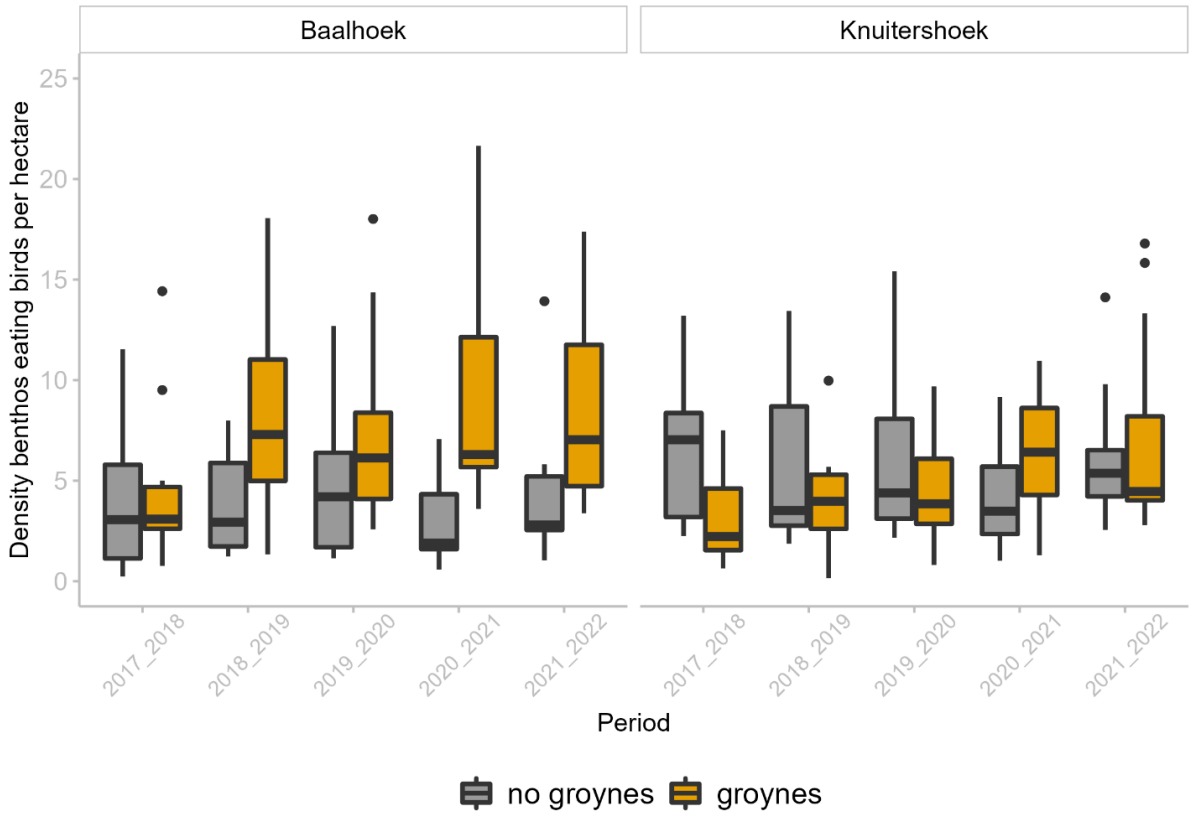
* De gewichten van de wadpier (wormenhoopjes) die binnen 0.25 m^2 in het veld worden geteld zijn niet gewogen. Alleen de wadpieren verzameld door de steekbuizen gewogen zijn. Daarom zijn de bijbehorende tellingen hiervan niet meegenomen in de optelling van de biomassa, wat vermoedelijk leidt tot een onderschatting van de totale biomassa.



Figuur 50. Verspreidingskaart van de slijkgaper S. plana. Hoe groter het bolletje hoe meer g afdw per m^2. Stations die geen macrofauna bevatten, zijn aangegeven met een kruis. Achtergrondkaart: Ecotopenkaart RWS 2018.

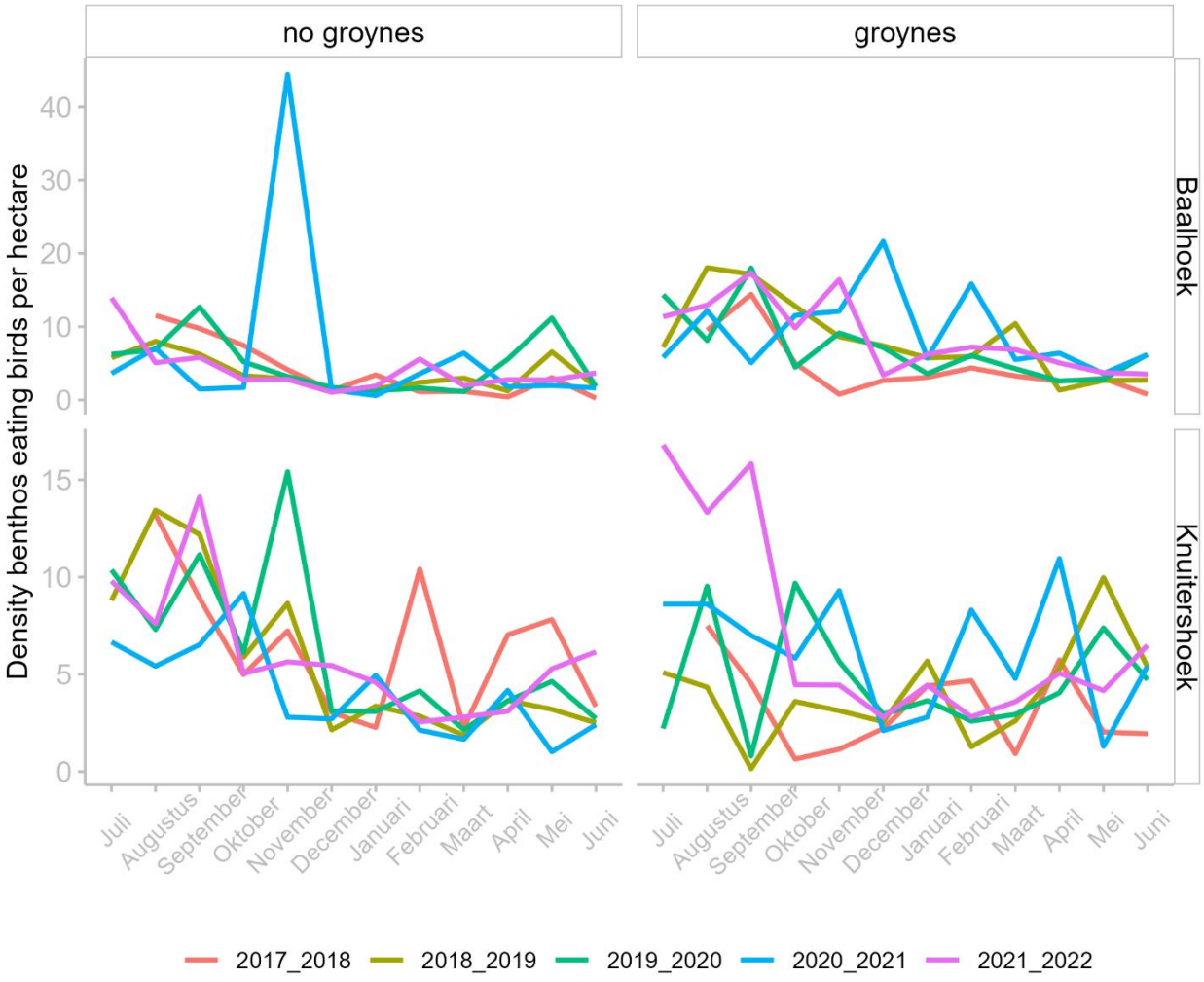
Birds

The number of benthos eating bird species per hectare is higher at Baalhoek than at Knuitershoek (Figuur 51). At Baalhoek, the number of birds in the area with groynes seems to have increased over time, including in the period 2021_2022, while the numbers in the area without groynes has remained constant (Figuur 51). In Knuitershoek, the number of birds per period remained more or less constant, although there was a slight increase in the number of birds in the area with groynes during the period of 2020-2021.



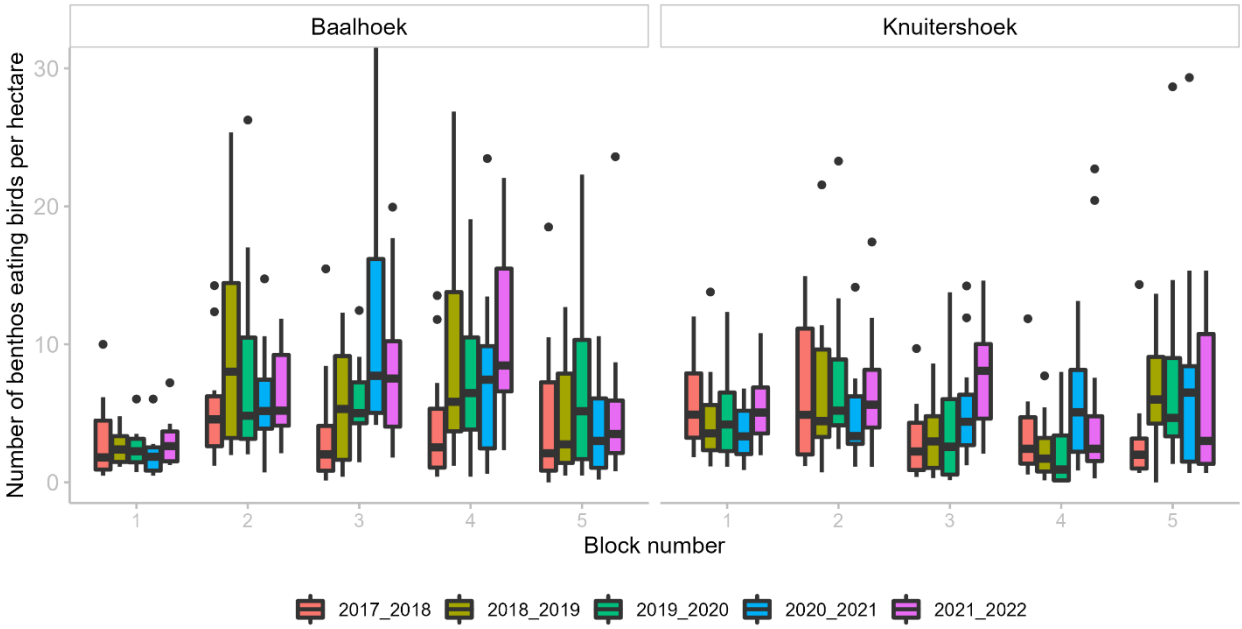
Figuur 51. The number of benthos eating bird species (waders and gulls) per hectare over the years (per period from June to July) per area (Baalhoek and Knuitershoek) and treatment (groynes and no groynes). Both areas consisted of five counting blocks, of which three blocks were under the effect of the groynes and two were not directly (no groynes). *For the period 2017-2018, July is missing.*

The number of benthos-eating bird species per hectare in Baalhoek appeared to increase in autumn and winter for the areas with groynes (October-February); here the periods 2020-2021 and 2021-2022 (in blue and purple) are often higher than the other periods, especially 2017-2018 (Figuur 51). In both spring and summer, the numbers did not differ by much between the years. At Knuitershoek, the number of birds were more similar between the areas with groynes than the areas without groynes, particularly over time. However, the two last counted periods contained months with higher numbers in the area with groynes compared to earlier periods; especially in the winter of period 2020_2021 and in late summer of period 2021-2022 (Figuur 52). The numbers peaked in late summer/autumn for both Baalhoek and Knuitershoek.



Figuur 52. The number of benthos eating bird species (waders and gulls) per hectare per area (Baalhoek and Knuitershoek) and treatment (groynes and no groynes) per month. Colors show the different years. Both areas consisted of five counting blocks, of which three blocks were under the effect of the groynes and two were not directly (no groynes).

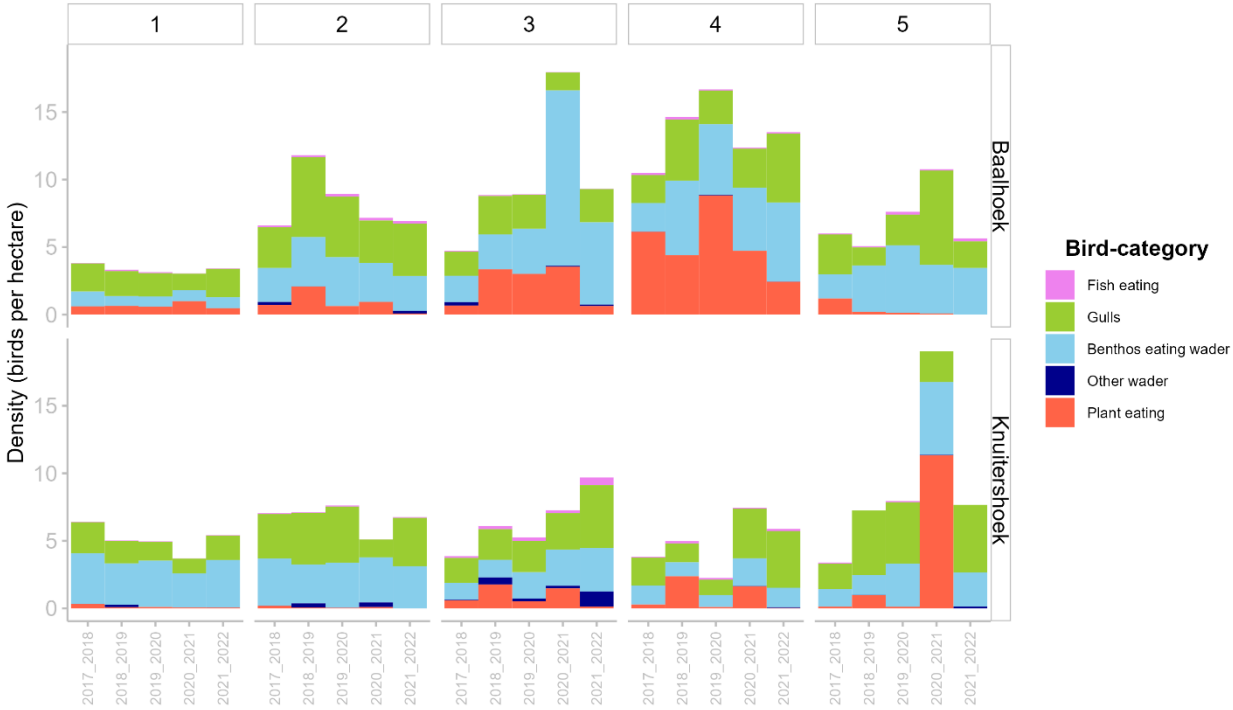
The progression in the number of birds differs per counting block. The variation between the blocks would be interesting for later studies, such as to correlate it with possible changes in the benthos biomass and abundance, and/or with the abiotic conditions. At Baalhoek, the number of benthos eating bird species increased in the blocks with groynes (3 and 4), but not in 2. At Knuitershoek, the clearest increase was seen in counting block 5, which is the raised beach, from 2018-2019 onwards and in counting block 3 during the last period 2021-2022 (Figuur 53).



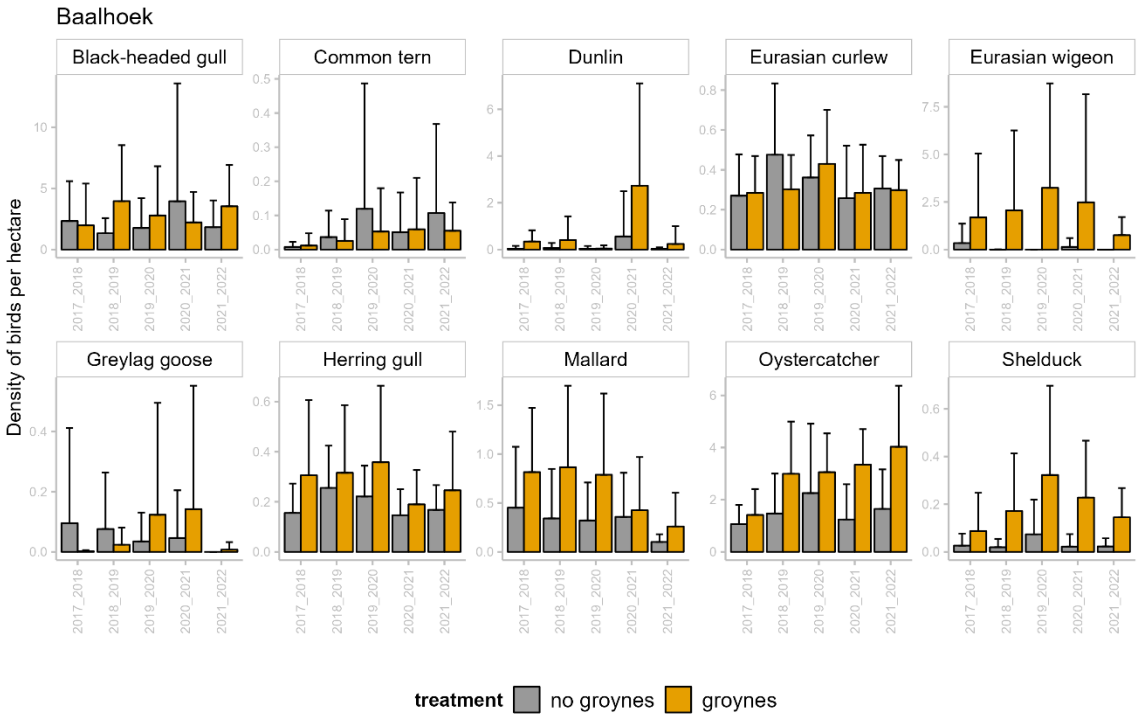
Figuur 53. Number of benthos eating bird species (waders and gulls) per hectare per area (Baalhoek and Knuitershoek) and counting block. *At Baalhoek, sections 1 and 5 belong to the control blocks, and sections 2, 3 and 4 to the blocks with groynes. Counting blocks 1 and 2 at Knuitershoek belong to the control blocks (no effect of groynes) and counting areas 3, 4 and 5 to the blocks with groynes; block 5 is the raised beach.*

Species composition differed between the areas: at Baalhoek, there were more geese and duck species (mostly plant eating birds) compared to Knuitershoek (Figuur 54). Baalhoek is also closer to Saeftinghe, where several duck species are common. However, there was no clear shift in bird categories over time.

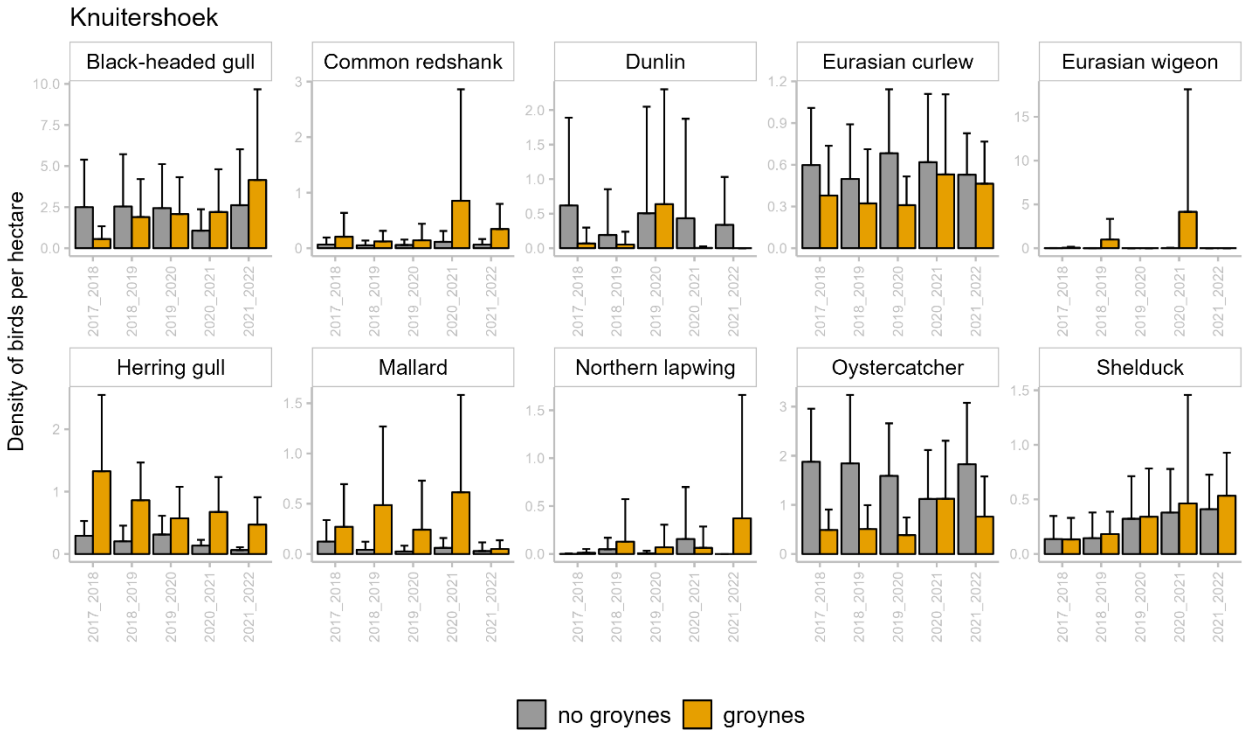
The ten most common species differ between Baalhoek and Knuitershoek. The most common species at Baalhoek were the black-headed gulls, Eurasian curlews, Herring gulls, mallards and oystercatchers. In particular, the average number of oystercatchers seems to have increased in the counting blocks with groynes. In contrast, the average number of mallards decreased in this area. The most common species at Knuitershoek were the black-headed gull, Eurasian curlew, herring gull and oystercatcher (). Black-headed gulls increased in the area with groynes. In the last two counting periods, the common redshank, Eurasian curlew and oystercatcher also had slightly higher averages in the blocks with groynes compared to previous years, while the average number of herring gulls decreased slightly. Finally, the average number of shelducks increased in the counting blocks both with and without groynes.



Figuur 54. The average number of birds per hectare per area and counting block. Bird species are assigned to a bird category. The category "benthos eating ducks" is left out of this graph because of very low numbers. At Baalhoek, sections 1 and 5 belong to the control blocks, and sections 2, 3 and 4 to the blocks with groynes. Counting blocks 1 and 2 at Knuitershoek belong to the control blocks (no direct effect from the groynes) and counting areas 3, 4 and 5 to the blocks with groynes; block 5 is the raised beach.

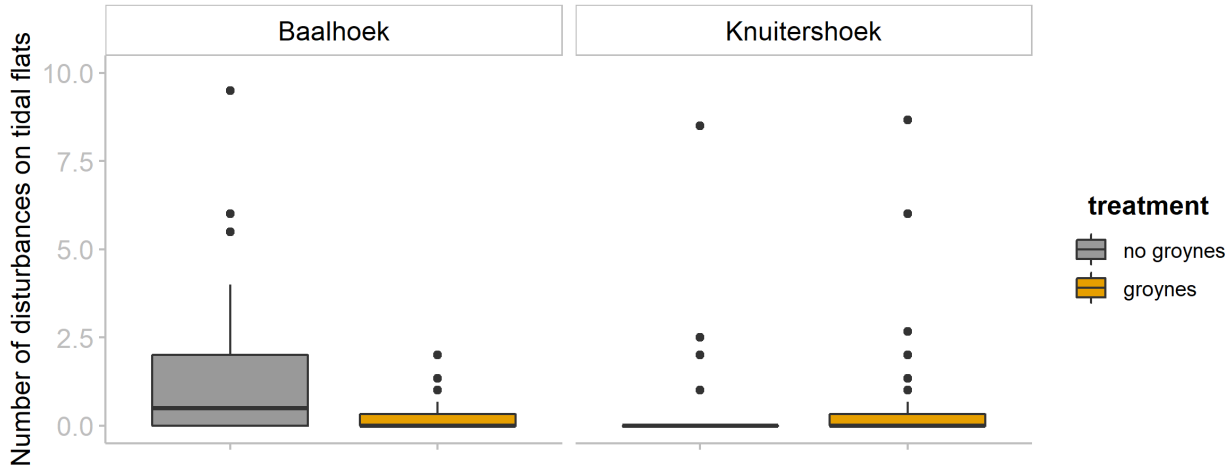


Figuur 55. The average number per hectare per period for the ten most common species in Baalhoek. For the period 2017-2018, July is missing.



Figuur 56. The average number per hectare per period for the ten most common species in Knuitershoek. For the period 2017-2018, July is missing.

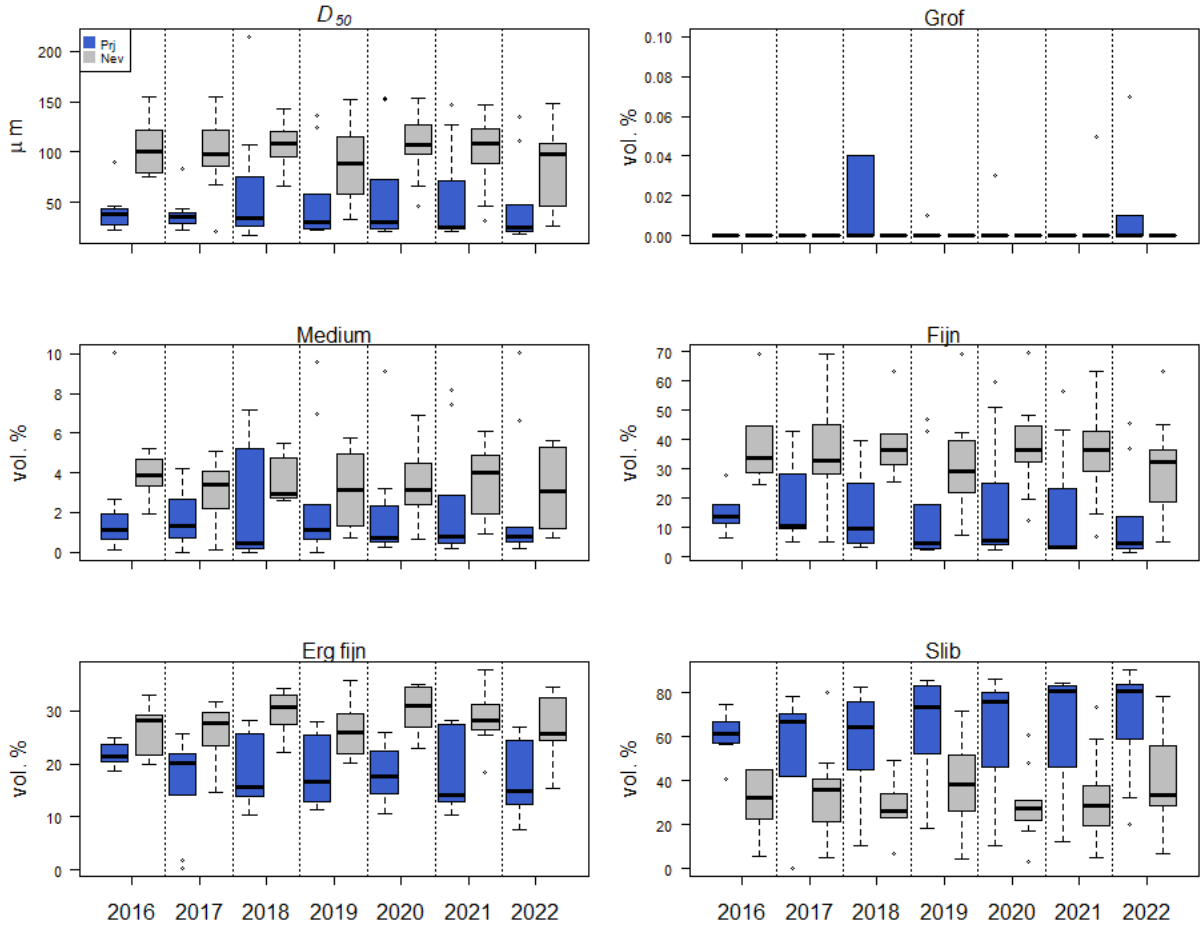
Disturbance from people walking on the mudflat can be a problem for birds, as they have to spend time and energy flying away within the limited time that they have to forage during low tide. Furthermore, it differs between the areas; at Baalhoek there is more disturbance from people walking than at Knuitershoek, and the number of disturbances are also higher in the area without groynes. People walking on the mudflat disturb the birds (visual observations), but whether this disturbance has a significant effect on the number of birds is unclear and should be investigated in the future.



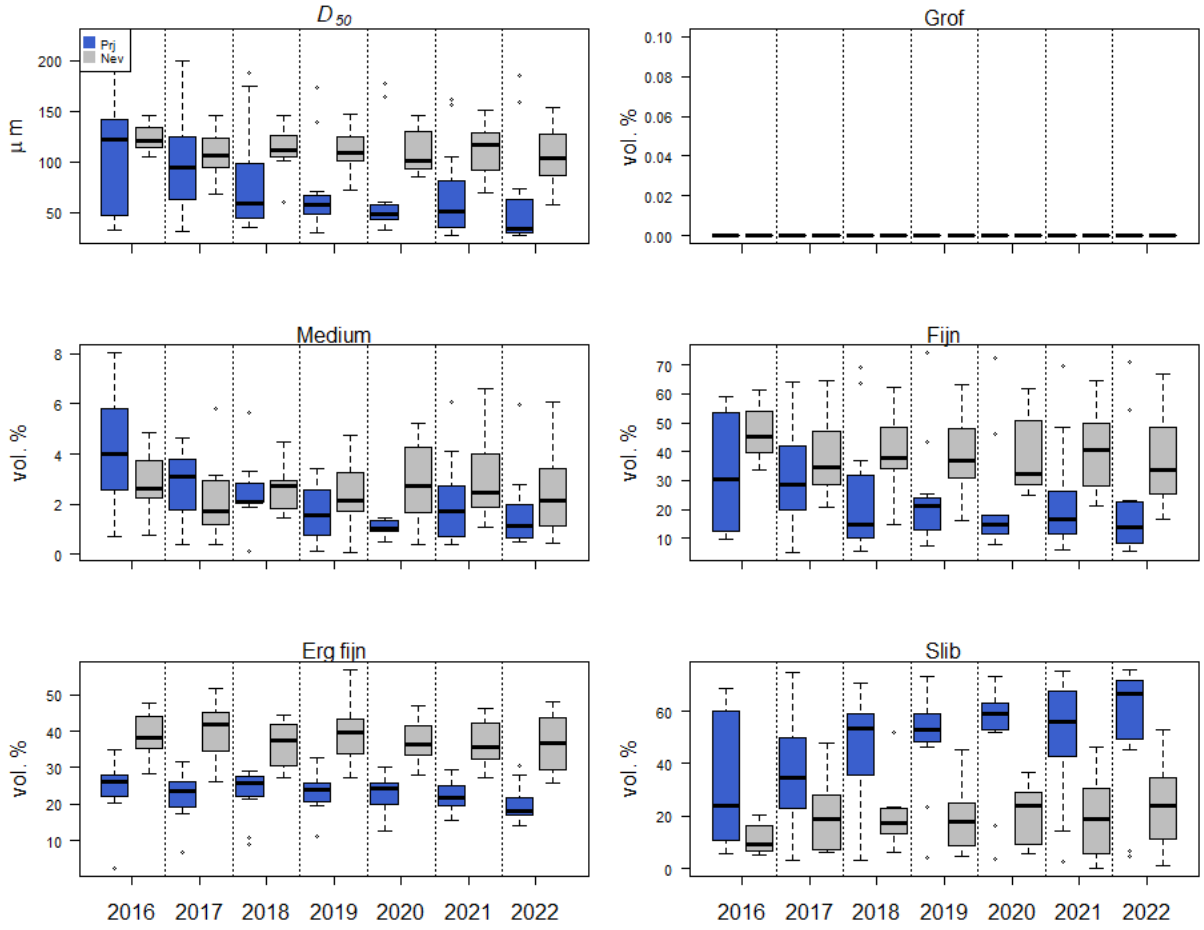
Figuur 57. The number of disturbances (mostly people entering the mudflat) per area and treatment.

Korrelgrootte en slibgehalte

De bodem van beide gebieden bestaat over het algemeen uit fijnzandig, slibrijk sediment (fijn en erg fijn zand, slib). Het slibgehalte in het projectgebied bij Knuitershoek is veel hoger dan in het nevengebied, en het wordt steeds hoger door de versnelde opslibbing tussen de strekdammen (Figuur 59). De gemiddelde mediane korrelgrootte is niet sterk veranderd door de jaren maar is veel kleiner in het projectgebied dan in het nevengebied. De trends van de mediane korrelgrootte, en de fracties medium en fijn zand zijn duidelijker bij Baalhoek dan bij Knuitershoek en de afname hiervan bij Baalheok is voornamelijk merkbaar bij het projectgebied. Daar is het slibgehalte ook groter en met een meer dramatische verhoging door de jaren dan in het nevengebied (Figuur 59). Vooral opvallend is de consequente toename in het slibgehalte door de jaren in beide projectgebieden (Figuur 58 en Figuur 59).



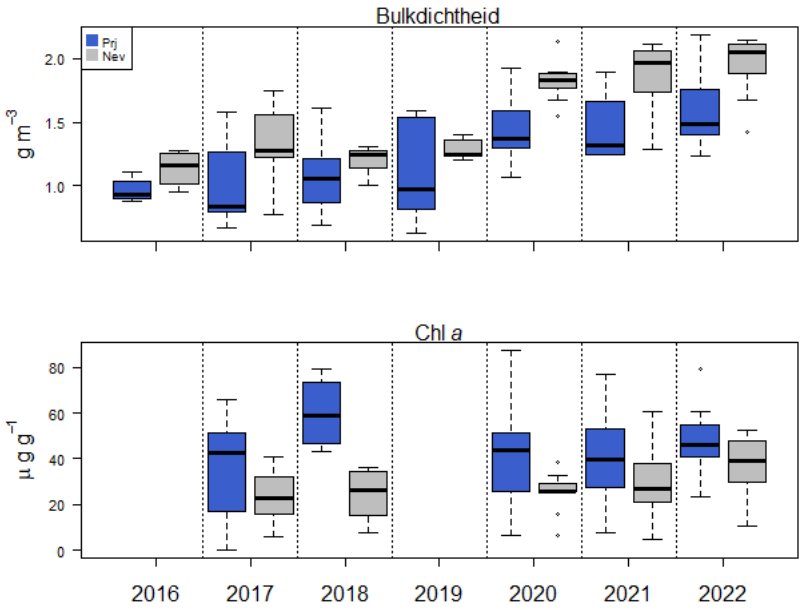
Figuur 58. Box- en whiskerplots van de sedimentsamenstelling tussen de gebieden (project- en nevengebied) in de tijd bij Knuitershoek. Waarden zijn gemiddeld per gebied per jaar.



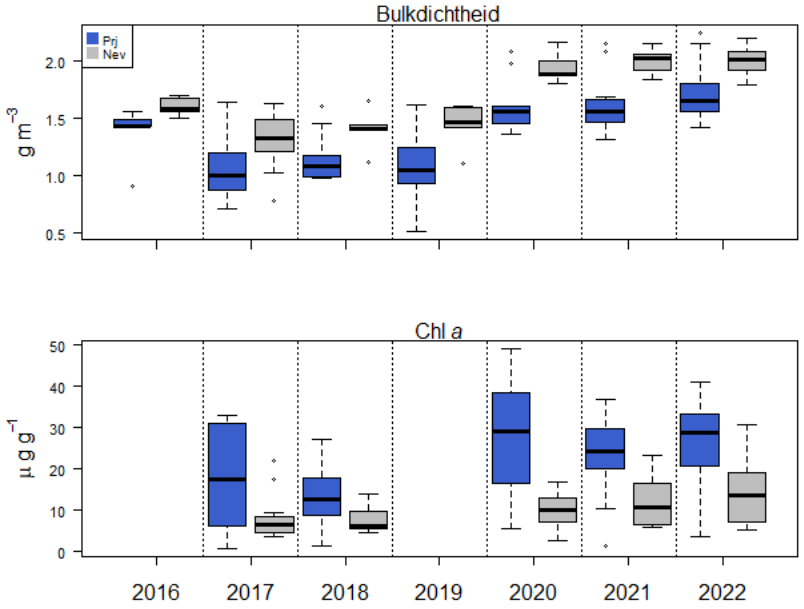
Figuur 59. Box- en whiskerplots van de sedimentsamenstelling tussen de gebieden (project- en nevengebied) in de tijd bij Baalhoek. Waarden zijn gemiddeld per gebied per jaar.

Bulkdichtheid en chl a

De bulkdichtheid van het sediment (d.w.z., bodemgewicht per bodemvolume) is een belangrijke indicator van zowel het watergehalte als de sedimentverdichting (Grabowski et al. 2011). Het is omgekeerd evenredig aan de porositeit van het sediment die een belangrijke invloed heeft op de chemie en het organisch-stofgehalte (Dowd et al. 2014; Gray & Elliott 2009). In de studie van Wiesebron et al. 2022) blijkt de een belangrijke parameter te zijn voor de bodemdiergemeenschap. Chl *a*, zoals het organische-stofgehalte, is een belangrijke voedselbron (of indicator daarvan) voor de bodemdieren. Door de jaren is de bulkdichtheid toegenomen in alle gebieden, maar de toename is enigszins groter in de nevengebieden dan in de projectgebieden. Chl *a*-data ontbreken voor de jaren 2016 en 2019 maar de concentratie daarvan is in alle gebieden en jaren groter in de projectgebieden. De concentratie bij Baalhoek is in de laatste jaren verhoogd terwijl het bij Knuitershoek stabiel lijkt te zijn (Figuur 60 en Figuur 61).



Figuur 60. Box- en whiskerplots van de bulkdichtheid en chl a tussen de gebieden (project- en nevengebied) in de tijd bij Knuitershoek. Waarden zijn gemiddeld per gebied per jaar. Gegevens ontbreken voor de jaren 2016 en 2019.



Figuur 61. Box- en whiskerplots van de bulkdichtheid en chl a tussen de gebieden (project- en nevengebied) in de tijd bij Baalhoek. Waarden zijn gemiddeld per gebied per jaar. Gegevens ontbreken voor de jaren 2016 en 2019.

Discussie

De onderzoeksvragen kunnen als volgt worden beantwoord:

1. Leidt het aanleggen van strekdammen in de projectgebieden tot een kwaliteitsverbetering van het intergetijdengebied, met name tot de ontwikkeling van laag dynamisch zandig tot matig slibrijk intergetijdengebied dat potentie biedt voor een rijk bodemdierleven en foerageergebied voor watervogels?

Door de aanleg van de strekdammen en het daaropvolgende ontwikkelen in de omgevingsfactoren zien we duidelijk een verandering in zowel de biotische als de abiotische omstandigheden van het intergetijdengebied, bij zowel Knuitershoek als Baalhoek. In de laatste jaren van dit project kunnen we wel zeggen dat het intergetijdengebied verbeterd is, op basis van de significante toename in het aantal soorten van bodemdieren en van benthos-etende vogels (op sommige telvakken). Hoewel er jaarlijkse variabiliteit is, met soms een afname in de soortenrijkdom, dichtheid, biomassa en/of het voorkomen van specifieke soorten, zijn alle vier de bodemdierparameters significant hoger in 2022 dan in 2016. Echter is de invloed van de strekdammen niet altijd positief geweest, vooral voor het projectgebied bij Knuitershoek. Aan het begin van dit project was het eigenlijk minder wenselijk voor het ontwikkelen van de bodemdieren. De versnelde opslibbing daar leek een negatief effect op het aantal soorten en de totale biomassa te hebben. Vergeleken met de totale biomassa in de nevengebieden was deze bijna tien keer minder tussen de strekdammen. Ook in het noordelijke deel van het projectgebied van Knuitershoek, waar kort na de aanleg van de strekdammen een zandsuppletie plaats vond, is de biomassa ook kleiner dan in het nevengebied geweest maar wel hoger dan het onderdeel van het projectgebied tussen de strekdammen. De toename in de soortenrijkdom en de biomassa in de eerste jaren daarna was ook langzamer in het projectgebied. Maar in de laatste paar jaren zijn de bodemdiersamenstelling steeds meer op elkaar gaan lijken, en in sommige gevallen zelfs hoger in het projectgebied, zoals de totale biomassa bij Baalhoek. Bovendien is het soortenrijkdom in 2022 van beide projectgebieden vooral toegenomen.

De grootste veranderingen hebben in de eerste paar jaren na de aanleg van de strekdammen plaatsgevonden, maar beide onderzoeksgebieden zijn nog steeds aan het ontwikkelen. De bodemdiergemeenschap is veranderd van een gemeenschap met een hoge dichtheid aan wormen naar een gemeenschap met meer schelpdieren met vaak een hogere biomassa, in het laatste geval bepaald door slechts enkele soorten van schelpdieren zoals de slijkgaper en tapijtschelp. Op basis van de biotische en abiotische condities en trends daarvan door de laatste zeven jaar kunnen we zeggen dat de gebieden nog niet in evenwicht zijn maar dat een kwaliteitsverbetering van het intergetijdengebied goed aan het lopen is.

2. Hoe ontwikkelt het bodemleven (met name bodemdieren) zich in relatie tot de fysische en morfologische veranderingen die in het gebied ontstaan onder invloed van de aanleg van de strekdammen?

Door de aanleg van de strekdammen zijn vooral de gebieden tussen de strekdammen versneld opgeslibd. Als gevolg is de bodemhoogte ook verhoogd door de jaren. Een toename in het slibgehalte komt ook vaak overeen met een verhoging van de organische stof en chl *a*, die belangrijk voedsel voor bodemdieren zijn. In het algemeen kunnen we een toename in het slibgehalte / gehalt chl *a* zien, evenals een verandering in de bodemdiersamenstelling. Het slibgehalte, de bodemhoogte en sedimentverdichting zijn de belangrijkste factoren die verschillen in de bodemdierbiomassa tussen de

gebieden hebben veroorzaakt. De soortenrijkdom was het meest gecorreleerd met de bodemhoogte en droogvalduur.

Een uitgebreide analysis over de relaties tussen de biotische en abiotische parameters is door (Wiesebron et al. 2022, ingediend) gedaan. Zij rapporteren een correlatie tussen de ontwikkeling van de abiotische omstandigheden en de veranderingen in de bodemdiergemeenschaap door de jaren. In het algemeen is er een vertraagd signaal in de trend van de biotische ontwikkeling in relatie tot abiotiek, met soms een jaar en soms pas meer jaren voordat het te zien is. Tevens van de multivariaat analyses in die studie zien we nog belangrijkere ontwikkelingen in de bodemdiersamenstelling dan die vanuit de abiotische parameters.

3. Hoe wordt het gebied gebruikt door watervogels (met name steltlopers), meer bepaald wat is de foerageerfunctie van het gebied voor watervogels en hebben de maatregelen hierop een positief effect, enerzijds door mogelijke uitbreiding van het laag dynamisch areaal, anderzijds door een verhoogde voedselbeschikbaarheid (i.e. bodemdieren)?

In het algemeen is door de jaren een verhoging in het aantal benthos-etende vogels te observeren, en met name in het projectgebied bij Baalhoek, terwijl de aantallen in de nevengebieden min of meer stabiel bleven. Zo'n toename is vooral in de winter en herfst merkbaar. In Knuitershoek zijn de vogelaantallen zowel in de projectgebieden als nevengebieden min of meer gelijk gebleven, alhoewel er in de winter van 2020-2021 een lichte toename te zien was ten opzichte van de vorige jaren. In de projectgebieden van Baalhoek is het gemiddelde aantal scholeksters toegenomen. In Knuitershoek is het gemiddelde aantal kokmeeuwen toegenomen en is er de laatste twee jaar ook een lichte toename in wulpen en scholeksters gesignaleerd. Maar niet alle vogeltelgebieden laten hetzelfde patroon in aantallen zien. Zo zijn, voor Baalhoek, de toenames vooral in de telvakken 3 en 4 te zien en in Knuitershoek de laatste twee jaren in telvak 3. De vogelaantallen op het verhoogde strandje laten direct na het eerste teljaar een toename zien. Deze patronen zijn mogelijk te koppelen aan de patronen gevonden in de benthosmonitoring, waarbij de bodemdiergemeenschap in de laatste jaren steeds meer uit schelpdieren bestond en de totale biomassa significant toegenomen is. Maar beide onderzoeksgebieden zijn nog steeds aan het ontwikkelen en de middellange en langere-termijn-effecten van de strekdammen op de laag-dynamische habitat is nog onduidelijk. Daar is een voortdurende monitoring nodig voor.

Appendix II

Grootschalige netto sedimentatie snelheden

Vincent Bax, Wietse I. van de Lageweg, João Salvador de Paiva

Doelstelling

Het ruimtelijk kwantificeren van de netto sedimentatiesnelheid, om te bepalen of deze overeenstemt met de gewenste doelen, en dus of bijsturing noodzakelijk is (projectgebieden & referentiegebieden).

Onderzoeksvragen

1. Hoe groot is de sedimentatiesnelheid in de projectgebieden en referentiegebieden?
2. Welke processen bepalen de sedimentatiesnelheid in de projectgebieden en referentiegebieden?
3. Hoe kan eventueel de sedimentatiesnelheid worden beïnvloed, in het geval de sedimentatiesnelheid niet voldoet aan de randvoorwaarden?

In de aanloop naar de aanleg/ophoging van de strekdammen in Knuitershoek en Baalhoek is door Dam et al (2008) een modelstudie uitgevoerd om de mogelijke effecten van de strekdammen op de morfologie en andere parameters te verkennen. Hieruit is gebleken dat er een aanzienlijke versterking van het sedimentatieproces tussen en rondom de strekdammen zal gaan optreden. De verwachting is dat 10 jaar na de aanleg/ophoging van de strekdammen in Knuitershoek in het overgrote gedeelte van het gebied nabij de strekdammen een bodemhoogte bereikt zal zijn van tussen de 1,5 en 2,0 mNAP. Dit komt neer op een absolute hoogtetoename van maximaal 2,5 tot 3,5 meter ten opzichte van de situatie van voor de aanleg/ophoging van de strekdammen. Naar verwachting zal ook in Baalhoek na 10 jaar een bodemhoogte bereikt zijn van tussen de 1,5 en 2,0 mNAP. Dit komt neer op een absolute hoogtetoename van maximaal 3,0 tot 4,0 meter. In het model van Dam et al (2008) is uitgegaan van niet-overstroombare strekdammen (in werkelijkheid zijn de strekdammen bij Knuitershoek en Baalhoek lager uitgevoerd en daardoor wel overstroombaar). Dit houdt in dat de voorspelling van Dam et al (2008) kan worden gezien als een bovengrens van de verwachtte sedimentatie.

Methode

Dataverzameling

In de periode tussen 2016 en 2022 zijn langs vooraf gedefinieerde transecten ter plaatse van de locaties Knuitershoek en Baalhoek op periodieke basis hoogtemetingen verricht om de morfologische veranderingen in de tijd vast te stellen. De eerste hoogtemetingen in 2016 zijn verricht voorafgaand aan de aanleg van de strekdammen. Sinds de start van het onderzoek zijn de locaties Knuitershoek en Baalhoek respectievelijk 15 en 16 keer bezocht om de hoogtemetingen uit te voeren.

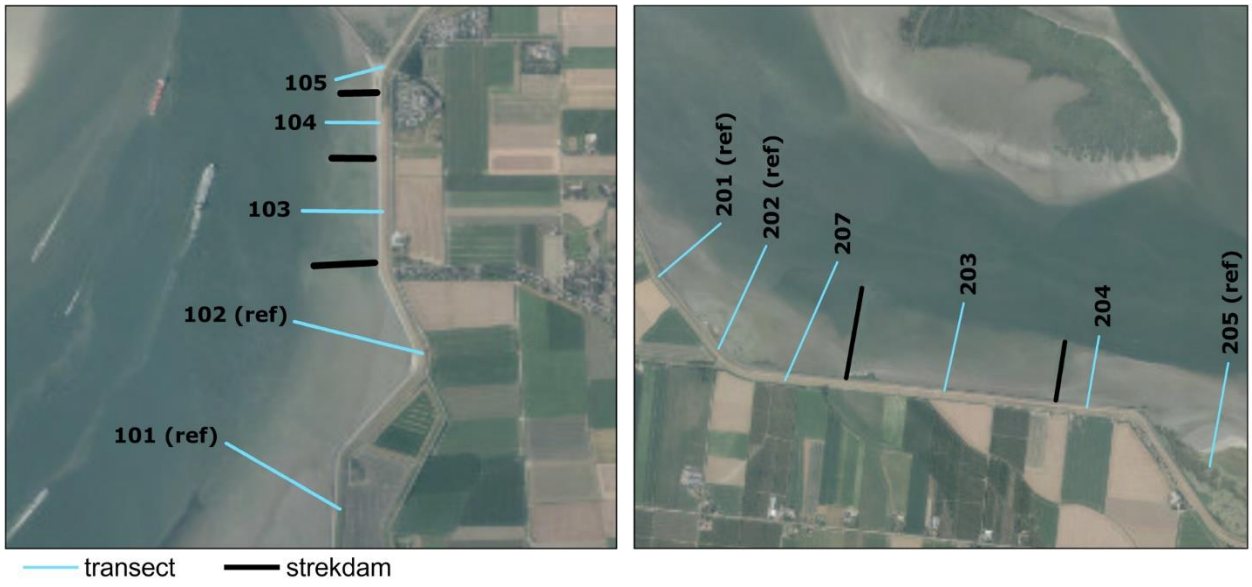
Binnen de locaties wordt onderscheid gemaakt tussen projectgebieden (gelegen in de directe omgeving van de strekdammen) en referentiegebieden (gelegen op grotere afstand van de strekdammen). Om inzicht te krijgen in het effect van de strekdammen worden de hoogtemetingen in de projectgebieden afgezet tegen de hoogtemetingen in de referentiegebieden.

De locatie Knuitershoek behelst een totaal van 5 transecten, met een lengte van circa 200 tot 500 meter per transect, waarvan er drie gelegen zijn in het projectgebied en twee in de referentiegebieden. De locatie Baalhoek behelst 6 transecten, met een lengte van circa 300 tot 500

meter per transect, waarvan er drie gelegen zijn in het projectgebied en drie in de referentiegebieden. Voor ieder transect zijn de hoogtemetingen uitgevoerd vanaf de voet van de dijk tot aan het oester rif aan de rand van het slik, of tot de uiterste waterdiepte waar het praktisch mogelijk was om de meting uit te voeren. Een aantal transecten ter plaatse van de locatie Knuitershoek waren in 2016 en 2017 slecht begaanbaar vanwege de plaatselijk grote waterdiepte en drassige ondergrond. Hierdoor zijn sommige transecten in de beginfase van het onderzoek onvolledig ingemeten. Vanaf het jaar 2018 heeft steeds de mogelijkheid zich voorgedaan om alle transecten volledig in te meten.

In Figuur 62 wordt een overzicht gegeven van de locaties van de strekdammen en transecten waar de hoogtemetingen hebben plaatsgevonden. De hoogtemetingen zijn uitgevoerd met behulp van een differentieel GPS-apparaat (Leica GS12/GS20, Leica Geosystems) met horizontale en verticale meetnauwkeurigheden van respectievelijk 8 en 13 mm. De hoogtemetingen langs de transecten zijn uitgevoerd op basis van een meetinterval van ongeveer 10 meter.

In aanvulling op de hoogtemetingen in het veld is GIS kaartmateriaal gebruikt om de ruimtelijke en temporele variabiliteit van de morfologische ontwikkeling van de slikken bij Knuitershoek en Baalhoek verder te in beeld te brengen. Het gebruikte kaartmateriaal is afkomstig van Rijkswaterstaat en bestaat uit vaklodingen data voor de periode 2003-2021, met een horizontale resolutie van 20m en een verticale resolutie circa 50cm. De vaklodingen data zijn vanwege de relatief lage ruimtelijke resolutie niet goed toepasbaar om lokale hoogteontwikkelingen op detailniveau inzichtelijk te maken. Wel kunnen de datasets worden gebruikt om een globaal beeld te vormen van de dominante trends in de morfologische ontwikkeling over een meerjarige periode. Door in de data-analyse roosterpunten van meerdere jaren in beschouwing te nemen zou kunnen worden verwacht dat de relatief grote meetonnauwkeurigheden binnen deze datasets gedeeltelijk worden uitgemiddeld.



Figuur 62. Overzicht van de transecten en strekdammen op de locaties Knuitershoek (links) en Baalhoek (rechts). De transecten 101 en 102 op de locatie Knuitershoek, alsmede de transecten 201, 202 en 205 op de locatie Baalhoek zijn gelegen in de referentiegebieden. De invloed van de strekdammen op de morfologische ontwikkeling ter plaatse van de referentiegebieden is naar verwachting verwaarloosbaar.

Data analyse

Om te beginnen zijn de met de DGPS verzamelde hoogtegegevens met behulp van Matlab, MS Excel en Prism Graphad verwerkt en grafisch weergegeven door middel van lijndiagrammen. Op basis van visuele inspectie van de lijndiagrammen is per transect in kaart gebracht op welke plaatsen langs het

transect en in welke mate hoogteveranderingen hebben opgetreden. Vervolgens is per transect de gemiddelde sedimentatie- of erosiesnelheid en de accumulatieve hoogteverandering over de gehele lengte van het transect berekend.

Aansluitend is door middel van een verdelingsfunctie (cumulatieve distributiefunctie) de hoogtedata per transect van hoog naar laag gerangschikt. Op basis hiervan is voor ieder moment waarop dataverzameling heeft plaatsgevonden in de monitoringsperiode tussen 2016 en 2022 bepaald welke fractie van de hoogtedata (en daarmee de fractie van het transect en het direct omliggende areaal) correspondeert met een droogvalduur van 20%, 50% en 80%. De hoogtemetingen van 2016 en 2022 zijn vervolgens gebruikt om op transectniveau in beeld te brengen hoe de droogvalduur sinds de aanleg van de strekdammen is veranderd.

De vaklodingen dataset is gebruikt om op gebiedsniveau inzicht te krijgen in de mate waarin de aanleg van de strekdammen de morfologische ontwikkeling van de slikken heeft beïnvloed. Daartoe is voor de periodes 2010-2015 (voor aanleg van de strekdammen) en 2016-2021 (na aanleg van de strekdammen) per roosterpunt in de vaklodingen dataset de lineaire trend in erosie en sedimentatie bepaald, gebruikmakend van de data van alle tussenliggende jaren. Op dezelfde manier zijn ook voor de periode 2004-2009 de erosie- en sedimentatietrends bepaald om inzicht te krijgen in de wijze waarop de slikken zich verder terug in het verleden hebben ontwikkeld. Aanvullend is de vaklodingen dataset gebruikt om voor de periode 2016-2021 een inschatting te maken van de totale omvang van het opgeslibd gebied rondom de strekdammen.

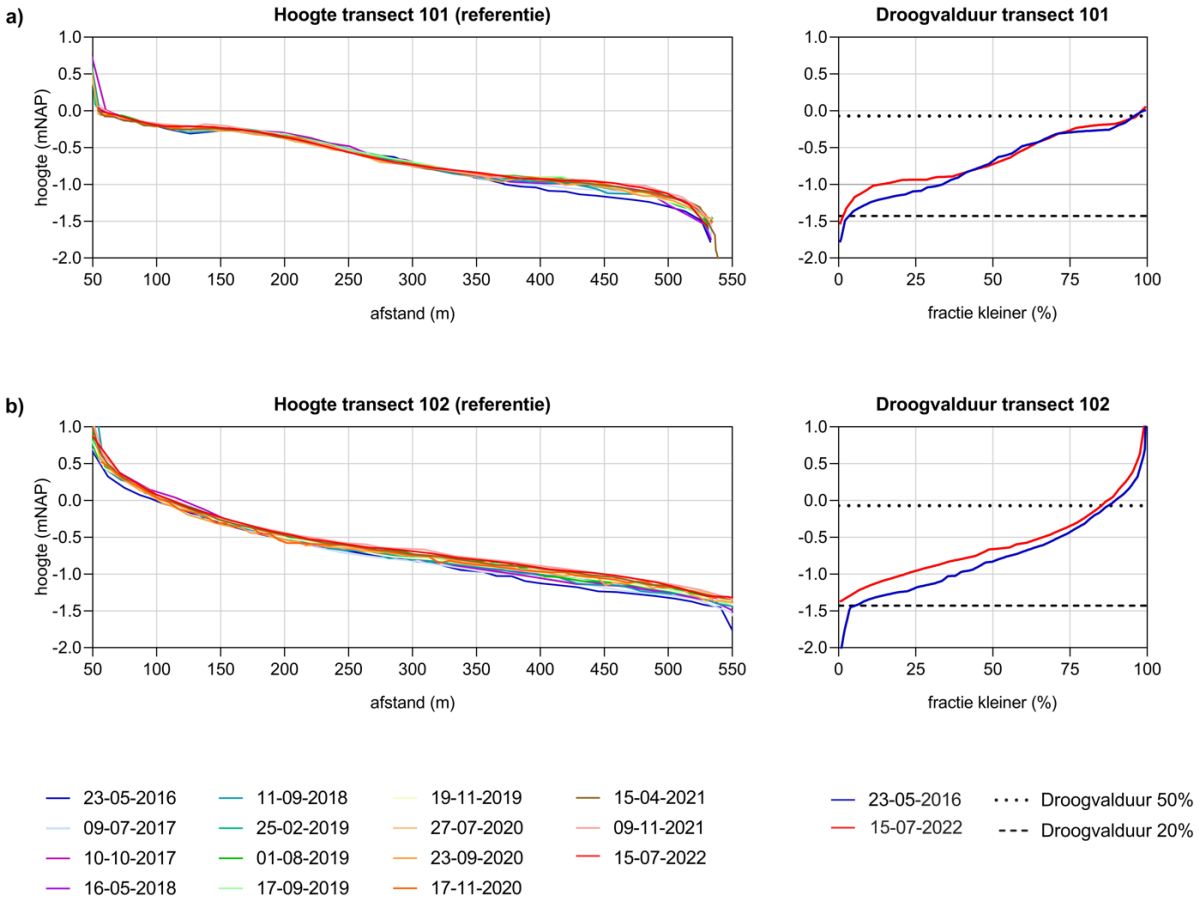
Resultaten

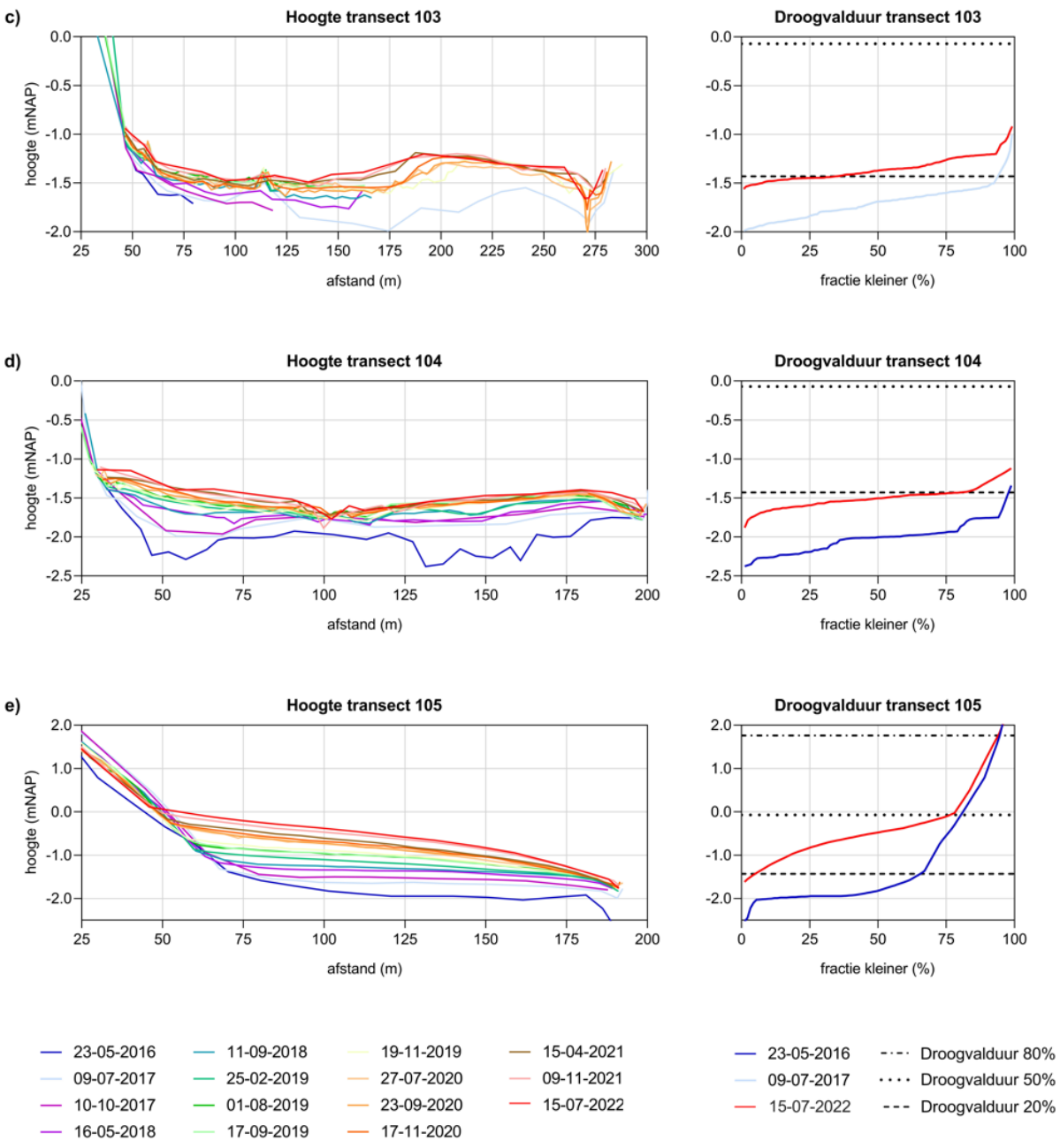
Ontwikkeling van de hoogte en droogvalduur 2016-2022

In de navolgende paragrafen wordt op basis van de met de DGPS verzamelde hoogtegegevens beschreven hoe de slikken zich in de periode tussen 2016 en 2022 hebben ontwikkeld.

Knuitershoek

In Figuur 63 is een overzicht opgenomen van de veranderingen in hoogte en droogvalduur die tussen 2016 en 2022 hebben plaatsgevonden op de locatie Knuitershoek. De hoogtegegevens uit 2016, die zijn verzameld voorafgaand aan de aanleg of ophoging van de strekdammen, zijn weergegeven met een donkerblauwe trendlijn (n.b. deze is niet altijd goed zichtbaar vanwege de soms hoge dichtheid aan trendlijnen in de grafieken aan de linkerzijde). De meest recente hoogtegegevens van juli 2022 worden weergegeven door middel van een rode trendlijn.





Figuur 63. Overzicht van de uitgevoerde hoogtemetingen (links) en de op basis daarvan vastgestelde veranderingen van de droogvalduur (rechts) langs de transecten op de locatie Knuitershoek, in de periode tussen 2016 en 2022. De transecten 101 en 102 betreffen referentietransecten (a en b, respectievelijk). De transecten 103, 104 en 105 zijn gelegen in de projectgebieden (c, d en e, respectievelijk).

Uit de hoogtegegevens in Figuur 63 kan worden opgemaakt dat ter plaatse van de referentietransecten 101 en 102 sprake is van een relatief constante hoogteligging en er nauwelijks veranderingen van de bathymetrie hebben plaatsgevonden. Uitsluitend aan de uiteinden van deze transecten lijkt sprake te zijn van een beperkte toename van de hoogte. Ook in termen van droogvalduur zijn er ter plaatse van de referentietransecten nauwelijks veranderingen opgetreden.

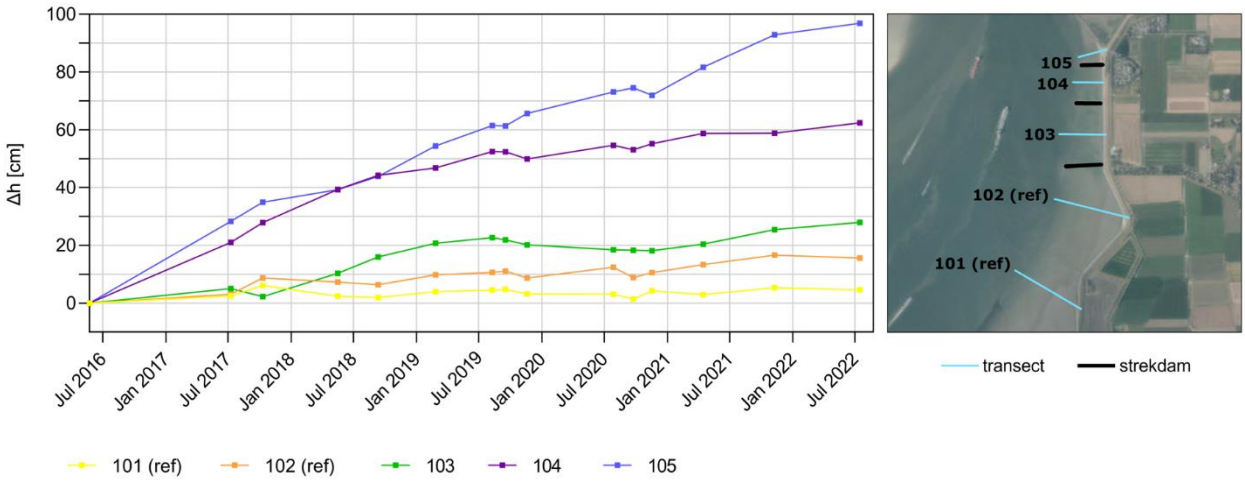
Voor de transecten gelegen in de projectgebieden (i.e. 103, 104 en 105) zijn wel substantiële hoogtetoenamen vastgesteld. De transecten 103 en 104 zijn gelegen tussen de strekdammen; het

transect 105 is gelegen tussen de meest noordelijke strekdam en een pier. Naast de waargenomen hoogtetoename blijkt uit de meetgegevens dat ter plaatse van de transecten 103 en 104 vrijwel over de gehele lengte een afvlakking van de bodemhoogte heeft plaatsgevonden.

Uit de droogvalduurgegevens kan worden afgeleid dat er in de periode tussen 2016 en 2022 ook een substantiële toename van het areaal met een droogvalduur van 20% heeft plaatsgevonden, met name ter plaatse van het transect 103 (toename van ca. 60%) en transect 105 (toename van ca. 70%). Tegelijkertijd blijkt dat ter plaatse van de transecten 103, 104 en 105 geen of slechts een zeer beperkte toename van het areaal met een droogvalduur van 50% en 80% heeft plaatsgevonden.

Figuur 64 geeft inzicht in de accumulatieve hoogteverandering die per transect heeft plaatsgevonden in de periode tussen 2016 en 2022. Hieruit blijkt dat de hoogte ter plaatse van de transecten 103, 104 en 105 is toegenomen met respectievelijk 28 cm, 62 cm en 97cm. Ter plaatse van de referentietransecten 101 en 102 heeft een hoogtetoename plaatsgevonden van respectievelijk 5 cm en 15 cm.

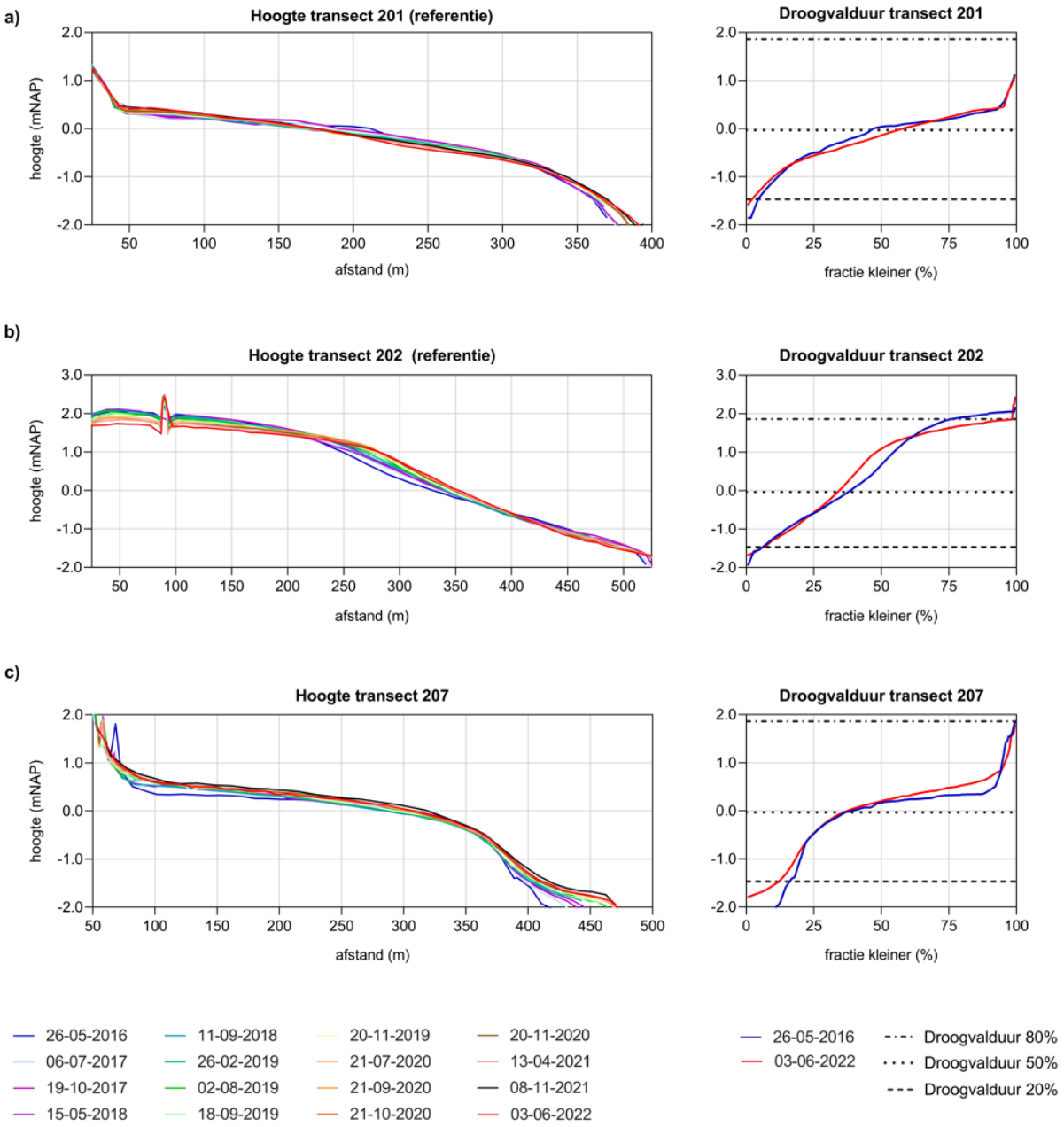
Op basis van de laatste meetgegevens lijkt er ter plaatse van het transect 105 sprake te zijn van een continuering van de hoogtetoename. Ook ter plaatse van het transect 104 lijkt de hoogtetoename zich voort te zetten, zij het in beperkte mate. Ter plaatse van het transect 103 lijkt de hoogtetoename beperkt te zijn tot enkele cm per jaar. De gemiddelde aanslibbingssnelheid langs de transecten nabij de strekdammen in Knuitershoek in de meetperiode tussen 2016 en 2022 bedroeg 10,2 cm.jaar^{-1}. De maximale aanslibbingssnelheid (i.e. ter plaatse van transect 105) bedroeg 15,8 cm.jaar^{-1}.

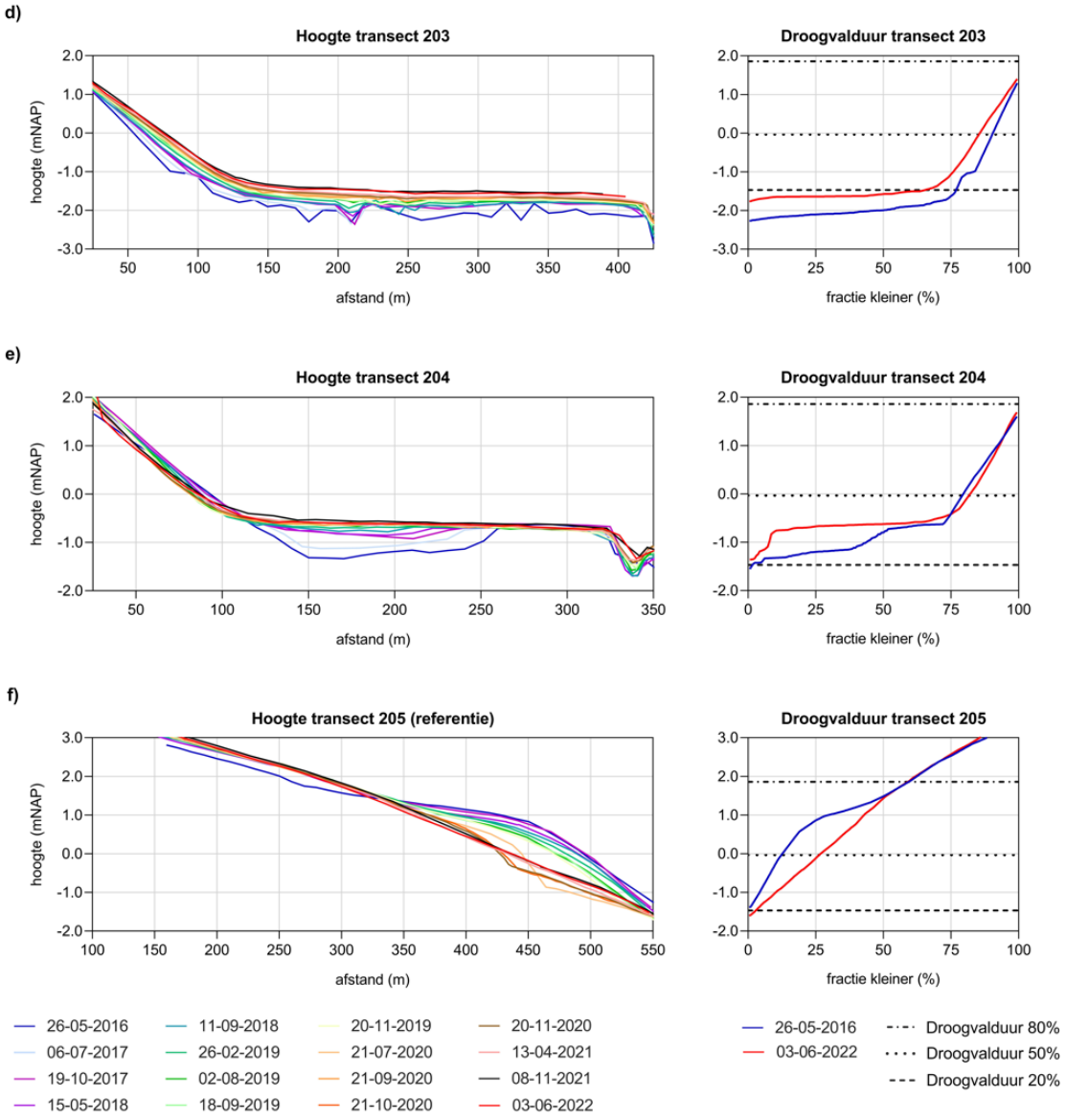


Figuur 64. Accumulatieve hoogteverandering in de tijd ter plaatse van vooraf gedefinieerde transecten op de locatie Knuitershoek.

Baalhoek

In Figuur 65 is een overzicht opgenomen van de veranderingen in hoogte en droogvalduur die tussen 2016 en 2022 zijn opgetreden op de locatie Baalhoek. In de grafieken worden de hoogtegegevens van de eerste metingen uit 2016 weergegeven met een donkerblauwe trendlijn (n.b. deze is niet altijd goed zichtbaar vanwege de soms hoge dichtheid aan trendlijnen). De meest recente hoogtegegevens van juni 2022 worden weergegeven door middel van een rode trendlijn.





Figuur 65. Overzicht van de uitgevoerde hoogtemetingen en vastgestelde veranderingen van de droogvalduur op de locatie Baalhoek, in de periode tussen 2016 en 2022. De transecten 201, 202 en 205 betreffen referentietransecten (a, b en f, respectievelijk). De transecten 207, 203 en 204 zijn gelegen in de projectgebieden (c, d en e, respectievelijk).

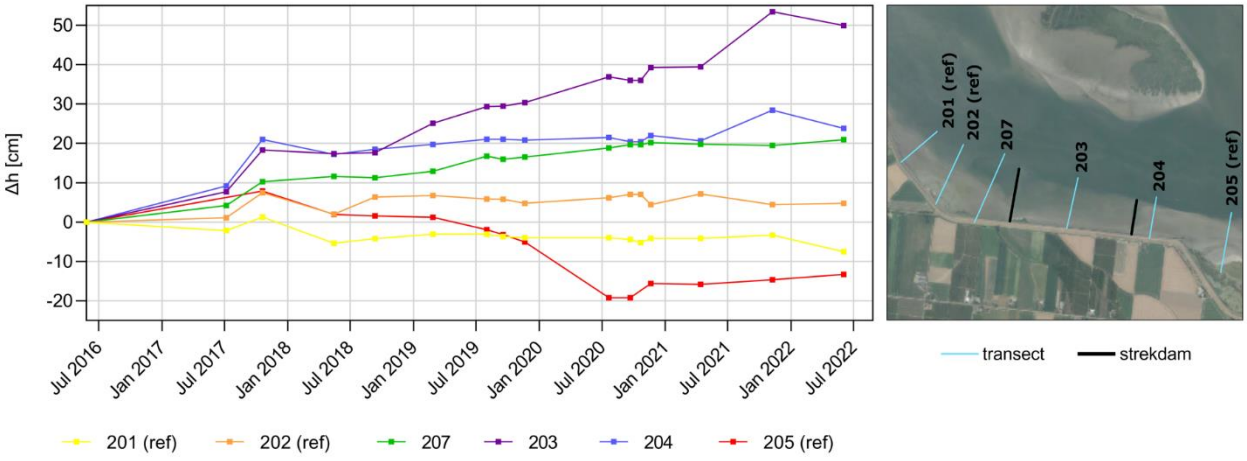
Uit de meetgegevens blijkt dat ter plaatse van de referentietransecten 201 en 202 sprake is van minimale hoogteveranderingen. Ook ter plaatse van het naastgelegen transect 207, gelegen direct westelijk van de strekdam, zijn in de loop van de tijd relatief beperkte hoogteveranderingen vastgesteld, al lijkt er aan het uiteinde van het transect sprake te zijn van een lichte hoogtetoename. Ten gevolge van de stabiele hoogteligging van de slikken ter plaatse van deze transecten hebben er geen noemenswaardige veranderingen van de droogvalduur plaatsgevonden.

Met betrekking tot de transecten 203 en 204 laten de meetgegevens wel zien dat er een duidelijke toename van de hoogte heeft plaatsgevonden. Transect 203 is gelegen tussen de strekdammen, terwijl transect 204 direct oostelijk van de strekdammen is gelegen. In het geval van transect 203 heeft de hoogtetoename plaatsgevonden over de gehele lengte van het transect. Tegelijkertijd geldt voor dit transect dat vrijwel over de gehele lengte een afvlakking van het bodemhoogte profiel heeft plaatsgevonden. In het geval van transect 204 heeft de hoogtetoename voornamelijk plaatsgevonden in het middengedeelte van het transect.

Ter plaatse van het referentietransect 205 is sinds het begin van de monitoring sprake geweest van een geleidelijke afvlakking van het hoogteprofiel, waarbij lichte sedimentatie leek op te treden aan het begin van het transect (dijkzijde), en erosie aan het uiteinde. Tegelijkertijd blijkt uit de meetgegevens dat in de periode tussen december 2019 en juli 2020 een sterke afname van de hoogte heeft plaatsgevonden aan het uiteinde van het transect (op ongeveer 450 meter afstand van de dijk). De navolgende metingen in oktober en november van 2020 lijken deze plotselinge hoogteafname te bevestigen. Uit de trendlijnen kan worden afgeleid dat sinds de hoogteafname in december 2019 een verdere afvlakking van het hoogteprofiel heeft opgetreden. Op basis van de hoogtegegevens uit 2021 en 2022 lijkt een evenwichtssituatie te zijn ontstaan, waarbij geen verdere verschuiving van het sediment lijkt op te treden.

In termen van droogvalduur kan uit de meetgegevens worden afgeleid dat er in de periode tussen 2016 en 2022 sprake is van een toename in de droogvalduur van de slikken ter plaatse van de transecten 203 en 204. Ter plaatse van transect 203 is het areaal met een droogvalduur van 20% en 50% toegenomen met ongeveer 10%. In het geval van transect 204 is de toename van het areaal met een droogvalduur van 50% beperkt, maar de droogvalduurgegevens laten wel zien dat er een substantiële toename (van circa 40%) heeft plaatsgevonden van het areaal met een droogvalduur van rond de 35%. In het geval van transect 205 kan een afname van het areaal met een droogvalduur van 20% worden geconstateerd, van ongeveer 15-20%.

In Figuur 66 worden de accumulatieve hoogteveranderingen in de periode tussen 2016 en 2022 per transect weergegeven. Voor transect 203 is een accumulatieve hoogtetoename vastgesteld van circa 50 cm. Door de over het algemeen opwaartse trend lijkt er sprake te zijn van een continuering van de hoogtetoename. Ter plaatse van de transecten 204 en 207 lijkt de hoogtetoename beperkt te zijn tot maximaal enkele cm per jaar. Voor zowel transect 204 als transect 207 is sinds 2016 een gemiddelde hoogtetoename van tussen de 20 en 25 centimeter bereikt. De gemiddelde aanslibbingssnelheid nabij de strekdammen in Baalhoek in de meetperiode tussen 2016 en 2022 bedroeg 5,2 cm.jaar^{-1}. De maximale aanslibbingssnelheid (i.e. ter plaatse van transect 203) bedroeg 8,3 cm.jaar^{-1}.



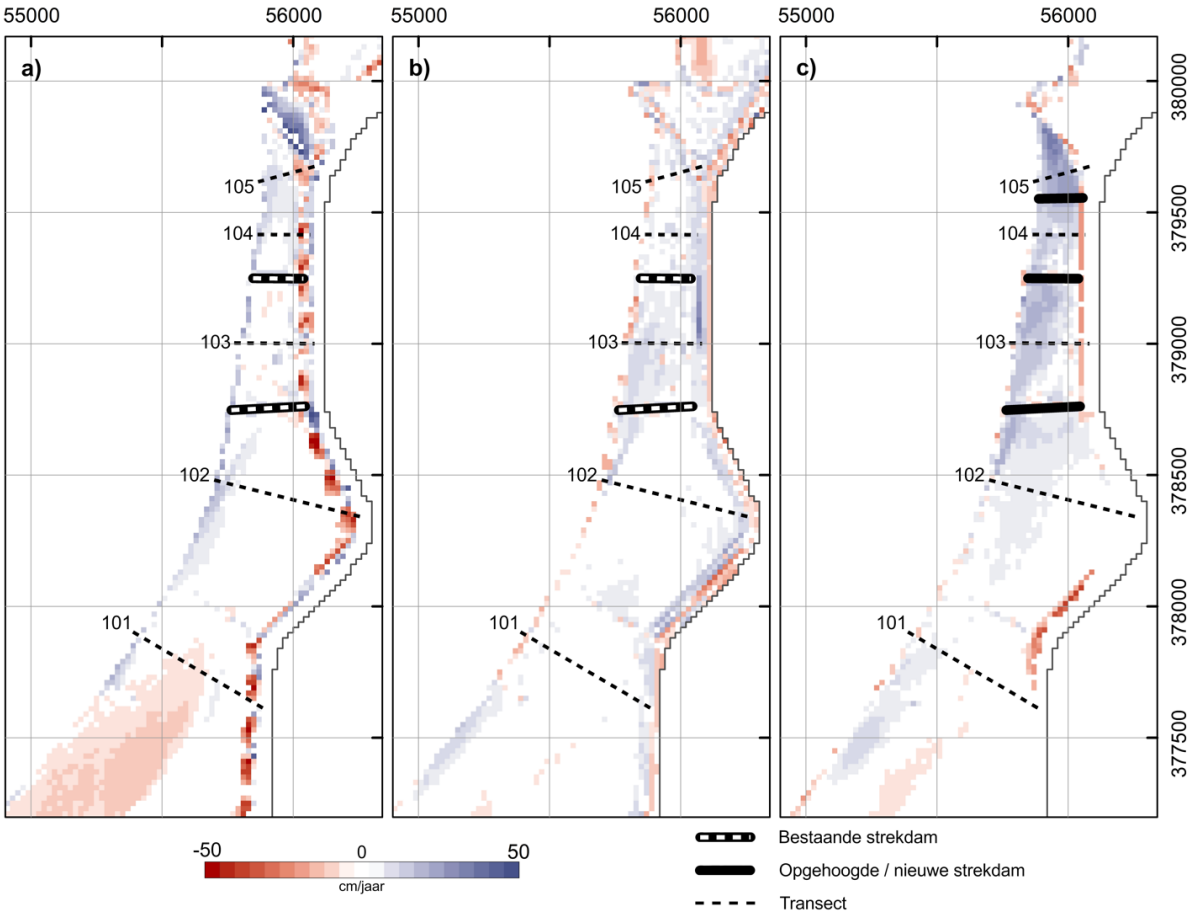
Figuur 66. Accumulatieve hoogteverandering in de tijd ter plaatse van vooraf gedefinieerde transecten ter plaatse van de locatie Baalhoek.

Ruimtelijke en temporele trends in erosie en sedimentatie

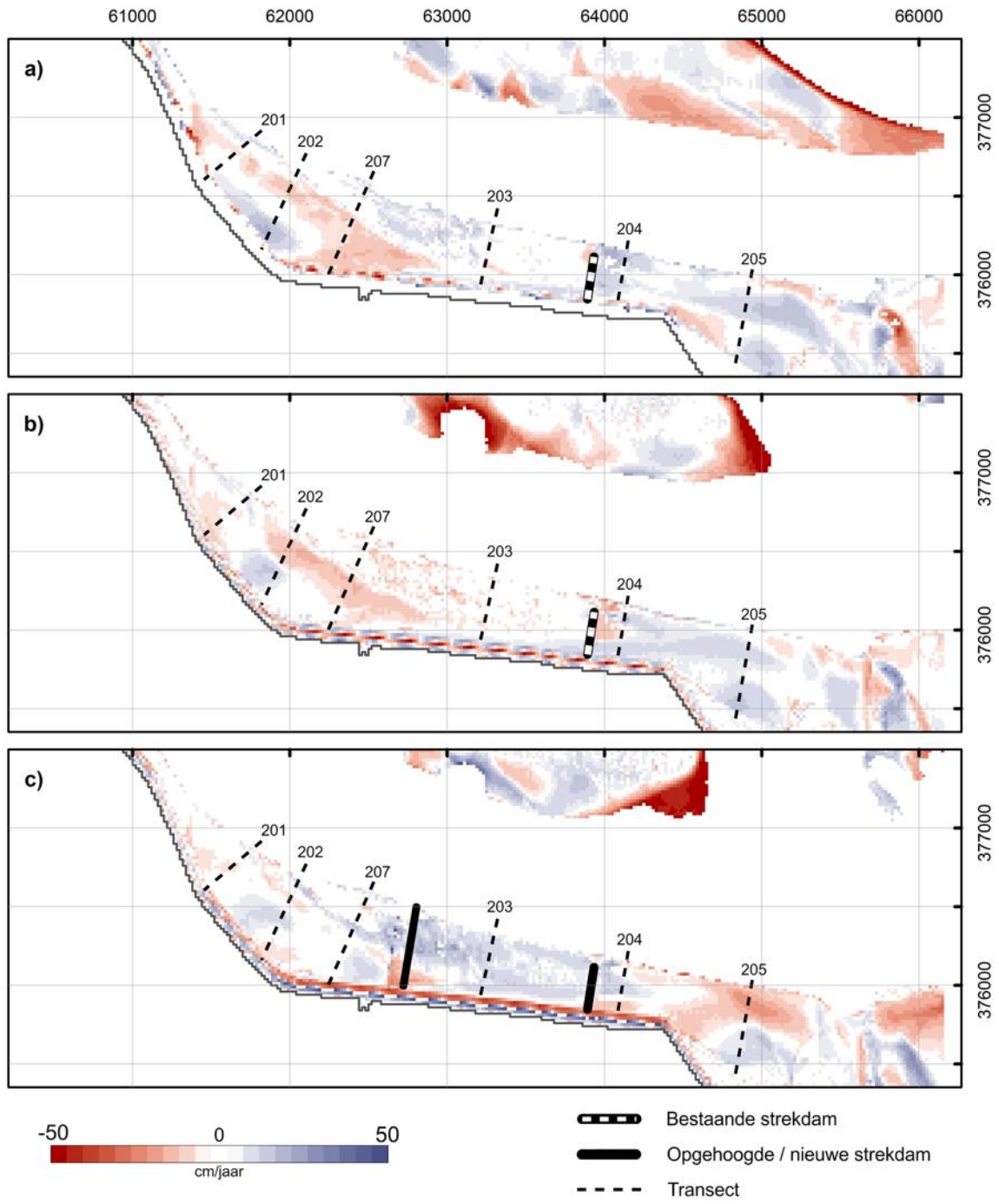
De Figuur 67 en Figuur 68 geven voor de locaties Knuitershoek en Baalhoek op gebiedsniveau een beeld van de trends in erosie en sedimentatie in de periode van voor de ophoging van de bestaande strekdammen/aanleg van de nieuwe strekdammen (2003-2009 en 2010-2015) en in de periode direct daarna (2016-2021).

Uit de trendkaartjes voor de locatie Knuitershoek (Figuur 67) kan worden opgemaakt dat in de periode tussen 2003-2009 en 2010-2015 sprake was van een overwegend stabiele morfologische situatie rondom en tussen de bestaande strekdammen, met uitsluitend een beperkt voorkomen van sedimentatie ten noorden van de bestaande strekdammen in 2003-2009, en tussen de strekdammen in 2010-2015. Verder valt op dat tussen 2003-2009 aan de zuidzijde van de locatie sprake was van lichte erosie terwijl in de navolgende periode aan de zuidzijde vrijwel geen erosie meer lijkt te hebben opgetreden. Dit geeft aan dat er in deze gebieden meer ontwikkelingen spelen dan de strekdammen alleen.

Uit Figuur 67c blijkt dat in de periode direct na de aanleg/ophoging van de strekdammen (2016-2021) een versterking van het sedimentatieproces ter plaatse van de gebieden tussen en rondom de strekdammen heeft plaatsgevonden. Ook ten zuiden van de meest zuidelijke strekdam lijkt lichte sedimentatie te hebben plaatsgevonden. Het voorkomen van sedimentatie tussen en noordelijk van de strekdammen tussen 2016 en 2021 komt overeen met de op basis van de DGPS verzamelde hoogtegegevens langs de transecten.



Figuur 67. Trends in erosie en sedimentatie ter plaatse van de locatie Knuitershoek in de periode tussen 2003-2009 (a), 2010-2015 (b) en 2016-2021 (c).



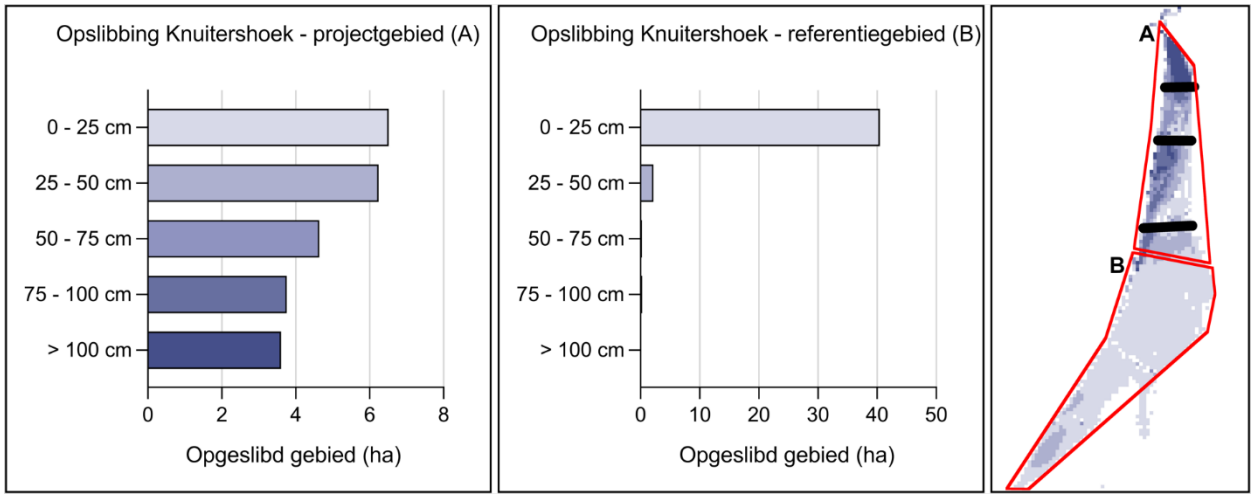
Figuur 68. Trends in erosie en sedimentatie ter plaatse van de locatie Baalhoek in de periode tussen 2003-2009 (a), 2010-2015 (b) en 2016-2021 (c).

In het geval van de locatie Baalhoek valt op dat in de periode voorafgaand aan de aanleg van de nieuwe strekdam en ophoging van de bestaande strekdam (i.e. de periodes 2003-2009 en 2010-2015, zie Figuur 68a en b) over het algemeen al sprake was van een dynamische en veranderende bathymetrie. Direct oostelijk van de bestaande strekdam vond vooral sedimentatie plaats, terwijl aan de westzijde van de locatie, ter hoogte van de transecten 201, 202 en met name 207 vooral sprake was van erosie – met uitzondering van een beperkt gedeelte van het slik direct grenzend aan de dijkzijde, waar overwegend sedimentatie plaatsvond. In het geval van de plaat van Walsoorden ten noorden van Baalhoek was vooral sprake van erosie, met name aan de randen van de plaat.

In de periode direct na de aanleg van de nieuwe strekdam en ophoging van de bestaande strekdam (2016-2021, Figuur 68c) lijkt er sprake te zijn van een veranderde morfologische ontwikkeling van de locatie Baalhoek ten opzichte van de voorgaande periode. Aan de westzijde lijkt er geen noemenswaardige erosie meer te hebben opgetreden. Rondom de nieuwe (westelijke) strekdam was vooral sprake van sedimentatie, met uitzondering van het gebied aan de dijkzijde, waar substantiële erosie lijkt te hebben opgetreden. Tussen de strekdammen was overwegend sprake van sedimentatie. Deze waarnemingen komen over het algemeen overeen met de hoogtegegevens die in de periode tussen 2016 en 2022 zijn verzameld met de DGPS, zie paragraaf 2.2. Wat verder opvalt is dat in de periode tussen 2016-2022 op een aanzienlijk gedeelte van het slik aan de oostzijde van de locatie erosie heeft plaatsgevonden. De met de DGPS verzamelde hoogtegegevens langs transect 105 bevestigen deze plaatselijk voorkomende erosie.

Omvang van het opgeslibd gebied rondom de strekdammen

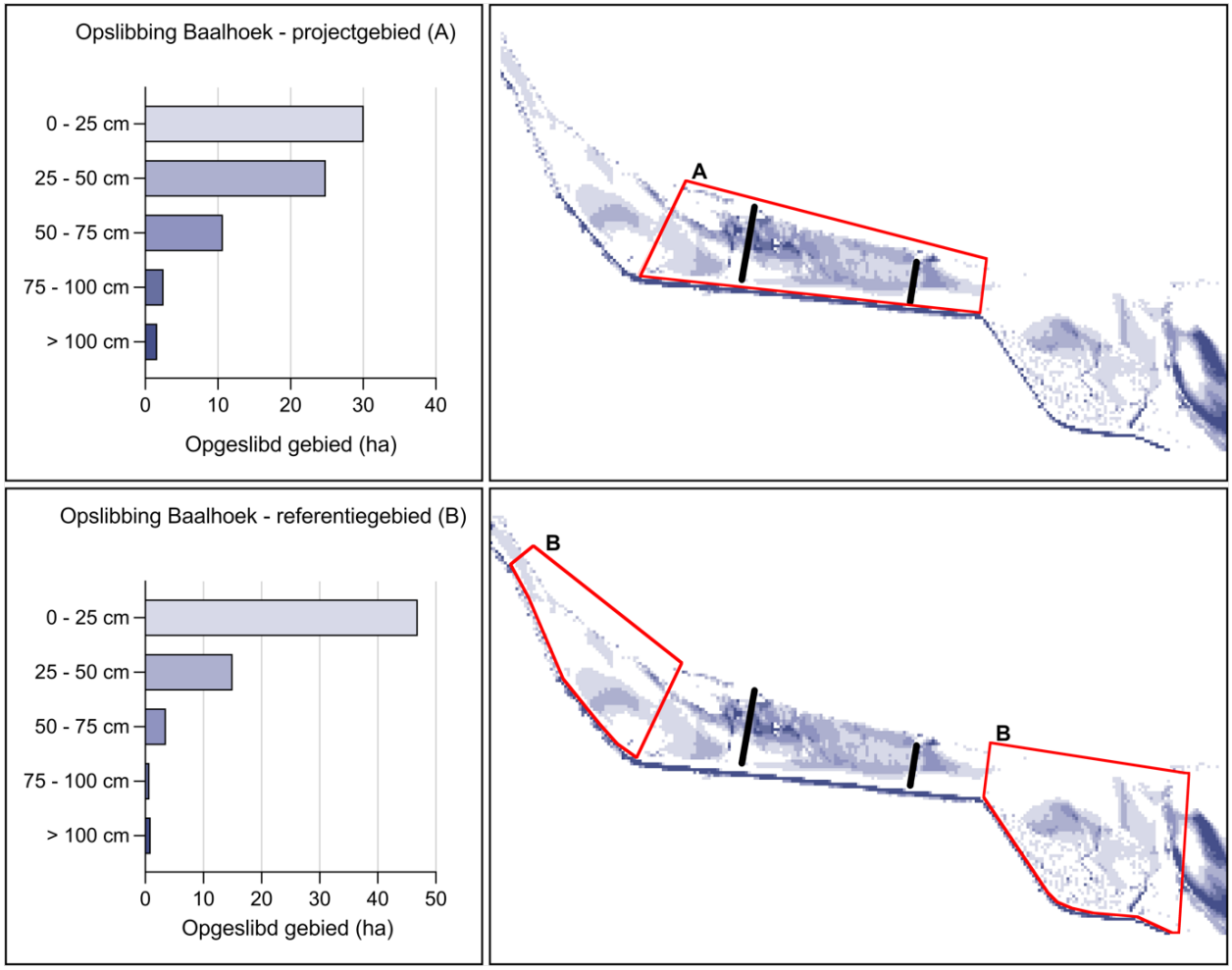
De Figuur 69 en Figuur 70 tonen voor respectievelijk de locaties Knuitershoek en Baalhoek de omvang van het opgeslibd gebied sinds de aanleg/ophoging van de strekdammen. Voor beide locaties geldt dat zowel rondom de strekdammen (i.e. in het projectgebied) als op grotere afstand van de strekdammen (i.e. in het referentiegebied) grote oppervlakken aanwezig zijn waar een hoogtetoename van tussen de 0 en 25 cm heeft plaatsgevonden. Aangezien deze hoogtetoename zich zowel in de projectgebieden als referentiegebieden heeft voorgedaan kan worden verondersteld dat dit het gevolg is van achtergrondsedimentatie en niet direct is te relateren aan de aanleg/ophoging van de strekdammen. Daarom is bij de berekening van het totaal aantal hectare aan opgeslibd gebied binnen de projectgebieden uitgegaan van de oppervlakte waar een opslibbing van >25 cm heeft opgetreden.



Figuur 69. Omvang van het opgeslibd gebied binnen het projectgebied (A) en referentiegebied (B) op de locatie Knuitershoek.

Uit Figuur 69 kan worden opgemaakt dat de totale omvang van het opgeslibd gebied in Knuitershoek als gevolg van de aanleg/ophoging van de strekdammen gelijk is aan ongeveer 18 ha. Een aanzienlijk gedeelte hiervan bestaat uit gebied waar een opslibbing van tussen de 75 – 100 cm (~21%) en >100 cm (~20%) heeft plaatsgevonden.

Uit Figuur 70 kan worden afgeleid dat de omvang van het opgeslibd gebied in Baalhoek ten gevolge van de aanleg/ophoging van de strekdammen ongeveer 40 ha bedraagt. Hiervan bestaat ongeveer 4% uit gebied waar een opslibbing van tussen de 75 – 100 cm heeft plaatsgevonden, terwijl ter plaatse van ongeveer 5% van dit gebied een opslibbing van >100 cm heeft opgetreden.



Figuur 70. Omvang van het opgeslibd gebied binnen het projectgebied (A) en referentiegebied (B) op de locatie Baalhoek.

Conclusie

Voor zowel de locatie Knuitershoek als Baalhoek geldt dat ter plaatse van de ingemeten transecten nabij de strekdammen een grotere toename in de hoogte is waargenomen ten opzichte van de transecten in de referentiegebieden. Daarnaast laat de analyse van GIS-kaartmateriaal zien dat in de projectgebieden sinds de aanleg van de strekdammen meer sedimentatie heeft opgetreden dan in de periode daarvoor. Op basis hiervan kan worden geconcludeerd dat door de aanleg van de strekdammen een hoogtetoename van het intergetijdengebied bij Knuitershoek en Baalhoek heeft plaatsgevonden. Bij Knuitershoek is sinds 2016 de gemiddelde hoogteligging van de transecten met circa 30 tot 100 cm toegenomen. De gemiddelde hoogte bij Baalhoek is in zes jaar tijd met circa 20 tot 50 cm toegenomen. Naar verwachting zal deze hoogtetoename bijdragen aan het gewenste doel om een toename van laag-dynamisch intergetijdengebied te realiseren.

Modelberekeningen uitgevoerd door Dam et al (2008) wezen op een te verwachten absolute hoogtetoename in een periode van 10 jaar van maximaal 2,5 tot 3,5 meter in het geval Knuitershoek, en van maximaal 3,0 tot 4,0 meter in het geval van Baalhoek. Op basis van de met de DGPS verzamelde monitoringsgegevens is het niet de verwachting dat een dergelijke hoogtetoename in de komende vier jaar nog zal gaan plaatsvinden. In het model van Dam et al (2008) is uitgegaan van niet-overstroombare strekdammen, maar in werkelijkheid zijn de strekdammen bij Knuitershoek en Baalhoek lager uitgevoerd en daardoor wel overstroombaar. Dit zou kunnen verklaren waarom de vastgestelde toename van de hoogte van het intergetijdengebied bij Knuitershoek (maximaal 1,0 meter) en Baalhoek (maximaal 0,5 meter) aanzienlijk lager is dan op basis van de modelstudie door Dam et al (2008) was voorzien.

De hoogtemetingen langs transecten laten zien dat de hoogtetoename van de bodemligging heeft geresulteerd in een substantiële toename van de droogvalduur van het intergetijdengebied tussen en rondom de strekdammen. In Knuitershoek is het areaal met een droogvalduur van 20% plaatselijk toegenomen met circa 60% (i.e. tussen de middelste en meest zuidelijk gelegen strekdam) en 70% (i.e. ten noorden van de meest noordelijke strekdam). In Baalhoek is het areaal met een droogvalduur van 20% plaatselijk toegenomen met ongeveer 10% (i.e. ter plaatse van het gebied tussen de beide strekdammen). Voor zowel de locatie Knuitershoek als Baalhoek geldt dat er vooralsnog geen substantiële toename is vastgesteld van het areaal met een droogvalduur van 50% of 80%. Een dergelijke droogvalduur is voor veel vogelsoorten van belang om het intergetijdengebied optimaal te kunnen benutten als foerageergebied.

Het is belangrijk om te benadrukken dat de gepresenteerde droogvalduurgegevens betrekking hebben op de *plaatselijke* toename in de droogvalduur, zoals vastgesteld op basis van de uitgevoerde hoogtemetingen langs de transecten. Gezien de variërende bodemligging zijn de veranderingen van de droogvalduur langs de transecten mogelijk niet representatief voor de gebieden in de directe omgeving van de transecten. De hoogtetrendkaarten geven meer inzicht in de ruimtelijke variatie in erosie en sedimentatie, in de periode van voor en na de aanleg/aanpassing van de strekdammen. De trendkaart van Knuitershoek laat zien dat er in de periode voorafgaand aan de aanleg/aanpassing van de strekdammen al sprake was van lichte sedimentatie. In de periode na de aanleg/aanpassing van de strekdammen lijkt er een versterking van het sedimentatieproces te hebben opgetreden. In het geval van Baalhoek was er voor de aanleg/aanpassing van de strekdammen vooral sprake van erosie, terwijl er daarna vooral sedimentatie lijkt te hebben opgetreden, met name tussen de strekdammen.

De met de DGPS verzamelde hoogtegegevens van 2020, 2021 en 2022 lijken aan te geven dat de gemiddelde hoogteligging van de slikken in de komende periode verder zal gaan doorstijgen. In Knuitershoek lijkt voornamelijk aan de noordzijde van de locatie sprake te zijn van een continuering

van de hoogtetoename. In Baalhoek lijkt vooral de hoogte van het gebied tussen de strekdammen verder toe te gaan nemen. Mogelijk zal een verdere hoogtetoename in de komende jaren gaan resulteren in een toename van de droogvalduur. Naar verwachting zal daarmee dan ook de ecologische waarde van de intergetijdengebieden, en specifiek de geschiktheid als vogelfoerageergebied, in de toekomst verder gaan toenemen.

Appendix III

Begrijpen van sediment dynamiek in laag dynamisch habitat

Lauren Wiesebron, Tim Grandjean, Jeroen van Dalen, Jim van Belzen, Tjeerd Bouma

Doelstellingen

- Nagaan of laag dynamisch habitat is ontstaan door relateren sedimentatiesnelheid aan:
  - i) Dag tot dag sediment dynamiek
  - ii) Sedimenteigenschappen (% slib & bodemdichtheid)
  - iii) Golfwerking (wind & schepen)
  - iv) Vergelijken projectgebieden & nevengebieden

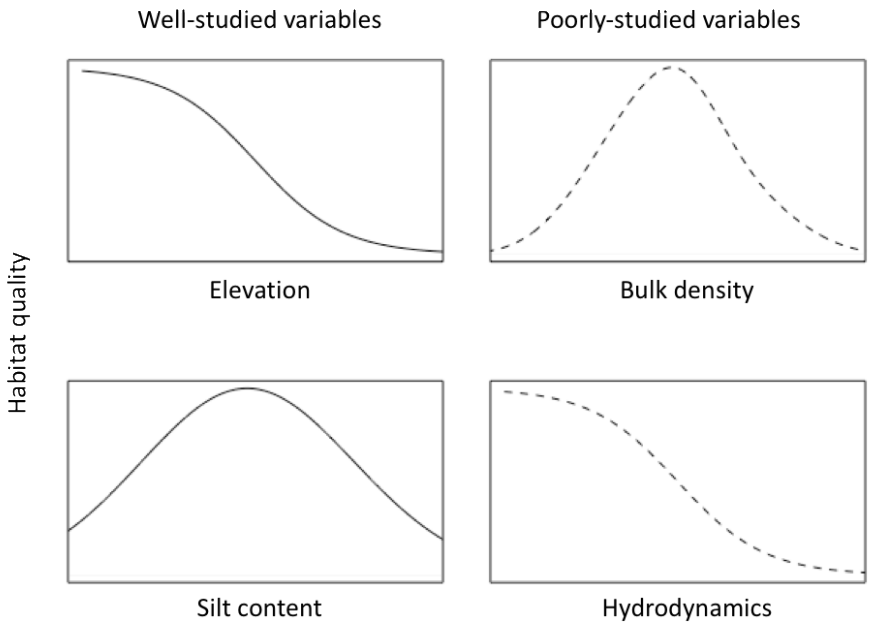
Introduction

Intertidal flats provide many ecosystem services that armoured structured cannot, such as habitat for benthic invertebrate communities which are important prey for birds and fish (Barbier et al. 2011, Seitz et al. 2014). Benthic invertebrates are key components of intertidal systems (Zwarts & Wanink 1993, Bocher et al. 2014). In addition to being prey for higher trophic levels, these perform nutrient cycling and are crucial engineers for their environment (Kristensen 1988, Solan et al. 2008, Gray & Elliott 2009). The community composition of benthic macrofauna as well as their spatial distribution determine the kinds of ecosystem services they provide. Sediment characteristics are an important abiotic driver of benthic macrofauna spatial distribution and abundances (Whitlatch 1981, Snelgrove & Butman 1994, Compton et al. 2013). However, it is not well-known how the changing geomorphology of a newly created tidal flat my drive the benthic macrofauna community.

While animals in the intertidal can withstand a large range of environmental conditions, they all have an optimum (Gray & Elliott 2009, Van Colen et al. 2010, Beukema & Dekker 2012). Some sediment characteristics, such as grain size and mud content, have been highly investigated for correlations with species occurrence (e.g. Pratt et al., 2014; Thrush et al., 2003). For example, species assemblages have been shown to change along sediment grain size gradients (e.g. Compton et al., 2013; van der Wal et al., 2017; Ysebaert et al., 2002). In addition, sites with greater mud content are likely to contain a smaller diversity of species (Thrush et al. 2004, Robertson et al. 2015). Besides mud content and sediment grain size, another known driver of species assemblages is tidal flat elevation, which largely determines the submersion time (Watt & Scrosati 2013, Lange et al. 2020). However, other factors may also be expected to drive macrobenthos communities. Sediment bulk density and hydrodynamics are expected to be important factors but remain relatively poorly understood (Figuur 72).

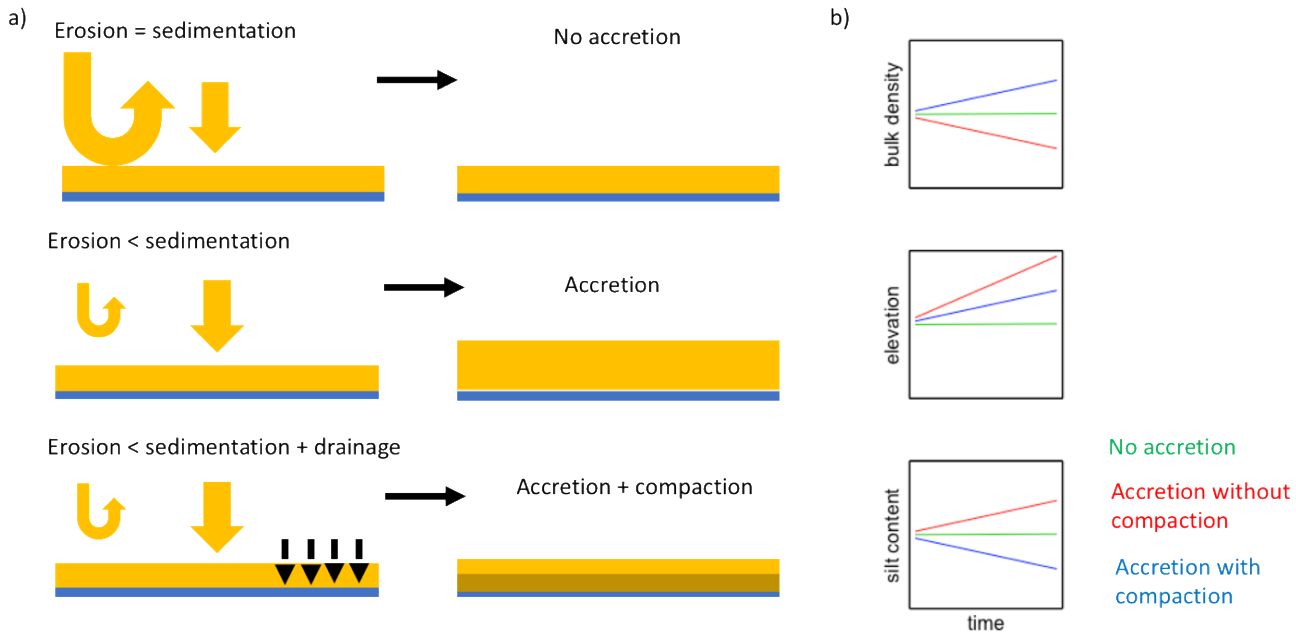
Bulk density is the dry weight of sediment divided by the wet volume and is an indicator of both water content and sediment compaction (Grabowski et al. 2011). It is also inversely related to sediment porosity, or the amount of water retained in a waterlogged sediment, which is important as porosity influences sediment oxygen content, chemistry, and organic matter (Gray & Elliott 2009, Dowd et al. 2014). Bulk density is a factor that may rapidly in time, especially in newly developing tidal flats. This is however still poorly studied. Benthic macrofauna change their behaviour under different bulk densities which can have consequences for the biogeomorphology and biogeochemistry of tidal flats (Wiesebron et al. 2021).

Hydrodynamics is known to be important for benthos occurrence and for this reason environments are typically divided in high dynamic (benthos poor) and low dynamic (benthos rich) environments. What it is that makes an environment to high dynamic, remains poorly understood. Storm events may play a role in this, as it may affect the sediment deposition/erosion rate as well as the viability of a benthic community (Negrello Filho & Lana 2013, Corte et al. 2017).



Figuur 71. Curves showing how intertidal habitat quality for macrobenthos communities change with important environmental characteristics. Variables in the left column have well-known relationships with macrobenthos, variables on the right have less well-known effects.

Established vs. developing tidal flats: Most studies examining how sediment properties determine macrobenthos communities are done in well-established tidal areas, where the sediment properties exhibit largely seasonal patterns with small year to year changes. However, we can expect the geomorphology of a developing tidal flat to change much more rapidly. In addition, as few developing tidal flats have been studied, the trajectory of a developing tidal flat's geomorphology is not well known. As quality of habitat for the macrobenthos community is strongly driven by environmental factors including sediment and hydrodynamics, to understand how a benthic community may develop in a new tidal flat one must first understand how the geomorphology itself will evolve.

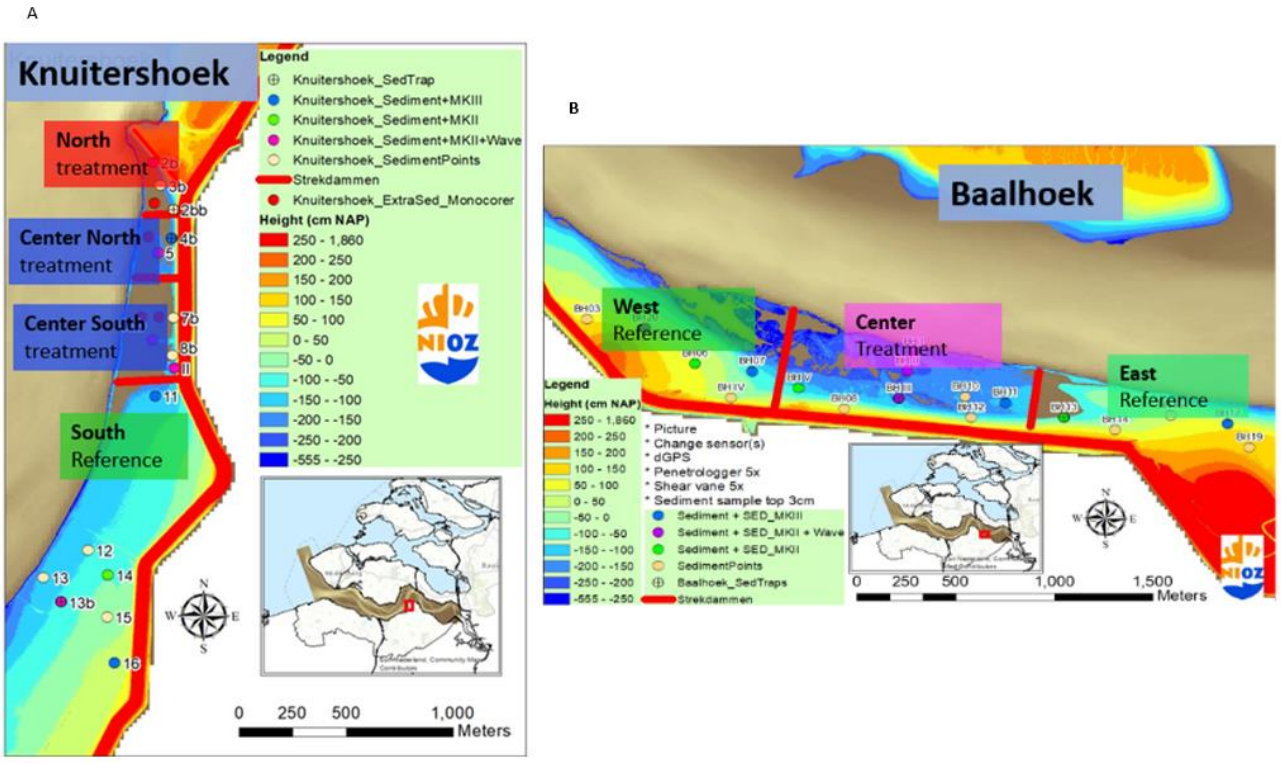


Figuur 72. Schematic of the development of a tidal flat under different accretion and compaction scenarios (a). In the second panel (b) the hypothesized trajectory of three important sediment characteristics in in the three scenarios illustrated in (a).

There are two factors that we posit are most important for the tidal flat development, at least in terms of sediment properties: sediment accretion and compaction. For the Buitendijkse project, we have developed tidal flat evolution hypotheses which are illustrated in Figuur 72.
Accretion is determined by the balance between sediment deposition and erosion. If sediment deposition exceeds erosion, then sediment accretes on the tidal flat which increases its elevation. If sedimentation equals erosion, there is no net accretion, and the elevation is unchanged. For the development of the Buitendijkse tidal flats, we will not consider the scenario where erosion exceeds sedimentation and there is negative accretion. Now, when there is net accretion, two further scenarios present themselves, one with sediment compaction and one without compaction. Compaction may be the result of a well-drained tidal flat. We hypothesize that if there is no compaction, the sediment which accumulates remains fluffy and easily entrained (ie low bulk density). In addition, the silt content will remain high and perhaps increase as more sediment is deposited. However, if there is compaction then bulk density will increase in lower sediment layers. This will affect the macrobenthos community. However, we do not know how a tidal flat might develop in which of these scenarios, if any, apply to the Buitendijkse project. The monitoring of the sediment characteristics and hydrodynamics will help us to better understand what are important factors that drive a tidal flat's geomorphology during the development phase.

Buitendijkse sediment analysis

The sediment conditions at Buitendijkse were monitored from July 2016 to the present day, but are analysed till the end of 2020. There are three sites at Baalhoek (two reference, one treatment) and four sites at Knuitershoek (one reference, three treatment) as shown in Figuur 73.



Figuur 73. Overview of NIOZ samplings points and site division of A. Knuitershoek and B. Baalhoek.

The seven sediment characteristics that we measured to assess the development of the tidal flat over time were:

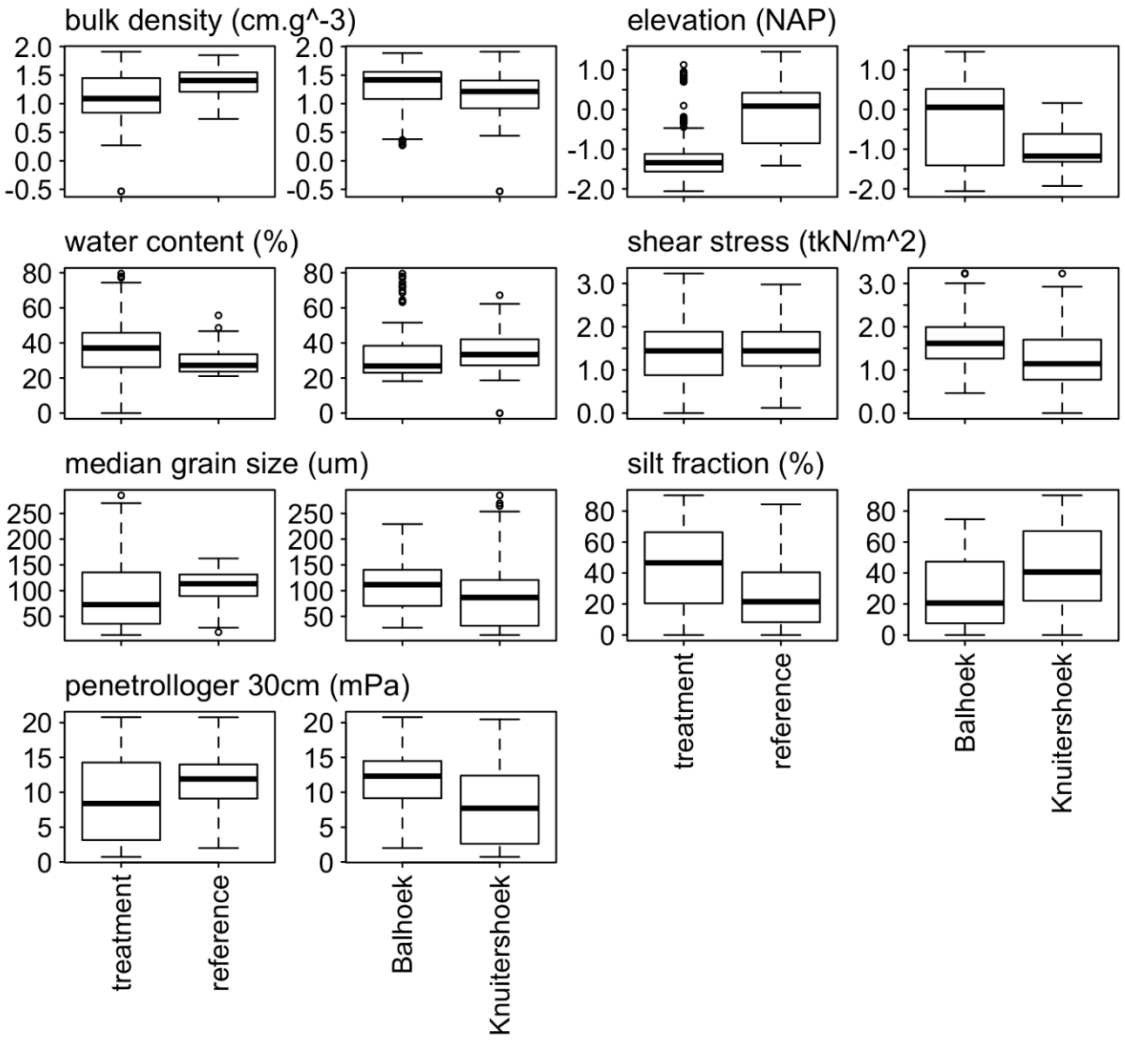
- Elevation (NAP)
- Bulk density (g cm^3)
- Water content (%)
- Shear stress (tkN m^2)
- Median grain size (um)
- Silt fraction (%)
- Penetration resistance (mPa).

Some variables were highly correlated or derivative of others. Water content is one of the parameters used to calculate bulk density. Median grain size and silt fraction are both descriptors of sediment grain size composition. While these variables are correlated, they can capture different information which is why we included both sets. We also included two calculations of penetration resistance, the first is an integration of the sediment resistance over 30 cm and the second is an integration over 15 cm. We included both because we feel that the 30 cm integration allows for better comparison between samples as it includes more information, but not all measurements could be made over 30 cm so we also included a 15 cm integration which excludes a portion of the sediment layer for certain samples, but includes a higher proportion of measurements made. Unless otherwise indicated, bulk density is measured for the top 3 cm of the sediment.

We evaluated the differences between sediment characteristics between sites and how these varied by location (Knuitershoek vs. Baalhoek) and block (treatment vs. reference) using ANOVAs. We also examined the temporal trends (linear and seasonal) by sites using linear models. Finally, we investigated the correlations between variables and how these varied between location and blocks using linear models. Unless otherwise indicated, p values indicate the significance of a covariate in a linear model.

Location and block effects

The sediment characteristics varied between locations (Baalhoek vs. Knuitershoek) and between blocks (treatment vs. reference). In general, elevation, water content, bulk density, and silt content varied more between treatment and reference sites than between locations; and grain size, shear vane, and penetration resistance varied more between locations than between blocks (Tabel 9 and Tabel 10). Baalhoek had greater elevation, bulk density, median grain size, penetration resistance, and shear stress than Knuitershoek. The treatment sites had greater silt content and lower elevation, bulk density, and penetration resistance than the reference sites (Figuur 74, Tabel 9).



Figuur 74. Boxplots showing the differences for sediment characteristics between blocks (treatment and reference) and locations (Baalhoek and Knuitershoek). All comparisons yielded significant differences except for water content between locations and shear stress between blocks.

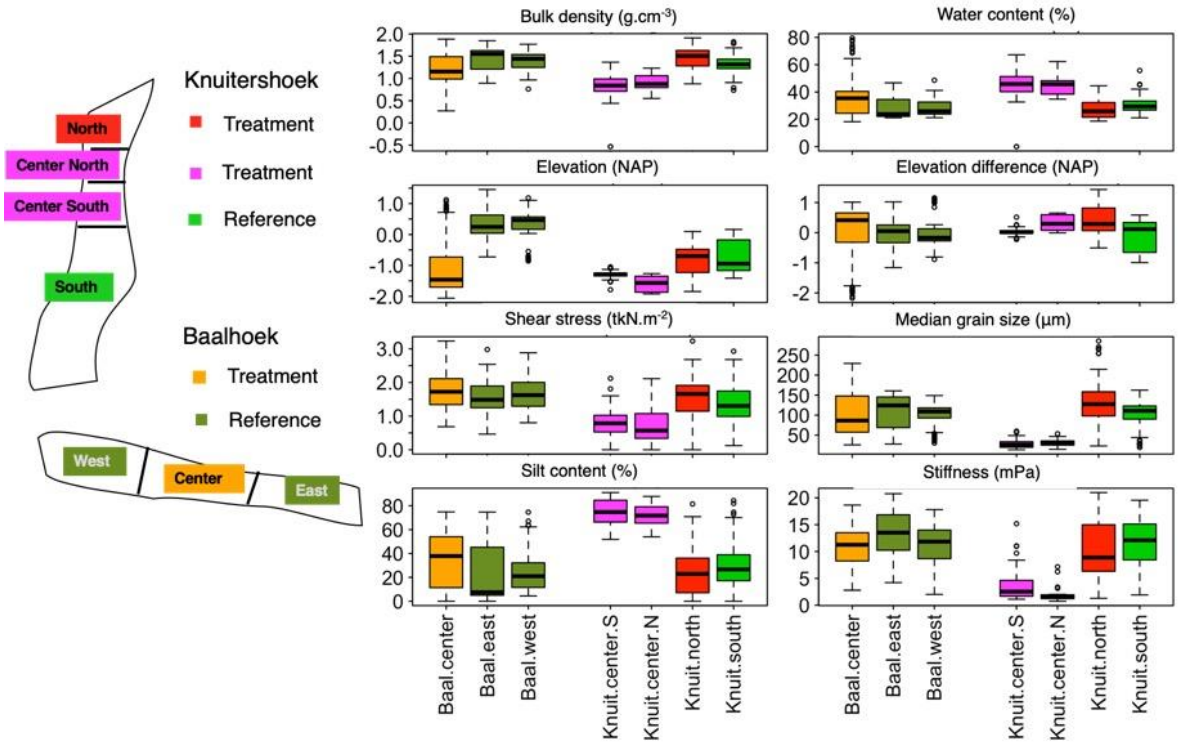
The differences in sediment characteristics between locations were driven by the treatment sites, rather than the reference sites (Figuur 75). The locations were significantly different from each other for all sediment characteristics. On average, Baalhoek presented sediment characteristics of a more sandy, stiffer sediment than Knuitershoek: greater bulk density, elevation, shear stress, grain size, and penetration resistance. Despite these general differences, the reference sites were similar across locations. The greatest difference between Baalhoek and Knuitershoek reference sites was that the reference site at Knuitershoek had a lower elevation than the reference site at Baalhoek (Tukey post hoc $p < 0.01$). There was also small evidence that reference sites at Baalhoek had greater bulk density than at Knuitershoek (Tukey post hoc $p=0.07$). On the other hand, the treatment sites were different between Baalhoek and Knuitershoek, except in bulk density and water content. Bulk density was lower at Knuitershoek than Baalhoek, $F(1, 381=15.5, p<0.01)$, however there was no statistical difference between treatment sites at Baalhoek and Knuitershoek (Tukey post hoc $p = 0.22$). This lack of difference was probably due to the North site at Knuitershoek, which changed greatly over time compared to the other two Knuitershoek treatment sites.

There were differences between treatment and reference sites for all sediment characteristics except shear stress. On average, treatments sites presented characteristics of accreting soft mud: low elevation, bulk density, and median grain size. There were greater differences between treatment and

reference sites for Knuitershoek than for Baalhoek. All Knuitershoek sediment characteristics had statistically significant differences between treatment and reference sites. The elevation, bulk density, grain size, shear stress and penetration resistance were greater at the Knuitershoek reference sites than at treatment sites (Tukey post hoc $p < 0.001$ for all comparison pairs), with opposite trends for water content and silt fraction. These trends were largely driven by the two central Knuitershoek treatment sites. However, we detected no differences between Baalhoek treatment and reference sites for elevation, median grain size, and penetration resistance. As in Knuitershoek, Baalhoek reference sites had greater bulk density than treatment sites (Tukey post hoc $p < 0.01$). Baalhoek treatment sites had lower shear stress than reference sites (Tukey post hoc $p = 0.01$), but must be noted that the values for shear stress fluctuated greatly between seasons, making treatment-driven differences more difficult to detect.

Tabel 9. Mean (and standard deviation) of the sediment variables by location and block.

	Baalhoek		Knuitershoek	
	Treatment	Reference	Treatment	Reference
Elevation (NAP)	-1.13 (0.89)	0.31 (0.63)	-1.24 (0.42)	-0.71 (0.50)
Water content (%)	37.23 (16.04)	28.27 (7.38)	38.4 (12.60)	30.87 (6.45)
Bulk density ($g.cm^{-3}$)	1.15 (0.40)	1.42 (0.25)	1.06 (0.41)	1.3 (0.21)
Shear stress ($tkN.m^{-2}$)	1.82 (0.65)	1.57 (0.49)	1.07 (0.72)	1.39 (0.54)
Median grain size (um)	108.1 (52.87)	106.32 (37.16)	69.57 (67.99)	103.35 (35.31)
Silt content (%)	32.64 (21.12)	24.02 (22.26)	55.13 (26.63)	30.02 (19.56)
Penetration resistance (mPa)	12.36 (4.22)	11.32 (4.22)	5.48 (5.04)	11.2 (3.87)



Figuur 75. Boxplots showing sediment variables partitioned by Knuitershoek and Baalhoek treatment and reference sites. The boxplots represent the average and interquartile spread of the sediment characteristic's values from 2016-2020 All variables, except for sediment stiffness which was measured from 0-30 cm deep, were derived from samples of the top 3 cm of the sediment.

Overall, the sites that were the most different from the others were the two central Knuitershoek treatment sites. The central sites drove the differences in treatment vs. reference site for Knuitershoek as the Knuitershoek North is the site that changed the most over time, and on average, resembled a reference site in sediment characteristics. Elevation and penetration resistance were the best variables to distinguish between locations as both Baalhoek treatment and reference sites had greater elevation and penetration resistance than Knuitershoek treatment and reference sites. On the other hand, bulk density was the best sediment characteristic to describe differences between treatment and reference sites as both Knuitershoek and Baalhoek reference sites had higher bulk density than Baalhoek and Knuitershoek treatment sites.

*Tabel 10. Coefficient signs and statistical significance for linear models of sediment characteristics as a function of location, block, year, and season. (+) = positive coefficient, (-) = negative coefficient, — = no data; The significance of the explanatory variable coefficient from p values is indicated by the number of stars with 0.1 > . > 0.05 > * > 0.01 > ** > 0.001 > ***.*

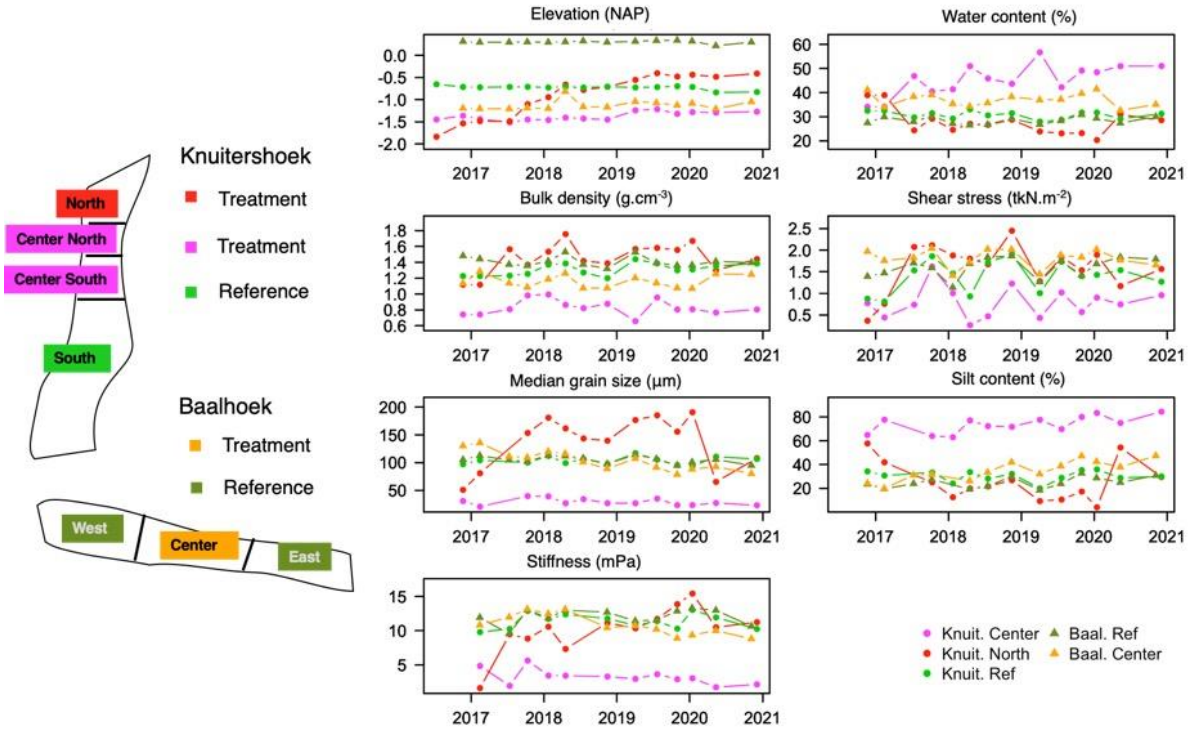
	Elevation (NAP)	Water content (%)	Bulk density ($g.cm^{-3}$)	Shear stress ($tkN.m^{-2}$)	Median grain size (um)	Silt fraction (%)	Penetrologger 30 cm (mPa)	Penetrologger 15 cm (mPa)
(Intercept)	(-) .	(+)	(+)	(-) **	(+)	(+)	(+)	(+)
Location (Knuitershoek)	(-) ***	(+) .	(-) **	(-) ***	(-) ***	(+) ***	(-) ***	(-) ***
Block (treatment)	(+) ***	(-) ***	(+) ***	(+)	(+) *	(-) ***	(+) *	(+) .
Year	(+) .	(+)	(+)	(+) **	(-)	(+)	(+)	(+)
Summer	(-)	(-)	(-) .	(+) ***	(-)	(+)	—	—
Autumn	(+)	(+)	(-) *	(+) ***	(-)	(+) *	(+) .	(+)
Winter	(-)	(-)	(-)	(+) .	(-)	(+)	(-)	(+)

Temporal trends

Sediment characteristics of sites exhibited seasonality, and some appeared to follow a slight linear trend (Figuur 76). Over all sites, the only sediment characteristics to show a significantly positive linear trend over time were elevation and shear stress (Tabel 10). The trend for elevation was clearly driven by the Knuitershoek North site (Figuur 75). Shear stress had great seasonal variability, with summer and autumn stress values being greater than spring and winter ones. Autumn was the season that presented the greatest change for sediment characteristics: both the silt fraction and penetration resistance were greater in autumn, whereas bulk density was lower (Tabel 10).

The treatment sites had greater temporal trends than the reference sites. Knuitershoek North, a treatment site, changed the most over time, increasing in elevation, median grain size, shear stress, and bulk density ($p<0.01$ for all). The Baalhoek Center, another treatment site, had changing grain size and increased in silt content over time ($p=0.02$). Finally, the other treatment sites at Knuitershoek also exhibited linear trends, but with only single variables as opposed to the overwhelming trends of Knuitershoek North. Knuitershoek Center North increased in elevation ($p=0.01$) and the other Knuitershoek treatment site, Center South, had greater sediment water content over time ($p<0.01$). This suggests that the two adjacent sites are changing in slightly different directions, Center North

become more elevated and better drained, and Center South staying at the same elevation with softer sediment over time. The water content of Center North sediment increased most during Autumn compared to other seasons (p=0.02). The only reference site to show a linear trend is Knuitershoek South, with slight evidence (p=0.07) that its sediment increased in bulk density. Shear stress exhibited the most seasonal variability. It increased in the summer for two reference sites: Knuitershoek South (p<0.01) and Baalhoek West (p=0.02). Baalhoek East, a reference site, was the only site in this study to show neither a linear temporal trend, nor a seasonal one.



Figuur 76. Time series of sediment elevation (NAP), water content (%),bulk density (g.cm^{-3}), shear stress (tkN.m^{-2}), median grain size (um), and silt content (%), and stiffness (mPa) for at Knuitershoek and Baalhoek treatment (Knuit.North, Knuit.Center, Baal.Center) and reference (Knuit.ref, Baal.ref) sites from 2016-2020. All variables, except for sediment stiffness which was measured from 0-30 cm deep, were derived from samples of the top 3 cm of the sediment.

Correlations between variables

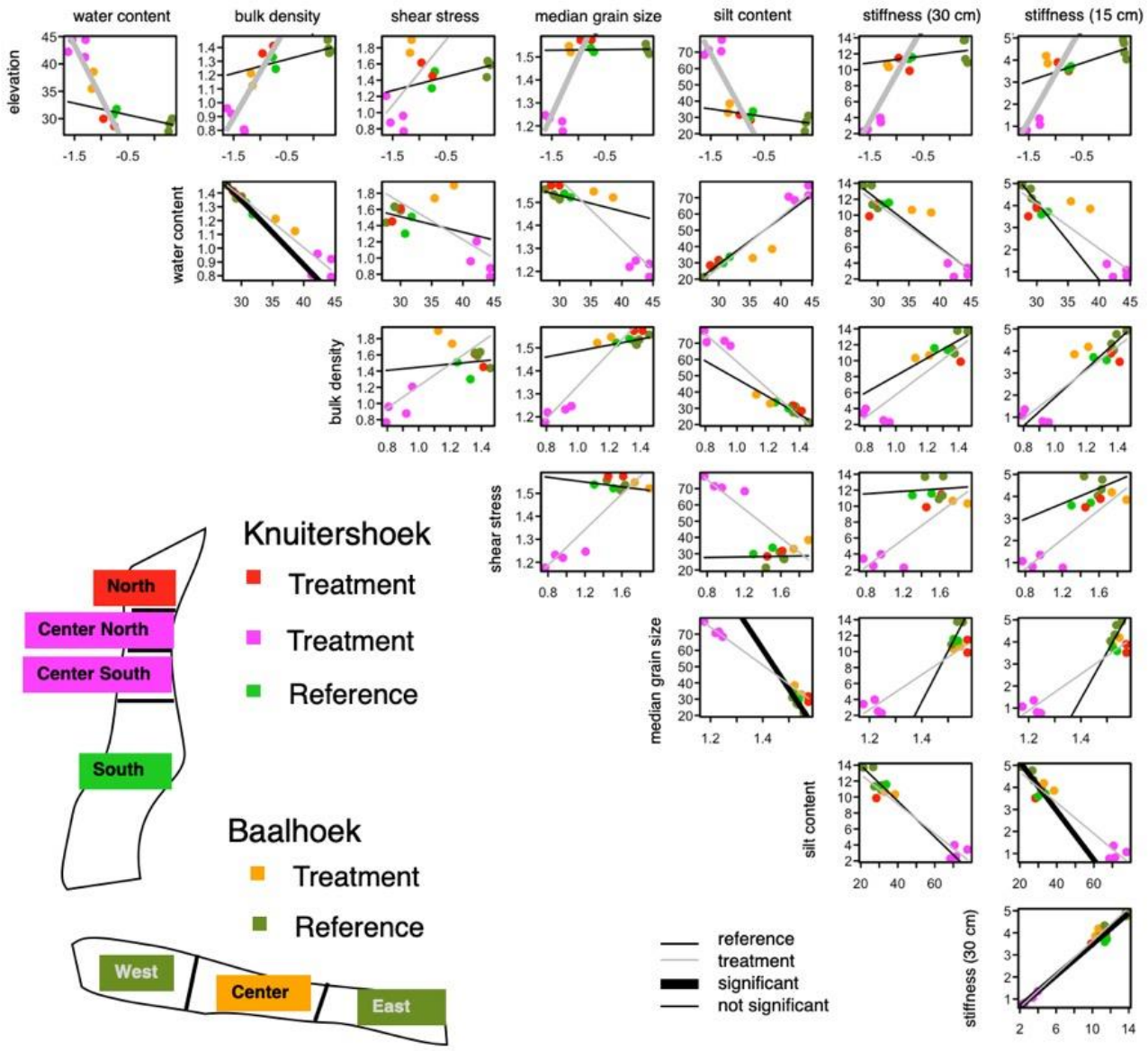
The sediment characteristics were strongly correlated with each other. As we already mentioned, three sets of the variables: bulk density and water content, median grain size and silt content, penetration resistance (30 cm) and penetration resistance (15 cm), were derived from similar measurements.

Silt fraction was the most highly correlated variables whereas shear stress and elevation had the fewest correlations (Tabel 11). This suggests that shear stress and elevation capture different aspects of the sediment than the other variables. Silt fraction decreased when all the other variables increased, except for water content.

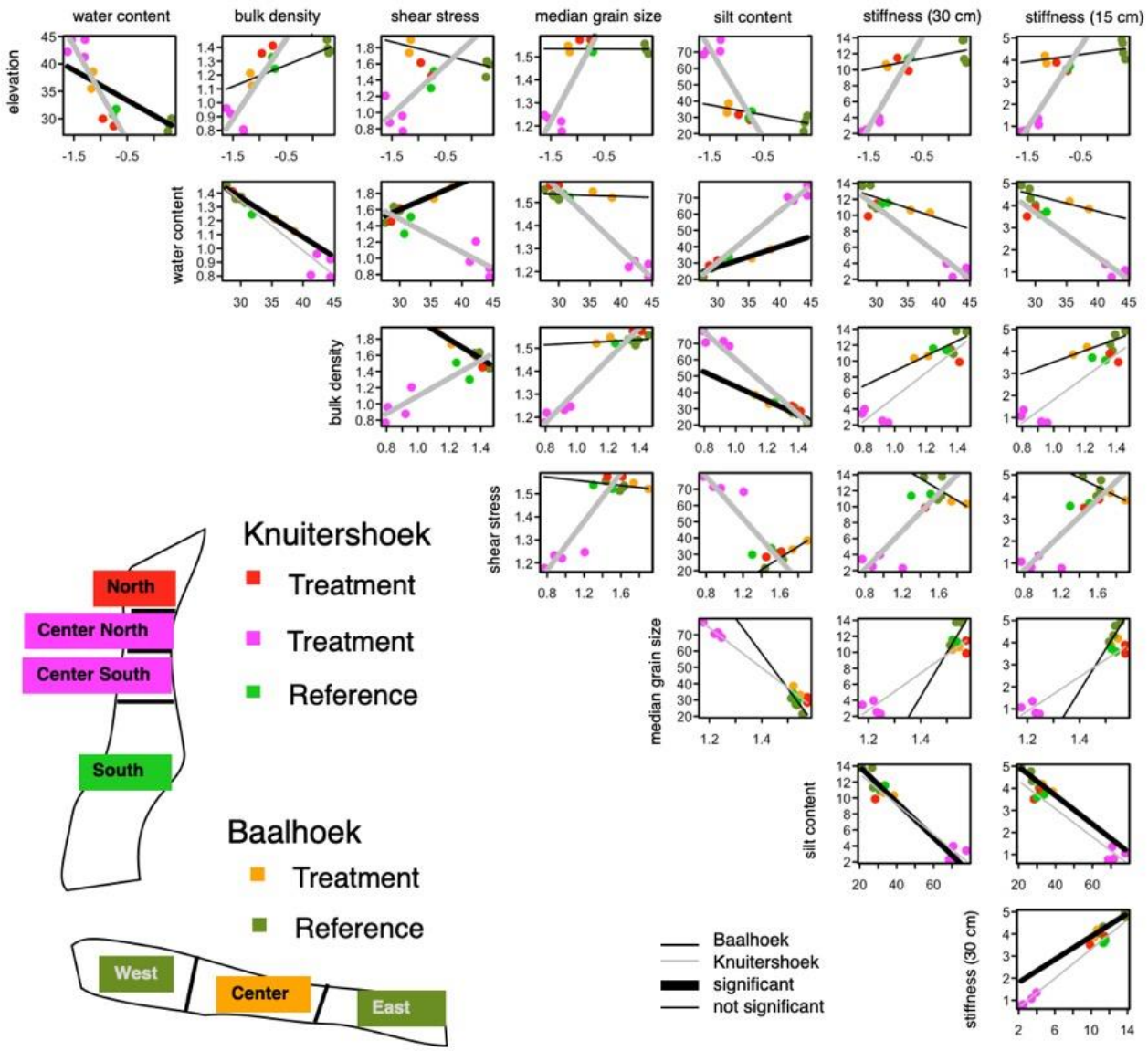
Tabel 11. Pearson's correlation coefficients for sediment characteristics. We excluded empty observations, which means that we used 99 sampling instances in all. Grey squares represent correlations with variables that are derived from similar measurements.

	elevation	water content	bulk density	shear stress	median grain size	silt fraction	penetration resistance (30 cm)	penetration resistance (15 cm)
elevation	1	-0.43	0.48	0.16	0.31	-0.46	0.09	0.14
water content	-0.43	1	-0.65	0.01	-0.56	0.58	-0.16	-0.14
bulk density	0.48	-0.65	1	0.17	0.69	-0.74	0.3	0.28
shear stress	0.16	0.01	0.17	1	0.45	-0.49	0.42	0.45
median grain size	0.31	-0.56	0.69	0.45	1	-0.92	0.46	0.46
silt fraction	-0.46	0.58	-0.74	-0.49	-0.92	1	-0.47	-0.48
penetration resistance (30 cm)	0.09	-0.16	0.3	0.42	0.46	-0.47	1	0.93
penetration resistance (15 cm)	0.14	-0.14	0.28	0.45	0.46	-0.48	0.93	1

When we examine reference site alone, significant correlations between variables almost disappear. Correlation for treatment sites are only significant for variables correlated with elevation and shear stress. This suggests that the spread in data points is low among treatment sites, save in elevation and shear stress, and also low among reference sites. However, almost all correlations are significant for Knuitershoek data, whereas correlation between variables for Baalhoek data are few (Figuur 78). This corroborates what we observed earlier in comparing data between sites and locations: the largest differences in sites occur between Knuitershoek reference and treatment sites, whereas reference sites are all very similar.

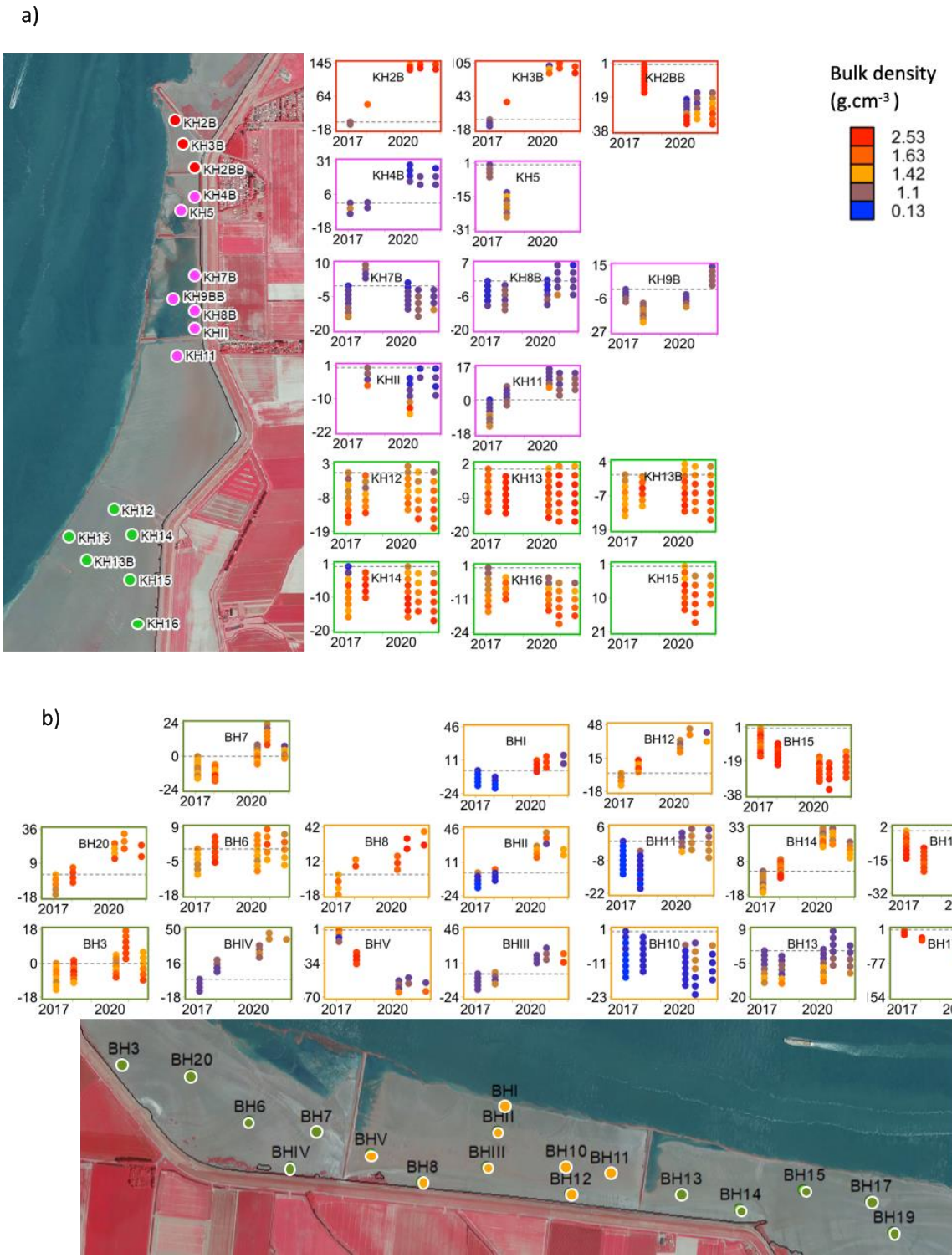


Figuur 77. Correlations between variables with fits from linear models to data partitioned between reference and treatment sites for elevation (NAP), water content (%),bulk density (g.cm-3), shear stress (tkN.m-2), median grain size (um), and silt content (%), and stiffness (mPa) from 0-30 cm, and stiffness (mPa) from 0-30 cm. All variables, except for sediment stiffness, were derived from samples of the top 3 cm of the sediment. The thickness of the reference line indicates whether the relationship between reference sites and the sediment variable was statistically significant, whereas the thickness of the treatment line indicates if its slope was significantly different from the reference slope.



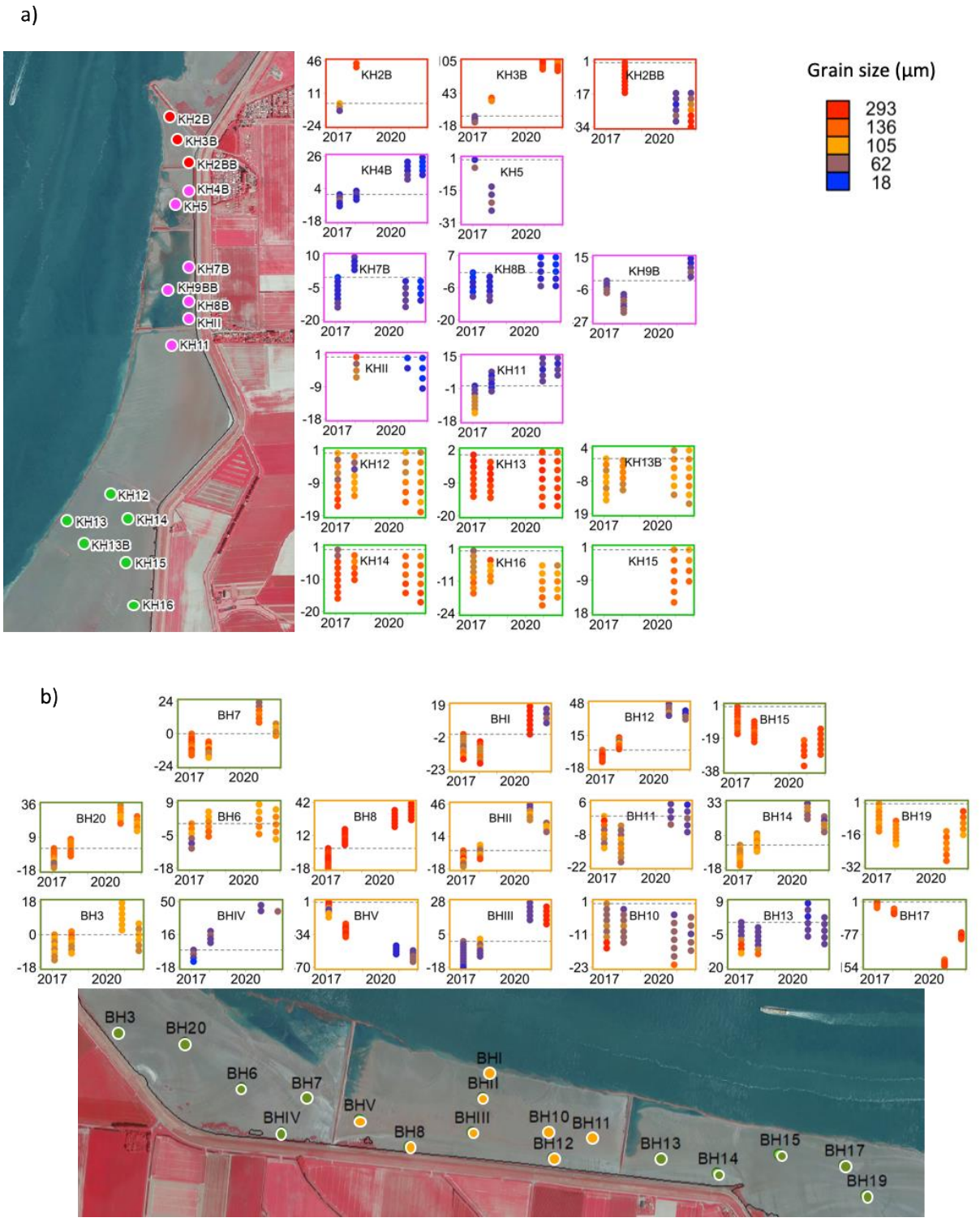
Figuur 78. Correlations between variables with fits from linear models to data partitioned between Baalhoek and Knuitershoek sites. for elevation (NAP), water content (%),bulk density (g.cm^{-3}), shear stress (tkN.m^{-2}), median grain size (um), and silt content (%), and stiffness (mPa) from 0-30 cm, and stiffness (mPa) from 0-30 cm. All variables, except for sediment stiffness, were derived from samples of the top 3 cm of the sediment. The thickness of the Baalhoek line indicates whether the relationship between Baalhoek sites and the sediment variable was statistically significant, whereas the thickness of the Knuitershoek line indicates if its slope was significantly different from the Baalhoek slope.

Bulk density is also measured at deeper depts, by the use of sliced (2cm) cores till 20 cm deep, results are shown in Figuur 79.



Figuur 79. Evolution of bulk density (g.cm^{-3}) depth profiles (cm) from 2017 to 2021 at each sampling point in Knuitershoek (top) and Baalhoek (bottom). The bulk density was measured for sediment cores at 2 cm intervals. In each plot, the bulk density depth profile is offset by the elevation measured at the sampling point to show whether changes in bulk density occur in the context of accretion, erosion, and compaction. The dotted horizontal line shows the elevation of the first measurement to serve as a reference for the subsequent elevation measures

These same sliced cored have been analyzed for grain size, which are shown in Figuur 80.

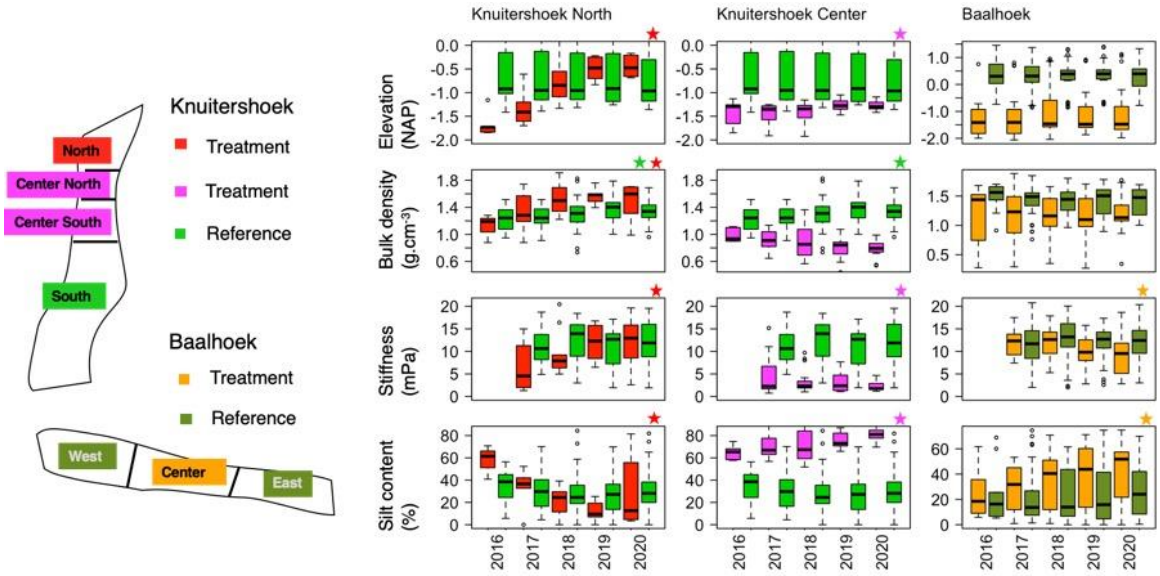


Figuur 80. Evolution of grain size (µm) depth profiles (cm) from 2017 to 2021 at each sampling point in Knuitershoek (top) and Baalhoek (bottom). The bulk density was measured for sediment cores at 2 cm intervals. In each plot, the bulk density depth profile is offset by the elevation measured at the sampling point to show whether changes in bulk density occur in the context of accretion, erosion, and compaction. The dotted horizontal line shows the elevation of the first measurement to serve as a reference for the subsequent elevation measures

Tidal flat evolution

We expected to see the tidal flat at Knuitershoek and Baalhoek develop one of three ways: with no accretion, with accretion, and with accretion and compaction. Monitoring of geomorphology characteristics (like elevation, bulk density, sediment stiffness, and silt content) would indicate in which direction the tidal flats are developing. Compaction is best described by sediment bulk density and sediment stiffness. The sediment stiffness measurement using the penetrologger is the only measurement, besides the deep bulk density samples, that give an indication of processes that occur at depth. We found that bulk density is positively correlated with elevation, sediment grain size, sediment shear stress and sediment stiffness.

Monitoring over the past five years has shown that the tidal flat geomorphology of the central Knuitershoek and Baalhoek treatments are evolving along a similar trajectory (with accretion and no compaction), with the Northern Knuitershoek treatment evolving differently (with accretion and compaction). We found that the central Knuitershoek and Baalhoek treatment sites present the characteristics of accreting soft mud: low elevation, bulk density, and sediment stiffness; and high silt content (Figuur 81). From the analysis of sediment samples of the top 3 cm of sediment, it appeared that no compaction was occurring at the Central Knuitershoek and Baalhoek treatment sites. We found a statistically significant negative trend in sediment stiffness at the Central Knuitershoek sites and Baalhoek which supports the conclusion that loose, fluffy sediment is accumulating at those sites without compaction occurring. On the other hand, the Knuitershoek North site is evolving with both sediment accretion and compaction. The bulk density of top 3 cm of the sediment at Knuitershoek North increased and the silt content decreased significantly over the past 5 years (Figuur 81). In addition, we found a statistically significant positive trend in sediment stiffness at the treatment site in Knuitershoek North, which supports the conclusion that compaction is occurring at this site. Finally, elevation, bulk density, and sediment stiffness changed dramatically in 2017 and 2018, but the changes in 2019 and 2020 were a lot more incremental, indicating that perhaps the sediment characteristics are stabilizing.



Figuur 81. The evolution of sediment elevation (NAP), bulk density (g.cm^{-3}), stiffness (mPa) and silt content (%) at Knuitershoek and Baalhoek treatment and reference sites from 2016-2020. The bulk density and the silt content were measured for the top 3 cm of the sediment whereas sediment stiffness was measured over 0-30 cm deep. The boxplots represent the average and interquartile spread of the sediment characteristic's values in a given year. The stars at the top of the plots indicate that there was a statistically significant trend in the sediment characteristic over time.

Golven en sediment-dynamiek

Toepassing sensortechnologie

Bij de buitendijkse maatregelen in Baalhoek en Knuitershoek hebben voor een langere periode (5 jaar) golf- en sedimentdynamiek metingen plaatsgevonden. In een getijde-omgeving is het belangrijk om deze condities te meten, gezien de hydrodynamische krachten (e.g. golven en getij) een continue invloed hebben op de morfologische ontwikkeling van de slikken en schorren. Als gevolg hiervan ontstaat een dynamisch milieu met belangrijke gevolgen voor de ecologie, hiermee worden ook de vesting kansen van vegetatie en bodemdieren bepaald (Bouma et al., 2016). Naast het ontwikkelen van kennis over sedimentdynamiek en vestingkansen, is het belangrijk om te monitoren hoe de hoogteontwikkeling van nieuwe slikken gaat na de plaatsing van de 5 (ver)nieuw(d)e strekdammen binnen het buitendijks project.

Voor het ontwikkelen van een continu beeld van de sediment-dynamiek is gekozen voor een inzet van SED-sensoren (Surface Elevation Dynamic; Box 1). Deze sensoren kunnen voor een lange periode standalone data verzamelen in contrast tot conventionele handmatige of temporele bodemhoogtemetingen (b.v. sediment-erosie-bars, RTK-bepalingen, LiDAR) welke bovenal arbeidsintensief zijn. De door het NIOZ ontwikkelde SED-sensoren zijn in staat om dagelijks de bodemhoogte te meten met een hoge verticale resolutie van 2 tot 4 mm (Box 1). Dankzij de hoge temporele en verticale resolutie kan er inzicht verkregen worden over de impact van hydrodynamische en meteorologische omstandigheden op de ontwikkeling van de bodemhoogte ter hoogte van de sensor (Hu et al., 2015). Tijdens het project is gebruik gemaakt van de optische SED-sensoren.

In de afgelopen jaren, zijn er dankzij deze nieuwe meettechnologie stappen gezet om meer kennis te vergaren over de bodemdynamiek en fluctuaties in de hydrodynamische condities van slikken zowel schorren. Het relatieve belang van getij en golven op de sediment-dynamiek van slikken varieert sterk (Belliard et al., 2019). De sediment-dynamiek laag op het slik is voortdurend onder invloed van de getijden, terwijl hoger op het slik de sediment-dynamiek meer event gedreven is (impact van relevante golfslag). De grote ruimtelijke en temporele variabiliteit van interne en externe forcering die in de studie van (Belliard et al., 2019) aan het licht zijn gekomen, laten zien dat uitgebreide en gedetailleerde veldmetingen noodzakelijk zijn om de bodemhoogte ontwikkeling te begrijpen op de lange termijn, en gerelateerde ecologische implicaties in getijde milieus te voorspellen.

Aanvullend bleek uit voorgaande onderzoeken dat korte periodes (events) van hydrodynamische verstoring kunnen zorgen voor zwaardere bodemveranderingen boven op de continue dagelijkse veranderingen van de bodem van het slik (Hu et al., 2015; de Vet et al., 2020). Echter benadrukt de studie van de Vet et al. (2020) dat individuele gebeurtenissen de morfologische evolutie van slikken blijvend kunnen veranderen. De grote van sommige instantane veranderingen in het bodemhoogte zijn zelfs vergelijkbaar met andere die jaren van voortdurende ontwikkeling hebben gevergd. De morfologische effecten van gebeurtenissen worden grotendeels bepaald door de relatieve timing van de forceringprocessen (e.g. golf en getij), en niet alleen door hun omvang (de Vet et al., 2020). Ruimtelijke en temporele variaties in de bodemhoogte verandering van getijdemilieus worden aangedreven door een combinatie van de heterogene verdelingen van de hydrodynamische forceringprocessen (inclusief de onderbelichte rol van de wind) en de lineaire evenredigheid tussen de dynamiek van de bodemhoogte en de lokale bodemhelling (de Vet et al., 2020). Deze resultaten benadrukken dat hoge frequentie ingezet dienen te worden met voldoende ruimtelijke variatie om verschillen in forcering goed in kaart te kunnen brengen.

Box 1: Toelichting werking optische SED-sensoren

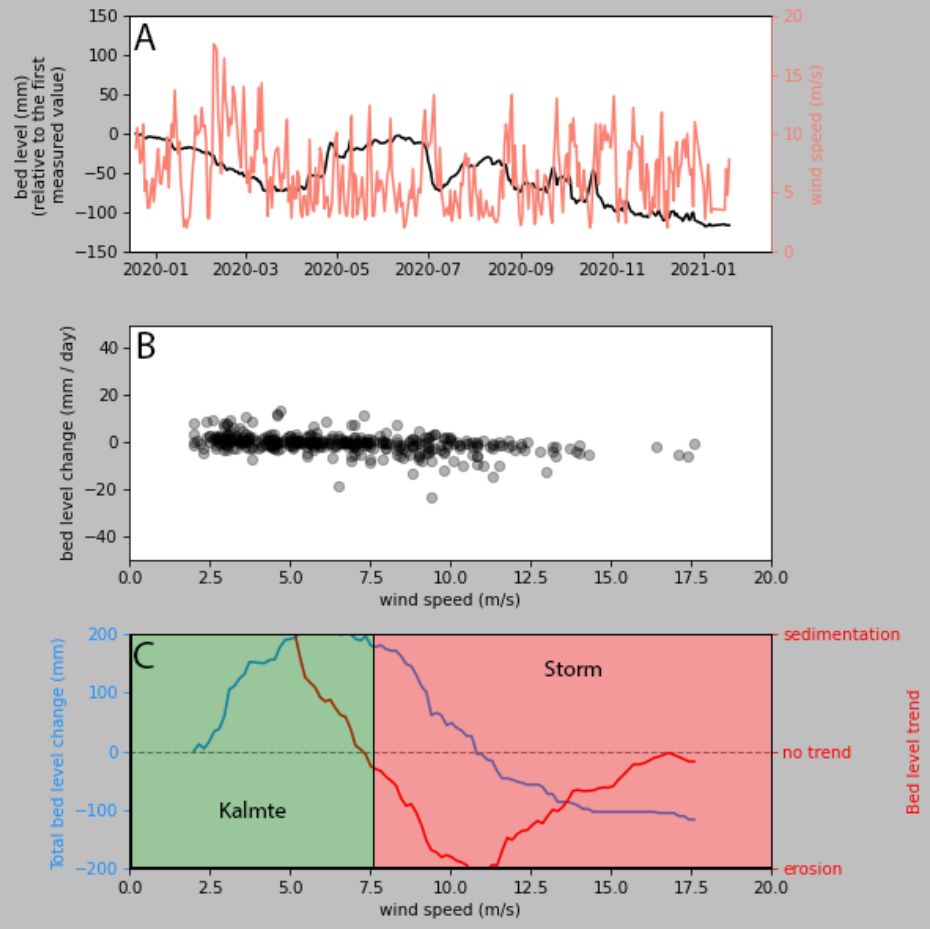
Het meten van de veranderingen in bodemhoogte door de optische SED-sensoren is gebaseerd op het meten van omgevingslicht over een 400mm lange meetsectie met 200 lichtgevoelige cellen welke verticaal in de bodem geplaatste is (Hu et al., 2015). Tijdens laagtij, wanneer de sensor droog staat, ontvangen de lichtgevoelige cellen boven het bodemniveau licht en geven een voltage af. De cellen in het sediment ontvangen geen licht en waardoor de spanning over de lichtgevoelige cel veranderd. De transitie waar de spanning sterk verschilt geeft de positie van het bodemniveau aan (Willemsen et al., 2018). Met een meetinterval van 30 minuten wordt er vrijwel zeker dagelijks een meting gedaan tijdens laagwater met voldoende daglicht. De betrouwbaarheid van de SED-sensoren is uitgebreid aangetoond door (Hu et al., 2015), wat ertoe resulteert dat de sensoren ingezet kunnen worden voor het standalone meten van de bodemhoogte dynamiek.

De interpretatie van de meetresultaten is gebaseerd op de dagelijks veranderingen in bodemhoogte gemeten met SED-sensoren en dagelijkse windsnelheden gemeten door het KNMI. De golfkracht wordt expliciet niet meegenomen binnen de signatuur, gezien de variatie in golfkracht gedurende de dag, en de mate van afhankelijkheid van de exacte windsnelheid en -richting van de waterhoogte. Daarentegen meten de optische SED-sensoren enkel gedurende laagtij, hierdoor ontstaat een grotere onzekerheid tussen SED- en golfsensor datasets. Met de hier gepresenteerde analyse vormt de SED-data een indicator voor de relatie tussen de sediment-dynamiek en stormgevoeligheid. Daarbij is de analyse robuust, en weinig gevoelig voor onzekerheden en onderbrekingen in de dataset.

Voor de morfodynamische analyses wordt als eerste gekeken naar de tijdreeksen van bodemhoogte en windsnelheid. Hieruit worden de algemene sedimentatie en erosie trends afgeleid voor de locatie. Verder kan worden waargenomen of grote veranderingen in bodemhoogte samenhangen met specifieke periodes van kalmte of stormen. In dit specifieke voorbeeld is te zien dat hogere windsnelheiden zorgen voor geleidelijke (*bijvoorbeeld januari - maart 2020*) en plotselinge (*begin juli)* afname in bodemhoogte. Daarentegen lijken kalmere condities voor een toename in bodemhoogte te zorgen (*april - juni)*.

Om meer inzicht te verkrijgen in de dagdagelijkse sediment-dynamiek, en of er sprake is van een mogelijke correlatie met windsnelheid wordt er gekeken naar de relatie tussen dagelijkse veranderingen in bodemhoogte ten opzichte van de dagelijkse windsnelheden (Figuur 82-B). Hieruit is niet altijd direct af te leiden hoe de dagelijkse bodemhoogteverandering in verhouding staan tot de windsnelheid. Ook geeft het een beeld van de variabiliteit in bodemhoogteveranderingen.

Alvorens de signatuur bepaald kan worden is de laatste stap in de analyses om de cumulatieve bodemhoogteverandering (Figuur 82-C, blauwe lijn) en de trend in de bodemhoogteverandering (Figuur 82-C, rode lijn) te analyseren in verhouding tot de dagelijkse windsnelheid. In het voorbeeld is te zien dat er tot ~7.5 m/s windsnelheid sedimentatie optreedt, bij hogere windsnelheden is heterosie gedomineerd. De afvlakking vanaf 12.5 m/s wordt verklaard door een beperkte aantal waarnemingen en daarmee neemt tevens het relatieve belang van deze condities op de sediment dynamiek af.



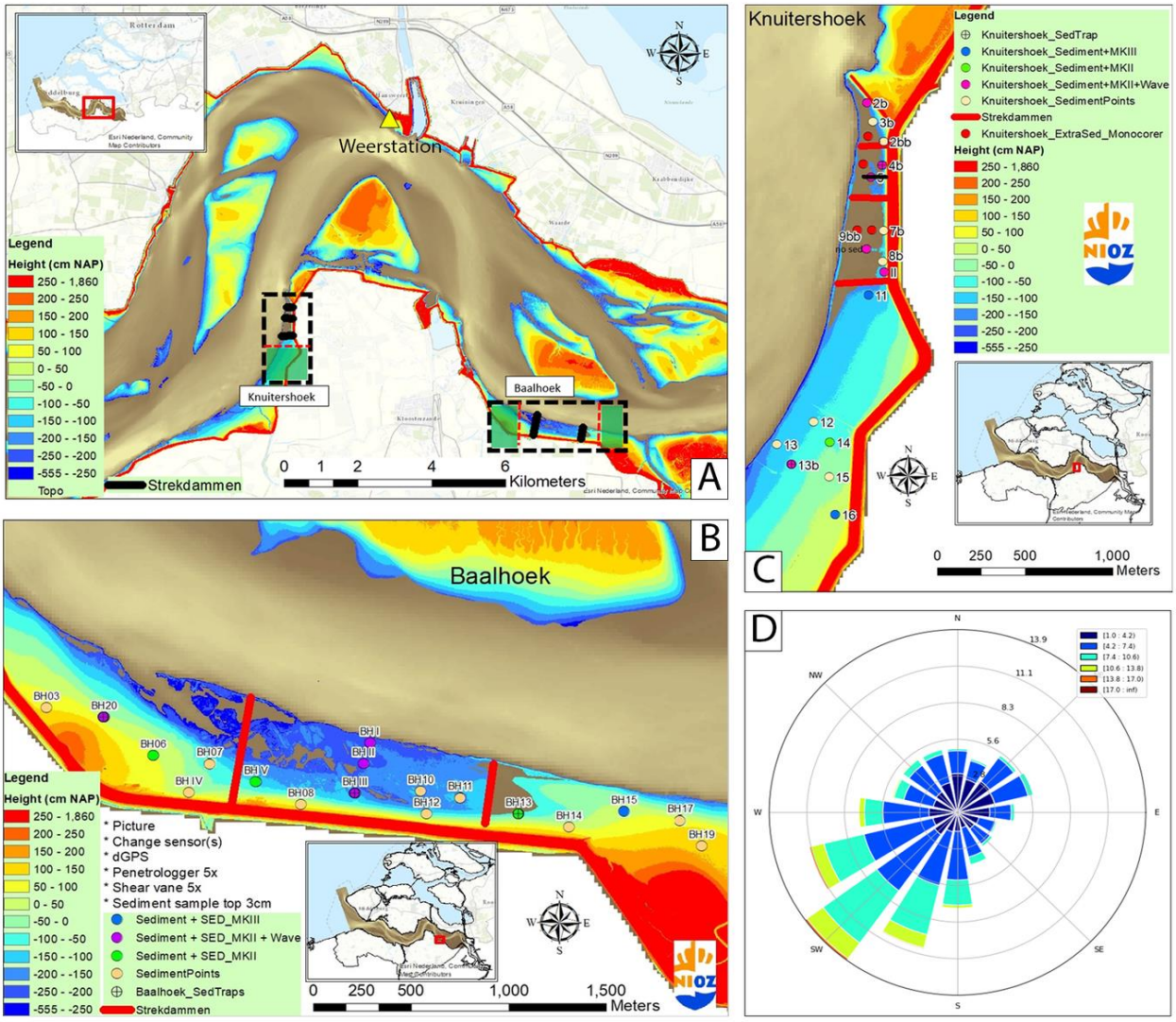
Figuur 82. Voorbeeld van morfodynamische analyses aan de hand van SED- en meteorologische data, waarbij de relatie tussen dagdagelijkse bodemhoogteveranderingen en windsnelheden wordt vergelijken. (A) Tijdreeksen van bodemhoogte gemeten met de SED-sensor en windsnelheid (KNMI). (B) de relatie van windsnelheid en dagdagelijkse veranderingen in bodemhoogte en (C) de afhankelijkheid van trends in erosie en sedimentatie wordt geanalyseerd ten opzichte van de windsnelheid.

Hoger op het slik en in het schor, laat een vergelijkend onderzoek met de SED-sensoren langs een hoogtegradiënt voor verschillende locaties in de Westerschelde zien dat zowel de bodemveranderingen als ook de golfhoogte afnamen van laagwaterlijn naar hoogwaterlijn (Willemsen et al., 2018). Echter was er geen direct causaal verband gevonden tussen golven en de waargenomen bodemhoogte verandering. Hierbij moet verondersteld worden dat de verandering in bodemhoogte in het schor altijd minimaal was. Door data van verschillende schorren te vergelijken werd het duidelijk dat de positie van de schorrand aan de zeezijde wordt beperkt door twee op elkaar inwerkende factoren: inundatieduur en de bodemhoogteverandering. Om ervoor te zorgen dat de vestigende vegetatie overstromingsstress kan weerstaan, wat de plantengroei vertraagt, zijn stabielere bodems (weinig bodemhoogteverandering) vereist, zodat planten niet ernstig worden verstoord tijdens de vestigingsperiode (Bouma et al., 2016). Daarnaast hebben recente studies laten zien dat voor planten met name de variaties in de bodemhoogte die op korte tijdschalen (dagen-weken) bepalend zijn of een individuele plant zich kan vestigen of niet (Bouma et al., 2016; Cao et al., 2017). Een tijdschaal die binnen geomorfologische studies vaak wordt genegeerd om op de lange termijn trends te kunnen focussen. Echter, voor de benthische bodemdierengemeenschap zijn vergelijkbare effecten van de sedimentdynamiek op de geschiktheid voor deze dieren te verwachten. Kortom voor het bepalen van de ecologische effecten zijn directe metingen van de sediment-dynamiek cruciaal, mede ook omdat de kennis en toolbox van de hydrodynamische modelering nog te beperkt is om deze inzichten te kunnen verschaffen.

Naast het begrijpen van de sediment-dynamiek is het belangrijk om ook de golfblootstelling te analyseren. De vijf strekdammen kunnen namelijk significante veranderingen in het golfklimaat veroorzaken, wat ertoe zou kunnen bijdragen dat het vestingklimaat verbeterd en er meer sedimentatie kan plaatsvinden op de locaties. Hiervoor is gekozen om te werken met OSSI-sensoren (Wave Gauge Ocean Sensor Systems, Inc). Deze kunnen voor een relatieve lange periode standalone drukmetingen verrichten.

Resultaten sediment-dynamiek

Sinds juni 2016, hebben verspreid over Baalhoek en Knuitershoek SED-sensoren gestaan om een ruimtelijk inzicht te vergaren in de sediment-dynamiek (Figuur 83, Tabel 12). Ter validatie van veranderingen in de bodemhoogte ontwikkeling ten opzichte van de reguliere dynamiek, zijn bij beide buitendijkse maatregelen SED-sensoren geplaatst in referentiegebieden (Figuur 83B-C). De dichtheid en tijdsduur van SED-sensoren wisselt over de gemeten periode (Tabel 12), maar getracht is om een zo volledig mogelijk beeld van de gevolgen van de buitendijkse maatregelen te vergaren. Ter aanvulling op en validatie van de SED-sensoren is ieder kwartaal tot half jaar een dGPS meting geweest naast de SED-sensor.



Figuur 83. Inzet locaties van SED (MKII, MKIII)- en golf sensoren en de aanvullende bemonstering (e.g. sedimentvallen, sediment bemonstering, bodemschuifspanning) bij de buitendijkse projecten Baalhoek en Knuitershoek. (A) Geeft een overzicht van de locaties van de projecten. (B - C) Nauwkeurige weergave van de opstelling met locatie 6, 15 en 20 voor Baalhoek en 13b, 14 en 16 voor Knuitershoek als SED referentielocatie. (D) De windroos voor het KNMI-weerstation Hansweert ten noorden van de buitendijkse projectgebieden

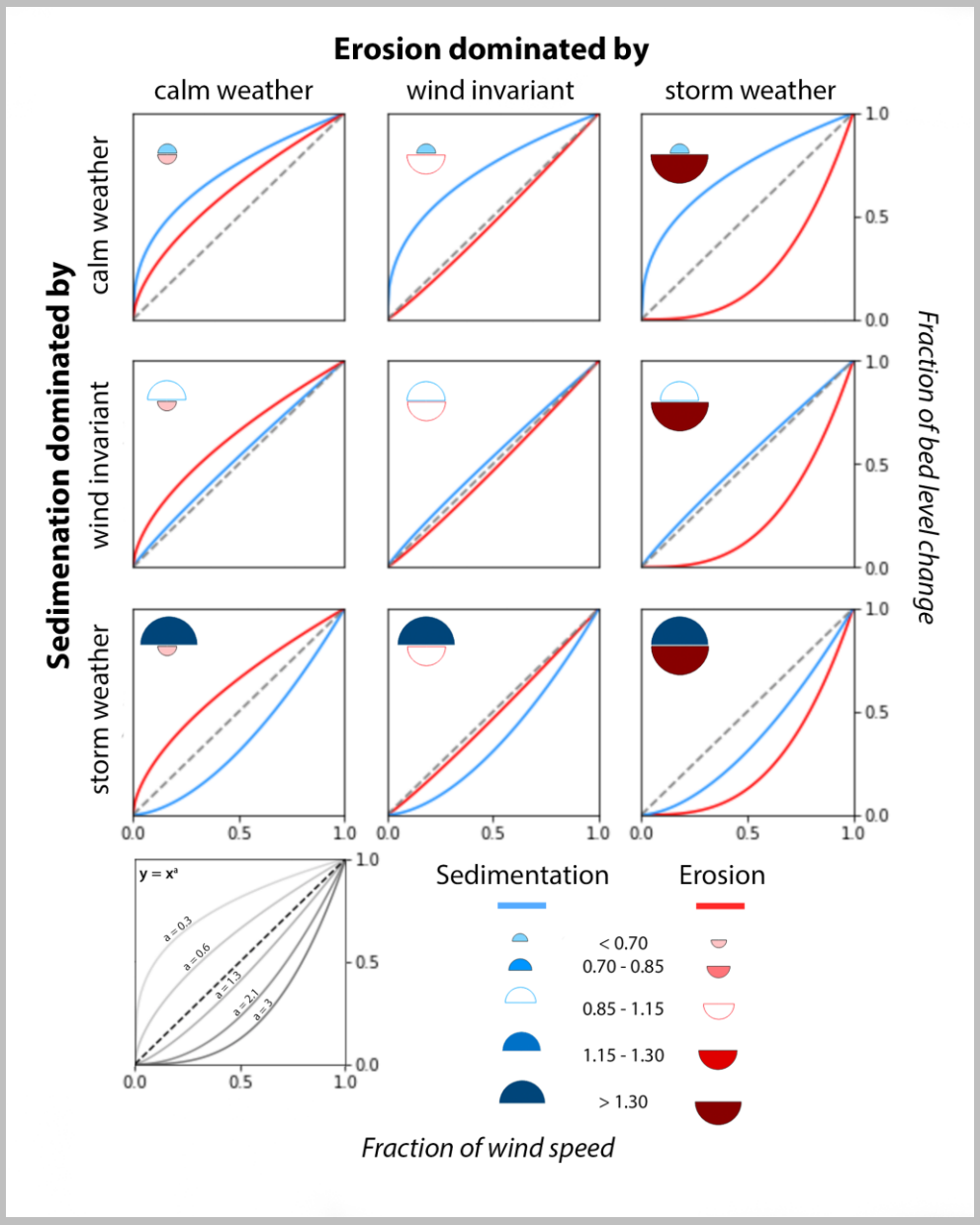
Tabel 12. Inzet SED-sensoren bij de buitendijkse maatregelen.

Locatie	SED	Eerste meting	Laatste meting	Referentie
Baalhoek	BHI	06-10-2016	02-05-2019	Nee
Baalhoek	BHII	13-07-2016	13-01-2020	Nee
Baalhoek	BHIII	09-06-2016	12-03-2019	Nee
Baalhoek	BH5	10-07-2017	14-06-2020	Nee
Baalhoek	BH6	22-11-2016	16-06-2020	Ja
Baalhoek	BH11	16-05-2017	25-06-2017	Nee
Baalhoek	BH13	10-07-2017	12-04-2021	Nee
Baalhoek	BH15	02-03-2017	16-06-2020	Ja
Baalhoek	BH17	10-06-2016	15-02-2017	Ja
Baalhoek	BH20	10-06-2016	12-04-2021	Ja
Knuitershoek	KH2B	13-07-2017	04-07-2021	Nee
Knuitershoek	KH2BB	10-06-2026	10-03-2019	Nee
Knuitershoek	KH4B	10-06-2016	20-04-2018	Nee
Knuitershoek	KH5	10-06-2016	18-04-2018	Nee
Knuitershoek	KH9B	10-06-2016	15-01-2020	Nee
Knuitershoek	KH11	17-07-2017	10-02-2018	Nee
Knuitershoek	KH13B	10-06-2016	13-01-2020	Ja
Knuitershoek	KH14	21-11-2016	12-04-2021	Ja
Knuitershoek	KH16	13-07-2017	20-07-2020	Ja

SED-sensor data resulteert in tijdreeksen van de sediment-dynamiek, echter om de data beter te duiden zijn aanvullende analyses ontwikkeld binnen het NIOZ om een meer ruimtelijk en temporeel beeld te krijgen van de trends en ontwikkelingen in de bodemhoogte ontwikkeling. Per SED-sensor wordt *de morfodynamische signatuur van de meteorologische forcering* bepaald, in andere woorden er wordt gekeken hoe heersende windcondities de bodemhoogteveranderingen beïnvloeden (Box 2). Hiermee wordt dus de stormgevoeligheid van de locatie bepaald. Dit is een verkennende analyse om te onderzoeken wat de belangrijkste factoren zijn op de ontwikkeling van nieuw areaal tussen de geconstrueerde strekdammen. De morfodynamische signatuur is geen vervanging voor de modellering maar geeft een generiek beeld van het relatieve belang van hoe hydrodynamische en/of weersomstandigheden de sedimentdynamiek op de locatie bepalen. Voor de onderzochte gebieden komt de dominante windrichting uit het zuidwesten, gemeten door het Koninklijk Nederlands Meteorologisch Instituut (KNMI) ter hoogte van Hansweert Figuur 83A, D

Box 2: Morfodynamische signatuur van de meteorologische forcering

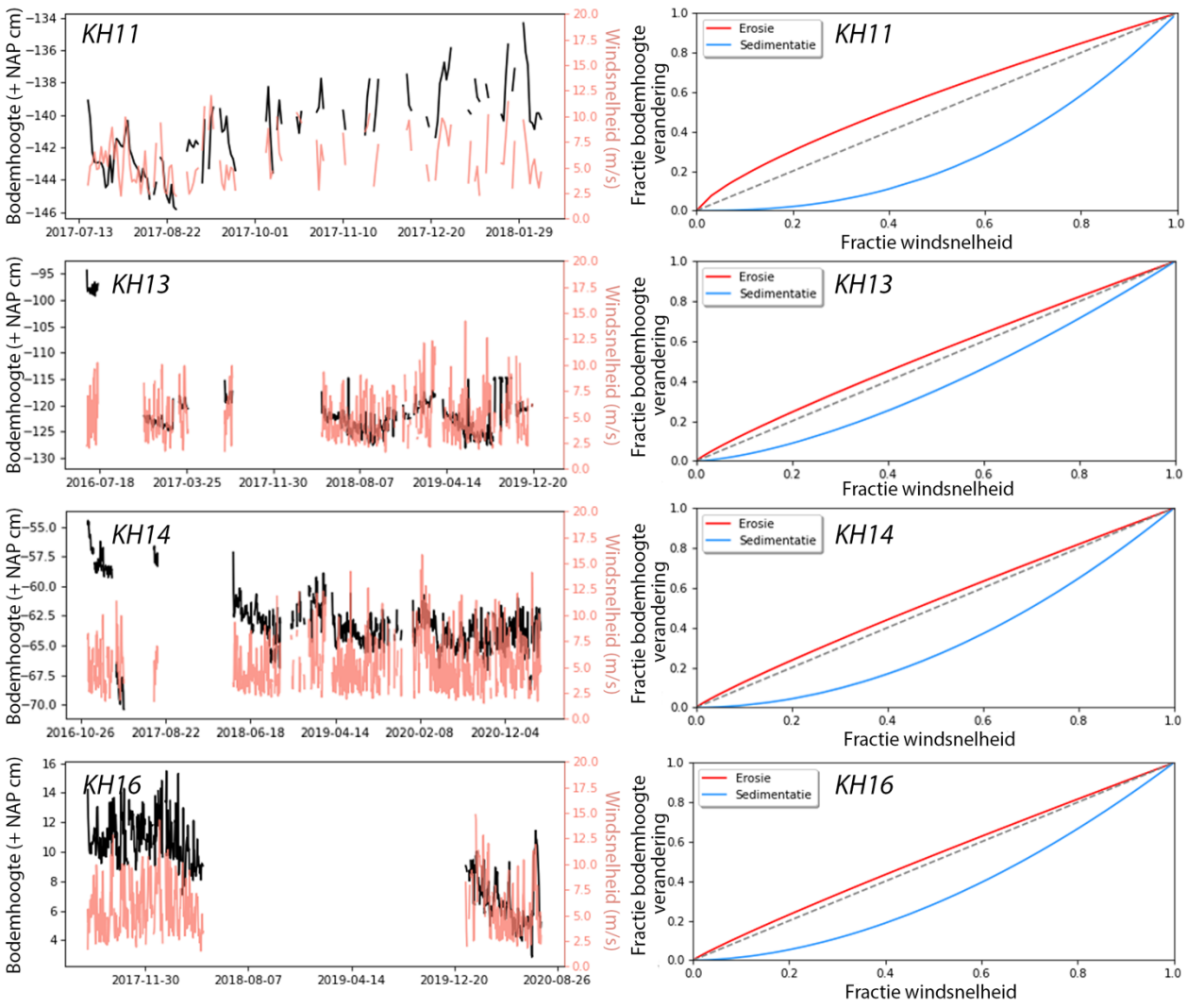
De *morfodynamische signatuur van de meteorologische forcering* is de bepaling van de stormgevoeligheid van de locatie. Stormachtige winden zullen bijvoorbeeld minder vaak voorkomen dan kalmere condities, terwijl zeer kalme condities bijvoorbeeld ook weer zeldzaam kunnen zijn. Zodoende is het belangrijk om rekening te houden met de verdeling van de windsnelheden. Hetzelfde geldt voor de bodemhoogteveranderingen per dag, gemiddeld zullen extreem grote of kleine veranderingen minder vaak voorkomen dan veranderingen die meer standaard zijn voor de locatie. Aan de hand van de morfodynamische analyses in Figuur 84 kan een signatuur worden opgemaakt waarbij gekeken wordt naar de relatie tussen de fractie van bodemhoogteveranderingen t.o.v. de fractie van de windsnelheid. Deze relatie wordt gekenmerkt door de machtsfunctie $y = x^a$, waarbij exponent*]* relatie tussen de fractie van bodemhoogteveranderingen t.o.v. de fractie van de windsnelheid. Deze relatie wordt gekenmerkt door de machtsfunctie $y = x^a$, waarbij exponent a de intensiteit van de morfodynamische forcering aangeeft. Een exponent a van 1, komt overeen met de 1:1 lijn in Figuur 84 en geeft aan dat de sedimentdynamiek volledig onafhankelijk van de windsnelheid is (geen correlatie). Een exponent a kleiner dan 1 typeert dat erosie of sedimentatie wordt gedomineerd door kalm weer, daarentegen staat een a groter dan 1 voor een storm gedomineerde erosie of sedimentatie trend. Het voorbeeld uit Figuur 84 heeft een sedimentatie die gedomineerd wordt door kalm weer en erosie welke gedomineerd wordt door stormachtig weer.



Figuur 84. Mogelijke scenario's van de morfodynamische signatuur van de meteorologische forcering, en ter identificatie enkele curves voor verschillende a waarden.

Knuitershoek

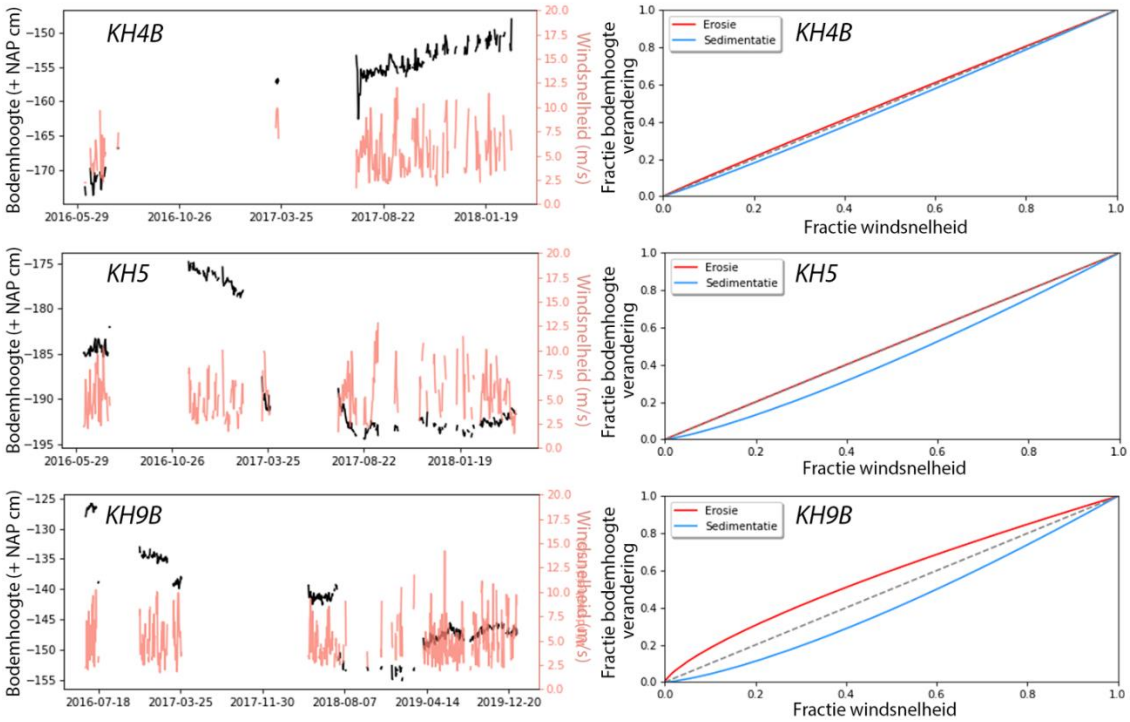
De referentielocaties (KH11, KH13, KH14 en KH16) in Knuitershoek laten een stabiele bodemhoogte zien met een totale verandering van +/- 10-20 cm over de gemeten 4 jaar (Figuur 85). Over de gemeten periode vinden geen bijzonderheden plaats en varieert de dagelijkse sediment-dynamiek tussen de 0.5 tot 2 cm. Vanuit de tijdreeksen zijn geen sterke seizoenale veranderingen waarneembaar. De *morfodynamische signatuur* voor alle referentie-gebieden wordt gedomineerd door sedimentatie tijdens stormen, en de erosie is nagenoeg onafhankelijk van de wind (Figuur 85).



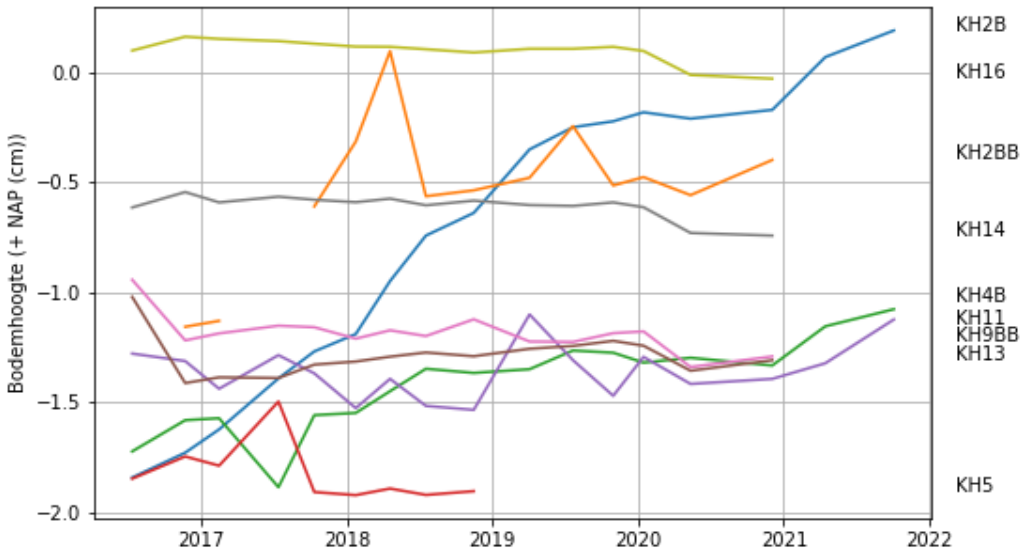
Figuur 85. De resultaten van de sediment-dynamiek bij de referentielocaties KH11, KH13, KH14 en KH16 met aan de linkerzijde de tijdreeksen van bodemhoogte en windsnelheid en aan de rechterzijde de morfodynamische signatuur van de meteorologische forcering.

In contrast met de stabiele bodemhoogte van het referentiegebied, laten de locaties ter hoogte van de maatregelen sterkere veranderingen zien binnen de 1.5 tot 3.5 jaar aan waarnemingen. Locatie KH9B laat een afname in bodemhoogte zien met +/- 25 cm en een sediment-dynamiek van 0 tot 1 cm per dag. Gezien de metingen niet continu zijn, is het lastig vast te stellen of de afname wordt gedreven door specifieke evenementen of seizoenen. Verder, wijzigt de morfodynamische signatuur naar meer onafhankelijkheid van wind, echter wordt erosie nog steeds door kalme condities gedomineerd en sedimentatie door stormen. Een vergelijkend patroon wordt noordwaarts gevonden bij locatie KH5, maar de morfodynamische signatuur wijzigt voor de sedimentatie nu naar de 1:1 lijn. Verder

noordwaarts op locatie KH4B liggen de erosie en sedimentatie signatuur op de 1:1 lijn, en is er +/- 20 cm sedimentatie gemeten over 1.5 jaar. Op de lange termijn uit dGPS metingen blijkt dat er +/- 70 cm sedimentatie heeft plaatsgevonden op locatie KH4B.

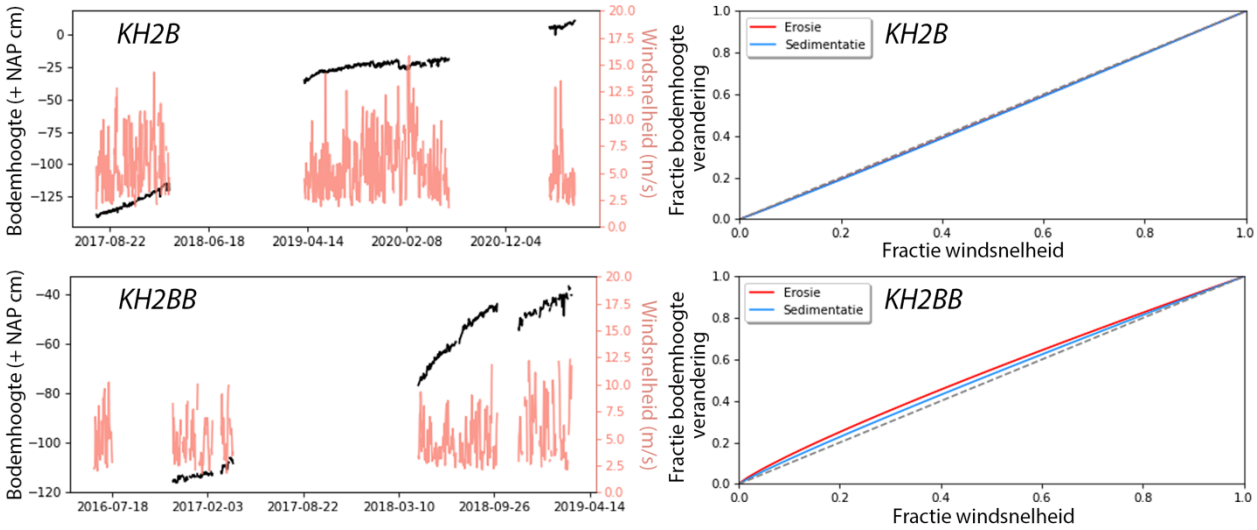


Figuur 86. De resultaten van de sediment-dynamiek bij de centrale behandelingslocaties KH4B, KH5 en KH9B met aan de linkerzijde de tijdreeksen van bodemhoogte en windsnelheid en aan de rechterzijde de morfodynamische signatuur van de meteorologische forcering



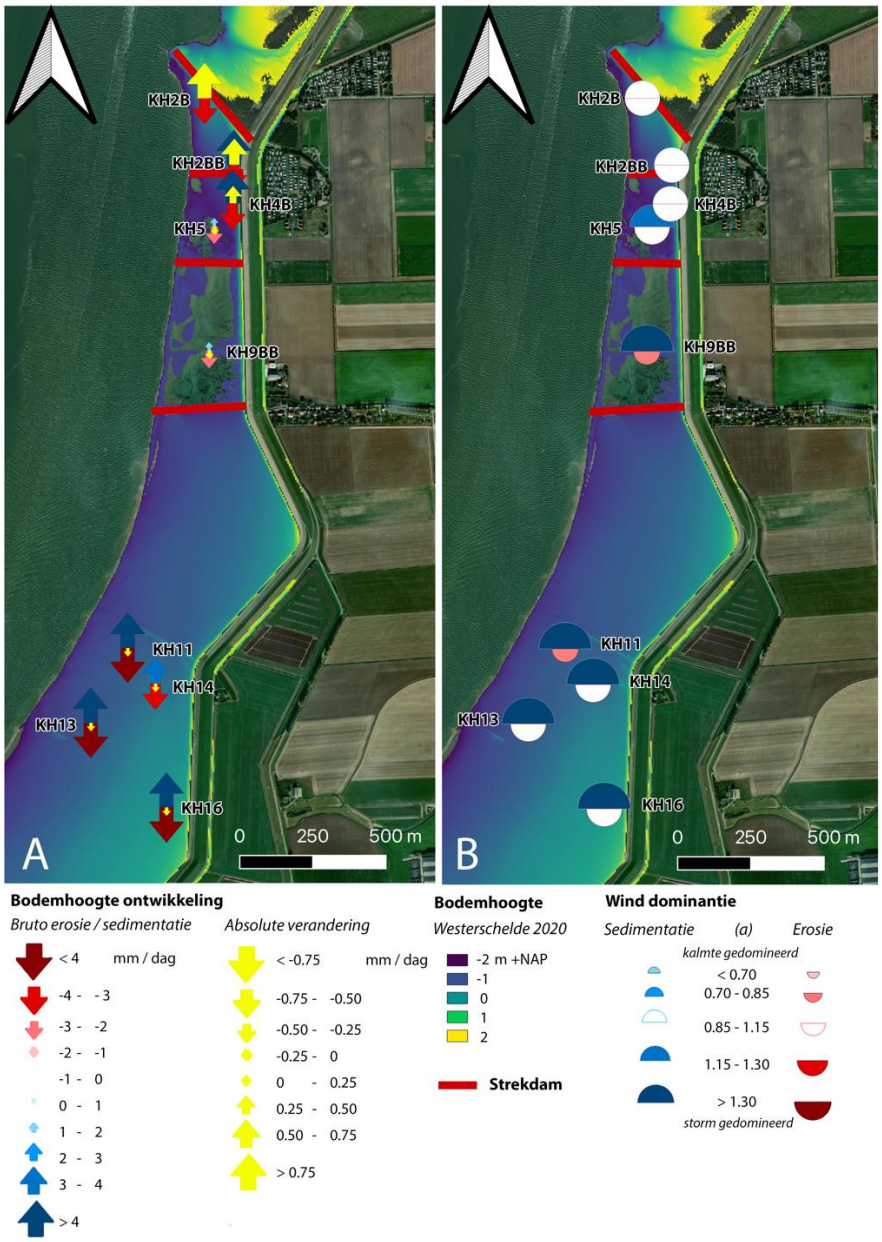
Figuur 87. De bodemhoogte ontwikkeling in Knuitershoek gemeten met regelmatige dGPS metingen.

Tussen de twee meest noordelijke strekdammen, hebben metingen plaatsgevonden bij twee locaties (KH2B, KH2BB). Locatie KH2B heeft een sedimentatie van +/- 130 cm over 3.5 jaar, en locatie KH2BB +/- 80 cm sedimentatie over 3 jaar gemeten (Figuur 88). Daarbij toont de dagelijkse bodemverandering een sterkere variatie ten opzichte van de vorige locaties, de bodemverandering is 0 tot 2 cm per dag. De *morfodynamische signatuur* ligt voor beide locaties nabij de 1:1 lijn en is hiermee onafhankelijk van de wind (Figuur 88).



Figuur 88. De resultaten van de sediment-dynamiek bij de noordelijke behandelingslocaties KH2B en KH2BB met aan de linkerzijde de tijdreeksen van bodemhoogte en windsnelheid en aan de rechterzijde de morfodynamische signatuur van de meteorologische forcering.

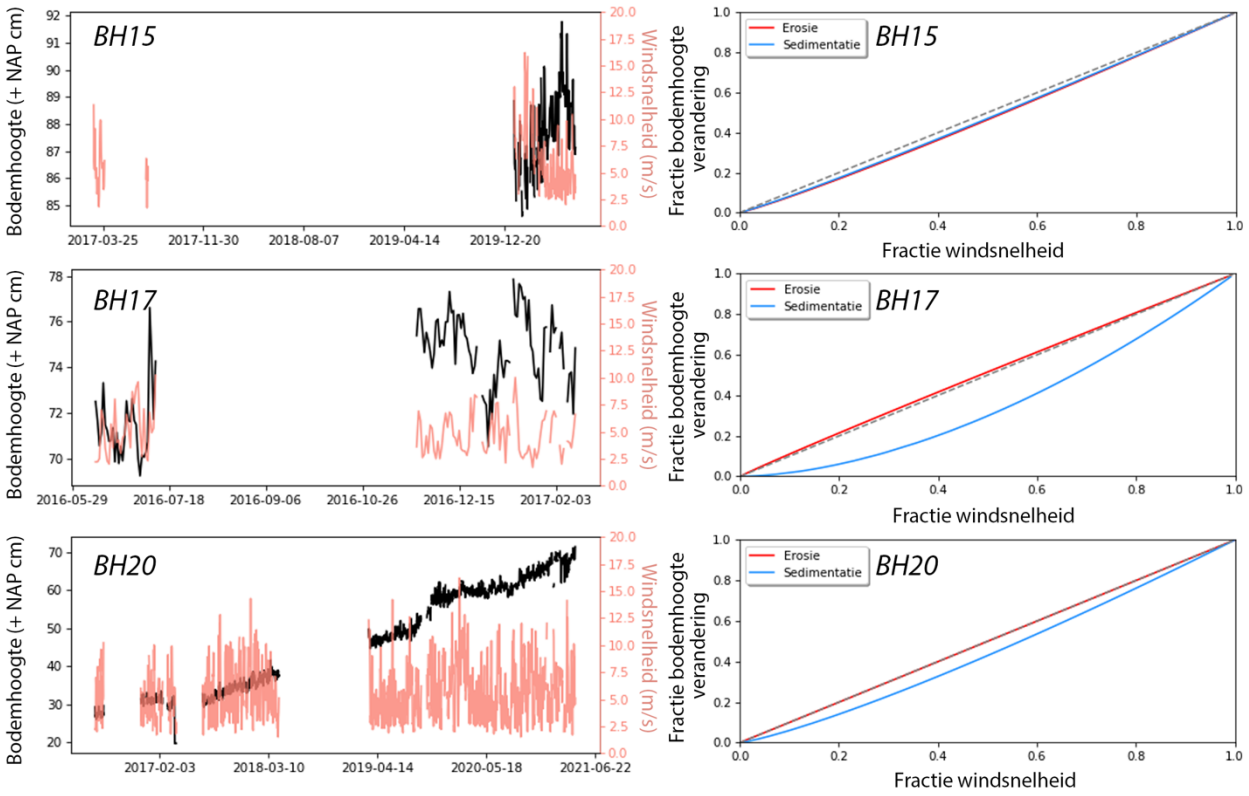
Het beeld beschreven aan de hand van de SED-data komt overeen met de dGPS metingen ter hoogte van de SED-sensor. Een minimaal verschil tussen de gemiddelde bruto erosie en sedimentatie dynamiek, kan resulteren in een grote absolute verandering over de gehele meetperiode (Figuur 89-A), terwijl een bruto erosie en sedimentatie van gelijke grote resulteert in een stabiele bodemhoogte (Figuur 89-A). Verder is het algemene beeld van de sediment-dynamiek ter hoogte van Knuitershoek, dat de invloed van wind afneemt naarmate we noordwaarts bewegen tussen de strekdammen (Figuur 89-B). Waarbij de locaties onderhevig aan windcondities (referentielocaties) een licht erosieve tot stabiele bodemhoogte hebben (Figuur 89-A). De locaties welke niet onderhevig zijn aan windcondities (de centrale en noordelijke behandelingslocaties) een lichte tot sterke mate van sedimentatie vertonen (Figuur 89-A).



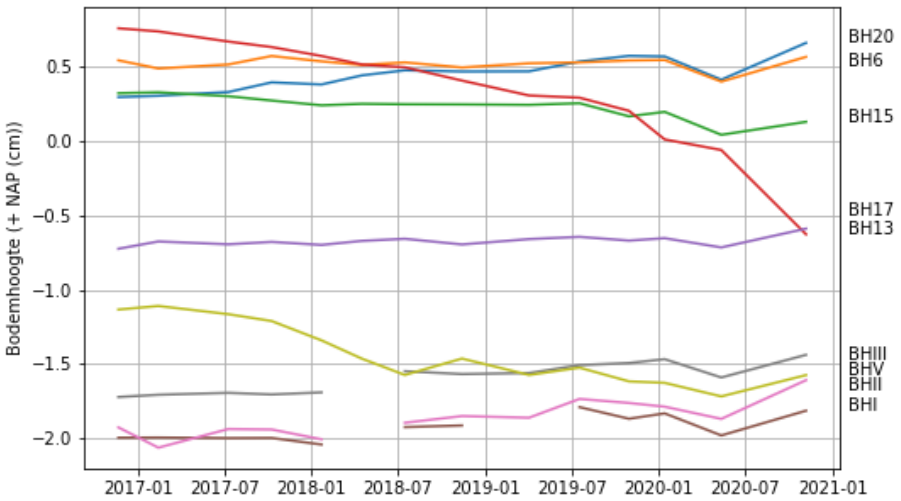
Figuur 89. Overzichtskaart van de sediment-dynamiek Knuitershoek met (a) de bruto erosie en sedimentatie ten opzichte van de absolute verandering gemeten per dag en (b) de wind dominantie waarbij de cirkelgrote de a waarden voor erosie en sedimentatie van de signatuur representeert.

Baalhoek

Bij de oostelijke referentielocaties BH15 en BH17 hebben voor een relatief korte meetperiode van enkele maanden SED-metingen plaatsgevonden, meerdere meetperiode zijn mislukt door onverklaarbare redenen. Gedurende de meetperiode wordt een stabiele bodemhoogte gemeten met +/- 8 cm variatie (Figuur 90). Daarentegen hebben voor een langere periode succesvol dGPS metingen plaatsgevonden, en deze tonen aan dat er 20 cm en 130 cm erosie over 4 jaar heeft plaatsgevonden voor respectievelijk BH15 en BH17 (Figuur 91). In contrast is de westelijke referentielocatie BH20 onderhevig aan +/- 40 cm sedimentatie gemeten met SEDs over 4 jaar (Figuur 90). De *morfodynamische signatuur* voor BH17 heeft een sterke storm afhankelijke sedimentatie, minder sterk is de storm dominantie voor BH20, en er is geen invloed van wind op de sediment-dynamiek voor BH15 (Figuur 90).

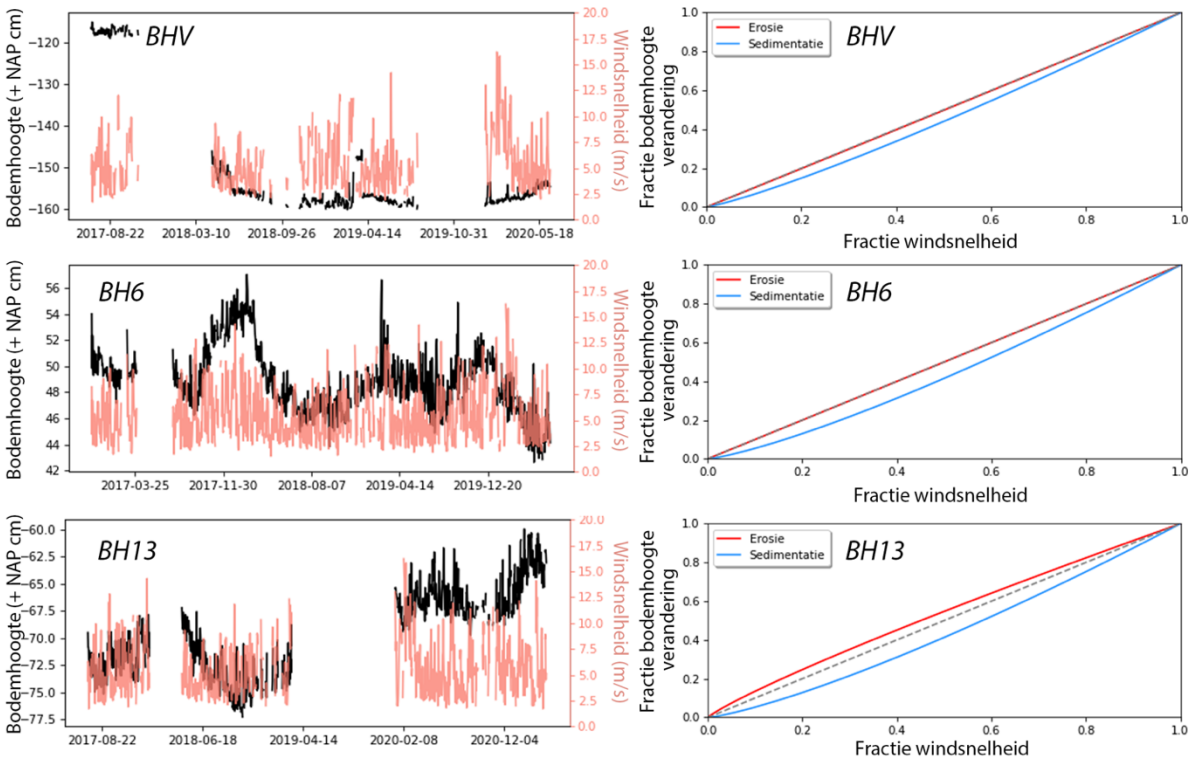


Figuur 90. De resultaten van de sediment-dynamiek bij de locaties BH15, BH17 en BH20 met aan de linkerzijde de tijdreeksen van bodemhoogte en windsnelheid en aan de rechterzijde de morfodynamische signatuur van de meteorologische forcering.



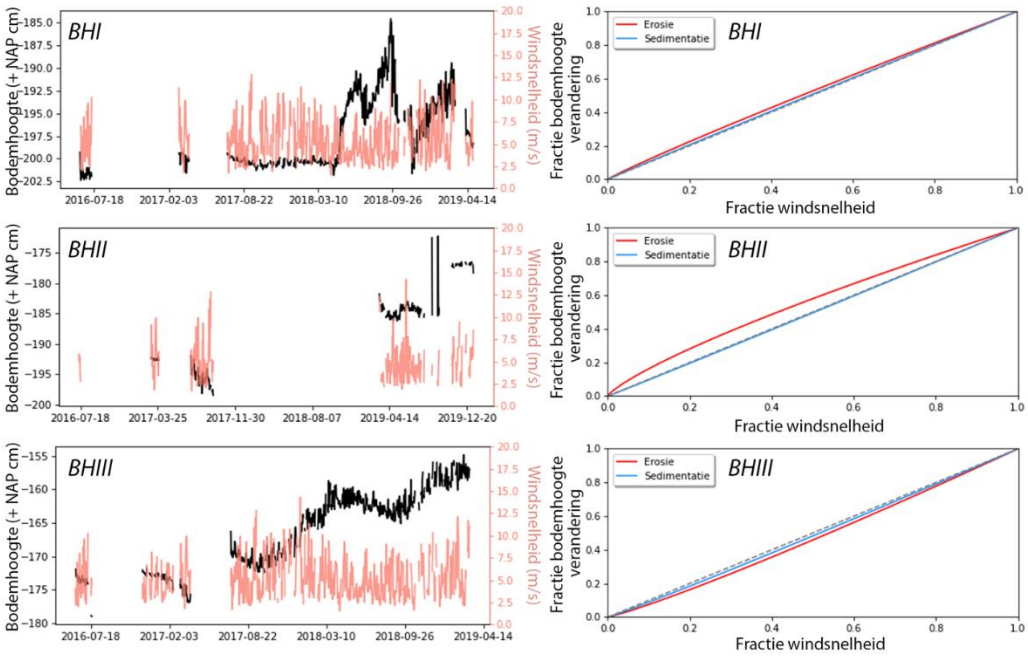
Figuur 91. De bodemhoogte ontwikkeling in Baalhoek gemeten met regelmatige dGPS metingen.

Nabij de strekdammen hebben drie sensoren gedraaid (BHV, BH6 en BH13). BH6 en BH13 laten een stabiele bodemhoogte zien met een variatie van +/- 10 cm (Figuur 92). Daarentegen heeft BHV een afwijkend beeld met +/- 40 cm erosie gemeten over 3 jaar (Figuur 92). De morfodynamische signatuur voor alle locaties is licht onderhevig aan sedimentatie tijdens hogere windsnelheden (Figuur 92). De erosie gemeten bij BHV zou door andere hydrodynamische krachten verklaard moeten worden (e.g. getij, stromingsrichting), echter dit is niet gemeten binnen deze campagne.



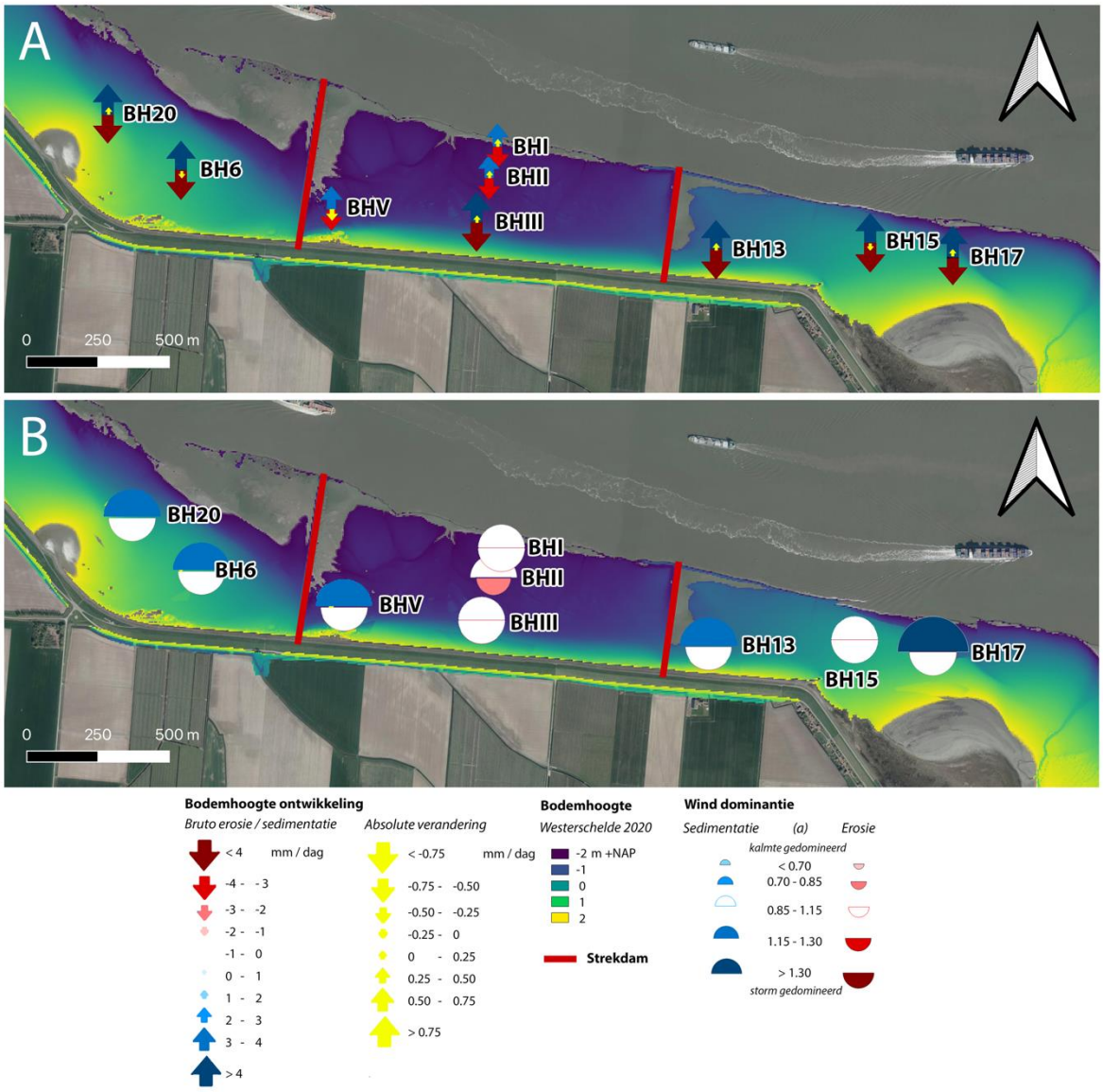
Figuur 92. De resultaten van de sediment-dynamiek bij de locaties BHV, BH6 en BH13 met aan de linkerzijde de tijdreeksen van bodemhoogte en windsnelheid en aan de rechterzijde de morfodynamische signatuur van de meteorologische forcering

Tussen de twee geconstrueerde strekdammen bij Baalhoek hebben drie SED-sensoren op een hoogte gradiënt gemeten (BHI, BHII, BHIII). Deze locaties zijn allemaal onderhevig aan +/- 20 tot 30 cm sedimentatie gemeten over 3.5 jaar (Figuur 93). Aanvullend wordt de trend bevestigd met dGPS data (Figuur 90). De morfodynamische signatuur voor deze locaties is niet onderhevig aan windinvloeden. In oogschouw nemend dat de referentielocaties BH15 en BH17 onderhevig zijn aan erosie, is de geringe sedimentatie nabij de maatregelen wel een positief teken voor de winning van nieuwe natuur met maatregelen. Binnen dit onderzoek kan niet uitgelicht worden of de erosie bij BH15 en BH17 worden veroorzaakt door veranderingen in de hydrodynamische condities door de aanleg van de strekdammen.



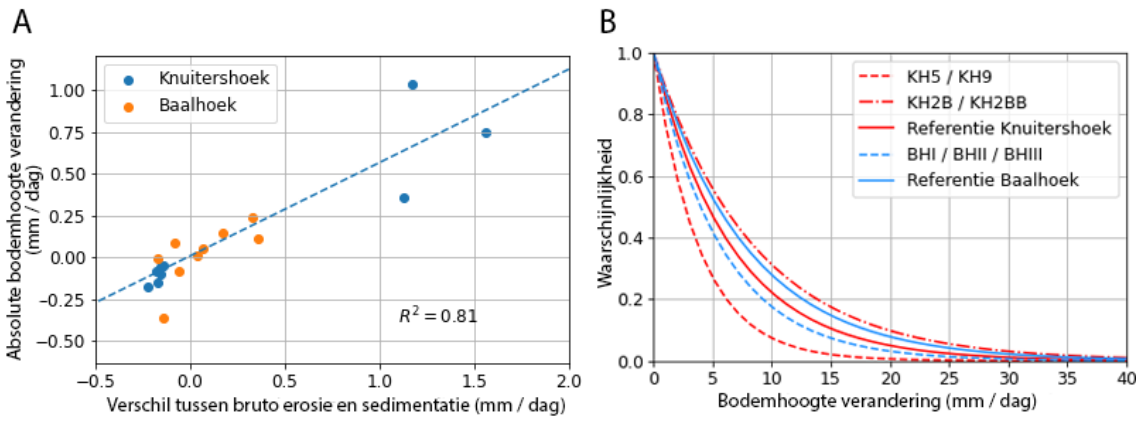
Figuur 93. De resultaten van de sediment-dynamiek bij de behandelingslocaties BHI, BHII en BHIII met aan de linkerzijde de tijdreeksen van bodemhoogte en windsnelheid en aan de rechterzijde de morfodynamische signatuur van de meteorologische forcering.

Samenvattend, lijken de (ver)nieuw(d)e strekdammen invloed te hebben op een wijziging in de storm dominantie van de sedimentatie. Echter, de locaties tonen een minder sterke bodemhoogteverandering in vergelijking tot Knuitershoek. De verschillen tussen de bruto erosie en sedimentatie zijn zeer minimaal, wat resulteert in een minimale absolute verandering of een stabiele bodemhoogte. De bruto erosie en sedimentatie ter hoogte van de maatregelen deels lijkt af te nemen ten opzichte van de erosie gebieden op uitzondering van locatie KH2B en KH2BB.



Figuur 94. Overzichtskaart sediment-dynamiek Baalhoek, waarbij (a) de bruto erosie en sedimentatie ten opzichte van de absolute verandering gemeten per dag en (b) de wind dominantie waarbij de cirkelgrote de α waarden voor erosie en sedimentatie van de signatuur representeert.

Baalhoek heeft in vergelijking tot Knuitershoek, op meer locaties een positieve absolute hoogteverandering (Figuur 95-A). Als we naar de verdeling van bodemhoogte veranderingen kijken, blijkt dat op de locaties met ingrepen de gemiddelde bodemhoogte veranderingen minder groot zijn ten opzichte van de referentiegebieden (Figuur 95-B) en met uitzondering van locatie KH2B en KH2BB. Baalhoek heeft ook vaker een groter verschil tussen bruto erosie en sedimentatie in vergelijking tot Knuitershoek (Figuur 95-A), wat ook overeenkomt met grotere bodemhoogte veranderingen (Figuur 95-73B). Uit de SED-data komt naar voren dat de Buitendijkse ingrepen vaak zorgen voor een afname in bodemhoogte verandering intensiteit, maar daarbij ook zorgen voor enerzijds een verstoring in het evenwicht dat tussen de bruto erosie en sedimentatie aanwezig is in de referentiegebieden en een verstoring in de wind dominantie klimaat. Deze verstoringen geven aanleiding voor een veelal (licht) positief effect op de bodemhoogte ontwikkeling.



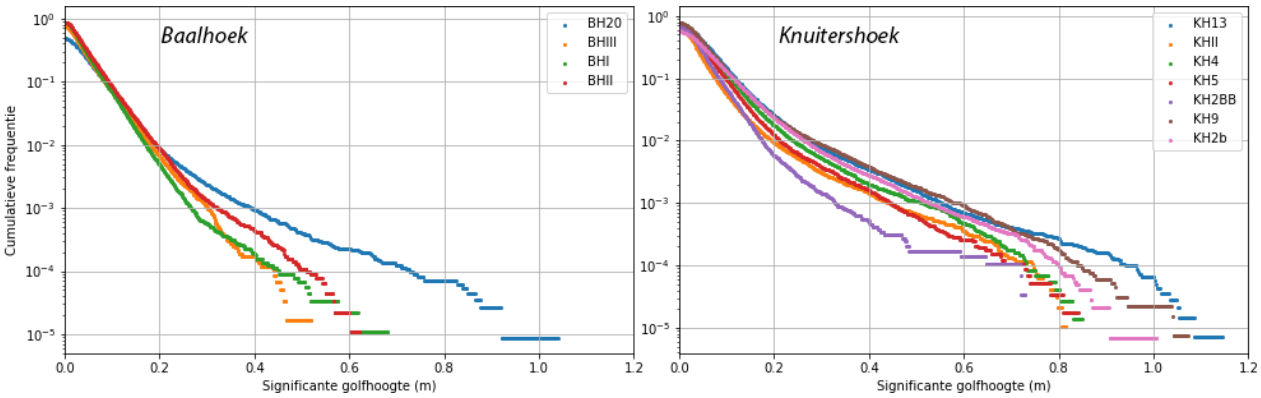
Figuur 95. (A) De relatie tussen het verschil van de bruto erosie en sedimentatie ten opzichte van de absolute bodemhoogte verandering. (B) De waarschijnlijkheid dat een bodemhoogte verandering van een zekere grootte plaatsvindt.

Resultaten golfdynamiek

Sinds juni 2016, hebben meerdere OSSI golf-sensoren metingen verricht om standalone data te verzamelen (Tabel 13). De data helpt om te zien of er een ander golfklimaat heerst nabij de maatregelen in verhouding tot referentiegebieden. De golfmetingen tonen dat er significant hogere golven voorkomen in de referentiegebieden (Figuur 96, punt BH20, KH13) in vergelijking tot locaties dichtbij de strekdammen en/of dijk (punt BHIII, KH2BB). Verder kan verondersteld worden dat Knuitershoek meer blootgesteld wordt in verhouding tot Baalhoek, dit zou mogelijk verklaard kunnen worden door de langere slijklengte bij Knuitershoek. De metingen laten zien dat de realisatie van strekdammen mogelijk gezorgd heeft voor een afname in golfblootstelling (Figuur 96).

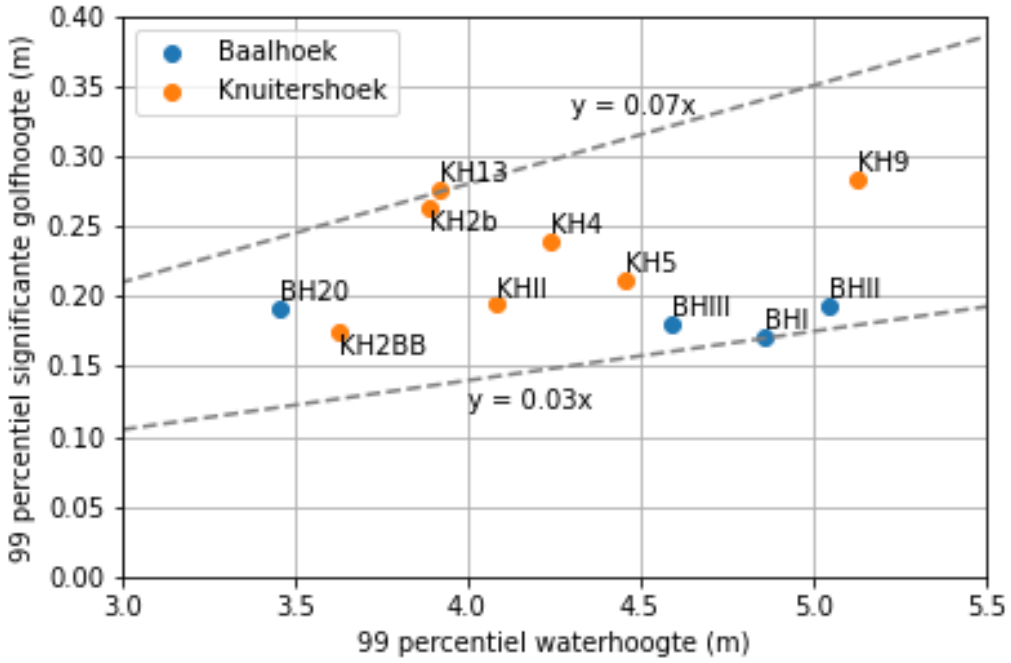
Tabel 13.Inzet golf-sensoren bij de buitendijkse maatregelen.

Locatie	Sensor	Eerste meting	Laatste meting	Referentie
Baalhoek	BHI	10-06-2016	29-10-2020	Nee
Baalhoek	BHII	10-06-2016	08-05-2020	Nee
Baalhoek	BHIII	10-06-2016	03-06-2019	Nee
Baalhoek	BH20	10-06-2016	05-09-2020	Ja
Knuitershoek	KH2b	10-06-2016	04-10-2021	Nee
Knuitershoek	KH2BB	22-11-2016	23-01-2018	Nee
Knuitershoek	KH4	05-04-2019	05-10-2021	Nee
Knuitershoek	KH5	12-06-2016	13-02-2019	Nee
Knuitershoek	KH9	24-01-2018	10-10-2021	Nee
Knuitershoek	KHII	11-06-2016	10-10-2021	Nee
Knuitershoek	KH13	11-06-2016	10-10-2021	Ja



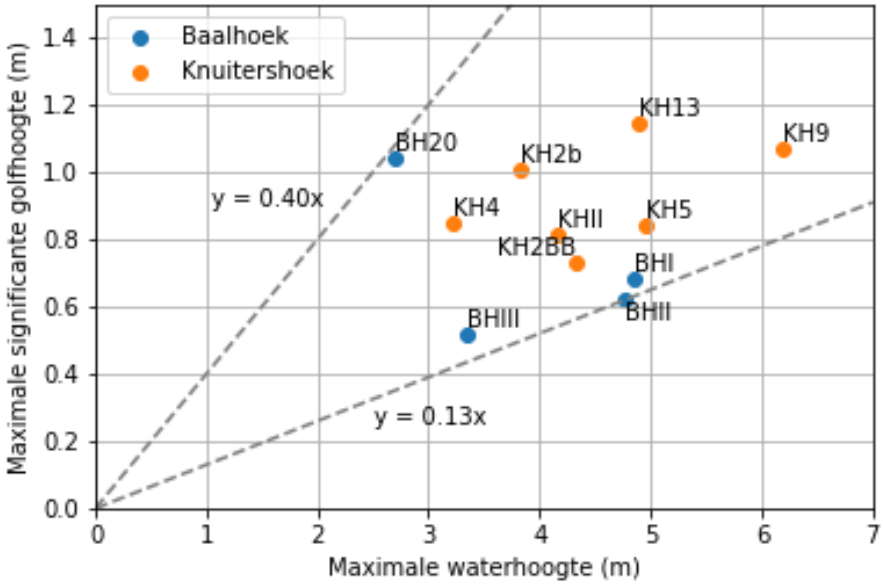
Figuur 96. Voorkomen van golfhoogtes op aangegeven locaties tijdens de meetperiode van 2016 tot 2021.

Om aanvullend meer inzicht te verkrijgen in de ruimtelijke variatie van de golfblootstelling, is gekeken naar de relatie tussen de waterdiepte en significante golfhoogte op het 99% percentiel per gemeten locatie (Figuur 97). De analyse laat zien dat Baalhoek meer in de luwte ligt in verhouding tot Knuitershoek. Daarnaast liggen de referentiegebieden dichter naar de coëfficiënt lijn 0.07, wat duidt op een grotere blootstelling ten opzichte van de punten nabij de coëfficiënt lijn 0.03.



Figuur 97. Geobserveerde relatie tussen de waterhoogte en significante golfhoogte op het 99% percentiel. De coëfficiëntlijn 0.07 en 0.03 zijn bepaald aan de hand van de uiterste datapunten.

Tot slot is gekeken naar de relatie van de extreme in golfhoogte en corresponderende waterhoogte (Figuur 98). Deze extreme worden voornamelijk gemeten tijdens stormen. De coëfficiënten overeenkomend met de relatieve golfhoogte ($\frac{H_s}{d}$) - behaald bij Baalhoek en Knuitershoek liggen tussen de 0.13 en 0.40 en komen overeen met het onderzoek van (Zhu et al., 2019) in de Ooster- en Westerschelde. Met deze informatie, kan verondersteld worden dat de relatie tussen golfhoogte en waterhoogte afneemt in de nabijheid van de strekdammen. Afname in golfblootstelling kan positieve gevolgen hebben voor het vesting klimaat en sedimentatie.



Figuur 98. Geobserveerde relatie tussen de maximale significante golfhoogte en waterhoogte. De coëfficiëntlijn 0.13 en 0.40 zijn bepaald aan de hand van de uiterste datapunten.

Tabel 14. De algemene sedimentkarakteristieken voor iedere sensor-locatie.

Sensor	Locatie	Gemiddelde bodemhoogteverandering (mm/dag)	Bodemhoogte variantie	Autocorrelatie lengte (dagen)
BH1	Projectgebied	0.13	1712	116
BH2	Projectgebied	0.37	4387	/
BH3	Projectgebied	0.1	3206	/
BH5	Projectgebied	-0.18	20336	102
BH6	Referentiegebied	-0.05	613	63
BH13	Referentiegebied	-0.02	1554	122
BH15	Referentiegebied	-0.27	283	17
BH17	Referentiegebied	-0.16	529	8
BH20	Referentiegebied	0.35	18025	0
KH2B	Projectgebied (strandje)	0.89	263529	/
KH2BB	Projectgebied (strandje)	1.57	77937	/
KH4B	Projectgebied	1.03	4070	/
KH5	Projectgebied	-0.19	4637	51
KH9	Projectgebied	-0.01	5056	122
KH11	Referentiegebied	-0.14	755	33
KH13	Referentiegebied	-0.21	3689	26
KH14	Referentiegebied	-0.22	570	17
KH16	Referentiegebied	-0.19	637	104

Conclusie

De aanleg en opwaardering van de strekdammen ter hoogte van Baalhoek en Knuitershoek hebben een belangrijk effect op veranderingen in de golfblootstelling en sediment dynamiek. Hieronder zijn de bevindingen samengevat met de nadruk op de impact van de buitendijkse maatregelen:

- Er zijn duidelijk verschillen in golfblootstelling gemeten tussen de referentiegebieden en locaties nabij de maatregelen, dit kan waarschijnlijk verklaard worden door veranderingen in de hydrodynamisch condities als gevolg van de ingreep.
- De sediment-dynamiek nabij de maatregelen heeft een afwijkende trend ten opzichte van de referentiegebieden. Dit kan een sterk positieve afwijking zijn (Knuitershoek), of een minder sterke sedimentatie (Baalhoek). Op basis van de SED-data kan verondersteld worden dat de slikken aan het ophogen zijn door de maatregelen. Echter blijft de data een punt meting, maar komt overeen met ruimtelijke waarnemingen (zie bv. 4.4).
- De zogenaamde morfodynamische signatuur van de meteorologische forcering suggereert dat de invloed van wind afneemt in de nabijheid van de maatregelen. Dit suggereert dat het relatieve belang van golven afneemt en getij toeneemt op het sedimenttransport.

Hieronder is de wetenschappelijke publicatie van Tim Grandjean et al. te vinden.

Morphodynamic signatures derived from daily surface elevation dynamics can explain the morphodynamic development of tidal flats

Tim Grandjean [a, b, *], Jaco de Smit [a], Jim van Belzen [a], Gregory S. Fivash [a], Jeroen van Dalen [a], Tom Ysebaert [a], Tjeerd Bouma [a, b]

[a] Department of Estuarine and Delta Systems, Royal Netherlands Institute for Sea Research (NIOZ), 4401 NT Yerseke, The Netherlands

[b] Faculty of Geosciences, Department of Physical Geography, Utrecht University, 3508 TC Utrecht, The Netherlands

*Corresponding author.

E-mail address: tim.grandjean@nioz.nl (Tim Grandjean)

Funding

This work was supported by the Royal Netherlands Academy of Arts and Sciences (KNAW) (Grant: PSA-SA-E-02), and the province of Zeeland (NL) (Grant: CoE-Buitendijks).

Acknowledgements

We gratefully acknowledge L. van IJzerloo and D. Blok for the field data collection during the CoE-Buitendijks project. We gratefully acknowledge the constructive criticism of two anonymous reviewers, which improved the manuscript. The SED data and morphodynamic signature analyse codes of this study are available at https://doi.org/10.4121/19809520

Morphodynamic signatures derived from daily surface elevation dynamics can explain the morphodynamic development of tidal flats

Abstract

Understanding the sensitivity of tidal flats to environmental changes is challenging. Currently, most studies rely on process-based models to systematically explain the morphodynamic evolution of tidal flats. In this study, however, we propose an alternative empirical approach to explore tidal flat dynamics using statistical indices based on long-term time series of daily surface elevation development. Surface elevation dynamic (SED) indices focus on the magnitude and period of surface elevation changes, while morphodynamic signature (MDS) indices relate sediment dynamics to environmental drivers. The statistical analyses were applied to an intervention site in the Netherlands to determine the effect of recently constructed groynes on the tidal flat. Using this analyses, we were able to (1) detect a reduction in the daily SED and (2) determine that the changes in the daily SED are predominantly caused by the reduction in wave impact between the groynes rather than the reduction in tidal currents. Overall, the presented results show that the combination of novel statistical indices provides new insights into tidal flats' trajectories, ecosystem functioning , and sensitivity to physical drivers (wind and tides). Finally, we suggest how the SED and MDS indices may help to explore the future trajectories and climate resilience of intertidal habitats.

Keywords: surface elevation dynamics; tidal flat trajectories; morphodynamic development; morphodynamic signature; bed-level dynamics.

Introduction

Intertidal habitats, such as salt marshes, mangroves, and unvegetated tidal flats, are among the most widely distributed coastal ecosystems worldwide (Millennium ecosystem assessment, 2005). They support the livelihood of coastal communities with essential ecosystem functions and services, such as storm protection through wave attenuation (Temmerman et al., 2013) and shoreline stabilization (Shepard et al., 2011). They are also a major habitat for migratory birds and commercially important species (Barbier, 2019). Worldwide, tidal areas are under intense pressure from human-induced changes such as rising sea levels (Passeri et al., 2015), coastal developments, and reduced sediment fluxes (Li et al., 2014). There is a growing concern about the trajectory of these intertidal habitats, as their areas are reducing worldwide (Murray et al., 2019; Goldberg et al., 2020). Whereas the responses to climate change and rising sea levels for vegetated tidal wetlands are well known (Kirwan and Temmerman, 2013; Fagherazzi et al., 2020; Saintilan et al., 2020), few studies have elucidated the fate of unvegetated "bare" tidal flats.

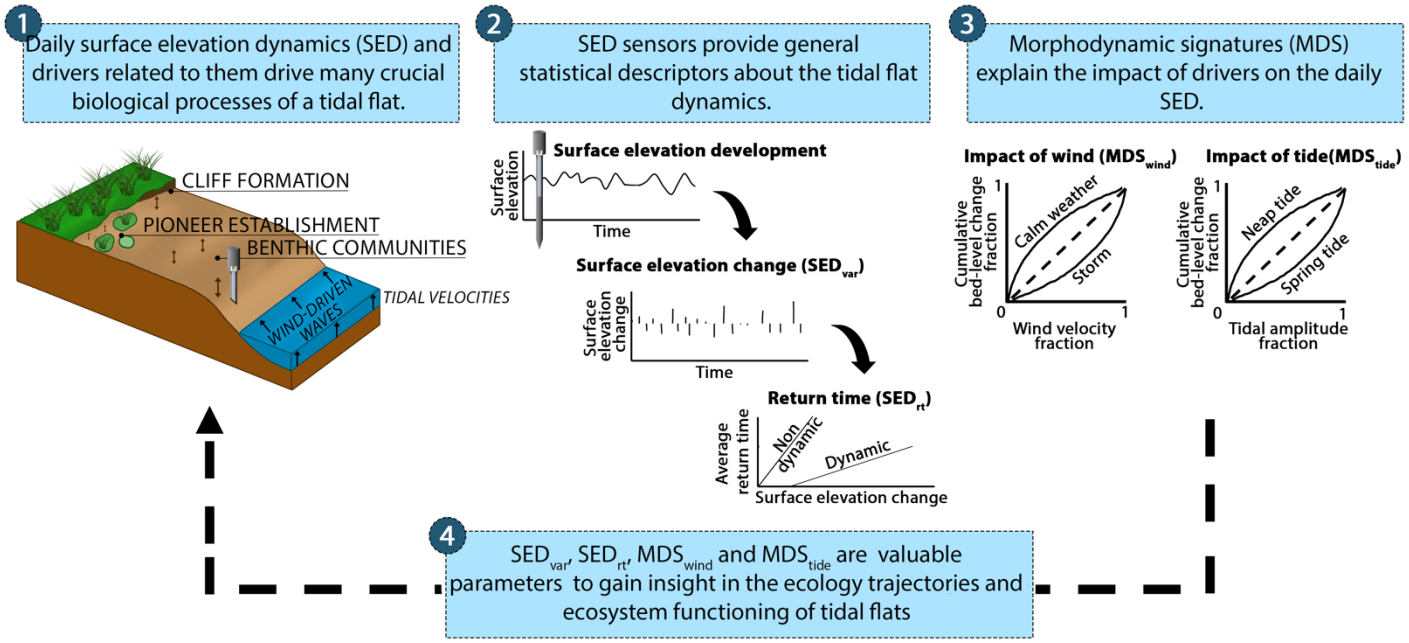
To date, many analytical (e.g., De Vriend et al., 2011; Wang et al., 2015; De Vet et al., 2017) and numerical modelling (e.g., Le Hir et al., 2000; Hu et al., 2015b; De Vet et al., 2018) studies have focused on the (bio)physical processes shaping the morphology of tidal flats. Both approaches often agree on and use the existence of a dynamic equilibrium to predict large-scale tidal flat morphology (Kirby, 2000; Friedrichs, 2011; Van der Wegen and Jaffe, 2014). On shorter time-scales, however, tidal flat morphology may deviate from the dynamic equilibrium (Hu et al., 2015b). For example, recent extensive observations showed that disturbance events can lead to noticeable changes in the morphodynamic development of a tidal flat (Belliard et al., 2019; de Vet et al., 2020). Understanding the perturbation of the dynamic equilibrium is crucial to study the biophysical processes of a tidal flat because the daily surface elevation dynamics (SED) on tidal flats drive the recruitment and persistence of benthic organisms (Nambu et al., 2012; Shi et al., 2021), the establishment of vegetation over the tidal flat (Bouma et al., 2016; Cao et al., 2018), and the position and dynamics of the edges of tidal wetlands (Bouma et al., 2016; Willemsen et al., 2018). In other words, young organisms require a period with stable bed-level dynamics to germinate and to establish and develop tolerance for harder conditions (Cao et al., 2018; Van Belzen et al., 2021). To predict the aforementioned ecological

processes, it is necessary to quantify SED rather than understand the hydrodynamics that cause the sediment dynamics (Bouma et al., 2016). Hence, there is a need to capture the daily SED, or the short-term variation between accretion and erosion, over space and time.

To quantify the short-term SED, a high-resolution, low-cost standalone SED sensor was developed at the Royal Netherlands Institute for Sea Research (Hu et al., 2015a, 2021). In recent years, SED sensors have revealed the relation between the hydrodynamics and short-term sediment dynamics of tidal systems. For example, tidal currents dominate the sediment dynamics of the low tidal flat, while the dynamics of the high tidal flat are often a product of wave activity (Belliard et al., 2019). In both the low and high tidal flat, however, an individual storm event can impact the surface elevation in a manner comparable to a chronic surface elevation development that takes several years (Hu et al., 2018; de Vet et al., 2020). Thus far, as long-term datasets do not yet exist, SED sensor research has been limited to specific mechanisms over limited timeframes. We aim to explore whether (1) SED sensor data collected over multiple years can be used to derive more general statistical indices to characterize the morphodynamic behavior of unvegetated tidal flats and (2) to determine whether such indices can be used to predict their medium-term (annual) trajectories.

In this paper, we present a method to analyze daily SED and link them to drivers in order to understand the relation of sediment dynamics to biophysical parameters.

Compared to existing analytical and numerical modelling methods, this method is an alternative approach based on statistical analyses. It characterizes morphodynamic developments (1) by deriving statistical indices from extensive time series of daily SED measurements acquired from SED sensors and (2) by correlating these time series to meteorological and tidal forcing drivers. The first analyses were carried out over several years of daily surface elevation changes to obtain statistical indices that are relevant to benthic invertebrate settlement and wetland seedling establishment, here expressed as the SED average variability (SEDvar) and the SED return time (SEDrt). Next, two novel statistical relationships in the form of morphodynamic signatures (MDS) were obtained to test for correlations between the daily SED and natural variations in wind speed (MDSwind) and tidal amplitude (MDStide). This approach to deriving these empirical relationships was applied to two areas with large-scale human interventions. The aim was to create a less dynamic tidal flat habitat that would accrete over time. SED sensors were deployed at these two sites for 5 years. At the end of this paper, we discuss how the SED and MDS signatures could be applied in the future to study the ecosystem functioning of tidal flats.

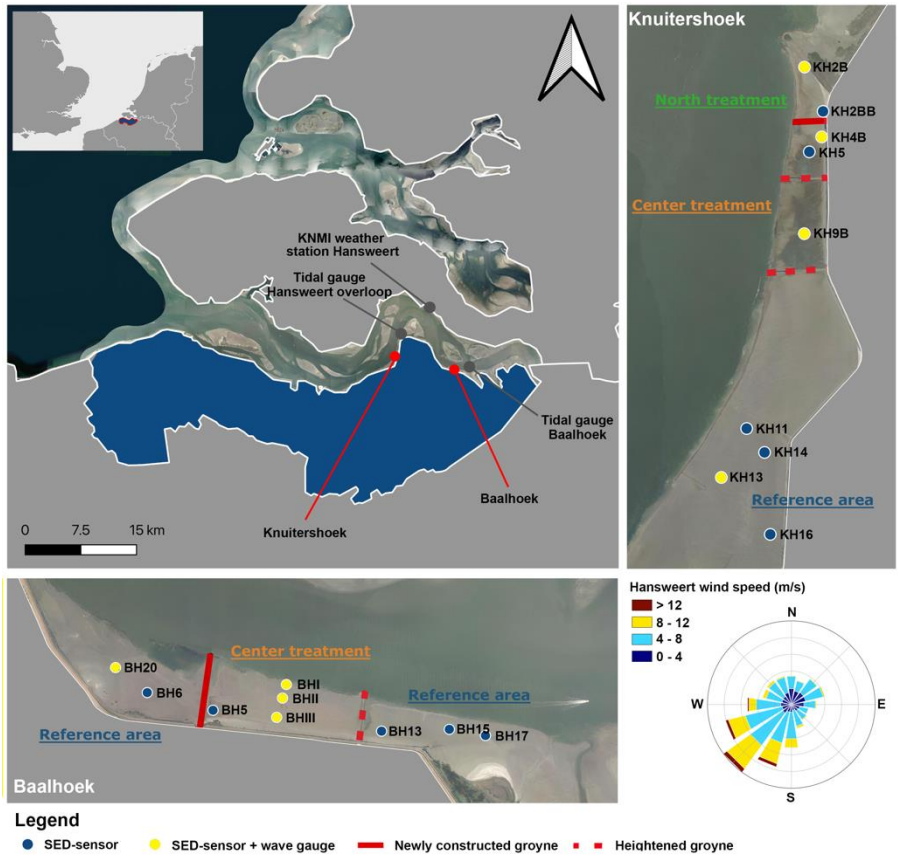


Figuur 99. Conceptual visualization of (1) the relevance of studying daily surface elevation changes, (2) how statistical indices of the surface elevation change over time, (3) how these indices relate to environmental drivers, and (4) how these drivers provide new knowledge about tidal flat ecosystems.

Methods

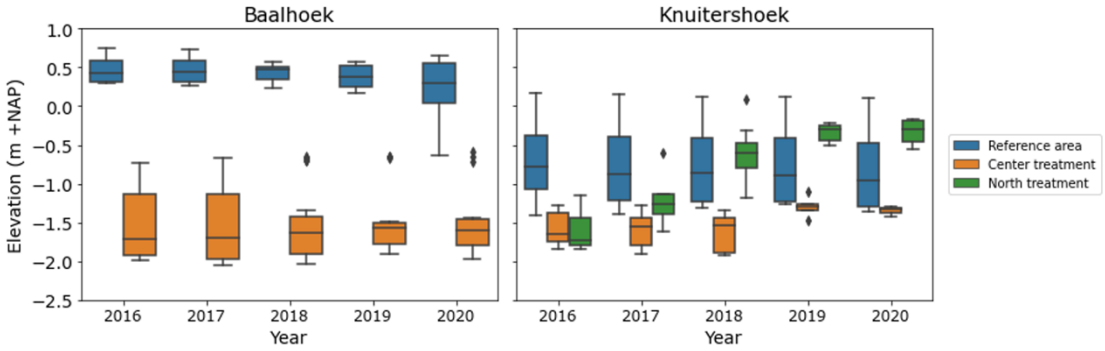
Study sites

The MDS of the SED concept was tested at two study sites located in the Western Scheldt, an estuary in the southwestern region of the Netherlands (Figuur 100). In 2005, the Dutch and Belgian governments signed the "Ontwikkelingsschets 2010 Schelde-estuarium" convention to implement several projects to develop a sustainable Scheldt estuary with a balance between safety, accessibility, and nature. At the fringes of the tidal flats Baalhoek (51.36° N; 4.06° E) and Knuitershoek (51.38° N; 3.96° E), existing groynes were heightened (dashed red line; Fig. 2) or new once created (solid red line; Fig. 2) to reduce hydrodynamic forces. The goal of reducing these forces was (1) to enhance sediment accretion on top of a hard peat bank and (2) to create a less dynamic habitat that increases the abundance of benthic invertebrates. The blue points on the map indicate the locations of deployed SED sensors, which were sometimes combined with wave loggers (yellow points). At all locations, the elevation was regularly measured with a differential GPS (dGPS, Figuur 100).



Figuur 100. Location and overview of Baalhoek and Knuitershoek in the Western Scheldt estuary, located at the northern part of Zeeuws-Vlaanderen (blue area), the Netherlands (Aerial picture: ESRI imagery 2021).

After the construction of the groynes in 2016, sedimentation was observed for all locations near them (Figuur 101). The elevation change for the center treatment of Baalhoek was less apparent compared to Knuitershoek, but the spatial variation in surface elevation became smaller over time, and flattening of the tidal flat was observed (). The reference areas are dominated by fine sand (D_{50}= 103 µm). At Baalhoek, the grain size within the groynes is similar to that of the reference area. At Knuitershoek, the area between the two northern groynes appears to be less cohesive (D_{50} = 155 µm) than the locations between the other groynes (D_{50} 29 µm).



Figuur 101. Boxplot showing the average annual elevation measured with a differential GPS at each SED sensor location by Baalhoek and Knuitershoek. The dGPS measurements for the different treatments are combined.

Daily wind data (2016–21) was retrieved from the nearby “Hansweert” Royal Netherlands Meteorological Institute (KNMI) weather station (Figuur 101). The prevailing wind direction was southwest, with a mean wind speed of 5.7 m/s. In general, the groynes provided shelter for storm

waves by dampening the height of significant waves, but they did not affect the conditions of typical waves (Appendix A). Baalhoek is sheltered from the prevailing wind direction, but the groynes of Baalhoek are perpendicular to common northwestern storms, which results in more substantial wave dampening for higher waves compared to Knuitershoek. According to a numerical model, significant changes occurred after the construction of the groynes, when the current decreased from an initial range of 0.6–1 m/s to a values of 0.1 m/s (Van Dam et al., 2008). Rijkswaterstaat provided tidal gauge measurements for the stations “Baalhoek” and “Hansweert overloop” (Figuur 100). At Baalhoek, the average tidal amplitude was 5 m, with a minimum amplitude of 2.1 m and a maximum of 6.7 m. Knuitershoek had an average tidal amplitude of 4.6 m, a minimum of 1.5 m, and a maximum of 6.3 m. The construction of the groynes did not influence the tidal regime.

Monitoring the daily SED after the construction

After the construction of the groynes, 18 optical SED sensors were deployed between June 2016 and April 2021 to measure the SED of the intertidal flat with high vertical and temporal resolution (Hu et al., 2015a; Willemsen et al., 2018; Figuur 102). The function of the optical SED sensor is based upon the presence of light. Essentially, 200 light-sensitive cells measure the light intensity over a 400 mm domain, resulting in 2–4 mm accuracy (Hu et al., 2015; Willemsen et al., 2018). The transition from cells that receive daylight to cells that do not represents the position of the bed level. Because the sensor relies on daylight, it can only measure during low tide and daytime. To obtain enough data, the measurement interval was set to take one measurement every 30 min. The surface next to the SED sensors was measured every quarter- to half-year with a dGPS, which was used to correct the time series measurements after replacing an SED-sensor for maintenance. Raw data from the SED sensors was converted and automatically corrected for scouring or biofouling according to the method developed by Willemsen et al. (2018). The detected surface elevations were coarse-grained by calculating the median observed surface elevation of a day (z_i) to enable the correlation of multiple datasets at the later stages of this study (e.g., wind and tidal amplitude datasets).

General statistical indices of surface elevation

First, general statistical indices of the surface elevation were calculated to examine the surface elevation trajectory of the tidal flat based on the time series measured by the SED sensors: 1) average surface elevation, 2) surface elevation variance, and 3) surface elevation correlation length (Appendix C). Locations with a relatively stable bed level will have low surface elevation variance, whereas those with more fluctuations in surface elevation will have higher variances. The autocorrelation function (ACF) indicates surface elevation’s persistence over time. To derive the ACF, temporal autocorrelation was calculated at stepwise increasing lags of daily measurements up to half of the total measurement period (*n / 2*):

$$ACF(lag) = corr(z_i, z_{i+lag}) \quad (1)$$

The correlation length was defined as the lag at which the *ACF =< 1 / e*, in which *e* is the natural constant. The correlation length is an essential proxy representing how quickly conditions change for organisms that need to cope with environmental fluctuations. If the correlation length increases over time (> lag), the location becomes more suitable for organisms because vegetation or benthic invertebrates need a period with stable environmental conditions to tolerate disturbances (Van Belzen et al, 2022). To indicate whether a trend exists in the surface elevation, the Kendall’s Tau test was performed. This test measures the correlation between the variable time and surface elevation, in which time is a ranked factor.

SED indices

For many biophysical processes, it is important not only to understand the position and trend of the surface elevation but also, even more so, to study the daily SED. In particular, changes in the timing and magnitude relate to the establishment and recruitment of species (Van Belzen et al., 2022). Therefore, the difference vector for the daily surface elevation changes over time (δz_i) was obtained. To avoid significant outliers in the surface elevation change, outliers caused by measurement errors related to the disturbance of the sensor's light-sensitive cells, we removed the values in the lower and upper 1% of the δz_i dataset. Because the δz_i is known, the variance of the daily surface elevation change (var(δz)) can be analyzed. The variance is another indicator to express the probability of ecosystem emergence (Van Belzen et al., 2022).

To relate physical processes to the surface elevation changes, a division was made between accretion and erosion. Both of these processes occur under different circumstances. First, a dataset for the negative surface elevation change was compiled:

$$\delta z_{i,ero} = |z_{i+1} - z_i|, \quad if\ z_{i+1} < z_i \quad (2)$$

The difference vector $\delta z_{i,ero}$ was derived from calculating the difference between z_i at time i_0 and i_1. The $\delta z_{i,acc}$ dataset for positive surface elevation change was achieved by $z_i < z_{i+1}$.

SED average variability (SED_{var})

Based on the δz_{acc} or δz_{ero} datasets, the SED average variability (SED_{var}) was derived. The SED_{var} is the sum of δz_{acc} or δz_{ero} divided by the total measurement length in days (*n*). This is a quantitative description of the average magnitude of surface elevation change per day, an index that is rarely quantified in terms of space and time.

SED return time (SED_{rt})

The return time indicates how often a surface elevation change of a certain magnitude may occur. It expresses the possibility that a daily SED will exceed the threshold for establishment. Like SED_{var}, erosion and accretion events were considered separately. To retrieve the return time for all observed bed level changes ($T_r(\delta z)$), $\delta z_{i,acc}$ and $\delta z_{i,ero}$ were ranked in descending order and given a serial number from 1 to n. The frequency of exceedance ($F(\delta z_i < \delta z_r)$) was calculated by:

$$F(\delta z_i < \delta z_r) = \frac{r}{n+1} \quad (3)$$

where the rank (r) of each daily bed level change is divided by the total number of observed bed level changes (n + 1*)*. The

$T_r(\delta z)$ can therefore be derived by the function:

$$T_r(\delta z) = \frac{1}{F(\delta z_i < \delta z_r)} \quad (4$$

with 1 divided by the $F(\delta z_i < \delta z_r)$. It was assumed that the extensive time series are representative for the SED. This assumption made it possible to derive quantitative descriptions for the return time over more extensive periods. These descriptions could be used to predict the return times of larger events that did not occur during the measurement period. One quantitative description for the return time, which we call the SED return index (SED_{rt}), can be derived by the function:

$$T_r(\delta z) = SED_{rt}{}^{F(\delta z_i < \delta z_r)} \quad (5)$$

with the the exponential distribution from $T_r(\delta z)$ and $F(\delta z_i < \delta z_r)$. The SED_{rt} index is particularly relevant to assess the impact of short-term dynamics on the long-term evolution of the tidal flat. In this index, larger values represent less dynamic locations than smaller values.

MDS indices

The previous statistical indices aimed to characterize SED, but they did not consider the relation to environmental drivers, which cause surface elevation variability. In this section, we describe an analytical method to determine the relative contribution of environmental drivers to short-term surface elevation changes by pairing daily SED with publicly available time series of wind and tidal amplitudes. The MDS analysis considers which environmental conditions, δz_{acc} or δz_{ero}, are more likely to occur. It thereby quantifies the driver's sensitivity to variations. This section presents two MDS based on the impact of (1) wind speed as an indicator for wind-driven waves and (2) tidal amplitude as an indicator for the maximum current velocity (Bouma et al., 2005).

Morphodynamic wind signature (MDS_{wind})

The first step was to pair the daily measurements in δz_{acc} or δz_{ero} with publicly available time series of daily wind speeds (U_{wind}) retrieved from the nearest KNMI weather station (Fig. 2). Subsequently, the resulting time series were sorted according to ascending U_{wind}. Fifty evenly spaced intervals (p) between 0 and the maximum observed wind speed ($U_{wind,max}$) were defined. Then, the number of days for which a given U_{wind} exceeded the interval was calculated ($nU_{wind} > p$) and normalized by the total number of days in the dataset (n). This process yielded the fraction (f_{wind}):

$$f_{wind} = \frac{n_{U_{wind}>p}}{n}, for\ 0 \leq p \leq U_{wind,max} \qquad (6)$$

f_{wind} = 0 represents the lowest observed U_{wind}. f_{wind} = 1 represents the maximum wind velocity ($U_{wind,max}$). f_{wind} = 0.5 represents the median wind velocity. For each wind fraction, the sum of δz_{acc} or δz_{ero} for all daily wind speeds up to that fraction was calculated ($\sum_{U_{wind}=0}^{U_{wind}=p} \delta z_i$) and normalized by the sum of accretion and erosion ($\sum \delta z_i$), respectively. This process yielded the surface elevation change fraction ($f_{\delta z}$) as a function of *p*:

$$f_{\delta z} = \frac{\sum_{U_{wind}=0}^{U_{wind}=p} \delta z_i}{\sum \delta z_i} \qquad (7)$$

The relation between f_{wind} and $f_{\delta z}$ can take different shapes depending on the sensitivity the tidal flat morphodynamics to either stormy or calm conditions. This shape is characterized by a power law equation, which yields the MDS:

$$f_{\delta z} = f_{wind}^{\ MDS_{wind}} \qquad (8)$$

This functional equation is based on the data presented in this study. The coefficient of determination for all 18 locations indicates that the equation fits well ($R^2 > 0.93$). An MDS_{wind} near 1 indicates that patterns in surface elevation variation are uncorrelated with changes in wind speed. Values < 1 identify a surface elevation change dominated by calm weather conditions. Meanwhile, surface elevations at locations with an exponent > 1 are dominated by storm conditions. The R^2 was calculated for the power-law equation. If a bad fit was acquired, changing the interval size could improve the correlation.

Morphodynamic tide signature (MDS_{tide})

The MDS_{tide} was retrieved similarly to the MDS_{wind}, but wind data was replaced with the maximum tidal range per day, as measured at the publicly available Rijkswaterstaat tidal gauge stations. The MDS_{tide} expresses the magnitude of the morphodynamic tide force (Appendix D). Values < 1 identify a surface elevation change dominated by neap-tide periods, while values > 1 are dominated by spring-tide periods.

Statistical tests

For the case study, we assessed whether the construction of groynes had a significant impact on the indices. A one-way ANOVA was performed to compare the effect of the groynes' construction on each individual index. The test was performed over the reference and treatment groups.

Results

Independent from the position related to the groynes, a significant surface elevation trend was observed at all locations during the 5-year measurement period (Appendix E). We observed that the surface elevation of the reference areas declined over time (-0.11 mm/day). The center treatments slightly accreted (0.03 mm/day), and the north treatment experienced strong accretion (1.16 mm/day; Appendix E). The accretion is related to the change in the tidal current's velocity from 1–0.1 m/s, which was observed at all locations. Furthermore, the surface elevation variance increased in the areas close to the groynes ($p < 0.01$), indicating that the tidal flats moved away from the more stable state of the reference areas (low variance). No correlation length was observed for the northern treatment. Compared to the reference areas, the correlation length for the center treatments (102 days) was significantly longer (34 days, $p < 0.05$; Appendix E), longer correlation lenghts favor the ecological processes.

SED average variability (SED_{var})

In the reference areas, the SED_{var} was observed to have a high rate of accretion and erosion, respectively, for Baalhoek (4.7 ± 0.5 mm/day / -4.7 ± 0.3 mm/day) and Knuitershoek (4.8 ± 1.2 mm/day / -5.0 ± 1.2 mm/day; Fig. 4a, 5a, and 6c-d). The SED_{var} for areas sheltered by the groynes was 1–2 orders of magnitude smaller compared to the reference areas for the center treatment both of Baalhoek (3.7 ± 0.6 mm/day / -3.5 ± 0.6 mm/day) and Knuitershoek (1.9 ± 0.1 mm/day / -2.1 ± 0.1 mm/day). Compared to the center treatment, the north treatment of Knuitershoek was exposed to slightly stronger accretion and erosion dynamics (4.9 ± 0.1 mm/day / -3.6 ± 0.2 mm/day). Between the reference and treatments, a significant difference was observed in the accretion and erosion rates, respectively, at Baalhoek ($p < 0.05$ / $p < 0.01$) and Knuitershoek ($p < 0.01$ / $p < 0.05$). These results reflect that the magnitude of daily SED near the groynes was reduced compared to the reference areas. This reduction was caused by the reduction in both hydrodynamics (e.g., wave extremes and tidal currents) and by the change in sediment characteristics (more cohesive).

SED return time (SED_{rt})

The center treatment of Knuitershoek had a low return time of significant surface elevation changes for both accretion and erosion (1.37 ± 0.06 day / 1.35 ± 0.02 day). Changes with certain magnitudes occurred at the same interval, indicating relatively stable bed-level elevation. In contrast to the reference area with a difference in magnitude for the sedimentation and erosion return time (1.35 ± 0.02 day / 1.13 ± 0.07 day; Fig. 4b, 5b, and 6e-f). The northern treatment of Knuitershoek, however, showed similarly high return times for both accretion and erosion (1.13 ± 0.03 day / 1.17 ± 0.05 day). At Knuitershoek, the return times for accretion and erosion differed significantly between the three locations ($p < 0.05$ / $p < 0.01$). At Baalhoek, there was no significant difference observed between the

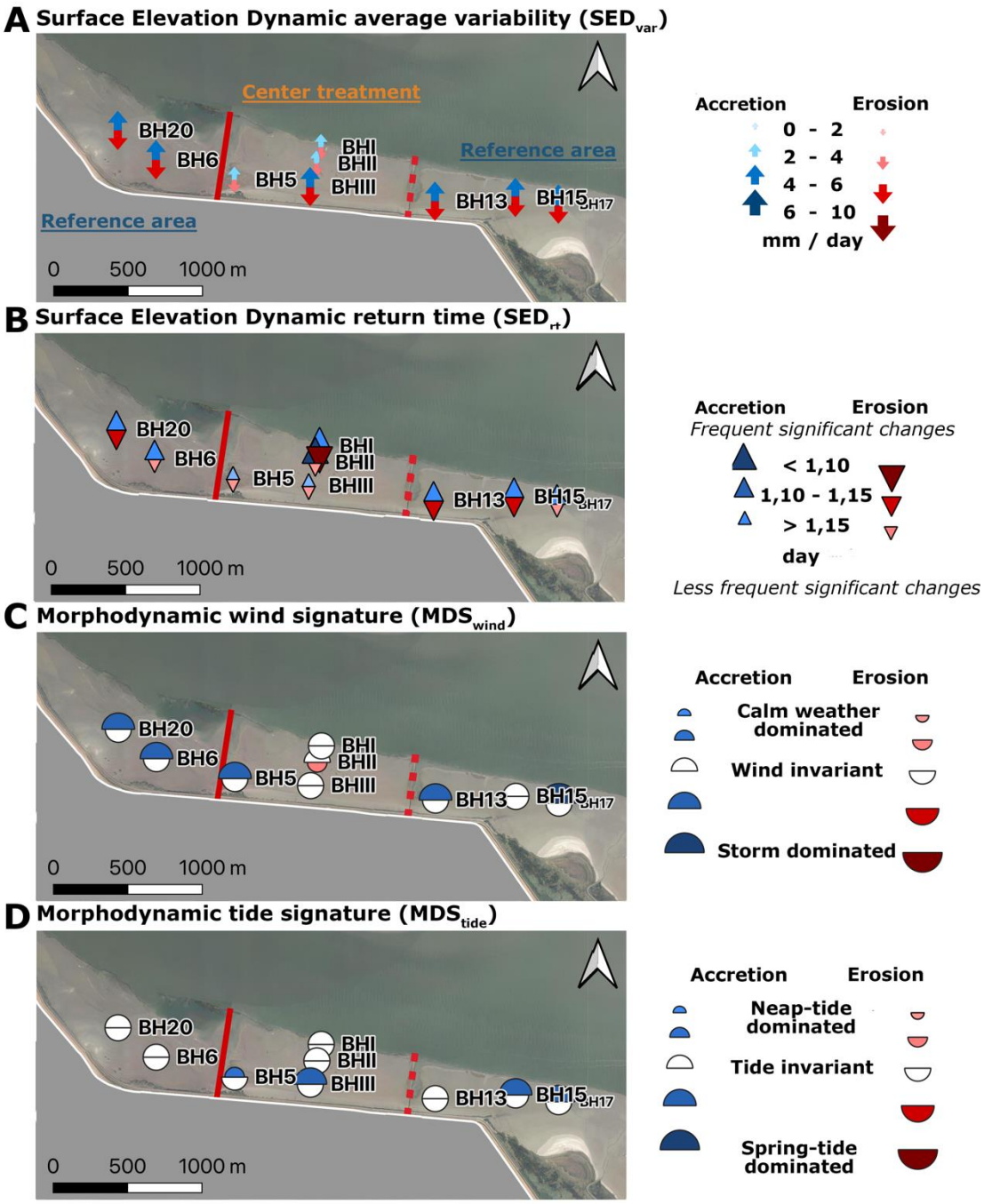
accretion and erosion return times at the center treatment (1.12 ± 0.05 day / 1.15 ± 0.03 day) and reference area (1.15 ± 0.01 day / 1.16 ± 0.02 day).

Morphodynamic wind signature (MDS_{wind})

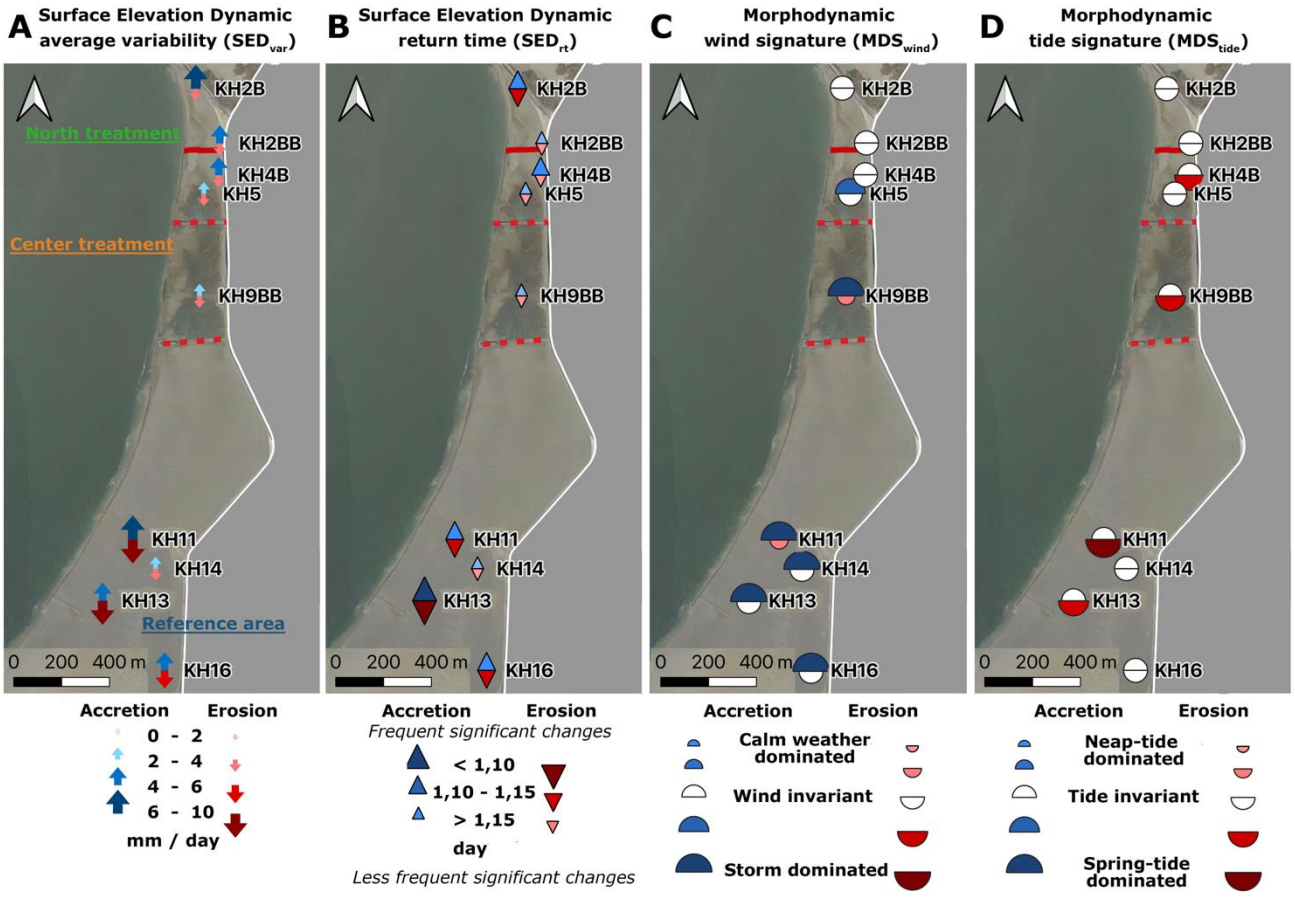
The MDS_{wind} of almost all reference areas indicates that the surface elevation was dominated by sedimentation during higher wind speeds (1.63 ± 0.44 [-]). This pattern can most likely explained by the redistribution of eroded sediments from other parts of the estuary. The erosion processes for the reference areas are independent of the prevailing wind conditions for both the reference and treatment areas (0.93 ± 0.11 [-]). Nonetheless, the wind's influence on accretion decreases gradually around the groynes until wind becomes invariant (1.11 ± 0.15 [-], meaning that, compared to the reference areas ($p < 0.05$), sedimentation dynamics near the groynes are significantly less influenced by wind force. The reduction toward wind invariance is explained by the observed reduction in peak wave height near the constructed groynes. The most significant dampening occurred near the Baalhoek groynes, which are almost perpendicular to the wind during northwest storms. This site is sheltered from southwest storms. Because the groynes provide shelter for the wind-fetch, the SED became invariant of the wind conditions, as presented with MDS_{wind}. Compared to the reference areas, no significant impact was observed for the erosion dynamics near the groynes. No correlation exists between sediment dynamics and wind direction for these intervention sites.

Morphodynamic tide signature (MDS_{tide})

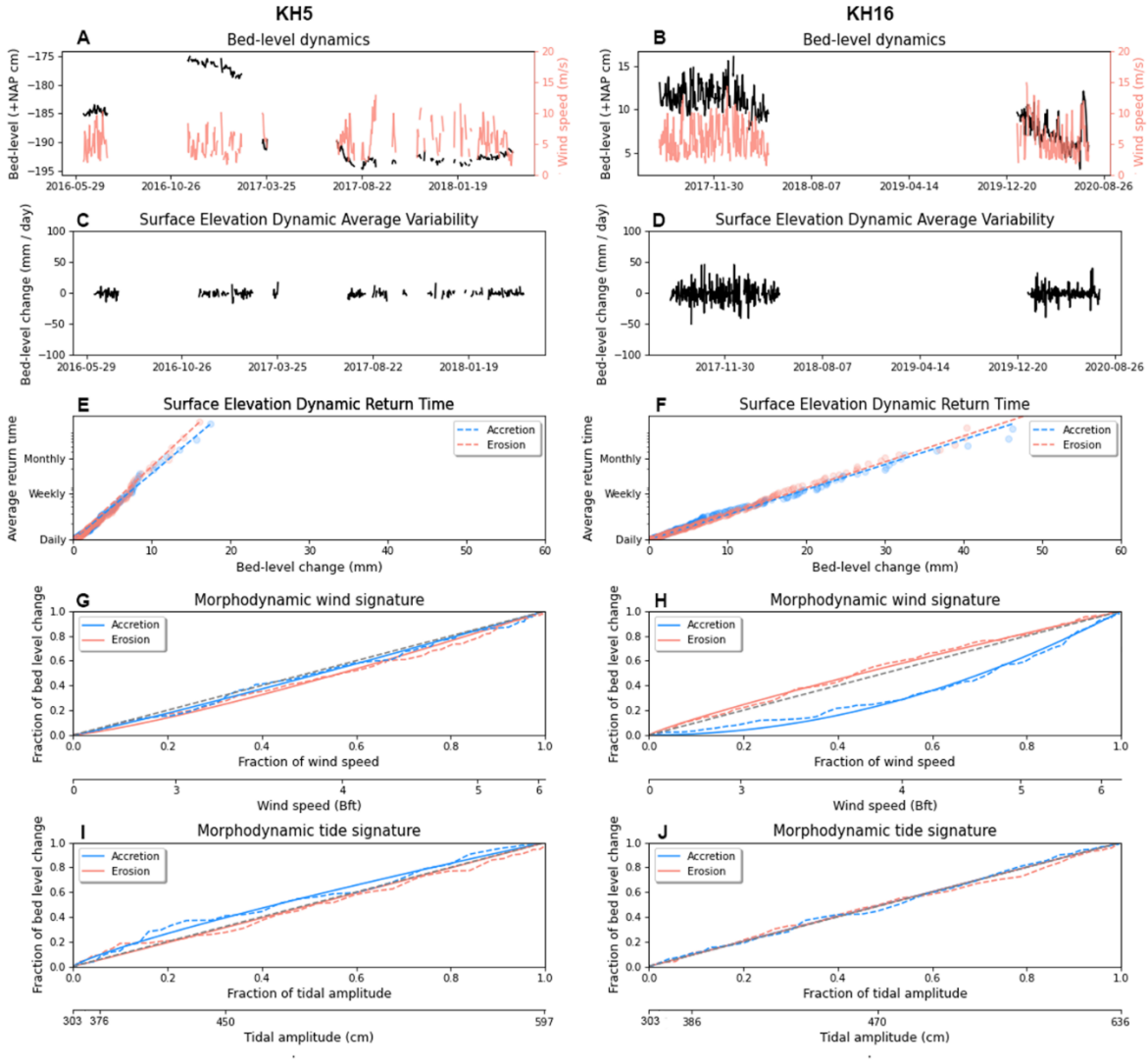
Some sites showed a minor influence of spring-tides on the sediment dynamics. Nevertheless, the influence of the tide was demonstrated to be invariant in most locations for both erosion (1.11 ± 0.14 [-]) and sedimentation dynamics (1.02 ± 0.13 [-]). No statistical evidence was found that the groynes significantly changed the influence of tides on short-term erosion or sedimentation.



Figuur 102. The derivation of the four major statistical indices for the surface elevation change at Baalhoek. Large and dark symbols indicate significant accretion or erosion fluxes / signatures. Small and light symbols indicate less impacted trends during calm periods of wind or tide.



Figuur 103. The derivation of the four major statistical indices for the surface elevation change at Knuitershoek. Large and dark symbols indicate significant accretion or erosion fluxes / signatures. Small and light symbols indicate less impacted trends during calm periods of wind or tide.



Figuur 104. An example of surface elevation dynamic (SED) and morphodynamic signature (MDS) analyses for the center treatment KH5 (left panels) and reference area SED sensors KH16 (right panels). The surface elevation (A-B) shows a higher magnitude of SEDvar for KH16 (C-D), which has a higher return period compared to the treatment locations (E-F). The reference area experienced wind dominated accretion, while wind had no impact on the treatment locations (G-H). All locations were invariant for events in the tidal cycle (I-J). The dotted lines or points represent the measurements. The continuous lines represent the fitted function for the SEDrt, MDSwind and MDStide.

Discussion

The effect of groynes on the tidal flat trajectory

The statistical descriptors and indices provide a spatially explicit understanding of sediment dynamics that drive ecosystem dynamics, an understanding that surpasses the common hydrodynamic characterization of tidal flats. Up to a certain level, however, hydrodynamics can be characterized within the presented statistical generalization of the MDS. This study does not aim to explain the impact of hydrodynamics and sediment characteristics on sediment dynamics. Instead, it quantifies the sediment dynamics that drive seedling establishment or benthos settlement. In general, the presented results of the empirical statistical indices reveal that the construction of groynes affects the morphodynamics of a tidal flat. The observed reductions in both the amplitude (SED_{var}) and the period (SED_{rt}) of surface elevation change potentially favor benthos settlement (Bouma et al., 2001; Nambu et al., 2012; van Belzen et al., 2022). In agreement with previous studies, we found evidence for the absence of tide impact on the short-term SED. Hence, wind-generated waves are the main drivers of

disturbances on the surface elevation of tidal flats (Green et al., 1997; Christie et al., 1999; Callaghan et al., 2010; Zhu et al., 2014; de Vet et al., 2020). The results are consistent with previously modelled results and with the goal of the intervention to devise, on average, smaller daily surface-elevation dynamics and create a sheltered and accreting tidal flat (Van Dam et al., 2008).

The added value of statistical indices for understanding SED

Sedimentation and erosion processes on tidal flats often relate to the impact of wind-driven waves or storm conditions (Kohsiek et al., 1988; Zhu et al., 2017; De Vet et al., 2020). Seasonal-scale variations in sediment stability occur due to the presence of biofilms (Paarlberg et al., 2005) or bioturbation (Bouma et al., 2001; Nambu et al., 2012). Most of the time, these biophysical event-driven processes are difficult to capture in process-based morphodynamic models or in conventional field campaigns (e.g., ADV, ADCP, LiDAR), which are regularly limited in temporal or spatial resolution. The annual daily timeseries of bed-level dynamics measured by SED sensors are complementary to the understanding and prediction of tidal flat evolution and resilience (Hu et al., 2015a, 2017). The general statistical indices presented in this study provide valuable insights into both the daily and annual morphodynamic development of tidal flats. In more depth, the SED indices analyzed the magnitude (SED_{var}) and timing (SED_{rt}) of the SED, which can serve as indicators for understanding the role of physical processes on the establishment of pioneer vegetation (Balke et al., 2011; Bouma et al., 2016; Cao et al., 2018), the settlement of benthic invertebrates (Bouma et al., 2001; Nambu et al., 2012; Bouma et al., 2016; Shi et al., 2021), and the dislodgement caused by surface elevation changes during storms (De Vet et al., 2020). The MDS indices present the role of disturbance events on the sediment dynamics and trajectory of the tidal flat. The MDS_{wind} results provide evidence of whether wind-driven waves affect the daily surface elevation change (Fagherazzi et al., 2007; Belliard et al., 2019; De Vet et al., 2020). Prior work has noted the importance of low elevated tidal flat trajectories to tides (Belliard et al., 2019). The impact of the tidal cycle can be analyzed with the MDS_{tide}. Hence, the statistical indices (Appendix C) facilitate an innovative method to study the morphodynamics of high to low dynamic tidal flats across different timescales.

Limitations of the statistical indices

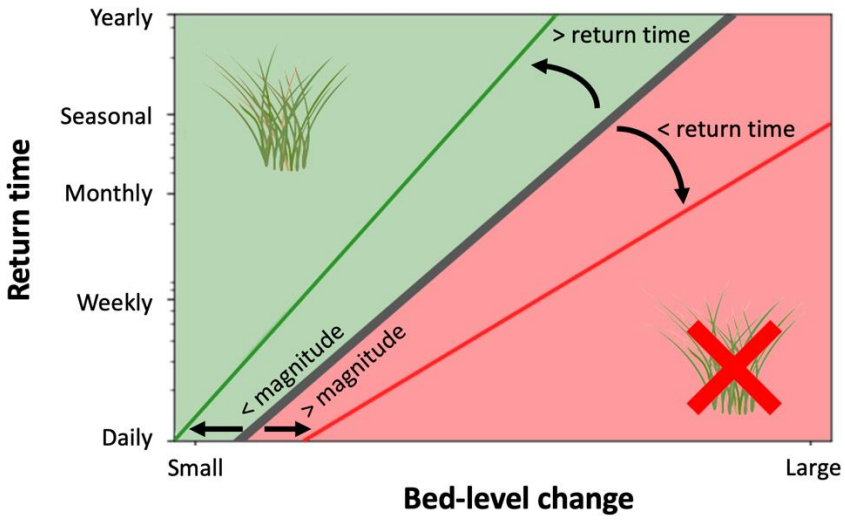
The findings may be somewhat limited by the spatial resolution or temporal coverage of the SED datasets. The statistical indices presented here only indicate the trends observed at a specific location, but tidal flats systems can be heterogenous over short distances. Furthermore, the indices do not explicitly capture extreme events with return times exceeding the measurement duration. Nonetheless, SED_{rt} allows for extrapolation comparable to extreme water level predictions are based on extrapolations of the return time (Kirezci et al., 2020). Due to increasing critical bed shear stress with depth (Zhu et al., 2016) and local sediment availability (Li et al., 2014), the indices cannot account for physical limits in erosion or sedimentation, respectively.

The MDS concept implies that variations in other conditions cannot explain the observational statistics for a specific location. In other words, it is loosely suggested that other natural forces remain irrelevant over extended measurement periods for the specific location (Friedrichs, 2011). Other viable MDS indices could explain other morphodynamic processes, such as variations in river discharge (Yang et al, 2008), suspended sediment concentrations (Li et al., 2014), or the variability in bioturbator abundance and species composition (Cozzoli et al, 2018; De Smit, et al., 2021b).

Outlook: Implications for understanding habitat suitability and climate change sensitivity of tidal flats

The SED and MDS analyses provide a simplified approach that governs our understanding of the morphodynamic evolution of intertidal flats based on medium-term SED. Future studies can use these indices as a tool to gain more knowledge about the functioning of tidal flat ecosystems. For example, if we understand how sediment dynamics affect species communities and settlement, this

understanding might enable us to predict responses to large-scale interventions (Figuur 105). Significant magnitude and return times of surface elevation change can affect the success of establishment for vegetation or benthic communities, while limited magnitudes and return times favor the establishment. Furthermore, by applying a statistical generalization over the observed patterns, the MDS can support work designed to better understand the sensitivity of tidal flats to climate change or sea level rise (cf. De Smit et al., 2021a). These findings may be somewhat limited because they focus on the magnitude rather than the specific timing of the forcing process (De Vet et al., 2020). It is, however, impossible to predict the timing of specific events. Hence, statistical generalizations remain a powerful tool for sensitivity analyses. In conclusion, SED and MDS analyses are promising tools of statistical observation that can provide valuable information on the short-term surface-elevation dynamics. In context, they can help researchers understand and predict ecosystem trajectories under changing conditions such as human measures (e.g. construction of dams, coastal constructions) and climate change.



Figuur 105. Species most likely have a threshold in magnitude (x-axis) and period (y-axis) for their establishment (grey line).

Declaration of competing interest

The authors declare no conflicts of interest.

References

Balke, T., Bouma, T.J., Horstman, E.M., Webb, E.L., Erftemeijer, P.L., and Herman, P.M. (2011). Windows of opportunity: thresholds to mangrove seedling establishment on tidal flats. Marine Ecology Progress Series, 440:1–9. https://doi.org/10.3354/meps09364

Barbier, E.B. (2019). The Value of Coastal Wetland Ecosystem Services. In Coastal Wetlands, pages 947–964. Elsevier. https://doi.org/10.1016/B978-0-444-63893-9.00027-7

Belliard, J.-P., Silinski, A., Meire, D., Kolokythas, G., Levy, Y., Van Braeckel, A., Bouma, T.J., and Temmerman, S. (2019). High-resolution bed-level changes in relation to tidal and wave forcing on a narrow fringing macrotidal flat: Bridging intra-tidal, daily and seasonal sediment dynamics. Marine Geology, 412:123–138. https://doi.org/10.1016/j.margeo.2019.03.001

Bouma, H., Duiker, J., De Vries, P., Herman, P., and Wolff, W. (2001). Spatial pattern of early recruitment of *macoma balthica* (l.) and *cerastoderma edule* (l.) in relation to sediment dynamics on a highly dynamic intertidal sandflat. Journal of Sea Research, 45(2):79–93. https://doi.org/10.1016/S1385-1101(01)00054-5

Bouma, T.J., De Vries, M.B., Low, E., Kusters, L., Herman, P.M.J., Tanczos, I.C., Temmerman, S., Hesselink, A., Meire, P., and Regenmortel, S.V. (2005). Flow hydrodynamics on a mudflat and in salt marsh vegetation: identifying general relationships for habitat characterisations. Hydrobiologia, 540(1), 259-274. https://doi.org/10.1007/s10750-004-7149-0

Bouma, T., Van Belzen, J., Balke, T., Van Dalen, J., Klaassen, P., Hartog, A., Callaghan, D., Hu, Z., Stive, M., Temmerman, S. and Herman, P. (2016). Short-term mudflat dynamics drive long-term cyclic salt marsh dynamics. Limnology and Oceanography, 61(6):2261–2275. https://doi.org/10.1002/lno.10374

Callaghan, D.P., Bouma, T.J., Klaassen, P., Van der Wal, D., Stive, M.J.F., & Herman, P.M.J. (2010). Hydrodynamic forcing on salt-marsh development: Distinguishing the relative importance of waves and tidal flows. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 89(1), 73-88. https://doi.org/10.1016/j.ecss.2010.05.013

Cao, H., Zhu, Z., Balke, T., Zhang, L., and Bouma, T.J. (2018). Effects of sediment disturbance regimes on spartina seedling establishment: Implications for salt marsh creation and restoration. Limnology and Oceanography, 63(2):647–659. https://doi.org/10.1002/lno.10657

Christie, M., Dyer, K., and Turner, P. (1999). Sediment flux and bed-level measurements from a macro tidal mudflat. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 49(5):667–688. https://doi.org/10.1006/ecss.1999.0525

Cozzoli, F., Bouma, T. J., Ottolander, P., Lluch, M. S., Ysebaert, T., & Herman, P. M. (2018). The combined influence of body size and density on cohesive sediment resuspension by bioturbators. Scientific reports, 8(1), 1-12. https://doi.org/10.1038/s41598-018-22190-3

Dam, G., Van der Wegen, M., Labeur, R., and Roelvink, D. (2016). Modeling centuries of estuarine morphodynamics in the Western Scheldt estuary. Geophysical Research Letters, 43(8):3839–3847. https://doi.org/10.1002/2015GL066725

De Smit, J., Bin Mohd Noor, M., Infantes, E., and Bouma, T (2021a). Wind exposure and sediment type determine the resilience and response of seagrass meadows to climate change. Limnology and Oceanography. https://doi.org/10.1002/lno.11865

De Smit, J. C., Brückner, M. Z., Mesdag, K. I., Kleinhans, M. G., & Bouma, T. J. (2021b). Key Bioturbator Species Within Benthic Communities Determine Sediment Resuspension Thresholds. *Frontiers in Marine Science*, 1344. https://doi.org/10.3389/fmars.2021.726238

De Vet, P., Van Prooijen, B., and Wang, Z. (2017). The differences in morphological development between the intertidal flats of the Eastern and Western Scheldt. Geomorphology, 281:31–42. https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2016.12.031

De Vet, P.L.M., van Prooijen, B.C., Schrijvershof, R.A., van der Werf, J.J., Ysebaert, T., Schrijver, M.C., and Wang, Z.B. (2018). The Importance of Combined Tidal and Meteorological Forces for the Flow and Sediment Transport on Intertidal Shoals. Journal of Geophysical Research: Earth Surface, 123(10):2464–2480. https://doi.org/10.1029/2018JF004605

De Vet, P.L.M., van Prooijen, B.C., Colosimo, I., Steiner, N., Ysebaert, T., Herman, P.M.J., and Wang, Z.B. (2020). Variations in storm-induced bed-level dynamics across intertidal flats. Scientific Reports, 10(1). https://doi.org/10.1038/s41598-020-69444-7

De Vriend, H.J., Wang, Z.B., Ysebaert, T., Herman, P.M., and Ding, P. (2011). Eco-morphological problems in the Yangtze estuary and the Western Scheldt. *Wetlands*, 31(6):1033–1042. https://doi.org/10.1007/s13157-011-0239-7

Fagherazzi, S., Palermo, C., Rulli, M. C., Carniello, L., and Defina, A. (2007). Wind waves in shallow microtidal basins and the dynamic equilibrium of tidal flats. *Journal of Geophysical Research: Earth Surface*, 112(F2). https://doi.org/10.1029/2006JF000572

Fagherazzi, S., Mariotti, G., Leonardi, N., Canestrelli, A., Nardin, W., and Kearney, W.S. (2020). Salt marsh dynamics in a period of accelerated sea level rise. *Journal of Geophysical Research: Earth Surface*, 125(8). https://doi.org/10.1029/2019JF005200

Friedrichs, C. T. (2011). Tidal flat morphodynamics: a synthesis.

Goldberg, L., Lagomasino, D., Thomas, N., Fatoyinbo, T. (2020). Global declines in human-driven mangrove loss. *Global Change Biology*, 26:5844–5855. https://doi.org/10.1111/gcb.15275

Green, M.O., Black, K.P., and Amos, C.L. (1997). Control of estuarine sediment dynamics by interactions between currents and waves at several scales. *Marine Geology*, 144(1-3):97–116. https://doi.org/10.1016/S0025-3227(97)00065-0

Hu, Z., Lenting, W., van der Wal, D., and Bouma, T.J. (2015a). Continuous monitoring bed-level dynamics on an intertidal flat: Introducing novel, stand-alone high-resolution SED-sensors. *Geomorphology*, 245:223–230. https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2015.05.027

Hu, Z., Wang, Z.B., Zitman, T.J., Stive, M.J., & Bouma, T.J. (2015b). Predicting long-term and short-term tidal flat morphodynamics using a dynamic equilibrium theory. *Journal of Geophysical Research: Earth Surface*, *120*(9), 1803-1823. https://doi.org/10.1002/2015JF003486

Hu, Z., Yao, P., Van Der Wal, D., and Bouma, T.J. (2017). Patterns and drivers of daily bed-level dynamics on two tidal flats with contrasting wave exposure. *Scientific reports*, 7(1):1–9. https://doi.org/10.1038/s41598-017-07515-y

Hu, Z., van der Wal, D., Cai, H., Van Belzen, J., and Bouma, T.J. (2018). Dynamic equilibrium behaviour observed on two contrasting tidal flats from daily monitoring of bed-level changes. *Geomorphology*, 311:114–126. https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2018.03.025

Hunt, S., Bryan, K.R., and Mullarney, J.C. (2015). The influence of wind and waves on the existence of stable intertidal morphology in meso-tidal estuaries. *Geomorphology*, 228:158–174. https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2014.09.001

Kirby, R. (2000), Practical implications of tidal flat shape, Continental Shelf Research, 20(10–11), 1061–1077.

Kirezci, E., Young, I. R., Ranasinghe, R., Muis, S., Nicholls, R. J., Lincke, D., & Hinkel, J. (2020). Projections of global-scale extreme sea levels and resulting episodic coastal flooding over the 21st Century. *Scientific reports*, 10(1), 1-12. https://doi.org/10.1038/s41598-020-67736-6

Kirwan, M., and Temmerman, S. (2009). Coastal marsh response to historical and future sea-level acceleration. *Quaternary Science Reviews*, *28*(17-18), 1801-1808. https://doi.org/10.1016/j.quascirev.2009.02.022

Kohsiek, L., Buist, H., Bloks, P., Misdorp, R., Van den Berg, J., and Visser, J. (1988). Sedimentary processes on a sandy shoal in a mesotidal estuary (Oosterschelde, the Netherlands).

Le Hir, P., Roberts, W., Cazaillet, O., Christie, M., Bassoullet, P., and Bacher, C. (2000). Characterization of intertidal flat hydrodynamics. *Continental shelf research*, 20(12-13):1433–1459. https://doi.org/10.1016/S0278-4343(00)00031-5

Li, X., Zhou, Y., Zhang, L., & Kuang, R. (2014). Shoreline change of Chongming Dongtan and response to river sediment load: a remote sensing assessment. *Journal of Hydrology*, 511, 432-442. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.02.013

Millennium ecosystem assessment, M. (2005). Ecosystems and human well-being: Current State and Trends., volume 5. Island Press Washington, DC.

Murray, N.J., Phinn, S.R., DeWitt, M., Ferrari, R., Johnston, R., Lyons, M.B., Clinton, N., Thau, D., and Fuller, R.A. (2019). The global distribution and trajectory of tidal flats. *Nature*, 565(7738):222–225. https://doi.org/10.1038/s41586-018-0805-8

Moller, I., Kudella, M., Rupprecht, F., Spencer, T., Paul, M., van Wesenbeeck, B.K., Wolters, G., Jensen, K., Bouma, T.J., Miranda-Lange, M., and Schimmels, S. (2014). Wave attenuation over coastal salt marshes under storm surge conditions. *Nature Geoscience*, 7(10):727–731. https://doi.org/10.1038/ngeo2251

Nambu, R., Saito, H., Tanaka, Y., Higano, J., and Kuwahara, H. (2012). Wave actions and topography determine the small-scale spatial distribution of newly settled asari clams *ruditapes philippinarum* on a tidal flat. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 99:1–9. https://doi.org/10.1016/j.ecss.2011.11.010

Paarlberg, A.J., Knaapen, M.A., de Vries, M.B., Hulscher, S.J., and Wang, Z. (2005). Biological influences on morphology and bed composition of an intertidal flat. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 64(4):577–590. https://doi.org/10.1016/j.ecss.2005.04.008

Passeri, D.L., Hagen, S.C., Medeiros, S.C., Bilskie, M.V., Alizad, K., and Wang, D. (2015). The dynamic effects of sea level rise on low-gradient coastal landscapes: A review. *Earth's Future*, 3(6):159–181. https://doi.org/10.1002/2015EF000298

Saintilan, N., Khan, N.S., Ashe, E., Kelleway, J.J., Rogers, K., Woodroffe, C.D., and Horton, B.P. (2020). Thresholds of mangrove survival under rapid sea level rise. *Science*, *368*(6495), 1118-1121. https://doi.org/10.1126/science.aba2656

Shepard, C.C., Crain, C.M., and Beck, M.W. (2011). The protective role of coastal marshes: a systematic review and meta-analysis. *PloS one*, 6(11):e27374. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0027374

Shi, B., Yang, S.L., Temmerman, S., Bouma, T., Ysebaert, T., Wang, S., Zhang, Y., Wu, J., Yang, H., Zhang, L., Zuo, L., and Ping Wang, Y. (2021). Effect of typhoon-induced intertidal-flat erosion on dominant macrobenthic species (*Meretrix meretrix*). Limnology and Oceanography, 66(12):4197-4209. https://doi.org/10.1002/lno.11953

Temmerman, S., Meire, P., Bouma, T., Herman, P., Ysebaert, T., and De, V.H. (2013). Ecosystem-based coastal defence in the face of global change. *Nature*, 504:79–83. https://doi.org/10.1038/nature12859

Van Belzen, J., Fivash, G.S., Hu, Z., Bouma, T.J., and Herman, P.M.J. (2022). A probabilistic framework for Windows of Opportunity: the role of temporal variability in critical transitions. Accepted by Journal of the Royal Society Interface.

Van Dam, G., Koks, L., and van Stichelen, K. (2008). Buitendijks natuurherstel in de Westerschelde Verkenning naar mogelijke gebieden en maatregelen (Report No. GD/08187/1480/C). Provincie Zeeland.

Van der Wegen, M., and B. E. Jaffe (2014), Processes governing decadal-scale depositional narrowing of the major tidal channel in San Pablo Bay, California, USA, J. Geophysical Research Earth Surface, 119, 1136–1154, doi:10.1002/2013JF002824.

Wang, Z., Van Maren, D., Ding, P., Yang, S., Van Prooijen, B., De Vet, P., Winterwerp, J., De Vriend, H., Stive, M., and He, Q. (2015). Human impacts on morphodynamic thresholds in estuarine systems. *Continental shelf research*, 111:174–183. https://doi.org/10.1016/j.csr.2015.08.009

Willemsen, P.W.J.M., Borsje, B.W., Hulscher, S.J.M.H., der Wal, D.V., Zhu, Z., Oteman, B., Evans, B., Moller, I., and Bouma, T.J. (2018). Quantifying Bed-level Change at the Transition of Tidal Flat and Salt Marsh: Can We Understand the Lateral Location of the Marsh Edge? *Journal of Geophysical Research: Earth Surface*, 123(10):2509–2524. https://doi.org/10.1029/2018JF004742

Yang, S.-L., Friedrichs, C.T., Shi, Z., Ding, P.-X., Zhu, J., and Zhao, Q.-Y. (2003). Morphological response of tidal marshes, flats and channels of the outer Yangtze river mouth to a major storm. *Estuaries*, 26(6):1416–1425. https://doi.org/10.1007/BF02803650

Yang, S.0-L., Li, H., Ysebaert, T., Bouma, T.J., Zhang, W.X., Wang, Y.Y., Li, P., Li, M., and Ding, P.X. (2008). Spatial and temporal variations in sediment grain size in tidal wetlands, Yangtze Delta: on the role of physical and biotic controls. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 77(4), 657-671. https://doi.org/10.1016/j.ecss.2007.10.024

Zhu, Q., Yang, S., and Ma, Y. (2014). Intra-tidal sedimentary processes associated with combined wave–current action on an exposed erosional mudflat, southeastern Yangtze River Delta, China. *Marine Geology*, 347:95–106. https://doi.org/10.1016/j.margeo.2013.11.005

Zhu, Q., Van Prooijen, B. C., Wang, Z. B., Ma, Y. X., & Yang, S. L. (2016). Bed shear stress estimation on an open intertidal flat using in situ measurements. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 182, 190-201. https://doi.org/10.1016/j.ecss.2016.08.028

Zhu, Q., Van Prooijen, B., Wang, Z., and Yang, S. (2017). Bed-level changes on intertidal wetland in response to waves and tides: A case study from the Yangtze river delta. *Marine Geology*, 385:160–172. https://doi.org/10.1016/j.margeo.2017.01.003

Single beam (Echosounder) – aanvullende metingen t.b.v. WP3

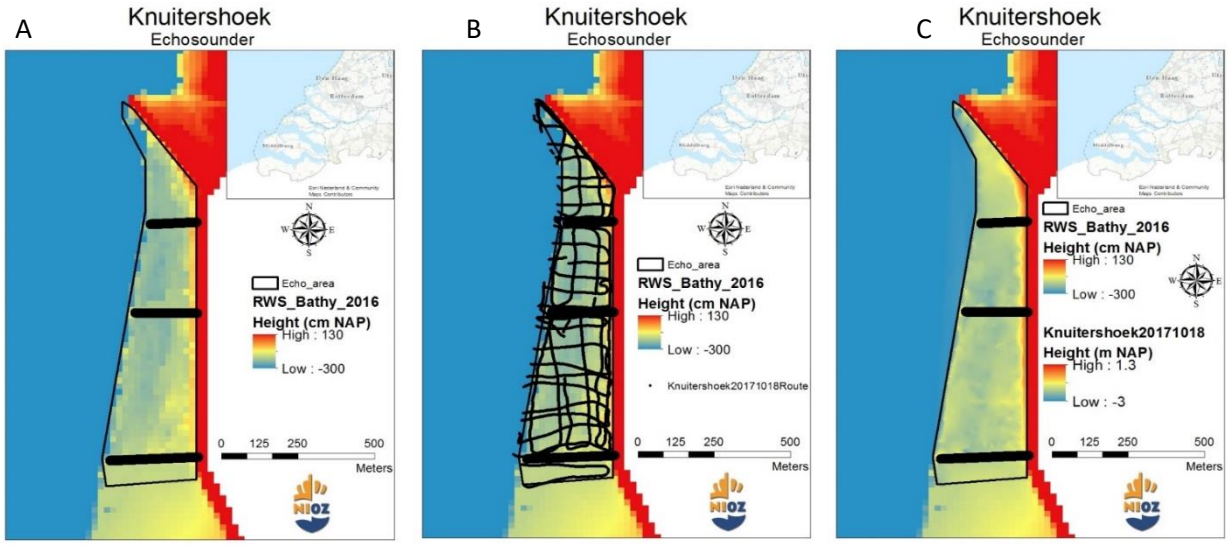
Gezien de opslibbing en het hierbij bedelven van oesterbedden zijn delen van het gebied zeer gevaarlijk geworden om te voet te betreden, hierdoor is een nieuwe methode bedacht om de sediment hoogte te monitoren.

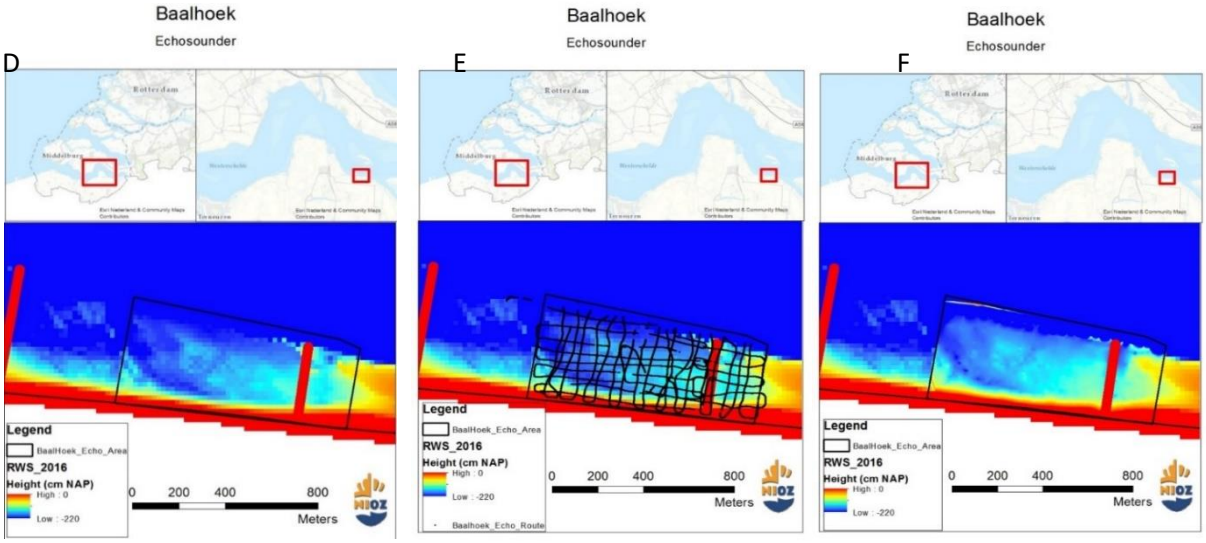
Een instrument dat geluid gebruikt voor het identificeren van objecten in de waterkolom wordt een SONAR (SOund NAvigation and Ranging) genoemd. Actieve sonars produceren zelf specifieke geluidsgolven en analyseren dan de reflectie (echo) hiervan (echosounders). Tot deze groep behoren onder andere de singlebeam en multibeam sonar. Een singlebeam sonar wordt gebruikt om bathymetrische kaarten op te stellen alsook voor onderzoek van vispopulaties en –dynamiek.

Het werkingsprincipe van echosounders komt hierop neer: een projector genereert geluidsgolven en een signaalontvanger of hydrofoon ontvangt de echo hiervan. Wanneer de zender zowel geluidsgolven kan produceren als ontvangen spreekt men van een transducer. Gebaseerd op de reistijd of de energie van de teruggekaatste golven kan respectievelijk de diepte of de materie bepaald worden. Uiteraard worden de resultaten beïnvloed door de uitgezonden frequentie. Zoals de naam doet vermoeden maakt een singlebeam sonar gebruik van één verticaal gerichte akoestische puls (‘ping’). De transducer ontvangt een deel van de echo, waarmee de diepte berekend wordt als de reistijd van de puls. Dit in combinatie met een dGPS kan de hoogte van de bodem zeer nauwkeurig in kaart gebracht worden.

Methode

Geprobeerd wordt om op een vooraf vastgesteld grid (50m) te varen waarbij iedere meter wordt gelogd. Vervolgens worden meetfouten verwijderd en in ArcGIS een geïnterpoleerde (Natural Neighbour) kaart gemaakt.



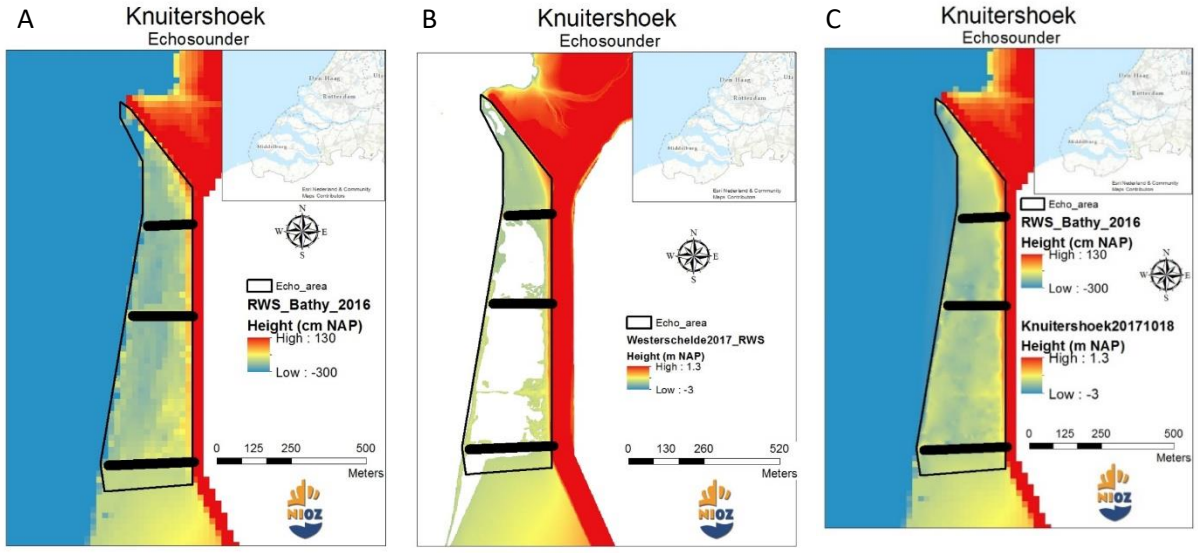


Figuur 106. Methode van single beam meting naar geïnterpoleerde kaart. A en D geven het te meten gebied weer, met als achtergrond een 20 m resolutie kaart van de Bathymetrie meting van Rijkswaterstaat. Op de kaartjes van B en E is de daadwerkelijk gevaren route (in 1 dag) aangegeven. C en F geven de interpolatie met een 1m resolutie weer.

Waarde

Vooral de locatie van Knuitershoek is 'te zacht' om veilig en goed de hoogte met de hand in te lopen (dGPS), hierdoor is ervoor gekozen een single beam aan te schaffen. Voordeel van de single beam methode is dat er in combinatie met een eigen boot flexibiliteit gecreëerd wordt. Hierdoor kan er vier keer per jaar gemonitord worden op de dagen dat de omstandigheden zo ideaal mogelijk zijn. Door het varen in een 50 m grid kan er een kaart met een resolutie van 1 m gerealiseerd worden, waardoor gedurende de seizoenen de hoogte nauwkeurig in kaart gebracht kan worden.

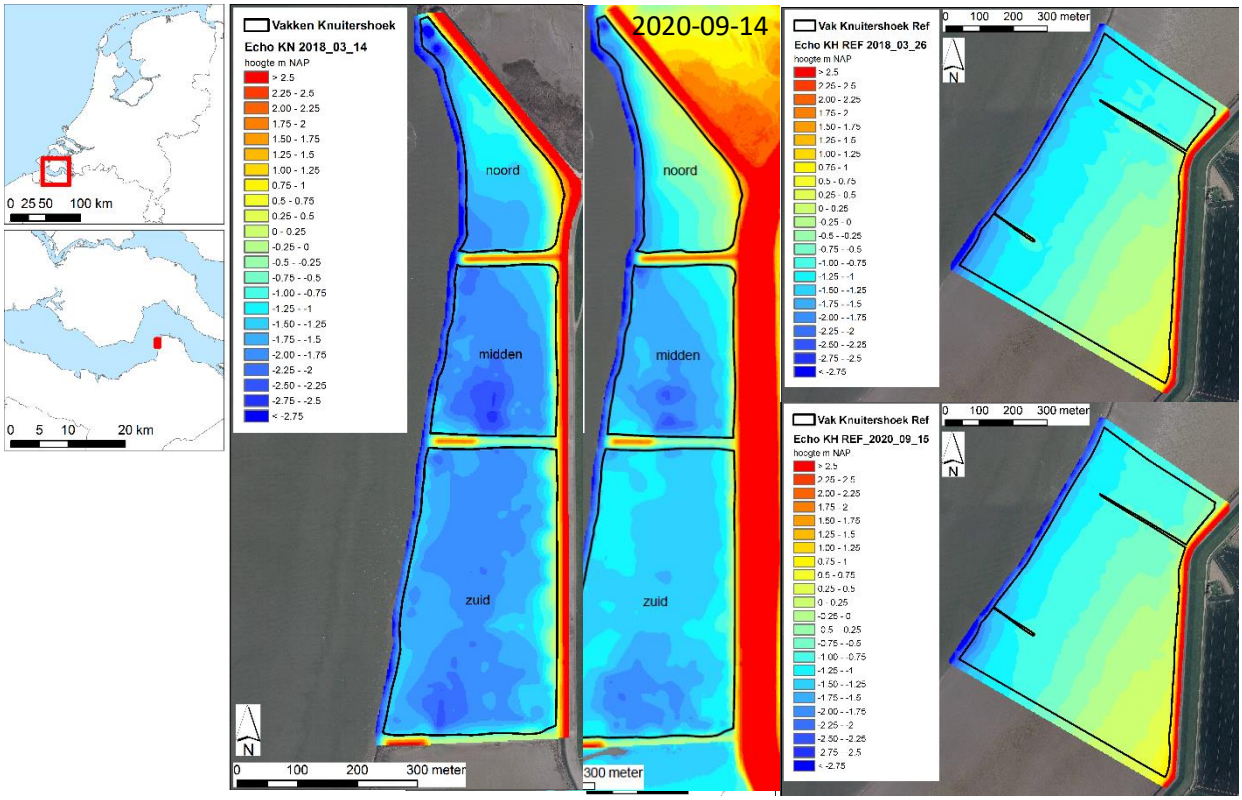
Om een vergelijking te maken met de metingen van Rijkswaterstaat die één keer jaar worden uitgevoerd is dat de bathymetrie meting een resolutie van 20m kan genereren. Het Algemeen Hoogstebestand Nederland (AHN) dat voor de Westerschelde ook ééns per jaar gemonitord wordt heeft wel een resolutie van 2 meter, maar waar water blijft staan (zie Figuur 107B) kan geen data

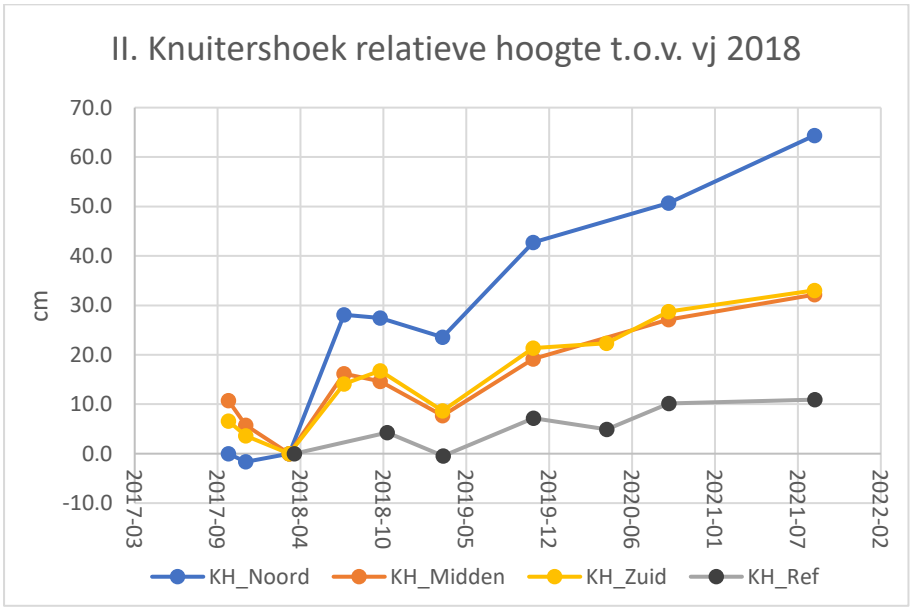


Figuur 107. Meerwaarde single beam/echosounder. A geeft RWS-bathymetrie meting met een 20m resolutie weer. B komt uit het AHN (2m resolutie), maar water = geen data. C is single beam met een 1 m resolutie die 4 keer per jaar gemonitord wordt.

Resultaten Knuitershoek

Dit is de tijdserie van drie dataset ingevaren in het najaar van 2017 tot 2021. Naast deze opname is ook het referentiegebied ingevaren.

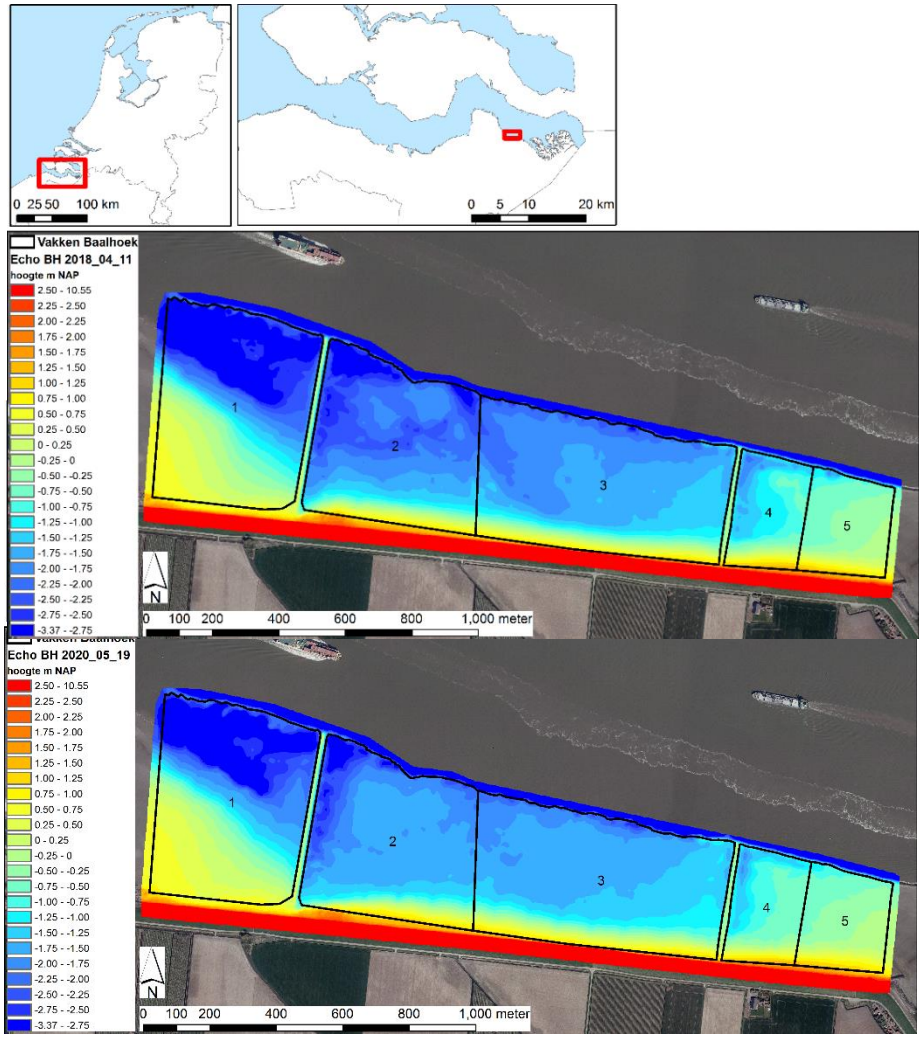


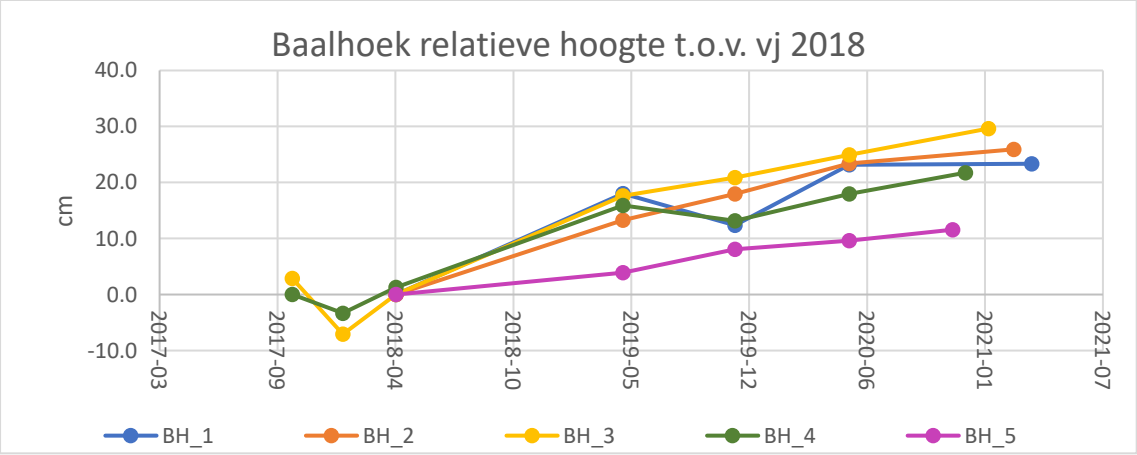


Figuur 108. Single beam resultaten Knuitershoek 2018-03-14 en 2020-09-14. Duidelijke sedimentatie tussen de nieuwe strekdammen zichtbaar, waarbij in het noorden de uitvloeiing van strandje goed zichtbaar is. Daarnaast is de sedimentatie (van fijn materiaal) in het Noordoostelijke deel van middelste strekdammen gebied zichtbaar. Referentiegebied blijft zoals verwacht vrij stabiel qua hoogte. Dit wordt bevestigd door grafiek II, hier wordt de gemiddelde hoogte per 'vlak' weergegeven op de momenten van inwinning van de data

Resultaten Baalhoek

Lopende tijdserie van single beam te Baalhoek met resultaten van drie opeenvolgende jaren. Vanaf begin 2018 is het gebied twee keer zo groot, keuze is gemaakt om een extra vaardag in te plannen zodat het 'hele' gebied in kaart wordt gebracht.

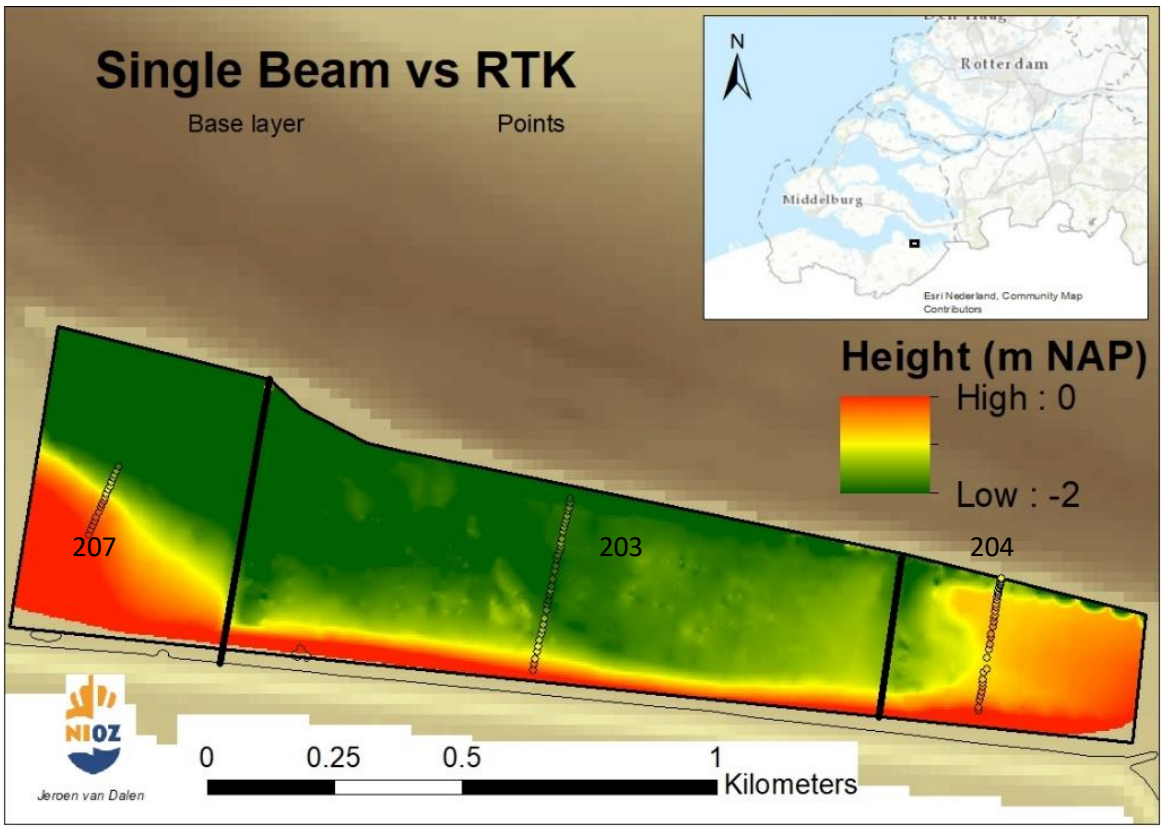




Figuur 109. Resultaten van single beam meting van Baalhoek op 2018-04-11 en 2020-05-19, met daarbij de via de echosounder verkregen cumulatieve sediment hoogte vanaf 2017.

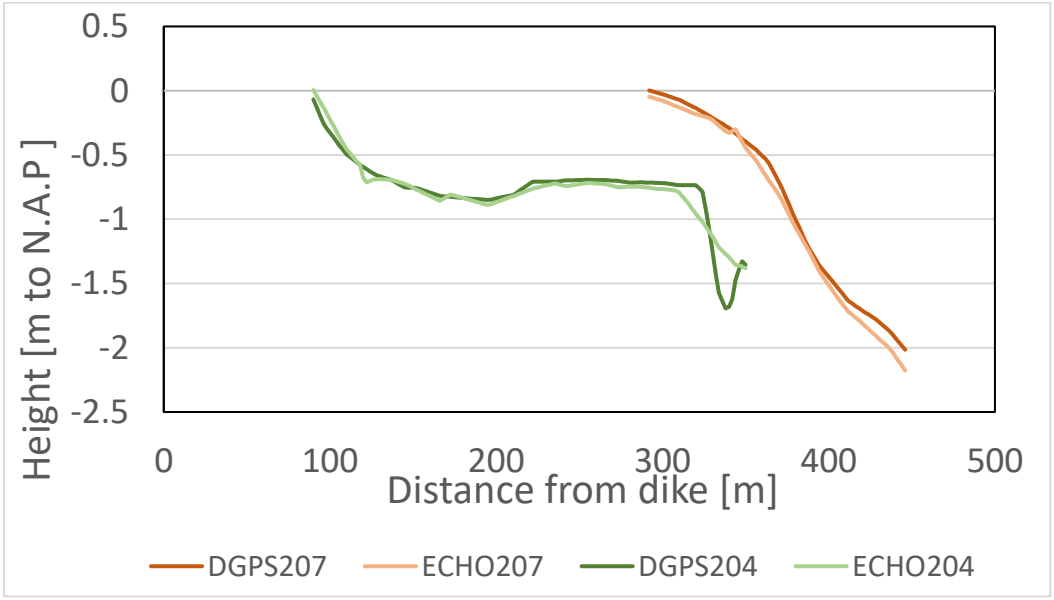
Validatie

Uit een eerste vergelijking tussen de Echosounder en gemeten dGPS (RTK) transecten blijkt dat bij een punt vergelijking de gemiddelde afwijking 5 cm bedraagt.



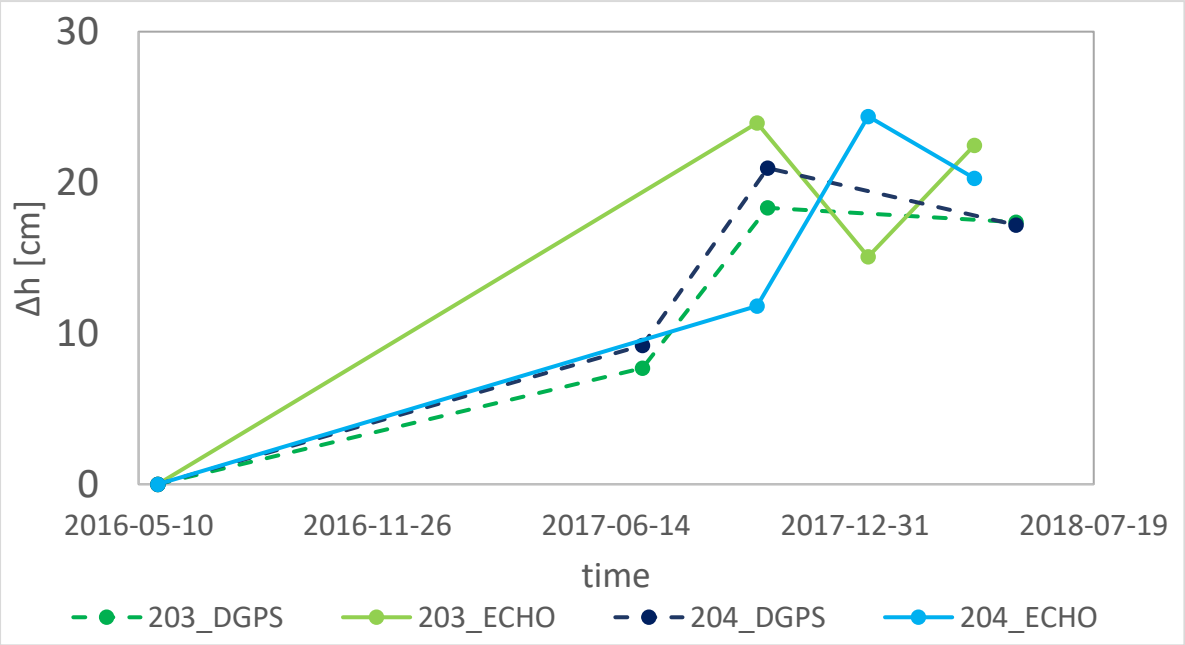
Figuur 110. Vergelijking Single beam (2018-03-11) en RTK transect (2018-05-18) te Baalhoek waarbij in beide metingen de resultaten van de diepte (range 0; -2 m NAP) in dezelfde kleur weergegeven worden

In Figuur 110 is de vergelijking gemaakt tussen de meetmethoden van hand-held dGPS (RTK) en single beam van een boot. Waarden zijn geëxtrapoleerd uit geïnterpoleerde echosound kaart op exact dezelfde x, y coördinaten als transect.



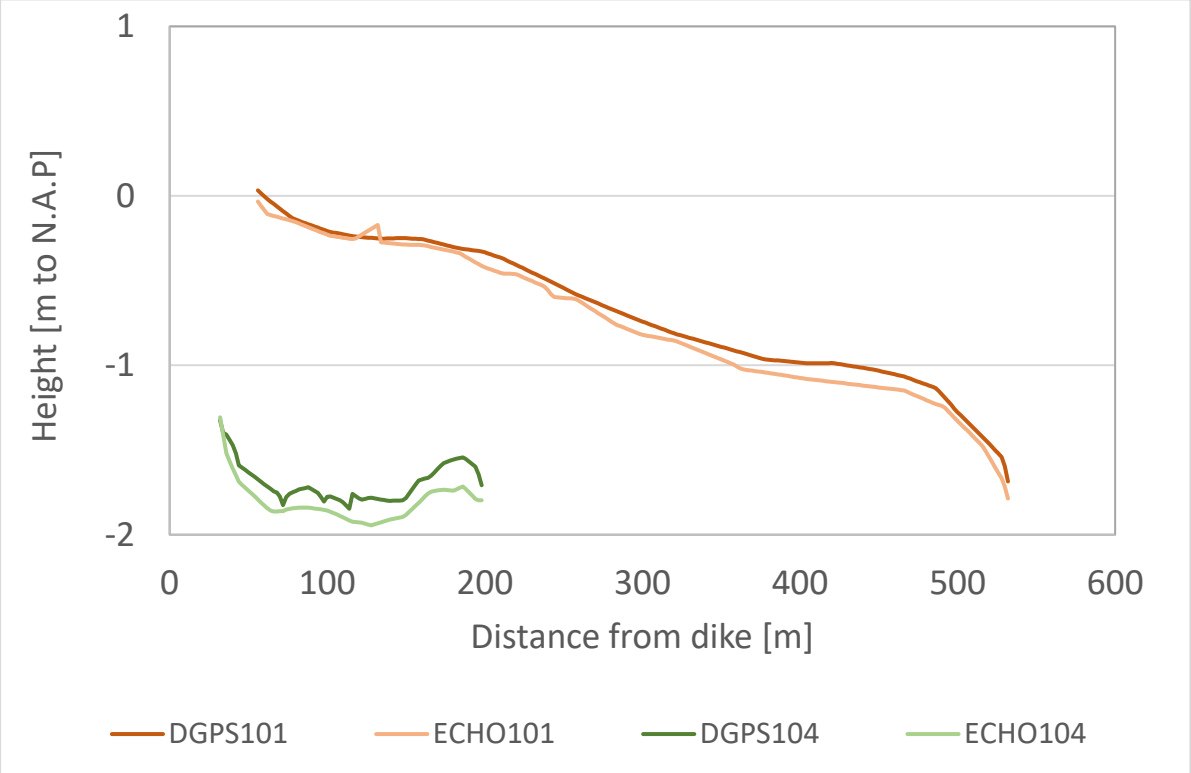
Figuur 111. Vergelijking van RTK (dGPS = 2018-05-11) en echosounder/single beam (2018-04-10) van twee transecten te Baalhoek.

In Figuur 112 zijn dezelfde methoden van 2 transecten weergegeven in cumulatieve waardes.



Figuur 112. Vergelijking van RTK (dGPS = 2018-05-11) en echosounder/single beam (2018-04-10) van twee transecten te Baalhoek. Resultaten zijn weergegeven in cumulatieve getallen ten opzichte van T0 = 2016-05-10.

Voor Knuitershoek is dezelfde vergelijking gemaakt, in onderstaande Figuur 113 zijn hiervan de resultaten te zien.

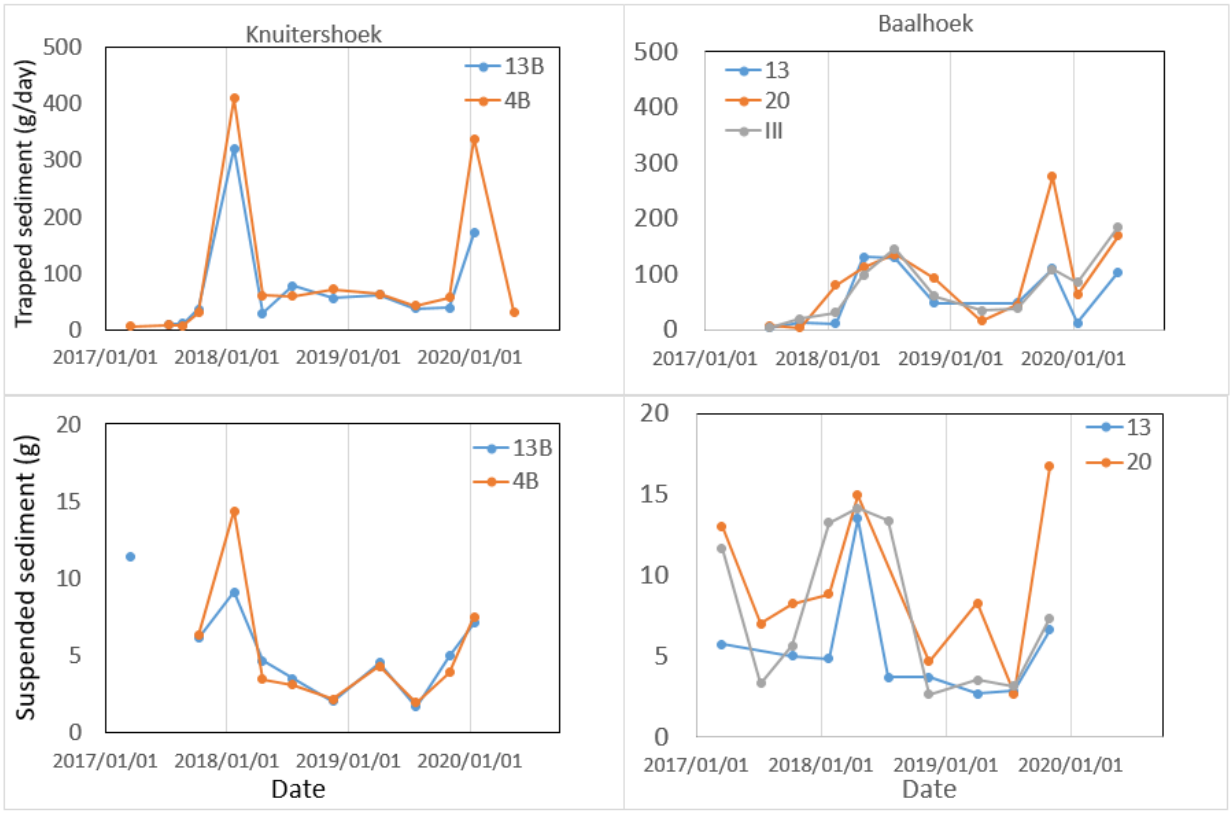


Figuur 113. Vergelijking van RTK (dGPS = 2018-05-16) en echosounder/single beam (2018-03-14) van twee transecten te Knuitershoek. Hierbij is de donkerdere lijn de handheld RTK-meting en de gestippelde lijn het verschil tussen deze en meting met de single beam.

Sedimentvallen en OBS-meting (mede ten behoeve van WP5)

Deze metingen worden uitgevoerd om het sediment transport en maximaal sedimentatie potentiaal te kwantificeren. Data moet hiervan ook nog geanalyseerd worden, maar uit visuele opnamen is duidelijk dat er sedimentatie plaats vindt.

Figuur 114. OBS en sediment val



Figuur 115. Resultaten van gesuspendeerd sediment en daadwerkelijk neerslaand/gevangen sediment te Knuitershoek (13B en 4B) en Baalhoek (13, 20 en III), zie Figuur 73 voor exacte locaties.

Appendix IV

Interactie sediment kwaliteit en ecologie

Lauren Wiesebron, Tim Grandjean, Jeroen van Dalen, Jim van Belzen, Tjeerd Bouma

Dit onderdeel van het rapport wordt gepresenteerd in de vorm van twee wetenschappelijke artikelen met Lauren Wiesebron als eerste Auteur.

Sediment bulk density effects on benthic macrofauna burrowing and bioturbation behavior

Lauren E. Wiesebron[1,a*], Natalie Steiner[1,b], Claudia Morys[1,c], Tom Ysebaert[1,2,d], Tjeerd J. Bouma[1,3,4,e]

[1]Royal Netherlands Institute for Sea Research, Department of Estuarine and Delta Systems (EDS), and Utrecht University, P.O. Box 140, 4400 AC Yerseke, The Netherlands

[2]Wageningen University & Research, Yerseke, The Netherlands

[3]University of Applied Sciences, Vlissingen, The Netherlands

[4]Faculty of Geosciences, Utrecht University, Utrecht, the Netherlands

[a]lauren.wiesebron@nioz.nl, [b]natalie.steiner@nioz.nl, [c]claudia.morys@su.se, [d]tom.ysebaert@nioz.nl, [e]tjeerd.bouma@nioz.nl

[*]corresponding author

Running title: Bulk density effects on benthic macrofauna

Keywords: intertidal mudflat, benthic macrofauna, bulk density, sediment grain size, burrowing behavior, bioturbation

Abstract

Benthic macrofauna are a key component of intertidal ecosystems. Their mobility and behavior determine processes like nutrient cycling and the biogeomorphic development of intertidal flats. Many physical drivers of benthic macrofauna behavior, such as sediment grain size, have been well-studied. However, little is known about how sediment bulk density (a measure of sediment compaction and water content) affects this behavior. We investigated the effect of bulk density on the burrowing rate, burrowing depth, bioturbation activity, and oxygen consumption of bivalves (*Limecola balthica*, *Scrobicularia plana*, *Cerastoderma edule*) and polychaetes (*Hediste diversicolor,* and *Arenicola marina*) during a 29-day mesocosm experiment. We compared four sediment treatments consisting of two sediments of differing grain size classes (sandy and muddy) with two bulk densities (compact and soft).

Overall, bulk density had a strong effect on benthic macrofauna behavior. Benthic macrofauna burrowed faster and bioturbated more intensely in soft sediments with low bulk density, regardless of grain size. In addition, *L. balthica* burrowed deeper in low bulk density sediment. Finally, we found that larger bivalves (for both *C. edule* and *S. plana*) burrowed slower in compact sediment than smaller ones. This study shows that benthic macrofauna change their behavior in subtle but important ways under different sediment bulk densities which could affect animal-sediment interactions and tidal flat biogeomorphology. We conclude that lower bulk density conditions lead to more active macrofaunal movement and sediment reworking.

Introduction

Estuarine intertidal systems are among the most productive ecosystems globally and are responsible for important ecosystem services such as providing coastal protection, carbon sequestration, food production, recreation areas, as well as habitat and nursery grounds for fish and birds (Meynecke et al. 2008, Koch et al. 2009, Barbier et al. 2011, Seitz et al. 2014). At the margins of the land and sea, many factors, both biotic and abiotic, drive the development of these ecosystems (Gray and Elliott, 2009). Benthic macrofauna are a key component of intertidal systems: not only are these animals important prey for birds and fish (Piersma et al., 1993; Zwarts and Wanink, 1993; Bocher et al., 2014), as ecosystem engineers they modify their sedimentary environment (Bouma et al., 2009). Benthic macrofauna–sediment interactions vary considerably in space and time. They depend on species distribution and behavior as well as local environmental conditions such as sediment composition. The strength of these interactions, in turn, underpins the supply of ecosystem services delivered by intertidal ecosystems. Some sediment characteristics, such as grain size and mud content, have been highly investigated for correlation with species occurrence (Thrush et al., 2003; Pratt et al., 2014) and effects on benthic macrofauna behavior (Dorgan, 2015; McCartain et al., 2017). One sediment characteristic that does not have a well-known effect on benthic macrofauna and their behavior is sediment bulk density, an indicator of both sediment compaction and water content (Grabowski et al., 2011), which is the focus of this paper.

By being inversely related to sediment porosity, or the amount of water retained in a waterlogged sediment, bulk density influences the sediment oxygen content, chemistry, and organic matter (Gray and Elliott, 2009; Dowd et al., 2014). Thus sediment bulk density (dry sediment weight per sediment wet volume) is an important characteristic of intertidal geomorphology and describes a measure of sediment compaction which is missing from grain size gradients. The range of bulk density values vary on a regional and local scale. Bulk density tends to increase with grain size (Ysebaert et al., 2005) and sediment strength (Lucking et al., 2017), while it tends to decrease with silt content, erodibility, and organic matter content (Grabowski et al., 2011; Stringer et al., 2016; Joensuu et al., 2018). More compact sandy sediments typically have a bulk density of around 1-2 g cm^{-3} and softer muddier

sediments typically have a bulk density of around 0.2-1.5 g cm^{-3} (Andersen et al., 2005; Grabowski et al., 2011; Stringer et al., 2016). However, sediments with similar grain size composition can have a range of bulk densities due to different water contents (e.g. Widdows et al. 2007, Soares & Sobral 2009). At very low bulk densities, the sediment is viscous and more akin to a fluid (Grabowski et al., 2011). These conditions are found in many systems worldwide, in particular mangroves (Stringer et al., 2016) and intertidal mud flats (Walles et al. 2017). Furthermore, sediment bulk density tends to increase with erosion and decrease with sediment deposition (Dyer et al., 2000). Besides long-term erosion and sedimentation trends, intertidal flats experience short-term bed-level variation which differs between sites of contrasting wave exposure (Hu et al., 2017). These bed-level trends may contribute to the variation of sediment bulk density over several temporal and spatial scales in estuarine areas. Though bulk density is an important biogeomorphological characteristic of intertidal sediments, we still do not understand how significant this characteristic is for determining benthic macrofauna organism-sediment interactions.

Macrofauna's mixing of sediment, or bioturbation, typically affects parameters like sediment permeability, grain size, and erodibility (Volkenborn et al., 2009; Kristensen et al., 2013; Harris et al., 2016), and also drives many biogeochemical processes of tidal flats (Kristensen 1988, Gray & Elliott 2009). Sediment mixing by benthic macrofauna increases sediment permeability, which plays a vital role in nutrient cycling by driving the circulation of oxygen and nutrients below the sediment surface (Aller, 1994; Thrush et al., 2006). Though benthic macrofauna can move laterally by crawling through the sediment (e.g. *H. diversicolor* (Aberson et al., 2011) and *C. edule* (Richardson et al., 1993)) animals usually avoid crawling at the sediment surface since it exposes them to predation (Ens et al., 1997). In this study we focus on vertical sediment mixing which is produced mainly by burrowing and deposit feeding (Kristensen et al., 2012). The mode of mixing is important for determining what kind of ecosystem services the organisms provide. Local mixing, or biodiffusion (Boudreau, 1986a), such as by *C. edule*, can discourage the build-up of fine mud (Montserrat et al., 2008) and oxygenate the top sediment layers (Mermillod-Blondin et al., 2004). Non-local mixing, where surface particles are transported from depth to the surface and vice versa (Boudreau, 1986b), such as by the polychaete *H. diversicolor*, transports particles faster and deeper in the sediment, which creates new habitat for deeper living organisms (Gray & Elliott 2009), thus increasing biodiversity (Sturdivant and Shimizu, 2017). Moreover, non-local mixing also facilitates biogeochemical processes such as denitrification and permanent burial of pollutants (Mermillod-Blondin et al., 2004).

While macrofauna drive tidal flat biogeomorphology and biogeochemistry through their movement behavior, they also change their behavior under different sediment conditions. Many studies have shown that sediment properties determine macrofauna behavior, for example, *Macomona liliana* decreases its siphon movement in cohesive muddy sediment compared to sandier sediment (McCartain et al., 2017), which could have consequences for sediment permeability and oxygen flow. While the effects of some sediment characteristics, like sediment grain size, on behavior have been well-studied, bulk density effects have not. Studying how macrofauna change their behavior under different bulk densities will help better understand how sediment conditions affect the ecosystem functioning of benthic macrofauna and thus the biogeochemistry and biogeomorphology of tidal flats.

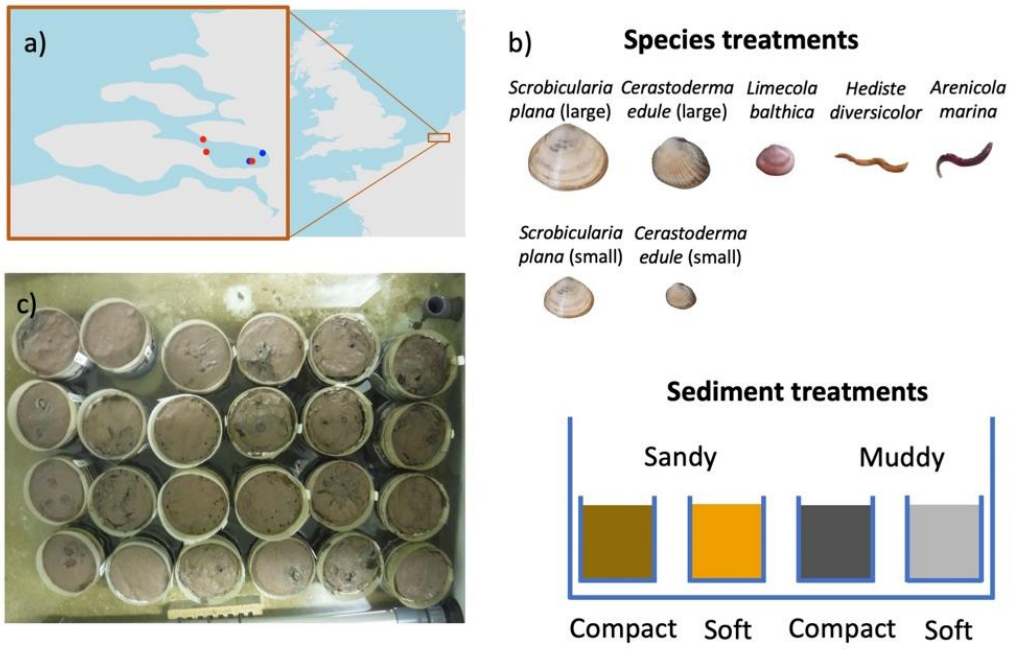
The objective of this study was to investigate how five dominant and functionally different bivalve and polychaete species modify their burrowing and bioturbation behavior under different bulk densities. We hypothesized (1) that both bivalves and polychaetes would have lower mobility (slower burrowing speed, shallower burrowing depth, less active bioturbation) in more compact sediments, (2) that bulk density would have a similar effect on benthic macrofauna behavior in both sandy and muddy sediment, and (3) that larger bivalves would be slower and less active in higher bulk density sediments

than the smaller and younger ones, due to greater biomass hampering their mobility. To test our hypotheses, we performed a mesocosm experiment where we subjected three bivalve species (*Limecola balthica*, *Scrobicularia plana*, and *C. edule*) and two polychaete species (*Hediste diversicolor* and *Arenicola marina*) to four sediment treatments of varying bulk density and mud content. We measured the following indicators of movement behavior: burrowing speed, burrowing depth, bioturbation activity and respiration rates. We selected the species based on their dominant prevalence in the Scheldt intertidal (Cozzoli et al., 2013) as well as their functional differences. In particular, the five species covered the different bioturbator types (Tabel 15).

Tabel 15. Overview of all 'species-types' and their traits per experimental block, including two size classes for C. edule and S. plana, plus a control treatment.

Species	Feeding trait	Mobility	Sediment reworking	Sediment preference	Size class (mm)	Animal number per pot
Cerastoderma edule	Suspension feeder[1]	Slow movement through sediment[1]	Surficial biodiffusor[6]	Sandy (median grain size 125 um)[9]	small: 8-13; large: 14-25	2
Limecola balthica	Surface deposit feeder[1]/Suspension feeder[3]	Limited movement[1]	Surficial biodiffusor[6]/ Conveyor[5]	Mixed sandy/muddy (median grain size 100 um)[10]	10-14	5
Scrobicularia plana	Surface deposit feeder[1]/Suspension feeder[4]	Limited movement[1]	Surficial biodiffusor[6]/ Conveyor[7]	Muddy (median grain size 75 um)[10]	small: 28-34; large: 38-43	1
Hediste diversicolor	Omnivore[1]	free movement via burrow system[1]	Gallery biodiffuser[6]	Very muddy (median grain size 25 um)[10]	40-100	3
Arenicola marina	Sub-surface deposit feeder[2]	limited movement via burrow system[2]	Up/downward conveyor[8]	Sandy (median grain size 175)[8]	25- 55	5
Controls						0

The main ecological traits for all species used in the experiment are listed. Species traits from literature: feeding and mobility trait (Van Colen et al. 2012[1]; Riisgård and Banta 1998[2]; Olafsson 1986[3]; Orvain 2005[4]), sediment reworking (Morys et al. 2017[5], Queirós et al. 2013[6], this study[7], Gerino et al. 2003[8]), sediment preference (Ysebaert et al. 2002[9], Van Colen et al. 2014[10]).



Figuur 116. Map of our study area in the Scheldt (a) with points of sediment collection (blue) and macrofauna collection (red). Experimental design (b) with (upper panel) seven species treatments, four of which were C. edule and S. plana size classes, and (lower panel) four sediment treatments. We had six replicates for each sediment – species combinations. An picture of the sediment cores in a tidal tank halfway through the experiment is shown in (c) with visible surface rugosity from bioturbation and animal movement.

Methods

Experimental design

We designed a mesocosm experiment in which three bivalve species (*Limecola balthica*, *Scrobicularia plana*, and *Cerastoderma edule*) and two polychaete species (*Hediste diversicolor* and *Arenicola marina*) were subjected to two crossed bulk density (dry sediment weight per sediment wet volume) and sediment grain size treatments (Figuur 116b). Our four treatments were: compact-sandy (CS), soft-sandy (SS), compact-muddy (CM), and soft-muddy (SM) (see Table 2 for sediment characteristics). We used two sediment grain sizes to cover a larger part of the range of bulk densities observed in the Scheldt intertidal, as well as to test the interaction between sediment bulk density and grain size on animal behavior. We prepared the treatments from two sediments collected from intertidal flats in the Eastern Scheldt estuary (Figuur 116). The sandier sediment was collected at the Oesterdam (51.466700, 4.221389) and the muddier sediment was collected from Prosperhaven (51.490305, 4.259167) nearby. Both were collected several months before the start of the experiment and were stored in outdoor closed bins. The sandier sediment was drained and passed through a large (5 mm) sieve before use. The sticky consistency of the muddy sediment did not allow it to be passed through a sieve, therefore we removed the larger fragments, such as shells, by hand. We incorporated seawater (amount equaling 7% of the sediment weight for compact high bulk density treatments and 15% for soft low bulk density treatments) into the sifted sediments with a standing industrial mixer the day before we added the animals (See Tabel 16 for resulting sediment characteristics). The sediment was mixed in batches of 5 kg for at least five minutes to ensure the mixture was homogenous. The sediment was placed in pots made from a sawed-off PVC pipe (height 12 cm, diameter 11.5 cm). Each PVC pipe was capped off on the bottom with a removable plastic cap and lined with a plastic bag to prevent water loss. We encircled the brims of the pots with mesh (1 mm mesh size) that extended 2 cm above the high tide height to keep the animals contained to their unit. The pots were filled to 0.5 cm below the brim and placed in the mesocosm tanks.

The experiment was conducted in ten tidal tanks in a climate-controlled room where the water was kept at 18 ºC, the same temperature as the Eastern Scheldt in July 2018 when the experiment was carried out. Each tidal tank was composed of two 1.2 m by 0.8 m tanks stacked on top of each other. Unfiltered water from the Eastern Scheldt estuary was pumped from the bottom tank up to the top tank to simulate tidal conditions. High tide conditions (5 cm water above experimental units) lasted six hours and occurred twice a day. We changed the water once a week, and in addition to the nutrients contained in the raw Eastern Scheldt water, we fed the animals with an algal concentrate (Shellfish Diet from Reed Mariculture) 5 mL per tank twice per week.

We had eight experimental blocks composed of two polychaete species, three bivalve species with two size classes for *S. plana* and *C. edule*, and controls without animals (Tabel 15). We collected the animals at three sites in the Eastern Scheldt: *A. marina* were collected at the Oesterdam (51.46670, 4.22139), *C. edule* and *L. balthica* were collected at Dortsman (51.543678, 4.055841), and *S. plana* and *H. diversicolor* were collected in Yerseke (51.489245, 4.057288), three days to 24 hours before the start of the experiment and stored in a tidal tank in the mesocosm (Fig. 1a). Each block was replicated six times for each sediment treatment. Thus, we had 24 units for each species/size block, resulting in a total experiment of 8 x 24 = 192 units (see details in Tabel 15).

All the animals used occurred naturally in the two sediments we used for the experiment (see Cozzoli et al 2013 for biomass probability distribution in the Scheldt depending on grain size for *C. edule*, *L. balthica*, *H. diversicolor*, and *A. marina*; see probability distribution for *S. plana* depending on grain size in Van Colen et al., 2014). *A. marina* was the only species placed in unnatural conditions (muddy sediment) not found in the field. Not unexpectedly, *A marina* had low survival in the muddy sediment treatment, especially the compact-muddy treatment. There was some low mortality for *H. diversicolor* (See Results 3.1) but this was not linked to any sediment treatment. We recorded no mortality in the bivalves.

The units were divided randomly into the ten tidal tanks (24 per tank) to minimize a tank effect. We used realistic but low animal densities to avoid competition for space and food resources. The realistic densities also allowed us to obtain realistic behavioral responses from the animals. Thud, the number of animals per core varied between species, which means that responses and animal abundances were colinear. The number of animals per pot were one *S. plana*, two *C. edule*, five *L. balthica*, five *A. marina*, and three *H. diversicolor*. We only compared the magnitude of the species effect between size class treatments (i.e. small and large *C. edule* and *S. plana*). Though the abundances varied per species, the biomass per pot was roughly similar.

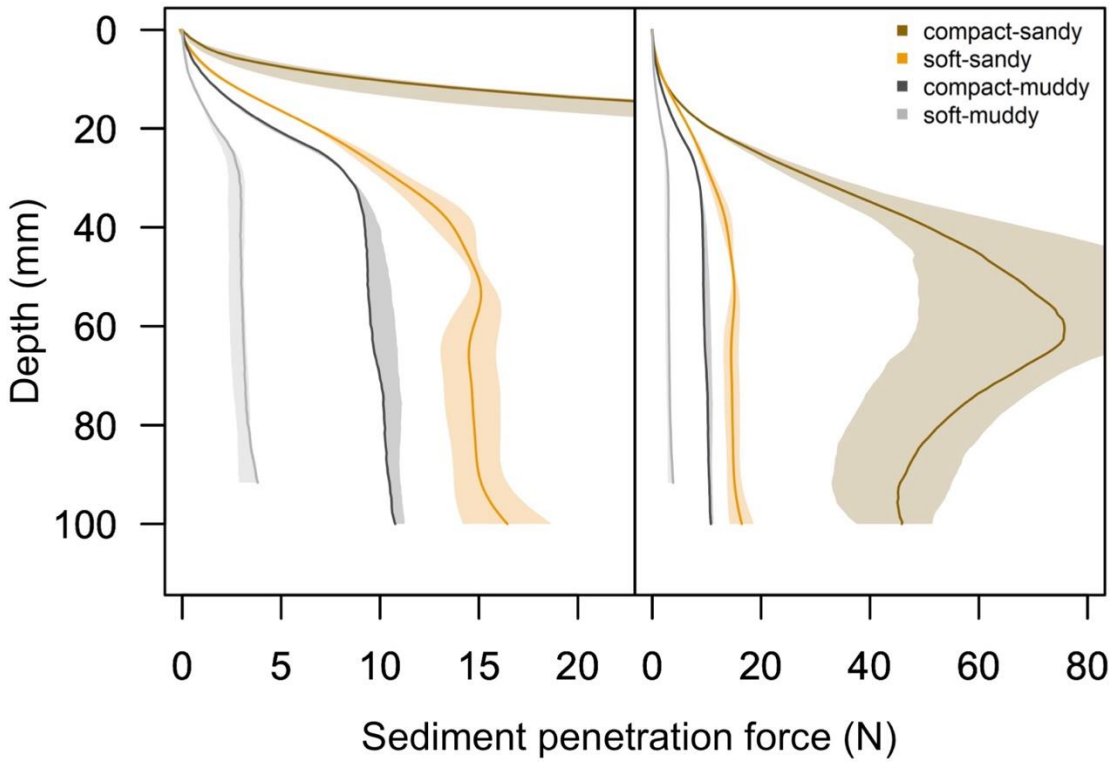
Sediment characterization

We prepared 24 extra cores to take bulk density and sediment penetration resistance measurements to determine whether the sediment treatments changed over the course of the experiment. The cores were placed in a separate tidal tank in the same climate room as the experiment. We used a universal testing machine (Instron, Maryland, USA) to measure sediment penetration resistance, or the amount of pressure necessary to compress the sediment. The universal testing machine measures the load as a crosshead penetrates the sediment and extends to the bottom of the sediment core at a constant speed (Bokuniewicz et al., 1975). To measure bulk density (dry sediment weight per sediment wet volume), we determined the water content of a fixed volume of sediment which was collected using a cut-off syringe and weighed before and after freeze-drying for 48 hours. We took penetration resistance and bulk density measurements of the different sediment treatments after twelve hours, one week, two weeks, and at the end of the experiment. The four sets of cores were only used for each set of measurements once because the sampling for bulk density destroys the core.

While the penetration resistance changed over time, there was no overlap in penetration resistance profiles between the four treatments by the end of the experiment (Figuur 128). The bulk densities of the four treatments remained significantly distinct from each other over the course of the experiment, $F(3,80) = 649$, $p < 0.001$, and post hoc Tukey test $p < 0.008$ for all treatment comparisons. In addition, the inclusion of the measurement date in the linear model evaluating treatment effects on sediment bulk density did not improve the model fit, $F(1,79) = 0.001$, $p = 0.97$, indicating that the sediment bulk densities did not change between the beginning and end of the experiment.

Tabel 16. Median values for sediment characteristics (median grain size, grain size composition, water content, bulk density, penetration resistance as measured by a universal testing machine (Instron, Maryland, USA) for the four sediment treatments.

Sediment characteristic	compact-sandy	soft-sandy	compact-muddy	soft-muddy
Median grain size (µm)	108	106	44	43
Coarse sand (0.5-1mm) (%)	2.23	3.49	0.26	0.21
medium sand (0.25-0.5 mm) (%)	17.35	17.31	2.22	2.79
fine sand (0.125-0.25 mm) (%)	25.88	24.4	10.78	11.07
very fine sand (0.062- 0.125 mm) (%)	16.66	15.74	24.09	22.85
Silt (0.004-0.062 mm) (%)	38.02	39.18	62.94	63.36
Water content (%)	17.87	21.94	47.39	53.14
Bulk density (g cm^{-3})	1.32	1.25	0.67	0.59
penetration resistance (N)	25053	1058	799	264



Figuur 117. Mean sediment penetration force profiles and 95% confidence intervals as measured by the universal testing machine for the four sediment treatments, with 95% confidence intervals encompassing the beginning and end of the experiment. We present a panel with a reduced x-axis scale on the left to show the details of the soft-sandy, compact muddy, and soft-muddy sediment treatments, and we present a panel with a full x-axis scale on the right to show the extent of the compact-sandy sediment profile. Note that the resistance of the compact-sandy treatment is an order of magnitude greater than the other three treatments and that in the right plot the profile for the compact-sandy sediment is scaled to 1/5 of the original sediment penetration force to fit into the plotting area.

Process measurements: burrowing rates

Burrowing rates of bivalves were monitored by counting the animals still present at the sediment surface shortly after the start of the experiment and then every twelve hours until they were all buried, after two days. This method worked well for the bivalves, but not for the fast burrowing polychaetes as they burrowed almost immediately. Hence, we performed an additional short experiment to investigate how bulk density impacted the burrowing ability of polychaetes. We prepared four sediment treatments with different bulk densities from the sandy sediment by adding in seawater at 2%, 10%, 15%, and 25% of the sediment weight and homogenizing with the standing cement mixer. The four sediment treatments had average bulk densities of: 1.35, 1.31, 1.26, 1.22 g cm^{-3}. We then added the sediment to empty pots in the same way as we did for the cores in the mesocosm. We placed six *A. marina* or six *H. diversicolor* on the sediment surface and recorded how many animals were still visible at thirty second intervals. We repeated the experiment twice for each species/sediment combination.

Process measurements: metabolic activity

We performed oxygen incubation experiments to test whether different sediment characteristics affected macrofaunal metabolic activity. The incubation experiments were run 24 days after the experiment had begun so that the animals had acclimated to the different sediment conditions. We performed the oxygen consumption experiments with three replicates each for: the controls, H. diversicolor, L. balthica, both size classes of S. plana, and the large C. edule. We could not perform the oxygen consumption experiments on all species blocks because of equipment limitations. The experiment consisted of a water bath containing capped PVC tubes filled with Eastern Scheldt water. We placed each core into the larger PVC tube. The cores descended into the tube slowly and the surfaces of the sediment were not disturbed. We oxygenated the water to raise the oxygen content until it was near saturation and sealed the cores with a custom cap. The cap included a stirrer to homogenize the entire water column's oxygen content. We then measured the amount of oxygen in the water over time using a firesting sensor (see Braeckman et al. 2014 for oxygen incubation method). The experiments ran for at least 5 hours and we did not allow the oxygen level to descend below 60%. There was a possibility that differences in respiration rates between cores could have been due to animal death, however, all the bivalves used in the oxygen incubation experiments were alive at the end of the 29 days. H. diversicolor experienced low mortality, but without a sediment treatment effect.

Process measurements: sediment mixing

To better understand how the sediment treatments would affect animal bioturbation activity and the resulting sediment mixing, we added luminophores (Environmental Tracing Systems, UK) to the sediment cores, which are inert natural sediment particles dyed with luminescent paint used to track bioturbation (Gerino et al., 2003; Solan et al., 2004). Luminophores are widely used as a non-toxic tracer to study sediment mixing by benthic animals as small amounts do not affect the animal behavior and do not harm the animals (Maire et al., 2008). We made frozen sediment disks following our standard procedure for mixing the sediment treatments but replaced ten percent of the sifted sediment with luminophores. We added one 0.5 cm thick disk to the top of all cores after the animal had burrowed in to avoid recording the initial burrowing movement as bioturbation activity. Some of the large *S. plana* never burrowed and so we added the luminophores on top of them.

After 29 days, we processed the experiment. We sliced the cores once lengthwise to obtain a vertical profile of luminophore incorporation into the sediment. These profiles show the total amount of mixing that was done by the animal over the course of the experiment, thus representing the time-integrated outcome. As we were not using the luminophores to model bioturbation intensity, a single lengthwise slice was sufficient for our purposes of investigating the sediment treatment effect on bioturbation activity and mixing mode. In addition, the lengthwise slicing allowed us to recover the animals intact for subsequent physiological measurements. As a consequence of the vertical slicing, we may in some cases have underestimated bioturbation activity if a burrow did not traverse our slice. However, we compensated for possible underestimation by averaging the profiles over six cores for each species-sediment combination. This allowed us to obtain a general estimate of the bioturbation patterns.

To count the luminophores as a function of depth we photographed the two halves of the core under a blacklight using a digital mirror-reflex camera (Canon EOS 1100d) attached to a tripod. The pictures (2848x4247 pixels) were analyzed using a custom ImageJ (Fiji) script. In this process, the red layer of an RGB filter was used to highlight the magenta colored luminophores. The brightness value (125-255) was used to select luminophores from other pixels. We estimated bioturbation activity by counting the luminophore pixels in the pictures of the halved cores by 0.5 cm layer, or "bin". The bins had an

area of 10.5 × 0.5 cm, which corresponded to 1722 × 82 pixels. Because one luminophore pixel does not necessarily correspond to a single luminophore grain, we use "luminophore pixels" instead of "luminophore count" as the unit for luminophore quantity throughout the text. The edges of the cores (0.5 cm from the sides and the bottom 1.5 cm) were excluded to avoid skewing our estimates because the plastic lining caused luminophores to accumulate at the sides and bottom of the cores. We used an pixel count value averaged between the two halves of the cores for each bin to get a more robust measure of the luminophore distribution through the sediment. We smoothed the average profiles by species and sediment treatment using local polynomials (R package *KernSmooth* (Wand, 2019)) to better show general patterns in mixing.

When examining the luminophore profiles we looked for subsurface peaks to differentiate between local (biodiffusion) and non-local (advective transport) mixing. Local mixing causes the number of luminophores to decrease exponentially with depth, whereas non-local mixing causes a peak in luminophores at depth. We determined whether there was non-local mixing by examining the depth of maximum values of luminophore pixel counts over a moving depth window. We were interested in how mixing activity might differ close to the surface and at depth, so we isolated the peaks in the diffusion layer (0-4 or 0-6 cm depending on species/sediment treatment) and in the lower part of the core. We compared the depth and intensity of peaks between species and sediment treatments.

Process measurements: burying depth and survival

To measure animal burrowing depth for the bivalves, we recorded the lowest point of the bivalve's position. For the polychaetes, we separated the cores containing polychaetes into 0 to 2 cm, 2 to 5 cm, and 5 to 12 cm layers and sieved each layer and recorded which contained animals. We considered all unrecovered animals as dead.

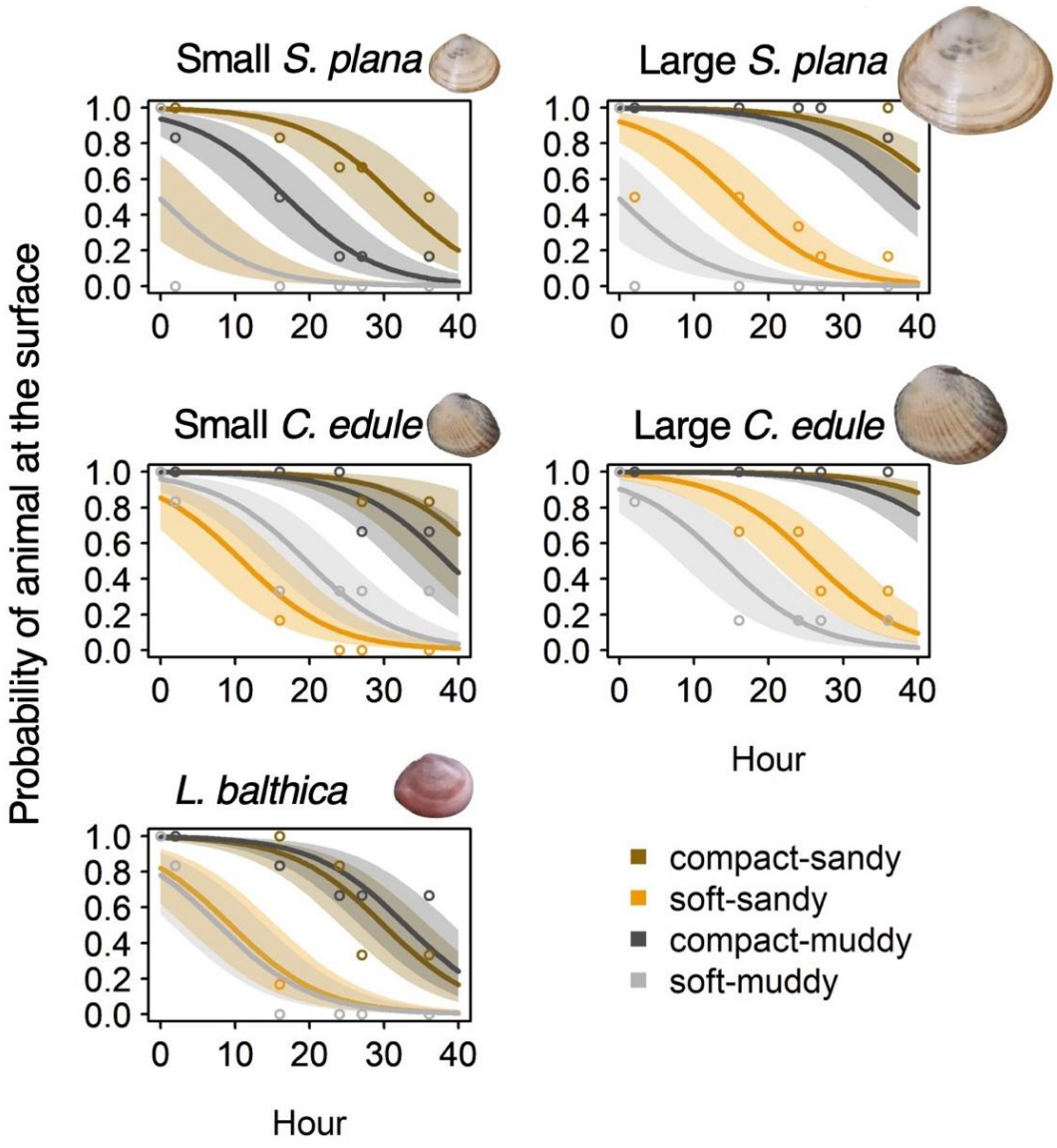
Statistical analysis

We wished to determine the effect of sediment bulk density on the behavioral response of our species. Because we wished to know whether the response to bulk density would be different depending on grain size, we evaluated models with only main effects of the sediment treatment (Response ~ Species + grain size + bulk density) and models that included an interaction between sediment grain size and bulk density (Response ~ Species + grain size × bulk density). Because we wanted to compare the direction of the response between species, we also tested for an interaction between the species and sediment treatments (Response ~ Species × grain size × bulk density). We selected the best models based on Akaike Information Criterion (AIC). We mainly used ANOVAs and logistic regression to evaluate the animal behavioral responses to sediment bulk density. See Table S2 for a summary of the logistic regression model and Table S3 for a summary of the best ANOVA models.

The model fit for all linear regressions and ANOVAs were evaluated using residual plots and qqplots. The logarithm of the dependent variable (i.e. depth and luminophore pixel count) was used when appropriate. For all models, the species treatments included separate categories for the two bivalve size classes. After performing ANOVAs, we used post hoc Tukey tests to compare relevant sediment treatment effects, as well as differences in responses between size classes for *C. edule* and *S. plana*.

We modeled the initial burrowing time of the bivalves using logistic regression. The response variable was the presence of animals at the surface in each unit at each time step. Our model was of the form of: Response ~ Species + grain size + bulk density + hour, with interactions tested as detailed above. We used Wald tests to compare sediment treatment effects and investigate the effect of bivalve size on burrowing speed. We also used logistic regression to examine whether sediment treatment had an effect on polychaete survival and burrowing time.

The oxygen data were analyzed in R (R package *turbo* (K. Soetaert & P. Provoost 2017)). We corrected for the respiration of the microbial community by subtracting the mean control value for each sediment treatment from the values for cores containing animals. We evaluated whether oxygen consumption significantly varied among species, bulk density, and grain size using a three-way ANOVA.



Figuur 118. Logistic regression models of bivalve burrowing showing the probability of a bivalve's presence at the sediment surface over the first 40 hours of the experiment. The results are shown by species and sediment treatment, with best fit line and 95% confidence intervals. Mean observed values per time-step are depicted by open circles.

We performed a three-way ANOVA to test whether there were differences in burial depth among bivalve species and sediment bulk density, and grain size. To satisfy the condition of normality, we excluded zeros (non-buried *S. plana*). To compare polychaete depth strata, we performed a multinomial logistic regression using functions from R package *nnet* (W. Venables & B. Ripley 2002).

Luminophore dispersal was calculated as an indicator for bioturbation intensity by summing the number of luminophore pixels counted in each 0.5 cm depth bin for each luminophore profile. The values of the luminophore dispersal increased when more luminophores were transported into the sediment. The final dispersal values were corrected for the average dispersal values of the controls.

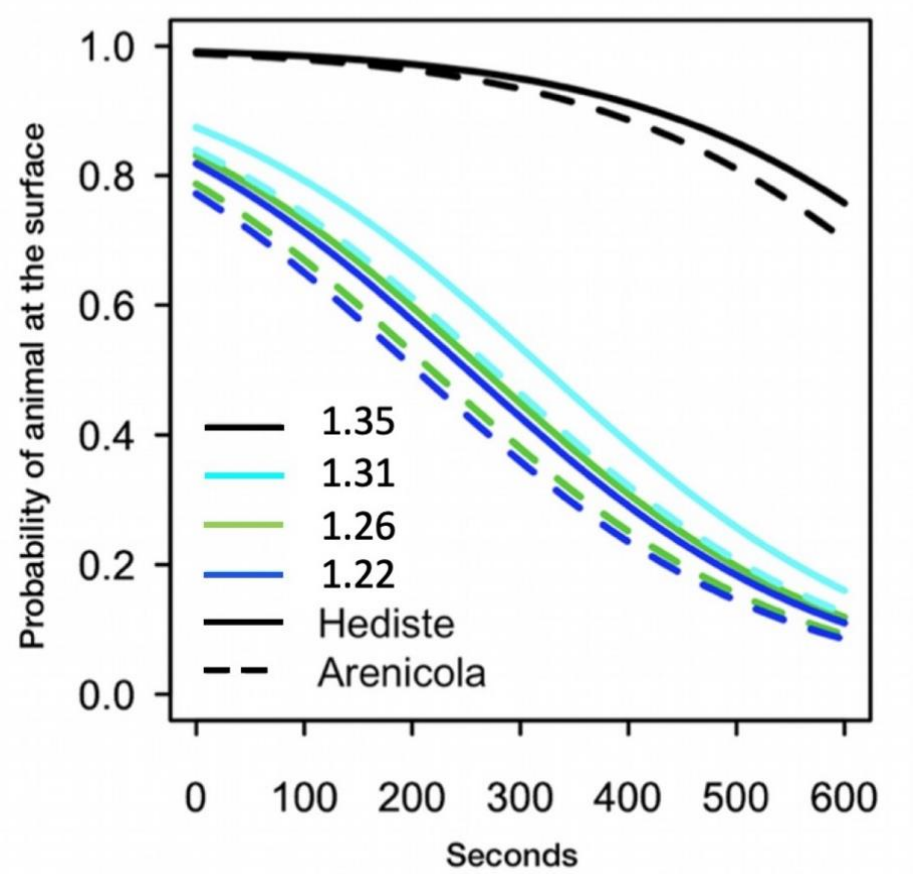
This correction allowed us to account for the greater permeability of the sandy sediments. We performed a three-way ANOVA to evaluate whether there were differences in luminophore dispersal among species, sediment bulk density, and grain size.

We also compared the depth and luminophore pixel counts of non-local mixing peaks for species that showed non-local mixing in the luminophore profiles (Figuur 122): *L. balthica,* and *H. diversicolor*, and both size classes of *S. plana*. The peaks at depth for *L. balthica* were not as prominent in the profiles as for the other two species however there is evidence from literature that *L. balthica* induces non-local mixing (Morys et al., 2017). We evaluated whether there were differences in the depth and the value of the peak luminophore pixel counts between 4.5 cm and 10.5 cm among species and sediment treatments using a three-way ANOVA.

Results

Survival rate and growth

Survival was very high for the bivalves (99% +/- 7%). We recovered the polychaetes at a lower rate (71% +/- 33% of *H. diversicolor* and 20% +/- 31% for *A. marina*), but it's unclear to what extent this was due to mortality or due to the polychaetes escaping the cores. If we assume that the treatment effect was due to mortality, then *A. marina* survived at a higher rate in the soft sediments vs. the compact sediments (30% +/- 39% vs. 10% +/- 13% survival), Wald's X^2 (1) = 7, p = 0.008. There was no sediment treatment effect on *H. diversicolor* survival.



Figuur 119. Logistic regression models of polychaete burrowing, showing the probability of the polychaete's presence at the sediment surface for the first 600 seconds. The dotted lines are A. marina models and the solid lines are H. diversicolor. Results are shown for the sandy sediment with a bulk density (g cm-3) of 1.35, 1.31, 1.26, 1.22. The experiment was not performed with muddy sediment (see Methods section 2.3).

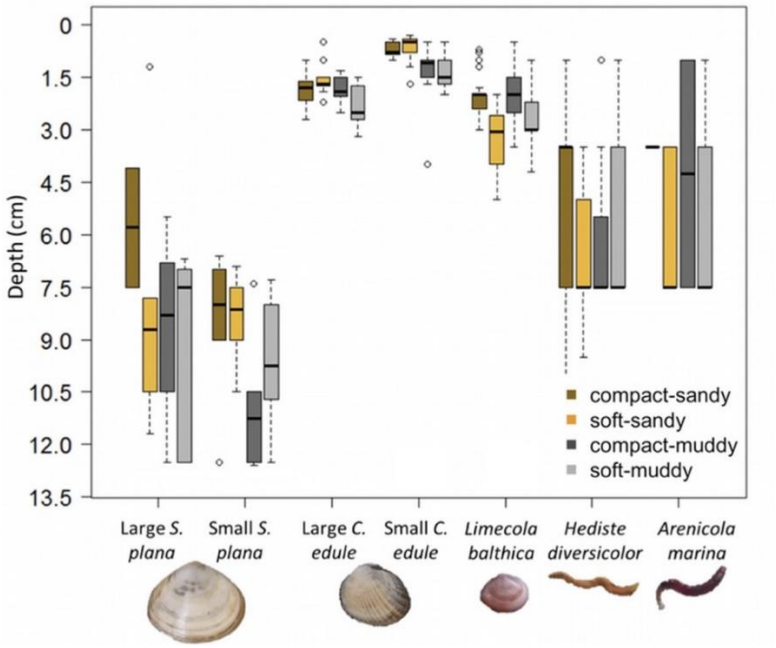
Burrowing rates of bivalves

The burrowing rate was significantly slower for the compact, high bulk density treatments than for the soft, low bulk density treatments, Wald's X^2 (1) $p < 0.001$ (Fig. 3, Table S2). Burrowing was around 200 times slower in the compact-sandy treatment and 80 times slower in the compact-muddy treatment than the corresponding soft treatments.

The small *S. plana* had significantly faster burrowing rates than the larger *S. plana*, Wald's X^2 (1) = 11.7, p = 0.001, but the effect was sediment dependent. The small *S. plana* burrowed 2 times faster than the large ones in the soft-sandy treatment and they burrowed 5 times faster than the large ones in the muddy-compact treatment, Wald's X^2 (1) = 9.9, p = 0.002. The small *C. edule* burrowed 0.7 times faster than the large *C. edule* in the soft-sandy treatment, Wald's X^2 (1) = 5.7, p = 0.017. Size had no effect on burrowing rate in the soft-muddy treatment (fastest burrowing rate overall) and compact-sandy treatment (slowest burrowing rate overall) for both species. And while all the small *S. plana* successfully burrowed, 60% of the large *S. plana* in the compact-sandy treatment and 30% of the large *S. plana* in the compact-muddy treatment failed to burrow at all.

Burrowing rates of polychaetes

The effect of bulk density on the burrowing of polychaetes followed a similar pattern to the bivalves, though at a different scale (i.e., note difference in the x-axis in Figuur 118- hours versus Figuur 119- seconds). The polychaete burrowing rate significantly increased with the softness of the treatments (Figuur 119), Wald's X^2 (4) = 357.6, $p < 0.001$. The biggest difference in burrowing rates was between the two sediment treatments with the highest bulk densities: burrowing rate was 150 times slower in the 1.35 g cm^{-3} treatment compared to the 1.31 g cm^{-3} treatment, Wald's X^2 (1) = 18.4, $p < 0.001$, suggesting that there might be an absolute threshold that prevents burrowing. Burrowing rates did not significantly differ between 1.26 g cm^{-3} and the 1.22 g. cm^{-3} treatments, Wald's X^2 (1) = 0.31, p = 0.58. *H. diversicolor* burrowing four times slower than *A. marina*, Wald's X^2 (1) = 5.7, p = 0.017.

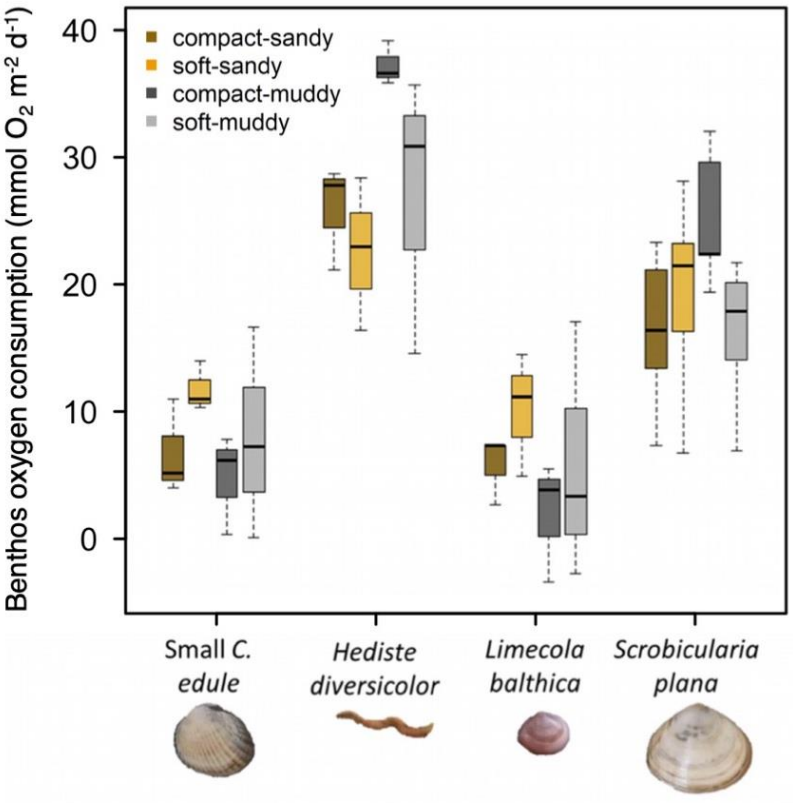


Figuur 120. Boxplots of burrowing depth by species and sediment treatment, where the box (25-75% of the data) contains a black line (median) and has whiskers extending to the minimum and maximum data values, with outliers as open circles. Bivalve burrowing depth was measured precisely (lowest point animal). Polychaete burrowing depth was measured by strata (0-2 cm, 2-5 cm, 5-12 cm) and extrapolated to the mean value of each stratum. For some H. diversicolor, a burrow point was visible and was used instead of the strata. Note that the bottom of the pots was at 12.5 cm which is close to many of the S. plana's position. The sediment treatments only had a significant effect on the burrowing depth of L. balthica and the small C. edule.

Oxygen consumption as an indicator of metabolic activity

Overall, oxygen consumption significantly differed between species, $F(3, 53) = 32.480$, $p < 0.001$, but not sediment treatments (Figuur 121). The mean oxygen consumption in the control muddy sediments was 1.6 times greater than the oxygen consumption in the control sandy sediments. That is, the average muddy sediment oxygen consumption was 20.7 + 2.6 SE mmol O_2 m^{-2} d^{-1} versus an average oxygen consumption of 13.3 + 2.3 mmol O_2 m^{-2} d^{-1} for sandy sediment, which might be explained by the greater amount of organic material available for microbial consumption in muddy sediment. There was no significant difference between the oxygen consumption of the large and small *S. plana*.

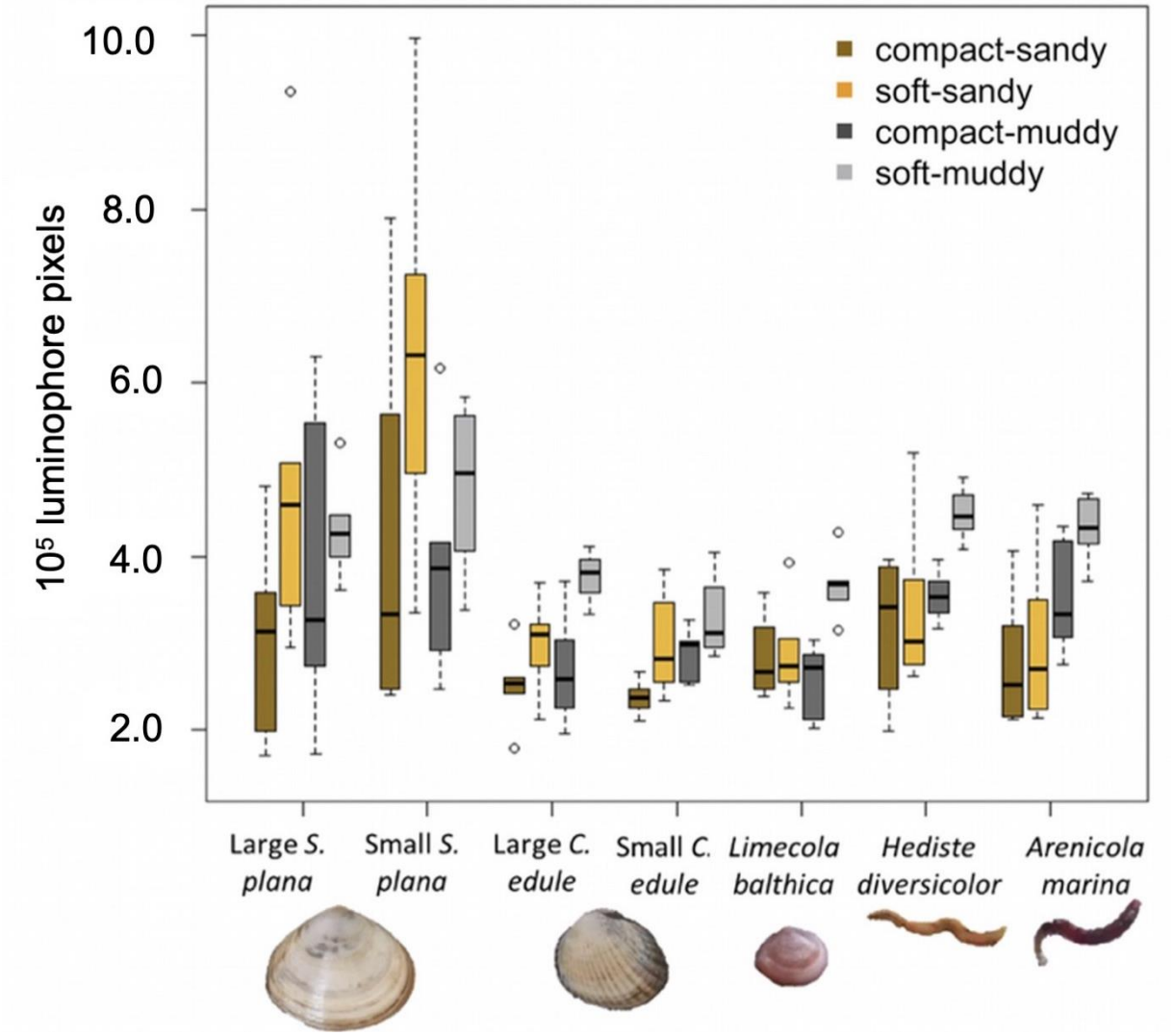
All the animals tended to be most active in the sediments that were closest to their natural habitat (See Tabel 15 for sediment preferences). *C. edule* and *L. balthica* tended to have the greatest oxygen consumption in the soft-sandy sediments whereas the *H. diversicolor* and *S. plana* tended to have the greatest oxygen consumption in the compact-muddy sediment (Figuur 120). While the sediment treatment effect on the species' oxygen consumption was not significant, the higher oxygen consumption in these sediments could indicate greater activity.



Figuur 121. Oxygen consumption rate for species by sediment treatment represented by boxplots where the box (25-75% of the data) contains a black line (median) and has whiskers extending to the minimum and maximum data values. Large C. edule and A. marina were not included in the experiment due to equipment limitations. We pooled the results for the large and small S. plana because they were so similar. Since the microbial respiration was different in the sandy vs. muddy sediment, we corrected the values of animal respiration obtained from the sediment cores by subtracting the mean respiration value of controls which represent the microbial respiration. 13.3 mmol O2 m-2 d-1 were subtracted from sandy treatments, 20.7 mmol O2 m-2 d-1 were subtracted from muddy sediments. There were no significant sediment treatment effects.

Macrofauna burrowing depth

Bivalve burrowing depth was significantly different between sediment bulk densities, grain size, and species, with interactions between the sediment characteristics and species. A post hoc Tukey test showed that the sediment treatments affected the burrowing depth of two out of the five bivalve species: the *L. balthica* and small *C. edule*. The *L. balthica* burrowed deeper in the soft sediments and the small C. edule burrowed deeper in the muddy sediments (Figuur 121). The lack of a visible treatment effect on depth for *S. plana* could be due to the short length (12 cm) of the cores. Many of the *S. plana* were found near the bottom of the cores and perhaps would have burrowed deeper had they been given more space. While there was a statistically significant difference in the burrowing depth for the two size classes of *C. edule*, this was not the case for *S. plana* (Tukey post hoc p = 0.0001 and 0.16 respectively). The best multinomial model of polychaete depth distribution included sediment treatment. Including species did not improve the model, X^2 (2) = 2.76, p = 0.25. There is small evidence that polychaetes burrowed deeper in compact muddy treatment than the soft muddy treatment (p = 0.057).



Figuur 122. Boxplots showing luminophore dispersal, i.e. the integral of luminophore profiles over depth, by species and sediment treatment, where the box (25-75% of the data) contains a black line (median) and has whiskers extending to the minimum and maximum data values, with outliers as open circles. All species transported more luminophores in soft vs. compact sediment and polychaetes also transported more luminophores in muddy vs. sandy sediment. The area has been corrected for the average control values (compact-sandy: - 0.31 $\times 10^5$ luminophore pixels, soft-sandy: - 0.44 $\times 10^5$ luminophore pixels, compact-muddy: + 0.23 $\times 10^5$ luminophore pixels, soft-muddy: + 0.39 $\times 10^5$ luminophore pixels).

Sediment mixing as measured by luminophores

Overall, the benthic macrofauna induced significantly greater luminophore dispersal in the soft sediments than in the compact sediments (Figuur 122; $F(1,154) = 32.7$, $p < 0.001$). The greatest luminophore dispersal occurred in the soft-muddy sediment (average = 4.02×10^5 luminophore pixels +/- 0.78×10^5 luminophore pixels). The luminophore dispersal was greater in soft-sandy sediment (average 3.68×10^5 luminophore pixels +/- 1.75×10^5 luminophore pixels) than in the compact sandy-sediment (average 2.97×10^5 luminophore pixels +/- 1.10×10^5 luminophore pixels).

Species induced different amounts of sediment mixing, $F(6,154) = 9.4$, $p < 0.001$ (Figuur 122). Both size classes of the *S. plana* and the polychaetes mixed greater amounts of luminophores into the sediment than the *L. balthica* and *C. edule* (Figuur 122). There was no significant difference between the luminophore dispersal of either *C. edule* or *S. plana* size classes, though the small *S. plana* tended to induce greater sediment mixing than large *S. plana*.

We further compared the bioturbation mode of the macrofauna by examining the shapes of the luminophore profiles, especially by looking at the presence and depth of non-local mixing (Figuur 123 en Figuur 124). *C. edule* performed local mixing in the top three centimeters, with the greatest activity occurring in the low bulk density sediment which is visible by the greater quantity of luminophores mixed into the low bulk density sediments than the high bulk density sediments at the same depth (Figuur 122). The luminophore profiles for *S. plana, L. balthica,* and *H. diversicolor*, showed non-local mixing peaks at depth. The *L. balthica* and *H. diversicolor* peaks seemed most prominent in the soft sediments, whereas the *S. plana* appeared to produce greater peaks in the soft-sandy sediment (Figuur 122).

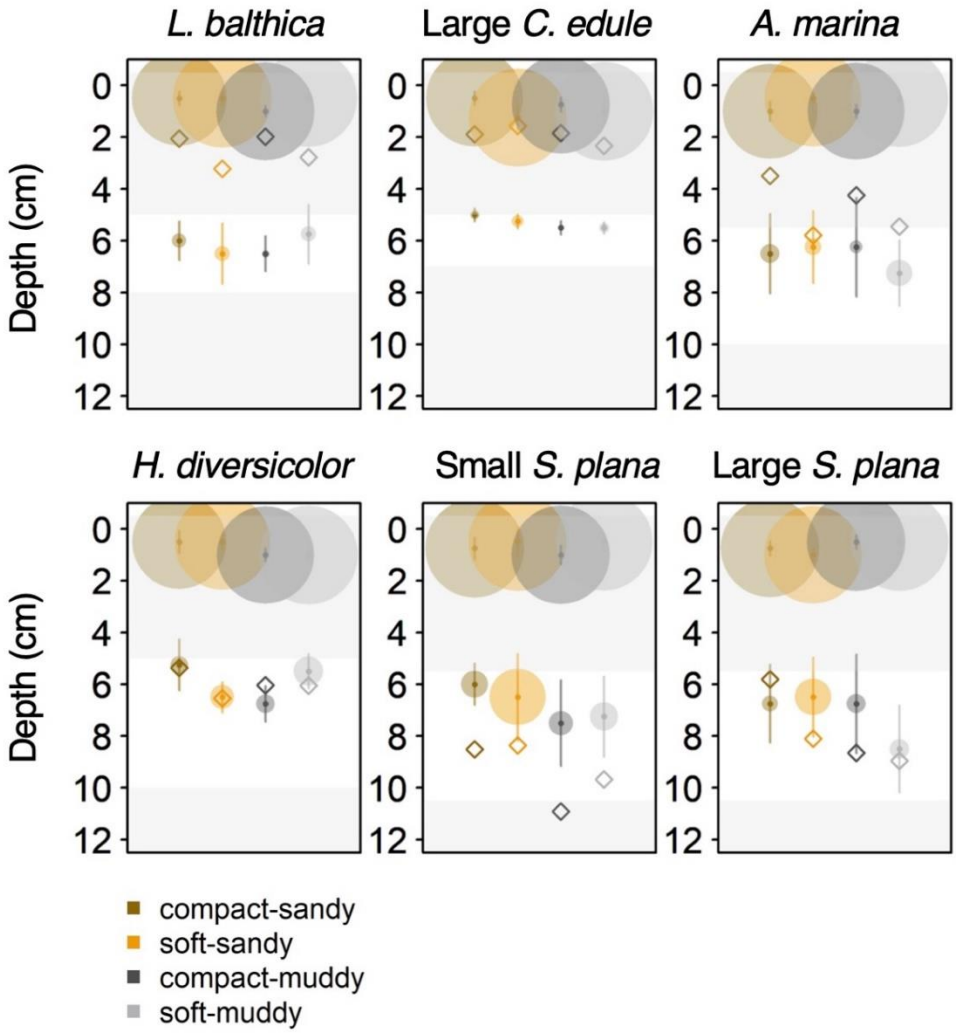
For the species that showed the clearest non-local mixing (*S. plana* and *H. diversicolor*), the maximum luminophore pixel counts at depth were greater in soft sediment than in compact sediment, $F(1, 64) = 8.7$, $p = 0.004$ (Table S3). Across all species that exhibited non-local mixing, the peaks were greatest in the soft-sandy sediment (average = 0.57×10^5 luminophore pixels +/-0.31×10^5 luminophore pixels).

For all species, greater mixing occurred in the soft treatments vs. the compact treatments. The polychaetes transported more luminophore in the muddy treatments than the sandy ones. Of all the species, *S. plana* mixed the greatest amount of luminophores into the sediment and was the only species that tended to transport more luminophores in the soft-sandy treatment than the soft-muddy treatment. *H. diversicolor* and *S. plana* had greater non-local mixing peak values at depth in the soft treatments than the compact treatments.

Discussion

The aim of our study was to investigate how bulk density affects benthic macrofauna behavior, as a step towards understanding how biogeomorphological and biogeochemical processes on intertidal flats might change under different bulk density conditions. We found clear effects of bulk density on benthic macrofauna burrowing behavior and bioturbation activity, which are summarized in Figuur 125. In line with our first hypothesis that the mobility of the benthic macrofauna would be lower in compact (i.e. high bulk density) vs. soft (i.e. low bulk density) sediment, we found that in compact (vs. soft) sediment all animals burrowed slower, all animals transported fewer luminophores, and *L. balthica* burrowed shallower. Our second hypothesis was that bulk density would have similar effects on the behavior of benthic macrofauna in both sandy and muddy sediment. We did not detect any significant interactions between sediment grain size and sediment bulk density, indicating that animal responses had similar directions in both muddy and sandy sediments. We also did not detect a sediment treatment effect on respiration rate, however the animals tended to have the greatest respiration in the sediment that were closer to their natural habitat. In line with our third hypothesis

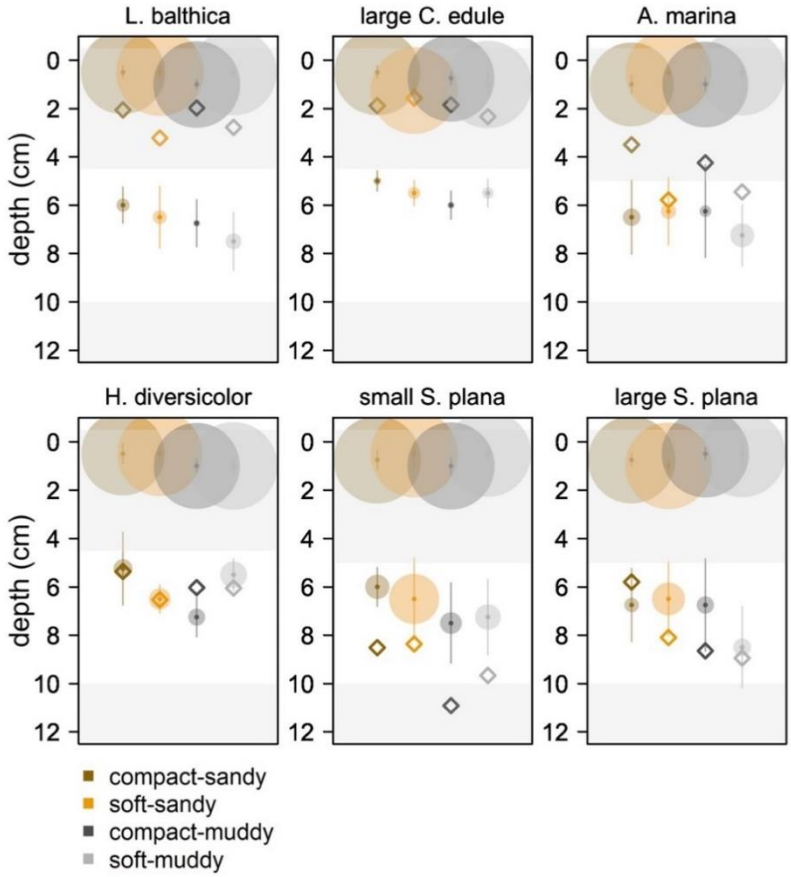
that larger bivalves would be more sensitive to differences in bulk density than smaller bivalves of the same species, we found that smaller *C. edule* and *S. plana* burrowed significantly faster than the larger ones in the compact muddy treatment (*S. plana*) and soft sandy treatment (*C. edule*). In addition, the small *S. plana* tended to transport more luminophores than the larger ones, but this appeared to be independent of sediment treatment.



Figuur 123. Smoothed average luminophore profiles for L. balthica, C. edule, H. diversicolor, A. marina, and S. plana with standard deviation intervals, showing the incorporation of the luminophores into the sediment. We only show the profiles for the large C. edule because the two size classes produced very similar ones. The luminophores were counted in 0.5 cm bins. Luminophores are added to the sediment surface and permeate through the sediment. Local mixing causes the number of luminophores to decrease exponentially with depth whereas non-local mixing results in an increase of luminophores below the sediment surface. Depths where non-local mixing are dominant typically become visible as (small) bumps in the curve where the luminophore value reaches a local maximum. For example, the S. plana displays non-local mixing at 6-8 cm depth in the soft-sandy sediment. The points to the left of the profiles represent average depth for the species by sediment treatment, with standard deviations (vertical lines).

Importance of sediment grain size vs. bulk density effects on burrowing

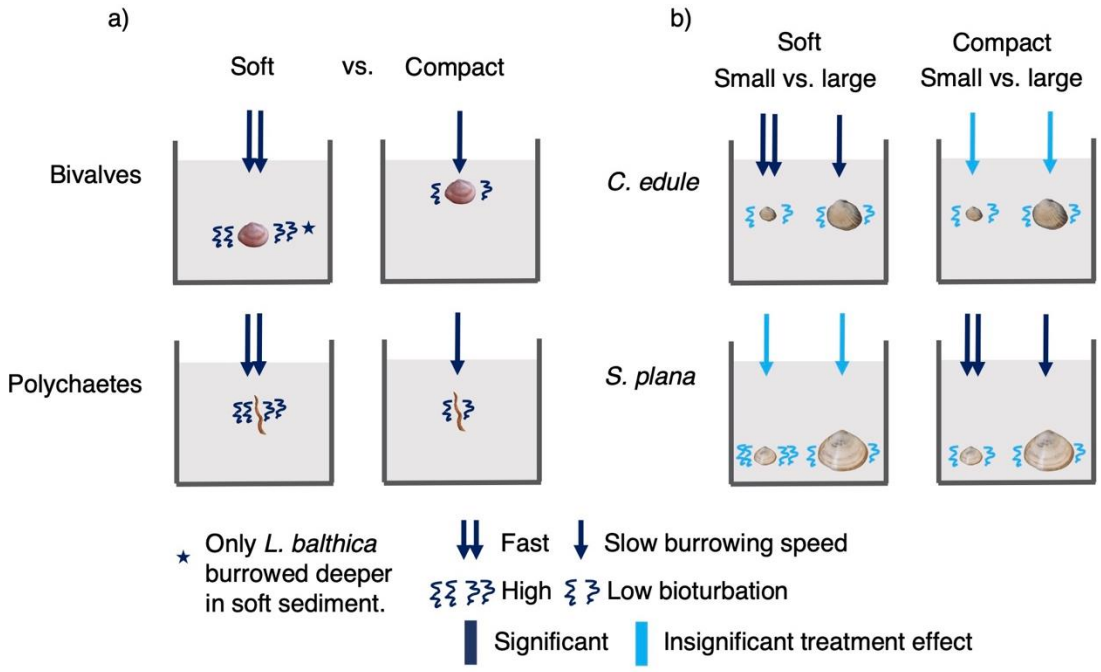
We found it surprising that the burrowing rates of bivalves were significantly faster in the soft treatments compared to the compact treatments, rather than being largely driven by sediment grain size. Indeed, we expected the burrowing rates to be driven by penetration resistance and the muddy treatments had much lower penetration resistance than the sandy treatments. The observed burrowing patterns might be explained through the difference in sediment cohesiveness between the sandy and muddy treatments. Cohesiveness is largely governed by clay content (Joensuu et al., 2018). At high water contents, muddy sediment becomes akin to a viscous liquid and easy to entrain, whereas at low water contents, muddy sediments have much greater cohesion and a higher erosion threshold (Grabowski et al., 2011). In our study, although the compact-muddy sediment was more penetrable and had a lower absolute bulk density than the soft-sandy sediment (Tabel 15), it was noticeably more cohesive and stickier than any of the other sediment treatments. The biomechanics of burrowing are different depending on the sediment type (Crane and Merz, 2017): in cohesive mud, animals burrow through crack propagation, whereas in coarse sand they may burrow through local fluidization or excavation (Dorgan, 2015). The cohesiveness of the compact-muddy sediment could have presented an obstacle to the bivalves' burrowing of similar magnitude to the high penetration resistance of the compact-sandy sediment, and probably affected the biomechanics of the burrowing animals.



Figuur 124. Median locations (with standard deviation in vertical lines) of peak luminophore pixel counts (center of the circle circle) for the 0-4 cm diffusion layer interval and for the non-local mixing interval, represented by a white layer in the plot. white depth interval. We wanted to show peaks in luminophores in the top diffusion layer and at depth. The white depth interval excludes the diffusion layer (0-4.5 cm for L. balthica, C. edule and H. diversicolor, 0-5 cm for S. plana and A. marina) and the bottom of the core (10-12 cm) where excess luminophores pooled. The limit of the diffusion layer was determined as the depth of first inflection point in the luminophore profile curves of the previous figure, rounded to the closest 0.5 cm. The 10 cm lower limit was a conservative estimate to exclude edge effects. The size of the circle is scaled to the median luminophore pixel count at the peak luminophore pixel location. The diamonds indicate the mean depth of the species/sediment block

Though we found that within our experiment behavioral differences between the treatments were mainly driven by sediment bulk density rather than grain size, in nature the sediment grain size provides important constraints for species habitat. Many studies have described species assemblages to vary along a sediment grain size gradient (e.g. Compton et al., 2013; Pratt et al., 2014; Thrush et al., 2003; Ysebaert et al., 2002). However, most of these studies are correlative and the mechanics that underpin the habitat-animal associations prove to be elusive (Snelgrove and Butman, 1994). Other factors, like hydrodynamics, may be equally important. For example, the sandy areas in the Western Scheldt have a high degree of hydrodynamic stress and have impoverished benthos communities compared with the species-rich sandy areas in the Eastern Scheldt which have low hydrodynamic stress(Cozzoli et al., 2013). Bulk-density effects are generally not included in these kind of field studies. Our study highlights that including bulk density measurements may add an extra level of understanding to benthic macrofauna distribution and especially macrofauna activity in terms of sediment mixing.

High burrowing ability is essential for bivalves to survive in unstable sediments (Alexander et al. 1993, Takeuchi et al. 2015). All animals in our study burrowed faster in the soft sediments, and the small *C. edule* and *S. plana* burrowed faster than the larger adult ones in certain treatments. However soft sediment is more easily eroded than compact sediment (Grabowski et al., 2011). In most bivalve species, like *C. edule* and *L. balthica*, juveniles live closer to the surface than adults and may hence be more easily dislodged by erosion during storms (Tallqvist, 2001; St-Onge and Miron, 2007). Yet, smaller and younger bivalves may compensate for their shallower living depth during erosion events by being able to burrow faster than adults in high bulk density conditions. It would be interesting to further investigate whether there is a tradeoff between sediment compaction effects on the erodibility and burrowing rate, and how this might impact the overwintering survival of juvenile versus adult bivalves.



Figuur 125. Summary of sediment bulk density treatment main effects on burrowing speed, depth, and bioturbation amount. Because there were no significant interactions between sediment bulk density and grain size, we show a single figure to summarize bulk density effects under the different sediment grain sizes. We did not present respiration effects as there were no significant sediment bulk density effects on respiration. The left panel (a) shows bulk density treatment main effects on bivalves and polychaetes. The effect pertains to all bivalves or polychaetes unless indicated with a star. The right panel (b) shows comparisons between C. edule and S. plana size class responses under soft and compact sediments.

Sediment bulk density effects on benthic macrofauna survival and predation

Extreme bulk density sediments may present difficult living conditions for benthic macrofauna and affect their survival due to physiological constraints. At very low bulk densities, sediments might become so soft that animals have to expend a great amount of energy to keep their position in the sediment or unclog their feeding apparatus of small mud particles (Lohrer et al., 2006; Mestdagh et al., 2018). High bulk densities would present different challenges. For example, our high bulk density treatments most likely inhibited *A. marina*'s ability to ventilate their burrows which is energetically costly in low sediment permeability (Meysman et al., 2005), thus greatly reducing their survival.

Other ecological mechanisms, like predation risk and growth efficiency, might be affected by sediment bulk density as well. At shallower depths, the feeding area of deposit-feeding bivalves is increased as the siphon can be extended onto a larger surface area (Zwarts et al., 1994), whereas bivalves respond to predator presence by burrowing deeper (Griffiths and Richardson, 2006; Flynn and Smee, 2010). In high bulk density sediment, *L. balthica* may have increased energy expenditure during burrowing or feeding, which would reduce *L. balthica*'s growth efficiency. In addition, *L. balthica* would also stay closer to the surface in high bulk density sediment, thereby increasing its vulnerability to predation. Similarly, when *H. diversicolor* feeds at the surface, it is vulnerable to predation and its escape depends on speed (Ens et al., 1997). Considering that *H. diversicolor* burrowed significantly faster in softer low bulk density sediments, we can conclude that *H. diversicolor* and other surface deposit feeding polychaetes might also be more vulnerable to predators in high bulk density sediments because of decreased possibility of escape. Thus benthic animals may have lower survival in high bulk density conditions due to increased risk of predation.

Implications for animal-sediment interactions and ecosystem-scale impacts

Benthic macrofauna change their behavior under different bulk densities which can have consequences for the biogeomorphology and biogeochemistry of tidal flats. Under higher bulk densities, a reduction in the depth at which infauna burrow, which we observed in particular for *L. balthica* (Fig. 3), may lead to a shallower apparent redox potential discontinuity (Gerwing et al., 2017), which could decrease the depth of the biologically active zone depth (Sturdivant and Shimizu, 2017). Furthermore, a decrease in bioturbation and especially non-local mixing activity in high bulk density sediment, which we observed for important gallery diffusor *H. diversicolor*, could lead to reduced sediment permeability and oxygen penetration of the sediment (Aller and Aller, 1998; Michaud et al., 2006) as well as a build-up of a mud layer due to decreased resuspension or incorporation of mud into the sediment matrix (Montserrat et al., 2008; McCartain et al., 2017). In addition, a reduction in non-local mixing of *H. diversicolor* would decrease microbial processing of organic material which would reduce nutrient release into the porewater (Mermillod-Blondin et al., 2004). Changes in bivalve behavior may also affect tidal flat biogeochemistry, for example, reduced siphon movement and pumping rate due to more compact high bulk density sediment would increase the time between bouts of oxygenation of the sediment which might lead to short-term anoxic conditions and decreased denitrification (Volkenborn et al., 2012). Thus higher sediment bulk densities may have negative consequences for the ecosystem function of benthic macrofauna. Indeed, a reduction in their burrowing depth and bioturbation activity could lead to a shallower and less well-oxygenated surface sediment layer which would impact microorganisms and eventually nutrient cycling. Low bulk density sediments may have the opposite effect and stimulate nutrient cycling due to increased bioturbation.

Because sediment bulk density tends to increase with sediment erosion and decrease with sediment deposition (Dyer et al., 2000), we speculate that the macrofauna in an eroding tidal flat are typically less mobile than macrofauna in a depositing tidal flat of a similar sediment grain size. Animal-sediment interactions between bioturbation and bulk density are likely to create positive feedback loops for

tidal flat biogeomorphology. Bioturbation destabilizes sediment (Widdows et al., 2000) which decreases sediment bulk density and, as we found in our study, a soft sediment encourages animal movement. These interactions could create a positive feedback loop between low sediment bulk density conditions and elevated benthic macrofauna movement. The opposite feedback loop would occur under high bulk density sediment where sediment conditions discourage animal movement which in turn may lead to further sediment compaction. However, non-cohesive soft sediments are generally more vulnerable to erosion than compact sediments (Grabowski et al., 2011), and greater animal activity may cause these sediments to be even more easily eroded. More investigation on animal-sediment interactions, particularly on whether animal activity under different bulk densities affects tidal flat biogeochemistry and generates positive biogeomorphology feedback loops, would be necessary to tease out the importance of sediment bulk densities for tidal flat functioning and evolution.

Acknowledgements

We would like to thank Werna Werna for help in carrying out the experiment. We would also like to thank Jeroen van Dalen, Lennart van Ijzerloo, Daniel Blok, Anton Tramper, and Justin Tiano for technical assistance. This study was funded by the Buitendijkse project of Rijkswaterstaat (Netherlands Ministry of Infrastructure and Water Management) and supported by the Netherlands Organisation for Scientific Research (NWO) via the project "EMERGO – Ecomorphological functioning and management of tidal flats" (850.13.020, 850.13.022, 850.13.023).

References

Aberson, M. J. R., Bolam, S. G., and Hughes, R. G. (2011). The dispersal and colonisation behaviour of the marine polychaete Nereis diversicolor (O. F. Müller) in south-east England. *Hydrobiologia* 672, 3–14. doi:10.1007/s10750-011-0752-y.

Alexander, R. R., Stanton, R. J., and Dodd, J. R. (1993). Influence of Sediment Grain Size on the Burrowing of Bivalves: Correlation with Distribution and Stratigraphic Persistence of Selected Neogene Clams. *PALAIOS* 8, 289. doi:10.2307/3515151.

Aller, R. C. (1994). Bioturbation and remineralization of sedimentary organic matter: effects of redox oscillation. *Chemical Geology* 114, 331–345. doi:10.1016/0009-2541(94)90062-0.

Aller, R. C., and Aller, J. Y. (1998). The effect of biogenic irrigation intensity and solute exchange on diagenetic reaction rates in marine sediments. *Journal of Marine Research* 56, 905–936.

Andersen, T. J., Lund-Hansen, L. C., Pejrup, M., Jensen, K. T., and Mouritsen, K. N. (2005). Biologically induced differences in erodibility and aggregation of subtidal and intertidal sediments: a possible cause for seasonal changes in sediment deposition. *Journal of Marine Systems* 55, 123–138. doi:10.1016/j.jmarsys.2004.09.004.

Barbier, E. B., Hacker, S. D., Kennedy, C., Koch, E. W., Stier, A. C., and Silliman, B. R. (2011). The value of estuarine and coastal ecosystem services. *Ecological Monographs* 81, 169–193. doi:10.1890/10-1510.1.

Bocher, P., Robin, F., Kojadinovic, J., Delaporte, P., Rousseau, P., Dupuy, C., et al. (2014). Trophic resource partitioning within a shorebird community feeding on intertidal mudflat habitats. *Journal of Sea Research* 92, 115–124. doi:10.1016/j.seares.2014.02.011.

Bokuniewicz, H. J., Gordon, R. B., and Rhoads, D. C. (1975). Mechanical properties of the sediment—Water interface. *Marine Geology* 18, 263–278. doi:10.1016/0025-3227(75)90016-X.

Boudreau, B. P. (1986a). Mathematics of tracer mixing in sediments; I, Spatially-dependent, diffusive mixing. *American Journal of Science* 286, 161–198.

Boudreau, B. P. (1986b). Mathematics of tracer mixing in sediments; II, Nonlocal mixing and biological conveyor-belt phenomena. *American Journal of Science* 286, 199–238.

Bouma, T. J., Olenin, S., Reise, K., and Ysebaert, T. (2009). Ecosystem engineering and biodiversity in coastal sediments: posing hypotheses. *Helgol Mar Res* 63, 95–106. doi:10.1007/s10152-009-0146-y.

Braeckman, U., Foshtomi, M. Y., Van Gansbeke, D., Meysman, F., Soetaert, K., Vincx, M., et al. (2014). Variable Importance of Macrofaunal Functional Biodiversity for Biogeochemical Cycling in Temperate Coastal Sediments. *Ecosystems*. doi:10.1007/s10021-014-9755-7.

Compton, T. J., Holthuijsen, S., Koolhaas, A., Dekinga, A., ten Horn, J., Smith, J., et al. (2013). Distinctly variable mudscapes: Distribution gradients of intertidal macrofauna across the Dutch Wadden Sea. *Journal of Sea Research* 82, 103–116. doi:10.1016/j.seares.2013.02.002.

Cozzoli, F., Bouma, T., Ysebaert, T., and Herman, aPMJ (2013). Application of non-linear quantile regression to macrozoobenthic species distribution modelling: comparing two contrasting basins. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 475, 119–133. doi:10.3354/meps10112.

Crane, R. L., and Merz, R. A. (2017). Mechanical properties of sediment determine burrowing success and influence distribution of two lugworm species. *Journal of Experimental Biology* 220, 3248–3259. doi:10.1242/jeb.156760.

Dorgan, K. M. (2015). The biomechanics of burrowing and boring. *Journal of Experimental Biology* 218, 176–183. doi:10.1242/jeb.086983.

Dowd, M., Grant, J., and Lu, L. (2014). Predictive modeling of marine benthic macrofauna and its use to inform spatial monitoring design. *Ecological Applications* 24, 862–876. doi:10.1890/12-2081.1.

Dyer, K. R., Christie, M. C., and Wright, E. W. (2000). The classification of intertidal mudflats. *Continental Shelf Research* 20, 1039–1060.

Ens, B. J., Bunskoeke, A. E. J., and Hoekstra, R. (1997). Prey choice and search speed: why simple optimality fails to explain the prey choice of oystercatchers Haematopus ostralegus feeding on Nereis diversicolor and Macoma balthica. *Oceanographic Literature Review* 9, 1018.

Flynn, A. M., and Smee, D. L. (2010). Behavioral plasticity of the soft-shell clam, Mya arenaria (L.), in the presence of predators increases survival in the field. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 383, 32–38. doi:10.1016/j.jembe.2009.10.017.

Gerino, M., Stora, G., François-Carcaillet, F., and Gilbert, F. (2003). Macor-invertebrate functional groups in freshwater and marine sediments: a common mechanistic classification. *Vie et Milieu* 53, 221–231.

Gerwing, T. G., Allen Gerwing, A. M., Macdonald, T., Cox, K., Juanes, F., and Dudas, S. E. (2017). Intertidal soft-sediment community does not respond to disturbance as postulated by the intermediate disturbance hypothesis. *Journal of Sea Research* 129, 22–28. doi:10.1016/j.seares.2017.09.001.

Grabowski, R. C., Droppo, I. G., and Wharton, G. (2011). Erodibility of cohesive sediment: The importance of sediment properties. *Earth-Science Reviews* 105, 101–120. doi:10.1016/j.earscirev.2011.01.008.

Gray, J. S., and Elliott, M. (2009). *Ecology of Marine Sediments: From Science to Management*. OUP Oxford.

Griffiths, C. L., and Richardson, C. (2006). Chemically induced predator avoidance behaviour in the burrowing bivalve Macoma balthica. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 331, 91–98. doi:10.1016/j.jembe.2005.10.002.

Harris, R. J., Pilditch, C. A., Greenfield, B. L., Moon, V., and Kröncke, I. (2016). The Influence of Benthic Macrofauna on the Erodibility of Intertidal Sediments with Varying mud Content in Three New Zealand Estuaries. *Estuaries and Coasts* 39, 815–828. doi:10.1007/s12237-015-0036-2.

Hu, Z., Yao, P., van der Wal, D., and Bouma, T. J. (2017). Patterns and drivers of daily bed-level dynamics on two tidal flats with contrasting wave exposure. *Scientific Reports* 7, 7088. doi:10.1038/s41598-017-07515-y.

Joensuu, M., Pilditch, C. A., Harris, R., Hietanen, S., Pettersson, H., and Norkko, A. (2018). Sediment properties, biota, and local habitat structure explain variation in the erodibility of coastal sediments: Variation in the erodibility of coastal sediments. *Limnology and Oceanography* 63, 173–186. doi:10.1002/lno.10622.

Koch, E. W., Barbier, E. B., Silliman, B. R., Reed, D. J., Perillo, G. M., Hacker, S. D., et al. (2009). Non-linearity in ecosystem services: temporal and spatial variability in coastal protection. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7, 29–37. doi:10.1890/080126.

Kristensen, E. (1988). Benthic fauna and biogeochemical processes in marine sediments: microbial activities and fluxes. *Nitrogen cycling in coastal marine environments*, 275–299.

Kristensen, E., Neto, J. M., Lundkvist, M., Frederiksen, L., Pardal, M. Â., Valdemarsen, T., et al. (2013). Influence of benthic macroinvertebrates on the erodability of estuarine cohesive sediments: Density- and biomass-specific responses. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 134, 80–87. doi:10.1016/j.ecss.2013.09.020.

Kristensen, E., Penha-Lopes, G., Delefosse, M., Valdemarsen, T., Quintana, C., and Banta, G. (2012). What is bioturbation? The need for a precise definition for fauna in aquatic sciences. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 446, 285–302. doi:10.3354/meps09506.

Lohrer, A., Hewitt, J., and Thrush, S. (2006). Assessing far-field effects of terrigenous sediment loading in the coastal marine environment. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 315, 13–18. doi:10.3354/meps315013.

Lucking, G., Stark, N., Lippmann, T., and Smyth, S. (2017). Variability of in situ sediment strength and pore pressure behavior of tidal estuary surface sediments. *Geo-Marine Letters* 37, 441–456. doi:10.1007/s00367-017-0494-6.

Maire, O., Lecroart, P., Meysman, F., Rosenberg, R., Duchêne, J., and Grémare, A. (2008). Quantification of sediment reworking rates in bioturbation research: a review. *Aquat. Biol.* 2, 219–238. doi:10.3354/ab00053.

McCartain, L. D., Townsend, M., Thrush, S. F., Wethey, D. S., Woodin, S. A., Volkenborn, N., et al. (2017). The effects of thin mud deposits on the behaviour of a deposit-feeding tellinid bivalve: implications for ecosystem functioning. *Marine and Freshwater Behaviour and Physiology* 50, 239–255. doi:10.1080/10236244.2017.1364123.

Mermillod-Blondin, F., Rosenberg, R., François-Carcaillet, F., Norling, K., and Mauclaire, L. (2004). Influence of bioturbation by three benthic infaunal species on microbial communities and

biogeochemical processes in marine sediment. *Aquatic Microbial Ecology* 36, 271–284. doi:10.3354/ame036271.

Mestdagh, S., Bagaço, L., Braeckman, U., Ysebaert, T., De Smet, B., Moens, T., et al. (2018). Functional trait responses to sediment deposition reduce macrofauna-mediated ecosystem functioning in an estuarine mudflat. *Biogeosciences* 15, 2587–2599. doi:10.5194/bg-15-2587-2018.

Meynecke, J.-O., Lee, S. Y., and Duke, N. C. (2008). Linking spatial metrics and fish catch reveals the importance of coastal wetland connectivity to inshore fisheries in Queensland, Australia. *Biological Conservation* 141, 981–996. doi:10.1016/j.biocon.2008.01.018.

Meysman, F., Galaktionov, O., and Middelburg, J. (2005). Irrigation patterns in permeable sediments induced by burrow ventilation: a case study of Arenicola marina. *Marine Ecology Progress Series* 303, 195–212. doi:10.3354/meps303195.

Michaud, E., Desrosiers, G., Mermillod-Blondin, F., Sundby, B., and Stora, G. (2006). The functional group approach to bioturbation: II. The effects of the Macoma balthica community on fluxes of nutrients and dissolved organic carbon across the sediment–water interface. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 337, 178–189. doi:10.1016/j.jembe.2006.06.025.

Montserrat, F., Van Colen, C., Degraer, S., Ysebaert, T., and Herman, P. (2008). Benthic community-mediated sediment dynamics. *Marine Ecology Progress Series* 372, 43–59. doi:10.3354/meps07769.

Morys, C., Powilleit, M., and Forster, S. (2017). Bioturbation in relation to the depth distribution of macrozoobenthos in the southwestern Baltic Sea. *Marine Ecology Progress Series* 579, 19–36. doi:10.3354/meps12236.

Olafsson, E. B. (1986). Density Dependence in Suspension-Feeding and Deposit-Feeding Populations of the Bivalve Macoma balthica: A Field Experiment. *The Journal of Animal Ecology* 55, 517. doi:10.2307/4735.

Orvain, F. (2005). A model of sediment transport under the influence of surface bioturbation: generalisation to the facultative suspension-feeder Scrobicularia plana. *Marine Ecology Progress Series* 286, 43–56. doi:10.3354/meps286043.

Piersma, T., de Goeij, P., and Tulp, I. (1993). An evaluation of intertidal feeding habitats from a shorebird perspective: Towards relevant comparisons between temperate and tropical mudflats. *Netherlands Journal of Sea Research* 31, 503–512. doi:10.1016/0077-7579(93)90062-W.

Pratt, D. R., Lohrer, A. M., Pilditch, C. A., and Thrush, S. F. (2014). Changes in Ecosystem Function Across Sedimentary Gradients in Estuaries. *Ecosystems* 17, 182–194. doi:10.1007/s10021-013-9716-6.

Queirós, A. M., Birchenough, S. N., Bremner, J., Godbold, J. A., Parker, R. E., Romero-Ramirez, A., et al. (2013). A bioturbation classification of E uropean marine infaunal invertebrates. *Ecology and evolution* 3, 3958–3985.

Richardson, C., Ibarrola, I., and Ingham, R. (1993). Emergence pattern and spatial distribution of the common cockle Cerastoderma edule. *Marine Ecology-progress Series - MAR ECOL-PROGR SER* 99, 71–81. doi:10.3354/meps099071.

Riisgård, H. U., and Banta, G. T. (1998). Irrigation and deposit feeding by the lugworm Arenicola marina, characteristics and secondary effects on the environment: a review of current knowledge. *Life and Environment* 48, 243–257.

Seitz, R. D., Wennhage, H., Bergström, U., Lipcius, R. N., and Ysebaert, T. (2014). Ecological value of coastal habitats for commercially and ecologically important species. *ICES Journal of Marine Science* 71, 648–665. doi:10.1093/icesjms/fst152.

Snelgrove, P. V. R., and Butman, C. A. (1994). Animal-sediment relationships revisited: Cause versus effect: Oceanography and Marine Biology Annual Review, v. 32.

Soares, C., and Sobral, P. (2009). Bioturbation and Erodibility of Sediments from the Tagus Estuary. *Journal of Coastal Research*, 5.

K. Soetaert and P. Provoost (2017). turbo: functions for fitting bioturbation to tracer data.

Solan, M., Wigham, B. D., Hudson, I. R., Kennedy, R., Coulon, C. H., Norling, K., et al. (2004). In situ quantification of bioturbation using time lapse fluorescent sediment profile imaging (f SPI), luminophore tracers and model simulation. *Marine Ecology Progress Series* 271, 1–12.

St-Onge, P., and Miron, G. (2007). Effects of current speed, shell length and type of sediment on the erosion and transport of juvenile softshell clams (Mya arenaria). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 349, 12–26. doi:10.1016/j.jembe.2007.03.020.

Stringer, C. E., Trettin, C. C., and Zarnoch, S. J. (2016). Soil properties of mangroves in contrasting geomorphic settings within the Zambezi River Delta, Mozambique. *Wetlands Ecology and Management* 24, 139–152. doi:10.1007/s11273-015-9478-3.

Sturdivant, S. K., and Shimizu, M. S. (2017). In situ organism-sediment interactions: Bioturbation and biogeochemistry in a highly depositional estuary. *PLoS ONE* 12, e0187800. doi:10.1371/journal.pone.0187800.

Tallqvist, M. (2001). Burrowing behaviour of the Baltic clam Macoma balthica: effects of sediment type, hypoxia and predator presence. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 212, 183–191. doi:10.3354/meps212183.

Thrush, S. F., Hewitt, J. E., Gibbs, M., Lundquist, C., and Norkko, A. (2006). Functional Role of Large Organisms in Intertidal Communities: Community Effects and Ecosystem Function. *Ecosystems* 9, 1029–1040. doi:10.1007/s10021-005-0068-8.

Thrush, S., Hewitt, J., Norkko, A., Nicholls, P., Funnell, G., and Ellis, J. (2003). Habitat change in estuaries: predicting broad-scale responses of intertidal macrofauna to sediment mud content. *Marine Ecology Progress Series* 263, 101–112. doi:10.3354/meps263101.

Van Colen, C., Rossi, F., Montserrat, F., Andersson, M. G. I., Gribsholt, B., Herman, P. M. J., et al. (2012). Organism-Sediment Interactions Govern Post-Hypoxia Recovery of Ecosystem Functioning. *PLoS ONE* 7, e49795. doi:10.1371/journal.pone.0049795.

Van Colen, C., Verbelen, D., Devos, K., Agten, L., Van Tomme, J., Vincx, M., et al. (2014). Sediment-benthos relationships as a tool to assist in conservation practices in a coastal lagoon subjected to sediment change. *Biodiversity and Conservation* 23, 877–889. doi:10.1007/s10531-014-0638-1.

W. Venables and B. Ripley (2002). *Modern Applied Statistics with S*. Fourth Edition. New York: Springer.

Volkenborn, N., Meile, C., Polerecky, L., Pilditch, C. A., Norkko, A., Norkko, J., et al. (2012). Intermittent bioirrigation and oxygen dynamics in permeable sediments: An experimental and modeling study of three tellinid bivalves. *Journal of Marine Research* 70, 794–823. doi:10.1357/002224012806770955.

Volkenborn, N., Robertson, D. M., and Reise, K. (2009). Sediment destabilizing and stabilizing bio-engineers on tidal flats: cascading effects of experimental exclusion. *Helgol Mar Res* 63, 27–35. doi:10.1007/s10152-008-0140-9.

Wand, M. (2019). KernSmooth: Functions for Kernel Smoothing Supporting Wand & Jones (1995). Available at: https://CRAN.R-project.org/package=KernSmooth.

Walles, B., Brummelhuis, E., and Ysebaert, T. (2017). Development of the benthic macrofauna community after tidal restoration at Rammegors: Progress report 1. Yerseke: Wageningen Marine Research doi:10.18174/429903.

Widdows, J., Brown, S., Brinsley, M. D., Salkeld, P. N., and Elliott, M. (2000). Temporal changes in intertidal sediment erodability: influence of biological and climatic factors. *Continental Shelf Research* 20, 1275–1289. doi:10.1016/S0278-4343(00)00023-6.

Widdows, J., Friend, P. L., Bale, A. J., Brinsley, M. D., Pope, N. D., and Thompson, C. E. L. (2007). Inter-comparison between five devices for determining erodability of intertidal sediments. *Continental Shelf Research* 27, 1174–1189. doi:10.1016/j.csr.2005.10.006.

Ysebaert, T., Fettweis, M., Meire, P., and Sas, M. (2005). Benthic variability in intertidal soft-sediments in the mesohaline part of the Schelde estuary. *Hydrobiologia* 540, 197–216. doi:10.1007/s10750-004-7144-5.

Ysebaert, T., Meire, P., Herman, P., and Verbeek, H. (2002). Macrobenthic species response surfaces along estuarine gradients: prediction by logistic regression. *Marine Ecology Progress Series* 225, 79–95. doi:10.3354/meps225079.

Zwarts, L., Blomert, A.-M., Spaak, P., and de Vries, B. (1994). Feeding radius, burying depth and siphon size of Macoma balthica and Scrobicularia plana. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 183, 193–212. doi:10.1016/0022-0981(94)90087-6.

Zwarts, L., and Wanink, J. H. (1993). How the food supply harvestable by waders in the Wadden Sea depends on the variation in energy density, body weight, biomass, burying depth and behaviour of tidal-flat invertebrates. *Netherlands Journal of Sea Research* 31, 441–476. doi:10.1016/0077-7579(93)90059-2.

Contrasting strategies to cope with storm-induced erosion events: a flume study comparing a native vs. introduced bivalve

Lauren Wiesebron[1], Lilian Teeuw[1], Jeroen van Dalen[1], Lennart van Ijzerloo[1], Karin Troost[2], Brenda Walles[2], Tom Ysebaert[1,2], Tjeerd Bouma[1,3,4].

[1]Royal Netherlands Institute for Sea Research, Department of Estuarine and Delta Systems (EDS), and Utrecht University, P.O. Box 140, 4400 AC Yerseke, The Netherlands

[2]Wageningen University & Research, Yerseke, The Netherlands

[3]University of Applied Sciences, Vlissingen, The Netherlands

[4]Faculty of Geosciences, Utrecht University, Utrecht, the Netherlands

Keywords: bivalve, storm, flume, introduced species, invasive, extreme event, sediment erosion

Abstract

Storm-induced erosion events may alter the diversity of tidal flat communities by selecting for species that can better tolerate such disturbances. Introduced and invasive species are highly adaptable to a wide range of abiotic characteristics, and this adaptability may make them better able to withstand erosion events. With a novel flume method, we compared the ability of two bivalve species to resist storm-induced erosion: *Cerastoderma edule*, a native species to the Scheldt estuary in the Netherlands, and *Ruditapes philippinarum*, an introduced species that is successful worldwide and in the Netherlands. We used three sediment erosion rates to simulate storms of increasing severity. At the 10.6 cm/h and 15 cm/h sediment erosion rates, all *R. philippinarum* were surfaced whereas only half *C. edule* were surfaced. However, after being brought to the sediment surface, *C. edule* were more readily transported by currents and waves than *R. philippinarum* due to differences in their shell shape. We concluded that the two bivalve species have different strategies to avoid mortality by severe storm erosion: *C. edule* avoided being surfaced and *R. philippinarum* avoided being transported. In this case, it appears that extreme storms favor the specific adaptations of a native species over the broad adaptability of a non-indigenous one. Indeed, *C. edule* would be more likely to survive moderately extreme storms than *R. philippinarum*, though the most extreme storms would be equally devastating to both species.

Introduction

Bivalves are key components of intertidal marine ecosystems: not only do they serve as food for many birds and fish (Bocher et al., 2014; Hiddink et al., 2002), but they also perform vital ecosystem services such as oxygenating the sediment and creating habitat for deeper living organisms (Gray and Elliott, 2009; Kristensen, 1988; Thrush et al., 2006). Under daily hydrodynamic forcing, adult bivalves, which have low mobility, are safe from erosion due to their size and burrowing depth (Hunt, 2004; Yeo and Risk, 1979). However, extreme storms can erode 10-15 cm of sediment on intertidal flats in a single event (see de Vet et al., 2020; Hu et al., 2017, 2015), thereby not only threatening shallow-buried juvenile bivalves, but also adults. Severe storm-induced erosion can decrease macrofaunal abundances (de Vet et al., 2020), cause long-term community structural change (Ong and Krishnan, 1995) and large bivalve mortality events (Cadée, 2016; Rees et al., 1977; Shi et al., 2021; Yeo and Risk, 1979). Indeed, exposure of bivalves to the sediment surface can increase the risk of mortality by predation (Hiddink and Wolff, 2002), desiccation (Kurihara, 2003), and transport to unfavorable

habitat (Cadée, 2016). In addition, the majority of storms in temperate regions occur in the autumn and winter which coincides with low temperatures and food scarcity that can send bivalve into a dormant, or quasi-hibernating, state (Newell and Bayne, 1980). Bivalves in a dormant state have reduced mobility (Haider et al., 2020) which makes them even more vulnerable to storm-induced erosion than if they were actively able to burrow further down into the sediment. As the frequency and intensity of storms may increase with climate change (Stocker et al., 2014), they could shape tidal flat communities by selecting for species that are less vulnerable to disturbances from storms.

Invasive and introduced bivalve species are in general highly adaptable (Bates et al., 2013), which may make them more resilient to severe storm-induced sediment erosion events than native species. Many studies (e.g. Bielen et al., 2016; Lenz et al., 2011; Schneider, 2008) have shown that invasive and introduced bivalves have lower mortality and lower indicators of physiological stress under extreme temperatures compared to their native counterparts. It remains however unknown whether tolerance to abiotic stressors like temperature and salinity may also extend to tolerance towards extreme physical disturbances like storm-induced erosion. Because burrowing faster than the sediment erosion rate would allow a bivalve to escape storm-induced erosion, the ability to burrow quickly may be a trait that facilitates invasions of shallow-burying bivalves in tidal flats that face increasing frequency and severity in storms.

The manila clam *Ruditapes philippinarum* (Adams and Reeve 1850), a native of the subtropical Pacific, is a successful introduced species worldwide to the extent that it has replaced the native *Ruditapes decussatus* (Linnaeus, 1758) in several disturbed estuaries in Europe like Ararchon Bay in France and the Venice lagoons in Italy (Bidegain and Juanes, 2013). One of the reasons for *R. philippinarum*'s success is thought to be its high adaptability to a wide range of environmental conditions, such as salinity, temperature, and dissolved oxygen (Brusà et al., 2013). Since 2008, it has been found in the Scheldt estuary on the border of Belgium and the Netherlands (Foekema et al., 2014), living in the same sediment as the native cockle, *Cerastoderma edule* (Linnaeus 1758). *C. edule* and *R. philippinarum* are filter feeders and live close to the sediment's surface (1-3 cm depth for *C. edule* (Zwarts and Wanink, 1989) and 1- 4 cm depth for *R. philippinarum* (Lee, 1996)). While *R. philippinarum* is not assessed to be an invasive species in the Scheldt, it is a species on the Watch list risk category as defined by the Invasive Species Environmental Impact Assessment guidelines, because of its high fecundity, pelagic larvae, and high colonization potential (Foekema et al., 2014). Because the two species are found in the same sediments and occupy a similar function, there is concern that the two may compete for habitat. Indeed, the presence of *R. philippinarum* has increased in the Scheldt estuary over the past few years, as has its habitat overlap with *C. edule*. In 2014, Wageningen Marine Research's monitoring campaign conducted in the Scheldt estuary found that 8% of samples with either species contained both, whereas in 2019 and 2020, 29% of samples with either species contained both (Troost et al., 2021).

While the overlap between the two species is increasing in the Scheldt, studies have shown that *R. philippinarum* prefers habitat with less hydrodynamic forcing than *C. edule* (Bidegain and Juanes, 2013; Bouma et al., 2001; Cozzoli et al., 2014). However, a habitat preference for lower hydrodynamic forcing does not necessarily translate to a lower tolerance towards rare extreme events of high hydrodynamic forcing, like storms. Indeed, invasive and introduced species can frequently tolerate a wide range of abiotic conditions. (Lenz et al., 2011), and R. philippinarum has already demonstrated high physical tolerance to extreme temperature and salinity (Brusà et al., 2013). The flexibility shown by *R. philippinarum* to other abiotic stressors may manifest in greater resilience to storm-induced erosion events than *C. edule*. Yet, because of *R. philippinarum's* subtropical origins, they may have a higher dormancy rate than *C. edule* due to lower habituation to harsh winter conditions. A higher

dormancy rate could make *R. philippinarum* more vulnerable to storm-induced erosion, as they would be unable to burrow to escape dislodgement in a dormant state.

Although storm events can have a large impact on benthic macrofauna, their effects are difficult to study *in situ*, as their unpredictable nature can make fieldwork hard to plan and unsafe. Laboratory flume experiments simulating stormy conditions provide an alternative that allows for direct observation during storm-like conditions. Thus, we firstly studied the erodibility of *R. philippinarum* and *C. edule* in a custom-designed flume that allowed us to simulate rapid sediment erosion at precise rates. To our knowledge, the vulnerability of adult bivalves to storm-induced erosion events has not explicitly been studied before in an experimental context. Secondly, we examined whether the two species had different dormancy incidences over a late fall-early winter season, as this may strongly affect a species ability to escape surfacing during erosion events. Thirdly and finally, we tested if the differences in shape between the two bivalves would affect their transport speed, once brought to the surface. Although the two species have similar functions and habitat, they are morphologically different with *C. edule* having a round shell and *R. philippinarum* having a flatter shape. We expected their difference in shape to translate to a difference in transportability because the initiation of particle movement is known to mainly depend on shape (Paphitis et al., 2002). Our overarching hypotheses for the experiment were: 1) *R. philippinarum* would have a higher surfacing rate than *C. edule* due to its preference for for habitat with lower hydrodynamic forcing; 2) *R. philippinarum* would have a higher rate of dormancy than *C. edule* due to its subtropical origins, and 3) once surfaced, the transport speed of *C. edule* would be faster than that of *R. philippinarum* due to its rounder shape.

Methods

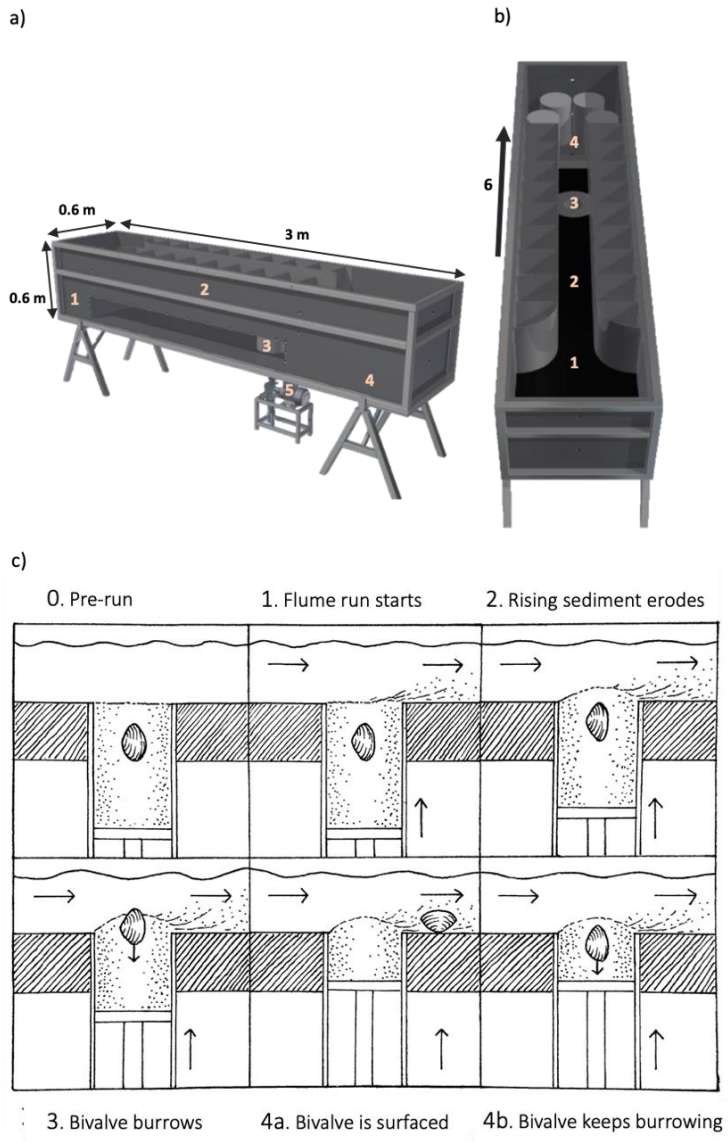
Mimicking storm-induced rapid erosion events: the concept and flume design

Manipulating sediment erosion rates is important to better understand bivalve vulnerability to storm-induced erosion, because storms do not all have the same intensity. As storms of higher intensity can induce larger volumes of sediment erosion than storms of a lower intensity (de Vet et al., 2020; Hu et al. 2017), the proportion of surfaced bivalves in a population is likely to increase with the intensity of a storm. We may also observe threshold effects, where once a certain sediment erosion rate is reached, all the individuals of a population are surfaced. Racetrack flumes have been used to study the erodibility of newly settled bivalves to great success (Hunt, 2004; Lundquist et al., 2004; St-Onge and Miron, 2007), however, it is difficult to mimic extreme sediment erosion rates in a racetrack flume with a controlled intensity. For example, Hunt (2004) caused only 0.5 to 1 cm of erosion using a racetrack flume, whereas we wished to be able to mimic intense storms where much larger volumes of sediment can be quickly eroded (5-15 cm, cf. de Vet et al., 2020; Hu et al. 2017). In our experiment, we used a custom-made flume (Figuur 126a & b) where we could control the sediment erosion rate precisely, which was ideal for examining the effects of varying intensity of storm-induced erosion on adult bivalve erodibility.

To study the effect of rapid storm-induced erosion during winter, when benthic animals are least active and storms are most prevalent, we conducted a flume experiment from November 12, 2019 to January 15, 2020. All experiments were conducted in the previously described custom-made flume (Figuur 126 1a), containing a sediment core that could be pushed up with a pneumatic pump through a 16 cm diameter hole in the bottom of the flume. Given that the sediment core directly erodes as soon as the sediment enters the 40 cm/s flow in the flume, the erosion rate that animals in the sediment core experiences is equal to the rate by which the core was pushed into the flume. The water flow of 40 cm/s does not affect the erosion rate, which was determined by the speed at which the sediment core is pushed up into the flow, but was fast enough to directly erode the gradually exposed core and transport the sediment to the back of the flume. For animals to withstand erosion, they thus

must actively burrow down into the sediment with at least the same speed as the core is being pushed into the flume (Figuur 1261c).

We used three sediment erosion rates to simulate different levels of storm intensity: 5 cm/h, 10 cm/h, 15 cm/h. The final erosion rate represents the upper limit of storms that we have observed in the Scheldt estuary in the past 30 years (de Vet et al., 2020; Hu et al., 2017). By using three different sediment erosion rates, we could test whether there was an interaction between erosion rate and species on bivalve erodibility.



Figuur 126. Schematic of the storm erosion flume showing a) the exterior, b) top view with: (1) Front basin and cooling system (2) Flume channel (3) Sediment core (4) Back basin, pumps, and circulation tubes (5) Cart with pneumatic piston to raise the sediment core (6) Direction of water through flume channel. The water flows through the main channel (2) of the flume, over the sediment core (3), and is then circulated back with tubes running beneath the main channel. A constant water flow of 40 cm/s was generated by three pumps at the end back basin of the flume (4). To neutralize the heating of the pumps, a Lauda WKL 3200 Recirculating Chiller with a stainless-steel cooling spiral was used to counteract the heating of the water by the pumps (1) c) a schematic drawing showing the functioning of the flume during a run to test the erodibility of a bivalve. The sediment core is pushed upwards into the water flow (1,2,3). As the sediment overlying the bivalve is eroded (2), the bivalve needs to burrow down into the sediment to escape being surfaced (3). The speed of sediment erosion is determined by the upwards movement of the sediment. If the bivalve's burrowing speed is slower than the upwards movement of the sediment core the bivalve is surfaced (4a) if it is faster, it remains burrowed (4b). The run ends when the bivalve is surfaced or after 60 minutes.

Bivalve collection and experimental set-up

We collected at least fifty adults per bivalve species between 25 and 35 mm in length at Oesterdam, a sandy site in the Eastern Scheldt (51.46670, 4.22139), on a biweekly basis. Because their shell morphologies were different, we selected *Ruditapes philippinarum* and *Cerastoderma edule* that had the same dry weight (mean: 5.2 g and SD: 1.2 g, shell and flesh) instead of the same shell length. *R. philippinarum* had a greater shell length than *C. edule* (mean: 30.9 mm and SD: 2.4 mm vs mean: 28.1 mm and SD: 2.1 mm), but *C. edule* had a greater shell width and height than *R. philippinarum* (*C. edule* shell width mean: 25.5 mm and SD: 1.4 mm vs. R. philippinarum mean: 23.2 mm and SD: 1.9 mm, and *C. edule* shell height mean: 21.1 mm and SD: 1.5 mm vs. R. philippinarum mean: 17.0 mm and SD: 1.7 mm). The narrow size range ensured that there was no size effect on erodibility. The bivalves were stored in baskets in tidal tanks in a climate controlled room with an air temperature of 9 °C, for at least a week to ensure acclimatization to laboratory conditions before being used in the experiments. This temperature was chosen to mimic the mean November and December air temperature. Each tidal tank system was composed of two 1.2 m by 0.8 m tanks stacked on top of each other (Cao et al., 2018). Unfiltered water from the Eastern Scheldt estuary, which has a salinity of 31 ppt, was pumped from the bottom tank up to the top tank to simulate tidal conditions. High tide conditions (5 cm water above experimental units) lasted six hours and occurred twice a day. The water temperature in the tidal tanks was around 9 °C in November 2019 and around 7.5 °C in January 2020 when the experiment ended, which was 1-2 degrees warmer than the water in the Scheldt. Because of the twice-daily pumping of the water from the bottom to the top tank, the water was well-aerated and oxygenated. There was no sand in the tidal tanks and the bivalves were kept in baskets, with around 30 individuals per basket. We changed the water once a week, and, as the bivalves are filter feeders, in addition to the food contained in the raw Eastern Scheldt water, we fed them with an algal concentrate (Shellfish Diet from Reed Mariculture) 5 mL per tank twice per week.

The day before the experiment, we selected twelve individuals randomly from the two species (six per species). The twelve individuals were placed on top of twelve cores to burrow. Each core was made from a sawed off PVC pipe (30 cm length, 11.5 cm width) with a removable bottom cap, and was filled to 10 cm below the rim. We filled the experimental cores with a single sediment which had a comparable grain size distribution to the sediments from the collection location at the Oesterdam. The Oesterdam sediment had an average grainsize ranging between 250 and 270 µm and the sediment used in the experiments had an average grain size of 246 µm. The field and experimental sediments mainly consisted of medium (250-500 µm; 40-45%) and fine (125- 500 µm; 40-60%) sand. The twelve cores were kept in a tidal tank in the same mesocosm room that the bivalves were stored and set to the same tidal cycle as the other tanks. The next morning, a core that had a burrowed individual was selected at random for each flume run. Because we were only able to perform a maximum of 3 flume runs a day, 1-3 individuals out of the 12 individuals (6 per species) that were placed on top of the cores to burrow were used in the flume.

Estimating species-specific dormancy rates

We monitored the proportion of dormant individuals in our collected bivalve populations from November 2019 to January 2020 because we were interested in whether winter-induced dormancy would impact the erodibility of the bivalves. We considered “dormancy” the hibernation state that bivalves can enter in cold winter conditions (Newell and Bayne, 1980) when it may experience food scarcity and even starvation (Haider et al., 2020). The state that we call dormancy throughout the paper can also be caused by environmental stressors, like hypoxia (Storey and Storey, 1990). It is characterized by low metabolic activity (Haider et al., 2020), thus dormant bivalves stayed on top of the sediment and did not burrow. *C. edule* are also known to have their burrowing capacity inhibited by parasites, but as infected *C. edule* are usually found on top of the sediment in the field (Thieltges,

2006), we hopefully avoided infected cockles by only collecting burrowed individuals. It is also possible the dormant state was a response to the stress of the mesocosm environment. Whatever the cause, we kept track of the number of *C. edule* and *R. philippinarum* that were dormant over the season. As we only used burrowed individuals for our flume experiments, dormancy did not impact our experiments, but it could impact the erodibility of bivalve populations in the field, as dormant bivalves may be passively surfaced by a storm by being unable to escape erosion by digging.

To track the proportion of dormant individuals, we counted the number of unburrowed individuals on the mornings of flume experiments out of the 12 individuals (six per species) that were laid out on cores 24 hours prior. Because we collected new bivalves every two weeks, this allowed us to better understand if dormancy changed over the course of the late fall-early winter season (November 12, 2019 to January 15, 2020). Please see Table S1 for the dates we checked bivalves for dormancy.

Storm erosion flume runs with increasing intensity of sediment erosion

Experiments were conducted in the custom-made flume (Figure 1a & b). The flume was filled with sea water to a height of 15 cm, which minimized turbulence within the flume, and during each run the current velocity was 0.40 m s^{-1}. In addition, the water used in the flume was chilled overnight in 1000 L tank to a temperature of 3-5 °C before being used to simulate winter water temperatures. While we acclimated the bivalves to the flume conditions for thirty minutes before each run, the bivalves may have experience some shock due to the water temperature difference between the tidal tanks (7.5-9 °C) and the flume environment (3- 5 °C), which may have affected their ability to burrow into the sediment.

We performed 50 flume runs (25 *C. edule* and 25 *R. philippinarum*) over the course of 6 weeks. During each run, a sediment core containing a single bivalve was used. We conducted three trial types with three sediment erosion rates: 5.3 cm/h (10 single-individual runs per species) 10.6 cm/h (8 single-individual runs per species), 15.9 cm/h (7 single-individual runs per species). We could perform a maximum of three runs per day because we needed to drain and refill the flume chamber from the chilled water storage tank after every run to minimize warming of the water due to pump friction. The run ended after 60 minutes had elapsed or when a bivalve was transported outside of the core. A bivalve was considered to be surfaced when it was completely exposed on top of the sediment. The flume runs were recorded with a camera to assess bivalve behavior within the flume and confirm the time of erosion. We retrieved the bivalve after the run was complete for morphological measurements.

Racetrack flume to measure bivalve transport speed once surfaced

To gain a better understanding of whether the fate of the bivalves may be different once surfaced, we measured the transport speed for both species under currents and waves. We used the NIOZ racetrack flume, a large flow channel (17.5 m length, 3.25 m width) where waves and a constant unidirectional flow of up to 0.60 m. s^{-1} can be generated. We inserted a 30 cm wide $\times$ 40 cm long $\times$ 10 cm deep bed of sand in the test section, which we flattened in between runs. Before each run, we deposited six bivalves (three of each species) in a line perpendicular to the current on top of the sand. We performed separate trials to test the effects of current speed and increasing wave height on bivalve transport. We used four levels of current velocity: 0.089 m/s, 0.114 m/s, 0.135 m/s, 0.168 m/s) and four levels of wave height (with a constant underlying current velocity of 0.09 m/s): 3.6 cm, 5 cm, 5.6 cm, 6.4 cm. We used six new bivalves (three per species) for each run, and performed two runs per current speed or wave height setting. During each flume run, we measured the speed at which the bivalves were transported across the sand.

Statistical analysis

We used logistic regression to determine whether there is a difference between the surfacing probability of the two species and whether the surfacing probability increased with increasing erosion rate. Logistic regression is a generalized linear model with a logit-link function to a binomial distribution, where the dependent variable is modeled as a binary outcome (Equation 1). We fit the bivalve surfacing (0 = burrowed, 1= surfaced) to erosion rate (continuous), species (two-level categorical), water temperature in the flume (continuous) and date (continuous). It is appropriate to treat erosion rate in the surfacing model (Equation 1) as a continuous variable because the differences between our measurement points are meaningful quantitative measures (Quinn and Keough, 2002, page 136). Surfacing probabilities in between our three measured points can be interpolated from the logistic regression model (see Figure 3 for model fits). Because we wanted to know whether there was a difference in the direction of responses to accelerating sediment erosion depending on the species, we tested an interaction between erosion rate and species.

Our model was as follows:

$$Surfacing_i \sim Binomial\ (p_i)$$

$$p_i = \frac{e^{\beta_0 + ErosionRate_i \times Species_i + Date_i + WaterTemperature_i}}{1 + e^{\beta_0 + ErosionRate_i \times Species_i + Date_i + WaterTemperature_i}}$$

(Equation 1)

Where $Surfacing_i$ is ith observation of surfacing, p_i is the probability of surfacing occuring, and β_0 is the model intercept.

We also used a logistic regression model to examine whether there was a difference in dormancy rate (0 = active, 1 = dormant) between species as well as whether there was a seasonal trend to dormancy rate. The model for dormancy was similar to the one depicted in Equation 1, with dormancy as the response variable, and species (categorical) and date (continuous) as covariates. We included an interaction between species and date to test whether a seasonal trend differed by species. We tested the significance of the logistic regression coefficients using a Wald test, which is similar to a t-test but uses ratios which are appropriate for logistic regression (Quinn and Keough, 2002 page 363).

We modeled the bivalve transport speed using a lognormal two-part, or hurdle, model with current speed or wave height and species as covariates. A hurdle model is used to model a process where the response variable must overcome a “hurdle” to be measured. In this case, the bivalves must first be transported in order to have a measured transport speed. The hurdle model has two parts (Equation 2). In the first step, a binomial model is used to model the probability (p_i) that a zero is observed, which in our case is whether a bivalve remains untransported and stationary. In the second step, a lognormal model is used to model non-zero response data, which is the speed of the transported bivalves (μ_i). The lognormal distribution for the non-zero transport speed was appropriate because these data were positive, continuous, and lognormally distributed.

$$Transport\ (y = 0)_i \sim Binomial\ (p_i)$$

$$p_i = \frac{e^{\beta_0 + CurrentOrWaves_i + Species_i}}{1 + e^{\beta_0 + CurrentOrWaves_i + Species_i}}$$

$$Transport\ (y > 0)_i \sim Lognormal\ (\mu_i)$$

$$\mu_i = e^{\beta_0 + CurrentOrWaves_i + Species_i}$$

$$E(Transport_i) = (1 - p_i) \times \mu_i$$

(Equation 2)

Where $Transport\ (y = 0)_i$ is the ith observation of untransported bivalves and $Transport\ (y > 0)_i$ is the ith observation of transported bivalves, and $E(Transport_i)$ is the expected mean of the lognormal hurdle model of bivalve transport speed. CurrentOrWaves was the current speed in the model for experiments where the flow rate in the flume increased without waves, and CurrentOrWaves was wave height in the model for experiments where the wave increased and the flow was fixed.

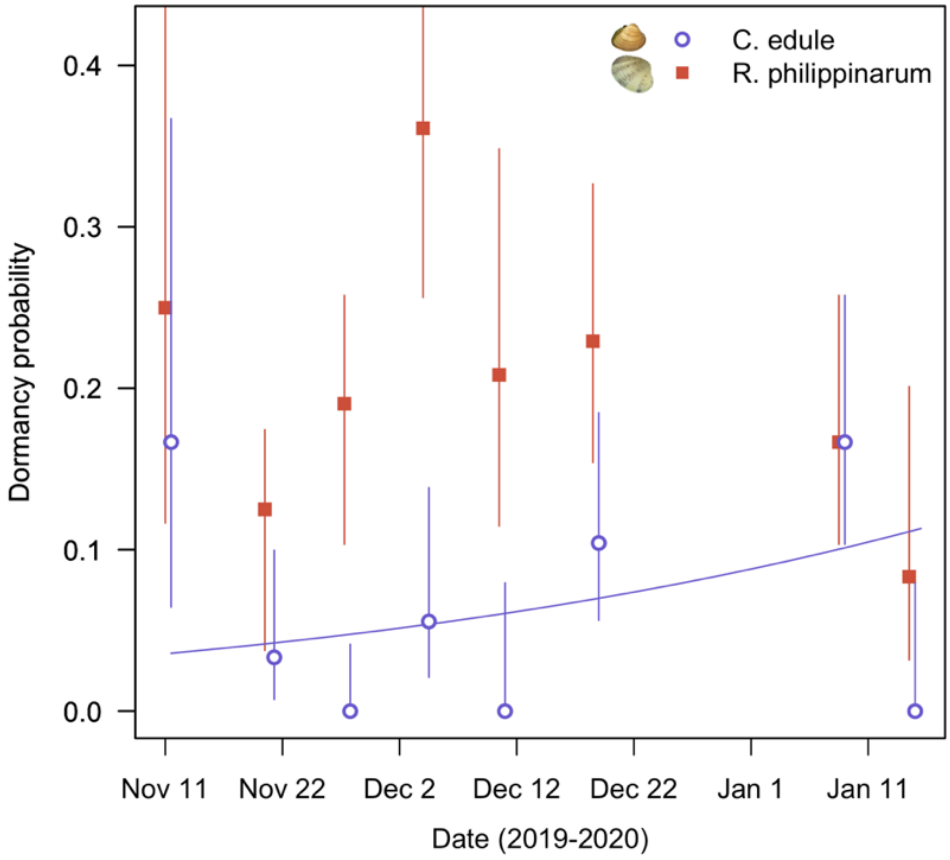
We checked model fit by ensuring that there was no statistically significant difference between the model null and residual deviance with a Chi-square test, and by examining the residual and Q-Q plots plots for abnormalities. All models that we report had a good fit according ot the Chi-square test. As in the logistic regression, we considered the independent variables current speed (4 levels) and wave height (4 levels) as continuous variables.

Finally, we used linear regression to model the time it took for a bivalve to be surfaced as a function of species (categorical), sediment erosion speed (continuous), date (continuous, and flume water temperature (continuous). T-tests were used to determine the significance of the model intercept and coefficients. Statistical analyses were performed with R using the functions from “base”, “aod”, and “binom” packages. See Table 1 for details on model fits.

Results

Species and seasonal effects on dormancy

R. philippinarum had a higher dormancy rate (on average 20%) than *C. edule* (on average 7%, Wald's χ^2 (1) = 19.1, p = 0.0). The probability of *C. edule* being dormant increased over the course of the experiment with small statistical significance (Wald's χ^2 (1) = 3.8, p = 0.04), while the dormancy probability of *R. philippinarum* stayed constantly high (Figuur 127).



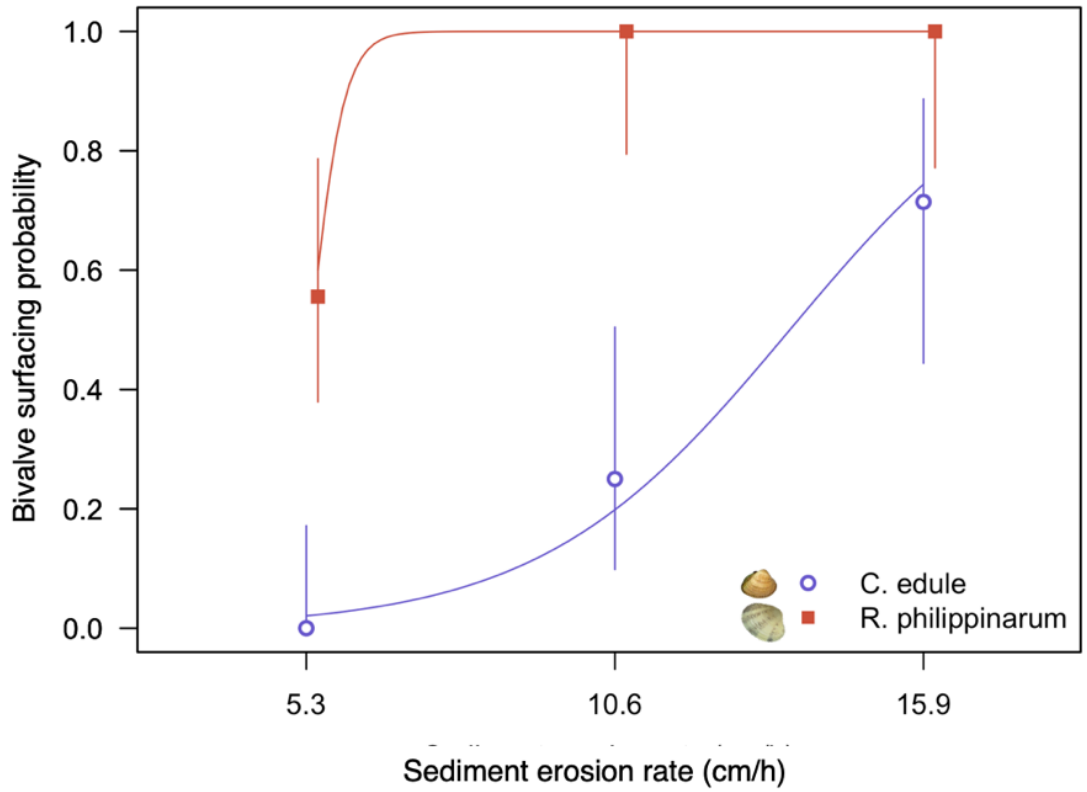
Figuur 127. The probability of dormancy for C. edule (purple circle) and R. philippinarum (orange square) as a function of days since the beginning of the experiment (November 12, 2019) until the end of the experiment (January 15, 2020). We observed the dormancy of 12 individuals (sixe per species) each morning that we performed flume runs (see Table S1 for dates). The symbols (circles and squares) represent the observed probability of dormancy per week and the vertical lines represent the 90% confidence intervals for these observations. We include the model fit for probability of dormancy as a function of days for C. edule, but not for R. philippinarum as the model fit was insignificant. See Table 1 for model equation and covariate significance.

Tabel 17. Model formula (Model), coefficients (Coef.), standard errors (Std. Error), confidence intervals for the coefficient (2.5% & 97.5%), test statistics (Test stat.) and p-values (p) for the intercept and covariates. We present models of bivalve surfacing, surfacing time, and transport in current and waves. The transport models have two parts: the first part is a logistic regression describing the probability that a bivalvee remain untrasported (Transport, y=0) and the second part describes the speed of the transported bivalve (Transport, y>0). For all models, we indicate in the model formula if the generalized linear model required a link (either "logit" or "log") function. The test statistic for the logistic regressions was a Wald's Chi-square and a t statistic for the lognormal and Gaussian regressions. In all models, "Species" is a categorical variable and modifies the model intercept when significant. The reference level for the Species covariate is R. philippinarum, which means that model predictions for R. philippinarum include the model intercept without modification from the Species coefficient. The intercept for model predictions for C. edule are modified with the Species coefficient.

Model	Response	Covariate	Est.	Std. Error	2.50%	97.50 %	Test stat.	p
Logit (Surfacing) ~ Intercept + Sediment erosion rate + Species + Water temperature								
	Surfacing	Intercept	4.01	3.37	-2.61	11	1.4 (df=1)	0.75
		Sediment erosion rate	0.63	0.22	0.28	1.2	8.0 (df=1)	0.005
		Species	-6	1.95	-10.95	-3.02	9.4 (df=1)	0.002
		Water temperature	-1.58	0.86	-3.48	-0.02	3.4 (df=1)	0.065
		Date	-0.016	0.057	-0.13	0.09	0.081 (df=1)	0.78
Logit (Dormancy) ~ Intercept + Sediment erosion rate + Species × Date								
	Dormancy	Intercept	-1	0.3	-1.63	-0.49	13.1 (df=1)	<0.001
		Species	-2.2	0.6	3.52	-1.1	13.5 (df=1)	<0.001
		Date	0	0	-0.0026	0.006	1.4 (df=1)	0.23
		Species × Date	0.03	0.02	0	0.05	3.8 (df=1)	0.04
(Surfacing time) ~ Intercept + Sediment erosion rate + Species + Water temperature +Date								
	Surfacing time	Intercept	37.81	14.98	-2.61	11	2.52 (df=19)	0.02
		Sediment erosion rate	-1.07	0.47	0.28	1.2	-2.28 (df=19)	0.03
		Species	1.53	4.69	-10.95	-3.02	0.37 (df=19)	0.74
		Water temperature	-2.13	3.19	-3.48	-0.02	-0.66 (df=19)	0.51
		Date	-0.03	0.22			-0.13 (df=19)	0.89
Logit (Transport, y=0) ~ Intercept + Current speed + Species								
	Transport, y=0	Intercept	-15.79	4.29	-26.19	-8.93	10.6 (df=1)	0.001
		Current speed	97.07	27.05	53.38	162.02	10.3 (df=1)	0.001
		Species	3.78	1.18	1.81	6.59	6.6 (df=1)	0.01
Log (Transport, y>0) ~Intercept + Current speed + Species								
	Transport, y>0	Intercept	-8.61	3.01	-11.75	-5.59	-5.52 (df=15)	<0.001
		Current speed	58.49	19.77	38.62	78.46	5.76 (df=15)	<0.001
		Species	2.39	0.73	2.11	3.35	8.62 (df=15)	<0.001
Logit (Transport, y=0) ~ Intercept + Wave height + Species								
	Transport, y=0	Intercept	-13.41	4.62	-24.97	-6.19	8.4 (df=1)	0.004
		Wave height	2.39	0.82	1.1	4.42	8.6 (df=1)	0.003
		Species	5.37	1.78	2.65	9.86	9.1 (df=1)	0.002
Log (Transport, y>0) ~Intercept + Wave height + Species								
	Transport, y>0	Intercept	-7.04	1.35	-9.78	-4.29	-5.21 (df=28)	<0.001
		Wave height	1.19	0.22	0.75	1.64	5.43 (df=28)	<0.001
		Species	1.61	0.38	0.83	2.38	4.2 (df=28)	<0.001

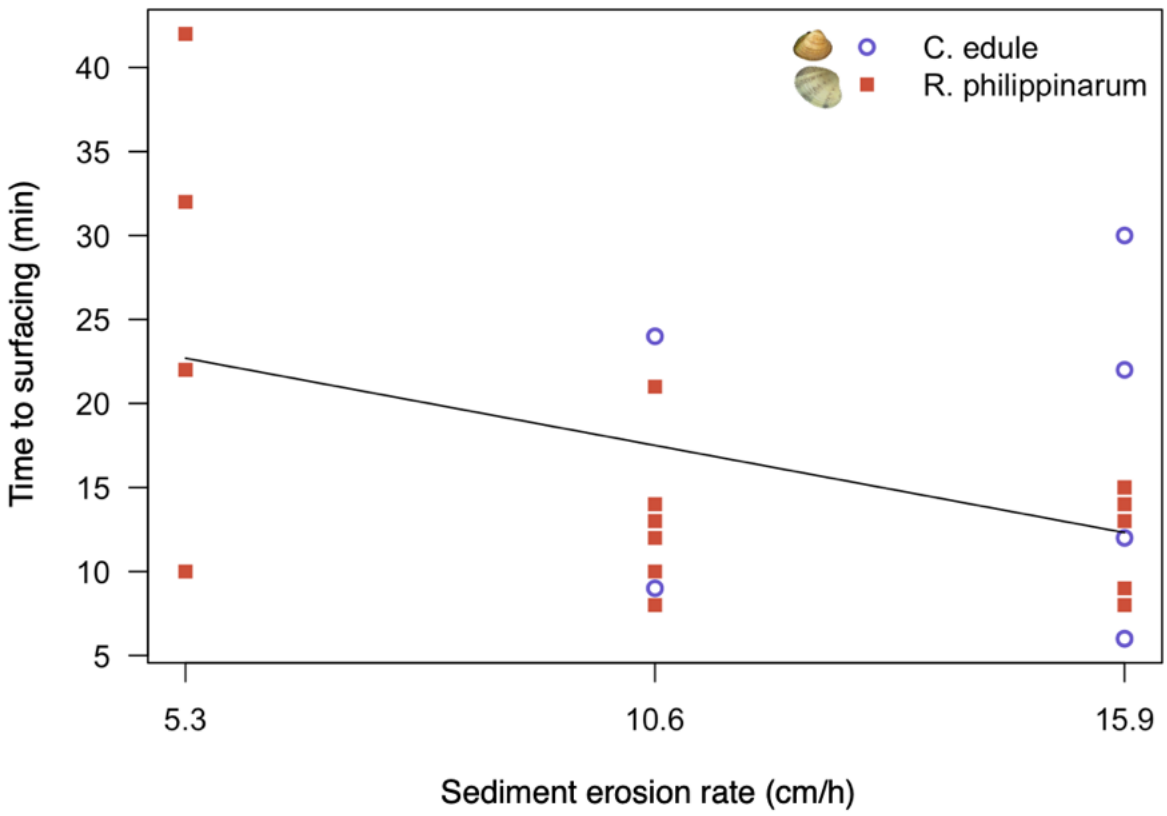
Species and sediment erosion rate effects on bivalve surfacing

R. philippinarum (86% surfaced overall) were more easily surfaced than *C. edule* (30% surfaced overall) (Figuur 128). For both species, the surfacing of the individuals increased with the sediment erosion rate (Wald χ^2 (1) = 6, p = 0.013). In fact, all *R. philippinarum* were surfaced at the two highest erosion rates and 66% were surfaced at the slowest one (5 cm/h). On the other hand, no *C. edule* were surfaced at the 5 cm/h speed, but 28% were surfaced at the 10 cm/h erosion rate and 70% were surfaced at the 15 cm/h erosion rate. We observed active burrowing behavior for the individuals that avoided surfacing.



Figuur 128. The mean surfacing probability (fitted lines) of C. edule (purple) and R. philippinarum (orange) as a function of sediment erosion rate, with 0 = no individuals eroded and 1 = all individuals eroded. We tested bivalve erodibility at three different sediment erosion rates: 5 *cm/h*, 10 *cm/h*, and 15 *cm/h*. The circles represent the observed fraction of surfaced bivalves out of the total number of bivalves in that species tested. The vertical lines represent 90% confidence intervals, given a binomial distribution. See Table 1 for the model fit.

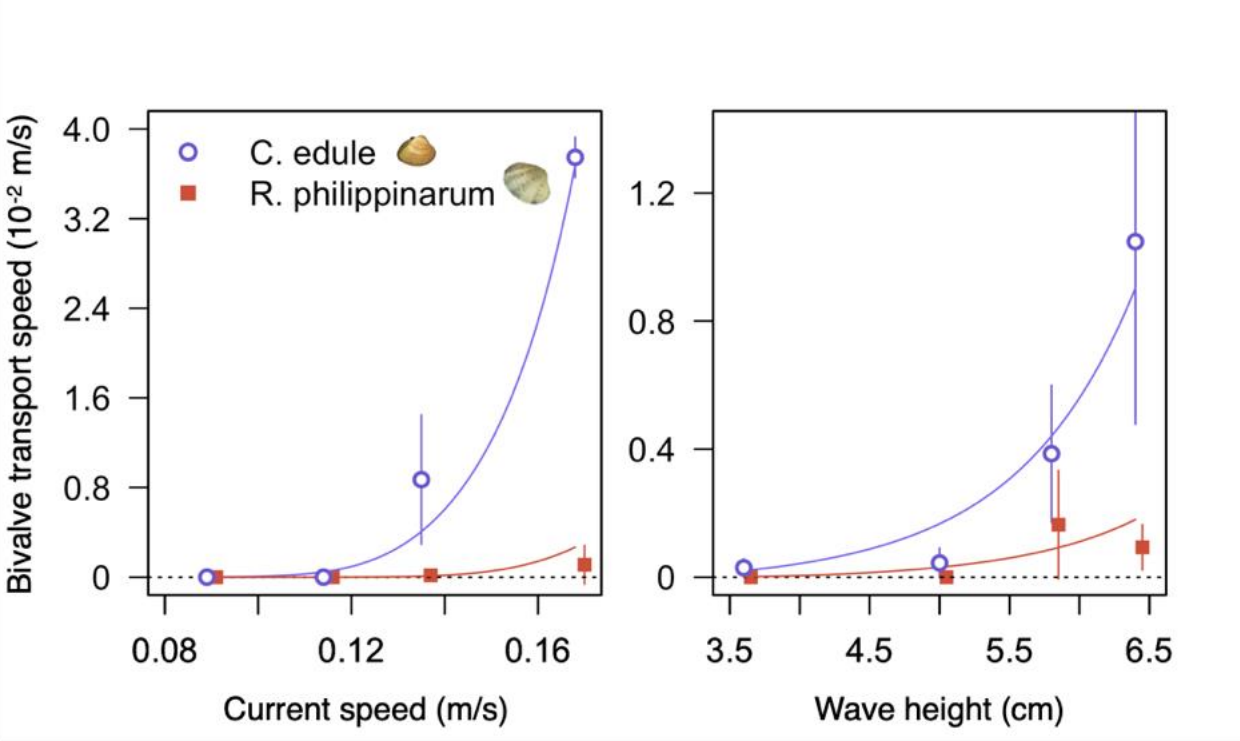
The surfacing of an individual did not depend on their size. However, the size of the individuals covered a narrow range, which could explain why we saw no large effect due to size. In addition, the bivalves appeared to more likely to be surfaced at colder water temperatures in the flume (Wald's χ^2 (1) = 3.4, p = 0.06). However, it should be noted that we kept the flume temperature within a narrow range (3-5ºC) and so the lack of a strong effect may be due to small variability of the covariate. Finally, the bivalves were surfaced faster with an increasing erosion rate (t(1) = -2.157, p = 0.0428). This effect was likely driven by *R. philippinarum*.We did not detect a species difference in surfacing time, probably because few *C. edule* were surfaced in comparison to *R. philippinarum* (0 at 5.3 cm/h erosion rate, 2 at 10.6 cm/h erosion rate) (Figuur 129). The time to surfacing was not affected by date or water temperature.



Figuur 129. Time (minutes) elapsed in the flume until bivalve erosion as a function of sediment erosion rate (*cm/h*) and species: C. edule (purple circles) and R. philippinarum (orange squares). We tested bivalve erodibility in the flume at three different sediment erosion rates: 5.3 *cm/h*, 10.6 *cm/h*, and 15.9 *cm/h*. In this linear regression, we treated erosion rate as a continuous variable. The line represents the model fit (y = 27.9 – 0.9 x, R2 = 0.21). Please note that there were no C. edule that were surfaced at an erosion rate of 5.3 cm/h and that the total number of C. edule that were surfaced was low, especially at an erosion rate of 10.6 cm/h (n=2) which means our statistical power for detecting a species effect on the surfacing time was low.

Bivalve transport speed

Once at the sediment surface, *C. edule* were transported faster (~ 30 times faster, χ^2 (1) = 43.2, p < 0.001) and had lower entrainment velocity (fluid velocity that causes initiation of bivalve movement) than *R. philippinarum*, Figure 5). For example, at a current velocity of 0.135 m/s, *C. edule* had a speed of 8.67 $\times$ 10^{-3} m/s whereas *R. philippinarum* had a speed of 1.6 x10^{-5} m/s. Furthermore, *C. edule* initiated movement at a current speed of 0.135 m/s (no waves) and a wave height of 3.6 cm (current speed = 0.089 m/s) , whereas *R. philippinarum* initiated movement at a greater current speed (0.168 m/s with no waves) wave height of 5.6 cm (Figuur 130). In addition, a greater proportion of *C. edule* were transported than *R. philippinarum* at a same wave height or current speed. For example, at a wave height of 5.6 cm, 100 % of *C. edule* were transported, whereas 50 % of *R. philippinarum* were transported. We observed *R. philippinarum* sliding across the sand, whereas *C. edule* rolled.



Figuur 130. The transport speed of bivalves C. edule (purple) and R. philippinarum (orange) in the racetrack flume with (left) increasing current speed and no waves and (right) increasing wave height at a current speed of 0.09 *m/s*. The line represents the model fit and the circles represent the mean transport speed for each set of bivalves tested at that wave height (n=3 per species per run, we performed 2 runs at each wave height). The vertical lines represent the standard deviation around the mean. The dotted 0 line is shown to facilitate the identification of entrainment velocity, which occurs when the transport speed > 0. See Table 1 for model equation and covariate significance.

Discussion

Comparing the erodibility of a native (*C. edule*) and a non-indigenous (*R. philippinarum*) bivalve revealed that individuals from both species surfaced in greater proportion as the sediment erosion rate increased. In line with our first hypothesis, there were large differences in species erodibility: *R. philippinarum* surfaced quicker and at higher rates than *C. edule*. In line with our second hypothesis, we found a higher overall dormancy of *R. philippinarum* than *C. edule*, even though the incidence of dormancy for *C. edule* increased over the autumn and winter. Although *R. philippinarum* were more likely to be surfaced by storm-induced erosion, this species had a higher entrainment velocity than *C. edule* (in line with our third hypothesis). The latter implies that *R. philippinarum* would be less vulnerable to being transported to an unfavorable habitat once surfaced than *C. edule*.

Contextualizing the experiments in a field setting and experimental limitations

While our experiments offers insight into the response of bivalves to extreme sediment erosion, it is very challenging to predict when and where these events occur in a natural setting. This is because the occurrence of extreme erosion events are the result of the combination of different time- and space-varying processes (e.g., waves, tidal flow, wind-driven flow and sediment strength) that determine the potential for sudden bed-level changes (Fan et al. 2006; Zhu et al. 2019; de Vet et al. 2020). In addition, the storm's timing in relation to the tidal cycle, and thus the depth of the water column (Shi et al. 2017), is very important for determining a storm's impact (de Vet et al. 2020). And so, the return time of an extreme erosion event is difficult to determine. In addition, the largest bed-level changes occur during a short fraction of the tidal period. For example, a 2014 storm in the Western Scheldt caused 12 cm of erosion, but only when the water was shallow which was 20% of the

tidal cycle, with no erosion occurring during the other 80% (Zhu et al. 2019). This means that though a storm may last several days, the sudden erosion of the tidal flat and transport of benthic macrofauna may occur in short bursts spread over a single or several tidal cycles. Furthermore, storm impacts are extremely spatially heterogenous. In a 2016 storm in the Western Scheldt, points that experienced ~20 cm and ~0.5 cm of sudden erosion were separated by only 300 m (de Vet et al. 2020). Typically, the lowest parts of tidal flats have a higher occurrence of extreme erosion than the highest parts of tidal flats. For example, the 2014 storm described by Zhu et al 2019 provoked ~12 cm of erosion at a tidal flat in the Western Scheldt at -1.25 m NAP but produced only ~ 1 cm of erosion at -0.25 m NAP, due to differences in the water depth during the storm. In summary, it is very difficult to predict when and where extreme erosion events with similar magnitudes as those we used in the Stormy flume would occur in the field.

It is important to note that our experiments approximated extreme events where erosion occurs relatively gradually, over hours. For example, our experimental set-up is comparable the hydrodynamic conditions during an extreme erosion event described in De Vet et al. (2020): 20 cm of erosion at a an intertidal flat at the Western Scheldt occurred during a severe storm within a 3 hour window, with current flow velocities of 0.7 m/s and breaking waves (significant wave height of 0.6 m) due to the shallow water depth (0.8-1.3 m). In comparison, our most severe conditions in the Stormy flume had a constant erosion rate of 15.9 cm/h, and a flow velocity of 0.4 m/s in very shallow water (20 cm depth). However, the comparison holds only if we assume relatively gradual and constant erosion. It is also possible that the extreme erosion peak can occur within tens of minutes or even seconds. Unfortunately, there is a lack of field data about the precise window in which extreme erosion occurs, due to data collection challenges from shallow water and extreme turbidity which can interfere with instrument recording during extreme conditions. In cases of extreme erosion happening on the scale of minutes and seconds, the erosion rate would be much greater than what we simulated in our flume, and the macrofauna may not be able to burrow at all to escape surfacing and transport.

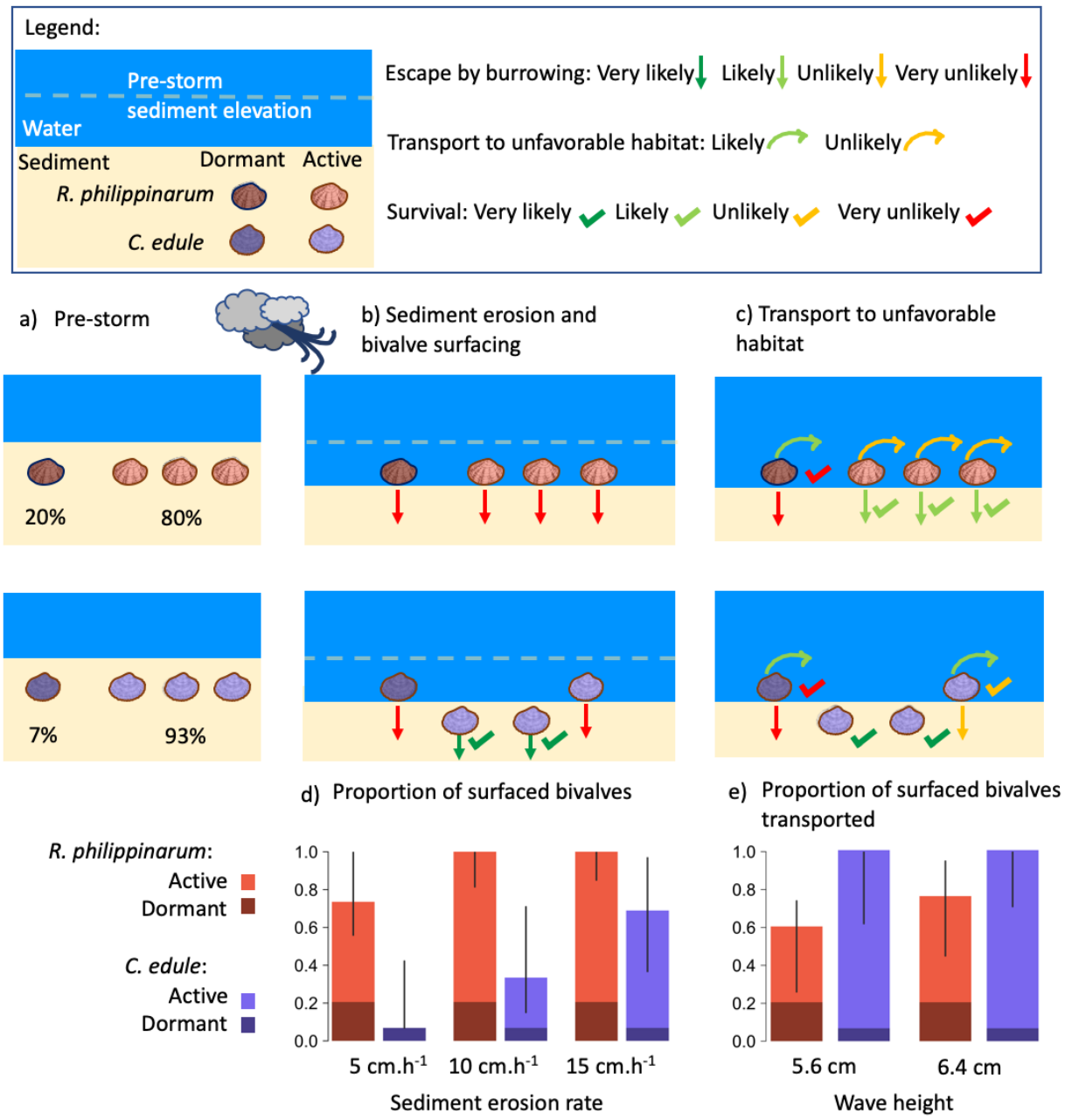
Finally, our experiment did not take into account the habitat characteristics and biological factors that may influence the bivalve's erodibility. Both the erodibility of a sediment as well as the bivalve's burrowing speed will change based on sediment properties like grain size and bulk density. For example, a sediment with greater bulk density, or compaction, would both have a higher shear strength, leading to lower erodibility (Xie et al 2021), but also be harder to burrow into (Wiesebron et al 2020) which may affect a bivalve's ability to escape being surfaced. Furthermore, biofilms also reduce the sediment shear stress at the sediment-water interface (Le Hir et al 2007), which can delay or reduce the amount of sediment erosion that may occur during a storm event. Finally, macrofaunal assemblages and densities can affect their erodibility. For example, in an experiment examining the transport of *C. edule* in a racetrack flume environment, more cockles were transported at lower densities (500 ind/m^2) than high densities (1000 ind/m^2) (Anta 2013). This is because large densities of bivalves can increase the bottom roughness which may lead to a damping of bottom shear stress. Thus extreme sediment erosion and bivalve erodibility can also differ depending on the habitat and ecoystem attributes. Furthermore, if the frequency of extreme storms increase, then surface sedimentary conditions and macrofaunal densities of animals may change between storms, thus affecting the vulnerability of remaining animals.

Implications of the contrasting strategies to cope with storm-induced erosion events

Our results revealed that the two species studied have different strategies in surviving extreme sediment erosion due to severe storm events: *C. edule* avoided surfacing and *R. philippinarum* avoided transport. Because *R. philippinarum* was far more easily surfaced than *C. edule* (Figuur 128), one may conclude that an *R. philippinarum* population would experience greater mortality from extreme storm events than a *C. edule* population. However, this is not necessarily the case. Mortality due to storm-induced erosion is not caused by the erosion itself, but is indirectly caused by predation (Hiddink and Wolff, 2002), desiccation (Kurihara, 2003), and transport to unfavorable habitat (Cadée, 2016). For any of these three vectors of mortality to occur, the animal must be brought to the sediment surface (Figuur 131b & c). But, once the bivalve is brought to the surface, mortality is not an automatic outcome: a bivalve will survive provided it can avoid being transported to unfavorable habitat and can reburrow fast enough to prevent predation and desiccation.

By using our experimental results, we inferred that *C. edule* would have lower mortality due to storm induced erosion events in the Scheldt estuary than *R. philippinarum* during storms with conditions similar to those we simulated in the 5.3 and 10.6 cm/h erosion rates, but the gap in mortality between the two species narrows in more extreme conditions, like under the 15.9 cm/h erosion rate (Figuur 131). We present our reasoning as follows: during extremes storms of a relatively moderate magnitude (5.3 cm/h of sediment erosion), no active *C. edule* will be surfaced while many active *R. philippinarum* (67% on average) will be surfaced (Figuur 131a & b). A portion of the active and surfaced *R. philippinarum* would be at risk for mortality (if 50% transported, as with a wave height of 5.6 cm (Figure 6 e), then 67% active *R. philippinarum* surfaced × ~50% transported = ~34% total active *R. philippinarum* at risk for mortality), whereas no active *C. edule* would be at risk for mortality because they are safely burrowed. In addition, the populations will experience mortality from the dormant portion (in our experiments, we found ~20% for *R. philippinarum*, ~7% *C. edule*, however, this percentage may be different in the field as some of the dormancy we observed could be caused by mesocosm stress), whose reduced burrowing capacity would make escape from mortality due to predation, desiccation, or transport unlikely (Figuur 131b & c). Because a much greater proportion of active *R. philippinarum* would be surfaced and experience a higher incidence of dormancy than *C. edule*, we can estimate that *R. philippinarum* mortality would be greater than *C. edule*'s due under these conditions.

On the other hand, in even more extreme conditions with a 15.9 cm/h sediment erosion rate, active *C. edule* would be surfaced, though in a smaller proportion to *R. philippinarum* (67% vs. 100%, Figuur 131 b). However, out of the surfaced fraction, a higher proportion of *C. edule* would be transported than *R. philippinarum* (estimated ~100% vs ~70% with a wave height of 6.4 cm, Figuur 131e), resulting in a more similar fraction of mortality for the two populations (67% active *C. edule* surfaced × ~100 % transported = ~67 % total active *C. edule* at risk for mortality, and 100% active *R. philippinarum* surfaced × ~70% transported = ~70% total active *R. philippinarum* at risk for mortality). These estimates would change with additional mortality from dormant bivalves, which would almost certainly die from being surfaced. In conclusion, storms causing a sediment erosion rate of 15 cm/h would be equally devastating to populations of both bivalve species, while storms of a lower erosion intensity, like 10 cm/h, would be more devastating for *R. philippinarum* populations than *C. edule* ones. More experiments on the reburrowing capacity of these bivalves as well as validation of our transport, dormancy, and mortality estimates by field studies would be necessary to refine these rough survival estimates and translate them to other size and age classes for these species. While our study provides a mechanistic foundation on how species can cope with storm induced erosion events, more quantitative studies would help us to better understand species viability in a more climactically extreme future.



Figuur 131. Schematic overview figure showing the survival vectors for (a) active and dormant C. edule and R. philippinarum during a severe storm by (b) avoiding surfacing due to sediment erosion and (c) escaping transport to unfavorable habitat due to waves, as well as the associated proportions of the experimental population that were surfaced by (d) different sediment erosion rates (5 *cm/h*, 10 *cm/h*, and 15 *cm/h*) and were transported by (e) different wave heights (5.6 and 6.4 cm). Please note that in (d & e) the experiments were performed using active bivalves; we assume that all dormant bivalves (percentages shown in (a) are derived from our observations during experiments) would be surfaced and transported as they have a reduced capacity to reburrow into the sediment. In (d & e), the whiskers depict the 95% confidence intervals.

Interactions between changing abiotic conditions may increase or decrease species tolerance to severe storm effects. In particular, the mortality effects of an increase in the frequency and intensity of storms may be dampened by warming winter temperatures, especially when bivalve dormancy is taken into account. Indeed, the prevalence of cold winters in the Wadden Sea have decreased over the past 30 years (Beukema et al., 2017). Such a decrease in the occurrence of cold winters might

mean that bivalves are less likely to be dormant during winter storm events, making them less vulnerable to rapid erosion events. In addition, as *C. edule* appeared to have a higher surfacing rate in colder water temperatures, rising water temperatures could increase the active *C. edule*'s capacity to burrow and escape storm-induced erosion. On the other hand, more frequent heat waves in the summer may reduce a bivalve's overall health, and thereby its ability to burrow and escape storm erosion events. *C. edule* exhibits a reduction in burrowing activity during heat waves (Domínguez et al., 2021; Verdelhos et al., 2014), whereas *R. philippinarum* is less impacted (Macho et al., 2016). This means that *C. edule* may have lower burrowing ability during an extreme summer storm occurring at the same time as a heat wave, than during an extreme winter storm.

The relevance of specific adaptations versus broad adaptability: an outlook

The introduced species always outperforms the native species when the changing environment favors the adaptability of the invader. For example, in temperate areas, tropical species or those that have a wide tolerance for temperature, like *R. philippinarum* (Jensen et al., 2004), will have higher survival than native species during heat waves (Diez et al., 2012). However, the native species can outperform the introduced one during extremes that fall within its specialized adaptations. For example, in areas where flash floods occur, native species survive as these have evolved to withstand torrential precipitation, whereas non-indigenous ones are wiped out (Ho et al., 2013; Meffe, 1984). Similarly, extreme drought events that lead to low stream flows have been shown to promote the survival of native fish species over invasive ones (Lake, 2003; Leprieur et al., 2006).

Perhaps storms are the kind of extreme events, like flash floods and droughts, that favor native species' specific adaptations over introduced species' broad adaptability. Indeed, our study suggests that *C. edule* may be better equipped to survive extreme winter storms than *R. philippinarum*, except in the most extreme cases. Adaptations to withstand strong wave forcing, which is also induced by storms, have been shown to favor native species. For example, a study by Zardi et al. (2006) showed that a native mussel species had a greater attachment strength to rocky substrate than an invasive species, which meant that extreme wave action would favor the native, not invasive species. However, other studies have shown that strong wave action favors the dispersal and recruitment of colonizing species (Barry, 1989). The success of a native or invasive species faced with an extreme storm disturbance may have to do with an evolutionary trade-off: either favoring fast recruitment and growth which allows for rapid recovery and colonization and facilitates invasions, or investing resources to build resilience to a more narrow set of conditions.

Conclusion

In this study we have demonstrated that bivalves can have different coping strategies for extreme storm events: *C. edule* avoids being surfaced, and *R. philippinarum* avoids being transported after surfacing. Thus, *C. edule* may be better equipped to survive extreme winter storms than *R. philippinarum*, except in the most extreme cases. While we provide a mechanistic foundation on how species can cope with storm induced erosion events, more quantitative research would help us to better understand species viability in a more climactically extreme future. This study demonstrates how addressing these kinds of questions can be done in a laboratory setting which can help circumvent the practical problems of studying animals in extreme, i.e. unpredictable and rare, conditions.

Acknowledgements

We would like to thank Jaco de Smit for help in carrying out the racetrack flume experiment. This study was funded by the Buitendijkse project of Rijkswaterstaat (Netherlands Ministry of Infrastructure and Water Management) and supported by the Netherlands Organisation for Scientific Research (NWO)

via the project “EMERGO – Ecomorphological functioning and management of tidal flats” (850.13.020, 850.13.022, 850.13.023).

References

Barry, J., 1989. Reproductive response of a marine annelid to winter storms: an analog to fire adaptation in plants? Mar. Ecol. Prog. Ser. 54, 99–107. https://doi.org/10.3354/meps054099

Bates, A.E., McKelvie, C.M., Sorte, C.J.B., Morley, S.A., Jones, N.A.R., Mondon, J.A., Bird, T.J., Quinn, G., 2013. Geographical range, heat tolerance and invasion success in aquatic species. Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences 280, 20131958. https://doi.org/10.1098/rspb.2013.1958

Beukema, J.J., Dekker, R., Drent, J., 2017. Dynamics of a Limecola (Macoma) balthica population in a tidal flat area in the western Wadden Sea: effects of declining survival and recruitment. Helgol Mar Res 71, 18. https://doi.org/10.1186/s10152-017-0498-7

Bidegain, G., Juanes, J.A., 2013. Does expansion of the introduced Manila clam Ruditapes philippinarum cause competitive displacement of the European native clam Ruditapes decussatus? Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 445, 44–52. https://doi.org/10.1016/j.jembe.2013.04.005

Bielen, A., Bošnjak, I., Sepčić, K., Jaklič, M., Cvitanić, M., Lušić, J., Lajtner, J., Simčič, T., Hudina, S., 2016. Differences in tolerance to anthropogenic stress between invasive and native bivalves. Science of The Total Environment 543, 449–459. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.11.049

Bocher, P., Robin, F., Kojadinovic, J., Delaporte, P., Rousseau, P., Dupuy, C., Bustamante, P., 2014. Trophic resource partitioning within a shorebird community feeding on intertidal mudflat habitats. Journal of Sea Research 92, 115–124. https://doi.org/10.1016/j.seares.2014.02.011

Bouma, H., Duiker, J.M.C., de Vries, P.P., Herman, P.M.J., Wolff, W.J., 2001. Spatial pattern of early recruitment of Macoma balthica (L.) and Cerastoderma edule (L.) in relation to sediment dynamics on a highly dynamic intertidal sandflat. Journal of Sea Research 45, 79–93. https://doi.org/10.1016/S1385-1101(01)00054-5

Brusà, R.B., Cacciatore, F., Ponis, E., Molin, E., Delaney, E., 2013. Clam culture in the Venice lagoon: stock assessment of Manila clam (*Venerupis philippinarum*) populations at a nursery site and management proposals to increase clam farming sustainability. Aquat. Living Resour. 26, 1–10. https://doi.org/10.1051/alr/2013042

Cadée, G.C., 2016. Rolling Cockles: Shell Abrasion and Repair in a Living Bivalve *Cerastoderma edule* L. Ichnos 23, 180–188. https://doi.org/10.1080/10420940.2016.1164152

Cao, H., Zhu, Z., Balke, T., Zhang, L., Bouma, T.J., 2018. Effects of sediment disturbance regimes on *Spartina* seedling establishment: Implications for salt marsh creation and restoration: Sediment dynamics affect seedling establishment. Limnology and Oceanography 63, 647–659. https://doi.org/10.1002/lno.10657

Cozzoli, F., Eelkema, M., Bouma, T.J., Ysebaert, T., Escaravage, V., Herman, P.M.J., 2014. A Mixed Modeling Approach to Predict the Effect of Environmental Modification on Species Distributions. PLoS ONE 9, e89131. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0089131

de Vet, P.L.M., van Prooijen, B.C., Colosimo, I., Steiner, N., Ysebaert, T., Herman, P.M.J., Wang, Z.B., 2020. Variations in storm-induced bed level dynamics across intertidal flats. Scientific Reports 10, 12877. https://doi.org/10.1038/s41598-020-69444-7

Diez, J.M., D'Antonio, C.M., Dukes, J.S., Grosholz, E.D., Olden, J.D., Sorte, C.J., Blumenthal, D.M., Bradley, B.A., Early, R., Ibáñez, I., Jones, S.J., Lawler, J.J., Miller, L.P., 2012. Will extreme climatic events facilitate biological invasions? Frontiers in Ecology and the Environment 10, 249–257. https://doi.org/10.1890/110137

Domínguez, R., Olabarria, C., Woodin, S.A., Wethey, D.S., Peteiro, L.G., Macho, G., Vázquez, E., 2021. Contrasting responsiveness of four ecologically and economically important bivalves to simulated heat waves. Marine Environmental Research 164, 105229. https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2020.105229

Foekema, E.M., Cuperus, J., van der Weide, B.E., 2014. Risk assessment of alien species found in and around the oyster basins of Yerseke. IMARES.

Gray, J.S., Elliott, M., 2009. Ecology of marine sediments: from science to management. Oxford University Press.

Haider, F., Timm, S., Bruhns, T., Noor, M.N., Sokolova, I.M., 2020. Effects of prolonged food limitation on energy metabolism and burrowing activity of an infaunal marine bivalve, Mya arenaria. Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology 250, 110780. https://doi.org/10.1016/j.cbpa.2020.110780

Hiddink, J., Wolff, W., 2002. Changes in distribution and decrease in numbers during migration of the bivalve Macoma balthica. Marine Ecology Progress Series 233, 117–130. https://doi.org/10.3354/meps233117

Hiddink, J.G., Marijnissen, S.A.E., Troost, K., Wolff, W.J., 2002. Predation on 0-group and older year classes of the bivalve Macoma balthica: interaction of size selection and intertidal distribution of epibenthic predators. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 269, 223–248. https://doi.org/10.1016/S0022-0981(02)00002-3

Ho, S.S., Bond, N.R., Thompson, R.M., 2013. Does seasonal flooding give a native species an edge over a global invader? Freshwater Biology 58, 159–170. https://doi.org/10.1111/fwb.12047

Hu, Z., Belzen, J. van, Wal, D. van der, Balke, T., Wang, Z.B., Stive, M., Bouma, T.J., 2015. Windows of opportunity for salt marsh vegetation establishment on bare tidal flats: The importance of temporal and spatial variability in hydrodynamic forcing. Journal of Geophysical Research: Biogeosciences 120, 1450–1469. https://doi.org/10.1002/2014JG002870

Hu, Z., Yao, P., van der Wal, D., Bouma, T.J., 2017. Patterns and drivers of daily bed-level dynamics on two tidal flats with contrasting wave exposure. Scientific Reports 7, 7088. https://doi.org/10.1038/s41598-017-07515-y

Hunt, H.L., 2004. Transport of juvenile clams: effects of species and sediment grain size. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 312, 271–284. https://doi.org/10.1016/j.jembe.2004.07.010

Jensen, A.C., Humphreys, J., Caldow, R.W.G., Grisley, C., Dyrynda, P.E.J., 2004. Naturalization of the Manila clam (*Tapes philippinarum*), an alien species, and establishment of a clam fishery within Poole Harbour, Dorset. J. Mar. Biol. Ass. 84, 1069–1073. https://doi.org/10.1017/S0025315404010446h

Kristensen, E., 1988. Benthic fauna and biogeochemical processes in marine sediments: microbial activities and fluxes. Nitrogen cycling in coastal marine environments 275–299.

Kurihara, T., 2003. Adaptations of subtropical Venus clams to predation and desiccation: endurance of Gafrarium tumidum and avoidance of Ruditapes variegatus. Marine Biology 143, 1117–1125. https://doi.org/10.1007/s00227-003-1158-9

Lake, P.S., 2003. Ecological effects of perturbation by drought in flowing water. Freshw. Biol 1161–1172.

Lee, S.Y., 1996. Distribution pattern and interaction of two infaunal bivalves, Tapes philippinarum (Adams and Reeve) and Anomalocardia squamosa (Linnaeus)(Bivalvia: Veneridae). Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 201, 253–273.

Lenz, M., da Gama, B.A.P., Gerner, N.V., Gobin, J., Gröner, F., Harry, A., Jenkins, S.R., Kraufvelin, P., Mummelthei, C., Sareyka, J., Xavier, E.A., Wahl, M., 2011. Non-native marine invertebrates are more tolerant towards environmental stress than taxonomically related native species: Results from a globally replicated study. Environmental Research, Invasive Species 111, 943–952. https://doi.org/10.1016/j.envres.2011.05.001

Leprieur, F., Hickey, M.A., Arbuckle, C.J., Closs, G.P., Brosse, S., Townsend, C.R., 2006. Hydrological disturbance benefits a native fish at the expense of an exotic fish. Journal of Applied Ecology 43, 930–939. https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01201.x

Lundquist, C.J., Pilditch, C.A., Cummings, V.J., 2004. Behaviour controls post-settlement dispersal by the juvenile bivalves Austrovenus stutchburyi and Macomona liliana. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 306, 51–74. https://doi.org/10.1016/j.jembe.2003.12.020

Macho, G., Woodin, S.A., Wethey, D.S., Vázquez, E., 2016. Impacts of sublethal and lethal high temperatures on clams exploited in European fisheries. Journal of Shellfish Research 35, 405–419.

Meffe, G.K., 1984. Effects of abiotic disturbance on coexistence of predator-prey fish species. Ecology 65, 1525–1534.

Newell, R.I.E., Bayne, B.L., 1980. Seasonal changes in the physiology, reproductive condition and carbohydrate content of the cockle Cardium (=Cerastoderma) edule (Bivalvia: Cardiidae). Mar. Biol. 56, 11–19. https://doi.org/10.1007/BF00390589

Ong, B., Krishnan, S., 1995. Changes in the macrobenthos community of a sand flat after erosion. Estuarine, Coastal and Shelf Science 40, 21–33. https://doi.org/10.1016/0272-7714(95)90010-1

Paphitis, D., Collins, M.B., Nash, L.A., Wallbridge, S., 2002. Settling velocities and entrainment thresholds of biogenic sands (shell fragments) under unidirectional flow. Sedimentology 49, 211–225. https://doi.org/10.1046/j.1365-3091.2002.00446.x

Quinn, G.P., Keough, M.J., 2002. Experimental design and data analysis for biologists. Cambridge university press.

Rees, E.I.S., Nicholaidou, A., Laskaridou, P., 1977. The effects of storms on the dynamics of shallow water benthic associations, in: Biology of Benthic Organisms. Elsevier, pp. 465–474.

Schneider, K.R., 2008. Heat stress in the intertidal: comparing survival and growth of an invasive and native mussel under a variety of thermal conditions. The Biological Bulletin 215, 253–264.

Shi, B., Yang, S., Temmerman, S., Bouma, T., Ysebaert, T., Wang, S., Zhang, Y., Wu, J., Yang, H., Zhang, L., Zuo, L., 2021. Effect of typhoon-induced intertidal-flat erosion on dominant macrobenthic species (Meretrix meretrix). Limnology and Oceanography 1–13. https://doi.org/10.1002/lno.11953

Stocker, T.F., Qin, D., Plattner, G.-K., Tignor, M.M., Allen, S.K., Boschung, J., Nauels, A., Xia, Y., Bex, V., Midgley, P.M., 2014. Climate Change 2013: The physical science basis. contribution of working group I to the fifth assessment report of IPCC the intergovernmental panel on climate change.

St-Onge, P., Miron, G., 2007. Effects of current speed, shell length and type of sediment on the erosion and transport of juvenile softshell clams (Mya arenaria). Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 349, 12–26. https://doi.org/10.1016/j.jembe.2007.03.020

Storey, K.B., Storey, J.M., 1990. Metabolic Rate Depression and Biochemical Adaptation in Anaerobiosis, Hibernation and Estivation. The Quarterly Review of Biology 65, 145–174. https://doi.org/10.1086/416717

Thieltges, D.W., 2006. Parasite Induced Summer Mortality in the Cockle Cerastoderma edule by the Trematode Gymnophallus choledochus. Hydrobiologia 559, 455–461. https://doi.org/10.1007/s10750-005-1345-4

Thrush, S.F., Hewitt, J.E., Gibbs, M., Lundquist, C., Norkko, A., 2006. Functional Role of Large Organisms in Intertidal Communities: Community Effects and Ecosystem Function. Ecosystems 9, 1029–1040. https://doi.org/10.1007/s10021-005-0068-8

Troost, K., van Asch, M., Brummelhuis, E., van den Ende, D., van Es, Y., Perdon, K.J., van der Pool, J., van Zweeden, C., van Zwol, J., 2021. Schelpdierbestanden in de Nederlandse kustzone, Waddenzee en zoute deltawateren in 2020. Stichting Wageningen Research, Centrum voor Visserijonderzoek (CVO), IJmuiden. https://doi.org/10.18174/538895

Verdelhos, T., Cardoso, P.G., Dolbeth, M., Pardal, M.A., 2014. Recovery trends of Scrobicularia plana populations after restoration measures, affected by extreme climate events. Marine Environmental Research 98, 39–48. https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2014.03.004

Yeo, R.K., Risk, M.J., 1979. Intertidal catastrophes: effect of storms and hurricanes on intertidal benthos of the Minas Basin, Bay of Fundy. Journal of the Fisheries Board of Canada 36, 667–669.

Zardi, G.I., Nicastro, K.R., McQuaid, C.D., Rius, M., Porri, F., 2006. Hydrodynamic stress and habitat partitioning between indigenous (Perna perna) and invasive (Mytilus galloprovincialis) mussels: constraints of an evolutionary strategy. Mar Biol 150, 79–88. https://doi.org/10.1007/s00227-006-0328-y

Zwarts, L., Wanink, J., 1989. Siphon size and burying depth in deposit- and suspension-feeding benthic bivalves. Marine Biology 100, 227–240. https://doi.org/10.1007/BF00391963

Appendix V

Stroomsnelheden

Jebbe van der Werf, Lodewijk de Vet

Inleiding

De waterbeweging bepaalt in grote mate de morfologische en ecologische ontwikkeling van intergetijdengebieden. Het gaat dan om stroming en golven door getij, wind en passerende schepen. De aangelegde en opgehoogde strekdammen beïnvloeden de waterbeweging, en zo de morfologische en ecologische ontwikkeling. Dit is een gekoppeld, dynamisch proces. Zo zal bijvoorbeeld een stroomsnelheidsafname door de strekdammen kunnen leiden tot een bodemverhoging die op haar beurt weer tot een aanpassing van de stroming kan leiden. De waterbeweging is een belangrijke indicator voor het habitat. Laag dynamische intergetijdengebieden zijn over het algemeen rijker met bodemleven, en worden als zodanig hoger gewaardeerd.

Dit hoofdstuk heeft de volgende doelstelling: het kwantificeren en begrijpen van de waterbeweging bij Baalhoek en Knuitershoek als indicator van de sedimentdynamiek, morfodynamiek en ecologie, in het bijzonder de invloed van de aanleg van de strekdammen.

Deze doelstelling is opgesplitst in de volgende onderzoeksvragen:

1. Wat was het stroombeeld bij Baalhoek en Knuitershoek vóór aanleg van de strekdammen?
2. Hoe zijn de snelheden in de vaargeul beïnvloed door de strekdammen?
3. Wat is het directe effect van de strekdammen op het stroombeeld, in het bijzonder de pieksnelheden, in de intergetijdengebieden? En wat is de invloed van de strekdammen op de wind-gedreven stroming?
4. Hoe is het laag dynamisch areaal beïnvloed door de strekdammen?
5. Wat is de bijdrage van scheepsgolven aan de bodemschuifspanning, in vergelijking met windgolven en getij?
6. Hoe relateren de snelheidsveranderingen aan de bodemligging en de ecologische ontwikkeling?

Dit hoofdstuk heeft de volgende structuur. In paragraaf Methode wordt de methodologie uiteengezet. Vervolgens gaat paragraaf Monitoring hydrodynamica in op de inzichten uit de veldmetingen en paragraaf Numerieke modellering stroomsnelheden in op de inzichten uit de modelstudie. In het hoofdrapport zijn alle inzichten samengevoegd tot een integrale beantwoording van de bovenstaande onderzoeksvragen.

Methode

Om de initiële en toekomstige morfologische ontwikkeling van Knuitershoek en Baalhoek als gevolg van de ingrepen te kunnen begrijpen, is een analyse van de snelheidspatronen en -grootte essentieel. De stroming speelt namelijk een belangrijke rol in het sedimenttransport. De duur van kentering (momenten met beperkte stroming), en de verhouding tussen vloed- en ebsnelheden, zijn beide indicaties voor de grootte en richting van het sedimenttransport. De veranderingen in de stroming als gevolg van de ingrepen geven een beeld van de te verwachten verandering in het sedimenttransport en hiermee de morfologische ontwikkeling.

Om de veranderingen in stroming te kunnen analyseren, is een tweeledige aanpak toegepast. Als eerste zijn stroomsnelheidsmetingen geanalyseerd die zijn uitgevoerd in de intergetijdengebieden en in de geul. Voordeel is dat de metingen heel nauwkeurig zijn (±1% van de meting / ±1 cm/s). Nadeel is dat de metingen – en daarmee de daaruit volgende inzichten – ruimtelijk beperkt zijn tot de meetlocaties/-raaien, en temporeel beperkt zijn tot de periode van de metingen.

Daarom zijn in aanvulling op de analyses van de metingen stroomsnelheden berekend met behulp van een numeriek model (Delft3D-FM) met een hoge ruimtelijke resolutie in de interessegebieden. Hoewel de nauwkeurigheid van het model (orde 5-10 cm/s) over het algemeen beperkter is dan de metingen, geeft het model wel een volledig ruimtelijk beeld over veel langere perioden. Bovendien biedt het model de mogelijkheid voor scenariostudies, bijvoorbeeld ter beoordeling van de stromingsveranderingen als gevolg van (kunstmatige) aanpassingen in de bodem. Tot slot zijn de gemodelleerde stroomsnelheden ook gebruikt om ruimtelijke patronen in benthos te verklaren, dit is te lezen in Appendix V.

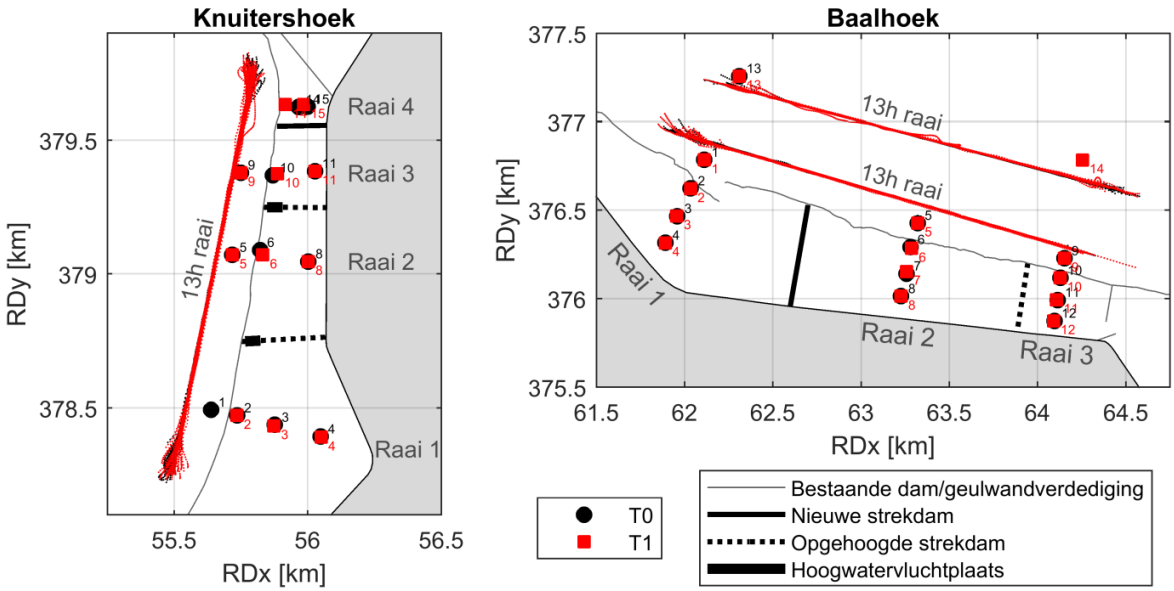
In aanvulling op de stromingsmetingen zijn drukmetingen gebruikt om wind- en scheepsgolven te analyseren. Op basis van de gemeten golven en stromingen zijn bodemschuifspanningen berekend die een indicatie geven voor de mobiliteit van het sediment. Hierbij is onderscheid gemaakt tussen de bijdrage door getijstroming, windgolven en scheepsgolven.

Monitoring hydrodynamica

In deze paragraaf worden alle inzichten uit de veldmetingen gepresenteerd. Als eerste worden de uitgevoerde metingen gepresenteerd (paragraaf Uitgevoerde metingen). Vervolgens wordt de stroming in de T0 situatie geanalyseerd (paragraaf Algemeen stroombeeld: analyse T0 metingen) en vergeleken met de T1 situatie (paragraaf Effect van de strekdammen op de stroming: verschil tussen T0 en T1). Tot slot wordt de rol van golven bepaald op basis van de golfmetingen (paragraaf Golven en bodemschuifspanningen).

Uitgevoerde metingen

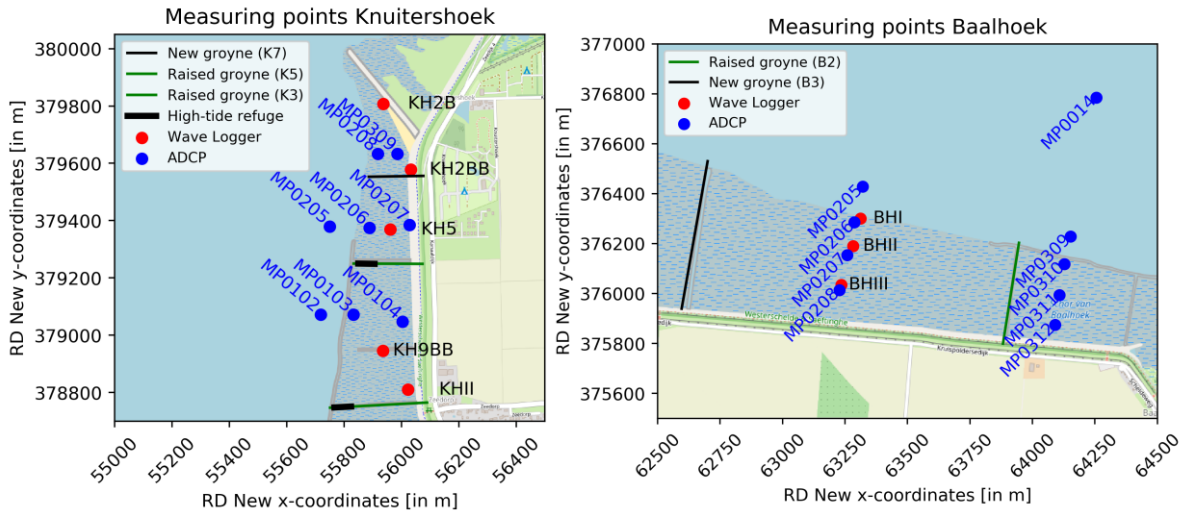
Rijkswaterstaat heeft diverse stroomsnelheidsmetingen uitgevoerd in de projectgebieden (zie Figuur 132 voor de locaties). Hiervoor is gebruik gemaakt van NORTEC Acoustic Doppler Current Profilers (ADCP's) met een meetnauwkeurigheid van ±1% van de meting ofwel ±1 cm/s. Er is een combinatie gemaakt tussen vaste metingen (verticale profielen op vaste locaties) van één maand en varende raaimetingen over een enkel getij (13 uur). De dammen bij Baalhoek waren afgerond in juni 2017, het op hoogte brengen van de dammen bij Knuitershoek was afgerond in oktober 2016. De metingen zijn uitgevoerd vóór uitvoering van de ingrepen: T0 (januari/februari 2016 bij Baalhoek en maart/april 2016 bij Knuitershoek), als ook na de ingrepen: T1 (mei/juni 2018 bij Baalhoek en april/mei 2018 bij Knuitershoek). Zoals zichtbaar in Figuur 132 is er bij punt 1 van Knuitershoek alleen gemeten tijdens T0, en bij punt 14 van Baalhoek alleen tijdens T1.



Figuur 132. Overzicht van de meetlocaties van de ADCP's in de intergetijdengebieden en de raaien waar de 13-uurs metingen over gevaren zijn. De meetlocaties van zowel T0 (zwart; 2016) als T1 (rood; 2018) zijn hierin weergegeven.

De ADCP's in de intergetijdengebieden hebben gemeten met een verticale celgrootte van 0,1 m, voor de ADCP's in de geulen was dit 0,5 m. Rijkswaterstaat heeft op basis van de metingen dieptegemiddelde snelheden bepaald. Dieptegemiddelde snelheden zijn op intergetijdengebieden representatief voor de gehele waterkolom, door de relatief uniforme stroomrichting in de waterkolom (een gevolg van de beperkte waterdiepten). In de geulen is dit minder het geval door bijvoorbeeld bochtstroming en dichtheidsstromingen. De dieptegemiddelde snelheid is berekend door middeling van de meetcellen onder de wateroppervlakte (gebaseerd op waterstandstations in de buurt). Er wordt een beperkte fout geïntroduceerd door de afwezigheid van data onder de eerste meetcel (tussen de bodem en de sensorhoogte + afstand tot eerste meetcel): 0,2 m ontbreekt voor ADCP's in de intergetijdengebieden (vooral significant bij beperkte waterdiepten), en 1,65-2,20 m voor de ADCP's in de geulen (voornamelijk door de afmetingen van de frames). De focus is eerst op de metingen in de T0 situatie, waarna de verschillen met de T1 metingen worden bepaald.

Naast de stroommetingen zijn er ook op een aantal locaties golfmetingen gedaan met OSSI druksensoren vanaf medio juni 2016, i.e. voor aanleg en ophoging van de strekdammen (Figuur 133). Deze instrumenten staan 0,05 m boven de bodem en meten met een frequentie van 10 Hz. Elke 15 minuten is er 7 minuten aan data opgeslagen; een zogeheten "burst".



Figuur 133. Overzicht van de meetlocaties van de druksensoren ("Wave Logger", rode punten) in de intergetijdengebieden, naast de locaties van de stroommetingen ("ADCP", blauwe punten).

Deze instrumenten meten de totale druk die bestaat uit atmosferische druk, hydrostatische waterdruk (door de waterkolom) en hydrodynamische druk (door golven). In een aantal stappen zijn deze drukken vertaald naar oppervlakte-uitwijking door golfwerking. Vervolgens is een zogeheten *wavelet*-analyse gebruikt om primaire en secondaire scheepsgolven te detecteren. Daarna zijn de lange *primaire* scheepsgolven van de gelijktijdig optreden korte windgolven gescheiden op basis van frequentie. Dit is niet mogelijk voor de *secondaire* scheepsgolven omdat deze een vergelijkbare periode/frequentie hebben als de windgolven. Dit is opgelost door aan te nemen dat de windgolven gedurende een burst van 7 min constant zijn, en de gedeeltes van de burst waar *geen* secondaire scheepsgolven optreden (volgend uit de *wavelet*-analyse) te gebruiken om het gedeelte *met* secondaire scheepsgolven te corrigeren voor het effect van windgolven. Meer informatie over deze aanpak is te vinden in het afstudeerrapport van Marco Aldershof (Aldershof, 2020).

Algemeen stroombeeld: analyse T0 metingen

Tabel 18 toont voor alle stations de maximale vloed- en ebsnelheden gedurende de T0 meetperioden. Voor alle stations van Baalhoek zijn de vloedsnelheidspieken significant groter dan de ebsnelheidspieken (meer dan 10 cm/s verschil). Alleen voor meetpunt 4 zijn de maximale snelheidspieken voor eb en vloed vrijwel identiek. Voor Knuitershoek zijn de maximale vloedsnelheidspieken ook vrijwel overal dominant. Ook hier zijn, op enkele locaties bij de dijk (meetpunten 4 en 10) en een locatie bij de vooroeververdediging (meetpunt 6) na, de maximale snelheidspieken bij vloed dominant. Deze vloeddominantie in de snelheden is al zichtbaar voor de ADCP's in de geul, direct voor deze intergetijdengebieden. Dit komt bij Knuitershoek doordat het intergetijdengebied grenst aan een vloedgeul (Gat van Ossenisse), waarin vloedstroomsnelheden dus domineren. Baalhoek grenst strikt genomen aan een ebgeul (Zuidergat), maar door bochteffecten kan lokaal alsnog vloeddominantie in de snelheden optreden. Hier wordt bij de analyse van de varende metingen verder op ingegaan.

Tabel 18. De maximale diepte-gemiddelde eb- en vloedsnelheden voor alle meetstations over de T0 meetperioden (zie Figuur 132voor locaties). Als de vloed pieksnelheid significant groter is (>10 cm/s verschil) dan de ebpieksnelheid, is deze groen vet gemarkeerd (voor geen enkel station is de maximale ebpiek significant groter). Meetpunten in de geul zijn aangegeven met een G. Meetpunt 6 bij Baalhoek heeft maar enkele dagen gemeten, deze is voor de volledigheid wel weergegeven in de tabel, maar de waarden worden minder representatief geacht en zijn daarom doorstreept.

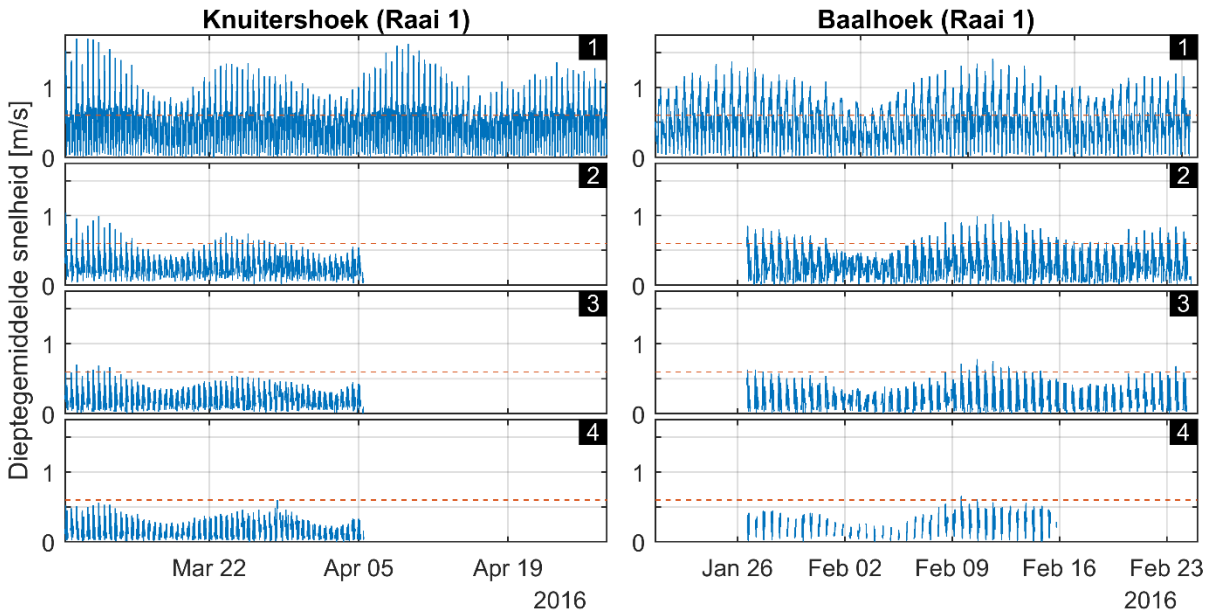
Knuitershoek												
Meetpunt	1(G)	2	3	4	5(G)	6	8	9(G)	10	11	14	15
Max eb [cm/s]	78	53	46	44	77	106	57	74	55	75	45	45
Max vloed [cm/s]	159	100	67	53	210	102	98	216	96	84	83	77

Baalhoek													
Meetpunt	1(G)	2	3	4	5(G)	6	7	8	9(G)	10	11	12	13(G)
Max eb [cm/s]	77	84	54	49	148	63	61	58	136	97	59	48	177
Max vloed [cm/s]	135	98	71	48	186	91	106	110	159	108	106	94	201

Naast een indicatie van de vloeddominantie in de snelheden, toont Tabel 18 dat de snelheden in de geulen veel hoger zijn dan in de intergetijdengebieden: tot 135-216 cm/s t.o.v. tot 48-110 cm/s. De lagere snelheden in de intergetijdengebieden zijn te verklaren door de aanwezige strekdammen en geulwandverdedigingen. Ook de hogere bodemligging en relatief hoge bodemwrijving in de intergetijdengebieden is van invloed. Beide gebieden hebben vergelijkbare pieksnelheden en ruimtelijke variaties in deze pieksnelheden. Consistent neemt de snelheid af met een toenemende afstand tot de geul. De laagste pieksnelheden zijn gemeten dicht langs de dijk (meetpunten 4 op beide locaties), hoewel de maximale snelheidspieken voor sommige meetpunten bij de dijk juist wel hoog zijn (bijvoorbeeld tot 110 cm/s voor meetpunt 8 bij Baalhoek).

De maximale pieksnelheden tijdens de meetperiode traden op tijdens springtij (rond 10 maart 2016 bij Knuitershoek en rond 10 februari 2016 bij Baalhoek). Figuur 134 toont voor zowel Knuitershoek als voor Baalhoek de tijdseries van een reeks vaste ADCP's (van geul tot dijk) over de gehele meetperiode. Variaties zijn substantieel tussen springtij en doodtij (orde factor 2). De veelgebruikte grens van orde 60 cm/s als scheiding hoog / laag dynamisch (bijvoorbeeld in Dam et al., 2008) wordt in de

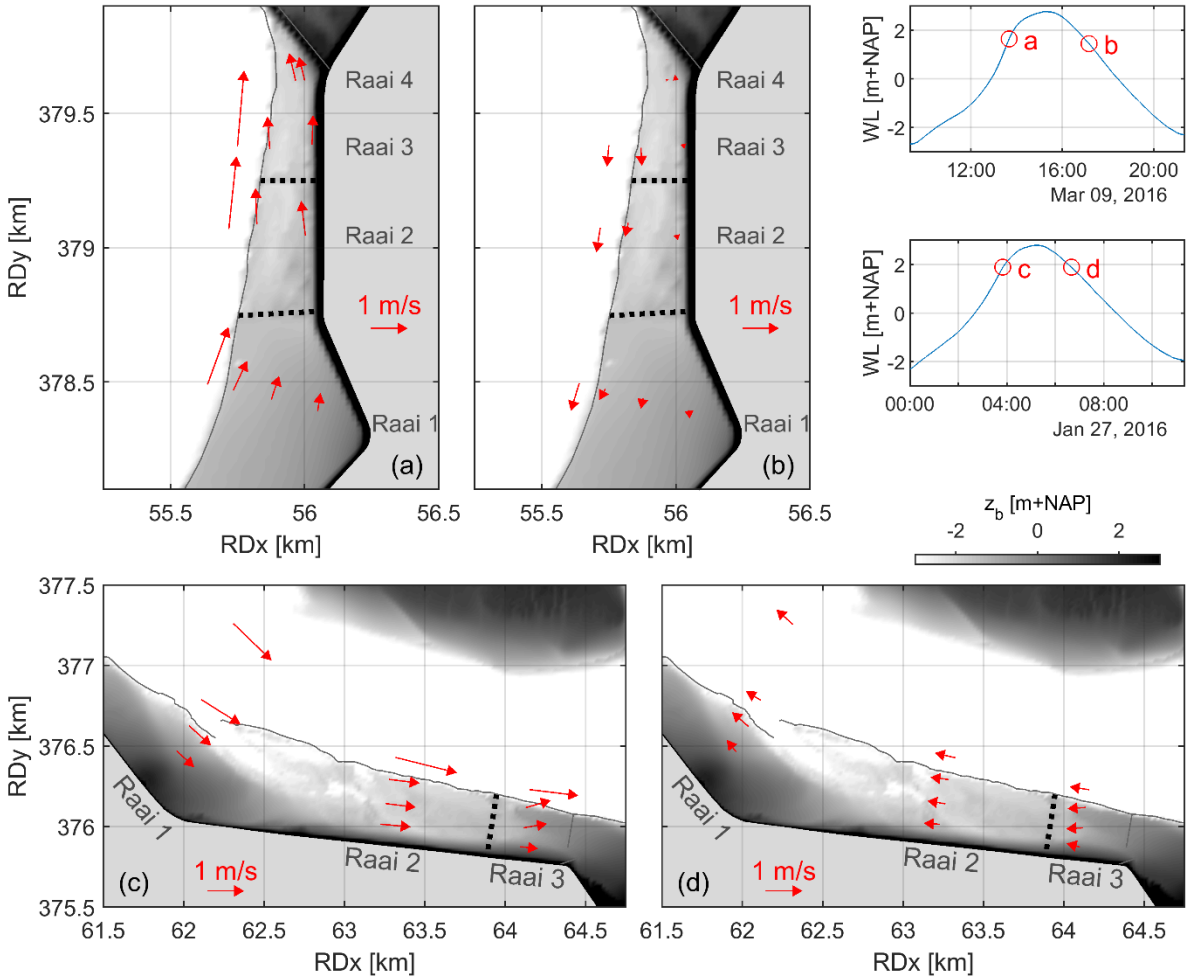
intergetijdengebieden over het algemeen alleen tijdens springtij overschreden ondanks dat het in de geul vrijwel ieder getij sneller dan 60 cm/s stroomt.



Figuur 134. Snelheidsmagnitudes, getoond voor een selectie van de stations vanaf de geul (1) tot bij de dijk (4). Links: Knuitershoek, rechts: Baalhoek. De horizontale gestreepte rode lijn geeft in ieder figuur de (gekozen) kritische grens van hoog/laag dynamisch aan (60 cm/s).

De snelheden in beide intergetijdengebieden zijn voornamelijk in langsrichting, waarbij de stroomrichtingen op de plaat dus gelijk zijn aan de stroomrichtingen in de geul. Dit is vooral het geval tijdens de vloed- en ebpieken. Al zijn er zelfs tijdens deze stroompieken locaties die in richting ietwat afwijken t.o.v. de stroming in de geul. Dit komt omdat tijdens T0 de effecten van de oorspronkelijke strekdammen ook al doorwerken op de stroming.

Belangrijk om op te merken is dat de vloedpieken in de geul net voor hoogwater plaatsvinden. Op dat moment staan de intergetijdengebieden onder water en daarom kunnen de vloedpieken op alle meetpunten simultaan optreden. De ebpieken in de geul treden daarentegen op bij lagere waterstanden (rond de gemiddelde waterstand). Op de delen van de intergetijdengebieden met een hoge bodemligging treden ebpieken noodzakelijkerwijs dus lokaal op een ander moment op. Daarmee zijn de ebsnelheden in Figuur 135 illustratief, maar geeft dit figuur niet een volledig beeld van de maximale ebsnelheden (snelheden kunnen op een eerder moment in het getij groter zijn).

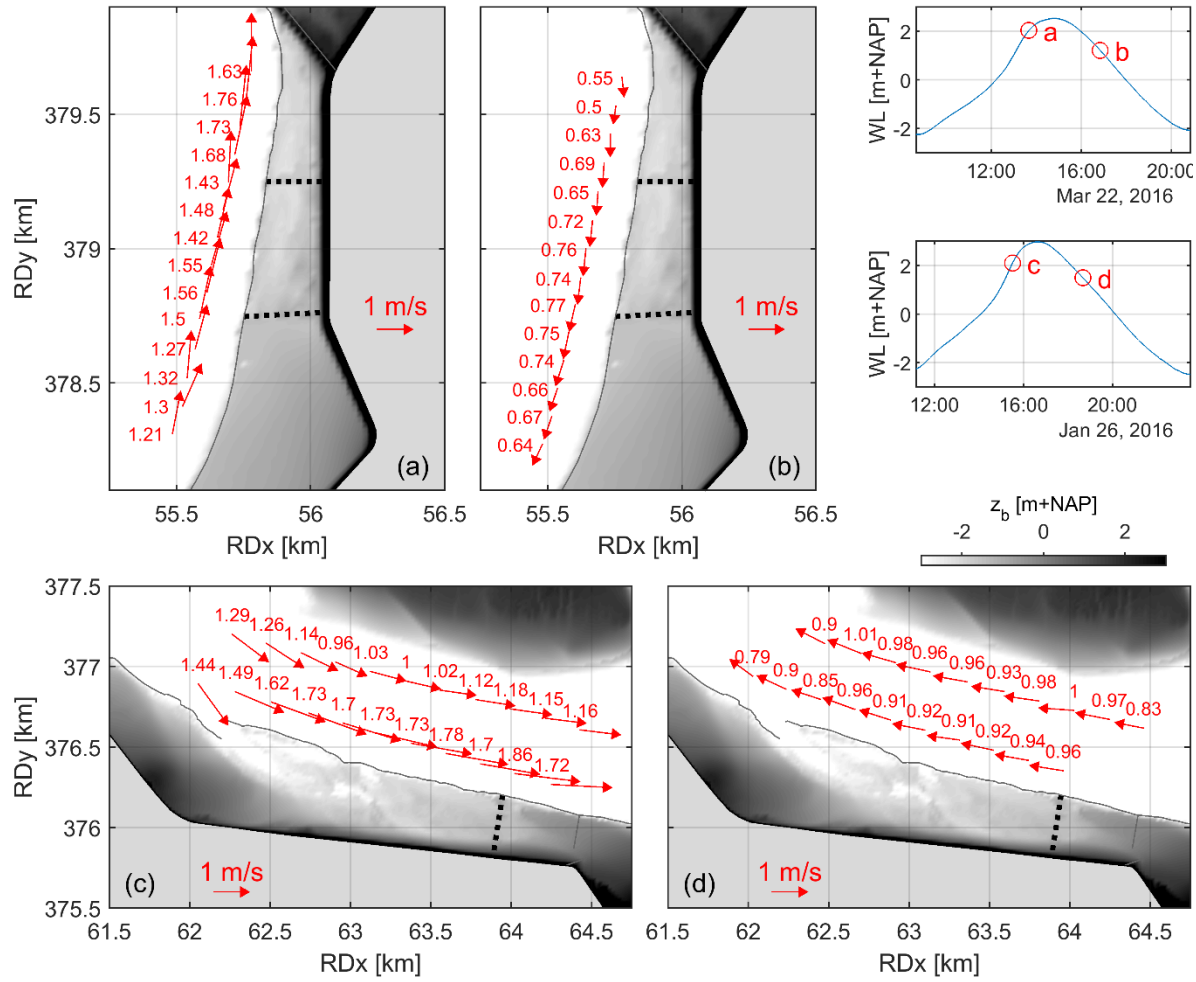


Figuur 135. Stroomsnelheidsmetingen tijdens springtij voor de vaste metingen tijdens een vloedpiek (linksboven) en tijdens eb (rechtsboven) bij Knuitershoek. Ook voor Baalhoek zijn de snelheden tijdens springtij voor een vloedpiek (linksonder) en tijdens eb (rechtsonder) getoond. De achtergrond toont de bodemligging uit het jaar 2016 (Vaklodingen). Omdat de T0 snelheden getoond zijn, zijn alleen de strekdammen die tijdens T0 aanwezig waren weergegeven. De timing van de vloedpieken is vrijwel gelijk voor alle meetpunten binnen een projectgebied. De timing van de ebpieken verschilt echter substantieel. Later in het getij zijn de ebsnelheden in de geul hoger, maar op de plaat lager (of zijn de punten zelfs al droog gevallen). De momenten waarop de snelheidsmetingen getoond zijn, zijn weergegeven in de waterstandsplots rechtsboven.

De varende metingen bieden inzicht in de snelheidsverdeling in de geulen langs beide intergetijdengebieden alsook in het algemene stroombeeld. Omdat de metingen varend zijn genomen, wordt een ruimtelijk beeld verkregen.

Figuur 136 geeft een beeld van de stroming tijdens een vloed- en ebpiek vóór de ingrepen (T0). De metingen vonden bij Knuitershoek plaats tijdens springtij, en bij Baalhoek tijdens een gemiddeld getij. Bij Knuitershoek is bij de meest noordelijke metingen, rond de oorspronkelijke strekdam, een afbuiging van de stroming zichtbaar. Bij Baalhoek is helemaal in het westen tijdens vloed een sterke lokale stroming zichtbaar. Dit is waarschijnlijk het gevolg van bochteffecten maar ook van een lokale onderbreking van de oorspronkelijk aanwezige langsdam/vooroeververdediging. Deze hoge, op de plaat gerichte, stroming houdt zeer waarschijnlijk verband met de afwateringsgeul die door het gat in de vooroeververdediging heen loopt. Verder is ook bij Baalhoek de stroming tijdens T0 uniform langs het intergetijdengebied. Noemenswaardig is dat de stroming in de geul langs Baalhoek meer vloeddominant is dan de stroming langs de noordelijk gelegen Plaat van Walsoorden (zie snelheidsverschillen tussen Figuur 136c en d). Dit kan verband houden met bochtstromingseffecten. Dit ondanks het feit dat de geul, het Zuidergat, wat betreft reststroming als ebdominant bekend staat.

De ruimtelijke verschillen in vloed-/ebsnelheden hebben consequenties voor de netto sedimenttransporten in de geul.



Figuur 136. Stroomsnelheidsmetingen voor de varende 13 uurs metingen tijdens springtij tijdens een vloedpiek (linksboven) en een ebpiek (rechtsboven) bij Knuitershoek. Ook voor Baalhoek zijn de snelheden tijdens een vloedpiek (linksonder) en ebpiek (rechtsonder) getoond, maar dan gemeten voor een gemiddeld getij. De achtergrond toont de bodemligging uit 2016 (Vaklodingen). De momenten waarop de snelheidsmetingen getoond zijn, zijn weergegeven in de waterstandsplots rechtsboven.

Effect van de strekdammen op de stroming: verschil tussen T0 en T1

Een vergelijking van de T0 en T1 metingen geeft inzicht in de veranderingen van de stroomsnelheden door de ingrepen. Er is voor beide campagnes op vrijwel identieke locaties gemeten. De uitdaging bij een vergelijking tussen de T0 en de T1 situatie is dat de tijdseries van de verschillende meetmomenten niet over elkaar heen gelegd kunnen worden. Dit komt doordat de spring-doodtij cycli nooit helemaal identiek zijn. Er kan wel gebruik worden gemaakt van de relatie tussen de maximale stroomsnelheid op een intergetijdengebied en de hoogwaterstand van het getij (e.g., Bouma et al., 2005; De Vet et al., 2020). Dit biedt een robuuste basis voor een inzichtelijke vergelijking tussen de T0 en de T1 situatie. Omdat de projectgebieden voor een groot deel vloed-gedomineerd zijn, vat deze beschouwing van de maximale snelheden dus vooral de dominante vloedstroming.

In Figuur 137 (Knuitershoek) en Figuur 138 (Baalhoek) zijn voor alle meetlocaties de maximale dieptegemiddelde snelheden van elk getij uitgezet tegen de opgetreden hoogwaterstand (meetstation “Overloop van Hansweert” voor Knuitershoek en meetstation “Walsoorden” voor

Baalhoek). De instrumenten zijn in deze figuren weergegeven per raai en van boven naar beneden gesorteerd met toenemende afstand van de geul. Naast de datapunten voor elk getij (afzonderlijk gepresenteerd voor T0 en T1), zijn zowel voor T0 als voor T1 lineaire trendlijnbenaderingen geplot door de meetpunten. Deze benaderingen vatten de datapunten behoorlijk goed samen (r^2 is gemiddeld 0,68 over alle meetpunten).

Hoewel er op sommige meetpunten beperkte verschillen zijn tussen de T0 en T1 data, zijn er op andere meetpunten juist wel grote veranderingen in de stroomsnelheden. Voor beide projectlocaties is zichtbaar dat de grootte van de veranderingen in stroomsnelheden een functie is van de hoogwaterstand. Over het algemeen is de absolute verandering in de stroomsnelheid het grootste voor de getijden met de hoogste hoogwaterstand. Om dit te kwantificeren is in de figuren voor elke meetlocatie aangegeven wat het verschil is tussen de trendlijnbenaderingen (T1 t.o.v. T0) voor zowel een hoogwaterstand van 2 m als voor een hoogwaterstand van 3 m.

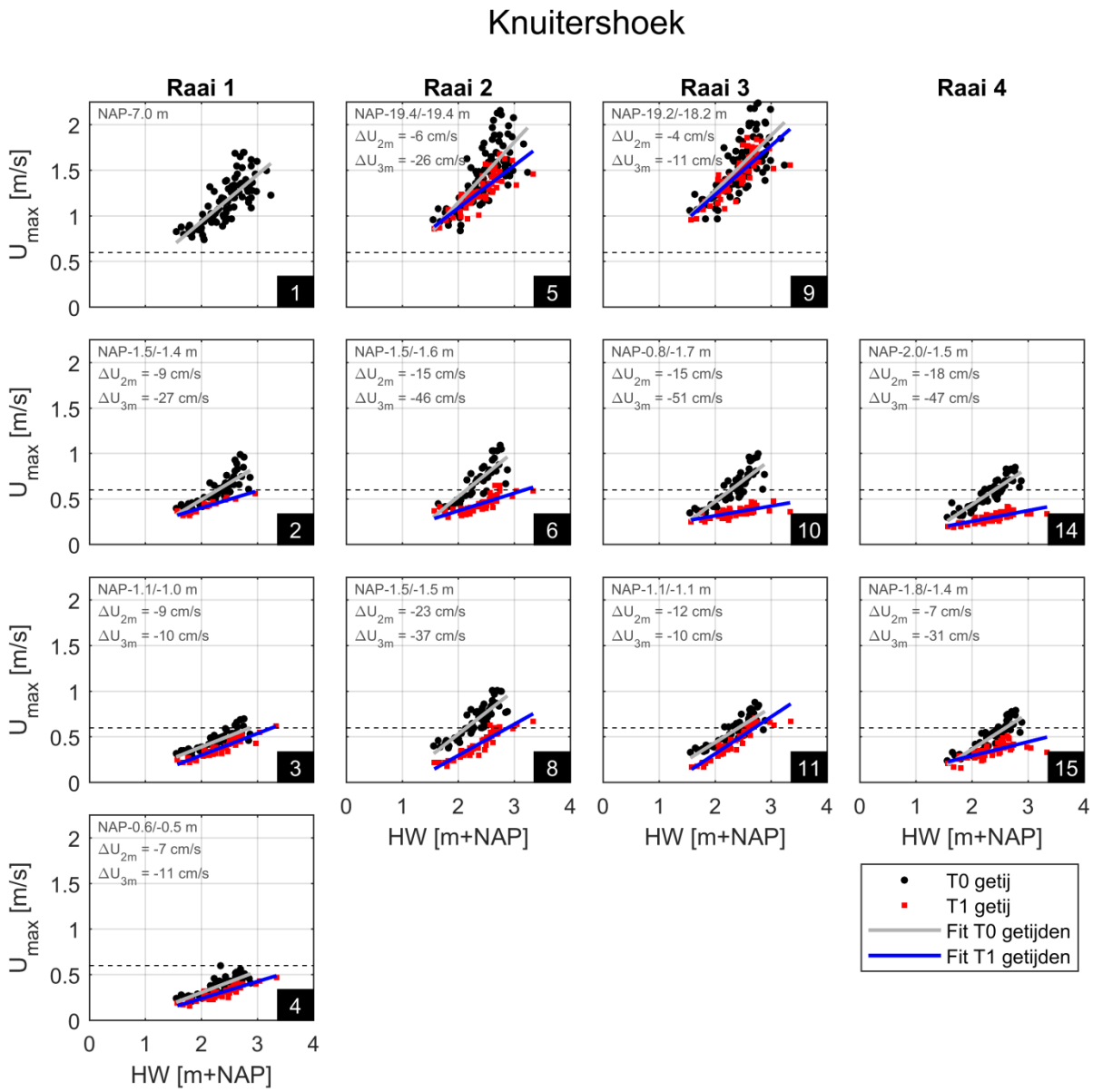
In de geul voor Knuitershoek (locaties 5 en 9), Gat van Ossenisse, zijn de groottes van de maximale dieptegemiddelde snelheden tot 15% afgenomen. Ondanks de grote diepte in de geul (orde 20 m) en de substantiële afstand tot het intergetijdengebied (>100 m) zijn de afnamen dus significant. De afnamen zijn in de geul het grootste bij Raai 2 (meetpunt 5) waar de snelheid bij een hoogwaterstand van 3 m met 26 cm/s is afgenomen. Relatief zijn deze afnamen beperkt, aangezien de snelheden bij een dergelijke hoogwaterstand nog steeds orde 1,5 m/s zijn.

Dit is een ander verhaal voor de droogvallende meetpunten van Knuitershoek. De relatieve afnamen zijn daar groter door de lagere snelheden tijdens T0 en de grotere absolute afnamen. De snelheidsafnames zijn het grootst bij de droogvallende punten naast de geul (meetpunten 2, 6, 10 en 14). Voor drie van deze meetpunten (6, 10 en 14; Raaien 2-4) nam de snelheid tot wel 0,5 m/s af bij een hoogwaterstand van 3 m (afname van meer dan 50%). Dichter bij de dijk zijn de snelheidsafnames beperkter. Al zijn voor deze meetpunten (afgezien van meetpunt 15) de snelheidsafnames wel uniformer verdeeld over de verschillende hoogwaterstanden. Een mogelijke verklaring voor het verschil tussen de meetpunten naast de geul en de hoger gelegen meetpunten is de aanwezigheid van de hoogwatervluchtplaatsen op de kop van de strekdammen. Dichter bij de dijk zijn de hoogwatervluchtplaatsen afwezig, en is bovendien de hoogte van de strekdammen ten opzichte van het intergetijdengebied kleiner vanwege de hogere bodemligging. Voor vrijwel alle meetpunten op het intergetijdengebied ligt in de T1 situatie de maximale snelheid elk getij onder de grenssnelheid die hoog/laagdynamisch onderscheidt (<0,6 m/s), in tegenstelling tot de T0 situatie.

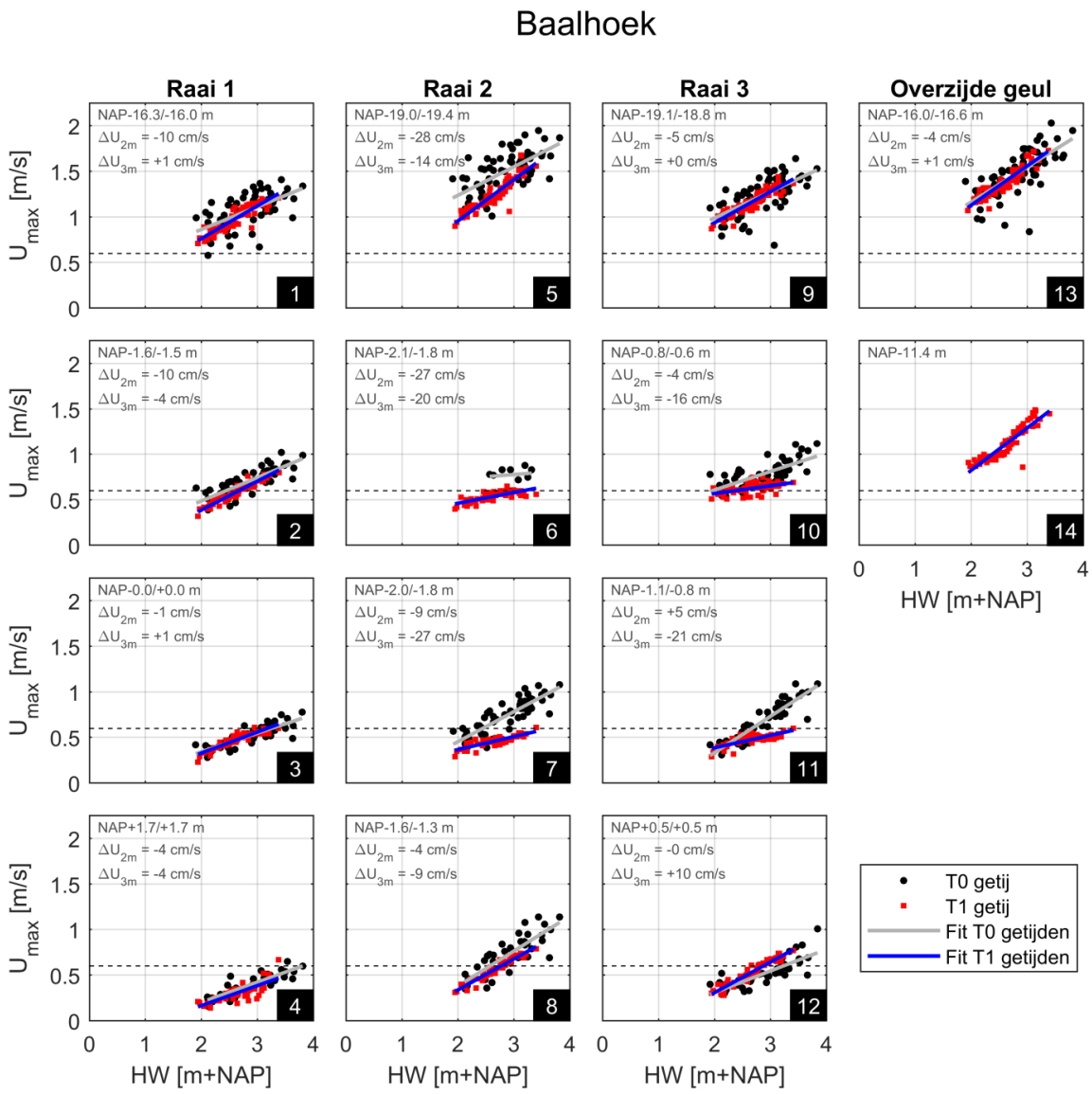
De veranderingen in de maximale snelheid zijn ook in de geul voor Baalhoek relatief beperkt (tot 28 cm/s bij een hoogwaterstand van 2 m bij meetpunt 5, Raai 2), zie Figuur 138. Wel valt op dat bij meetpunt 5 (Raai 2) en ook enigszins bij meetpunt 1 (Raai 1) de snelheden bij een lagere hoogwaterstand meer zijn afgenomen dan bij een hogere hoogwaterstand. Dit is niet in lijn met de observaties bij Knuitershoek en ook niet in lijn met de andere meetpunten van Baalhoek. De mechanismen van de veranderingen in de geul zijn immers anders dan die van de veranderingen in het intergetijdengebied. Verder valt op dat de spreiding van de datapunten van de meetpunten in de geul groter is tijdens T0 dan tijdens T1. Of dit een fysische oorzaak heeft, is onduidelijk.

Voor Baalhoek zijn de snelheidsveranderingen van de droogvallende meetpunten van Raai 1 zeer beperkt: tot 10 cm/s bij meetpunt 2 (naast de geul). Voor de andere twee raaien zijn de snelheidsveranderingen wel substantieel. Vergelijkbaar aan de droogvallende meetpunten van Knuitershoek zijn de snelheidsafnames het grootst voor de hoogste hoogwaterstanden. Meetpunt 6 (Raai 2, dichtste bij de geul) lijkt hierin wel een uitzondering, daar zijn de snelheidsafnames uniformer verdeeld voor de verschillende hoogwaterstanden, al is dit wel gebaseerd op slechts 9 getijden. De

grootte van de snelheidsafnames zijn vrij vergelijkbaar voor Raai 2 en Raai 3, tot 27 cm/s. Langs de dijk (meetpunten 8 en 12) zijn op deze raaien de snelheidsafnames wel beperkt. Dit terwijl de snelheden tijdens T0 bij meetpunten 7 en 8 (beide Raai 2) juist heel vergelijkbaar zijn. Bij meetpunt 12 (Raai 3) nam de snelheid langs de dijk zelfs met 10 cm/s toe. Vergeleken met Knuitershoek, zijn er bij Baalhoek meer locaties waar de kritische grenssnelheid tussen hoog/laagdynamisch (<0,6 m/s) tijdens T1 nog wordt overschreden. Dit ondanks het feit dat de bodemligging van Baalhoek over het algemeen hoger is dan van Knuitershoek.

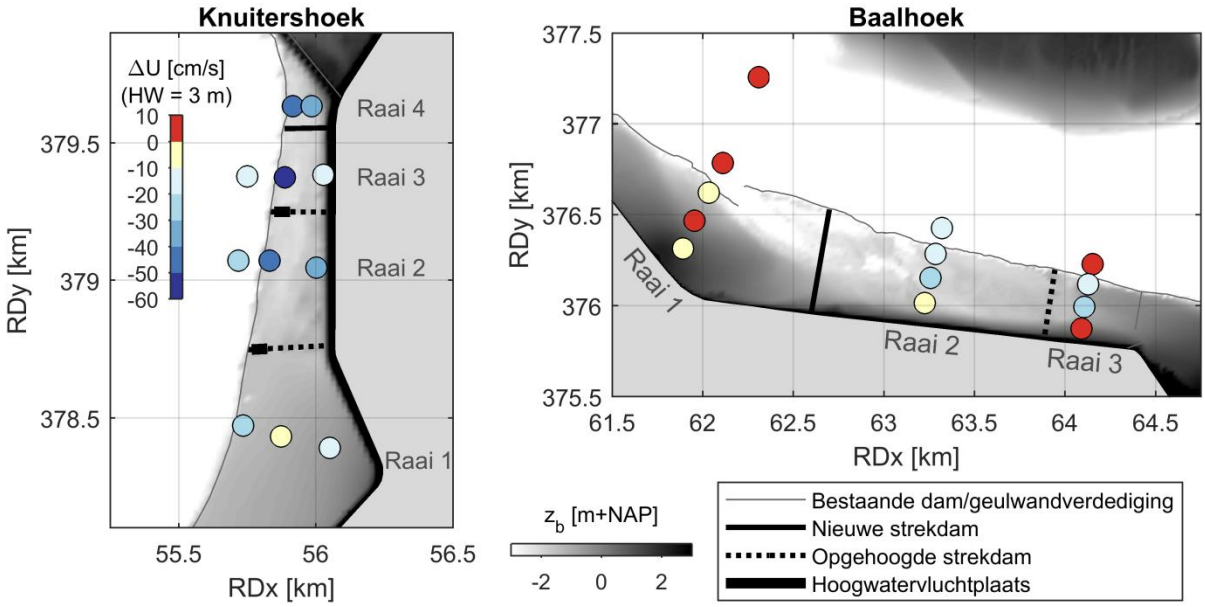


Figuur 137. Maximale dieptegemiddelde snelheid voor elk gemeten getij, weergegeven ten opzichte van de maximale waterstand van elk getij, voor Knuitershoek. De instrumentnummers (zie Figuur 132 voor de ligging) zijn rechtsonder in de deelfiguren weergegeven. De instrumenten zijn in deze figuren van boven naar beneden gesorteerd met toenemende afstand van de geul. De bodemligging, bepaald met een RTK-dGPS, is linksboven weergegeven (indien zowel tijdens T0 als tijdens T1 is gemeten, zijn beide bodemhoogtes getoond, met de T0 bodem als eerste). De T0 en T1 metingen zijn afzonderlijk geplot (zie legenda). Een lineaire trendlijnbenadering is geplot voor zowel de T0 als de T1 datapunten. Ter indicatie is linksboven in ieder deelfiguur het verschil tussen de trendlijnen gepresenteerd bij een hoogwaterstand van 2 en 3 m; een negatief getal betekent een lagere T1 dan T0 snelheid. De horizontale gestreepte lijn geeft de (gekozen) kritische grens van hoog-/laagdynamisch aan (60 cm/s).



Figuur 138. Maximale dieptegemiddelde snelheid voor elk gemeten getij, weergegeven ten opzichte van de maximale waterstand van elk getij, voor Baalhoek. De instrumentnummers (zie Figuur 132 voor de ligging) zijn rechtsonder in de deelfiguren weergegeven. De instrumenten zijn in deze figuren van boven naar beneden gesorteerd met toenemende afstand van de geul. De bodemligging, bepaald met een RTK-dGPS, is linksboven weergegeven (indien zowel tijdens T0 als tijdens T1 is gemeten, zijn beide bodemhoogtes getoond, met de T0 bodem als eerste). De T0 en T1 metingen zijn afzonderlijk geplot (zie legenda). Een lineaire trendlijnbenadering is geplot voor zowel de T0 als de T1 datapunten. Ter indicatie is linksboven in ieder deelfiguur het verschil tussen de trendlijnen gepresenteerd bij een hoogwaterstand van 2 en 3 m; een negatief getal betekent een lagere T1 dan T0 snelheid. De horizontale gestreepte lijn geeft de (gekozen) kritische grens van hoog-/laagdynamisch aan (60 cm/s).

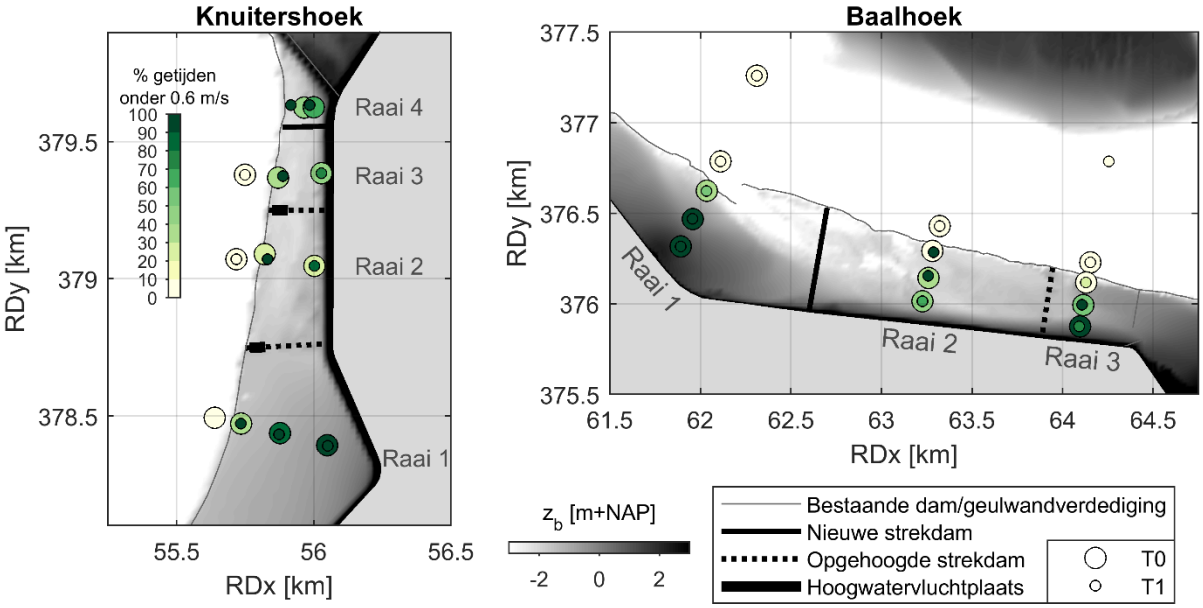
In Figuur 139 wordt een ruimtelijk beeld gegeven van de snelheidsveranderingen van T0 naar T1, gebaseerd op de lineaire trendlijnbenaderingen en bij een hoogwaterstand van 3 m. Zoals al opgemerkt, zijn de snelheidsveranderingen bij Raai 1 voor beide projectgebieden het kleinst, en neemt de snelheid bij Baalhoek lokaal zelfs iets toe door de ingrepen. Voor alle raaien is zichtbaar dat de punten het dichtst bij de dijk relatief beperkt in snelheid afnemen, of juist in snelheid iets toenemen. De grootste snelheidsafnamen (> 40 cm/s) zijn zichtbaar langs de al bestaande geulwandverdediging van Knuitershoek. Met het model is onderzocht of deze lokale hoge snelheidsafnamen het gevolg zijn van de aangelegde hoogwatervluchtplaatsen.



Figuur 139. Ruimtelijke weergave van de veranderingen van de maximale dieptegemiddelde snelheden van T0 naar T1, bij een hoogwaterstand van 3 m. Dit is gebaseerd op de lineaire trendlijnbenaderingen uit Figuur 137 en Figuur 138. De kleuren van de markers geven de snelheidsveranderingen aan, overeenkomend met de getallen zoals gepresenteerd achter ΔU_{3m}. Elke snelheidstoename is rood gemarkeerd, ook als deze slechts 1 cm/s betreft (zoals in Raai 1).

De strekdammen hebben als doel het laagdynamisch areaal (areaal met een stroomsnelheid <0,6 m/s) te vergroten. Hiervoor zijn niet alleen de snelheidsveranderingen relevant: een locatie waarvan de snelheid in de T0 situatie slechts beperkt boven de kritische 0,6 m/s kwam, heeft slechts een beperkte snelheidsafname nodig om laagdynamisch te geworden in de T1 situatie. Daarom is zowel voor T0 als voor T1 het percentage getijden waarvoor de snelheid lager dan 0,6 m/s was weergegeven. Dit is gebaseerd op de lineaire trendlijnbenaderingen (ter bepaling van de hoogwaterstand waarvoor de kritische snelheid van 0,6 m/s optrad) en de verdeling van de hoogwaterstanden over een heel jaar (2016).

Figuur 140 toont dat voor beide projectlocaties de snelheidspieken in de geul voor vrijwel geen getij onder de 0,6 m/s ligt voor zowel T0 als voor T1. Een dergelijke snelheid in de geul was ook niet het doel of de verwachting. In de intergetijdengebieden is de fractie van de getijden met een snelheid onder de 0,6 m/s wel substantieel veranderd. Voor het meetpunt naast de geulwandverdediging van Baalhoek op Raai 2 was de verandering het grootst: in T0 lagen alle snelheidspieken boven de 0,6 m/s, in T1 lag 94% daaronder. Dit ondanks de beperkte absolute afname in snelheid (-20 cm/s bij een hoogwaterstand van 3 m) Let wel, het aantal datapunten bij dit meetpunt is relatief beperkt. Maar ook zonder dit specifieke meetpunt is deze raai (Raai 2) voor Baalhoek de raai met de grootste veranderingen. Raai 1 is zo goed als onveranderd, en bij Raai 3 zijn er zowel afnamen als toenamen te zien in de fractie van het aantal getijden waarvoor de pieksnelheid onder de 0,6 m/s lag. Bij Knuitershoek vonden de grootste veranderingen ook plaats voor de punten op het intergetijdengebied langs de geulwandverdediging: al deze punten hadden in T1 voor meer dan 97% van de getijden een pieksnelheid lager dan 0,6 m/s ten opzichte van 21—41% in T0. Al deze punten liggen naast een hoogwatervluchtplaats. Of dit ook de oorzaak is voor dat deze punten de grootste veranderingen vertoonden, is met het model onderzocht. Hoger op het intergetijdengebied van Knuitershoek zijn (net als bij Baalhoek) de veranderingen kleiner.



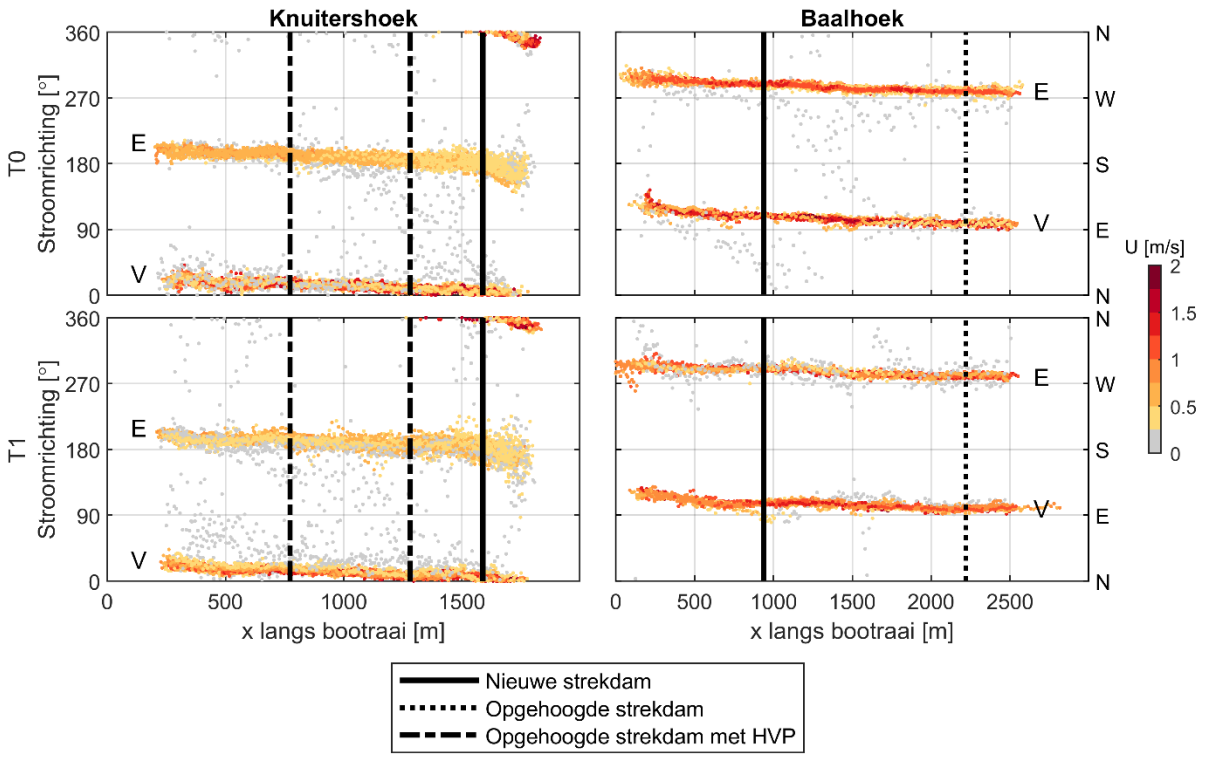
Figuur 140. Ruimtelijke weergave van het percentage van de getijden waarvoor de maximale snelheid onder de 0,6 m/s ligt, zowel voor T0 (grote cirkels) als T1 (kleine cirkels). Dit is een combinatie van de hoogwaterstand waarvoor de kritische snelheid precies wordt overschreden (op basis van de lineaire trendlijnbenaderingen en het percentage van de getijden waarvoor deze hoogwaterstand niet wordt overschreden (gebaseerd op de gemeten waterstanden voor heel 2016).

Figuur 141 toont op basis van de varende metingen de stroomrichting en stroomsnelheid als functie van de positie, voor T0 en T1. De stroomrichting is op de verticale as weergegeven en de kleuren geven de grootte van de stroomsnelheid weer. Deze figuur geeft aan wat de dominante stroomrichtingen zijn langs de intergetijdengebieden.

In de geul langs beide projectgebieden volgen de snelheden voornamelijk de dominante stroomrichtingen. Anders gezegd, de stroomrichtingen zijn relatief monotoon. In is dit zichtbaar aan het feit dat de richtingen, op een locatie op de raai, voornamelijk geclusterd zijn rond een bepaalde richting en rond de tegenovergestelde richting (+/- 180°). Langs een raai varieert de dominante stroomrichting enigszins omdat de stroming de bocht volgt, vooral voor x>1500 m bij Knuitershoek en x<1000 m bij Baalhoek. Dit is consistent voor de T0 en T1 situatie.

Hoewel de spreiding in stroomrichting bij Knuitershoek groter was dan bij Baalhoek, gold dit zowel voor de T0 als voor de T1 situatie. De nieuwe en aangepaste strekdammen zijn hiervan dus niet de oorzaak. De substantiële afwijkingen (>orde 30°) van de dominante stroomrichtingen treden hoofdzakelijk op bij lage stroomsnelheden (<0,25 m/s). Ook hierin is er geen duidelijke relatie met de strekdammen zichtbaar, de afwijkingen clusteren zich niet rondom de strekdammen.

Merk op dat de bootraaien enkele honderden meters van de strekdammen gevaren zijn (Figuur 132). Daarom is het niet uit te sluiten dat grotere effecten dichter langs de strekdammen optreden. Maar deze metingen geven wel het inzicht dat de strekdammen geen substantiële veranderingen in de stromingsrichting voor het scheepvaartverkeer hebben geïntroduceerd.



Figuur 141. Gemeten stroming langs de gevaren bootraaien. Voor zowel Knuitershoek (links) als Baalhoek (rechts) zijn de stroomrichtingen (verticale positie markers) en de dieptegemiddelde snelheden (kleur markers) weergegeven voor de T0 situatie (boven) en de T1 situatie (onder). Voor Baalhoek is de data weergegeven voor de raai langs het intergetijdengebied (de noordelijke raai langs Plaat van Walsoorden is hier dus buiten beschouwing gelaten). Voor beide locaties neemt de afstand over de bootraai (x) toe in vloedrichting: richting het noorden bij Knuitershoek en richting het oosten bij Baalhoek. In deze figuren is de ebrichting met E en de vloedrichting met V aangegeven. De T0/T1 metingen zijn uitgevoerd bij relatief vergelijkbare getijden: de hoog-/laagwaterstanden verschilden maximaal 30 cm.

Golven en bodemschuifspanningen

Hieronder volgt een korte beschrijving van de studie naar golven en bodemschuifspanning, details zijn te vinden in de onderliggende afstudeerrapportage Aldershof (2020).

Scheepsgolven bestaan uit een lange primaire golf (met periodes van ~20-100 s) gekoppeld aan de waterstandsdaling door het langsvarende schip. Daarnaast wekken de boeg en het achtersteven treinen van kortere secondaire golven op met periodes van ~1-10 s die vergelijkbaar zijn met periodes van lokaal gegenereerde windgolven.

Bij Knuitershoek (locaties KH5 en KH9BB) en Baalhoek (locaties BHI en BHII) zijn er in mei 2018 gedurende ongeveer 5% van de tijd scheepsgolven gedetecteerd. De primaire golven hebben typisch een hoogte van 0,05-0,1 m met uitschieters richting 0,5 m. De secondaire golven zijn over het algemeen wat groter: 0,15-0,20 m met maxima van 0,6 m. Windgolven hebben een vergelijkbare hoogte, en treden vaker op (ongeveer 20% van de tijd hoogtes groter dan 0,1 m).

De bodemschuifspanning als gevolg van de stroming alleen is in de T1 situatie (met strekdammen) beperkt in staat is om op deze locaties frequent sediment in beweging te krijgen. De primaire scheepsgolven blijken een relatief lage bodemschuifspanning te genereren; de secundaire scheepsgolven hebben meer impact op de sedimentmobiliteit. De windgolven geven een grotere bijdrage aan de schuifspanning dan scheepsgolven, omdat de laatste een meer episodisch karakter hebben en minder vaak voorkomen. Alleen als er een schip van een bepaalde omvang met een bepaalde snelheid nabij de intergetijdengebieden vaart, zal er een aanzienlijke golf en schuifspanning ontstaan. De verschillen tussen Knuitershoek en Baalhoek lijken beperkt. Verder wordt opgemerkt dat

het de combinatie is van de verschillende bijdragen aan de schuifspanning die het sediment mobiliseert, dus de stroming draagt zeker bij aan het transport.

De strekdammen zorgen voor een reductie van de stroming en dus ook van de bodemschuifspanning die opgewekt wordt. Een vergelijking van de golfhoogte en de door golven opgewekte bodemschuifspanning tussen juni/juli 2016 (T0) en april/mei 2018 (T1) wijst op een mogelijk reductie van de golfwerking door de strekdammen. Aangezien dit een relatief korte tijdreeks betreft, moet dit nader onderzocht worden.

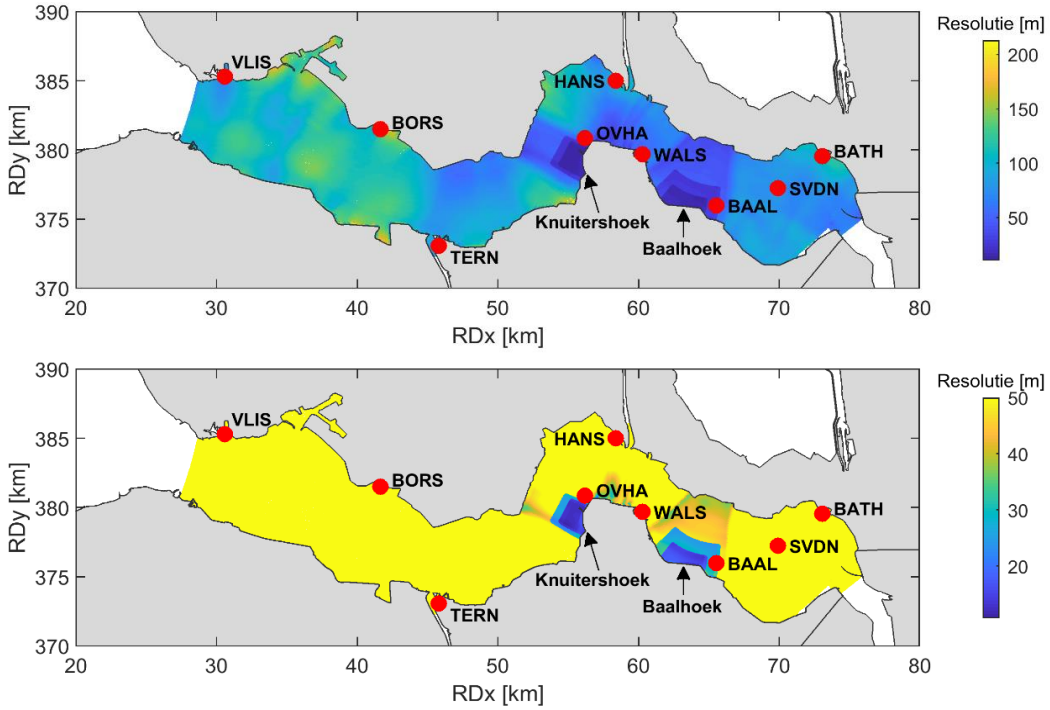
Numerieke modellering stroomsnelheden

Een numeriek, diepte-gemiddeld Delft3D-FM model is opgezet om de effecten van de strekdammen op de stroming bij Knuitershoek en Baalhoek te onderzoeken (het *Buitendijks model*). Dit model berekent de stroming door wind en getij; golven zijn buiten beschouwing gelaten.

Allereerst volgt een korte beschrijving van de modelopzet en kalibratie in paragraaf Modelopzet en kalibratie. Verdere details over de modelopzet zijn te vinden in De Vet & Van der Werf (2022). In paragraaf Representatieve simulatieperiode is de simulatieperiode gespecificeerd die representatief is voor een meerjarige periode. In paragraaf Effect van de strekdammen op de stroming is vervolgens het effect van de strekdammen met het model onderzocht. Ook verdere morfologische ontwikkelingen kunnen de stroming in de projectgebieden beïnvloeden, dat is in paragraaf Effect van een hogere bodemligging intergetijdengebied onderzocht. Tot slot is in paragraaf Effect van de wind op de stroming de invloed van de wind bepaald.

Modelopzet en kalibratie

Het rekendomein van het model loopt van Vlissingen (westelijke rand) tot aan de Nederlands-Belgische grens (oostelijke rand), zie Figuur 142. Met lokale verfijningen is een resolutie van 15 m in de projectgebieden verkregen. Deze resolutie wordt fijn genoeg geacht om de ruimtelijke variaties in bodemligging van de intergetijdengebieden op de projectlocaties goed te beschrijven.

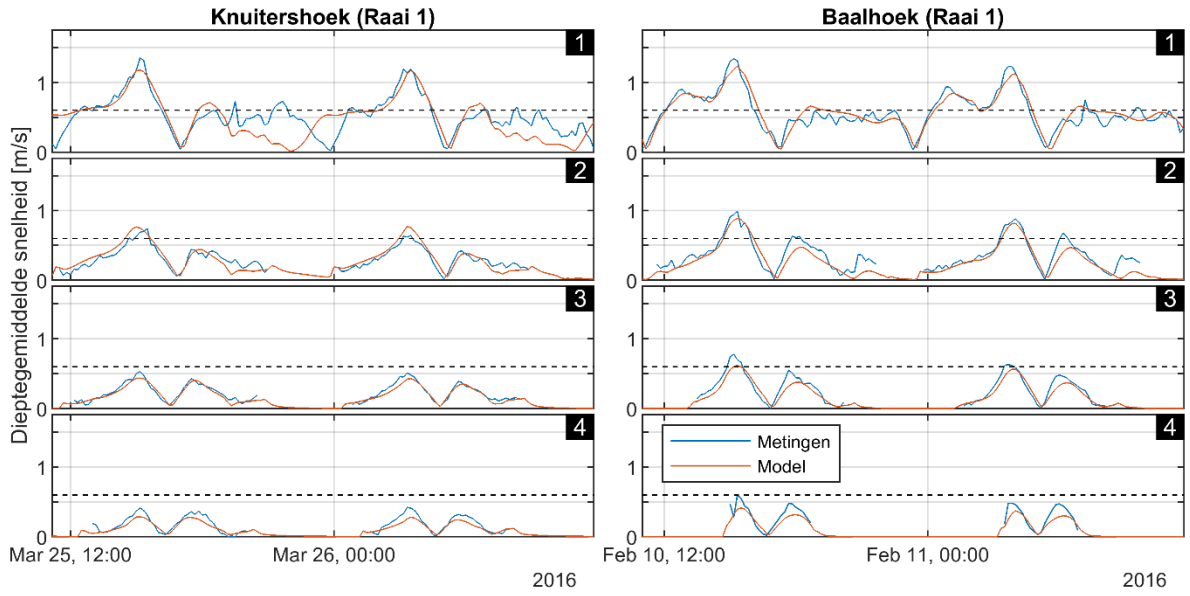


Figuur 142. Rekenresolutie van het Buitendijks model, gedefinieerd als de gemiddelde afstand van een rekenpunt tot de daaraan gelinkte rekenpunten. Boven: volledige kleurschaal. Onder: kleurschaal gefocust op resoluties kleiner dan 50 m.

Op de westelijke rand (nabij Vlissingen) en oostelijke rand (nabij de Nederlandse/Belgische grens) zijn randvoorwaarden opgelegd die de stroming forceren. Deze randvoorwaarden zijn afgeleid (genest) uit een groter model dat de waterbeweging voor de gehele Westerschelde (en de zuidelijke Noordzee) beschrijft. Dit betreft het Waqua DCSMv6-ZUNOv4-Kf model (Zijl et al., 2013, 2015). Randvoorwaarden zijn afgeleid voor zowel 2016 (T0) als 2018 (T1). Op de gehele westelijke rand zijn zowel snelheden als waterstanden opgelegd, op de oostelijke rand zijn debieten opgelegd.

De bodem is een samenstelling van Vaklodingen data uit 2016 (20 m resolutie) en LiDAR data met een 2 m resolutie in de projectgebieden uit 2016 (T0) en 2018 (T1). Met een handmatige bewerkingstap is gewaarborgd dat de strekdammen en vooroeververdedigingen correct (i.e., geen gaten in de strekdammen door interpolatiefouten) in de bodemhoogte zitten voor zowel T0 als T1. Dit is niet vanzelfsprekend omdat sommige delen van deze constructies (met een breedte van 5 m) door de rekenresolutie van orde 15 m in de projectgebieden buiten de roosterpunten vallen.

Het model is gekalibreerd aan de hand van de waterstandsmetingen nabij de projectgebieden, en de gemeten snelheden in de intergetijdengebieden (T0 en T1). Dit resulteerde in een ruimtelijk-uniforme bodemruwheid (Manning) van 0,024 $s/m^{1/3}$ en een horizontale viscositeit van 1 m^2/s. Het gekalibreerde model berekent de waterstanden met een maximale absolute bias van 2 cm en een RMSE (wortel van het gemiddelde kwadratische fout) van maximaal 7 cm. De pieksnelheden worden gemodelleerd met een absolute bias en RMSE kleiner dan 10 cm/s voor de meeste meetpunten en kleiner dan 20 cm/s voor alle meetpunten. Figuur 143toont de overeenkomst in snelheid tussen het model en de metingen voor twee getijden voor Raai 1 van Knuitershoek en Baalhoek.



Figuur 143. Vergelijking tussen gemeten en met het Buitendijks model berekende diepte-gemiddelde snelheden. Getoond zijn Raai 1 van Knuitershoek en Raai 1 van Baalhoek voor T0 voor twee getijden.

Representatieve simulatieperiode

Voor de analyses is het model doorgerekend voor twee representatieve spring-doodtij cycli (één lunatie van 29,5 dagen): vanaf het eerste laagwater van 27 augustus 2016 (03:50) tot het tweede laagwater van 25 september 2016 (16:10). Met deze specifieke simulatieperiode komt de verdeling van de hoogwaterstanden zo goed als mogelijk overeen met de verdeling van de hoogwaterstanden over een heel jaar (2016). Gefocust is op de hoogwaterstanden omdat (1) de piekstroomsnelheden (relevant voor dit project) schalen met de hoogwaterstanden en (2) de hoogwaterstanden de droogvalduur van de intergetijdengebieden beïnvloeden. De simulaties zijn tot twee spring-doodtij

cycli beperkt omdat er met een uitvoerfrequentie van 10 minuten over het gehele modeldomein (noodzakelijk voor de analyses) enorm veel uitvoer wordt gegenereerd. Bovendien zijn twee spring-doodtij cycli voldoende om de belangrijkste getijdevariaties te vatten.

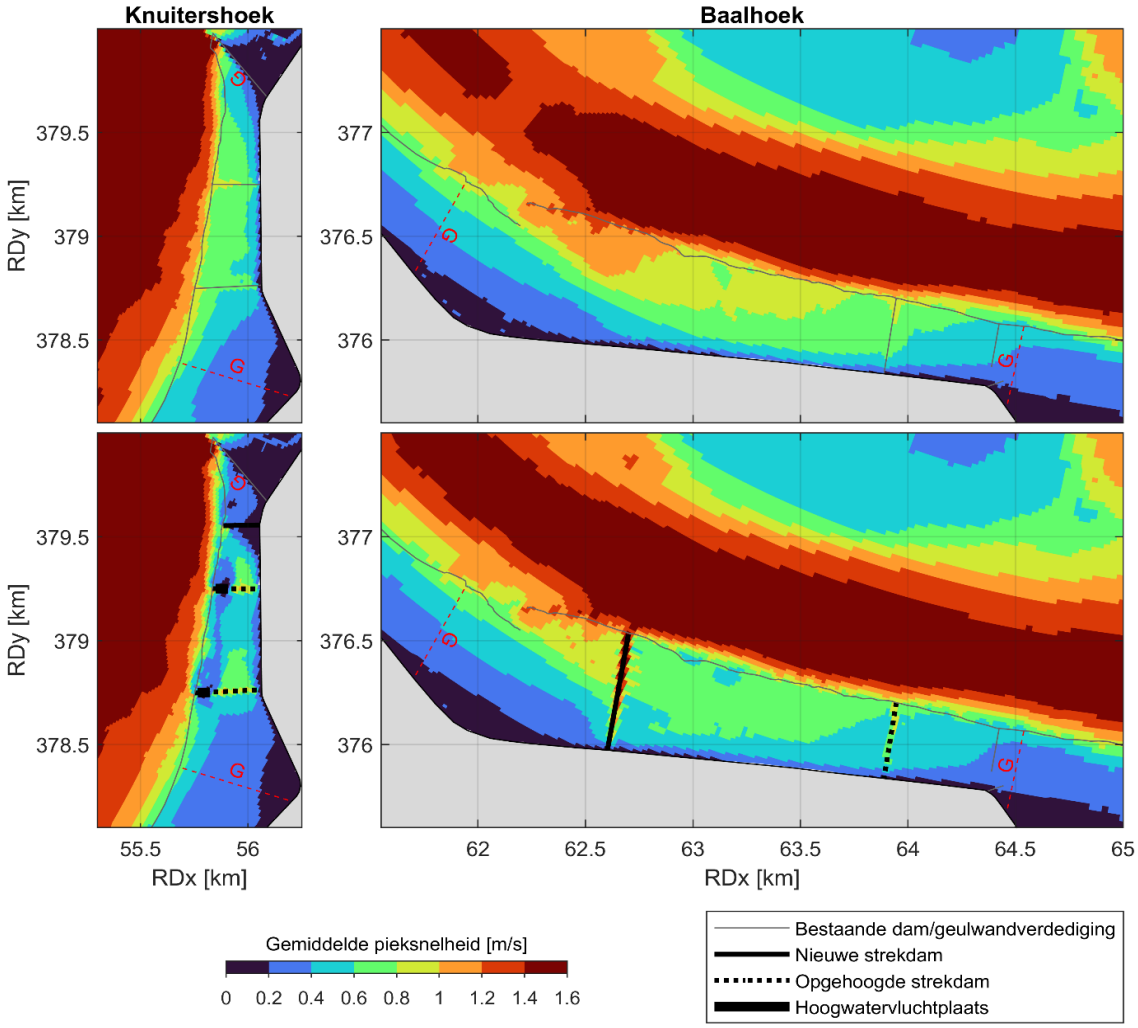
Voor de T1 simulaties is dezelfde simulatieperiode doorgerekend (dus randvoorwaarden van 2016 en niet van 2018) zodat verschillen met de T0 simulaties slechts het gevolg zijn van verschillen in strekdammen en hoogteligging van de bodem. Evengoed is aan deze representatieve periode vastgehouden in de scenario's (paragrafen 0 en 0).

Effect van de strekdammen op de stroming

Met het numerieke model zijn de veranderingen in stroming bepaald tussen de T0 en T1 situatie. Verschillen zijn daarmee het gevolg van de strekdammen en de morfologische ontwikkelingen tussen 2016 en 2018 (tot één jaar na aanleg). Voor elk rekenpunt is de pieksnelheid berekend voor elk getij in de simulatieperiode. Deze pieksnelheden treden hoofdzakelijk op tijdens vloed, aangezien de beschouwde gebieden voor een groot deel vloed-gedomineerd zijn. Vervolgens zijn voor elk rekenpunt de pieksnelheden gemiddeld over alle getijden. Deze gemiddelde pieksnelheid is indicatief voor de sterkte van de stroming. Omdat het voor de projectdoelen ook relevant is te weten hoe frequent de grenssnelheid van 0,6 m/s overschreden wordt, is ook de fractie van de getijden met een pieksnelheid onder deze grenssnelheid berekend. Allereerst worden de resultaten van de veranderingen in de gemiddelde pieksnelheid gepresenteerd met een beschouwing van hoe dit over verschillende droogvalduurklassen verschilt, daarna volgen de resultaten van de veranderingen in de fractie getijden onder de grenssnelheid.

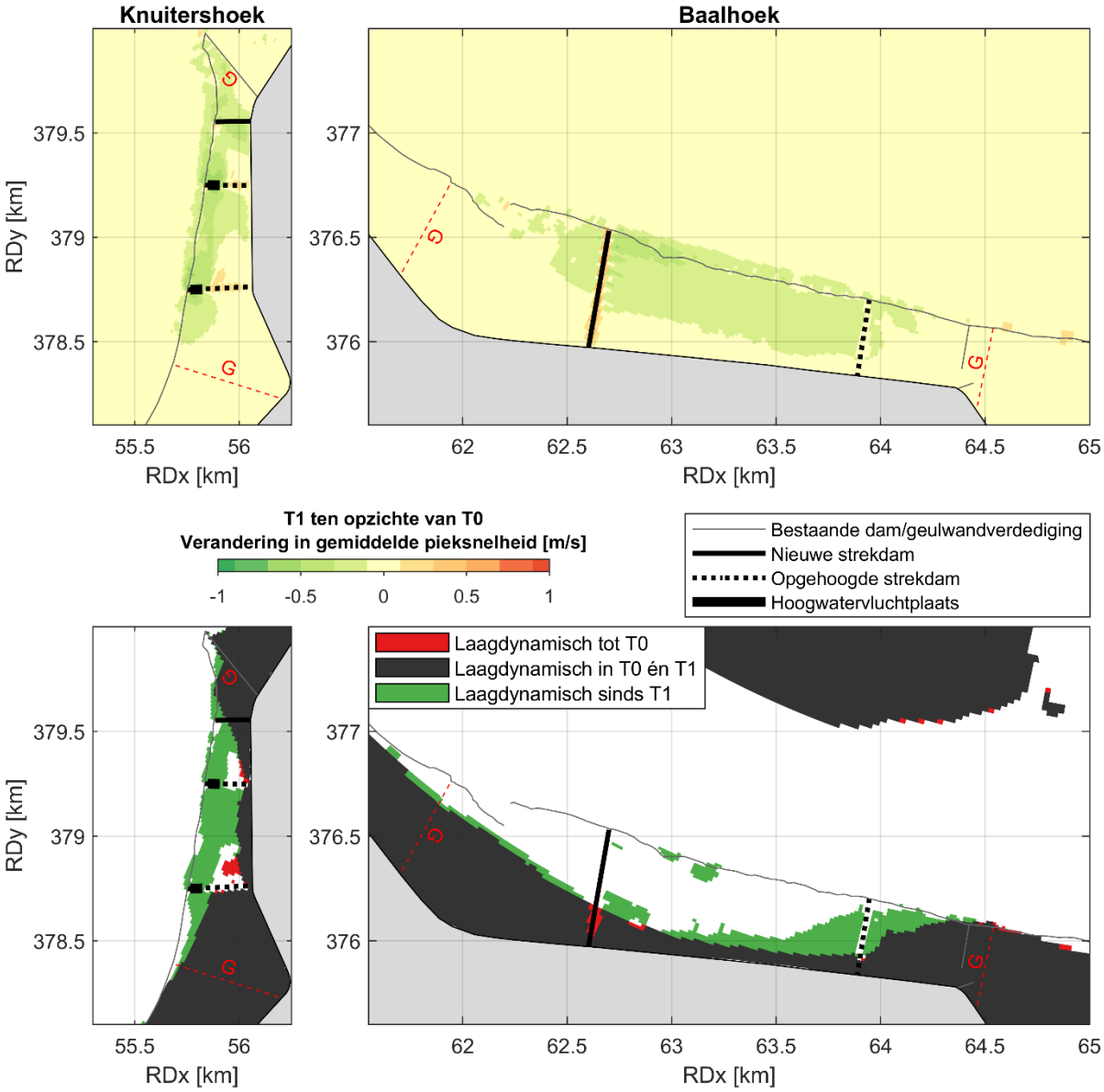
Verandering in gemiddelde pieksnelheid

Figuur 144 geeft de ruimtelijke variatie in de gemiddelde pieksnelheid voor beide projectgebieden in de T0 en T1 situatie. In de T0 situatie waren de snelheden het laagste langs de dijk. In beide projectgebieden lag de gemiddelde pieksnelheid voor ongeveer de helft van het oppervlakte boven de 0,6 m/s. Vooral zuidoost van de opening in de geulwandverdediging van Baalhoek (RDx = 62,2 km; RDy = 376,6 km) was de gemiddelde pieksnelheid in de T0 situatie hoog (tot wel 1,2 m/s op het slik). De westelijke strekdam van Baalhoek (T1 situatie) heeft de gemiddelde pieksnelheid in deze zone substantieel doen afnemen. Bij Knuitershoek hebben de strekdammen ook tot zichtbare snelheidsveranderingen geleid. Vooral tussen de hoogwatervluchtplaatsen zijn de gemiddelde pieksnelheden sterk afgenomen (lokaal tot onder de 0,4 m/s).



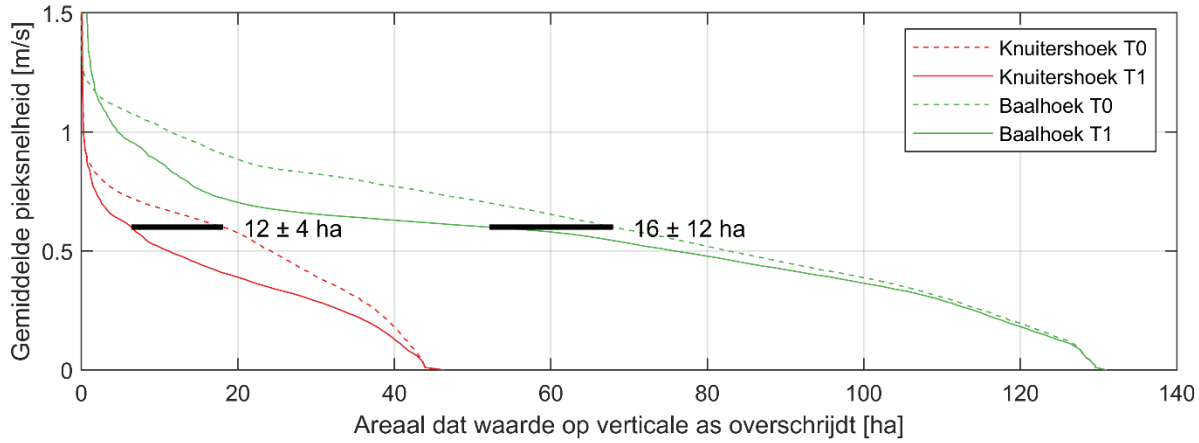
Figuur 144. Ruimtelijke weergave van de gemiddelde pieksnelheid voor Knuitershoek (links) en Baalhoek (rechts) voor de T0 situatie (boven) en de T1 situatie (onder). De definitie van de grenzen van de projectgebieden (G) zijn met de rode gestreepte lijnen en de noordelijke strekdam van Knuitershoek gemarkeerd.

De veranderingen in pieksnelheden van de T0 naar de T1 situatie zijn in Figuur 145 weergegeven. In dit figuur zijn de gebieden met een gemiddelde pieksnelheid lager dan 0,6 m/s als laagdynamisch geclassificeerd. In het grootste deel van beide projectgebieden zijn de snelheden afgenomen. Bij Baalhoek is de laagdynamische zone langs de dijk uitgebreid richting de geul, met uitzondering van de strekdammen zelf. Tussen beide strekdammen was de snelheidsafname 0,1-0,3 m/s. Bij Knuitershoek is de laagdynamische zone helemaal tot aan de geulwandverdediging uitgebreid. Opgemerkt wordt wel dat de snelheden in de T0 situatie bij Knuitershoek al lager waren (Figuur 144). Uitzondering op de snelheidsafnamen zijn de twee zones noordelijk van de opgehoogde strekdammen van Knuitershoek. De vloedstroming is daar waarschijnlijk lokaal versterkt als neveneffect van de volledig geblokkeerde stroming ter hoogte van de hoogwatervluchtplaatsen. Nabij deze zones met snelheidstoenamen heeft erosie of beperktere sedimentatie plaatsgevonden (zie bijvoorbeeld Figuur 151) Overigens is de grootte van deze twee zones met snelheidstoenamen kleiner dan het gebied tussen de hoogwatervluchtplaatsen dat wel in snelheid is afgenomen. Ondanks dat bij Baalhoek lokaal ook wat erosie zichtbaar is (met name net ten oosten van de opening in de vooroeververdediging), zijn er bij Baalhoek vrijwel geen snelheidstoenamen zichtbaar. In beide projectgebieden is op 100 m van de vooroeververdediging in de geul geen snelheidsverandering meer zichtbaar (<0,1 m/s).



Figuur 145. Boven: ruimtelijke weergave van de verandering in de berekende gemiddelde pieksnelheid (van T0 naar T1). Positieve waarden betekenen een snelheidstoename. Onder: markering van de laagdynamische gebieden (hier gedefinieerd als gebieden met een gemiddelde pieksnelheid < 0.6 m/s). De definitie van de grenzen van de projectgebieden (G) zijn met de rode gestreepte lijnen en de noordelijke strekdam van Knuitershoek gemarkeerd.

In Figuur 146 zijn de verandering in laagdynamisch areaal – hier gedefinieerd als gebieden met een gemiddelde pieksnelheid lager dan 0,6 m/s – gekwantificeerd. Door de ingrepen is het laagdynamisch areaal direct na uitvoering bij Knuitershoek met 12 ± 4 ha en bij Baalhoek met 16 ± 12 ha toegenomen. De onzekerheidsmarges zijn bepaald als de gemiddelde afwijking in areaal na een verhoging en verlaging van de snelheden met 0,1 m/s. Dit is ter uitdrukking van de onzekerheden in het model en de keuze van de grenssnelheid. De verandering in laagdynamisch areaal is vooral bij Baalhoek gevoelig. Dit komt doordat de gemiddelde pieksnelheid tussen de strekdammen net boven de 0,6 m/s is gebleven. De metingen suggereren in deze zone daarentegen lokaal een snelheidsafname tot onder de 0,6 m/s. Het is dus plausibel dat de toename van 16 ha bij Baalhoek een onderschatting is. Bovendien zal het laagdynamisch areaal verder toenemen na een verhoging van de bodem door sedimentatie.

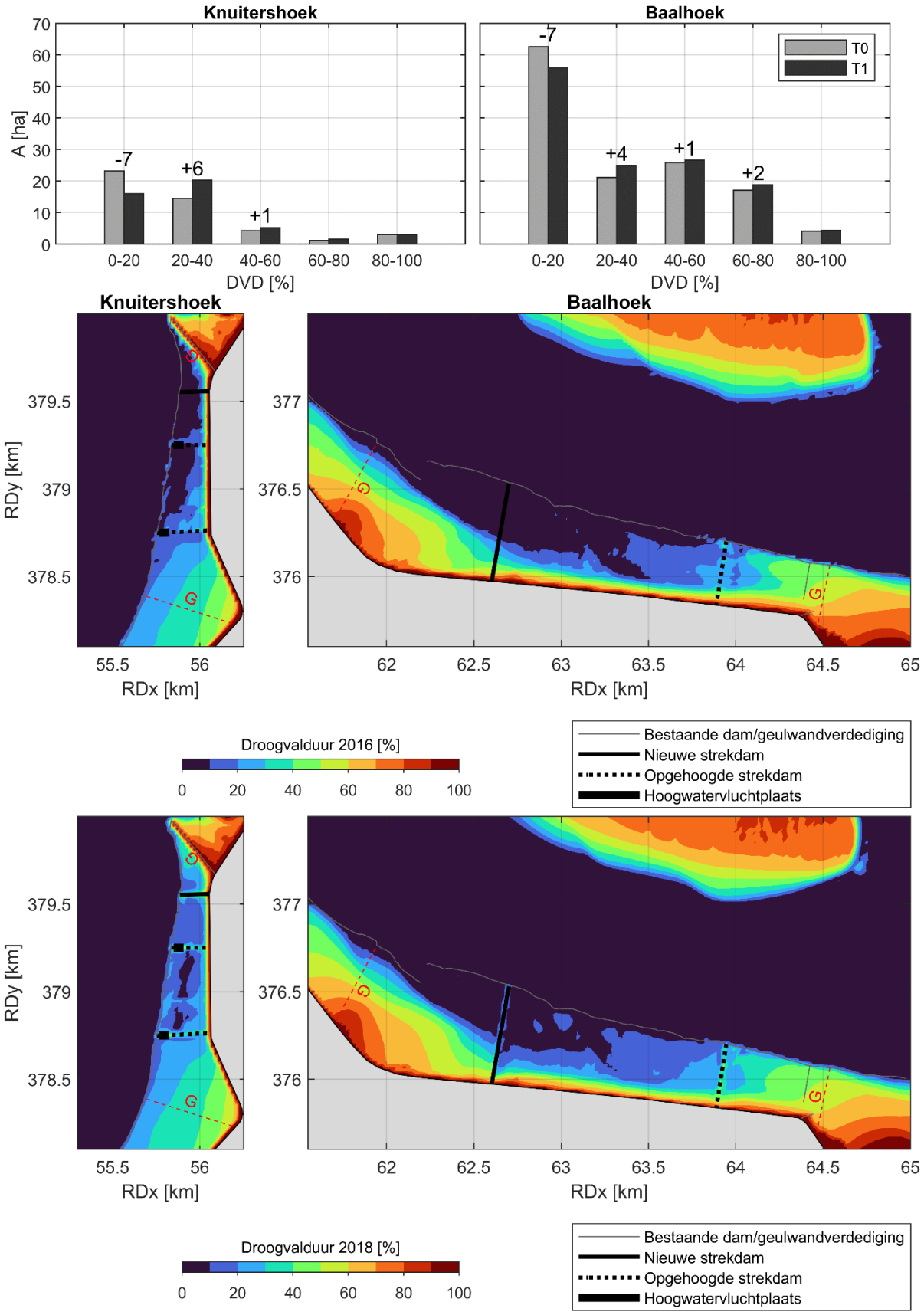


Figuur 146. Cumulatieve oppervlaktes van de projectgebieden waarvoor de snelheid op de verticale as wordt overschreden. De toename in laagdynamisch areaal van T0 naar T1 zijn met de getallen weergegeven inclusief een schatting van de onzekerheid.

Verandering in gemiddelde pieksnelheid voor de verschillende droogvalduurklassen (ten behoeve van de ecologische doorvertaling)

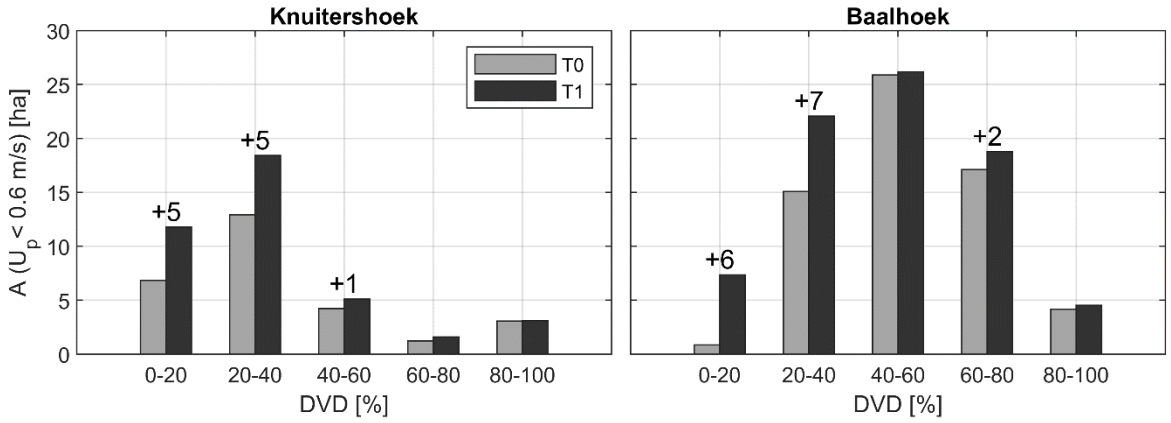
Voor de ecologie is niet alleen de stroomsnelheid maar ook de bodemligging van belang. Voor een lage bodemligging met een korte droogvalduur hebben vogels bijvoorbeeld niet of nauwelijks kans om te foerageren. In Figuur 147 is de oppervlakteverdeling van beide projectgebieden weergegeven voor de T0 (2016) en T1 (2018) situatie voor verschillende droogvalduurklassen[1]. Ook is in deze figuur de ruimtelijke verdeling van de droogvalduurklassen weergegeven. Bij Knuitershoek lag de droogvalduur voornamelijk rond de 0-40%. De grootste bodemveranderingen van T0 naar T1 vonden ook in die zone plaats. De afname in de 0-20% klasse betrof 7 ha, wat resulteerde in een toename van de 20-40% klasse van 6 ha en een toename van 1 ha in de 40-60% klasse. Bij Baalhoek was de 0-20% klasse in absolute zin een stuk groter (tot boven de 60 ha in T0). Bij Baalhoek is er verhoudingsgewijs meer areaal in de 40-80% klasse aanwezig dan bij Knuitershoek. Ook bij Baalhoek nam de 0-20% klasse met 7 ha af, wat voor 4 ha ten bate kwam voor de 20-40% klasse, voor 1 ha voor de 40-60% klasse en voor 2 ha voor de 60-80% klasse. Opgemerkt wordt dat dit de initiële bodemveranderingen zijn tot aan de T1 meting (orde 1 jaar aan ontwikkeling). Verwezen wordt naar paragraaf Effect van de strekdammen op de stroming voor een beschouwing van de substantiëlere veranderingen op de langere termijn.

[1] De vertaling van de bodemligging naar droogvalduurwaarden is voor deze studie gebaseerd op de waterstandsmetingen van de naastgelegen waterstandstations (Overloop van Hansweert en Walsoorden). Langjarige variaties in waterstandsmetingen zijn beperkt binnen het tijdsbestek van deze studie en zijn bewust niet beschouwd zodat veranderingen in droogvalduur puur het gevolg zijn van morfologische veranderingen.



Figuur 147. Boven: oppervlakte van de verschillende droogvalduurklassen (DVD) voor de T0 en T1 bodemligging. De verandering in oppervlakte is vermeld als deze ≥ 1 ha bedroeg. Onder: droogvalduurkaart op basis van de 2016 (T0) en 2018 (T1) hoogteligging, inclusief de begrenzing van de projectgebieden (G) waarbinnen de oppervlakten zijn berekend.

In Figuur 148 zijn de areaalveranderingen per droogvalduurklasse weergegeven voor de delen van de projectgebieden met een gemiddelde piekstroming onder de 0,6 m/s (hier beschouwd als laagdynamisch areaal). Bij Knuitershoek is – door bodemveranderingen en snelheidsveranderingen – het laagdynamisch areaal met 5 ha toegenomen in de 0-20% klasse, met 5 ha in de 20-40% klasse en met 1 ha in de 40-60% klasse. Bij Baalhoek is het laagdynamisch areaal in de 0-20% klasse met 6 ha toegenomen, in de 20-40% klasse met 7 ha en in de 60-80% klasse met 2 ha.



Figuur 148. Arealen met een gemiddelde pieksnelheid lager dan de kritische grenssnelheid van 0,6 m/s voor de verschillende droogvalduurklassen. De verandering in oppervlakte is aangegeven als deze ≥ 1 ha bedroeg. De begrenzing van de projectgebieden is o.a. in Figuur 147 weergegeven.

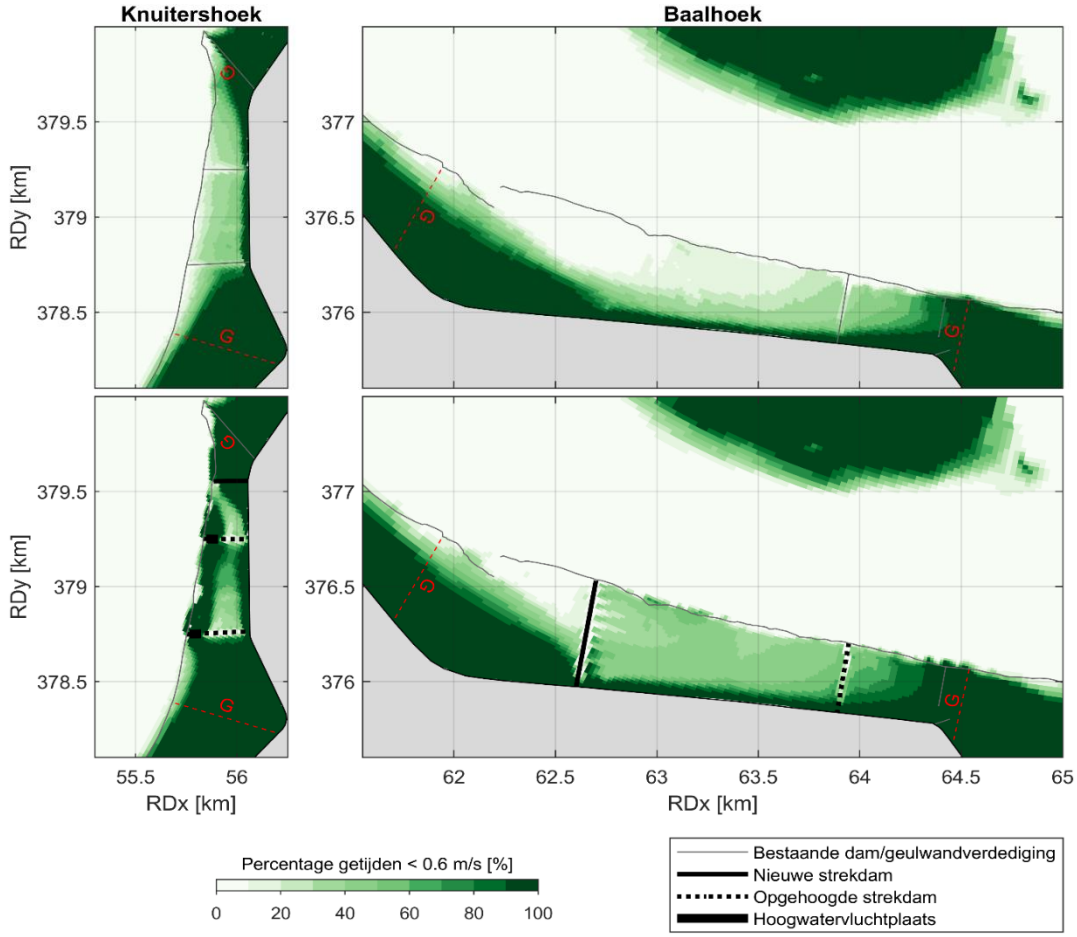
In beide projectgebieden waren de toenamen van het laagdynamisch areaal in de hogere, ecologisch waardevolle klassen (40-80% droogvalduur) nog beperkt (tot 2 ha toename). Veranderingen in het laagdynamisch areaal in een droogvalduurklasse kunnen zowel het gevolg zijn van veranderingen in bodemligging (Figuur 147) als van snelheidsafnamen. Om dit onderscheid te beschouwen, is in Tabel 19 voor elke droogvalduurklasse weergegeven welk deel van het toegevoegde laagdynamisch areaal uit een lagere droogvalduurklasse afkomstig is (als gevolg van sedimentatie). In beide projectgebieden bestaat in de T1 situatie het toegevoegde laagdynamisch areaal in de 40-60%, 60-80% en 80-100% droogvalduurklassen nagenoeg geheel (≥98%) uit gebieden die in de T0 situatie tot een lagere bodemhoogteklasse behoorden (gevolg van sedimentatie). Dit is te verklaren doordat in deze hogere klassen zo goed als al het areaal in de T0 situatie (100% van Baalhoek en 98% van Knuitershoek) al een gemiddelde pieksnelheid onder de 0,6 m/s had. Daarom zal pas met doorzettende aanslibbing het laagdynamisch areaal ook ten bate van deze droogvalduurklassen kunnen komen (laagdynamisch areaal wordt onderdeel van een hogere droogvalduurklasse). In paragraaf Effect van een hogere bodemligging intergetijdengebied is nader verkend hoe een hogere bodemligging potentieel in meer laagdynamisch areaal resulteert.

Tabel 19. Overzicht van het percentage van het nieuw ontstane laagdynamisch areaal voor de T1 simulatie dat in de T0 situatie tot een lagere droogvalduurklasse behoorde (door sedimentatie valt het nu in de betreffende droogvalduurklasse). Het resterende deel nieuw ontstane laagdynamisch areaal (100% min de waarde in de tabel) lag al in de betreffende droogvalduurklasse maar is door een snelheidsafname laagdynamisch geworden.

	Knuitershoek					Baalhoek				
	Droogvalduurklassen [%]					Droogvalduurklassen [%]				
	0-20	20-40	40-60	60-80	80-100	0-20	20-40	40-60	60-80	80-100
T1 bodem (2018)	0%	95%	98%	100%	100%	0%	55%	100%	100%	100%

Verandering in het aantal getijden met een snelheid lager dan grenssnelheid

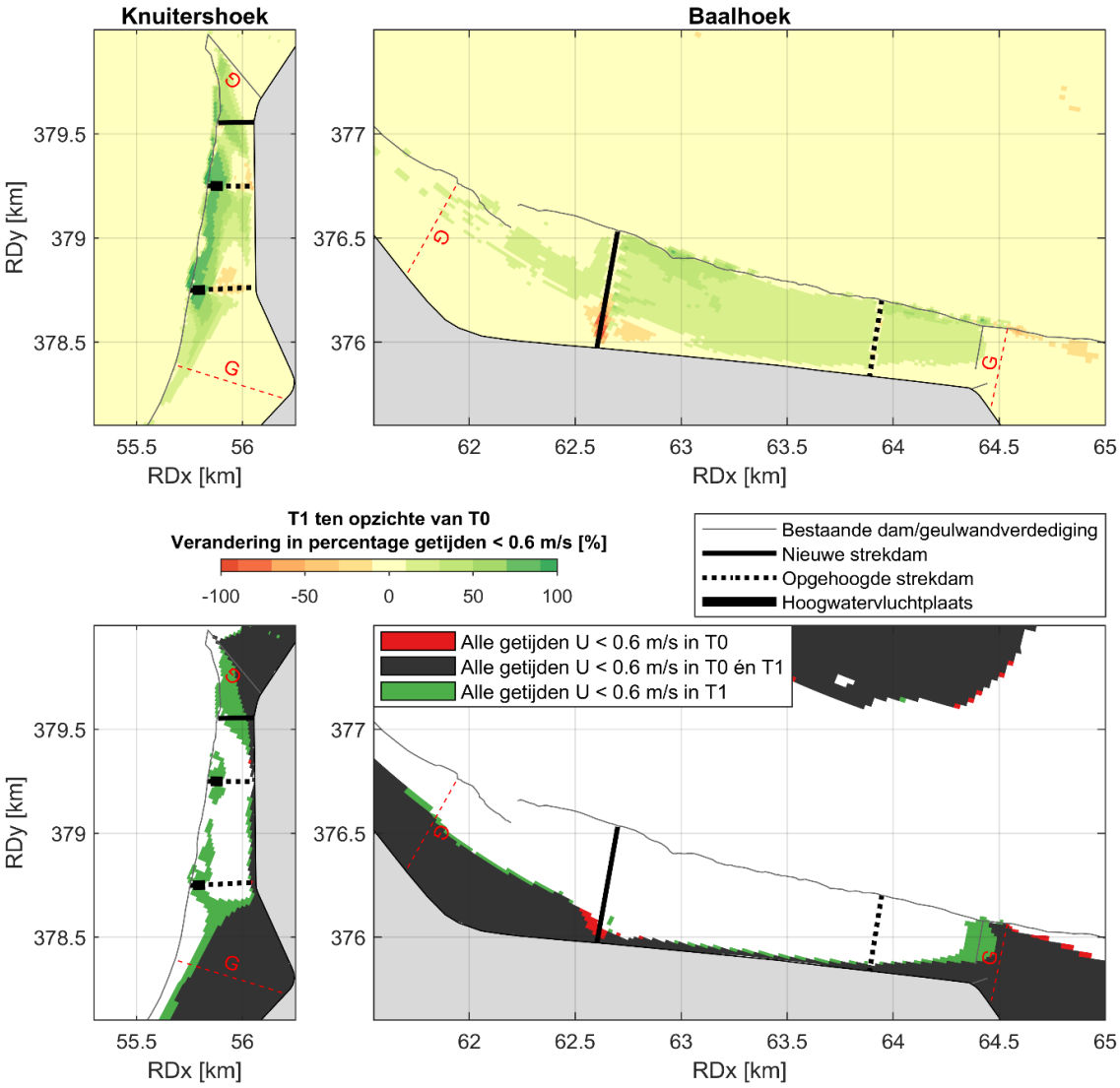
Niet alleen of de gemiddelde pieksnelheid onder de laagdynamische grenssnelheid ligt, maar ook de frequentie waarmee deze grenssnelheid wordt onderschreden, is relevant voor de ecologie en de aanslibbing. In deze paragraaf wordt onderzocht of deze andere manier van kijken naar de veranderingen in snelheid tot andere conclusies van de impact van de strekdammen leidt. Figuur 149 geeft voor beide projectgebieden ruimtelijk weer voor welk deel van de getijden de snelheid onder de grenssnelheid van 0,6 m/s ligt. De patronen zijn zeer vergelijkbaar met Figuur 144: daar waar de gemiddelde pieksnelheid laag is, wordt voor weinig getijden de grenssnelheid overschreden. In de T0 situatie geldt dat de fractie getijden onder deze grenssnelheid toeneemt richting de dijk. In het midden van beide projectgebieden komt alleen tot ongeveer 100 m van de dijk geen enkel getij boven deze grenssnelheid uit. Aan de randen van beide projectgebieden loopt deze zone bijna tot aan de geulwandverdediging. Bij Knuitershoek wordt de grenssnelheid voor meer getijden in de T1 situatie niet overschreden. Vooral noordelijk van de noordelijkste strekdam en tussen de hoogwatervluchtplaatsen is deze verandering zichtbaar. Bij Baalhoek is de toename van het aantal getijden met een snelheid onder de grenssnelheid vooral zichtbaar tussen de strekdammen, hoewel de grenssnelheid daar nog steeds voor ongeveer de helft van de getijden wordt overschreden. Mogelijk is dit een lokale overschatting omdat de lokale metingen aangeven dat in de T1 situatie de snelheid daar voor vrijwel alle getijden onder de grenssnelheid bleef.



Figuur 149. Ruimtelijke weergave van het percentage getijden met een snelheid lager dan 0,6 m/s voor Knuitershoek (links) en Baalhoek (rechts) voor de T0 situatie (boven) en de T1 situatie (onder). De definitie van de grenzen van de projectgebieden (G) zijn met de rode gestreepte lijnen en de noordelijke strekdam van Knuitershoek gemarkeerd.

In Figuur 150 zijn de veranderingen – van de T0 naar de T1 situatie – in het aantal getijden waarvoor de grenssnelheid wordt onderschreden gepresenteerd. Zones waarvoor deze grenssnelheid voor geen enkel getij wordt overschreden, zijn gemarkeerd. Deze zones (grenssnelheid helemaal niet overschreden) zijn kleiner dan de laagdynamische gebieden (gemiddelde pieksnelheid onder grenssnelheid) omdat dit logischerwijs een strikter criterium is. Het areaal waarvoor de grenssnelheid geen enkel getij wordt overschreden is van T0 naar T1 bij Baalhoek met 4 ha toegenomen en bij Knuitershoek bedroeg deze toename 10 ha.

Bij Knuitershoek is het aantal getijden onder de grenssnelheid vooral toegenomen tussen de hoogwatervluchtplaatsen, maar is deze toename beperkt of helemaal niet aanwezig tussen de hoogwatervluchtplaatsen en de dijk. De stroming wordt tussen de hoogwatervluchtplaatsen en de dijk minder gehinderd dan ter hoogte van de hoogwatervluchtplaatsen. Dit is in lijn met de verandering in gemiddelde pieksnelheid in dit gebied. Bij Baalhoek valt de relatief ruimtelijk uniforme toename in getijden onder de grenssnelheid op. Oostwaarts van de westelijke strekdam bedraagt deze toename in het model grofweg 10-30% van de getijden.



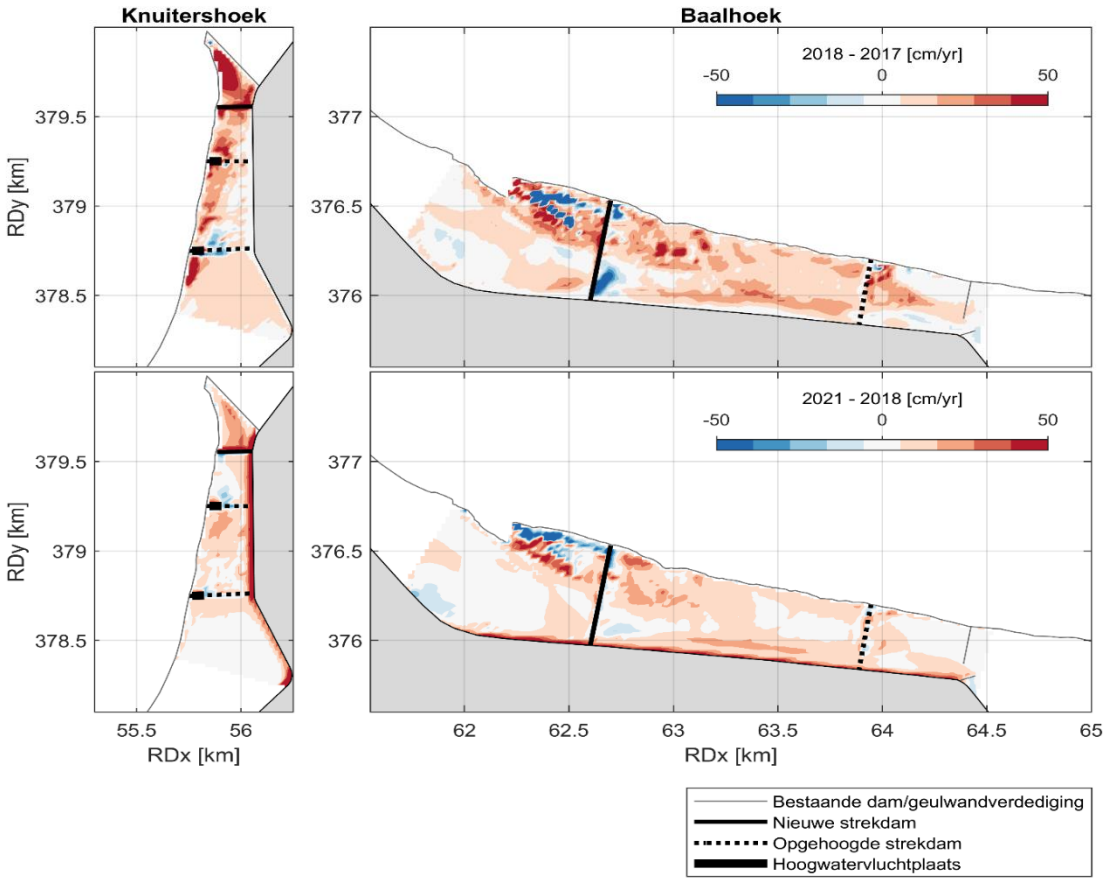
Figuur 150. Boven: ruimtelijke weergave van de verandering in het percentage getijden met een snelheid lager dan de grenssnelheid van 0,6 m/s (van T0 naar T1). Positieve waarden betekenen een toename in het aantal getijden met een snelheid lager dan de grenssnelheid. Onder: markering van de gebieden waarvoor de laagdynamische grenssnelheid (0,6 m/s) voor geen enkel getij is overschreden (in T0 en/of T1) gemarkeerd. De definitie van de grenzen van de projectgebieden (G) zijn met de rode gestreepte lijnen en de noordelijke strekdam van Knuitershoek gemarkeerd.

Effect van een hogere bodemligging intergetijdengebied

Om het effect van de bodemligging van de projectgebieden op de snelheden in deze gebieden te onderzoeken (ook in relatie tot de droogvalklassen), is de stroming voor aanvullende bodemliggingen doorgerekend. Naast de T0 (2016) en T1 (2018) bodemliggingen (paragraaf Effect van de strekdammen op de stroming: verschil tussen T0 en T1) wordt in deze sectie ook een simulatie met de meest recente bodemligging die beschikbaar was (2021; vier jaar na aanleg) gepresenteerd. Daarnaast is ook een synthetische toekomstige bodem (indicatief voor orde 25 jaar na aanleg) doorgerekend om een beeld te krijgen van de mogelijke verdere ontwikkelingen in snelheden.

Synthetische toekomstige bodemligging

Ten behoeve van de opzet van de synthetische toekomstige bodemligging is allereerst de ontwikkeling tot nu toe beschouwd (2017 t/m 2021). Figuur 151toont dat de sedimentatiesnelheden in het eerste jaar na aanleg hoger waren dan in de drie daaropvolgende jaren (sedimentatie is dus afgenomen). Bij Knuitershoek was de gemiddelde bodemveranderingssnelheid in het eerste jaar (2017-2018) 17 cm/jaar en 7 cm/jaar in de daaropvolgende drie jaar (2018-2021). Bij Baalhoek was dit respectievelijk 7 cm/jaar en 2 cm/jaar. Ook zijn sterke ruimtelijke variaties zichtbaar. Bijvoorbeeld, bij het noordelijke deel van Knuitershoek (ten noorden van de nieuwe strekdam) heeft in het eerste jaar lokaal meer dan een halve meter sedimentatie plaatsgevonden. Mogelijk heeft de suppletie van 2016 in dit gebied ook invloed gehad op deze ontwikkelingen. Zie hoofdstuk 0 voor een verdere beschouwing van de morfologische ontwikkelingen.



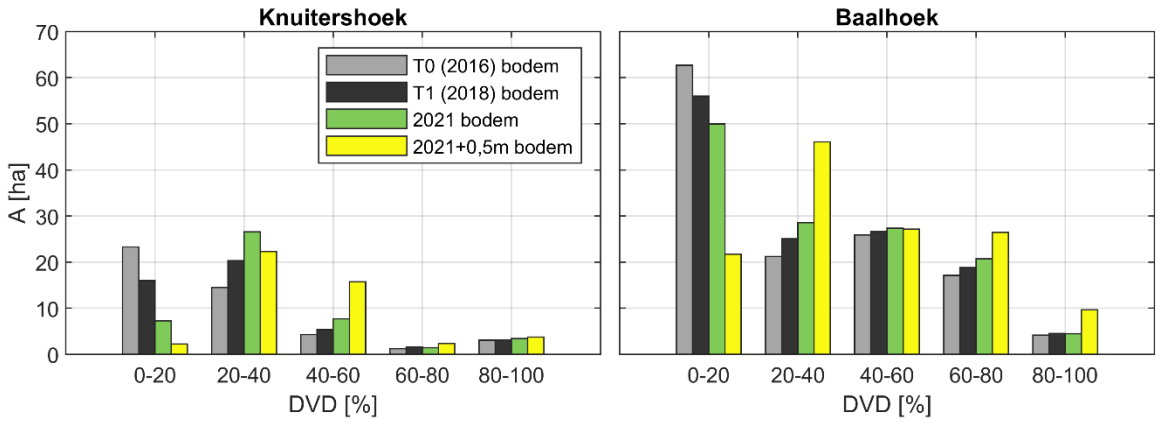
Figuur 151. Waargenomen sedimentatie (positieve waarden) in de projectgebieden in cm/jaar (Vaklodingen). Boven: 2018 ten opzichte van 2017 (één jaar na aanleg), onder: 2021 ten opzichte van 2018 (ontwikkeling in de daaropvolgende jaren).

Ondanks de afgenomen sedimentatiesnelheden, is te verwachten dat de sedimentatie gemiddeld genomen met enkele centimeters per jaar doorzet. Omdat de morfologische ontwikkelingen in de projectgebieden zowel in tijd als in ruimte sterke variaties vertonen en omdat de impact van een hogere bodemligging op de droogvalduur alleen op grote lijnen wordt beschouwd, is er voor gekozen een eenvoudige toekomstige synthetische bodem te beschouwen. Dit wil zeggen, een uniforme ophoging van de meest recente bodemligging (2021) met een halve meter. Bij een ontwikkeling van enkele centimeters per jaar is dit indicatief voor een bodemligging van orde 25 jaar na aanleg. Hoewel dit de werkelijke toekomstige ontwikkeling niet precies zal beschrijven (niet het doel van deze analyse), geeft deze simulatie wel inzicht in de orde grootte van verdere veranderingen in snelheden. De synthetische bodem is als volgt samengesteld:

1. Startpunt is de meest recente (2021) bodemligging;
2. De projectgebieden zijn met 0,5 m opgehoogd
3. Buiten de projectgebieden en op de harde constructies is de bodem niet opgehoogd;
4. Er is een lineaire toename in ophoging toegepast vanaf de randen van de projectgebieden naar binnen toe (van 0 m naar 0,5 m ophoging over een afstand van 100 m). Bij Knuitershoek is langs de noordelijke strekdam wel de volledige ophoging toegepast omdat sedimentatie in werkelijkheid ook tot aan deze strekdam plaatsvindt (Figuur 151);
5. De ophoging is beperkt tot de hoogte van de gemiddeld hoogwaterstand.

Droogvalduurverdeling van de verschillende bodemliggingen

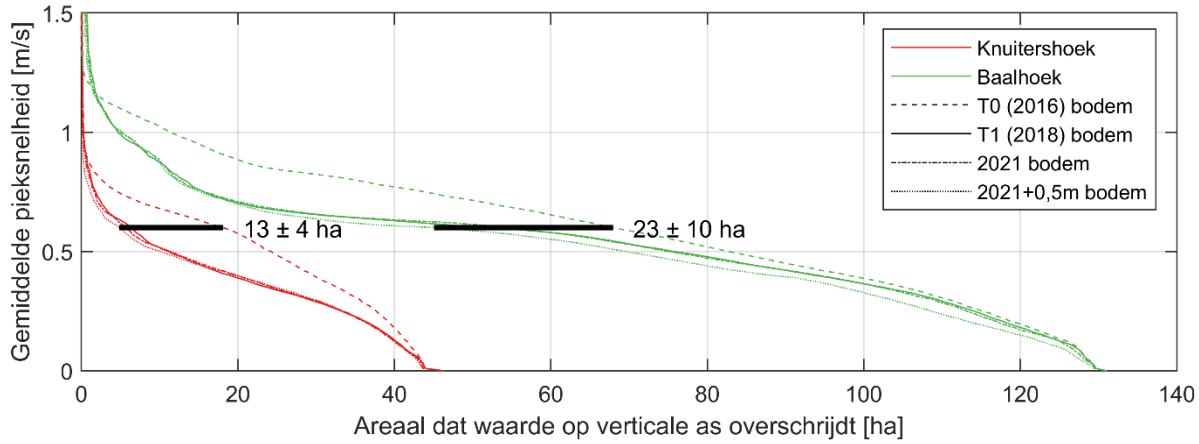
In Figuur 152 is voor de beschouwde bodemliggingen het areaal weergegeven dat in de verschillende droogvalduurklassen valt. De 2021 bodemligging en de verhoging van de 2021 met een halve meter resulteren beide in een continuering van de veranderingen in droogvalduurklassen. In beide projectgebieden is er een afnemende trend van het areaal in de 0-20% droogvalduurklasse zichtbaar. Bij Baalhoek komt deze grotendeels ten bate van de 20-40% droogvalduurklasse en in wat mindere mate ook ten bate van de 40-80% droogvalduurklasse. Bij Knuitershoek neemt de 20-40% droogvalduurklasse met de 2021 bodemligging nog wel toe, maar met de halve meter verhoging van de 2021 bodemligging neemt deze droogvalduurklasse juist af en is het met name de 40-60% droogvalduurklasse die in areaal toeneemt.



Figuur 152. Oppervlakte van de verschillende droogvalduurklassen (DVD) voor de verschillende bodemliggingen: T0 (2016), T1, 2021 en de 0,5 m synthetische ophoging van de 2021 bodemligging in de projectgebieden. De droogvalduur is voor alle bodemliggingen gebaseerd op de waterstandsverdeling uit het heden. Zeespiegelstijging is in deze berekeningen buiten beschouwing gelaten om te kunnen focussen op veranderingen in droogvalduur door morfologische veranderingen.

Verandering in gemiddelde pieksnelheid met de verschillende bodemliggingen

Het laagdynamisch areaal (gemiddelde pieksnelheid lager dan 0,6 m/s) is beschouwd voor de vier bodemliggingen: T0 (2016), T1 (2018), 2021 en de 0,5 m verhoging van de 2021 bodemligging in de projectgebieden. In Figuur 153 zijn de veranderingen in laagdynamisch areaal weergegeven. De grootste veranderingen treden op tussen de T0 bodemligging en de 2021 bodemligging na een halve meter ophoging. Bij Knuitershoek bedraagt deze toename in laagdynamisch areaal 13 ± 4 ha (toename was 12 ± 4 ha van T0 naar T1) en bij Baalhoek bedraagt deze toename 23 ± 10 ha (toename was 16 ± 12 ha van T0 naar T1). De onzekerheidsmarges (gevoeligheid resultaten) zijn wederom bepaald als de gemiddelde afwijking in areaal na een verhoging en verlaging van de snelheden met 0,1 m/s. De invloed van de verdere morfologische ontwikkelingen op de hoeveelheid laagdynamisch areaal is bij Knuitershoek dus zeer beperkt (orde 1 ha bij 0,5 m sedimentatie). Bij Baalhoek is dit effect veel groter (orde 7 ha bij 0,5 m sedimentatie). Dit komt mede omdat Baalhoek een relatief groot gebied heeft met gemiddelde pieksnelheid van rond de 0,6 m/s (Figuur 153).

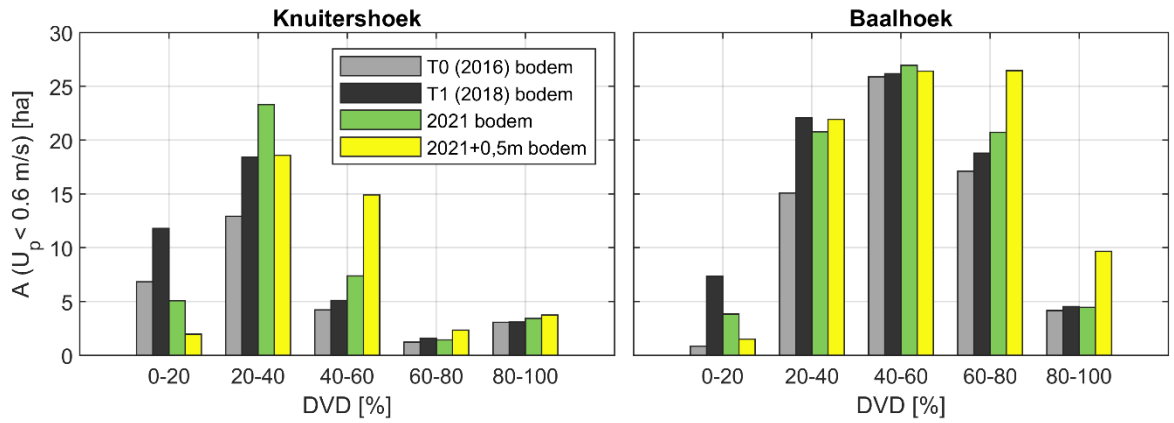


Figuur 153. Cumulatieve oppervlaktes van de projectgebieden waarvoor de snelheid op de verticale as wordt overschreden. De toename in laagdynamisch areaal van T0 naar de 2021 bodemligging na 0,5 m ophoging in de projectgebieden (meest verschillende perioden) zijn met de getallen weergegeven inclusief een schatting van de onzekerheid. De grenzen van de projectgebieden zijn o.a. in Figuur 150 weergegeven.

Het feit dat de veranderingen in laagdynamisch areaal bij met name Knuitershoek zeer beperkt zijn – ook na ophoging van het projectgebied met een halve meter – wil niet zeggen dat de bodemveranderingen geen (ecologische) implicaties hebben. Immers, ook als de totale hoeveelheid laagdynamisch areaal onveranderd blijft, induceert sedimentatie een toename in de droogvalduur van het laagdynamisch areaal (Figuur 152).

In paragraaf Effect van een hogere bodemligging intergetijdengebied is getoond dat in beide projectgebieden de toename van laagdynamisch areaal in de hogere, ecologisch waardevolle klassen (40-80% droogvalduur) van T0 naar T1 nog beperkt was (tot 2 ha toename). Figuur 154 toont dat voor de resulterende bodem in 2021 (en in sterkere mate na een halve meter aanvullende opslibbing) de uitbreiding van het laagdynamisch areaal met de hogere droogvalduurklassen van 40-80% substantiëler is. Voor 2021 betrof de toename laagdynamisch areaal (t.o.v. T0) in de 40-80% droogvalduurklassen 3 ha bij Knuitershoek en 5 ha bij Baalhoek. Na de aanvullende halve meter ophoging van de projectgebieden betrof dit (t.o.v. T0) 12 ha bij Knuitershoek en 10 ha bij Baalhoek. Deze toenamen gaan met name ten kosten van de laagste droogvalduurklassen (0-20%). Tabel 20laat zien dat voor alle simulaties (dus niet alleen die van de T1 bodemligging zoals eerder getoond in Tabel 19) het nieuwe laagdynamisch areaal in de 40-60%, 60-80% en 80-100% droogvalduurklassen in de T0 situatie (nagenoeg) geheel afkomstig is uit een lagere droogvalduurklasse. Sedimentatie is voor deze

projectgebieden dus een voorwaarde om toenamen in laagdynamisch areaal ten bate te laten komen aan de hogere, ecologisch waardevolle klassen (40-80% droogvalduur).



Figuur 154. Arealen met een gemiddelde pieksnelheid lager dan de kritische grenssnelheid van 0,6 m/s voor de verschillende droogvalduurklassen..

Tabel 20. Overzicht van het percentage van het nieuw ontstane laagdynamisch areaal voor de drie simulaties dat in de T0 situatie tot een lagere droogvalduurklasse behoorde (door sedimentatie valt het nu in de betreffende droogvalduurklasse). Het resterende deel nieuw ontstane laagdynamisch areaal (100% min de waarde in de tabel) lag al in de betreffende droogvalduurklasse maar is door een snelheidsafname laagdynamisch geworden.

	Knuitershoek					Baalhoek				
	Droogvalduurklassen [%]					Droogvalduurklassen [%]				
	0-20	20-40	40-60	60-80	80-100	0-20	20-40	40-60	60-80	80-100
T1 (2018) bodem	0%	95%	98%	100%	100%	0%	55%	100%	100%	100%
2021 bodem	0%	97%	100%	100%	100%	0%	61%	100%	100%	100%
2021+0,5m bodem	0%	97%	100%	100%	100%	0%	85%	100%	100%	100%

Resumerend heeft een hogere bodemligging twee gevolgen voor het laagdynamisch areaal. Ten eerste impliceert een hogere bodemligging een verlaging van de stroomsnelheden en dus een uitbreiding van het laagdynamisch areaal. Ten tweede impliceert een hogere bodemligging hogere droogvalduurwaarden die het laagdynamisch areaal ondervindt. Kortom, het bodemleven ondervindt niet alleen een lagere stroomsnelheid maar wordt ook langer aan de lucht blootgesteld door de bodemveranderingen.

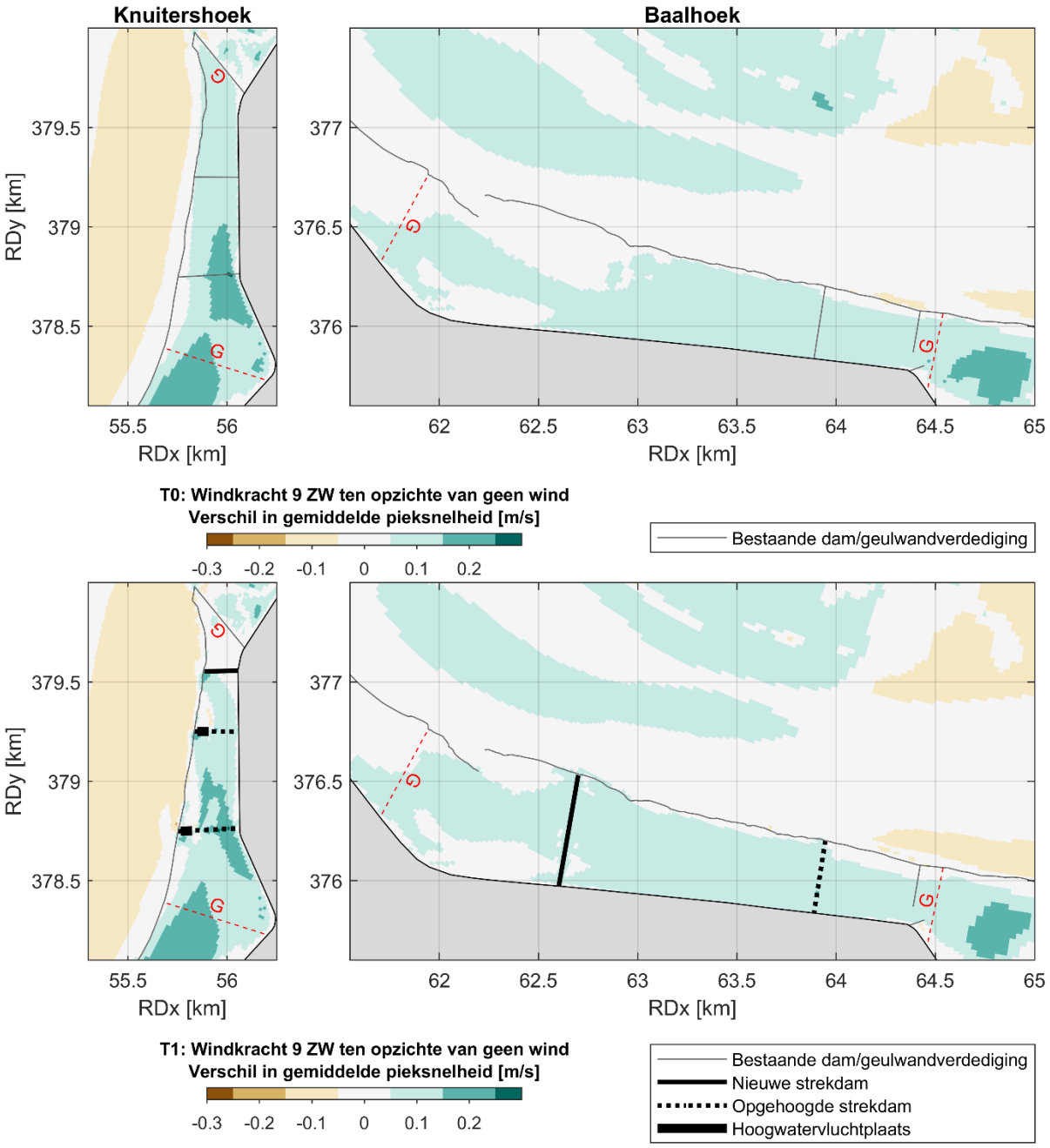
Effect van de wind op de stroming

Met name tijdens stormen kan de wind de stroming in intergetijdengebieden aanzienlijk versterken (Le Hir et al., 2000). In de simulaties die in de vorige paragrafen zijn gepresenteerd, is de werkelijk opgetreden wind over de simulatieperiode (27 augustus tot 25 september 2016) meegenomen als forcering. Deze periode bevatte geen storm (tot windkracht 6; onder de 13,9 m/s). In deze paragraaf wordt het effect van wind op de stroming in de projectgebieden gepresenteerd. Dit effect is bepaald door simulaties met een constante zuidwesterstorm (windkracht 9; 20,8 m/s) te vergelijken met simulaties zonder wind. De oostelijke component van de windrichting is in de richting van de dominante vloedstroming bij Baalhoek en de noordelijke component is in de richting van de dominante vloedstroming bij Knuitershoek. De stroming ervaart daarmee in beide projectgebieden een vergelijkbare forcering van de wind. Hoewel deze simulaties de werkelijkheid niet representeren (een storm duurt geen maand), is het door het ontbreken van ingewikkelde tijdsvariaties in de windforcering mogelijk om te bepalen hoe de impact van de wind op de pieksnelheden ruimtelijk varieert (ook onder invloed van de strekdammen).

In Figuur 155zijn de verschillen in gemiddelde pieksnelheid weergegeven tussen de simulaties met de zuidwesterstorm (windkracht 9) en de simulaties zonder wind. De gevoeligheid van de gemiddelde pieksnelheid voor de wind is heel vergelijkbaar voor de T0 en de T1 situatie. Maximaal is de gemiddelde pieksnelheid door de continue storm met ongeveer 0,2 m/s versterkt. In de gebieden noordelijk (in vloedrichting) van de hoogwatervluchtplaatsen en de noordelijke strekdam van Baalhoek ondervindt de stroming echter geen invloed van de wind. Deze hoogwatervluchtplaatsen en noordelijke strekdam zijn op 3,0 m+NAP zijn aangelegd en blokkeren een doorgaande (wind-gedreven) stroming. De andere strekdammen (aangelegd op 0,3-0,6 m+NAP) laten nog wel een stroming over de strekdammen toe. Opgemerkt wordt dat de snelheid in de geulen lokaal afnemen in dit scenario. Dit kan het gevolg zijn van dat er met de wind-gedreven stroming over de intergetijdengebieden iets minder water door de geul stroomt bij gelijkblijvend debiet. Of dit het geval is, is niet onderzocht omdat dit buiten de focus van deze studie valt.

In theorie kan de wind een stroomsnelheid van orde één veertigste van de windsnelheid forceren (De Vet et al., 2018). Dit komt bij de gesimuleerde windsnelheid van 20,8 m/s (met een component in de vloedrichting op de intergetijdengebieden van orde 15 m/s) neer op een stroomsnelheid van orde 0,4 m/s. In werkelijkheid gaat de energie van wind – zeker in gebieden waar in de langsrichting de stroming beperkt wordt (o.a., door strekdammen) – ook op aan opzet van het water. Een andere reden waarom de pieksnelheden niet met 0,4 m/s zijn versterkt, is dat de wind-gedreven stroming de reeds aanwezige getijdenstroming niet lineair versterkt (Colosimo et al., 2020). Hoe groter de getijdesnelheden, hoe lager toename van de stroming door de wind zal zijn. Het is dus zeer waarschijnlijk dat de relatieve rol van de wind tijdens andere fases in het getij groter is, al beperken de strekdammen de stroming bij lagere waterstanden ook sterker.

In werkelijkheid limiteren stormen zich typisch tot enkele dagen en is het lange termijneffect van de wind op de gemiddelde pieksnelheid dus substantieel minder dan 0,2 m/s. Daarom kan geconcludeerd worden dat de rol van stormen op de gemiddelde piekstroming (en dus ook op de mate van laagdynamisch areaal) beperkt is, zeker in vergelijking met de invloed van de strekdammen op de stroming. Maar tijdens een individuele storm kan een wind-gedreven stroming van 0,2 m/s in het samenspel met de andere fysische processen de hydro-morfodynamiek (De Vet et al., 2020) alsnog beïnvloeden. Alles beschouwend kan gesteld worden dat de rol van wind op de stroming in de projectgebieden relatief beperkt is (kleiner dan in intergetijdengebieden zonder strekdammen). Als strekdammen zo hoog worden aangelegd dat deze helemaal niet overstromen, zal het effect van wind-gedreven stroming nog kleiner zijn (zoals in het noordelijke deelgebied van Knuitershoek het geval is).



Figuur 155. Verschil in gemiddelde pieksnelheid voor een simulatie met windkracht 9 uit het zuidwesten over de gehele simulatieperiode (27 augustus tot 25 september 2016) en een simulatie zonder wind voor de T0 situatie (boven) en de T1 situatie (onder).

Synthese: integrale inzichten uit metingen en modelstudie

Verwezen wordt naar het hoofdrapport voor een synthese waarin de integrale inzichten uit de metingen en de modelstudie uiteen zijn gezet. De onderzoeksvragen vormen hiervoor de basis.

Appendix VI

Ecologische waarde strekdammen

Vincent Bax, Wietse I. van de Lageweg, Tim van Oijen,

Doelstelling

Monitoren van de biodiversiteitontwikkeling op de strekdammen, mede in relatie tot hun rol als foerageer- en hoogwatervluchtplaats voor kustvogels

Onderzoeksvragen

- Hoe verloopt de biodiversiteitsontwikkeling op de strekdammen, en hoe hangt dit af van factoren zoals golfexpositie en inundatietijd?
- Is de biodiversiteit op de nieuwe strekdammen hoger of lager dan die op bestaande nabijgelegen strekdammen?
- In welke mate worden de strekdammen door vogels benut als foerageergebied en/of hoogwatervluchtplaats, en hangt dit samen met de biodiversiteitsontwikkeling?

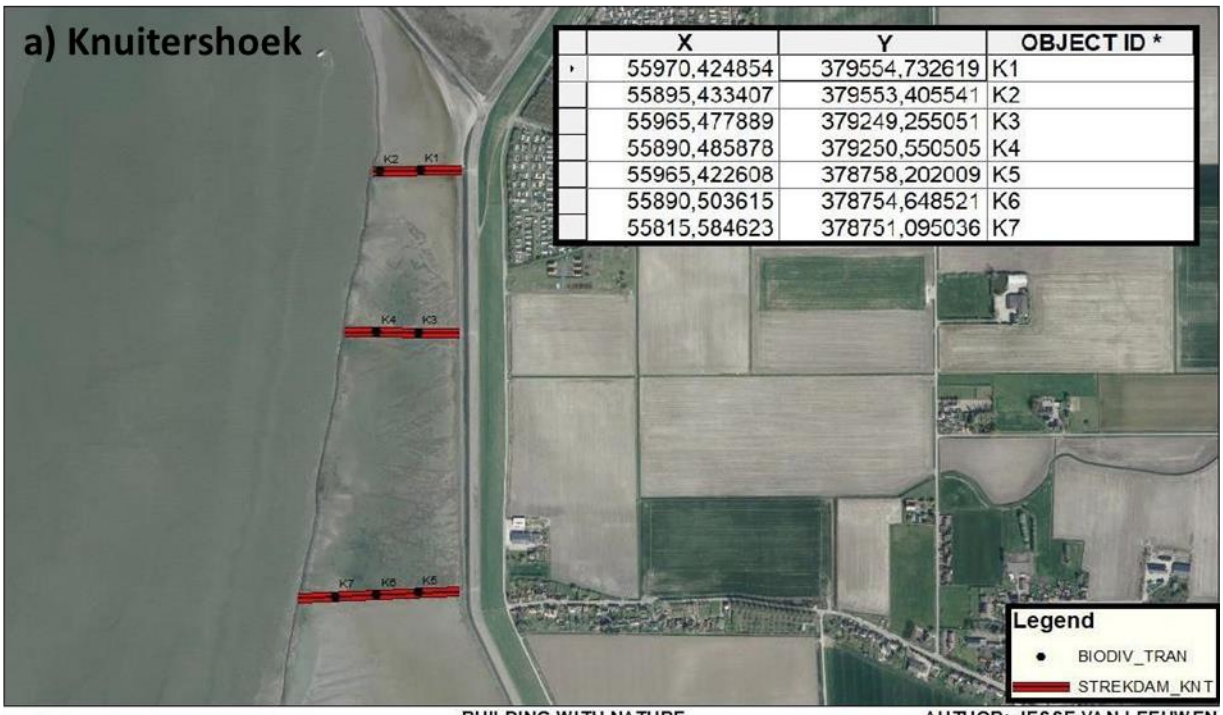
Methode

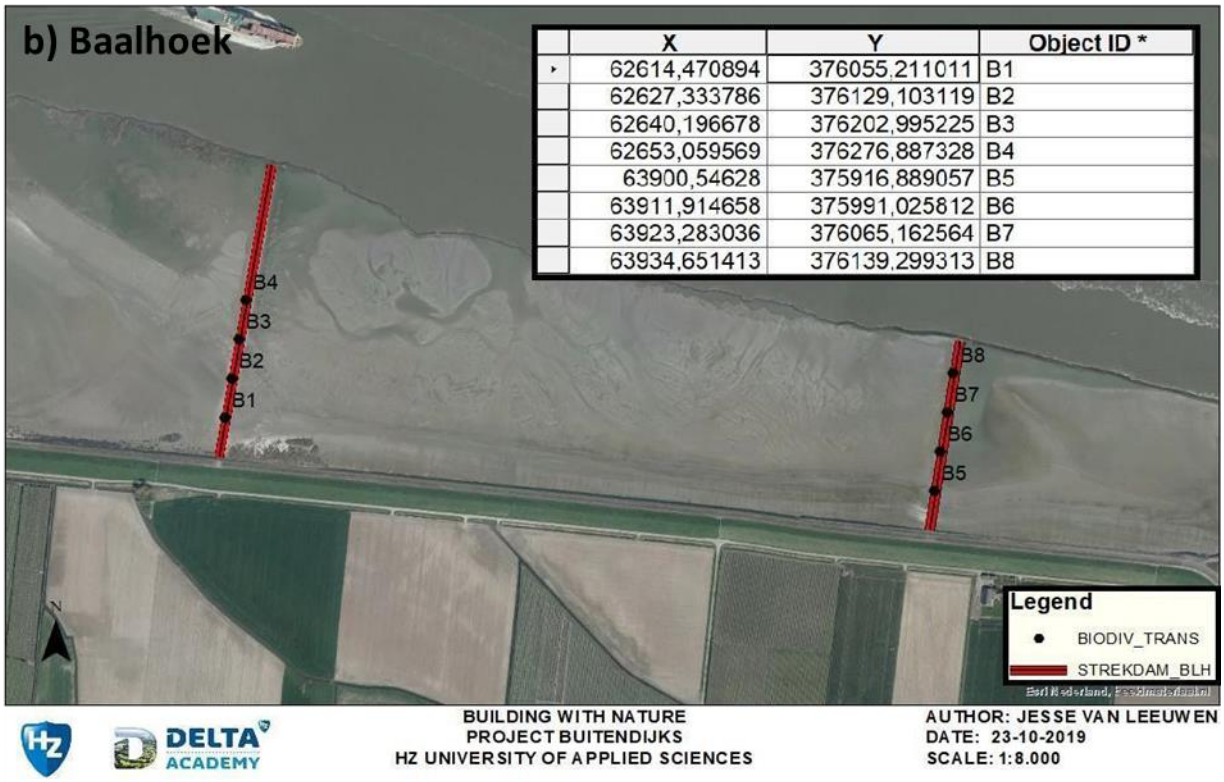
Locatiebeschrijvingen

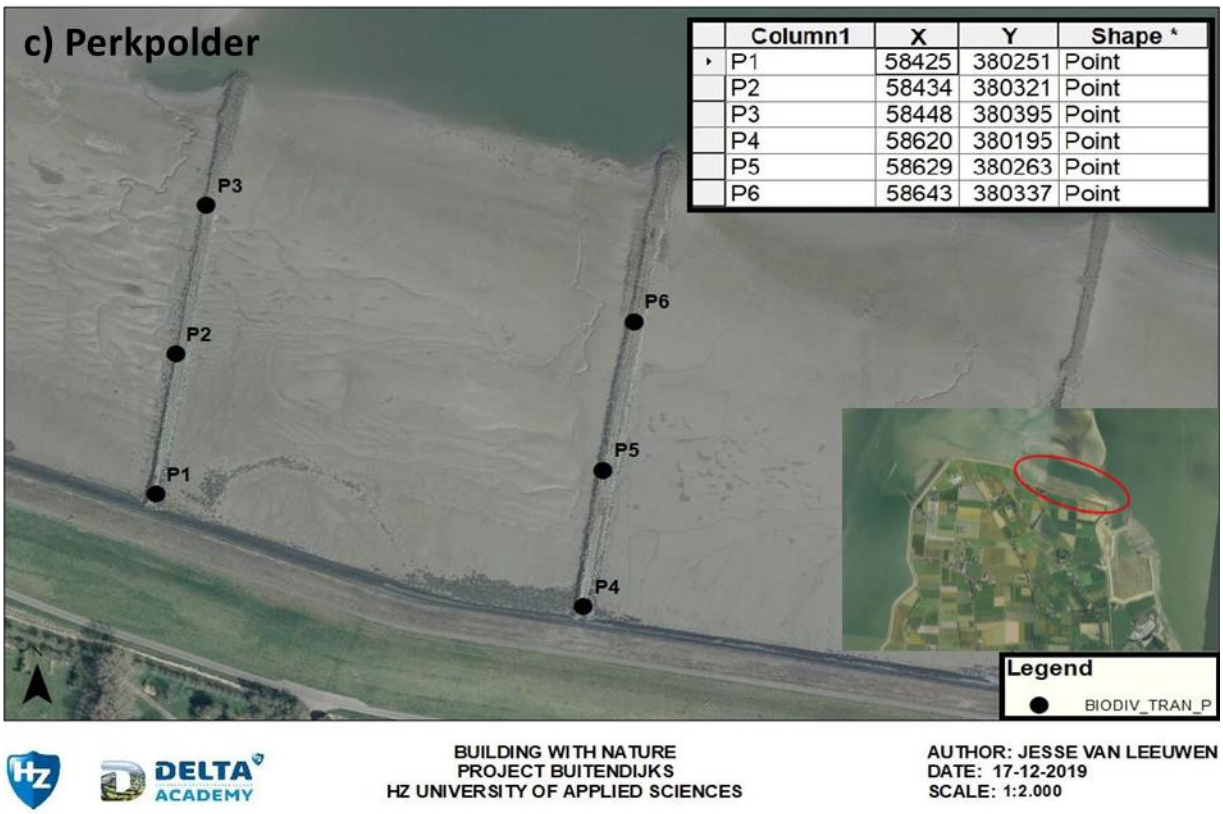
Het onderzoek naar de ecologische waarde van de strekdammen heeft plaatsgevonden op de opgehoogde of nieuw aangelegde strekdammen in Knuitershoek (3 dammen) en Baalhoek (2 dammen). Tevens heeft onderzoek plaatsgevonden op twee bestaande strekdammen ten westen van Perkpolder, gelegen tussen Knuitershoek en Baalhoek, om een beeld te krijgen van de biodiversiteit die op strekdammen op deze afstand (ca. 40 km) tot de monding van het Westerschelde estuarium is te verwachten.

Twee strekdammen bij Knuitershoek zijn uitgerust met een hoogwatervluchtplaats (HVP), zie Figuur 156 voor een voorbeeld. De derde, meest noordelijke strekdam heeft over de gehele lengte de hoogte van de HVP's. De dammen bij Baalhoek en Perkpolder zijn over de gehele lengte laag.

Figuur 156. Eén van de strekdammen met een HVP bij locatie Knuitershoek. Foto: J. Rozinga.


a) Knuitershoek
X
Y
OBJECT ID *
55970,424854
379554,732619
K1
55895,433407
379553,405541
K2
55965,477889
379249,255051
K3
55890,485878
379250,550505
K4
55965,422608
378758,202009
K5
55890,503615
378754,648521
K6
55815,584623
378751,095036
K7
K2
K1
K4
K3
K7
K6
K5
Legend
BIODIV_TRAN
STREKDAM_KNT
BUILDING WITH NATURE
PROJECT BUITENDIJKS
HZ UNIVERSITY OF APPLIED SCIENCES
AUTHOR: JESSE VAN LEEUWEN
DATE: 23-10-2019
SCALE: 1:8.000


b) Baalhoek
X
Y
Object ID *
62614,470894
376055,211011
B1
62627,333786
376129,103119
B2
62640,196678
376202,995225
B3
62653,059569
376276,887328
B4
63900,54628
375916,889057
B5
63911,914658
375991,025812
B6
63923,283036
376065,162564
B7
63934,651413
376139,299313
B8
B4
B3
B2
B1
B8
B7
B6
B5
N
Legend
BIODIV_TRANS
STREKDAM_BLH
BUILDING WITH NATURE
PROJECT BUITENDIJKS
HZ UNIVERSITY OF APPLIED SCIENCES
AUTHOR: JESSE VAN LEEUWEN
DATE: 23-10-2019
SCALE: 1:8.000



Figuur 157. Overzicht van de locaties van de transectopnames op de strekdammen bij Knuitershoek (a), Baalhoek (b) en Perkpolder (c). Het detailkaartje binnen de overzichtskaart van de locatie Perkpolder geeft de locatie van de strekdammen aan (rode cirkel).

Veldwerk

In Knuitershoek en Baalhoek heeft in het najaar van 2018, 2019, 2020 en 2021 de monitoring van wieren en sessiele fauna plaatsgevonden. In het najaar van 2018 en 2019 heeft deze monitoring tevens in Perkpolder plaatsgevonden. In Figuur 157 wordt een overzicht weergegeven van de transecten op de drie locaties waar de monitoringsactiviteiten zijn uitgevoerd.

Op elke strekdam zijn op meerdere afstanden van de kant aan weerszijden van een transect kwandrantopnames uitgevoerd, met een kwandrantafmeting van 100x100 cm, zie Figuur 3. De aanwezige wier- en diergroepen binnen de kwadranten zijn zoveel mogelijk op soortsniveau gedetermineerd. Vervolgens is een schatting gemaakt van de bedekkingspercentages/soortenaantallen en zijn de kwadranten gefotografeerd. Bij de locatie Knuitershoek liggen de transecten K1 en K2 op een hoge strekdam, en de transecten K4 en K7 op een HVP. De transecten P3 en P6 bij de locatie Perkpolder zijn uitsluitend in 2019 gemonitord. In de zomer van 2017 is ook de wierbegroeiing van de strekdammen gekwantificeerd, maar is van de sessiele fauna uitsluitend een kwalitatieve opname gedaan.

Figuur 158. Kwadrantopname langs een transect aan de noordzijde van een strekdam bij Knuitershoek in oktober 2020.

Data-analyse

De gegevens van de HVP's en de hoge strekdam bij Knuitershoek zijn separaat van de lage (delen van de) strekdammen geanalyseerd en verwerkt. De hoge delen vertoonden namelijk een duidelijke zonering in de aanwezige soorten en een opmerkelijk verschil in wierbedekking tussen noord- en zuidzijde. Voor de lage (delen van de) strekdammen zijn uitsluitend de gemiddelde bedekkingspercentages en soortenaantallen per locatie in kaart gebracht. De gegevens zoals die zijn verzameld in de zomer van 2017 zijn niet in de grafieken opgenomen. Voor dat jaar is voor de sessiele fauna uitsluitend kwalitatieve informatie beschikbaar. De wierbedekking werd gedomineerd door purperwier, een sterk seizoensgebonden soort. Hierdoor zijn de gegevens niet direct te vergelijken met de data uit de periode 2018-2021, die in het najaar zijn verzameld.

Resultaten

Wierbedekking

Bij de eerste inventarisatie van de biodiversiteit op de strekdammen in Knuitershoek en Baalhoek, in de zomer van 2017, bestond de wierbedekking vooral uit de pionierssoort darmwier en het seizoensgebonden purperwier. De wierbedekking van de verschillende strekdammen varieerde tussen de circa 30% tot 90%. Tevens varieerde de relatieve aanwezigheid van de wiergroepen tussen de strekdammen. Bij Knuitershoek werd ook een verschil waargenomen in de relatieve aanwezigheid van wiergroepen tussen de noord- en de zuidzijde van de dammen, waarbij purperwier aan de zuidzijde domineerde.

In het najaar van 2018 waren inmiddels veel van de voor dijken en strekdammen karakteristieke wiersoorten aanwezig, zoals blaaswier, kleine zee-eik en darmwier. Op de strekdammen in Knuitershoek was in de jaren 2018, 2019 en 2020 sprake van een rijkere begroeiing aan de noordzijde ten opzichte van zuidzijde (zie Figuur 159). Dit houdt hoogstwaarschijnlijk verband met de grote kans op uitdroging op de droogvallende delen van de op het zuiden gerichte zijden van de strekdammen. De zuidzijden waren vooral begroeid met darmwier, terwijl op de noordzijden de bruinwieren, kleine zee-eik, en blaaswier in grote dichtheden aanwezig waren.

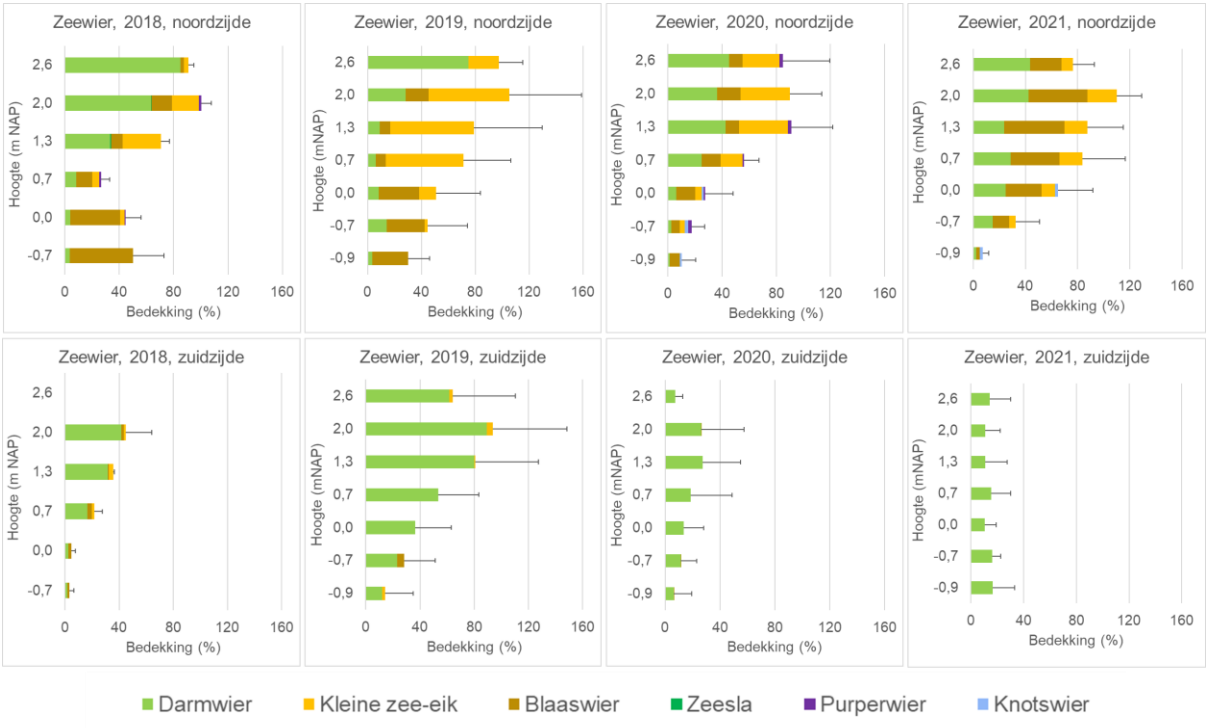
In de onderstaande paragrafen wordt de waargenomen wierbedekking in Knuitershoek en Baalhoek voor het najaar van 2021 beschreven en vergeleken met de jaren 2018, 2019 en 2020.

Figuur 159. Zijaanzichten van de meest noordelijke strekdam bij Knuitershoek in oktober 2018. Het is duidelijk te zien dat de noordzijde (rechts) sterker begroeid is dan de zuidzijde (links).

Wierbedekking Knuitershoek – HVP's en noordelijke strekdam

In lijn met voorgaande jaren, is uit de monitoring van 2021 gebleken dat de wierbedekking op de noordzijde van de strekdammen substantieel hoger is dan aan de zuidzijde, zie Figuur 5. De begroeiing op de noordzijde wordt gedomineerd door een drietal wiersoorten: darmwier, kleine zee-eik en blaaswier. Er is sprake van een duidelijke zonering in wierbedekking, waarbij geldt dat de hogere delen (tussen +0,7 en +2,6 mNAP) van de strekdammen in sterkere mate begroeid zijn dan de lager gelegen delen (tussen –0,9 en 0,0 mNAP). Tijdens de monitoring van 2020 en 2021 zijn er op de lagere delen van de strekdammen scheuten knotswier waargenomen. Opvallend was dat deze vaak aangevreten waren, vermoedelijk door vogels. In 2020 was er op verschillende hoogtes van de strekdammen ook sprake van begroeiing met purperwier. Deze soort is in de monitoring van 2021 niet waargenomen.

De zuidzijde wordt gedomineerd door darmwier. Tussen 2019 en 2020 lijkt er sprake te zijn van een afname aan wierbedekking, van circa 80% in 2019 tot maximaal 30% in 2020. Ook in 2021 is een beperkte bedekking met darmwier van circa 20% vastgesteld. De soorten zee-eik en blaaswier zijn in zowel in 2020 als in 2021 op de zuidzijde niet of slechts in zeer beperkte mate aangetroffen.



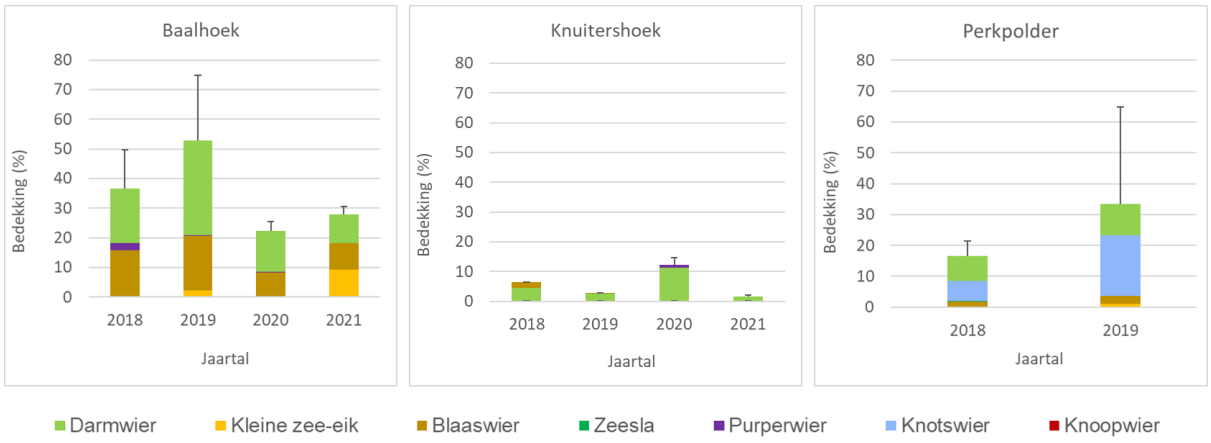
Figuur 160. Bedekkingspercentages van de verschillende wiergroepen op de noord- en zuidzijde van de hoogwatervluchtplaatsen van de zuidelijke en middelste dam en op de noordelijke strekdam bij Knuitershoek in het najaar van 2018, 2019, 2020 en 2021. De foutbalken geven de standaarddeviatie weer tussen de verschillende strekdammen (n=3).

Wierbedekking Knuitershoek-lage deel, Baalhoek en referentiegebied Perkpolder

Uit de monitoringsgevens van de periode tussen 2018 en 2021 blijkt dat de lagergelegen delen van de strekdammen bij Knuitershoek worden gekenmerkt door een lage wierbedekking, voornamelijk bestaande uit darmwier. Hoewel er in voorgaande jaren ook sprake was van een beperkte aanwezigheid van wiersoorten als blaaswier en purperwier, is in 2021 uitsluitend darmwier waargenomen.

Op de strekdammen bij Baalhoek is sprake van een hogere wierbedekking. In 2021 zijn kleine zee-eik, blaaswier en darmwier in vergelijkbare hoeveelheden waargenomen. Wiersoorten als zeesla en purperwier, die in voorgaande jaren in beperkte mate werden aangetroffen, zijn in 2021 niet waargenomen. In Baalhoek lijkt tussen 2019 en 2020 sprake te zijn van een sterke afname aan wierbedekking, van circa 50% in 2019 tot circa 20% in 2020. In 2021 was de wierbedekking vergelijkbaar met de bedekkingsgraad van 2020.

De wierbedekking op de referentielocatie Perkpolder onderscheidt zich door een relatief hoge bedekking met knotswier (*Ascophyllum nodosum*).



Figuur 161. Bedekkingspercentages van de verschillende wiergroepen op de strekdammen bij Knuitershoek (lage delen), Baalhoek en Perkpolder. De foutbalken geven de standaarddeviatie weer tussen de verschillende strekdammen (n=2).

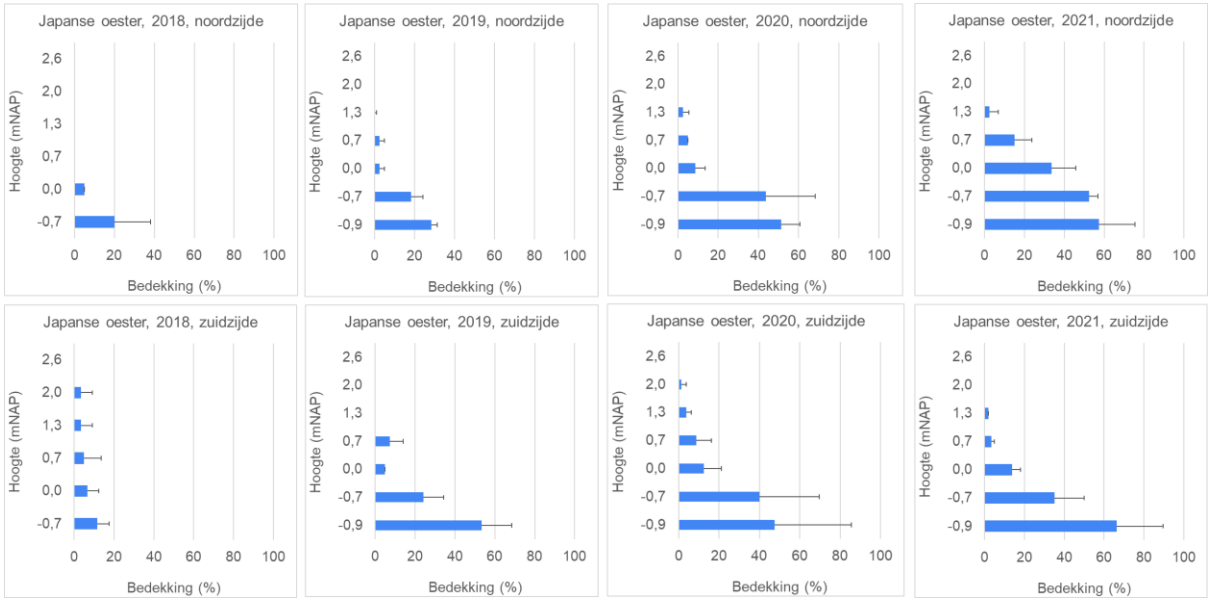
Sessiele macrofauna

In 2017 is uitsluitend een kwalitatieve opname gedaan van de aanwezige macrofauna. Er werden voor de harde substraten karakteristieke ongewervelde diergroepen waargenomen, zoals zeepokken, alikruiken en krabben, zowel bij Knuitershoek als bij Baalhoek. In de periode tot 2020 is voor beide locaties een toename van deze diergroepen waargenomen. Ook waren rondom de strekdammen gewone strandkrabben aanwezig, en tussen de stenen enkele penseel- en blaasjeskrabben.

Hieronder wordt de aanwezigheid van de sessiele fauna voor het najaar van 2021 beschreven en vergeleken met de jaren 2018, 2019 en 2020.

Knuitershoek – HVP's en noordelijke strekdam

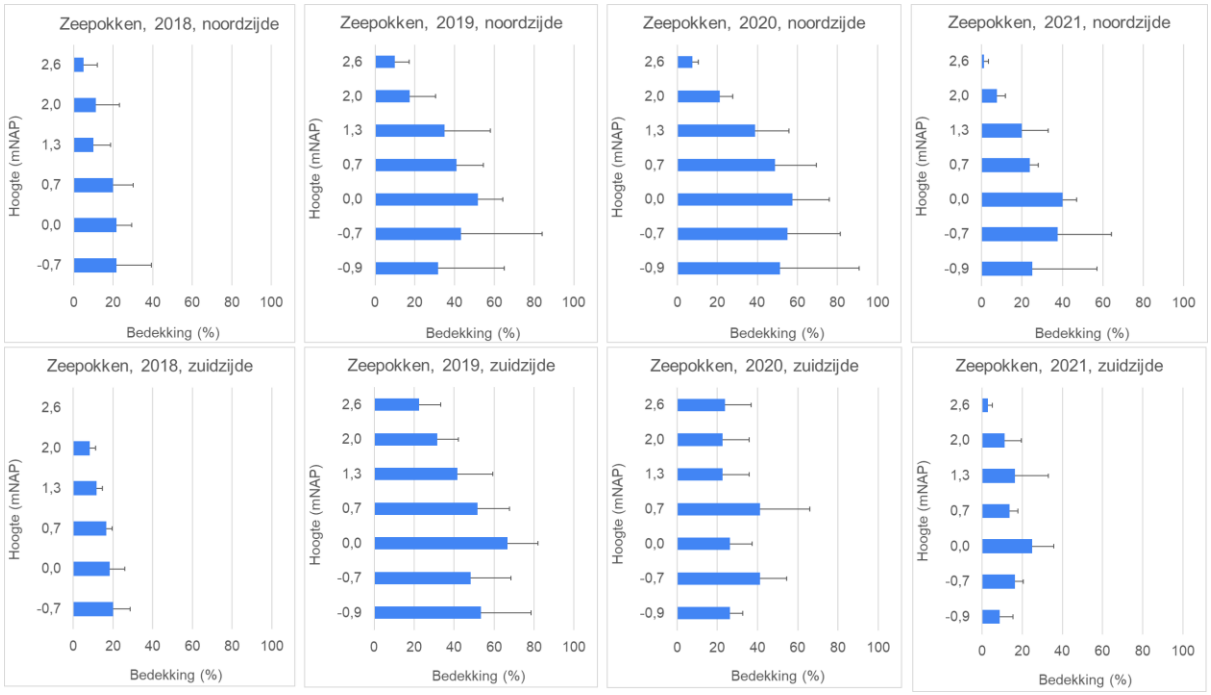
De meetgegevens uit de periode 2018-2021 laten zien dat de Japanse oester voornamelijk voorkomt op de lagergelegen delen van de strekdammen, zie Figuur 7. Sinds het begin van de monitoring in 2018 lijkt er sprake te zijn van een geleidelijke toename van de oesterbedekking, zowel aan de noordzijde als aan de zuidzijde van de strekdammen. De bedekking met Japanse oester in 2021 is vergelijkbaar met de bedekkingsgraad zoals vastgesteld in 2020.



Figuur 162. Bedekkingspercentages van de Japanse oester op de noord- en zuidzijde van de HVP's van de zuidelijke en middelste dam en van de noordelijke strekdam bij Knuitershoek in het najaar van 2018, 2019, 2020 en 2021. De foutbalken geven de standaarddeviatie weer tussen de verschillende strekdammen (n=3).

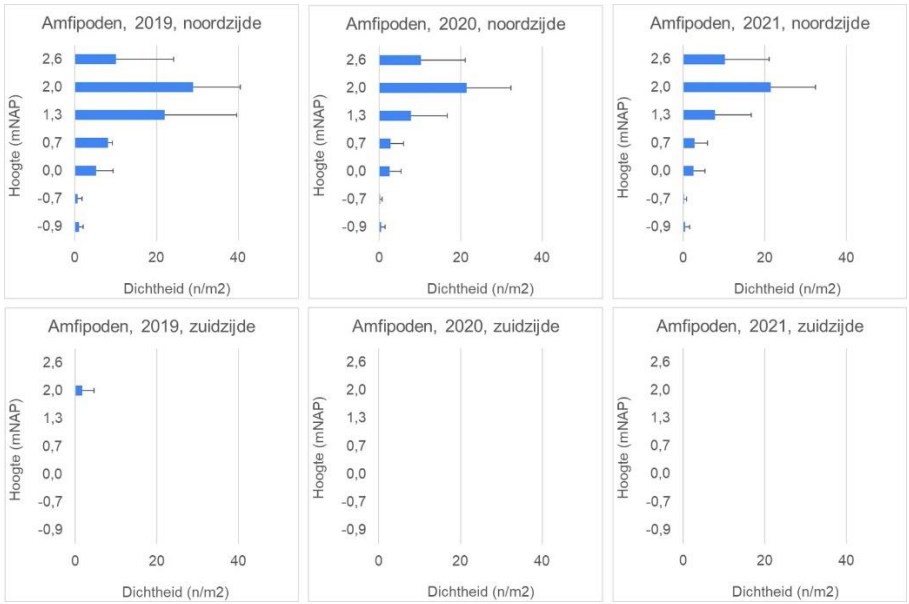
Tussen 2018 en 2019 is zowel aan de noord- als aan de zuidzijde van de strekdammen een toename van de bedekking met zeepokken waargenomen, zie Figuur 8. In 2020 was de bedekking aan de noordzijde vergelijkbaar met de bedekking in 2019, terwijl aan de zuidzijde was sprake was van een afname. In 2021 is een lagere bedekking vastgesteld ten opzichte van 2019 en 2020.

In 2019 is met bijzondere aandacht gekeken naar de soort zeepokken. Hieruit bleek dat de zeepokkenpopulatie wordt gedomineerd door de gewone zeepok, en dat de Nieuw-Zeelandse zeepok slechts in lage aantallen aanwezig is.



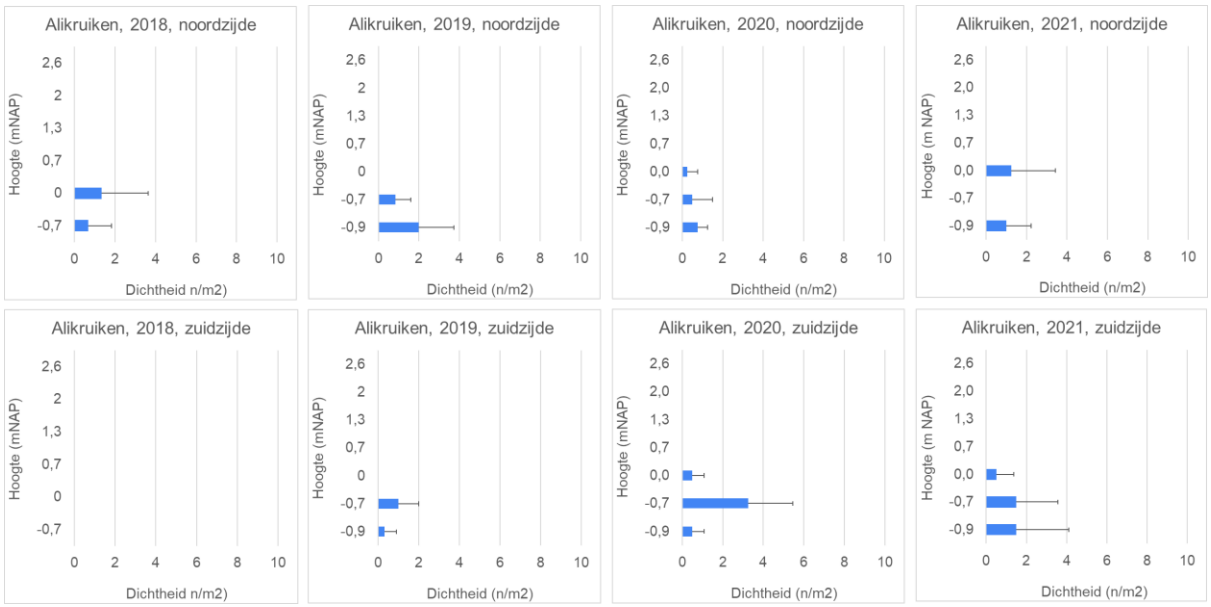
Figuur 163. Bedekkingspercentages van zeepokken op de noord- en zuidzijde van de HVP's van de zuidelijke en middelste dam en op de noordelijke strekdam bij Knuitershoek in het najaar van 2018, 2019, 2020 en 2021. De foutbalken geven de standaarddeviatie weer tussen de verschillende strekdammen (n=3).

Amfipoden waren nog afwezig in het najaar van 2018. In 2019 is een sterke toename in het aantal amfipoden te zien op de hogere delen van de noordzijde. Vergelijkbare aantallen zijn op de noordzijde opnieuw vastgesteld in het najaar van 2020 en 2021. Op de zuidzijde van de strekdammen zijn in 2020 en 2021 geen amfipoden waargenomen.



Figuur 164. De dichtheid van amfipoden op de noord- en zuidzijde van de HVP's van de zuidelijke en middelste dam en op de noordelijke strekdam bij Knuitershoek in het najaar van 2019, 2020 en 2021. In 2018 werd deze diergroep niet waargenomen. De foutbalken geven de standaarddeviatie weer tussen de verschillende strekdammen (n=3).

In het najaar van 2018 werden alikruiken uitsluitend waargenomen op de noordzijde van de strekdammen. Sinds het najaar van 2019 worden alikruiken ook waargenomen aan de zuidzijde. Er worden voornamelijk gewone alikruiken waargenomen en incidenteel een ruwe alikruik. De aanwezigheid van alikruiken is in 2021 vergelijkbaar met de aantallen die zijn vastgesteld in 2019 en 2020, zie Figuur 165. De monitoringsgegevens laten zien dat alikruiken uitsluitend voorkomen op de lagergelegen delen van de strekdammen.



Figuur 165. De dichtheid van alikruiken op de noord- en zuidzijde van de HVP's van de zuidelijke en middelste dam en op de noordelijke strekdam bij Knuitershoek in het najaar van 2018, 2019, 2020 en 2021. De foutbalken geven de standaarddeviatie weer tussen de verschillende strekdammen (n=3).

Naast de hierboven beschreven diersoorten zijn er ook incidentele waarnemingen gedaan van andere sessiele dieren waaronder kleine mosselen. Ook zijn er incidenteel krabben waargenomen, maar voor deze mobiele soorten is een andere bemonsteringstechniek nodig om te komen tot betrouwbare schattingen van de dichtheid.

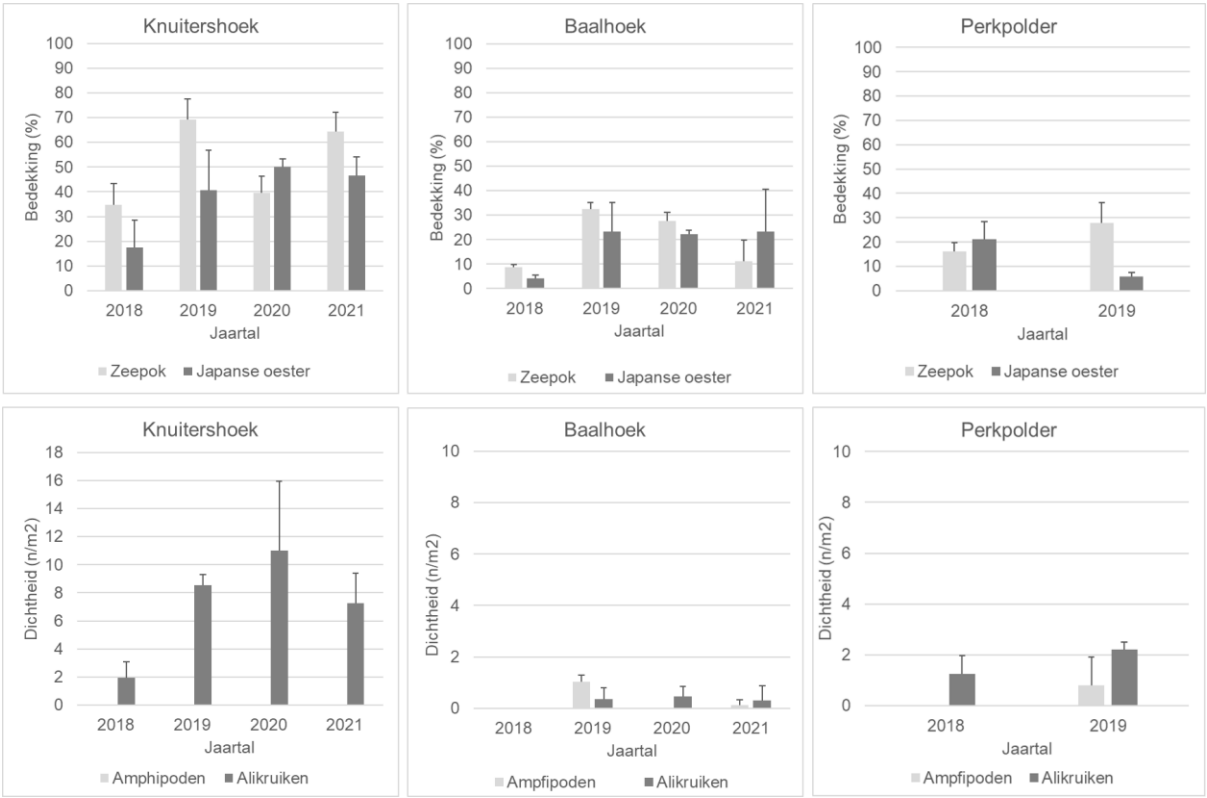
Knuitershoek-lage deel, Baalhoek en referentiegebied Perkpolder

Tussen 2018 en 2019 is zowel op de strekdammen bij Baalhoek alsmede op de lager gelegen delen van de strekdammen bij Knuitershoek een geleidelijke toename van de aanwezigheid van zeepokken, Japanse oester, en alikruiken vastgesteld. In deze periode werden in Knuitershoek geen amfipoden waargenomen, terwijl in Baalhoek voor het eerst amfipoden werden waargenomen in 2019.

Vanaf 2019 lijkt er sprake te zijn van een stabilisatie in de bedekking met Japanse oester. Dit geldt zowel voor de strekdammen bij Baalhoek alsmede de lager gelegen delen van de strekdammen bij Knuitershoek, zie Figuur 166. De bedekking met zeepokken neemt in Baalhoek sinds 2019 geleidelijk af, terwijl in Knuitershoek in 2020 een afname is vastgesteld en in 2021 weer een toename.

Met betrekking tot de aanwezigheid van alikruiken geldt dat deze soort in Baalhoek in zeer beperkte mate voorkomt. De waargenomen aantallen in 2021 zijn vergelijkbaar met de aantallen die zijn vastgesteld in 2019 en 2020. Ten opzichte van de locatie Baalhoek is de aanwezigheid van alikruiken in Knuitershoek aanmerkelijk hoger. In de periode 2018-2020 is een toename van de aanwezigheid van alikruiken waargenomen terwijl in 2021 sprake is van een afname.

Amfipoden zijn in Baalhoek in beperkte mate aangetroffen in 2019 en 2021. Vooralsnog zijn er op de locatie Knuitershoek geen amfipoden waargenomen.



Figuur 166. Bedekkingspercentages van de Japanse oester en zeepokken, en de dichtheid van amfipoden en alikruiken op de strekdammen bij Knuitershoek (e delen), Baalhoek en het referentiegebied Perkpolder in het najaar van 2018, 2019, 2020 en 2021. De foutbalken geven de standaarddeviatie weer tussen de verschillende strekdammen (n=2).

Discussie en conclusie

Sinds de aanleg van de strekdammen bij Knuitershoek en Baalhoek heeft een geleidelijke kolonisatie van verschillende wiersoorten en diergroepen opgetreden. Sinds 2018 en 2019 zijn veel van de voor strekdammen karakteristieke wier- en diersoortgroepen op de strekdammen aanwezig, waaronder blaaswier, kleine zee-eik, darmwier, zeepokken, alikruiken, amfipoden en Japanse oesters. Ook in 2020 en 2021 zijn de meeste van deze soorten op beide locaties waargenomen.

Hoewel op de strekdammen over het algemeen steeds dezelfde soorten worden aangetroffen, blijkt uit de monitoringsgegevens dat de mate van aanwezigheid door de jaren heen sterk kan fluctueren. Zo is er tussen 2020 en 2021 voor sommige soorten een duidelijke toename vastgesteld (e.g. zee-eik in Baalhoek) en voor andere soorten een afname (e.g. zeepokken op de lagere delen van de strekdammen in Knuitershoek). De continue veranderingen in zon- en golfexpositie alsmede andere omgevingsfactoren zouden hier mogelijk aan ten grondslag kunnen liggen. Voor de meeste soorten zijn de meetresultaten van 2021 vergelijkbaar met de gegevens van 2020 en 2019.

Uit de monitoringsgegevens blijkt verder dat op de HVP's en de hoge strekdam bij Knuitershoek in de periode tussen 2018 en 2021 aan de noordzijde een sterkere wierbegroeiing aanwezig was dan aan de zuidzijde. Dit houdt hoogstwaarschijnlijk verband met de grote kans op uitdroging op de droogvallende delen van de op het zuiden gerichte zijden van de strekdammen. De zuidzijde was in beperkte mate begroeid met darmwier, terwijl op de noordzijde de bruinwieren, kleine zee-eik en blaaswier in grote dichtheden aanwezig waren. Tussen deze wieren waren veel amfipoden en alikruiken aanwezig.

In het najaar van 2020 werden aan de noordzijde van de strekdammen bij Knuitershoek voor het eerst scheuten knotswier waargenomen. In 2021 werd opnieuw knotswier vastgesteld, zij het in beperkte mate. Opvallend was dat het aanwezige knotswier vaak aangevreten was, vermoedelijk door vogels. Knotswier is een soort die zich pas later in de successie vestigt, vaak pas na enkele jaren, en vervolgens dominant kan worden. Daarom zou kunnen worden verwacht dat in de komende jaren een verdere toename van het aandeel aan knotswieren plaats zal gaan vinden. Ook op de referentiedammen bij Perkpolder is knotswier één van de dominante soorten.

Bij Baalhoek, waar de strekdammen in noord-zuidelijke richting zijn gelegen, was er geen groot verschil tussen de aangroei op beide zijden. De strekdammen hebben mogelijk een grote invloed op het ecosysteem in de tussenliggende slikken omdat ze een schuilplek voor (invasieve) krabben vormen.

In vervolgonderzoek verdient het de aanbeveling om ook de mobiele soorten te monitoren. Tijdens de minoronderzoeken van studenten is al gewerkt aan het ontwikkelen van een geschikte methodiek, zoals het plaatsen van krabbenvallen (zie doelstelling 7). De strekdammen bieden een geschikte laagwaterschuilplaats voor krabben. De schuilende krabben hebben mogelijk een aanzienlijke invloed op de ecologie van de tussenliggende slikken.

Appendix VII

Inpassing in onderwijs

Vincent Bax, Wietse I. van de Lageweg, Tim van Oijen, João Salvador de Paiva

In de periode tussen 2018 en 2022 is de inpassing van het project Buitendijkse maatregelen binnen het onderwijsprogramma van de HZ op drie manieren vormgegeven:

Door het aanbieden van een research minor;

Door het integreren van het project Buitendijkse maatregelen als casus of toegepast onderzoeksproject in de module Ecological Engineering binnen de HZ-opleiding Watermanagement;

Door het aanbieden en begeleiden van stages en afstudeeropdrachten bij één van de partners die betrokken zijn bij de monitoring.

Research minor Building with Nature

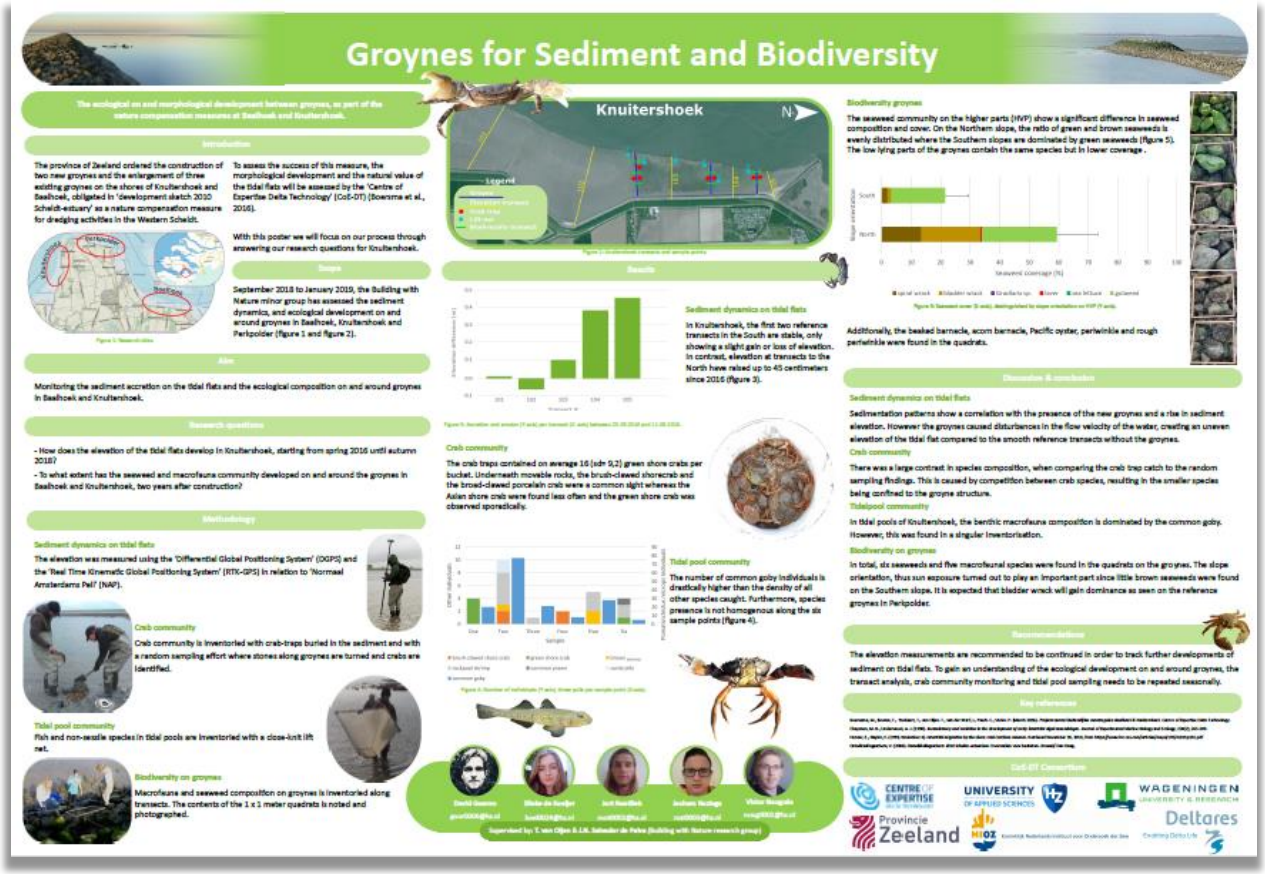
Het minorprogramma wordt HZ-breed aangeboden en biedt studenten een kennismaking met, en training in, het doen van toegepast wetenschappelijk onderzoek. De begeleiding wordt gefaciliteerd door een HZ-docent en door onderzoekers van de verschillende HZ onderzoeksgroepen. De research minor wordt gekenmerkt door een variëteit aan thema's en onderwerpen, en een uitgebreid peer-reviewsysteem tussen de verschillende studentengroepen.

Vanuit de HZ Building with Nature onderzoeksgroep wordt sinds het jaar 2018 invulling en uitvoering gegeven aan de minor via het project Buitendijkse maatregelen. Als zodanig worden ieder jaar groepjes van vier tot vijf studenten gedurende een periode van ongeveer 6 maanden begeleid bij de uitvoering van praktijkgericht onderzoek en het ontwikkelen van onderzoeksvaardigheden. Hierbij worden de verschillende stappen binnen de onderzoekscyclus doorlopen (literatuurstudie, formuleren van onderzoeksvragen, ontwikkelen van onderzoeksmethoden, data-verzameling en -analyse, en rapportage, interpretatie en presentatie van resultaten). Van de Building with Nature onderzoeksgroep zijn verschillende docenten betrokken (geweest) bij de begeleiding van de studenten, waaronder Joao Salvador de Paiva, Tim van Oijen en Vincent Bax. Specifiek hebben de minorstudenten bijgedragen aan de doelstellingen 2 en 6 van het project.

In het kader van de minor hebben de studenten, naast het bijdragen aan de monitoring, de ruimte gekregen om eigen onderzoek te ontwikkelen en op te zetten. Dit richtte zich op het inventariseren van mobiele soorten die in of nabij de strekdammen zijn te vinden. De 2018-groep heeft krabbenvallen bij de strekdammen geplaatst (zieFiguur 167) en er met kruisnetten gevist. De 2019-groep ontwikkelde een alternatieve krabbenval voor invasieve krabbensoorten als de blaasjeskrab en de penseelkrab.

Figuur 167. Krabbenvallen.

Eindproducten van de minor zijn een onderzoeksrapport en een poster (zie Figuur 168 voor een voorbeeldposter).



Figuur 168. De poster van de minorstudenten uit 2018.

Module Ecological Engineering

De module Ecological Engineering wordt aangeboden aan tweedejaars studenten die binnen de opleiding Water management de richting Aquatische Ecotechnologie hebben gekozen. In deze module is aandacht voor het gebruik van strekdammen bij de zandige kustverdediging en hun rol in het behoud van habitat en biodiversiteit. In de leerjaren 2018/2019 en 2019/2020 is het project Buitendijkse maatregelen behandeld als casus tijdens de lessen.

In de leerjaren 2020/2021 en 2021/2022 vormde het project Buitendijkse maatregelen één van de drie toegepaste onderzoeksprojecten waarin studenten hebben samengewerkt aan een complex vraagstuk op het gebied van watermanagement binnen de Zuidwestelijke delta. Ter introductie van het toegepaste project zijn de locaties Baalhoek en/of Knuitershoek bezocht door de studenten en zijn ecologische en morfologische veldmetingen verricht, zie de figuren 3, 4 en 5.

Bij de uitvoering van de onderzoeksprojecten hebben groepjes van vier tot zes studenten zich beziggehouden met de uitvoering van een literatuurstudie, het conceptualiseren van onderzoeksvragen en het analyseren en interpreteren van hoogtegegevens die zijn verzameld als onderdeel van doelstelling 2 van het Buitendijkse maatregelen project. Tevens zijn de locaties Knuitershoek en Baalhoek bezocht door de studenten en zijn er met behulp van een DGPS-meetinstrument hoogtemetingen verricht.

Figuur 169. Bezoek van de locatie Knuitershoek in het kader van de HZ module Ecological Engineering (leerjaar 2020/2021)

Figuur 170. Bezoek van de locatie Baalhoek in het kader van de HZ module Ecological Engineering (leerjaar 2021/2022)

Figuur 171. Bezoek van de locatie Baalhoek in het kader van de HZ module Ecological Engineering (leerjaar 2021/2022)

Overzicht van stages, afstudeeropdrachten en research minors

Meerdere partners hebben een bijdrage geleverd aan de begeleiding van studenten in het kader van stages, afstudeeropdrachten en minors, zie Tabel 21.

Tabel 21. Overzicht van de HZ/Watermanagement/AET studenten die in het kader van een research minor, stage of afstudeerstage bij het Buitendijks maatregelen project betrokken zijn (geweest).

Naam	Type stage	Stageinhoud/-onderwerp	Begeleider	Periode
Jort Rootlieb	Research minor	Sediment accretion /ecological development on groynes	Joao Salvador de Paiva/Tim van Oijen (HZ)	Sept 2018-Jan 2019
Jochem Rozinga	Research minor	Sediment accretion /ecological development on groynes	Joao Salvador de Paiva/Tim van Oijen (HZ)	Sept 2018-Jan 2019
Elleke de Koeijer	Research minor	Sediment accretion /ecological development on groynes	Joao Salvador de Paiva/Tim van Oijen (HZ)	Sept 2018-Jan 2019
Victor Nouguès	Research minor	Sediment accretion /ecological development on groynes	Joao Salvador de Paiva/Tim van Oijen (HZ)	Sept 2018-Jan 2019
David Gooren	Research minor	Sediment accretion /ecological development on groynes	Joao Salvador de Paiva/Tim van Oijen (HZ)	Sept 2018-Jan 2019
Daan van Houte	Research minor	Sediment accretion /ecological development on groynes	Joao Salvador de Paiva/Tim van Oijen (HZ)	Sept 2019-Jan 2020

Corne Kleijn	Research minor	Sediment accretion /ecological development on groynes	Joao Salvador de Paiva/Tim van Oijen (HZ)	Sept 2019-Jan 2020
Jesse van Leeuwen	Research minor	Sediment accretion /ecological development on groynes	Joao Salvador de Paiva/Tim van Oijen (HZ)	Sept 2019-Jan 2020
Coen Janse	Research minor	Sediment accretion /ecological development on groynes	Joao Salvador de Paiva/Tim van Oijen (HZ)	Sept 2019-Jan 2020
Mike Hoeder	Afstudeeropdracht	benthos, sorteren, determineren benthos 2018	Brenda Walles (WMR)	Sept 2018-Jan 2019
Rob Paulus	Oriënterende stage	benthos, sorteren, determineren benthos voor aanleg van de strekdammen	Brenda Walles (WMR)	Sept 2019-Jan 2020
Daan van Houte	Oriënterende stage	Het gebruik van de hoogwatervluchtplaatsen door watervogels Knuitershoek – 2017/2018/2019/2020	Brenda Walles (WMR)	Feb-Jul 2020
Bas van den Berg	Research minor	Sediment accretion /ecological development on groynes	Tim van Oijen/Vincent Bax (HZ)	Sept 2020-Feb 2021
Rik Hoosemans	Research minor	Sediment accretion /ecological development on groynes	Tim van Oijen/Vincent Bax (HZ)	Sept 2020-Feb 2021
Remco Smeets	Research minor	Sediment accretion /ecological development on groynes	Tim van Oijen/Vincent Bax (HZ)	Sept 2020-Feb 2021
Larissa Timman	Research minor	Sediment accretion /ecological development on groynes	Tim van Oijen/Vincent Bax (HZ)	Sept 2020-Feb 2021
Karsten de Pauw	Research minor	Sediment accretion /ecological development on groynes	Vincent Bax (HZ)	Sept 2021-Feb 2022
Lisa van Gils	Research minor	Sediment accretion /ecological development on groynes	Vincent Bax (HZ)	Sept 2021-Feb 2022
Wessel Moerbeek	Research minor	Sediment accretion /ecological development on groynes	Vincent Bax (HZ)	Sept 2021-Feb 2022
Lars van den Heuvel	Research minor	Sediment accretion /ecological development on groynes	Vincent Bax (HZ)	Sept 2021-Feb 2022
Charlotte Pons	Afstudeeropdracht	An in-depth analysis of the morphological changes at Baalhoek and Knuitershoek	Vincent Bax/Wietse van de Lageweg (HZ)	Feb 2022 – Jul 2022

Literatuur

Aldershof, M.J. (2020). Impact of ship waves on sediment transport at two tidal flats in the Western Scheldt. MSc thesis, University of Twente.

Barbier EB, Hacker SD, Kennedy C, Koch EW, Stier AC, Silliman BR (2011) The value of estuarine and coastal ecosystem services. Ecological Monographs 81:169–193.

Belzen, J. van, Fivash, G. S., Hu, Z., Bouma, T. J., & Herman, P. M. J. (2022). A probabilistic framework for windows of opportunity: the role of temporal variability in critical transitions. *Journal of The Royal Society Interface*, *19*(190). https://doi.org/10.1098/rsif.2022.0041

Beukema JJ, Dekker R (2012) Estimating macrozoobenthic species richness along an environmental gradient: Sample size matters. Estuarine, Coastal and Shelf Science 111:67–74.

Bocher P, Robin F, Kojadinovic J, Delaporte P, Rousseau P, Dupuy C, Bustamante P (2014) Trophic resource partitioning within a shorebird community feeding on intertidal mudflat habitats. Journal of Sea Research 92:115–124.

Borsje BW, van Wesenbeeck BK, Dekker F, Paalvast P, Bouma TJ, van Katwijk MM, de Vries MB (2011) How ecological engineering can serve in coastal protection. Ecological Engineering 37:113–122.

Bouma TJ, van Belzen J, Balke T, Zhu Z, Airoldi L, Blight AJ, Davies AJ, Galvan C, Hawkins SJ, Hoggart SPG, Lara JL, Losada IJ, Maza M, Ondiviela B, Skov MW, Strain EM, Thompson RC, Yang S, Zanuttigh B, Bouma, T.J., Vries, M.B.D., Low, E. et al. Hydrobiologia (2005) 540: 259. Flow hydrodynamics on a mudflat and in salt marsh vegetation: identifying general relationships for habitat characterisations

Bouma T. J., J. van Belzen, T. Balke, J. van Dalen, P. Klaassen, A. M. Hartog, D. P. Callaghan, Z. Hu, M. J. F. Stive, S. Temmerman, P. M. J. Herman. Short-term mudflat dynamics drive long-term cyclic salt marsh dynamics. Limnology and Oceanography 61, 2261–2275 Wiley, 2016.

Cao H., Z. Zhu, T. Balke, L. Zhang, T. J. Bouma. Effects of sediment disturbance regimes on Spartina seedling establishment: Implications for salt marsh creation and restoration. Limnology and Oceanography 63, 647–659 Wiley, 2017.

Compton TJ, Holthuijsen S, Koolhaas A, Dekinga A, ten Horn J, Smith J, Galama Y, Brugge M, van der Wal D, van der Meer J, van der Veer HW, Piersma T (2013) Distinctly variable mudscapes: Distribution gradients of intertidal macrofauna across the Dutch Wadden Sea. Journal of Sea Research 82:103–116.

Corte GN, Schlacher TA, Checon HH, Barboza CAM, Siegle E, Coelman RA, Amaral ACZ (2017) Storm effects on intertidal invertebrates: increased beta diversity of few individuals and species. PeerJ 5:e3360.

Cozzoli F (2016) Modelling Biota-Sediment Interactions in Estuarine Environments. Proefschrift ter verdediging op 12 Februari 2016 – begeleiders: PMJ Herman, TJ Bouma, T Ysebaert

Craeymeersch, J.A., M.A. Faasse, H. Gheerardyn, K. Troost, R. Nijland, A. Engelberts, K.J. Perdon, D. van den Ende, J. van Zwol (2019). First records of the dwarf surf clam *Mulinia lateralis* (Say, 1822) in Europe. *Marine Biodiversity Records*

Dam, G., Koks, L., & Van Stichelen, K. (2008). Buitendijks natuurherstel in de Westerschelde Verkenning naar mogelijke gebieden en maatregelen

Dowd M, Grant J, Lu L (2014) Predictive modeling of marine benthic macrofauna and its use to inform spatial monitoring design. Ecological Applications 24:862–876.

Flannagan, J. F (1970). Efficiencies of various grabs and corers in sampling freshwater benthos. Fisheries Research Board of Canada Freshwater Institute

Grabowski RC, Droppo IG, Wharton G (2011) Erodibility of cohesive sediment: The importance of sediment properties. Earth-Science Reviews 105:101–120.

Grandjean, T. J., de Smit, J. C., van Belzen, J., Fivash, G. S., van Dalen, J., Ysebaert, T., Bouma, T. J. (In press). A probabilistic framework for windows of opportunity: the role of temporal variability in critical transitions. *Water Science and Engineering*.

Gray JS, Elliott M (2009) Ecology of Marine Sediments: From Science to Management. OUP Oxford.

Hallegatte S, Green C, Nicholls RJ, Corfee-Morlot J (2013) Future flood losses in major coastal cities. Nature Climate Change 3:802–806.

Hu Z, Lenting W, van der Wal D, Bouma TJ (2015) Continuous monitoring bed-level dynamics on an intertidal flat: Introducing novel, stand-alone high-resolution SED-sensors. Geomorphology 245: 223-230

J. Belliard, A. Silinski, D. Meire, G. Kolokythas, Y. Levy, A. Van Braeckel, T. J. Bouma, S. Temmerman. High-resolution bed level changes in relation to tidal and wave forcing on a narrow fringing macrotidal flat: Bridging intra-tidal daily and seasonal sediment dynamics. Marine Geology 412, 123–138 Elsevier BV, 2019.

Koch EW, Barbier EB, Silliman BR, Reed DJ, Perillo GM, Hacker SD, Granek EF, Primavera JH, Muthiga N, Polasky S, Halpern BS, Kennedy CJ, Kappel CV, Wolanski E (2009) Non-linearity in ecosystem services: temporal and spatial variability in coastal protection. Frontiers in Ecology and the Environment 7:29–37.

Kristensen E (1988) Benthic fauna and biogeochemical processes in marine sediments: microbial activities and fluxes. Nitrogen cycling in coastal marine environments:275–299.

Lai S, Loke LHL, Hilton MJ, Bouma TJ, Todd PA (2015) The effects of urbanisation on coastal habitats and the potential for ecological engineering: A Singapore case study. Ocean & Coastal Management 103:78–85.

Le Hir, P., Roberts, W., Cazaillet, O., Christie, M., Bassoullet, P., & Bacher, C. (2000). Characterization of intertidal flat hydrodynamics. Continental Shelf Research, 20(12-13), 1433–1459. https://doi.org/10.1016/S0278-4343(00)00031-5

Lange G, Bininda-Emonds ORP, Hillebrand H, Meier D, Moorthi SD, Schmitt JA, Zielinski O, Kröncke I (2020) Elevation gradient affects the development of macrozoobenthic communities in the Wadden Sea: A field experiment with artificial islands. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 523:151268.

McCave, I. N., R. J. Bryant, H. F. Cook, and C. A. Coughanowr. 1986. Evaluation of a laser-diffraction-size analyzer for use with natural sediments. J. Sediment. Res. 56: 561–564. doi:10.1306/212F89CC-2B24-11D7-8648000102C1865D

Meynecke J-O, Lee SY, Duke NC (2008) Linking spatial metrics and fish catch reveals the importance of coastal wetland connectivity to inshore fisheries in Queensland, Australia. Biological Conservation 141:981–996.

Milbrink, G. and Torgny Wiederholm (1973). Sampling Efficiency of four types of mud bottom samplers. Oikos. 24, No. 3: 479-482. https://doi.org/10.2307/3543828

Negrello Filho OA, Lana PC (2013) Short-term stability of estuarine benthic assemblages: are storms pattern-defining events? Zoologia (Curitiba) 30:266–272.

Perkins MJ, Ng TPT, Dudgeon D, Bonebrake TC, Leung KMY (2015) Conserving intertidal habitats: What is the potential of ecological engineering to mitigate impacts of coastal structures? Estuarine, Coastal and Shelf Science 167:504–515.

Piersma T, de Goeij P, Tulp I (1993) An evaluation of intertidal feeding habitats from a shorebird perspective: Towards relevant comparisons between temperate and tropical mudflats. Netherlands Journal of Sea Research 31:503–512.

P. L. M. de Vet, B. C. van Prooijen, I. Colosimo, N. Steiner, T. Ysebaert, P. M. J. Herman, Z. B. Wang. Variations in storm-induced bed level dynamics across intertidal flats. Scientific Reports 10 Springer Science and Business Media LLC, 2020.

Pratt DR, Lohrer AM, Pilditch CA, Thrush SF (2014) Changes in Ecosystem Function Across Sedimentary Gradients in Estuaries. Ecosystems 17:182–194.

P. W. J. M. Willemsen, B. W. Borsje, S. J. M. H. Hulscher, D. Van der Wal, Z. Zhu, B. Oteman, B. Evans, I. Möller, T. J. Bouma. Quantifying Bed Level Change at the Transition of Tidal Flat and Salt Marsh: Can We Understand the Lateral Location of the Marsh Edge?. Journal of Geophysical Research: Earth Surface 123, 2509–2524 American Geophysical Union (AGU), 2018.

Ritchie, R. J. 2006. Consistent sets of spectrophotometric chlorophyll equations for acetone, methanol and ethanol solvents. Photosynth. Res. 89: 27–41. doi:10.1007/s11120-006-9065-9

Robertson BP, Gardner JPA, Savage C (2015) Macrobenthic–mud relations strengthen the foundation for benthic index development: A case study from shallow, temperate New Zealand estuaries. Ecological Indicators 58:161–174.

Rijkswaterstaat, 2016a. Stroomsnelheidsmeting Baalhoek. Technical report.

Rijkswaterstaat, 2016b. Stroomsnelheidsmeting Knuitershoek. Technical report.

Seitz RD, Wennhage H, Bergström U, Lipcius RN, Ysebaert T (2014) Ecological value of coastal habitats for commercially and ecologically important species. ICES Journal of Marine Science 71:648–665.

Shi BW, Yang SL, Wang YP, Bouma TJ, Zhu Q (2012) Relating accretion and erosion at an exposed tidal wetland to the bottom shear stress of combined current–wave action. Geomorphology 138: 380–389. doi: 10.1016/j.geomorph.2011.10.004

Snelgrove PVR, Butman CA (1994) Animal-sediment relationships revisited: cause versus effect. Oceanography and Marine Biology: An Annual Review.

Thrush S, Hewitt J, Cummings V, Ellis J, Hatton C, Lohrer A, Norkko A (2004) Muddy waters: elevating sediment input to coastal and estuarine habitats. Frontiers in Ecology and the Environment 2:299–306.

Thrush S, Hewitt J, Norkko A, Nicholls P, Funnell G, Ellis J (2003) Habitat change in estuaries: predicting broad-scale responses of intertidal macrofauna to sediment mud content. Marine Ecology Progress Series 263:101–112.

Van Colen C, Backer AD, Meulepas G, Wal D van der, Vincx M, Degraer S, Ysebaert T (2010) Diversity, trait displacements and shifts in assemblage structure of tidal flat deposit feeders along a gradient of hydrodynamic stress. Marine Ecology Progress Series 406:79–89.

Van den Broek, T., 2017. Understanding the hydrodynamic effect of groynes at intertidal flats in Estuaries. University of Twente, MSc thesis

van der Wal D, Lambert GI, Ysebaert T, Plancke YMG, Herman PMJ (2017) Hydrodynamic conditioning of diversity and functional traits in subtidal estuarine macrozoobenthic communities. Estuarine, Coastal and Shelf Science 197:80–92.

Van der Werf, J., Van Oyen, T., De Maerschalck, B., Nnafie, A., Van Rooijen, A., Taal, M., Verwaest, T., De Vet, L., Vroom, J., Van der Wegen, M. (2015). Modeling the morphodynamics of the mouth of the Scheldt estuary. E-proceedings of the 36th IAHR World Congress, pp. 80-86.

De Vet, L., Van der Werf, J. (in concept). Delft3D-FM Modellering Buitendijkse Maatregelen Baalhoek & Knuitershoek, Westerschelde. Rapportage opzet en kalibratie model. Rapport 1221559-000-ZKS-0003, Deltares, Nederland.

Watt C, Scrosati R (2013) Regional consistency of intertidal elevation as a mediator of seaweed canopy effects on benthic species richness, diversity, and composition. Marine Ecology Progress Series 491:91–99.

Whitlatch RB (1981) Animal-sediment relationships in intertidal marine benthic habitats: Some determinants of deposit-feeding species diversity. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 53:31–45.

Wijsman, J. W. M., J. A. Craeymeersch and P. M. J. Herman (2022). Comparing grab and dredge sampling for shoreface benthos using ten years of monitoring data from the sand motor mega nourishment. Journal of Sea Research. 188. https://doi.org/10.1016/j.seares.2022.102259

Ysebaert T, Meire P, Herman P, Verbeek H (2002) Macrobenthic species response surfaces along estuarine gradients: prediction by logistic regression. Marine Ecology Progress Series 225:79–95.

Zhang L, Herman PMJ (2014) Identifying knowledge gaps hampering application of intertidal habitats in coastal protection: Opportunities & steps to take. Coastal Engineering 87:147–157.

Zijl, F., Verlaan, M., & Gerritsen, H. (2013). Improved water-level forecasting for the Northwest European Shelf and North Sea through direct modelling of tide, surge and non-linear interaction Topical Collection on the 16th biennial workshop of the Joint Numerical Sea Modelling Group (JONSMOD) in Brest, France 21-23 May 2012. *Ocean Dynamics*, *63*(7), 823–847.

Zijl, F., Sumihar, J., & Verlaan, M. (2015). Application of data assimilation for improved operational water level forecasting on the northwest European shelf and North Sea. *Ocean Dynamics*, *65*(12), 1699–1716.

Zwarts L, Wanink JH (1993) How the food supply harvestable by waders in the Wadden Sea depends on the variation in energy density, body weight, biomass, burying depth and behaviour of tidal-flat invertebrates. Netherlands Journal of Sea Research 31:441–476.

Z. Zhu, J. Belzen, Q. Zhu, J. Koppel, T. J. Bouma. Vegetation recovery on neighboring tidal flats forms an Achilles heel of saltmarsh resilience to sea level rise. Limnology and Oceanography 65, 51-62 Wiley, 2019.