



Buitendijkse maatregelen

Knuitershoek en Baalhoek

Voortgangsrapportage 7

November 2021, Yerseke

Buitendijkse maatregelen

Knuitershoek en Baalhoek

Voortgangsrapportage 7

Auteurs:

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 University of applied science)

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

Jim van Belzen (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)

Lauren Wiesebron (NIOZ Royal Netherlands Institute for Sea Research)

Brenda Walles (Wageningen Marine Research)

Chui Cheng (Wageningen Marine Research)

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

Yerseke, 2021-11-10



Rijkswaterstaat
Ministerie van Infrastructuur en Milieu

Inhoud

Samenvattingen	6
1. Algemene inleiding.....	14
Situatieschets Baalhoek en Knuitershoek	15
Doelstellingen.....	15
2. Ecologische monitoring	18
2.1 Doelstelling.....	18
2.2 Methode.....	18
2.3 Resultaten	22
3. Grootschalige netto sedimentatie snelheden.....	58
3.1 Doelstelling.....	58
3.2 Methode.....	58
3.3 Resultaten	60
4. Begrijpen van sediment dynamiek in laag dynamisch habitat.....	66
4.1 Introduction.....	66
4.2 Buitendijkse sediment analysis	68
4.3 Golven en sediment-dynamiek	79
4.4 Single beam (Echosounder) – aanvullende metingen t.b.v. WP3	99
4.5 Sedimentvallen en OBS-meting (mede ten behoeve van WP5).....	106
5. Interactie sediment kwaliteit en ecologie.....	108
5.1 Mesocosm experimenten over effect sedimentsamenstelling op benthos	108
5.2 Stroomgoot (Flume) experiment: welke stormen benthos kunnen overleven	115
6. Stroomsnelheden	120
6.1 Inleiding.....	120
6.2 Methode.....	120
6.3 Monitoring hydrodynamica.....	121
6.4 Numerieke modellering stroomsnelheden	133
6.5 Synthese: integrale inzichten uit metingen en modelstudie	142
6.6 Resterende vervolgwerkzaamheden.....	143
7. Ecologische waarde strekdammen.....	144
7.1 Doelstelling.....	144
7.2 Methode.....	144
8. Integratie.....	156
9. Inpassing in onderwijs.....	160
Literatuur	

Samenvattingen

In het onderstaande onderdeel van de voortgangsrapportage wordt per sub project een samenvatting gegeven

WP1- WMR) Monitoring ecologische staat: benthos & vogels

Bodemdieren nemen in soortenrijkdom, dichtheid en biomassa toe in het nevengebied en projectgebied bij Knuitershoek tussen het najaar van 2016 en 2020. Als we inzoomen op het projectgebied vindt de toename van het soortrijkdom van 2016 tot 2019 vooral plaats in het noordelijke deel, "het strandje". Maar in het recentste jaar is soortenrijkdom verminderd vergelijkbaar met die uit 2017. Tussen de strekdammen zien we deze toename niet in de tijd. De toename tot 2019 op het strandje wordt onder andere veroorzaakt door een toename in het voorkomen van schelpdieren zoals slijkgapers, kokkels, nonnetjes, tapijtschelpen en Amerikaanse strandschelpen. Maar in 2020 zijn deze schelpdieren weer afgenomen. Het gebied bij Baalhoek laat jaar tot jaar variatie zien zonder een duidelijke trend. Alleen biomassa neemt toe in de tijd wat toe te schrijven is aan een toename in biomassa van slijkgapers (*Scrobicularia plana*).

Het aantal vogels dat tijdens laagwater Knuitershoek en Baalhoek bezoekt lijkt te zijn toegenomen tussen 2017-2018 en 2020-2021 binnen de projectgebieden, terwijl aantallen in de nevengebieden min of meer stabiel zijn gebleven. De projectgebieden lijken hiermee aantrekkelijker te zijn geworden voor vogels. Aantallen zijn vooral toegenomen in Baalhoek, met name in de winter en herfst. In Knuitershoek zijn aantallen vogels per hectare met name toegenomen in de herfst. Soortsamenstelling is min of meer gelijk gebleven over de tijd, dus zowel alle watervogels als enkel de benthos-etende vogelsoorten zijn toegenomen. In Baalhoek lijken de bergeend, scholekster en smient iets te zijn toegenomen, in Knuitershoek zijn de kokmeeuwen iets toegenomen. In het laatste jaar (2021-2022) zijn ook relatief meer tureluurs, scholeksters en smienten geteld in de gebieden met strekdammen vergeleken met de jaren ervoor.

WP2-HZ) Kwantificeren van sedimentatie snelheden

Met de aanleg van de strekdammen nabij Knuitershoek en Baalhoek wordt beoogd de hydrodynamiek en golfwerking 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. In dit deelproject wordt de hoogteontwikkeling van het slik sinds de aanleg van de strekdammen gemonitord. Derhalve zijn in de periode tussen 2016 en 2021 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 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).

Uit de meetresultaten kan worden opgemaakt dat nabij de strekdammen in Knuitershoek over de periode 2016-2021 een accumulatieve hoogtetoename heeft plaatsgevonden van tussen de 20 en 80 cm. Dit betreft de gemiddelde hoogtetoename over de gehele lengte van het transect. In deze periode is nabij de strekdammen een gemiddelde aanslibbingssnelheid vastgesteld van 11,2 cm.jaar⁻¹. De maximale aanslibbingssnelheid bedroeg lokaal 16,6 cm.jaar⁻¹.

In Baalhoek heeft nabij de strekdammen een accumulatieve hoogtetoename plaatsgevonden van tussen 20 en 40 cm, met een aanslibbingssnelheid van gemiddeld 5,8 cm.jaar⁻¹. De maximale aanslibbingssnelheid bedroeg lokaal 8,7 cm.jaar⁻¹.

Voor zowel de locatie Knuitershoek als Baalhoek geldt dat ter plaatse van de transecten nabij de strekdammen een grotere toename in de hoogte wordt waargenomen ten opzichte van de transecten in de referentiegebieden. Op basis hiervan kan worden geconcludeerd dat door de aanleg van de strekdammen een hoogtetoename van het slik in Knuitershoek en Baalhoek heeft plaatsgevonden. Naar verwachting zal de gemiddelde hoogteligging van het slik in de komende periode verder doorstijgen. In Knuitershoek lijkt vooral aan de noordzijde van de locatie sprake te zijn van een continuering van de hoogtetoename. In Baalhoek lijkt de hoogte van het slik tussen de strekdammen verder toe te gaan nemen. Voortzetting van de monitoring is nodig om nader te kunnen vaststellen hoe de morfologische veranderingen in Knuitershoek en Baalhoek zich in de komende periode zullen gaan ontwikkelen.

WP3-NIOZ) Kennis opbouwen over sediment eigenschappen

Sedimenteigenschappen zijn sturend voor de habitatkwaliteit voor benthos. Door opslibbing zullen de sedimenteigenschappen van Knuitershoek en Baalhoek veranderen, maar we missen kennis over hoe dat proces verloopt. Daarom is de bodemontwikkeling van beide gebieden vier keer per jaar in detail gemonitord. We hebben hoogte, sedimenteigenschappen aan de toplaag (korrelgrootte, bulkdichtheid, shear stress) en sedimenteigenschappen in de diepte (bulkdichtheid en stijfheid) gemeten. Met monitoringtechnieken hopen we onderscheid te kunnen maken tussen 3 scenario's: (i) geen accretie, (ii) wel accretie maar zonder bodemverdichting, en (iii) met accretie en bodemverdichting.

Diverse sedimenteigenschappen bleken onderling sterk gecorreleerd, met duidelijke trends over de gebieden heen. De sterkte van deze relaties tussen de sedimenteigenschappen veranderde daarbij wel tussen locaties. De centrale locaties Knuitershoek en Baalhoek vertonen de kenmerken van aangroeiend zacht slib: geringe hoogte en bulkdichtheid, en een hoog slibgehalte. De analyse van bulkdichtheid op diepte (oppervlak - 20 cm diepte) toonde aan dat er weinig tot nog geen sedimentverdichting op diepte heeft plaatsgevonden in het projectgebied bij Baalhoek. De monitoring op de centrale deel van Knuitershoek-sites toont hetzelfde verhaal. De locatie Knuitershoek Noord wijkt sterk af in dat er duidelijk sterke accretie- en bodemverdichting in de diepte laat zien. Het is de vraag of met meer tijd, of het projectgebied bij Baalhoek en het centrale deel van Knuitershoek een soortgelijke bodemverdichting zullen gaan laten zien, of dat dit ingrepen vergt om de afwatering te verbeteren.

Naast het meten aan de verandering in sedimenteigenschappen, is het nuttig meer inzicht te verkrijgen in de fysische processen die de bodemophoging en ontwikkeling sturen. Dit is gedaan door een lange periode (5 jaar) metingen aan de golf- en sedimentdynamiek uit te voeren. Deze metingen zijn verricht met druksensoren (golf) en de door het NIOZ ontwikkelde SED-sensoren, welke continu de bodemhoogte meten. In dit rapport zijn deze metingen voor het eerst geanalyseerd om daarmee via statistische beschrijvingen van het systeem te geven, die we morfologisch signatuur noemen. Hiermee kunnen we verschillende gebieden onderscheiden. Bijvoorbeeld gebieden met veel versus weinig sediment dynamiek; gebieden met wel vs. geen lange termijn trend; gebieden waar de veranderingen windgevoelig zijn vs. wind ongevoelig plaatsvinden.

De aanleg van strekdammen zorgt voor een duidelijk verschil in golfblootstelling en daarmee in windgevoeligheid van de sedimentdynamiek tussen de referentiegebieden en locaties nabij de strekdammen. De referentiegebieden zijn dynamisch (afwisselende erosie en accretie) en windgevoelig, maar vertonen geen lange termijn trend in bodemhoogte ontwikkeling. Nabij de strekdammen is de sediment dynamiek veelal lager, relatief wind ongevoelig, terwijl de bodem langzaam ophoogt. De veranderingen zijn in Knuitershoek groter dan bij Baalhoek, wat mogelijk verklaard kan worden door een verschil in wind-blootstelling die op deze locaties de sedimentatie stuurt.

	Wind ongevoeligheid	Hoge wind gevoeligheid
Lange-termijn trend afwezig	<i>Nabij strekdammen Baalhoek</i>	<i>Referentie gebieden</i>
Lange-termijn trend opslibbing	<i>Bij strekdammen Knuitershoek</i>	

WP4-NIOZ) Leren hoe sediment kwaliteit sturend is voor bodemleven

In een lab-experiment is voor het eerst onderzocht hoe de bodem samenstelling het leven van diverse bodemdieren beïnvloed. De resultaten tonen dat het watergehalte van de bodem belangrijker is dan het slibgehalte, voor de vestigingsactiviteit van bodemdieren; een zachte bodem lijkt een positief effect te hebben op begraving en bioturbatie van benthos. Kleine bodemdieren bewegen zich gemakkelijker door harder/compact sediment dan grote bodemdieren. Zeker als kleine wormen met grote tweekleppigen vergeleken worden. In sediment met een hogere bulkdichtheid wordt de functie van het ecosysteem verminderd door benthische macrofauna, blijkt uit onze resultaten.

De nieuwe experimentele flume waarin we erosie tijdens een storm kunnen nabootsen, is inmiddels volop in gebruik. Het doel van dit instrument is om mechanistisch inzicht te krijgen in wat het verschil in functioneren verklaart tussen hoog-dynamics en laag-dynamische getijde platen. Na dat de flume gekalibreerd en getest was met *Cerastoderma edule*, is recentelijk een groot experiment succesvol afgerond. In dit experiment is de overleving tijdens stormen vergeleken voor *C. edule* en de exoot *Ruditapes philippinarum* (*Venerupis* = tapijtschelp). De metingen zijn gedaan tijdens de winterperiode, omdat we verwachten dat de dieren dan het meest erosie-gevoelig zouden zijn door hun inactievere winterstaat. Er is gevonden dat i) de twee soorten een groot verschil vertonen in drempelwaarde voor de erosiesnelheid waarbij ze uit de bodem losraken, en ii) dat de grootte van het individu hierbij geen significant effect heeft. Het gedrag speelt wel een grote rol: *C. edule* begint direct met graven zodra er erosie optreedt, terwijl *R. Philippinarium* volledig inactief is. Maar *R. Philippinarium* spoelt niet weg door de aerodynamische vorm van de schelp. In de natuur worden ze natuurlijk wel predatie gevoelig, wat in onze stroomgoot geen rol speelt.

Er zijn dit jaar ook experimenten uitgevoerd over de vestiging van benthos op getijde platen met een ondiepe sediment laag op een harder bodem, om inzicht te krijgen hoe veel sediment zich moet afzetten op een harde veenlaag om daarmee een ecologisch waardevol gebied te creëren. Het veldwerk van deze proef is inmiddels afgerond, maar de analyse van de benthos monsters is nog gaande.

WP5-Deltares) Interpreteren van stroomsnelheden als indicator gebiedsontwikkeling

De waterbeweging bepaalt in grote mate de morfologische en ecologische ontwikkeling van intergetijdengebieden. Het gaat dan om stroming door getij en wind, en golven opgewekt door de wind en passerende schepen. De waterbeweging is een belangrijke indicator voor het habitat. Laagdynamische intergetijdengebieden zijn over het algemeen rijker aan bodemleven, en worden als zodanig hoger gewaardeerd. 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 verdere verlaging van de stroming kan leiden.

De waterbeweging bij Knuitershoek en Baalhoek wordt op twee manieren bestudeerd; ten eerste via de analyse van metingen en vervolgens met aanvullende modelberekeningen. Stroom- en golfmetingen zijn uitgevoerd voor (2016, T0) en na (2018, T1) aanleg en ophoging van de strekdammen. Deze metingen geven een nauwkeurig inzicht, maar zijn beperkt tot de meetlocaties en de meetperiodes. Daarom is ook een fijnmazig Delft3D-FM model opgezet. De met het model berekende stroomsnelheden komen goed overeen met de T0 en T1 metingen, en met het model kan een volledig ruimtelijk beeld vergaard worden over langere perioden (tot ca. een jaar). Bovendien kunnen met het model scenariostudies worden uitgevoerd, bijvoorbeeld voor de analyse van de stromingsveranderingen als gevolg van (kunstmatige) aanpassingen in de bodem.

Uit de metingen blijkt dat de stroming in de T0 situatie bij Knuitershoek en Baalhoek vergelijkbaar was. De snelheden zijn in deze gebieden over het algemeen vloeddominant; de snelheden tijdens vloed zijn groter dan tijdens eb. De maximale snelheden treden vooral op in langsrichting (geulparallel) en bedragen ongeveer 2 m/s in de geul en 1 m/s op de intergetijdengebieden (in de T0 situatie). Over het algemeen is het effect van de strekdammen op de stroomsnelheid (T1) het grootste voor getijden met hoge hoogwaterstanden (springtij) waarbij de optredende snelheden het hoogste zijn. Uit de metingen volgt met name een grote afname in stroomsnelheden (> 40 cm/s) in het gebied tussen de hoogwatervluchtplaatsen van Knuitershoek. In de vaargeul zijn met de varende metingen geen structurele veranderingen van de stroming gemeten.

De modellering geeft diepgaander inzicht in de afname van de snelheden. Het laagdynamische areaal – hier gekwalificeerd bij een gemiddelde pieksnelheid lager dan 0,6 m/s – is in zowel Knuitershoek als Baalhoek zichtbaar uitgebreid. Het areaal laagdynamisch is direct na uitvoering van de ingrepen bij Knuitershoek met 12 ± 4 ha en bij Baalhoek met 16 ± 12 ha toegenomen. In Knuitershoek vond deze uitbreiding vooral plaats tussen de hoogwatervluchtplaatsen, in lijn met de metingen. Opgemerkt wordt dat de bodem in deze zone bij Knuitershoek nog relatief laag ligt (droogvalduur < 20%) en daarom mogelijk nog beperkte ecologische waarde heeft. 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. Het is de verwachting dat, na een verhoging van de bodem door sedimentatie, het areaal laagdynamisch verder zal toenemen.

De golfcondities zijn vergelijkbaar in Knuitershoek en Baalhoek. De windgolven geven jaargemiddeld een grotere schuifspanning dan scheepsgolven, omdat de laatste een meer episodisch karakter hebben. Alleen als er een schip van een bepaalde omvang met een bepaalde snelheid nabij de intergetijdengebieden vaart, zal er, gedurende een korte periode, een aanzienlijke golf en schuifspanning ontstaan.

WP6-HZ) Ecologische meerwaarde strekdammen

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. In dit deelproject wordt de biodiversiteitsontwikkeling in de eerste jaren na aanleg/ophoging van de strekdammen bij Knuitershoek en Baalhoek gemonitord. Derhalve zijn in de periode tussen 2017 en 2020 kwadrantopnames langs vooraf gedefinieerde transecten uitgevoerd om de wierbedekking en de aanwezigheid van sessiele fauna op de strekdammen in kaart te brengen.

Bij de eerste inventarisatie van de biodiversiteit op de strekdammen, in de zomer van 2017, bestond de begroeiing vooral uit de pionierssoort darmwier, en in lagere dichtheden ook het seizoensgebonden purperwier. In het najaar van 2018 waren inmiddels veel van de voor dijken en strekdammen karakteristieke wier- en diersoortgroepen aanwezig, zoals blaaswier, kleine zee-eik, darmwier, zeepokken, alikruiken, Japanse oesters en mossels. Rondom de strekdammen waren veel gewone strandkrabben aanwezig, en tussen de stenen enkele penseel- en blaasjeskrabben.

Bij Knuitershoek was in de jaren 2018-2020 de noordzijde rijker begroeid dan zuidzijde, wat hoogstwaarschijnlijk verband houdt met de grote kans op uitdroging op de droogvallende delen van de op het zuiden gerichte zijden van de strekdammen. De zuidzijde was vooral 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 voor het eerst scheuten knotswier waargenomen. Opvallend was dat deze vaak aangevreten waren, vermoedelijk door vogels. 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.

WP7-HZ) Inpassing in onderwijs

In 2018, 2019 en 2020 is de inpassing van het project Buitendijkse maatregelen in het onderwijs in het algemeen en op de HZ in het bijzonder op drie manieren vormgegeven:

1. door het aanbieden van een onderzoeksminor (*research minor*);
2. door het integreren van het project Buitendijkse maatregelen als casus in de module Ecological Engineering;
3. door het aanbieden van (afstudeer)stages bij een van de partners die betrokken zijn bij de monitoring.

Deze minor wordt HZ-breed gegeven en biedt studenten een kennismaking met, en training in, het doen van toegepast wetenschappelijk onderzoek. De training wordt gegeven door een HZ-docent en door de begeleiders uit de onderzoeksgroepen. De onderzoeksminor wordt gekenmerkt door een uitgebreid peer-reviewsysteem tussen studentengroepen. De studenten die werkten aan het Buitendijks project zijn begeleid door de HZ-docent-onderzoekers Joao Salvador de Paiva en Tim van Oijen. De minorstudenten hebben bijgedragen aan doelstellingen 2 en 6 van het Buitendijks project. In najaar 2018 hebben vijf studenten een minor gedaan, in najaar 2019 vier studenten. Eindproducten van de minor zijn een onderzoeksrapport en een poster (zie voorbeeld hieronder).

De module *Ecological Engineering* wordt gegeven aan tweedejaars studenten die binnen de opleiding Watermanagement de richting Aquatische Ecotechnologie hebben gekozen. In deze cursus is aandacht voor het gebruik van strekdammen bij de zandige kustverdediging en hun rol in het behoud van habitat en biodiversiteit. In 2018 en 20019 is het project Buitendijkse maatregelen behandeld als casus.

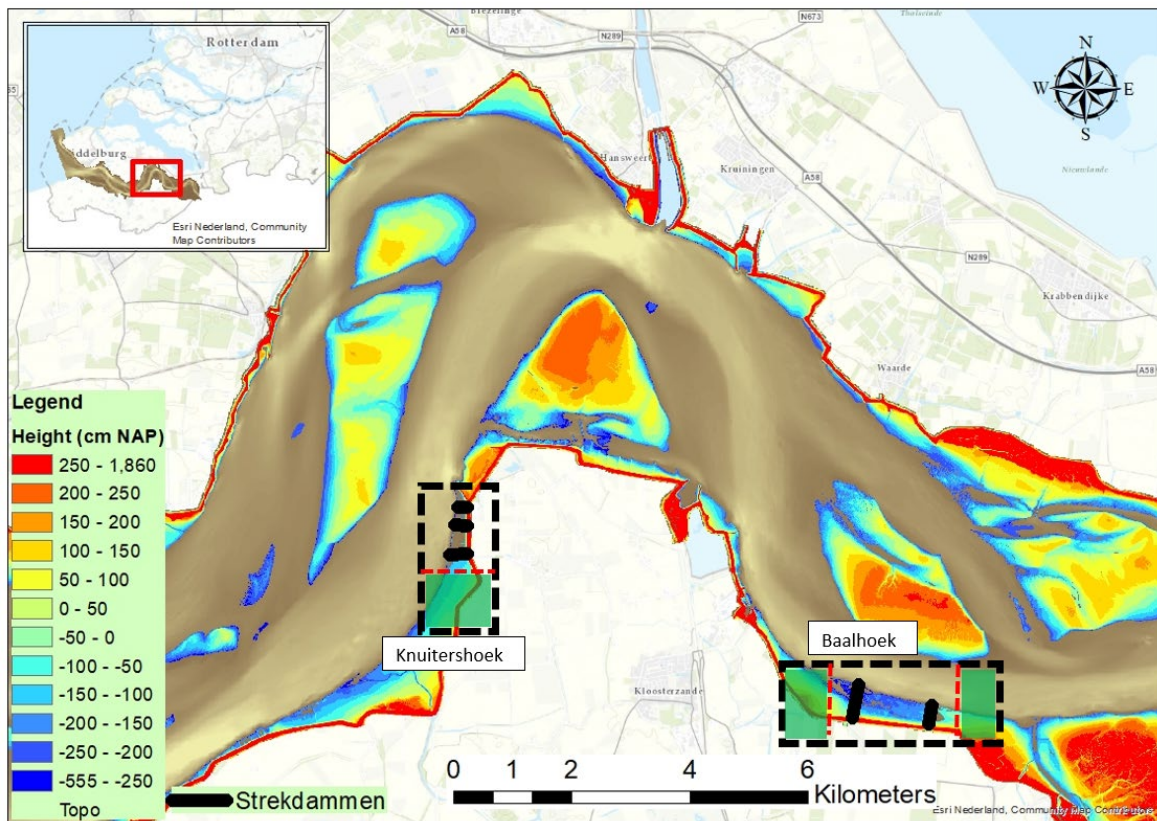
Meerdere partners hebben studenten begeleid op de monitoring binnen de projectonderdelen waarbij zij betrokken zijn.

1. Algemene inleiding

Het project buitendijkse maatregelen heeft als doel te zorgen voor kwaliteitsverbetering van getijdennatuur (buitendijkse gebieden welke overstromen bij vloed en droogvallen bij eb). Door het aanleggen van extra strekdammen en het ophogen van bestaande strekdammen, wordt beoogd om bestaande veen-rijke slikken geleidelijk te laten opslibben met een slik-rijke bodem. Het gebied dat zich tussen de strekdammen bevindt zal van hoog dynamisch naar laag dynamisch (= stroomsnelheid < 50 cm/s) veranderen, hierdoor ontwikkelen verbeterde omstandigheden voor de vestiging van bodemdieren: de stroomsnelheden neemt af, slik zet zich af. Zo 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 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 nu nader onderzocht.



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

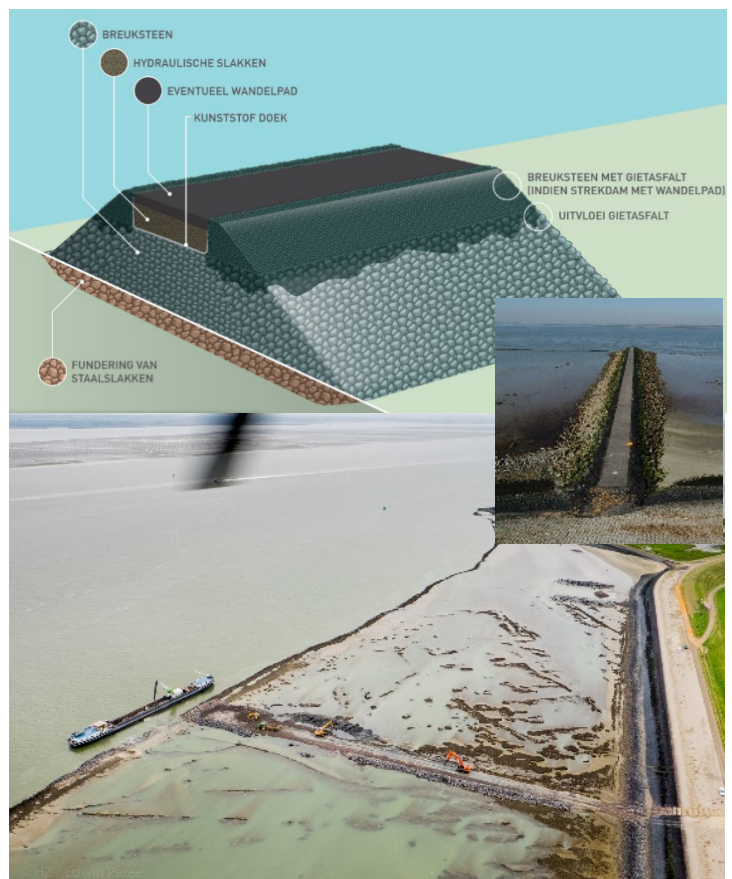
Situatieschets Baalhoek en Knuitershoek

De stroomsnelheden van de Westerschelde zijn de laatste jaren alleen maar toegenomen door onder andere de verdiepingen/baggerwerken en in kleinere mate klimaatveranderingen. Om getijde natuur meer kansen te geven, moeten we zorgen voor rustigere locaties. Daar dienen strekdammen voor, ze remmen de watersnelheid. 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 straks 57 hectare natuur. Op deze locaties zijn drie bestaande strekdammen opgehoogd en twee nieuwe gebouwd, alle met een hoogte van 1 m NAP. Ze 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 straks 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 april tot juli 2017 zijn hoogwatervluchtplaatsen op de twee zuidelijkste strekdammen in Knuitershoek aangebracht. Het meest noordelijke exemplaar is afgewerkt met een wandelpad. Dankzij ruim 2.000 m³ zand heeft ook het strandje erlangs een upgrade gekregen.



Figuur 2. Strekdammen

Doelstellingen

De effecten van de ingrepen zullen de komende 5 jaar worden onderzocht door een consortium van onderzoeksinstituten, bestaande uit:

- Het Koninklijk Nederlands Instituut voor Onderzoek der Zee (NIOZ) - Tjeerd Bouma
- Wageningen Marine Research (WMR) - Tom Ysebaert
- De Hogeschool Zeeland (HZ) – Wietse van de Lageweg / Tim van Oijen
- Deltares - Jebbe van der Werf

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>i)</i> dag tot dag sediment dynamiek, <i>ii)</i> sedimenteigenschappen (slibgehalte en bodemdichtheid) en <i>iii)</i> 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 <i>vice versa</i> 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. Ecologische monitoring

2.1 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 de projectgebieden en nevengebieden. De nieuw aangelegde strekdammen hebben als doel om laag dynamisch slik, en daarmee ecologisch waardevol habitat te creëren. De compacte veen-rijke slikken eerst aangeven dat deze blijkbaar arm aan bodemleven zijn. Door de aanleg van de strekdammen zijn de stroomsnelheden afgenomen wat heeft geresulteerd in de afzet van een slik-rijke laag. De verwachting is dat hierdoor betere omstandigheden voor vestiging van bodemdieren gecreëerd worden, resulterende in een aantrekkelijker foerageergebied voor vogels. De bodemdiergemeenschap is sterk afhankelijk van de lokale abiotische omstandigheden. Het is echter onbekend hoe het effect van de strekdammen op abiotische factoren zoals stroomsnelheid, bodemligging (hoogte), droogvalduur en sediment samenstelling de bodemdiergemeenschap gaat beïnvloeden en daarmee de foerageerfunctie van het gebied.

De hoofdvraag van het uit te voeren onderzoek is:

- 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?

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)?

2.2 Methode

Macrofauna

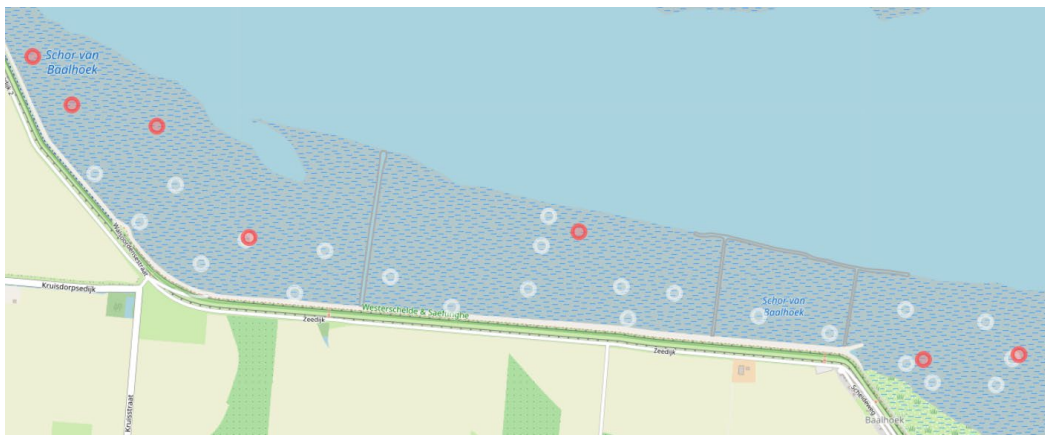
Na aanleg van de strekdammen is de ontwikkeling van het bodemleven jaarlijks gevolgd middels een bemonstering in het najaar uitgevoerd op 23 locaties in Baalhoek (Figuur 3) en 22 locaties in Knuitershoek (Figuur 4). Voor aanleg van de strekdammen (2016) is op 7 additioneel locaties op Baalhoek en 7 locaties op Knuitershoek bemonsterd (Figuur 2 en 3, 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 bemonsterlocatie zijn de volgende metingen verricht:

- Macrofauna benthos monster: 3 steekbuizen (gepooled), 10 cm \varnothing , 10-35 cm diep, gezeefd over 1 mm zeef.
- *Arenicola* dichtheden: gemiddeld aantal getelde wormenhoopjes binnen 0.25 m² (n=10).
- Sediment compositie: 1 sediment spuit, 3 cm diameter, 3 cm diep (op 16 locaties uitgevoerd door NIOZ en op de additionele locaties door WMR).

- Chlorofyl-a: 3 sediment spuiten (gepoold), 1 cm diameter, 1 cm diep;
- Coördinaten (X,Y) en hoogte (Z) met dGPS (uitgevoerd door HZ).

Middels coördinaten in een handheld GPS worden de posities van de locaties bepaald in het veld. De locaties zijn bemonsterd door driemaal een steekbuis met een diameter van 10 cm te steken (totale opp. 0.0236 m²) 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 monsterpot 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 bengals 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" (deze is in revisie). Tot het benthos wordt gerekend, alle levende (ongewervelde) organismen (≥ 1mm) 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, 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 m² te tellen. Op iedere locatie is het kwadrant 10 keer willekeurig op het slik gelegd en zijn de wadpierhoopjes binnen het kwadrant geteld.



Figuur 3. De 23 bemonsterlocaties (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.

Dichtheidsbepaling

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 m²). 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.

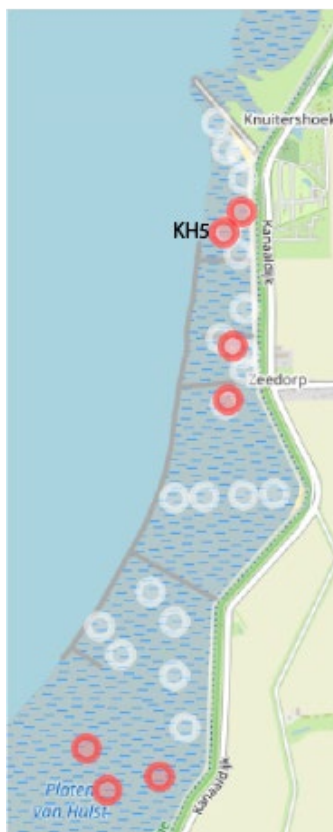
Biomassabepaling

Biomassa van bodemdieren wordt standaard uitgedrukt als asvrij drooggewicht (AFDW) en uiteindelijk omgerekend tot g AFDW per m². 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.

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 m².
- (3) Biomassa (g AFDW m⁻²), het totale asvrij drooggewicht in g per m².
- (4) Dominante, veel voorkomende soorten, zowel in termen van dichtheid als biomassa.



Figuur 4. De 22 bemonsterlocaties (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 slibgehalte is op iedere locatie een vast volume van de bovenste 3cm van het sediment bemonsterd middels een doorgezaagde injectiespuit (3cm Ø). Direct bij terugkomst op het lab zijn de monsters in een diepvries (-20°C) geplaatst. Vervolgens zijn ze gevriesdroogd en de bulk dichtheid (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 verdeling grof zand, middel fijn zand, fijn zand, zeer fijn zand en slib. De slibfractie betreft de fractie $< 63 \mu\text{m}$.

Chlorofyl-a

Voor het bepalen van het chlorofyl-*a* gehalte in de bodem is op iedere locaties driemaal een vast volume van de bovenste 1cm van het sediment bemonsterd middels een doorgezaagde injectiespuit (1cm \emptyset). In het veld zijn de monsters koel en donker bewaard en bij terugkomst op het lab zijn de monsters in een diepvries ($-80 \text{ }^\circ\text{C}$) geplaatst. 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 hoogte ligging en opgetreden waterstanden gemeten bij Ossensisse 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 disturbance, countings were carried out from a slowly moving car on the road along the dyke. During the outgoing tide, bird counts were conducted either from the most eastern point at Baalhoek to the most western point of Knuitershoek, or the other way around. During all counts, human activities (sources of disturbance) on the maintenance roads outside the dykes and on the mudflats were noted.

A total of 50 countings between August 2017 and September 2021 were used in the analysis. Bird countings in these areas are still being conducted and these results will be used in later studies. Both areas are divided into five counting blocks (Figuur 5). Counting blocks 1 and 2 at Knuitershoek belong to the control area (no effect from groynes) and counting areas 3, 4 and 5 to the project area (effect from groynes), counting block 5 is a raised beach area. At Baalhoek, sections 1 and 5 belong to the control area, and sections 2, 3 and 4 to the project area. The number of counted birds are corrected for surface area and are expressed as individuals per hectare per counting block (Tabel 2). Counts were grouped in “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 in one bird period and for the comparisons over time, we can correct for 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 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 like 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 like black-tailed godwits, Northern lapwing and golden plover; benthos eating duck species like common eider and tufted ducks; (mainly) plant eating goose and ducks like Eurasian wigeon, mallard and Canada goose; Gulls like black-headed gull and herring gull

and fish eating bird species like egrets, grebes, terns, spoonbills, cormorants. For the analysis on the change in the number of birds over time, both total bird numbers associated with this area as only the benthos eating waders and gulls were analysed.

High tide counts

In addition to the monthly low water counts, monthly high tide counts are 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 5) are counted separately. Counting is carried out in the same way as described for the low water counts.



Figuur 5. 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.

Telvak	Knuitershoek		Baalhoek	
	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

2.3 Resultaten

Macrofauna Knuitershoek

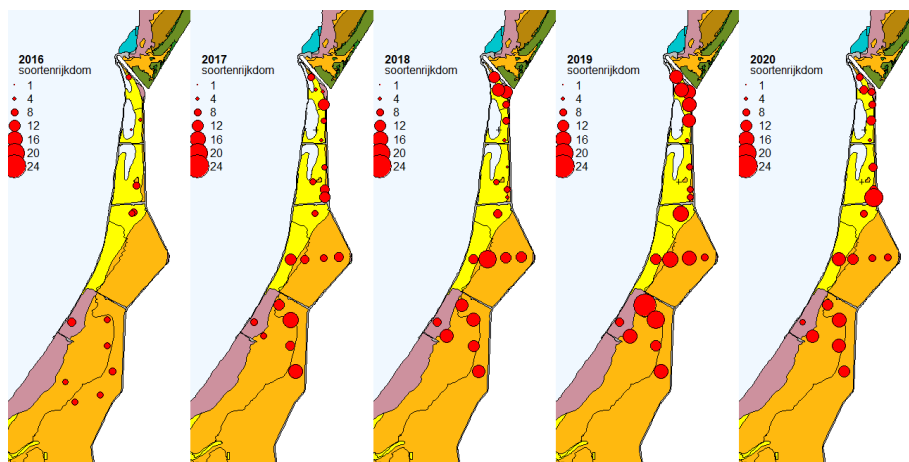
Macrofauna bemonsteringen zijn uitgevoerd vóór (2016) en na (2017, 2018, 2019 en 2020) aanleg van de strekdammen bij Knuitershoek. Door de aanwezigheid van oesterriffen, de snelle opslibbing en het water dat tussen de aangelegde strekdammen blijft staan is het in 2017, 2018, 2019 en 2020 niet gelukt locatie KH5 (zie Figuur 4) veilig te bereiken en te bemonsteren. Hetzelfde geldt voor KH9B in 2019 en 2020 (zie Figuur 4). Zodra deze punten weer veilig te bereiken zijn zal de bemonstering op deze locaties hervat worden.

Soortenrijkdom

Op alle bemonsterde locaties in Knuitershoek zijn bodemdieren aangetroffen tussen 2016 en 2020 (Figuur 6). De vijf meest voorkomende soorten in het projectgebied in 2020 zijn de rode draadworm (*Heteromastus filiformis*) (100% van de locaties), de platte slijkgaper (*Scrobicularia plana*) (80%), de borstelworm *Aphelochaeta* (70%), de zeeduizendpoot (*Hediste diversicolor*) (60%) en de nonnetje (*Limecola balthica*) (60%). In het nevengebied zijn de zes meest voorkomende soorten de zandpijp (*Pygospio elegans*) (100%), *H. filiformis* (90%), *S. plana* (90%), de lijnpissebed (*Cyathura carinata*), de

borstelworm *Polydora cornuta* (80%) en de kokkel (*Cerastoderma edule*) (allemaal 80%). Bij deze locatie is ook de tere dunschaal (*Abra tenuis*) 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 een kleine toename in het voorkomen van *S. plana* (van 90 tot 80%), terwijl het voorkomen van de lijnpissebed (*C. carinata*) nagenoeg gelijk blijft (30%). Het voorkomen van de borstelworm *Streblospio benedicti* is sterk afgenomen van 60% in 2019 tot 20% in 2020. Vanaf 2018 is de invasieve Amerikaanse strandschelp (*Mulinia lateralis*) voor het eerst aangetroffen in het nevengebied en in 2019 in het projectgebied. Het blijft op 50% in het nevengebied maar neemt in het projectgebied af tot 20%. Ook de invasieve brakwaterkorfschelp (*Potamocorbula amurensis*) komt sinds 2019 in beide gebieden voor en neemt geleidelijk toe.

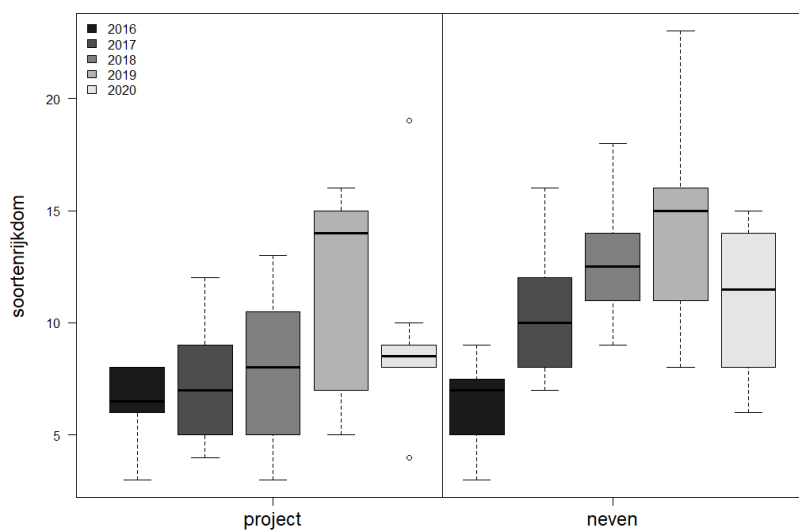


Figuur 6. Soortenrijkdom (aantal soorten) per bemonsteringslocatie. Hoe groter het bolletje hoe meer soorten. Locaties welke niet bemonsterd konden worden staan weergegeven met een +. Achtergrondkaart: Ecotopenkaart RWS 2016.

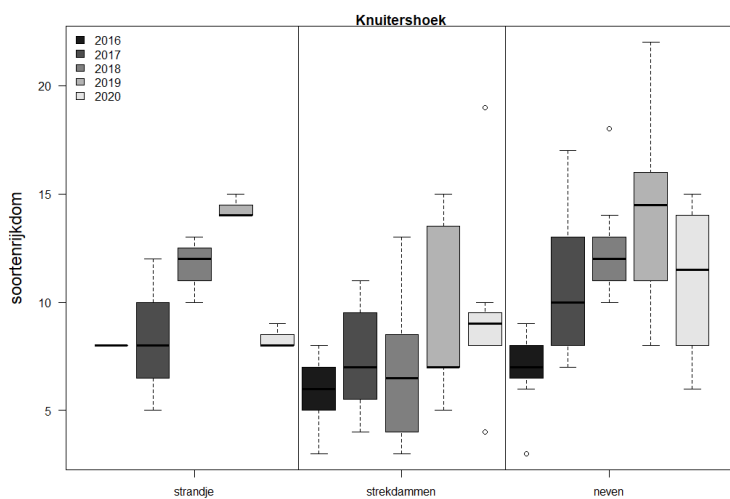
Tabel 3. Het percentage van de bemonsterde stations waar de verschillende macrofauna soorten zijn aangetroffen vóór (2016) en na (2017, 2018, 2019 en 2020) aanleg van de strekdammen bij Knuitershoek. Soortenrijkdom geeft het gemiddelde aantal soorten per locatie (\pm standaarddeviatie).

Knuitershoek	Voorkomen (%)									
	nevengebied					projectgebied				
Soort/Taxa	2016	2017	2018	2019	2020	2016	2017	2018	2019	2020
<i>Heteromastus filiformis</i>	100	90	100	100	90	100	91	100	100	100
<i>Scrobicularia plana</i>		40	90	80	90		45	82	90	80
<i>Aphelocheata</i>	100	90	100	100	60	100	100	82	100	70
<i>Hediste diversicolor</i>	100	60	80	70	60	50	64	64	70	60
<i>Limecola balthica</i>	100	90	100	40	60	83	64	73	50	60
<i>Alitta succinea</i>		40	10	20	10				10	40
<i>Oligochaeta</i>			30	10			27	45	20	40
<i>Polydora cornuta</i>		50	70	90	80			27	20	40
<i>Pygospio elegans</i>	86	100	100	100	100	100	36	55	30	40
<i>Crangon crangon</i>	100	80	40	60	70	67	73	9	50	30
<i>Cyathura carinata</i>	100	60	70	80	80	33	9	18	30	30
<i>Potamocorbula amurensis</i>				10	20				10	30
<i>Brachyura</i>										20
<i>Carcinus maenas</i>				20	20				10	20
<i>Mulinia lateralis</i>			20	40	50				50	20
<i>Mytilus edulis</i>										20
<i>Neoamphitrite figulus</i>										20
<i>Nephtys hombergii</i>		30					18	9	20	20
<i>Nereidinae</i>		50	80	80	30		36	55	30	20
<i>Streblospio benedicti</i>		40	60	70	30		27	55	60	20
<i>Amphibalanus improvisus</i>										10
<i>Aoridae</i>										10
<i>Arenicola marina</i>	29	10	30					18	20	10
<i>Austrorhynchus modestus</i>									10	10
<i>Balanus crenatus</i>										10
<i>Cirripedia</i>										10
<i>Corophium arenarium</i>		20		10	10					10
<i>Hemigrapsus takanoi</i>										10
<i>Kurtiella bidentata</i>		20		10			9	9	10	10
<i>Crassostrea gigas</i>								9		10
<i>Melita palmata</i>							18		10	10
<i>Monacorophium insidiosum</i>										10
<i>Ostrea</i>										10
<i>Peringia ulvae</i>			60	40	50			18	20	10
<i>Abra tenuis</i>					10					
<i>Actiniaria</i>				10						
<i>Bathyporeia pilosa</i>							18			
<i>Bathyporeia sarsi</i>										
<i>Bivalvia</i>				30	10		27		50	
<i>Capitella capitata</i>			10				9			
<i>Cerastoderma edule</i>		60	60	80	80		9		60	
<i>Corophium volutator</i>			20		10	50		9	20	
<i>Crustacea</i>										10
<i>Ensis</i>		10	10	10	10				10	
<i>Eteone</i>		30	40	30	10			9	20	
<i>Eteone flava</i>					10					
<i>Eteone longa</i>										
<i>Gastrosaccus spinifer</i>										10
<i>Glycera tridactyla</i>	14			30	10					
<i>Grandidierella japonica</i>										
<i>Hemigrapsus</i>			20							
<i>Hydrozoa</i>				10	10				10	
<i>Hypereteone foliosa</i>		10	10	40	10		18	9	20	
<i>Insecta</i>										
<i>Jassa marmorata</i>										
<i>Lanice conchilega</i>		30								
<i>Lekanesphaera rugicauda</i>										
<i>Liocarcinus</i>				10						
<i>Marenzelleria viridis</i>										
<i>Microdeutopus</i>										
<i>Mya arenaria</i>			10	10			9	9		
<i>Nemertea</i>		10								
<i>Nephtys cirrosa</i>					10					
<i>Ophiathrix fragilis</i>										
<i>Ophiuroidea</i>				10						
<i>Ostreidae</i>								9		
<i>Palaemon elegans</i>									20	
<i>Palaemonidae</i>									10	
<i>Phyllodoce mucosa</i>		10					9			
<i>Polydora</i>										
<i>Pomatoschistus minutus</i>								9		
<i>Psamathe fusca</i>										
<i>Pseudopolydora paucibranchiata</i>				20						
<i>Ruditapes</i>			20	50	10			9	70	
<i>Saccoglossus</i>				10						
<i>Scaloplos armiger</i>		20		10	20					
<i>Spio martinensis</i>		10	10	10		17				
<i>Spionida</i>										
<i>Sycon ciliatum</i>									10	
<i>Venerupis</i>				10					10	
Aantal diersoort	9	25	26	36	30	9	21	24	36	34
Soortenrijkdom	7.3 \pm 0.95	10.6 \pm 3	12.5 \pm 2.5	14.1 \pm 4.5	11.1 \pm 3	6 \pm 2.1	7.2 \pm 7.9	3.6 \pm	11.5 \pm 4.4	9.2 \pm 3.8

Het gemiddelde aantal taxa per locatie is significant verschillend tussen het neven en projectgebied ($F(1,70) = 16.38, p = 0.001, \text{Anova}$), met meer soorten in het nevengebied van 2016 tot 2019, maar in 2020 worden er juist meer soorten aangetroffen in het projectgebied. 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 7). Binnen het nevengebied is de soortenrijkdom van 2017 tot 2020 significant hoger dan de soortenrijkdom in 2016. Binnen het projectgebied is soortenrijkdom in deze periode ook significant hoger dan de soortenrijkdom in 2016. Binnen het projectgebied is er geen verschil in de ontwikkeling in het gebied ten noorden van het wandelpad (het strandje) en het gebied tussen de strekdammen ($p = 0.09$). 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 ($p = 0.067$) terwijl het nevengebied hoger is ($p = 0.001$) (Figuur 8). Vergeleken met 2019 is er in 2020 een groot daling in de soortrijkdom in de strandje en nevengebieden terwijl dat iets hoger is op het strekdammen.



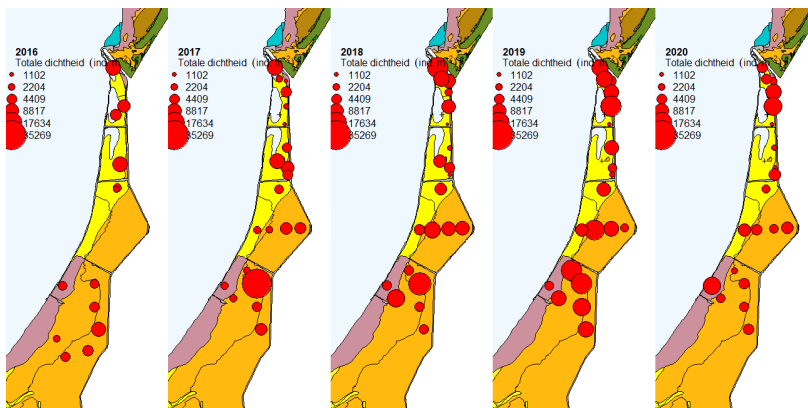
Figuur 7. Soortenrijkdom per jaar binnen het project- en nevengebied van Knuitershoek.



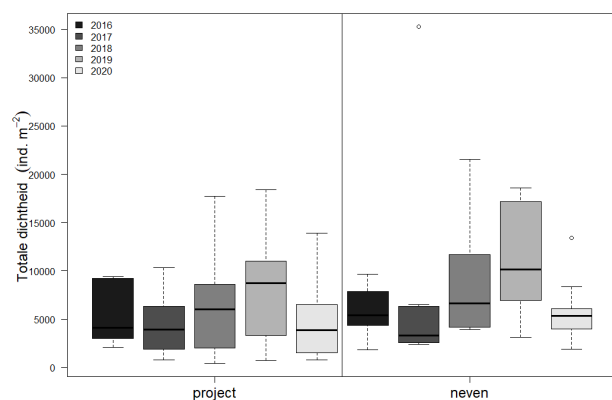
Figuur 8. Soortenrijkdom per jaar binnen het project- en nevengebied van Knuitershoek, waarbij binnen het projectgebied onderscheid is gemaakt in het gebied tussen de strekdammen en het gebied ten noorden van het wandelpad (het strandje).

Dichtheid

Totale dichtheden per locatie verschillen ruimtelijk binnen het gebied en laten een toename van 2016 tot 2019 zien (Figuur 9 & Figuur 10). In 2020 zien we een significant afname in dichtheden. Aphelochaeta had met gemiddeld 3136 ± 3225 individuen per m^2 de hoogste dichtheid in het projectgebied in 2019, gevolgd door *H. filiformis* (2445 ± 1544 ind. m^{-2}), *H. diversicolor* (556 ± 522 ind. m^{-2}) en het nonnetje (*L. balthica*) (323 ± 456 ind. m^{-2}). In tegenstelling daarmee is de dichtheid van Aphelochaeta sterk verminderd tot 488 ± 814 en de dichtheden van *H. diversicolor* en *L. balthica* zijn iets verminderd. In 2020 is *H. filiformis* de meest voorkomende soort. In het nevengebied had Aphelochaeta met gemiddeld 3310 ± 2534 individuen per m^2 de hoogste dichtheid in 2019, maar hier is de soort in dichtheden afgenomen. *P. elegans* daarentegen is toegenomen en is in 2020 de meest voorkomende soort (2041 ± 3970 ind. m^{-2}). *H. filiformis* (1273 ± 1038 ind. m^{-2}) en *C. carinata* (488 ± 481 ind. m^{-2}) zijn in 2020 in gemiddelde dichtheid afgenomen. Binnen het projectgebied was in 2019 met name de toename op het strandje opvallend, maar de dichtheden zijn in 2020 weer afgenomen. In 2019 zagen we een toename in een aantal schelpdieren, wat in 2020 niet meer het geval was. In 2020 is de kokkel (*C. edule*) (Figuur 12) helemaal verdwenen, *L. balthica* (Figuur 13) en *M. lateralis* (Figuur 14) verminderd, *Ruditapes* (Figuur 15) verdwenen en *S. plana* (Figuur 16), wormen *H. diversicolor* (Figuur 17) en *S. benedicti* (Figuur 18) zijn allemaal verminderd. In het nevengebied zijn deze soorten allemaal in gemiddelde dichtheid afgenomen, behalve *M. lateralis*. *H. diversicolor* lijkt de laagste in 2020 in het nevengebied. *L. balthica*, die elk jaar een afname liet zien, laat een kleine afname zien in 2020 in het nevengebied.



Figuur 9. Totale dichtheid (individuen m^{-2}) per bemonsteringslocatie. Hoe groter het bolletje hoe meer individuen per m^2 . Achtergrondkaart: Ecotopenkaart RWS 2016.

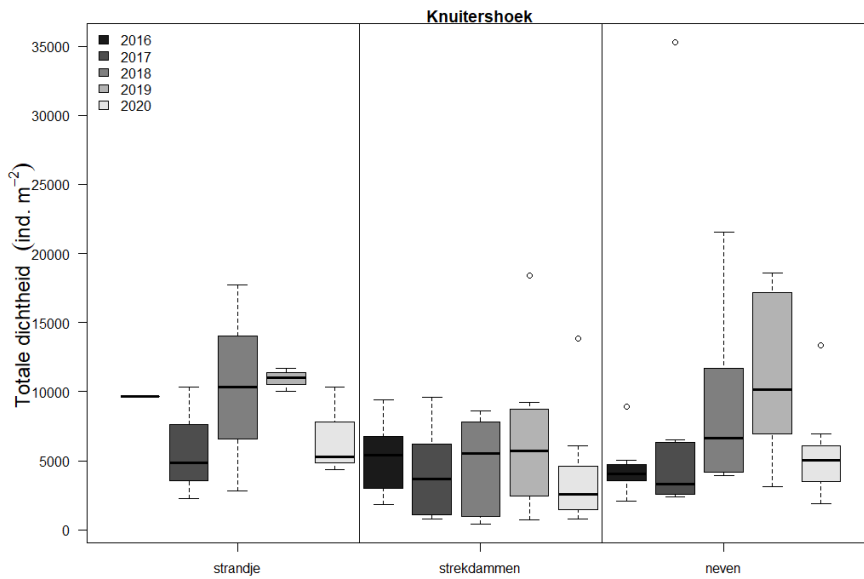


Figuur 10. Totale dichtheden (individuen m^{-2}) per jaar voor het project- en nevengebied van Knuitershoek.

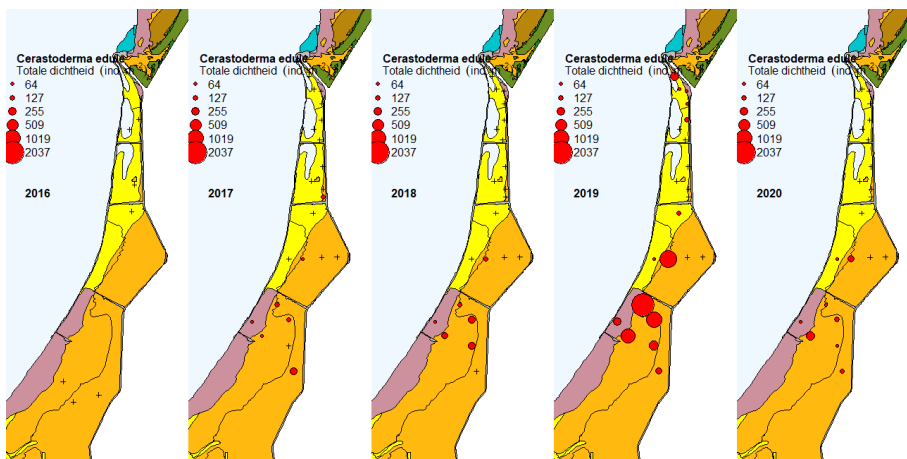
Tabel 4. De dichtheid (ind. m⁻², gemiddelde ± sd) van verschillende macrofauna soorten in het neven en projectgebied van Knuitershoek. Taxa staan geordend naar hun voorkomen in het projectgebied in 2020.

Knuitershoek	Dichtheid (ind. m ⁻²)				
	nevengebied				
Soort/Taxa	2016	2017	2018	2019	2020
<i>Heteromastus filiformis</i>	1636 ± 1203	2500 ± 4299	2262 ± 2166	1562 ± 1446	1273 ± 1038
<i>Pygospio elegans</i>	631 ± 489	1566 ± 1756	2788 ± 2871	1732 ± 916	2041 ± 3970
Aphelochaeta	904 ± 622	1757 ± 3394	1401 ± 1083	3310 ± 2534	284 ± 453
<i>Hediste diversicolor</i>	194 ± 165	119 ± 187	433 ± 431	178 ± 206	59 ± 64
Oligochaeta			17 ± 30	4 ± 13	
<i>Astrominius modestus</i>					
<i>Limecola balthica</i>	366 ± 288	144 ± 108	174 ± 121	55 ± 87	47 ± 55
Nereidinae		157 ± 301	259 ± 293	386 ± 456	38 ± 62
<i>Polydora cornuta</i>		123 ± 202	191 ± 266	811 ± 709	161 ± 102
<i>Scrobicularia plana</i>		81 ± 124	140 ± 123	267 ± 321	187 ± 104
<i>Balanus crenatus</i>					
<i>Alitta succinea</i>		25 ± 36	4 ± 13	178 ± 535	4 ± 13
<i>Cyathura carinata</i>	509 ± 563	195 ± 257	331 ± 428	980 ± 913	488 ± 481
<i>Streblospio benedicti</i>		51 ± 105	72 ± 90	157 ± 210	51 ± 98
<i>Melita palmata</i>					
<i>Crassostrea gigas</i>					
<i>Crangon crangon</i>	273 ± 129	81 ± 86	25 ± 41	72 ± 108	68 ± 61
<i>Monocorophium insidiosum</i>					
<i>Mulinia lateralis</i>			25 ± 67	72 ± 171	140 ± 341
Brachyura					
<i>Potamocorbula amurensis</i>				17 ± 54	8 ± 18
<i>Neoamphitrite figulus</i>					
<i>Kurtiella bidentata</i>		8 ± 18		21 ± 67	
<i>Carcinus maenas</i>				13 ± 29	17 ± 36
<i>Mytilus edulis</i>					
<i>Nephtys hombergii</i>		17 ± 30			
Aoridae					
<i>Arenicola marina</i>	14 ± 25	4 ± 13	13 ± 21		
<i>Corophium arenarium</i>		25 ± 57		4 ± 13	4 ± 13
Ostrea					
<i>Peringia ulvae</i>			76 ± 102	182 ± 420	403 ± 703
<i>Abra tenuis</i>					4 ± 13
Actiniaria				4 ± 13	
<i>Bathyporeia pilosa</i>					
<i>Bathyporeia sarsi</i>					
Bivalvia				85 ± 201	13 ± 40
<i>Capitella capitata</i>			4 ± 13		
<i>Cerastoderma edule</i>		55 ± 69	81 ± 88	581 ± 664	85 ± 92
<i>Corophium volutator</i>			38 ± 95		4 ± 13
Crustacea					
Ensis		13 ± 40	4 ± 13	8 ± 27	4 ± 13
Eteone		21 ± 41	21 ± 30	17 ± 30	4 ± 13
<i>Eteone flava</i>					4 ± 13
<i>Eteone longa</i>					
<i>Gastrosaccus spinifer</i>					
<i>Glycera tridactyla</i>	7 ± 19			13 ± 21	4 ± 13
<i>Grandidierella japonica</i>					
Hemigrapsus			8 ± 18		
Hydrozoa				4 ± 13	4 ± 13
<i>Hypereteone foliosa</i>		4 ± 13	4 ± 13	21 ± 30	8 ± 27
Insecta					
<i>Jassa marmorata</i>					
<i>Lanice conchilega</i>		38 ± 93			
<i>Lekanesphaera rugicauda</i>					
Liocarcinus				4 ± 13	
<i>Marenzelleria viridis</i>					
Microdeutopus					
<i>Mya arenaria</i>			4 ± 13	4 ± 13	
Nemertea		4 ± 13			
<i>Nephtys cirrosa</i>					4 ± 13
<i>Ophiothrix fragilis</i>					
Ophiuroidea				4 ± 13	
Ostreidae					
<i>Phyllodoce mucosa</i>		21 ± 67			
Polydora					
<i>Pomatoschistus minutus</i>					
<i>Psamathe fusca</i>					
<i>Pseudopolydora paucibranchiata</i>				8 ± 18	
Ruditapes			8 ± 18	191 ± 356	4 ± 13
Saccoglossus				4 ± 13	
<i>Scoloplos armiger</i>		13 ± 29		17 ± 54	8 ± 18
<i>Spio martinensis</i>		4 ± 13	4 ± 13	8 ± 27	
Spionida					
<i>Sycon ciliatum</i>					
Venerupis				4 ± 13	
Totaal	4535 ± 514	7028 ± 644	8391 ± 710	10984 ± 663	5428 ± 431

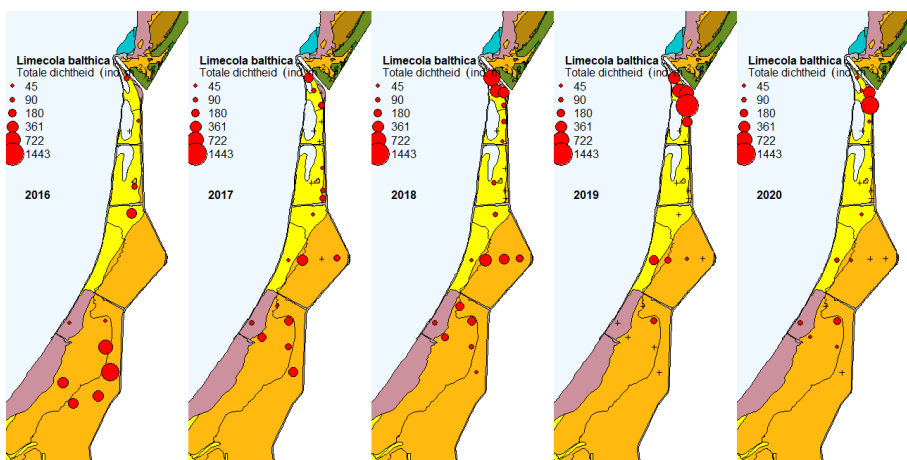
Knutershoek	Dichtheid (ind. m ⁻²)				
	projectgebied				
Soort/Taxa	2016	2017	2018	2019	2020
<i>Heteromastus filiformis</i>	2394 ± 1942	2898 ± 2197	2361 ± 1968	2445 ± 1544	2462 ± 2606
<i>Pygospio elegans</i>	486 ± 435	15 ± 21	66 ± 111	157 ± 331	407 ± 989
Aphelochaeta	2754 ± 2064	961 ± 1213	2481 ± 2783	3136 ± 3225	488 ± 814
<i>Hediste diversicolor</i>	42 ± 59	239 ± 323	409 ± 505	556 ± 522	378 ± 595
Oligochaeta		46 ± 98	50 ± 65	106 ± 281	178 ± 491
<i>Austrominius modestus</i>				4 ± 13	136 ± 429
<i>Limecola balthica</i>	109 ± 103	69 ± 79	177 ± 245	323 ± 456	144 ± 279
Nereidinae		35 ± 56	181 ± 399	115 ± 232	76 ± 227
<i>Polydora cornuta</i>			27 ± 48	17 ± 36	76 ± 184
<i>Scrobicularia plana</i>		39 ± 64	185 ± 311	191 ± 108	119 ± 151
<i>Balanus crenatus</i>					38 ± 121
<i>Alitta succinea</i>				4 ± 13	59 ± 119
<i>Cyathura carinata</i>	17 ± 26	4 ± 13	8 ± 17	30 ± 53	42 ± 106
<i>Streblospio benedicti</i>		39 ± 90	50 ± 59	238 ± 331	47 ± 103
<i>Melita palmata</i>		8 ± 17		4 ± 13	25 ± 81
<i>Amphibalanus improvisus</i>					21 ± 67
Cirripedia					21 ± 67
<i>Hemigrapsus takanoi</i>					21 ± 67
<i>Crassostrea gigas</i>			4 ± 13		21 ± 67
<i>Crangon crangon</i>	151 ± 206	69 ± 66	15 ± 51	72 ± 118	25 ± 54
<i>Monocorophium insidiosum</i>					17 ± 54
<i>Mulinia lateralis</i>				89 ± 129	21 ± 46
Brachyura					17 ± 41
<i>Potamocorbula amurensis</i>				4 ± 13	17 ± 30
<i>Neoamphitrite figulus</i>					13 ± 29
<i>Kurtiella bidentata</i>		4 ± 13	8 ± 26	13 ± 40	8 ± 27
<i>Carcinus maenas</i>				4 ± 13	8 ± 18
<i>Mytilus edulis</i>					8 ± 18
<i>Nephtys hombergii</i>		8 ± 17	8 ± 26	8 ± 18	8 ± 18
Aoridae					4 ± 13
<i>Arenicola marina</i>			8 ± 17	8 ± 18	4 ± 13
<i>Corophium arenarium</i>					4 ± 13
Ostrea					4 ± 13
<i>Peringia ulvae</i>			147 ± 446	13 ± 29	4 ± 13
<i>Abra tenuis</i>					
Actiniaria					
<i>Bathyporeia pilosa</i>		54 ± 166			
<i>Bathyporeia sarsi</i>					
Bivalvia		12 ± 20		42 ± 77	
<i>Capitella capitata</i>		4 ± 13			
<i>Cerastoderma edule</i>		8 ± 26		64 ± 92	
<i>Corophium volutator</i>	50 ± 64		4 ± 13	8 ± 18	
Crustacea				4 ± 13	
Ensis				8 ± 27	
Eteone			4 ± 13	8 ± 18	
<i>Eteone flava</i>					
<i>Eteone longa</i>					
<i>Gastrosaccus spinifer</i>				4 ± 13	
Hydrozoa				4 ± 13	
<i>Hypereteone foliosa</i>		8 ± 17	4 ± 13	30 ± 69	
Insecta					
Microdeutopus					
<i>Mya arenaria</i>		4 ± 13	4 ± 13		
Ostreidae			4 ± 13		
<i>Palaemon elegans</i>				13 ± 29	
Palaemonidae				13 ± 40	
<i>Phyllodoce mucosa</i>		8 ± 26			
Polydora					
<i>Pomatoschistus minutus</i>			4 ± 13		
<i>Psamathe fusca</i>					
<i>Pseudopolydora paucibranchiata</i>					
Ruditapes			23 ± 77	225 ± 348	
Saccoglossus					
<i>Scoloplos armiger</i>	8 ± 21				
<i>Spio martinensis</i>					
Spionida					
<i>Sycon ciliatum</i>				17 ± 54	
Venerupis				21 ± 67	
Totaal	6010 ± 1094	4530 ± 649	6231 ± 673	8000 ± 647	4927 ± 427



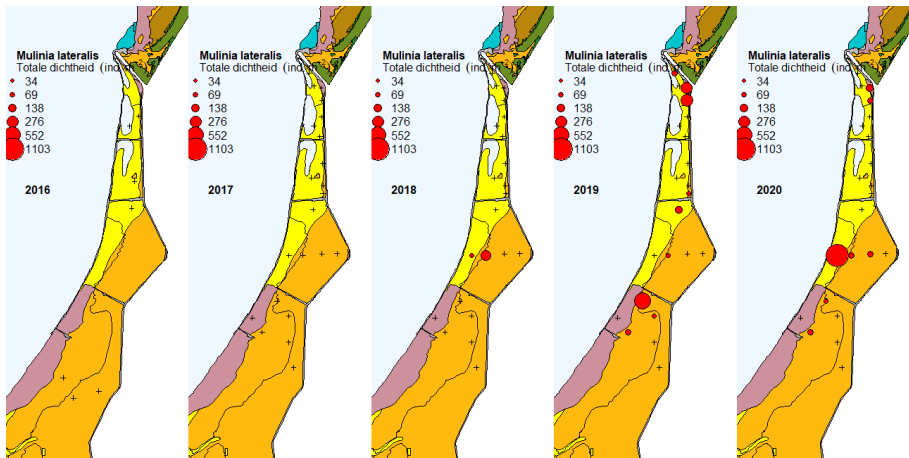
Figuur 11. Totale dichtheden (individuen m^{-2}) per jaar binnen het project- en nevengebied van Knuitershoek, waarbij binnen het projectgebied onderscheidt gemaakt wordt tussen het gebied tussen de strekdammen en het gebied ten noorden van het wandelpad (het strandje).



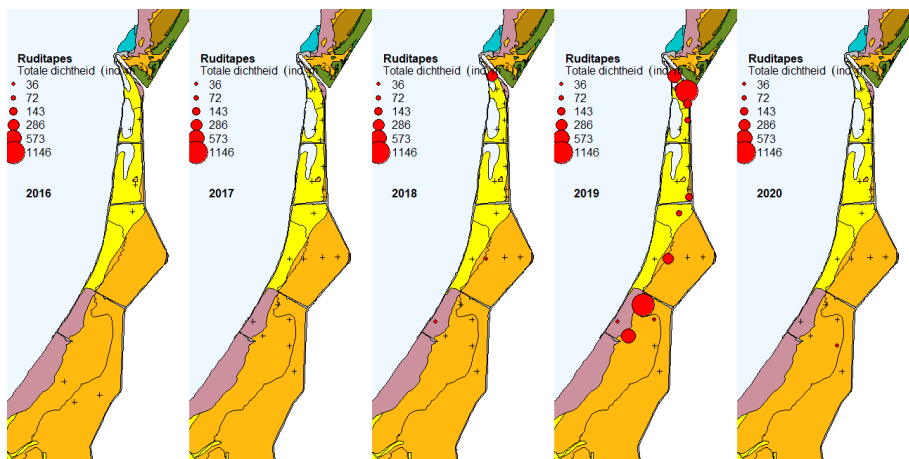
Figuur 12. Verspreidingskaart van de kokkel (*C. edule*). Hoe groter het bolletje hoe meer individuen per m^2 . Achtergrondkaart: Ecotopenkaart RWS 2016.



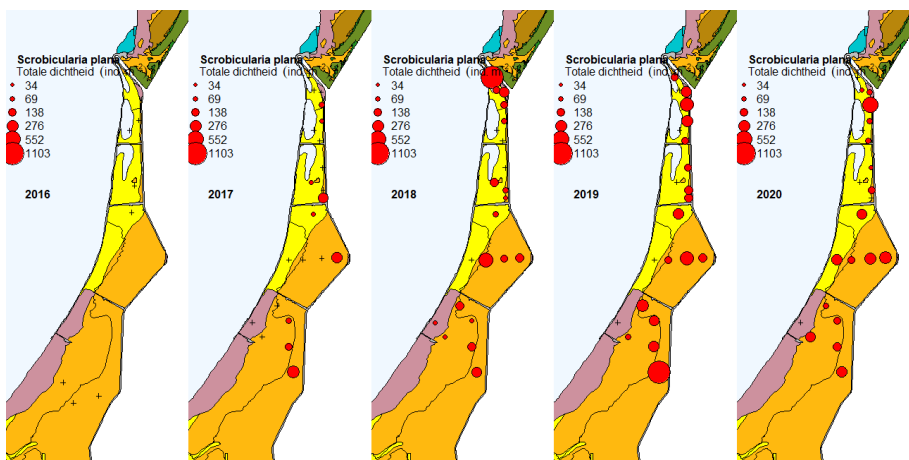
Figuur 13. Verspreidingskaart van het nonnetje (*L. balthica*). Hoe groter het bolletje hoe meer individuen per m^2 . Achtergrondkaart: Ecotopenkaart RWS 2016.



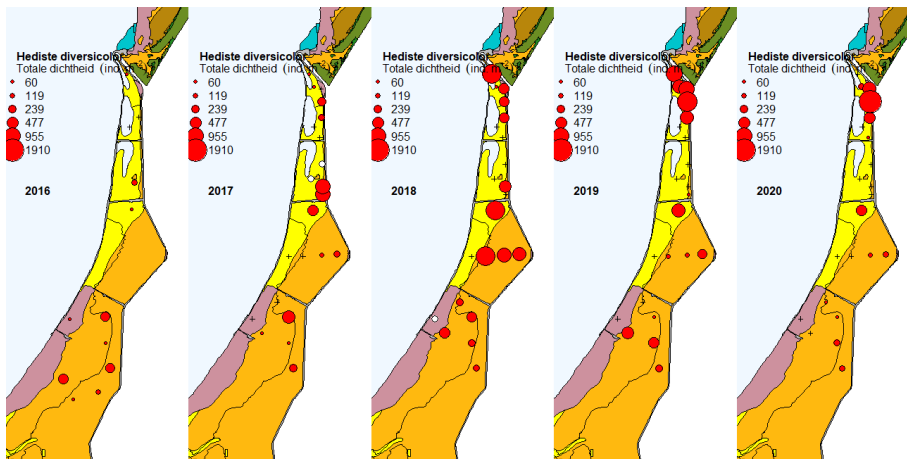
Figuur 14. Verspreidingskaart van de invasieve Amerikaanse strandschelp (*M. lateralis*). Hoe groter het bolletje hoe meer individuen per m². Achtergrondkaart: Ecotopenkaart RWS 2016.



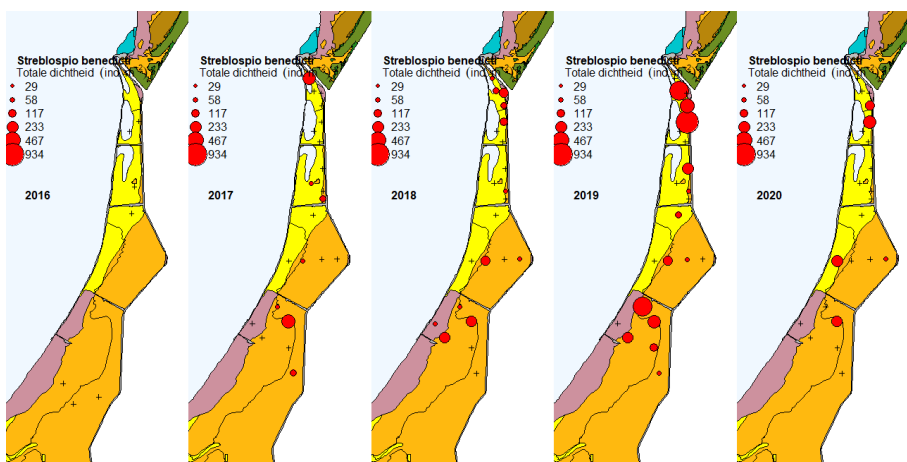
Figuur 15. Verspreidingskaart van de tapijtschelpen (*Ruditapes* spp.). Hoe groter het bolletje hoe meer individuen per m². Achtergrondkaart: Ecotopenkaart RWS 2016.



Figuur 16. Verspreidingskaart van de slijkgaper (*S. plana*). Hoe groter het bolletje hoe meer individuen per m². Achtergrondkaart: Ecotopenkaart RWS 2016.



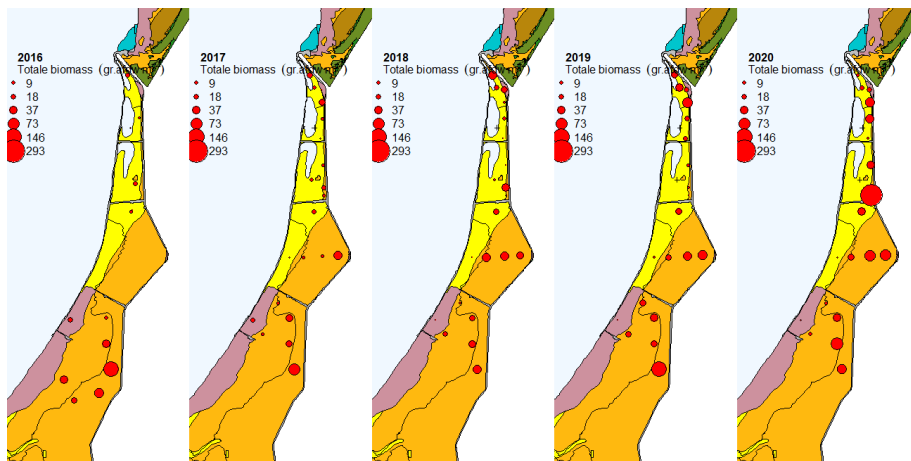
Figuur 17. Verspreidingskaart van de zeeduizendpoot (*H. diversicolor*). Hoe groter het bolletje hoe meer individuen per m². Achtergrondkaart: Ecotopenkaart RWS 2016.



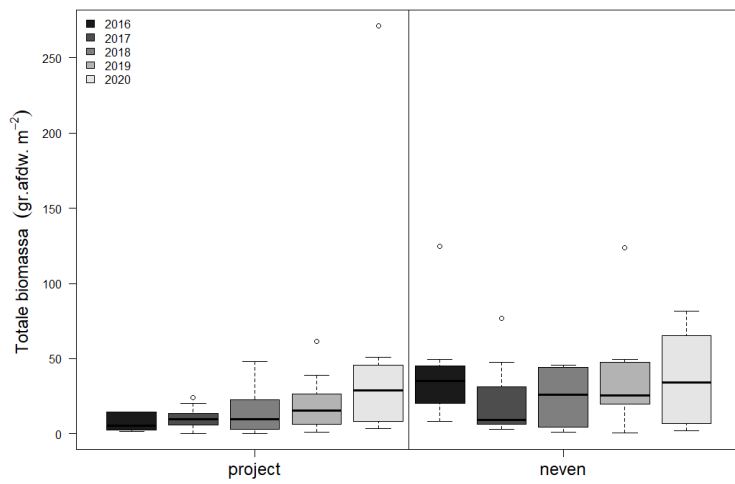
Figuur 18. Verspreidingskaart van de borstelworm *S. benedicti*. Hoe groter het bolletje hoe meer individuen per m². Achtergrondkaart: Ecotopenkaart RWS 2016.

Biomassa

Totale biomassa per locatie verschilt ruimtelijk binnen het gebied (Figuur 19) en neemt toe in de tijd (Figuur 20). Biomassa in 2016 is relatief hoog binnen het nevengebied, en dat komt voornamelijk door de aanwezigheid van hoge biomassa (25.99 ± 20.81 g afdw per m²) van *L. balthica*. In 2020 was *Crassostrea gigas* de soort met de hoogste biomassa in het projectgebied (25.06 ± 79.24 g afdw per m²), hoewel het niet overal voorkomt (slechts voorkomen van 10%). Na *C. gigas* was *S. plana* in 2020 de soort met de hoogste biomassa (gemiddeld 10.47 ± 12.75 g afdw per m²) in het projectgebied, gevolgd door *H. filiformis* (4.29 ± 5.85 g afdw m⁻²), de mossel *Mytilus edulis* (3.34 ± 10.55 g afdw m⁻²) en *H. diversicolor* (2.4 ± 4.01 g afdw m⁻²). In het nevengebied lag de biomassa van *S. plana* met gemiddeld 25.97 ± 24.67 g afdw per m² een stuk hoger dan in het project gebied, gevolgd door het biomassa aan *Ruditapes* 4.46 ± 14.1 g afdw per m², *H. filiformis* 1.65 ± 1.3 g afdw m⁻², *C. edule* 1.41 ± 2.3 en *H. diversicolor* 0.7 ± 0.99 g afdw m⁻². In tegenstelling tot de dichtheden is binnen het projectgebied met name de afname op het strandje opvallend vergeleken met 2019 (zie Figuur 21). De hoge biomassa in 2019 is veroorzaakt door een aantal schelpdieren waaronder *L. balthica* (Figuur 22), *M. lateralis* (Figuur 23), *Ruditapes* (Figuur 24) en *S. plana* (Figuur 25) en wormen *H. diversicolor* (Figuur 26), *H. filiformis* (Figuur 27) en *S. benedicti* (Figuur 28). In 2020 zijn de meeste van deze soorten, met uitzondering van *S. plana* weer in biomassa afgenomen. *Ruditapes* laat ook in het nevengebied een toenemende biomassa over de tijd zien.



Figuur 19. Totale biomassa (g afdw m^{-2}) per bemonsteringslocatie. Hoe groter het bolletje hoe meer individuen per m^2 . Achtergrondkaart: Ecotopenkaart RWS 2016.

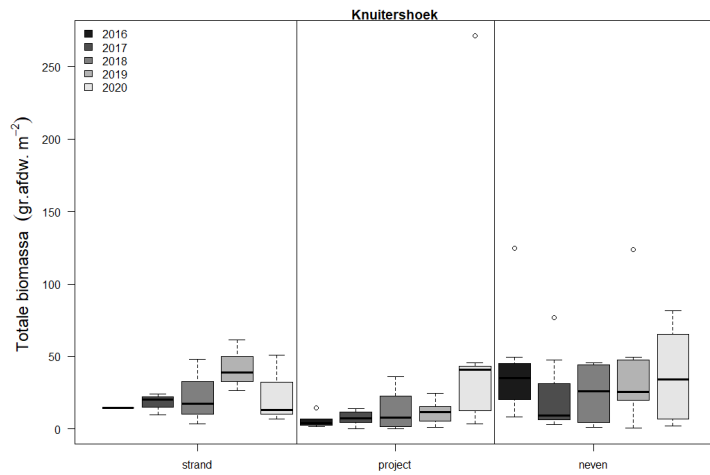


Figuur 20. Totale biomassa (g afdw m^{-2}) per jaar voor het project- en nevengebied van Knuitershoek.

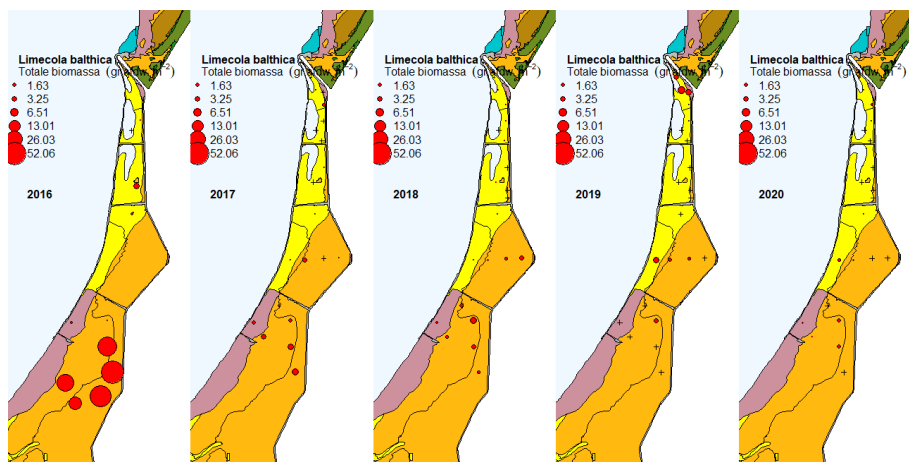
Tabel 5. Biomassa (g afdw per m², gemiddelde ± sd) van verschillende macrofauna soorten in het neven en projectgebied van Knuitershoek. Taxa staan geordend naar hun voorkomen in het projectgebied in 2020.

Knuitershoek	Biomassa (g AFDW m ⁻²)				
	nevengebied				
Soort/Taxa	2016	2017	2018	2019	2020
<i>Crassostrea gigas</i>					
<i>Scrobicularia plana</i>		12.88 ± 19.87	12.04 ± 12.75	23.07 ± 36.06	25.97 ± 24.67
<i>Heteromastus filiformis</i>	1.38 ± 1.18	2.49 ± 2.18	4.11 ± 3.5	3 ± 2.67	1.65 ± 1.3
<i>Mytilus edulis</i>					
<i>Hediste diversicolor</i>	10.46 ± 20.67	0.68 ± 1.16	2.43 ± 2.2	1.91 ± 2.28	0.7 ± 0.99
<i>Hemigrapsus takanoi</i>					
<i>Arenicola marina</i>	3.56 ± 6.1	0.56 ± 1.28	2.15 ± 6.29		
<i>Neoamphitrite figulus</i>					
<i>Nephtys hombergii</i>		0.42 ± 0.72			
<i>Alitta succinea</i>		0.17 ± 0.29	0.12 ± 0.39	0.83 ± 2.57	0.001 ± 0.003
<i>Limecola balthica</i>	25.99 ± 20.81	1.77 ± 1.53	1.63 ± 1.44	0.93 ± 1.41	0.54 ± 0.7
<i>Crangon crangon</i>	0.61 ± 0.38	0.11 ± 0.12	0.08 ± 0.15	0.16 ± 0.19	0.08 ± 0.07
<i>Aphelochaeta</i>	0.18 ± 0.16	0.29 ± 0.56	0.67 ± 1.53	0.39 ± 0.35	0.03 ± 0.05
<i>Pygospio elegans</i>	0.09 ± 0.08	0.16 ± 0.12	0.42 ± 0.43	0.2 ± 0.11	0.22 ± 0.44
<i>Carcinus maenas</i>				0.03 ± 0.07	0.18 ± 0.5
<i>Cyathura carinata</i>	0.19 ± 0.12	0.12 ± 0.13	0.17 ± 0.17	0.31 ± 0.27	0.23 ± 0.25
Nereidinae		0.06 ± 0.13	0.02 ± 0.02	0.1 ± 0.12	0.01 ± 0.02
Oligochaeta			0.0005 ± 0.001		
Brachyura					
<i>Streblospio benedicti</i>		0.003 ± 0.01	0.002 ± 0.01	0.01 ± 0.01	0.002 ± 0.01
<i>Polydora cornuta</i>		0.02 ± 0.03	0.03 ± 0.03	0.12 ± 0.12	0.03 ± 0.03
<i>Mulinia lateralis</i>			0.002 ± 0.005	0.12 ± 0.24	0.047 ± 0.09
<i>Peringia ulvae</i>			0.03 ± 0.06	0.08 ± 0.15	0.25 ± 0.46
<i>Melita palmata</i>					
<i>Kurtiella bidentata</i>		0.01 ± 0.01		0.001 ± 0.004	
<i>Potamocorbula amurensis</i>				0.0047 ± 0.015	0.003 ± 0.007
<i>Corophium arenarium</i>		0.01 ± 0.02		0.0004 ± 0.001	0.0001 ± 0.002
<i>Monocorophium insidiosum</i>					
<i>Abra tenuis</i>					0.004 ± 0.01
Actiniaria				0.09 ± 0.3	
Bivalvia		0.1 ± 0.31		0.004 ± 0.01	0.001 ± 0.003
<i>Capitella capitata</i>			0.0001 ± 0.0003		
<i>Cerastoderma edule</i>		1.4 ± 2.58	0.59 ± 1.24	4.26 ± 6.24	1.41 ± 2.3
Cirripedia					
<i>Corophium volutator</i>			0.01 ± 0.04		0.002 ± 0.01
Crustacea					
Ensis		0.02 ± 0.05		0.002 ± 0.01	0.01 ± 0.03
Eteone		0.005 ± 0.01	0.004 ± 0.01	0.003 ± 0.01	0.001 ± 0.003
<i>Eteone flava</i>					0.0005 ± 0.001
<i>Eteone longa</i>					
<i>Gastrosaccus spinifer</i>					
<i>Glycera tridactyla</i>	0.39 ± 1.03	0.001 ± 0.002		0.07 ± 0.18	0.02 ± 0.05
<i>Grandidierella japonica</i>					
Hemigrapsus			0.02 ± 0.03		
Hydrozoa					
<i>Hypereteone foliosa</i>		0.0005 ± 0.001	0.001 ± 0.003	0.01 ± 0.01	0.001 ± 0.004
Insecta					
<i>Lanice conchilega</i>		0.64 ± 1.84			
<i>Lekanesphaera rugicauda</i>					
Liocarcinus				0.004 ± 0.01	
<i>Marenzelleria viridis</i>					
Microdeutopus					
<i>Mya arenaria</i>			0.0004 ± 0.001	0.04 ± 0.12	
Nemertea		0.003 ± 0.01			
<i>Nephtys cirrosa</i>					0.01 ± 0.02
<i>Phyllodoce mucosa</i>		0.02 ± 0.05			
Polydora					
<i>Pseudopolydora paucibranchiata</i>				0.001 ± 0.003	
Ruditapes			0.003 ± 0.01	0.09 ± 0.17	4.46 ± 14.1
Saccoglossus				0.01 ± 0.03	
<i>Scoloplos armiger</i>		0.12 ± 0.25		0.03 ± 0.1	0.01 ± 0.03
<i>Spio martinensis</i>		0.001 ± 0.005	0.0003 ± 0.001	0.001 ± 0.002	
Spionida					
<i>Sycon ciliatum</i>					
Venerupis				0.002 ± 0.01	
Totaal	42.9 ± 8.6	22.1 ± 2.5	24.5 ± 2.5	35.9 ± 4.1	35.9 ± 4.8

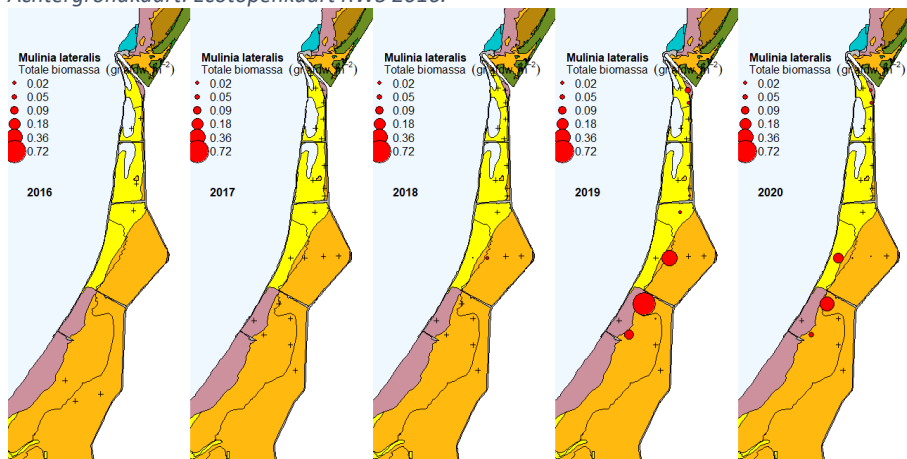
Knuitershoek	Biomassa (g AFDW m ⁻²)				
	projectgebied				
Soort/Taxa	2016	2017	2018	2019	2020
<i>Crassostrea gigas</i>			0.01 ± 0.04		25.06 ± 79.24
<i>Scrobicularia plana</i>		2.47 ± 4.73	4.33 ± 8.88	8.55 ± 11.71	10.47 ± 12.75
<i>Heteromastus filiformis</i>	2.39 ± 2.06	5.66 ± 5	6.1 ± 8.45	5.12 ± 6.56	4.29 ± 5.85
<i>Mytilus edulis</i>					3.34 ± 10.55
<i>Hediste diversicolor</i>	0.83 ± 1.53	1.46 ± 1.84	1.89 ± 2.5	3.22 ± 4.55	2.4 ± 4.01
<i>Hemigrapsus takanoi</i>					1.4 ± 4.43
<i>Arenicola marina</i>	0.77 ± 1.88		1.78 ± 4.57	1.06 ± 3.29	1.12 ± 3.54
<i>Neoamphitrite figulus</i>					0.61 ± 1.33
<i>Nephtys hombergii</i>		0.22 ± 0.7	0.47 ± 1.56	0.002 ± 0.01	0.35 ± 0.9
<i>Alitta succinea</i>				0.06 ± 0.18	0.29 ± 0.61
<i>Limecola balthica</i>	0.76 ± 1.49	0.16 ± 0.34	0.08 ± 0.11	1.28 ± 2.13	0.17 ± 0.33
<i>Crangon crangon</i>	0.29 ± 0.38	0.17 ± 0.23	0.08 ± 0.27	0.09 ± 0.17	0.11 ± 0.27
<i>Aphelochaeta</i>	2.01 ± 3.93	0.253 ± 0.388	0.55 ± 0.72	0.61 ± 0.63	0.07 ± 0.11
<i>Pygospio elegans</i>	0.17 ± 0.26	0.002 ± 0.003	0.02 ± 0.04	0.03 ± 0.06	0.06 ± 0.13
<i>Carcinus maenas</i>				0.004 ± 0.01	0.04 ± 0.09
<i>Cyathura carinata</i>	0.004 ± 0.01	0.004 ± 0.01	0.003 ± 0.01	0.02 ± 0.03	0.02 ± 0.06
Nereidinae	0.003 ± 0.01	0.01 ± 0.02	0.02 ± 0.03	0.03 ± 0.08	0.01 ± 0.03
Oligochaeta		0.003 ± 0.01	0.004 ± 0.004	0.003 ± 0.01	0.01 ± 0.02
Brachyura					0.01 ± 0.02
<i>Streblospio benedicti</i>		0.01 ± 0.02	0.005 ± 0.01	0.026 ± 0.043	0.004 ± 0.01
<i>Polydora cornuta</i>			0.01 ± 0.02	0.0047 ± 0.011	0.004 ± 0.01
<i>Mulinia lateralis</i>				0.01 ± 0.02	0.003 ± 0.01
<i>Peringia ulvae</i>			0.02 ± 0.05	0.001 ± 0	0.003 ± 0.01
<i>Melita palmata</i>		0.0014 ± 0.004		0.001 ± 0.003	0.003 ± 0.01
<i>Kurtiella bidentata</i>		0.0004 ± 0.001	0.0005 ± 0.002	0.01 ± 0.02	0.002 ± 0.01
<i>Potamocorbula amurensis</i>				0.0001 ± 0.0003	0.001 ± 0.003
<i>Corophium arenarium</i>					0.001 ± 0.003
<i>Monocorophium insidiosum</i>					0.001 ± 0.003
Ostrea					0.0002 ± 0.001
Aoridae					0.0001 ± 0.0003
<i>Abra tenuis</i>					
Actiniaria					
<i>Amphibalanus improvisus</i>					
<i>Austrominius modestus</i>				0.001 ± 0.002	
<i>Balanus crenatus</i>					
<i>Bathyporeia pilosa</i>		0.01 ± 0.04			
<i>Bathyporeia sarsi</i>					
Bivalvia		0.001 ± 0.003		0.001 ± 0.003	
<i>Capitella capitata</i>		0.0005 ± 0.002			
<i>Cerastoderma edule</i>		0.0001 ± 0		0.37 ± 1.15	
Cirripedia					
<i>Corophium volutator</i>	0.02 ± 0.03		0.003 ± 0.01	0.002 ± 0.005	
Crustacea				0.002 ± 0.01	
Ensis		0.01 ± 0.02		0.03 ± 0.09	
Eteone			0.0004 ± 0.001	0.001 ± 0.003	
<i>Eteone flava</i>					
<i>Eteone longa</i>					
<i>Gastrosaccus spinifer</i>				0.001 ± 0.004	
<i>Glycera tridactyla</i>					
<i>Grandidierella japonica</i>					
Hemigrapsus					
Hydrozoa					
<i>Hypereteone foliosa</i>		0.002 ± 0.004	0.0002 ± 0.001	0.01 ± 0.01	
<i>Mya arenaria</i>		0.001 ± 0.003	0.001 ± 0.002		
Ostreidae			0.0001 ± 0.0003		
<i>Palaemon elegans</i>				0.02 ± 0.05	
Palaemonidae				0.004 ± 0.01	
<i>Phyllodoce mucosa</i>		0.004 ± 0.01			
Polydora		0.0002 ± 0.0005			
<i>Pomatoschistus minutus</i>			0.02 ± 0.06		
<i>Psamathe fusca</i>					
<i>Pseudopolydora paucibranchiata</i>					
Ruditapes			0.003 ± 0.01	0.07 ± 0.14	
Saccoglossus					
<i>Scoloplos armiger</i>	0.14 ± 0.33				
<i>Spio martinensis</i>					
Spionida					
<i>Sycon ciliatum</i>				0.001 ± 0.002	
Venerupis				0.001 ± 0.005	
Totaal	7.4 ± 0.8	10.4 ± 1.3	15.4 ± 1.5	20.6 ± 1.7	49.8 ± 4.9



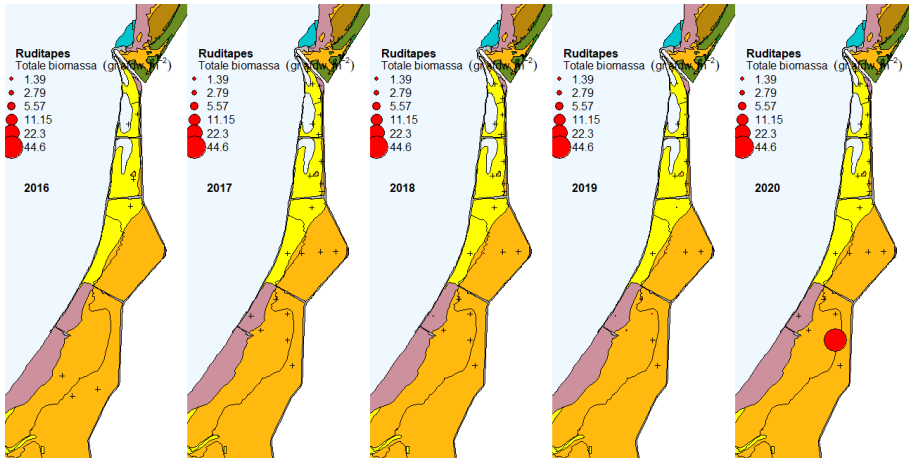
Figuur 21. Totale biomassa (g afdw m²) per jaar binnen het project- en nevengebied van Knuitershoek, waarbij binnen het projectgebied onderscheidt gemaakt wordt tussen het gebied tussen de strekdammen en het gebied ten noorden van het wandelpad (het strandje).



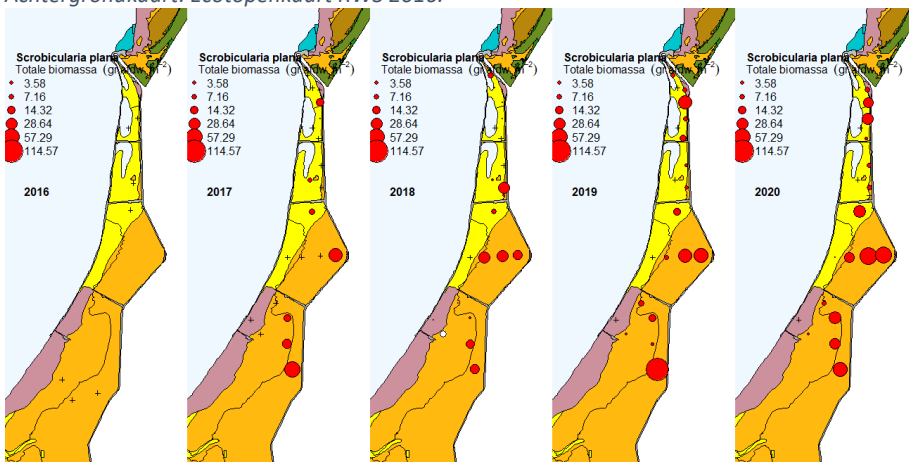
Figuur 22. Verspreidingskaart van het nonnetje (*L. balthica*). Hoe groter het bolletje hoe meer g afdw per m². Achtergrondkaart: Ecotopenkaart RWS 2016.



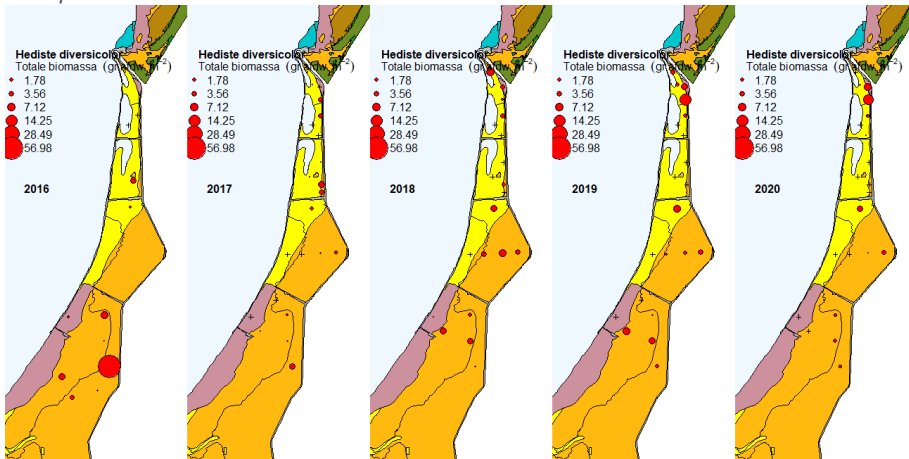
Figuur 23. Verspreidingskaart van de invasieve Amerikaanse strandschelp (*M. lateralis*). Hoe groter het bolletje hoe meer g afdw per m². Achtergrondkaart: Ecotopenkaart RWS 2016.



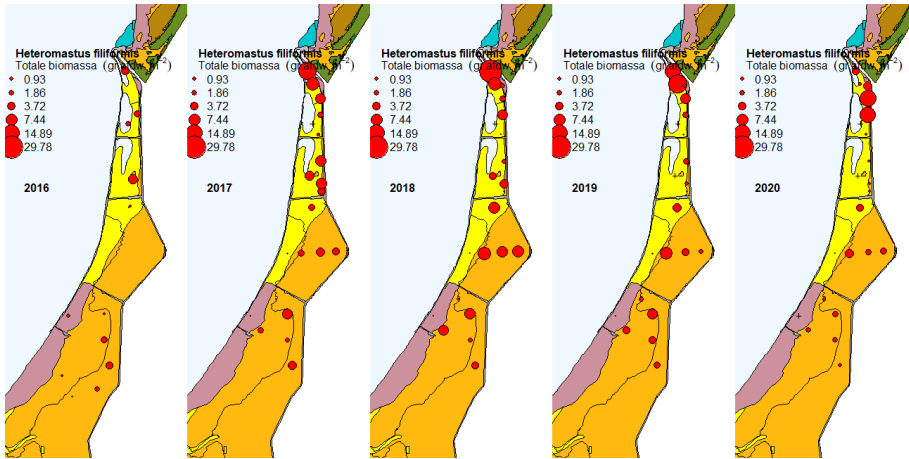
Figuur 24. Verspreidingskaart van de tapijtschelpen (*Ruditapes* spp.). Hoe groter het bolletje hoe meer g afdw per m². Achtergrondkaart: Ecotopenkaart RWS 2016.



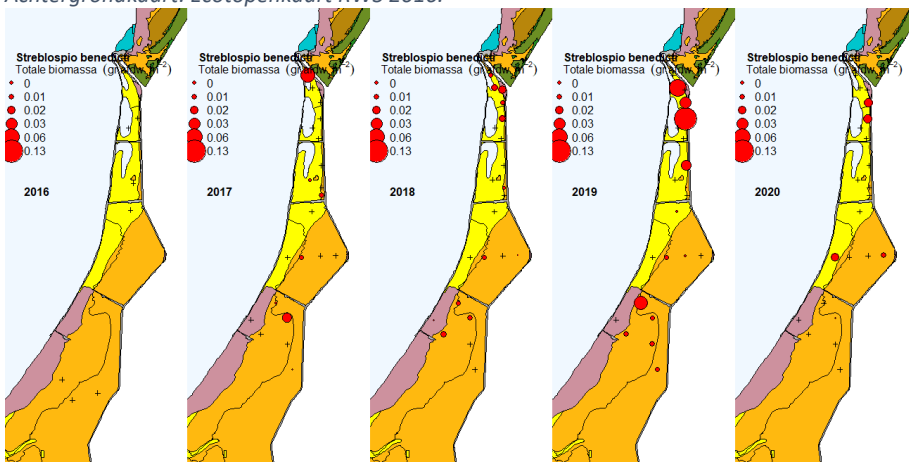
Figuur 25. Verspreidingskaart van de slijkgaper (*S. plana*). Hoe groter het bolletje hoe meer g afdw per m². Achtergrondkaart: Ecotopenkaart RWS 2016.



Figuur 26. Verspreidingskaart van de zeeduizendpoot (*H. diversicolor*). Hoe groter het bolletje hoe meer g afdw per m². Achtergrondkaart: Ecotopenkaart RWS 2016.



Figuur 27. Verspreidingskaart van de rode draadworm (*H. filiformis*). Hoe groter het bolletje hoe meer g afdw per m². Achtergrondkaart: Ecotopenkaart RWS 2016.



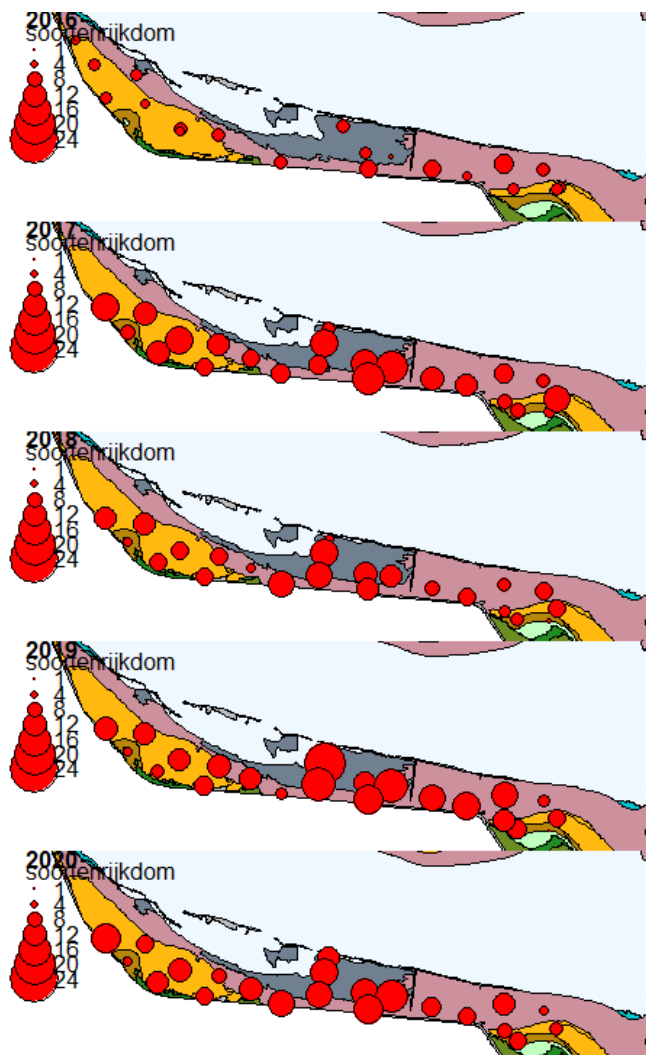
Figuur 28. Verspreidingskaart van de borstelworm *S. benedicti*. Hoe groter het bolletje hoe meer g afdw per m². Achtergrondkaart: Ecotopenkaart RWS 2016.

Macrofauna Baalhoek

Macrofauna bemonsteringen zijn uitgevoerd voor (2016) en na (2017, 2018, 2019 en 2020) aanleg van de strekdammen bij Baalhoek.

Soortenrijkdom

Op alle bemonsterde locaties in Baalhoek werden bodemdieren aangetroffen tussen 2016 en 2020 (Figuur 29). De vijf meest voorkomende soorten in het projectgebied in 2020 zijn de rode draadworm (*H. filiformis*) (100% van de bemonsterde stations), de zandpijp (*P. elegans*) (100%), de lijnpissebed (*C. carinata*) (100%), de platte slijkgaper (*S. plana*) (83%) en de borstelworm *P. cornuta* (83%), zie Tabel 6. In het nevengebied zijn de zes meest voorkomend soorten *H. filiformis* (82%), *P. elegans* (82%), de zeeduizendpoot (*H. diversicolor*) (82%), de platte slijkgaper *S. plana* (82%), het nonnetje (*L. balthica*) (73%) en borstelwormen de lijnpissebed (*C. carinata*), (73%). In het projectgebied zien we een afname in het voorkomen van *H. diversicolor* en een afname van *C. volutator* over de tijd. Vanaf 2018 wordt de invasieve Amerikaanse strandschelp (*M. lateralis*) in het projectgebied geobserveerd, maar de soort is nog niet aangetroffen in het nevengebied. De invasieve brakwaterkorfschelp (*P. amurensis*) komt sinds 2019 in beide gebieden voor.

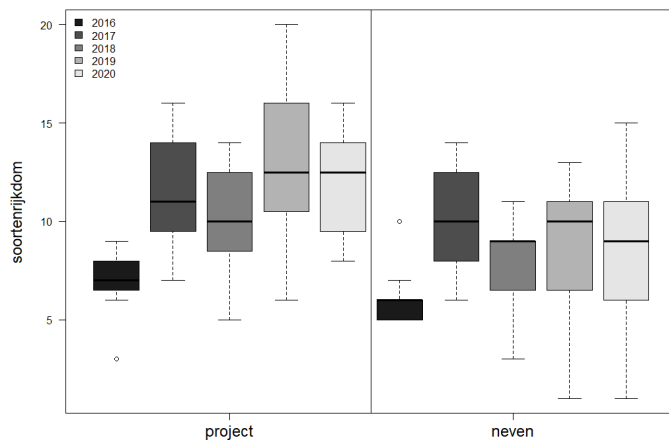


Figuur 29. Soortenrijkdom (aantal soorten) per bemonsteringslocatie. Hoe groter het bolletje hoe meer soorten. Locaties welke niet bemonsterd konden worden staan weergegeven met een +. Achtergrondkaart: Ecotopenkaart RWS 2016.

Tabel 6. Het percentage voorkomen van verschillende macrofauna soorten voor (2016) en na (2017, 2018,2019 en 2020) aanleg van de strekdammen bij Baalhoek.

Baalhoek	Voorkomen (%)									
	nevengebied					projectgebied				
Soort/Taxa	2016	2017	2018	2019	2020	2016	2017	2018	2019	2020
<i>Cyathura carinata</i>	92	73	64	82	73	100	92	100	92	100
<i>Heteromastus filiformis</i>	100	91	82	100	82	71	100	83	100	100
<i>Pygospio elegans</i>	62	100	73	82	82	71	92	92	100	100
<i>Polydora cornuta</i>		27	9	18	36		50	42	50	83
<i>Scrobicularia plana</i>		73	73	64	82		92	83	92	83
<i>Aphelochaeta</i>		45	18	45	27	14	100	100	83	75
<i>Limecola balthica</i>	100	100	91	73	73	57	67	50	83	75
<i>Streblospio benedicti</i>		36		18	9		75	8	58	67
<i>Hediste diversicolor</i>	77	91	91	73	82	57	67	75	83	50
<i>Potamocorbula amurensis</i>				9	18				58	50
<i>Crangon crangon</i>	77	55	27	55	45	57	50	33	75	42
<i>Hypereteone foliosa</i>			9	27	18		58		17	42
<i>Mulinia lateralis</i>								17	50	42
Nereidinae	15	64	82	73	55	14	75	75	42	42
<i>Alitta succinea</i>	8	9				43	25	25	25	33
<i>Arenicola marina</i>		18		9	36	43	8		8	33
<i>Grandidierella japonica</i>										33
<i>Oligochaeta</i>		18	18		9					33
Ruditapes								8	33	25
<i>Cerastoderma edule</i>		18	18	27	18		33	50	50	17
<i>Bathyporeia sarsi</i>										8
Eteone	8	73	27	36			33	17	17	8
<i>Eteone longa</i>					9					8
Hydrozoa									8	8
<i>Jassa marmorata</i>									8	8
<i>Marenzelleria viridis</i>	8						17			8
Nemertea		18			9		17	8		8
<i>Ophiothrix fragilis</i>										8
<i>Peringia ulvae</i>		9	27	27	18			17	17	8
<i>Abra tenuis</i>										
<i>Balanus crenatus</i>									8	
<i>Bathyporeia pilosa</i>	31	18	9	9		29			8	
Bivalvia				18			8		17	
Brachyura					9					
<i>Capitella capitata</i>										
<i>Carcinus maenas</i>			9		9		8	8		
Cirripedia										
<i>Corophium arenarium</i>		27	9	9	36		8			
<i>Corophium volutator</i>	38	27	18	9		100	42	25	8	
Crustacea									8	
Ensis		9					8	33	17	
<i>Eteone flava</i>										
<i>Gastrosaccus spinifer</i>										
<i>Glycera tridactyla</i>		9								
Hemigrapsus			18			14		17		
<i>Hemigrapsus takanoi</i>										
Insecta			9							
<i>Lekanesphaera rugicauda</i>					9					
Liocarcinus										
<i>Crassostrea gigas</i>										
<i>Melita palmata</i>										
Microdeutopus									8	
<i>Monocorophium insidiosum</i>										
<i>Mya arenaria</i>		9					33	8	25	
<i>Mytilus edulis</i>										
<i>Neoamphitrite figulus</i>										
<i>Nephtys cirrosa</i>									8	
<i>Nephtys hombergii</i>										
Ophiuroidea										
<i>Phyllodoce mucosa</i>						14				
Polydora										
<i>Pomatoschistus minutus</i>								17		
<i>Psamathe fusca</i>									8	
Spionida				9						
<i>Sycon ciliatum</i>										
Venerupis										
Aantal diersoort	12	24	21	22	23	14	24	24	32	29
Soortenrijkdom	6.2 ± 1.3	10.2 ± 2.9	7.8 ± 2.5	8.7 ± 3.6	8.5 ± 3.9	6.9 ± 2	11.6 ± 2.9	9.9 ± 3	12.7 ± 4.3	12 ± 2.6

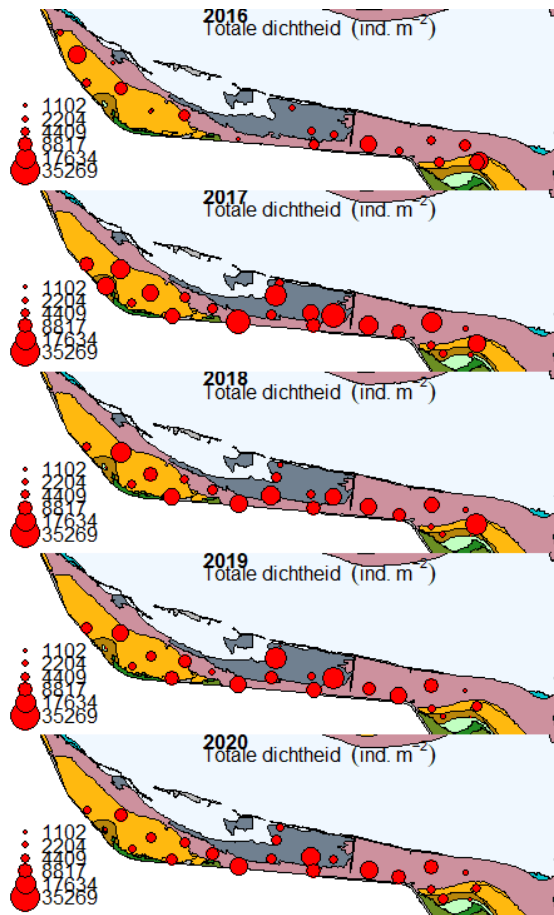
Het gemiddelde aantal taxa per locatie is significant verschillend tussen het neven en projectgebied ($F(1,87) = 12.84, p = 0.001$, Anova), met meer soorten in het projectgebied. Beide gebieden laten fluctuatie zien in de tijd (Tabel 6, Figuur 30). Zowel binnen het projectgebied als het nevengebied is de soortenrijkdom van 2017 tot 2020 significant hoger dan in 2016.



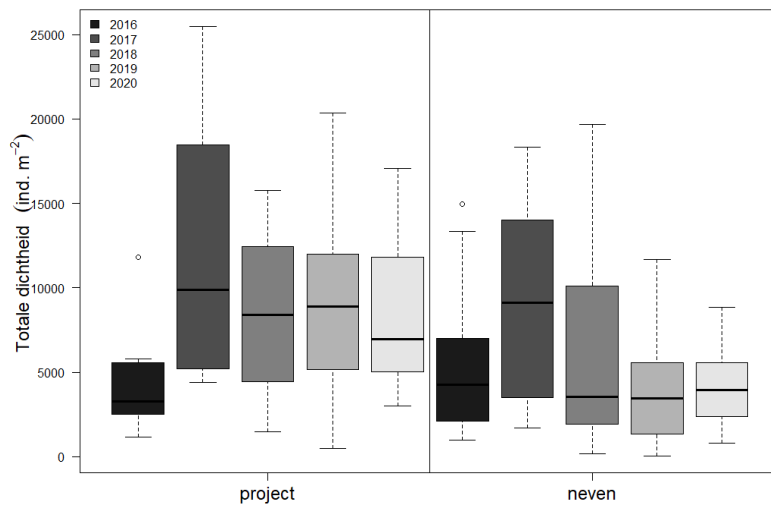
Figuur 30. Soortenrijkdom per jaar binnen het project- en nevengebied van Baalhoek.

Dichtheid

Totale dichtheid per locatie varieert ruimtelijk binnen het gebied (Figuur 31). Totale dichtheid in het nevengebied neemt af over de tijd na 2017, echter zijn dichtheden niet significant tussen de jaren (Figuur 32). In het nevengebied had *H. filiformis* met gemiddeld 1640 ± 1189 individuen per m^2 de hoogste dichtheid in 2020, gevolgd door *P. elegans* (745 ± 1603 ind. m^{-2}), *C. carinata* (455 ± 473 ind. m^{-2}), *H. diversicolor* (347 ± 608 ind. m^{-2}) en *S. plana* (255 ± 246 ind. m^{-2}), zie Tabel 7. *H. filiformis* had met gemiddeld 3728 ± 2338 individuen per m^2 de hoogste dichtheid in het projectgebied in 2020, gevolgd door *P. elegans* (1047 ± 1270 ind. m^{-2}), *P. cornuta* (1008 ± 2388 ind. m^{-2}), *C. carinata* (951 ± 560 ind. m^{-2}), *Aphelochaeta* (308 ± 515 ind. m^{-2}) en de *H. diversicolor* (159 ± 274 ind. m^{-2}). De exoot *P. amurensis* wordt voornamelijk in het projectgebied geobserveerd. *M. lateralis* is in 2020 weer in dichtheid afgenomen in het projectgebied. Verder in 2020 is er een toename van *P. cornuta* in het projectgebied en een afname van *Aphelochaeta*, *M. lateralis* en *C. edule* over de tijd. *H. diversicolor* en *L. balthica* zijn de laatste twee jaar afgenomen in dichtheid (Figuur 34).



Figuur 31. Totale dichtheid (individuen m^{-2}) per bemonsteringslocatie. Hoe groter het bolletje hoe meer individuen per m^2 . Achtergrondkaart: Ecotopenkaart RWS 2016.

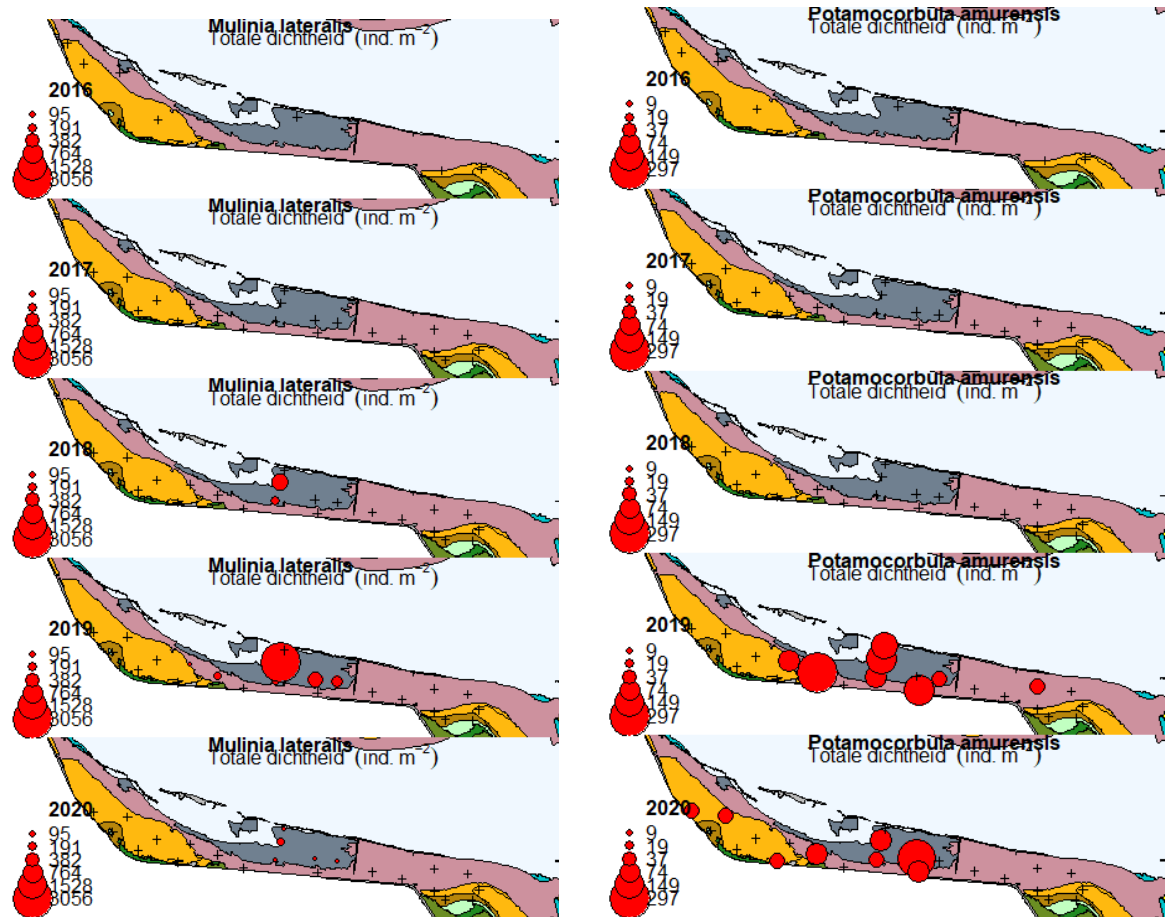


Figuur 32. Totale dichtheden (individuen m^{-2}) per jaar voor het project- en nevengebied van Baalhoek.

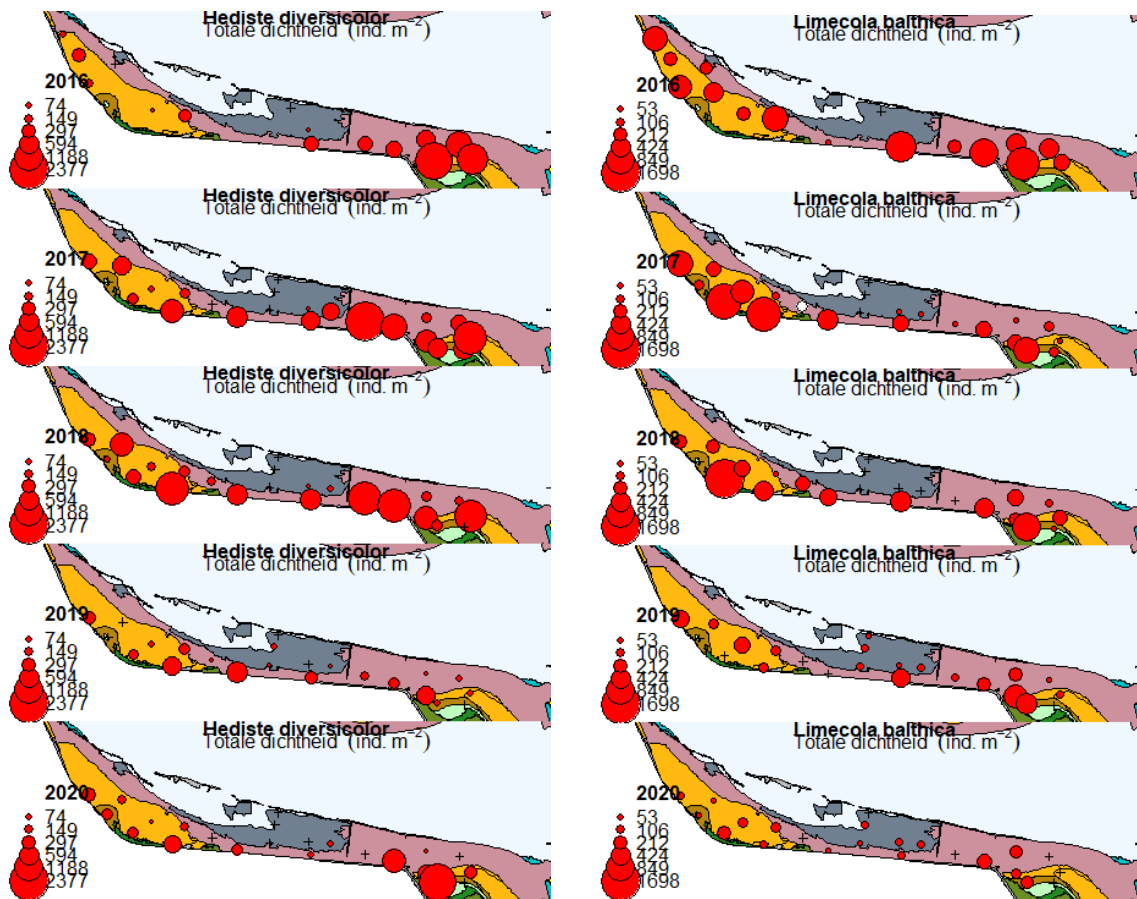
Tabel 7. De dichtheid (ind. m⁻², gemiddelde ± sd) van verschillende macrofauna soorten in het neven- en projectgebied van Baalhoek. Taxa staan geordend naar hun voorkomen in het projectgebied in 2020.

Baalhoek	Dichtheid (ind. m ⁻²)				
	nevengebied				
Soort/Taxa	2016	2017	2018	2019	2020
<i>Heteromastus filiformis</i>	2158 ± 2511	2554 ± 2435	1443 ± 1207	1431 ± 1153	1640 ± 1189
<i>Pygospio elegans</i>	836 ± 1758	3256 ± 4901	2766 ± 4297	1227 ± 1901	745 ± 1603
<i>Polydora cornuta</i>		15 ± 29	4 ± 13	12 ± 27	19 ± 29
<i>Cyathura carinata</i>	411 ± 355	382 ± 407	370 ± 634	409 ± 426	455 ± 473
Aphelochaeta		197 ± 424	27 ± 66	85 ± 122	12 ± 20
<i>Scrobicularia plana</i>		204 ± 268	475 ± 715	204 ± 231	255 ± 246
<i>Hediste diversicolor</i>	539 ± 653	517 ± 484	424 ± 475	123 ± 162	347 ± 608
Nereidinae	29 ± 84	96 ± 127	158 ± 195	162 ± 206	81 ± 101
<i>Limecola balthica</i>	447 ± 333	401 ± 409	378 ± 491	201 ± 211	89 ± 77
<i>Streblospio benedicti</i>		42 ± 63		12 ± 27	4 ± 13
<i>Potamocorbula amurensis</i>				4 ± 13	8 ± 17
<i>Grandidierella japonica</i>					
<i>Crangon crangon</i>	144 ± 138	50 ± 56	12 ± 20	35 ± 50	46 ± 61
Ruditapes					
<i>Hypereteone foliosa</i>			4 ± 13	19 ± 35	8 ± 17
<i>Mulinia lateralis</i>					
Oligochaeta		19 ± 52	8 ± 17		4 ± 13
<i>Alitta succinea</i>	7 ± 24	4 ± 13			
<i>Arenicola marina</i>		8 ± 17		4 ± 13	15 ± 21
<i>Cerastoderma edule</i>		46 ± 105	93 ± 235	73 ± 129	12 ± 27
<i>Peringia ulvae</i>		8 ± 26	243 ± 764	197 ± 625	69 ± 217
<i>Eteone longa</i>					4 ± 13
<i>Bathyporeia sarsi</i>					
Eteone	23 ± 82	66 ± 79	23 ± 44	27 ± 51	
Hydrozoa					
<i>Jassa marmorata</i>					
<i>Marenzelleria viridis</i>	3 ± 12				
Nemertea		8 ± 17			8 ± 26
<i>Ophiothrix fragilis</i>					
<i>Bathyporeia pilosa</i>	39 ± 78	235 ± 664	8 ± 26	4 ± 13	
Bivalvia				15 ± 39	
Brachyura					4 ± 13
<i>Capitella capitata</i>					
<i>Carcinus maenas</i>			4 ± 13		4 ± 13
Cirripedia					
<i>Corophium arenarium</i>		837 ± 2749	4 ± 13	8 ± 26	123 ± 259
<i>Corophium volutator</i>	970 ± 3382	23 ± 44	8 ± 17	4 ± 13	
Crustacea					
Ensis		4 ± 13			
<i>Eteone flava</i>					
<i>Gastrosaccus spinifer</i>					
<i>Glycera tridactyla</i>		4 ± 13			
Hemigrapsus			58 ± 178		
<i>Hemigrapsus takanoi</i>					
Insecta			4 ± 13		
<i>Kurtiella bidentata</i>					
<i>Lanice conchilega</i>					
<i>Lekanesphaera rugicauda</i>					4 ± 13
Liocarcinus					
<i>Crassostrea gigas</i>					
<i>Melita palmata</i>					
Microdeutopus					
<i>Monocorophium insidiosum</i>					
<i>Mya arenaria</i>		4 ± 13			
Spionida				4 ± 13	
<i>Sycon ciliatum</i>					
Venerupis					
Totaal	5606 ± 630	8982 ± 813	6513 ± 652	4260 ± 383	3955 ± 369

Baalhoek	Dichtheid (ind. m ⁻²)				
	projectgebied				
Soort/Taxa	2016	2017	2018	2019	2020
<i>Heteromastus filiformis</i>	2025 ± 2846	5853 ± 4790	2808 ± 2755	3547 ± 2863	3728 ± 2338
<i>Pygospio elegans</i>	903 ± 1075	1797 ± 1348	948 ± 1180	948 ± 1076	1047 ± 1270
<i>Polydora cornuta</i>		276 ± 704	71 ± 125	152 ± 259	1008 ± 2388
<i>Cyathura carinata</i>	261 ± 83	573 ± 669	393 ± 341	891 ± 1153	951 ± 560
Aphelochaeta	127 ± 337	1684 ± 2596	1662 ± 2198	2285 ± 3972	308 ± 515
<i>Scrobicularia plana</i>		286 ± 260	308 ± 279	396 ± 340	308 ± 224
<i>Hediste diversicolor</i>	146 ± 173	520 ± 695	584 ± 718	187 ± 219	159 ± 274
Nereidinae	30 ± 80	272 ± 329	318 ± 370	95 ± 153	145 ± 242
<i>Limecola balthica</i>	291 ± 428	216 ± 371	173 ± 217	106 ± 105	74 ± 70
<i>Streblospio benedicti</i>		152 ± 150	4 ± 12	71 ± 80	71 ± 75
<i>Potamocorbula amurensis</i>				81 ± 95	50 ± 74
<i>Grandidierella japonica</i>					42 ± 97
<i>Crangon crangon</i>	49 ± 52	78 ± 111	18 ± 28	110 ± 178	39 ± 59
Ruditapes			4 ± 12	64 ± 181	35 ± 86
<i>Hypereteone foliosa</i>		64 ± 93		11 ± 26	28 ± 38
<i>Mulinia lateralis</i>			60 ± 162	343 ± 867	25 ± 38
Oligochaeta					21 ± 38
<i>Alitta succinea</i>	36 ± 62	46 ± 134	14 ± 28	21 ± 42	18 ± 28
<i>Arenicola marina</i>	36 ± 52	4 ± 12		4 ± 12	14 ± 21
<i>Cerastoderma edule</i>		78 ± 161	205 ± 518	103 ± 175	14 ± 33
<i>Peringia ulvae</i>			57 ± 183	21 ± 50	11 ± 37
<i>Eteone longa</i>					7 ± 25
<i>Bathyporeia sarsi</i>					4 ± 12
Eteone		21 ± 38	11 ± 26	7 ± 17	4 ± 12
Hydrozoa				4 ± 12	4 ± 12
<i>Jassa marmorata</i>				4 ± 12	4 ± 12
<i>Marenzelleria viridis</i>		7 ± 17			4 ± 12
Nemertea		7 ± 17	4 ± 12		4 ± 12
<i>Ophiothrix fragilis</i>					4 ± 12
<i>Abra tenuis</i>					
Actiniaria					
<i>Amphibalanus improvisus</i>					
Aoridae					
<i>Austrorhinus modestus</i>					
<i>Balanus crenatus</i>				11 ± 37	
<i>Bathyporeia pilosa</i>	24 ± 48			4 ± 12	
Bivalvia		7 ± 25		11 ± 26	
Brachyura					
<i>Capitella capitata</i>					
<i>Carcinus maenas</i>		4 ± 12	4 ± 12		
Cirripedia					
<i>Corophium arenarium</i>		4 ± 12			
<i>Corophium volutator</i>	236 ± 241	290 ± 899	32 ± 85	18 ± 61	
Crustacea				4 ± 12	
Ensis		4 ± 12	14 ± 21	7 ± 17	
<i>Eteone flava</i>					
<i>Gastrosaccus spinifer</i>					
<i>Glycera tridactyla</i>					
Hemigrapsus	461 ± 1219		838 ± 2176		
<i>Hemigrapsus takanoi</i>					
<i>Melita palmata</i>					
Microdeutopus				50 ± 172	
<i>Monocorophium insidiosum</i>					
<i>Mya arenaria</i>		21 ± 34	7 ± 25	11 ± 19	
<i>Mytilus edulis</i>					
<i>Neoamphitrite figulus</i>					
<i>Nephtys cirrosa</i>					
<i>Nephtys hombergii</i>				4 ± 12	
<i>Phyllodoce mucosa</i>	6 ± 16				
Polydora					
<i>Pomatoschistus minutus</i>			7 ± 17		
<i>Psamathe fusca</i>				4 ± 12	
Totaal	4632 ± 544	12262 ± 1235	8541 ± 659	9571 ± 741	8128 ± 729



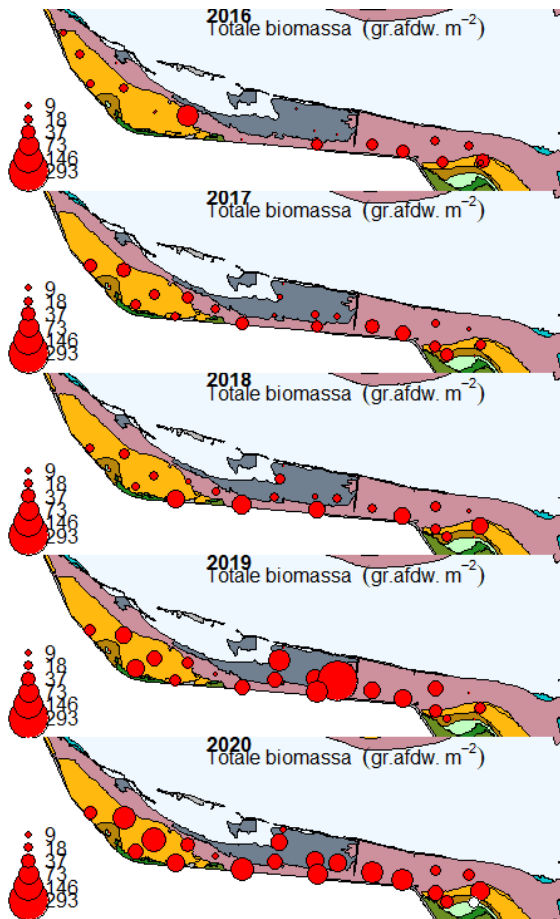
Figuur 33. Verspreidingskaart van de exoten *M. lateralis* en *P. amurensis*. Hoe groter het bolletje hoe meer individuen per m². Achtergrondkaart: Ecotopenkaart RWS 2016.



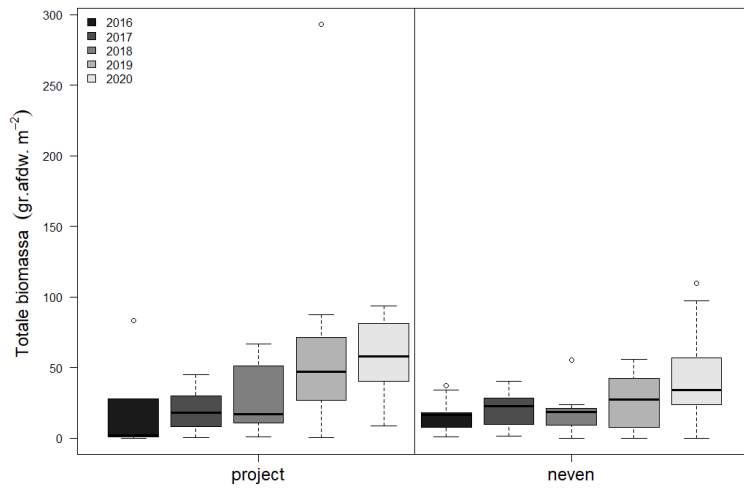
Figuur 34. Verspreidingskaart van *H. diversicolor* en *L. balthica*. Hoe groter het bolletje hoe meer individuen per m². Achtergrondkaart: Ecotopenkaart RWS 2016.

Biomassa

Totale biomassa per locatie verschilt ruimtelijk binnen het gebied (Figuur 35, Figuur 19) en neemt over het algemeen toe in de tijd. In 2020 zien we echter een afname in het projectgebied in de totale biomassa (Figuur 36, Figuur 20). *S. plana* had met gemiddeld 36.33 ± 30.16 g afdw per m² de hoogste biomassa in 2020 binnen het projectgebied, gevolgd door de *H. filiformis* (4.75 ± 2.87 g afdw m⁻²), *Ruditapes* (4.5 ± 11.28 g afdw m⁻²), *P. amurensis* (2.67 ± 6.91) en *L. balthica* (2.16 ± 3.05 g afdw m⁻²). In het nevengebied was de biomassa van *S. plana* met gemiddeld 33.95 ± 35.21 g afdw per m² vergelijkbaar met de biomassa in het project gebied. In het nevengebied was het biomassa van *Arenicola marina* (3.4 ± 4.98 g afdw per per m²), *H. filiformis* (2.75 ± 1.89 g afdw per m²), *L. balthica* (2.18 ± 2.02 g afdw per m²) en *H. diversicolor* (1.03 ± 1.52 g afdw per m²). De hoge totale biomassa in het projectgebied wordt voornamelijk veroorzaakt door de hoge biomassa van *S. plana* (Figuur 37). De toename in biomassa in het nevengebied correspondeert met een toename in slijkgapers (*S. plana* is bijna verdubbeld). In het projectgebied zijn *S. plana* en *M. lateralis* in 2020 iets afgenomen ten opzichte van 2019.



Figuur 35. Totale biomassa (g afdw m^{-2}) per bemonsteringslocatie. Hoe groter het bolletje hoe meer individuen per m^2 . Achtergrondkaart: Ecotopenkaart RWS 2016.

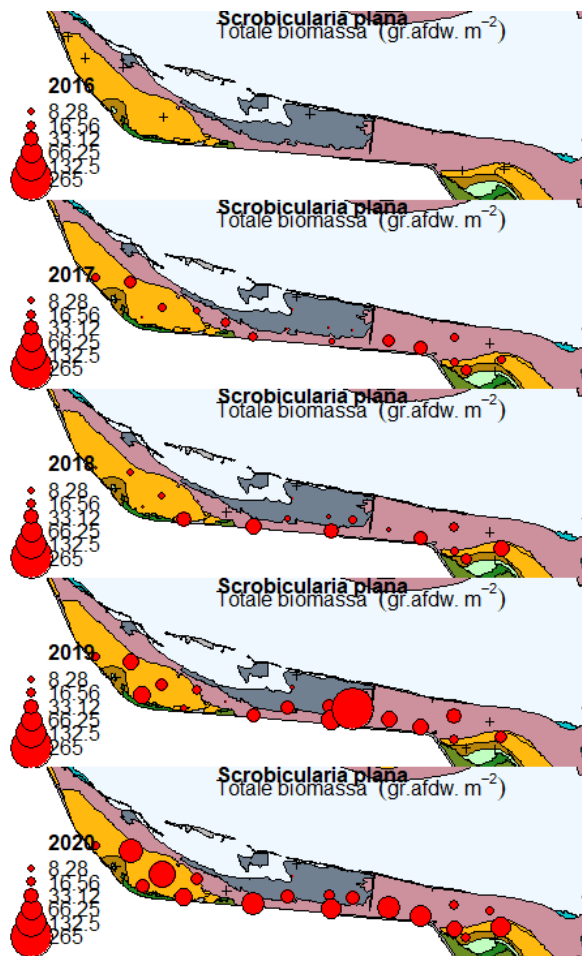


Figuur 36. Totale biomassa (g afdw m^{-2}) per jaar voor het project- en nevengebied van Baalhoek.

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 2020.

Baalhoek	Biomassa (g AFDW m ⁻²)				
	nevengebied				
Soort/Taxa	2016	2017	2018	2019	2020
<i>Scrobicularia plana</i>		9.33 ± 8.49	10.11 ± 12.55	17.64 ± 17.37	33.95 ± 35.21
<i>Heteromastus filiformis</i>	1.07 ± 1.3	3.13 ± 2.72	2.42 ± 2.08	2.18 ± 1.72	2.75 ± 1.89
Ruditapes					
<i>Potamocorbula amurensis</i>				0.005 ± 0.02	0.002 ± 0.004
<i>Limecola balthica</i>	10.24 ± 9.03	3.73 ± 3.52	3.25 ± 3.05	3.84 ± 4.34	2.18 ± 2.02
<i>Arenicola marina</i>	0.48 ± 1.72	0.65 ± 1.62	0.11 ± 0.35	0.27 ± 0.89	3.4 ± 4.98
<i>Mulinia lateralis</i>					
<i>Hediste diversicolor</i>	2.57 ± 2.55	1.97 ± 1.49	1.16 ± 1.03	0.58 ± 0.78	1.03 ± 1.52
<i>Cerastoderma edule</i>		0.56 ± 1.25	0.15 ± 0.4	0.98 ± 2.43	0.11 ± 0.36
<i>Cyathura carinata</i>	0.16 ± 0.15	0.156 ± 0.17	0.126 ± 0.186	0.218 ± 0.23	0.15 ± 0.15
<i>Polydora cornuta</i>		0.002 ± 0.01	0.001 ± 0.002	0.002 ± 0.01	0.004 ± 0.01
<i>Pygospio elegans</i>	0.04 ± 0.09	0.258 ± 0.42	0.17 ± 0.24	0.09 ± 0.13	0.07 ± 0.16
<i>Alitta succinea</i>	0.19 ± 0.69	0.002 ± 0.01			
Aphelochaeta		0.04 ± 0.09	0.004 ± 0.01	0.01 ± 0.02	0.001 ± 0.003
Nereidinae	0.003 ± 0.01	0.01 ± 0.01	0.02 ± 0.03	0.03 ± 0.06	0.01 ± 0.02
<i>Crangon crangon</i>	0.19 ± 0.21	0.04 ± 0.1	0.04 ± 0.09	0.06 ± 0.09	0.03 ± 0.06
<i>Grandidierella japonica</i>					
<i>Streblospio benedicti</i>		0.002 ± 0.003	0.001 ± 0.002	0.0002 ± 0.0005	0.002 ± 0.003
<i>Hypereteone foliosa</i>			0.001 ± 0.003	0.01 ± 0.02	0.001 ± 0.002
<i>Marenzelleria viridis</i>	0.003 ± 0.01				
<i>Eteone longa</i>					0.001 ± 0.002
<i>Peringia ulvae</i>		0.0003 ± 0.001	0.06 ± 0.19	0.05 ± 0.15	0.02 ± 0.05
Nemertea		0.001 ± 0.003			0.0004 ± 0.001
<i>Ophiothrix fragilis</i>					
Oligochaeta		0.001 ± 0.001	0.0001 ± 0.0003		
<i>Balanus crenatus</i>					
<i>Bathyporeia pilosa</i>	0.01 ± 0.02	0.04 ± 0.11	0.001 ± 0.002	0.0003 ± 0.001	
Bivalvia				0.87 ± 2.72	
Brachyura					0.001 ± 0.003
<i>Capitella capitata</i>					
<i>Carcinus maenas</i>			0.24 ± 0.81		0.01 ± 0.04
Cirripedia					
<i>Corophium arenarium</i>		0.07 ± 0.24	0.0005 ± 0.002	0.001 ± 0.002	0.01 ± 0.02
<i>Corophium volutator</i>	0.74 ± 2.6	0.003 ± 0.01	0.003 ± 0.01	0.0001 ± 0.0003	
Crustacea					
Ensis		0.00004 ± 0.0001			
Eteone	0.002 ± 0.01	0.03 ± 0.04	0.005 ± 0.01	0.01 ± 0.02	
<i>Eteone flava</i>					
<i>Gastrosaccus spinifer</i>					
<i>Glycera tridactyla</i>		0.002 ± 0.01			
Hemigrapsus			0.09 ± 0.29		
<i>Hemigrapsus takanoi</i>					
Hydrozoa					
Insecta			0.001 ± 0.004		
<i>Kurtiella bidentata</i>					
<i>Lanice conchilega</i>					
<i>Lekanesphaera rugicauda</i>					0.01 ± 0.05
Liocarcinus					
<i>Crassostrea gigas</i>					
<i>Melita palmata</i>					
Microdeutopus					
<i>Monocorophium insidiosum</i>					
<i>Mya arenaria</i>		0.01 ± 0.02			
Spionida				0.0001 ± 0.0003	
<i>Sycon ciliatum</i>					
Venerupis					
Totaal	15.7 ± 2.8	20 ± 2.1	18 ± 2.2	26.8 ± 3.8	43.8 ± 7.2

Baalhoek	Biomassa (g AFDW m ⁻²)				
	projectgebied				
Soort/Taxa	2016	2017	2018	2019	2020
<i>Scrobicularia plana</i>		8.13 ± 10.05	14.2 ± 16.33	43.08 ± 72.22	36.33 ± 30.16
<i>Heteromastus filiformis</i>	1.37 ± 2.01	4.78 ± 3.82	4.45 ± 5.1	4.59 ± 4.02	4.75 ± 2.87
Ruditapes			0.01 ± 0.03	1.36 ± 3.28	4.5 ± 11.28
<i>Potamocorbula amurensis</i>				1.05 ± 1.57	2.67 ± 6.91
<i>Limecola balthica</i>	12.09 ± 21.21	1.65 ± 2.53	2.36 ± 2.83	2.9 ± 4.04	2.16 ± 3.05
<i>Arenicola marina</i>	5.02 ± 8.19	1.6 ± 3.85		0.17 ± 0.59	1.89 ± 4.23
<i>Mulinia lateralis</i>			0.73 ± 2.17	6.76 ± 14.51	1.23 ± 1.89
<i>Hediste diversicolor</i>	0.83 ± 1.22	1.71 ± 2.23	2.1 ± 2.53	1.4 ± 1.64	0.91 ± 1.86
<i>Cerastoderma edule</i>		1.32 ± 3.28	1.02 ± 2.88	1.66 ± 3.6	0.75 ± 2.09
<i>Cyathura carinata</i>	0.09 ± 0.05	0.19 ± 0.2	0.19 ± 0.17	0.5 ± 0.43	0.44 ± 0.25
<i>Polydora cornuta</i>		0.03 ± 0.07	0.01 ± 0.02	0.02 ± 0.05	0.11 ± 0.27
<i>Pygospio elegans</i>	0.14 ± 0.3	0.19 ± 0.15	0.12 ± 0.16	0.08 ± 0.11	0.1 ± 0.09
<i>Alitta succinea</i>	0.23 ± 0.45	0.09 ± 0.21	0.07 ± 0.16	0.11 ± 0.25	0.08 ± 0.21
Aphelochaeta	0.03 ± 0.09	0.23 ± 0.38	0.25 ± 0.39	0.32 ± 0.56	0.05 ± 0.1
Nereidinae	0.01 ± 0.01	0.03 ± 0.04	0.06 ± 0.08	0.03 ± 0.05	0.02 ± 0.05
<i>Crangon crangon</i>	0.04 ± 0.06	0.08 ± 0.12	0.03 ± 0.09	0.27 ± 0.46	0.02 ± 0.04
<i>Grandidierella japonica</i>					0.01 ± 0.02
<i>Streblospio benedicti</i>		0.01 ± 0.01	0.0003 ± 0.001	0.004 ± 0.01	0.006 ± 0.01
<i>Hypereteone foliosa</i>		0.01 ± 0.02		0.002 ± 0.006	0.003 ± 0.01
<i>Marenzelleria viridis</i>		0.02 ± 0.05			0.002 ± 0.01
<i>Eteone longa</i>					0.002 ± 0.01
<i>Peringia ulvae</i>			0.01 ± 0.04	0.01 ± 0.03	0.001 ± 0.003
Nemertea		0.002 ± 0.005	0.001 ± 0.004		0.001 ± 0.003
<i>Ophiothrix fragilis</i>					0.001 ± 0.003
Oligochaeta					0.0003 ± 0.001
<i>Bathyporeia sarsi</i>					0.0002 ± 0.001
<i>Jassa marmorata</i>				0.001 ± 0.003	0.0001 ± 0.0005
<i>Abra tenuis</i>					
<i>Balanus crenatus</i>				0.002 ± 0.01	
<i>Bathyporeia pilosa</i>	0.01 ± 0.01			0.001 ± 0.002	
Bivalvia		0.0005 ± 0.002		0.19 ± 0.47	
Brachyura					
<i>Capitella capitata</i>					
<i>Carcinus maenas</i>		0.03 ± 0.09	0.16 ± 0.57		
Cirripedia					
<i>Corophium arenarium</i>		0.0003 ± 0.001			
<i>Corophium volutator</i>	0.05 ± 0.06	0.03 ± 0.09	0.01 ± 0.03	0.003 ± 0.01	
Crustacea				0.0003 ± 0.001	
Ensis			0.08 ± 0.15	0.002 ± 0.01	
Eteone		0.01 ± 0.01	0.001 ± 0.003	0.001 ± 0.003	
<i>Eteone flava</i>					
<i>Gastrosaccus spinifer</i>					
<i>Glycera tridactyla</i>		0.06 ± 0.15			
Hemigrapsus	0.58 ± 1.53		1.52 ± 3.61		
Microdeutopus				0.01 ± 0.03	
<i>Monocorophium insidiosum</i>					
<i>Mya arenaria</i>		0.003 ± 0.01	0.09 ± 0.32	0.05 ± 0.13	
<i>Mytilus edulis</i>					
<i>Neoamphitrite figulus</i>					
<i>Nephtys cirrosa</i>					
<i>Nephtys hombergii</i>				0.003 ± 0.01	
Ophiuroidea					
Ostrea					
Ostreidae					
<i>Palaemon elegans</i>					
Palaemonidae					
<i>Phyllodoce mucosa</i>	0.002 ± 0.004				
Polydora					
<i>Pomatoschistus minutus</i>			0.03 ± 0.08		
<i>Psamathe fusca</i>					
<i>Pseudopolydora paucibranchiata</i>					
Saccoglossus					
<i>Scoloplos armiger</i>					
<i>Spio martinensis</i>					
Spionida					
<i>Sycon ciliatum</i>					
Venerupis					
Totaal	20.5 ± 3.3	20.2 ± 1.9	27.5 ± 3	64.6 ± 7.9	56 ± 7



Figuur 37. Verspreidingskaart van de slijkgaper *S. plana*. Hoe groter het bolletje hoe meer g afdw per m². Achtergrondkaart: Ecotopenkaart RWS 2016.

Vogels

The number of benthos-eating bird species per hectare are higher at Baalhoek than at Knuitershoek (Figure 38). At Baalhoek, the number of birds in the area with groynes seems to increase over time, while the numbers in the area without groynes remained constant (Figure 38). 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 in de period of 2020-2021. In both areas, the differences in bird numbers between the blocks with and without groynes were still observed in the last period of 2021-2022, but this period consists only of the first three months. The numbers are relatively higher than in the other periods, because bird numbers peak in the autumn in both areas.

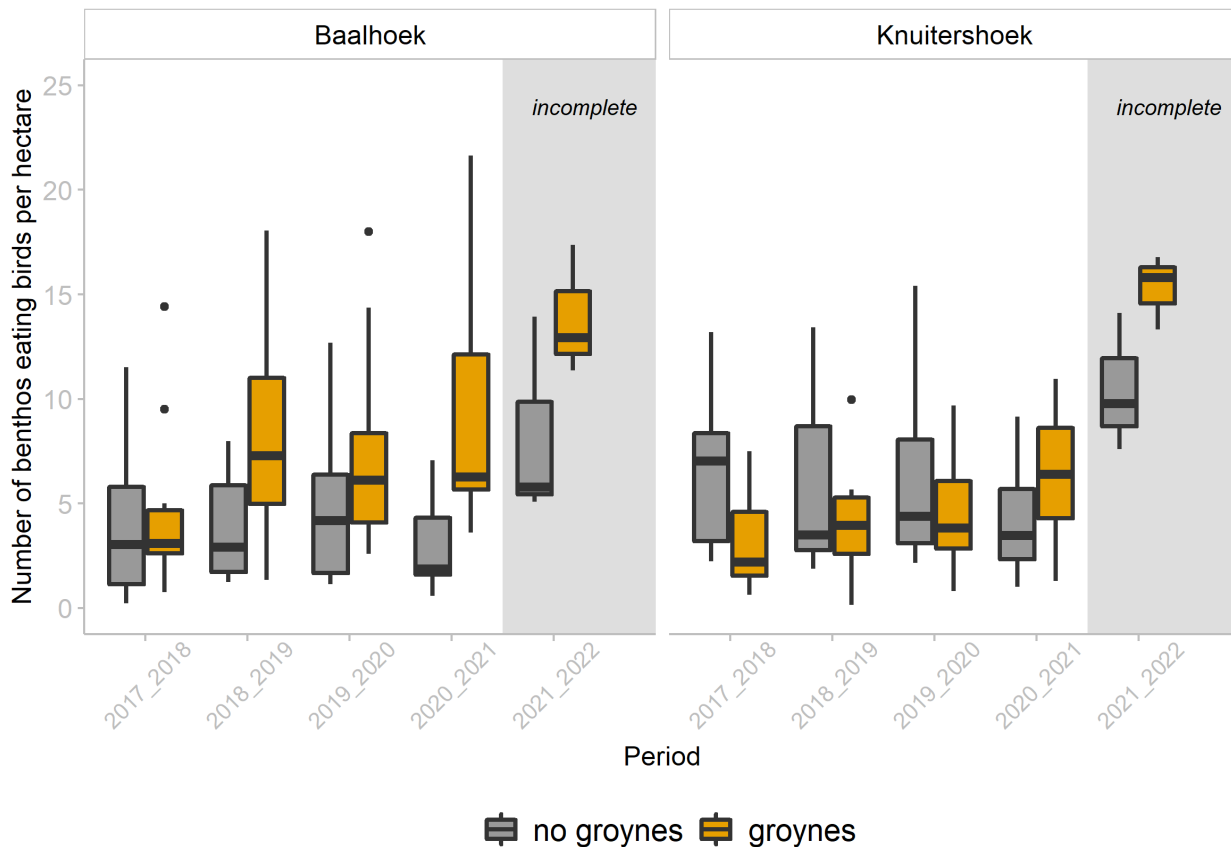


Figure 38. The number of benthos-eating bird species (waders and gulls) per hectare over the years (per period from June to July) per area (Baalhoek and Knuitershoek) and treatment (groynes and no groynes). Both areas consisted of five counting blocks, of which three blocks were under the effect of the groynes and two were not (no groynes). For the period 2017-2018, July is missing. The period 2021-2022 only consists of three months thus far (July, August and September).

The number of benthos-eating bird species per hectare in Baalhoek appeared to increase in autumn and winter for the areas with groynes. In both spring and summer, the numbers did not differ much. At Knuitershoek, the number of birds were more similar between the areas with groynes and without groynes, but there was a slight increase in the blocks with groynes in autumn (*Figure 39*). The numbers peaked in autumn for both Baalhoek and Knuitershoek. In winter, the fewest birds are counted, apart from Baalhoek in the blocks with groynes.

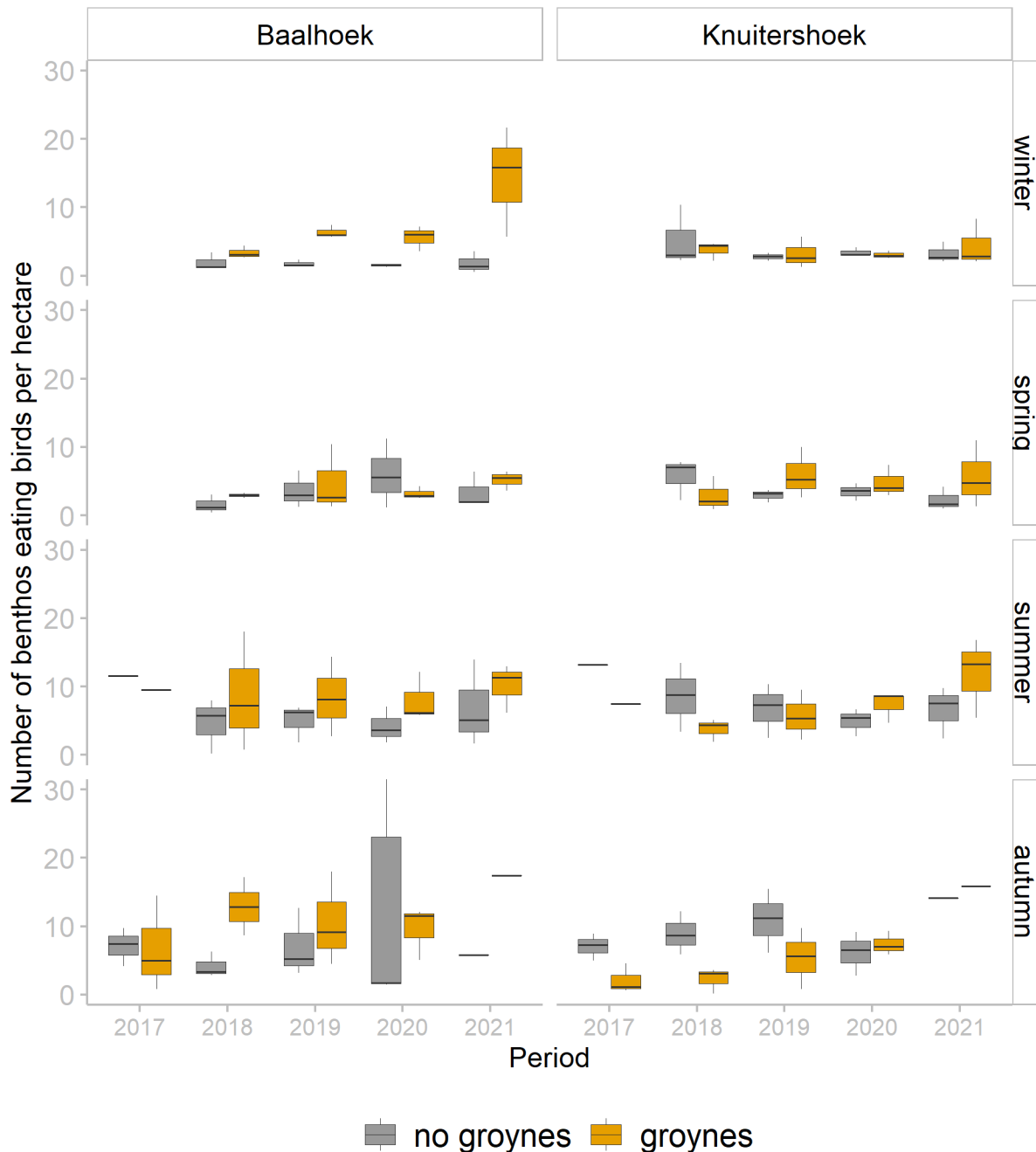


Figure 39. The number of benthos-eating bird species (wadere and gulls) per hectare per area (Baalhoek and Knuitershoek) and treatment (groynes and no groynes). Both areas consisted of five counting blocks, of which three blocks were under the effect of the groynes and two were not (no groynes). Bird counts in December are included in the winter period of the following year.

The progression in bird numbers differs per counting block. The variation between the blocks is interesting for later studies, to correlate with possible changes in benthos biomass and density or abiotic conditions. At Baalhoek, the number of benthos-eating bird species increased in blocks 3 and 4. At Baalhoek, the most clear increase was seen for counting block 5, the raised beach, from 2018_2019 onwards (Figure 40).

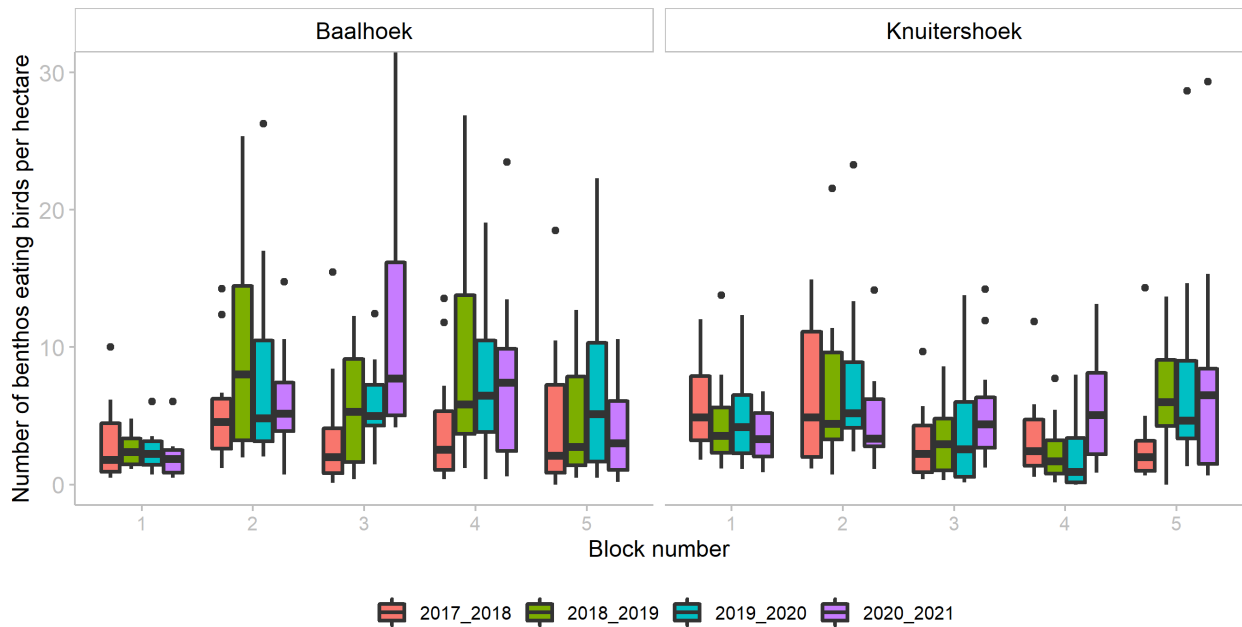


Figure 40. Number of benthos eating bird species (waders and gulls) per hectare per area (Baalhoek and Knuitershoek) and counting block. At Baalhoek, sections 1 and 5 belong to the control blocks, and sections 2, 3 and 4 to the blocks with groynes. Counting blocks 1 and 2 at Knuitershoek belong to the 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 (Figure 41). Baalhoek is close to Saeftinghe, where several duck species are common. In both areas, there was a peak in benthos-eating waders and gulls in autumn. There is no clear shift in bird categories over time.

The ten most common species differ between Baalhoek and Knuitershoek. The most common species at Baalhoek are black-headed gulls, Eurasian wigeons and oystercatchers. In particular, the average number of Oystercatchers seems to have increased in the counting blocks with groynes (). Furthermore, the number of shelducks (although low) and Eurasian wigeons increased slightly in the first years in both areas. The most common species at Knuitershoek are the black-headed gull, Eurasian curlew, herring gull and oystercatcher. Black-headed gulls increased in the area with groynes. In the last year (2021-2022), the common redshank, oystercatcher and Eurasian wigeon were counted in slightly higher numbers in the blocks with groynes compared to previous years.

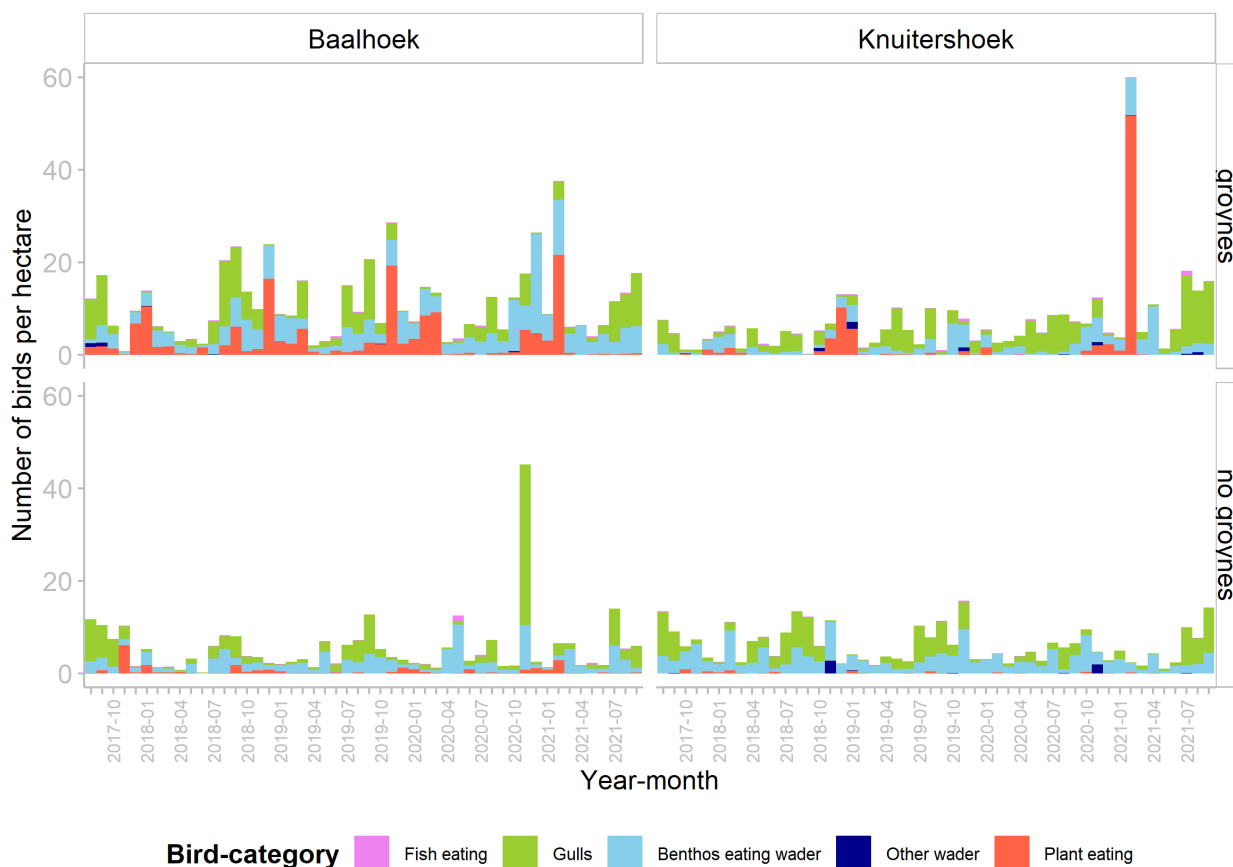
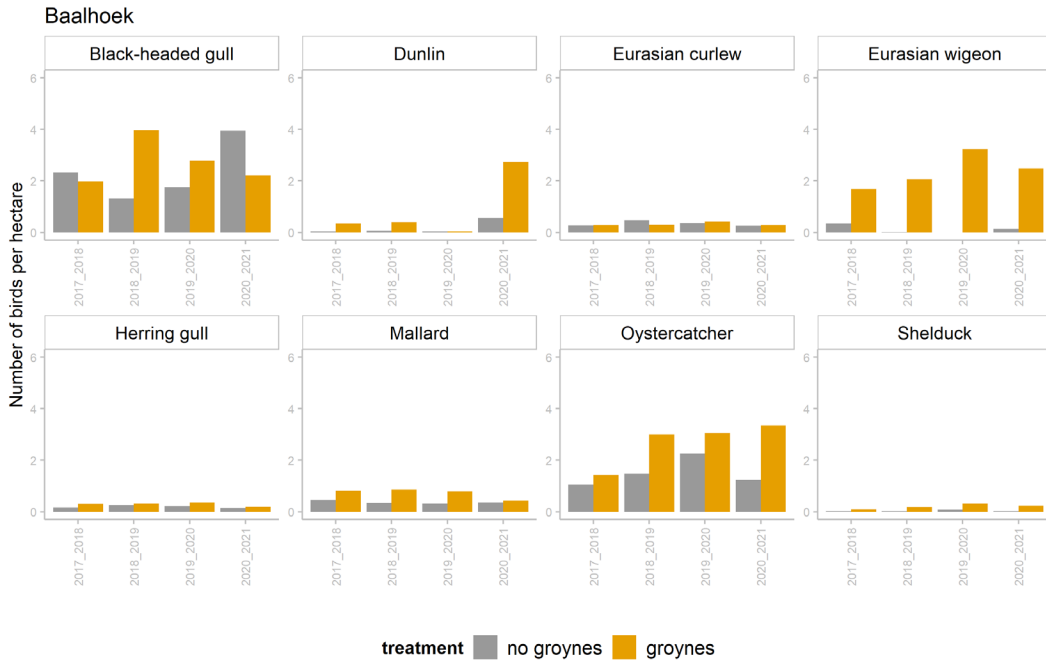


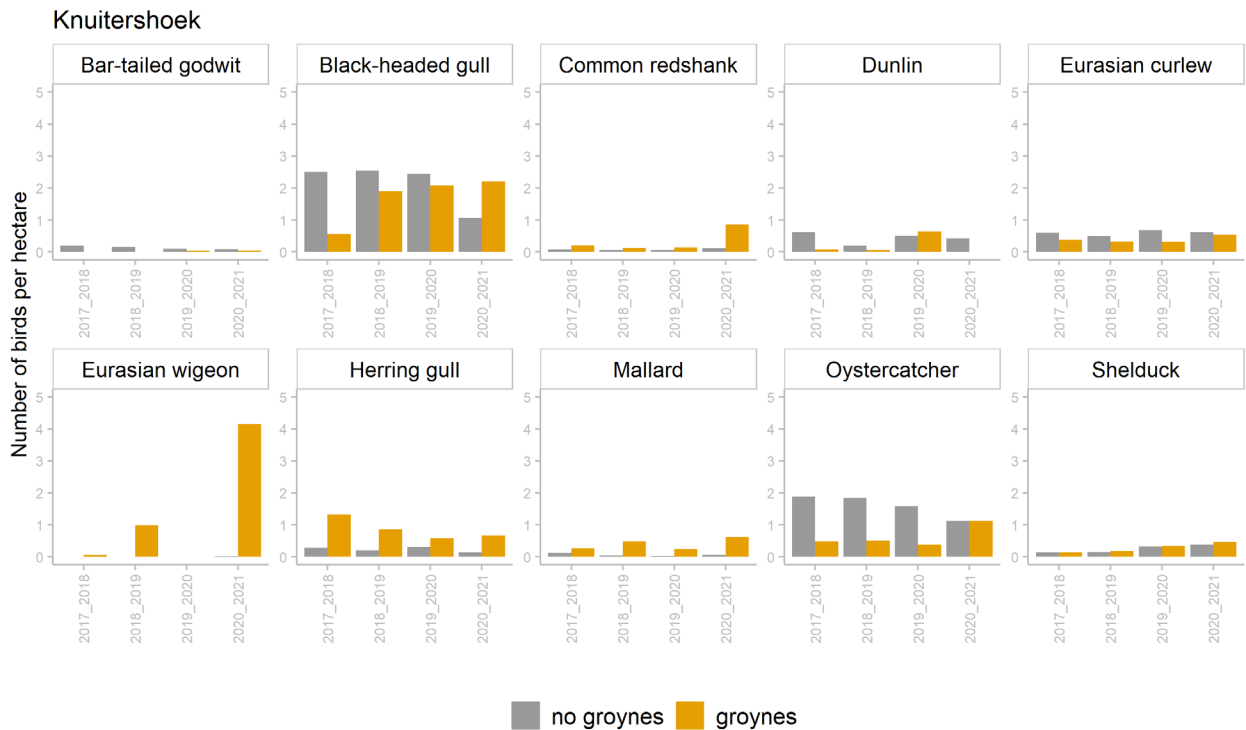
Figure 41. The average number of birds per hectare per area and treatment. Bird species are assigned to a bird category. The category “benthos eating ducks” are left out of this graph because of very low numbers. Both areas consisted of five counting blocks, of which three blocks were under the effect of the groynes and two were not (no groynes).



Figuur 42. Proportion of birds per category per area and treatment. Category “benthos eating ducks” are left out of this graph because of very low numbers. Both areas consisted of five counting blocks, of which three blocks were under the effect of the groyne and two were not (no groyne). For the period 2017-2018, July is missing.

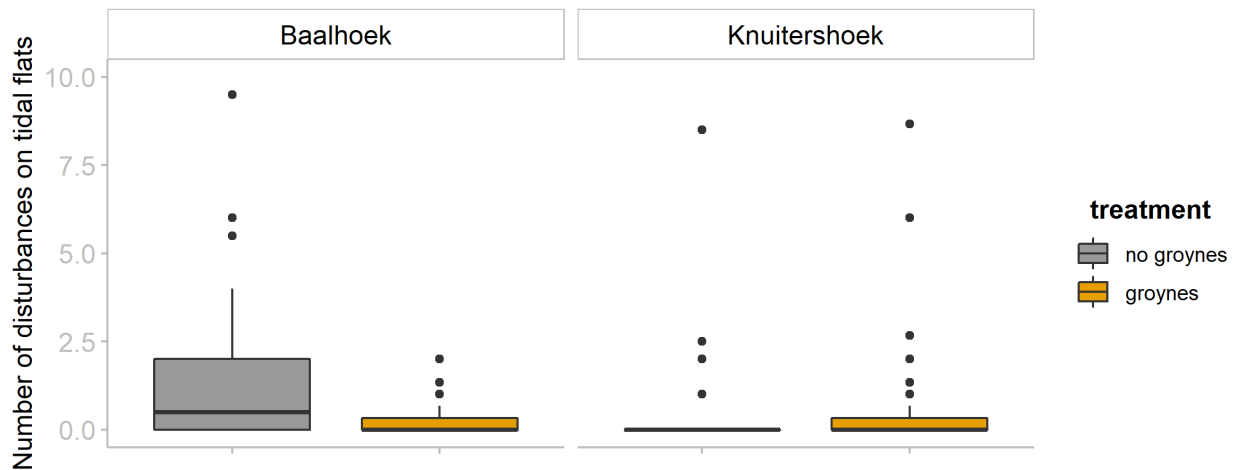


Figuur 43. The average number per hectare over bird-years for the eight most common species in Baalhoek. The Canada goose and Greylag goose are left out of the selection of the ten most common species due to very low average numbers per bird-year. For bird-year 2017-2018, July is missing.



Figuur 44. The average number per hectare over bird-years for the ten most common species in Knuitershoek. For bird-year 2017-2018, July is not counted.

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 they have to forage with low tide. Disturbance differs between the areas; at Baalhoek there is more disturbance from people walking than at Knuitershoek, and the number of disturbances are higher in the area with no groynes. People walking on the mudflat disturb the birds (visual observations), but whether this disturbance has a significant effect on bird numbers or not has to be investigated in future.



Figuur 45. The number of disturbances (mostly people entering the mudflat) per area and treatment.

Laagwatertellingen en hoogwatertellingen van Baalhoek moeten nog uitgewerkt worden en zullen in het eindrapport gepresenteerd worden.

Dit geldt eveneens voor de relaties tussen de soortenrijkdom, dichtheid en biomassa met de sedimentsamenstelling, droogvalduur en stroomsnelheid. Daarnaast zal de relatie met het voorkomen van vogels en bodemdieren onderzocht worden.

3. Grootschalige netto sedimentatie snelheden

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

3.1 Doelstelling

- Het projectteam voorzien van ruimtelijke patronen (tiental raaien) van hoogtegegevens, op basis waarvan kan worden beoordeeld of de gewenste sedimentatiesnelheid wordt gehaald en eventueel maatregelen genomen moeten worden om de sedimentatiesnelheid bij te sturen;

Vraagstelling

- Hoe groot is de sedimentatie snelheid in de projectgebieden en nevengebieden?
- Welke processen bepalen de sedimentatie snelheid in de projectgebieden in nevengebieden?
- Hoe kan eventueel de sedimentatie snelheid worden beïnvloed, in het geval de sedimentatiesnelheid niet voldoet aan de randvoorwaarden?

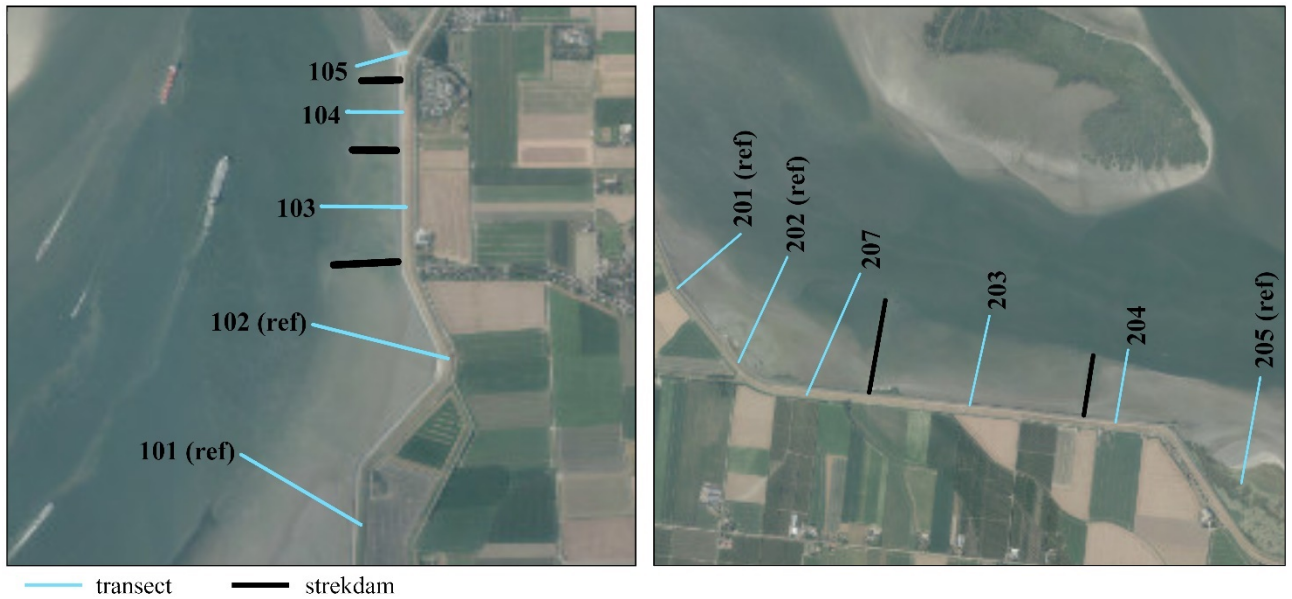
3.2 Methode

3.2.1 Dataverzameling

In de periode tussen 2016 en 2021 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 beide locaties 13 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 46 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, Leica Geosystems) met horizontale en verticale meetnauwkeurigheden van respectievelijk 8 en 13 mm.



Figuur 46. 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.

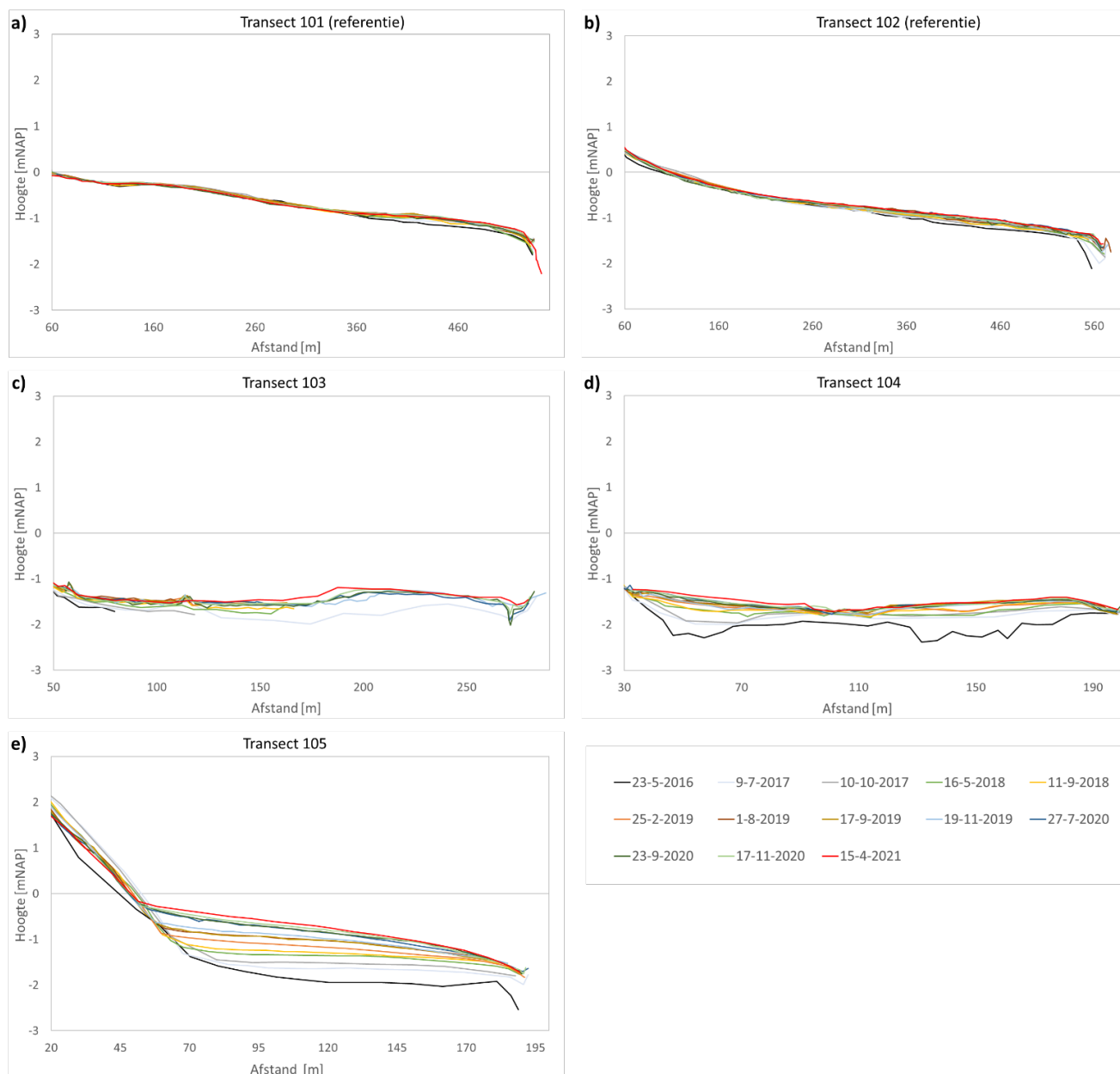
3.2.2 Data analyse

De verzamelde hoogtegegevens zijn met behulp van Matlab en MS Excel 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.

3.3 Resultaten

3.3.1 Knuitershoek

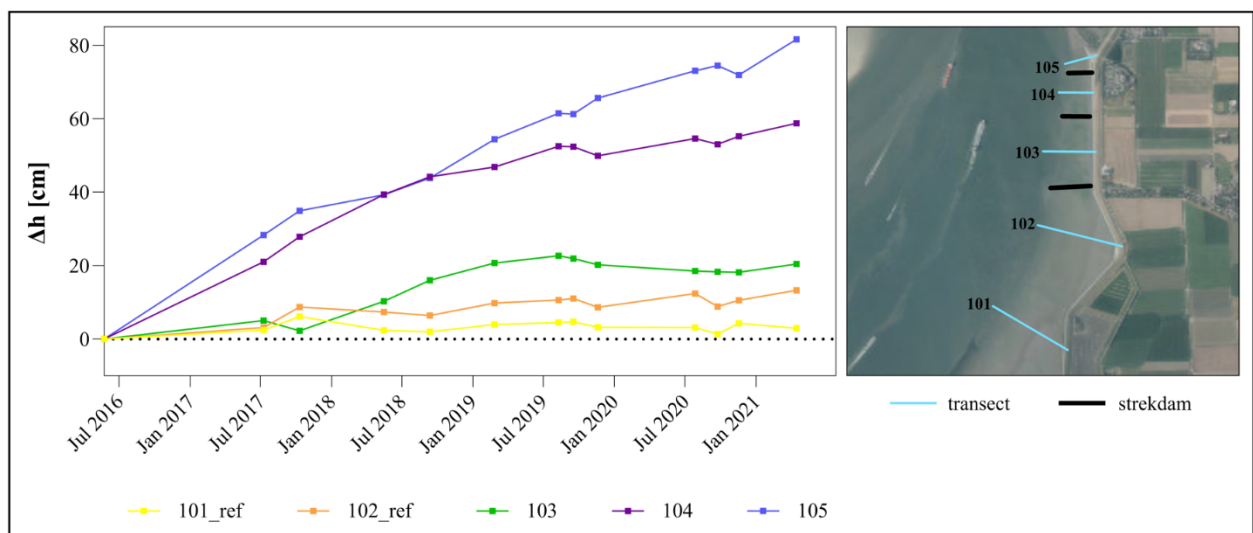
In Figuur 47 is een overzicht opgenomen van de hoogtemetingen die in de periode tussen 2016 en 2021 zijn uitgevoerd op de locatie Knuitershoek. De hoogtegegevens uit 2016, die zijn verzameld voorafgaand aan de aanleg van de strekdammen, zijn weergegeven met een zwarte trendlijn (n.b deze is niet altijd goed zichtbaar vanwege de soms hoge dichtheid aan trendlijnen). De meest recente hoogtemetingen van april 2021 worden weergegeven door middel van de rode trendlijn.



Figuur 47. Overzicht van de uitgevoerde hoogtemetingen op de locatie Knuitershoek, in de periode tussen 2016 en 2021. 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 Figuur 47 in 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. Daarentegen zijn voor de transecten gelegen in de projectgebieden (i.e. 103, 104 en 105) 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 hoogtetoe name 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. geeft inzicht in de accumulatieve hoogteverandering die per transect heeft plaatsgevonden in de periode tussen 2016 en 2021. Hieruit blijkt dat de hoogte ter plaatse van de transecten 103, 104 en 105 is toegenomen met respectievelijk 20 cm, 60 cm en 80 cm. Ter plaatse van de transecten 101 en 102 heeft een hoogtetoe name plaatsgevonden van respectievelijk 3 cm en 13 cm.

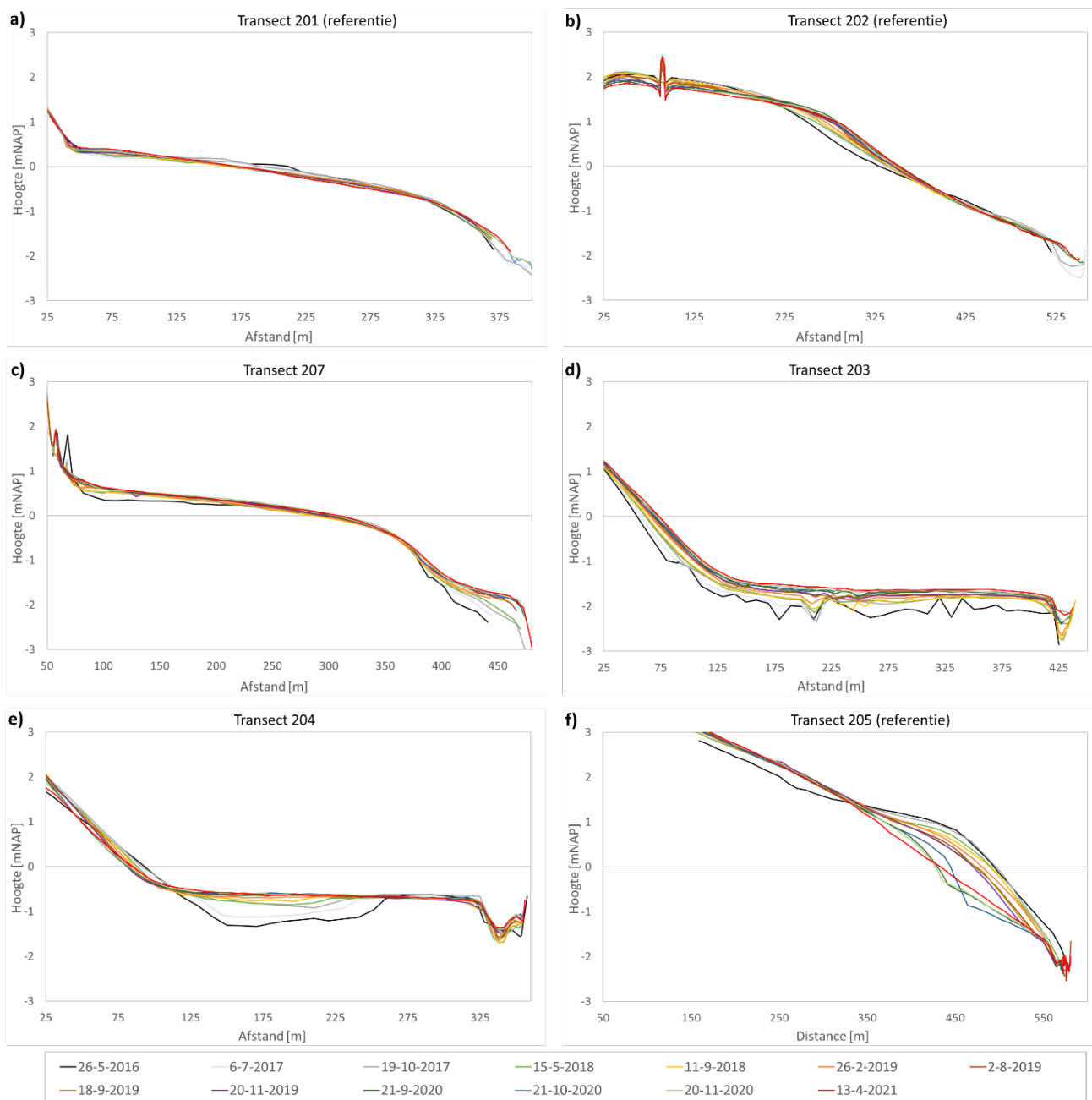
Op basis van de laatste meetgegevens lijken de hoogteveranderingen ter plaatse van transect 103 te zijn gestabiliseerd. Ter plaatse van de transecten 104 en 105 lijkt sprake te zijn van een continuering van de hoogtetoe name. De gemiddelde aanslibbingssnelheid nabij de strekdammen in Knuitershoek in de meetperiode tussen 2016 en 2021 bedroeg $11,2 \text{ cm.jaar}^{-1}$. De maximale aanslibbingssnelheid bedroeg lokaal $16,6 \text{ cm.jaar}^{-1}$.



Figuur 48. Accumulatieve hoogteverandering in de tijd ter plaatse van vooraf gedefinieerde transecten ter plaatse van de locatie Knuitershoek.

3.3.2 Baalhoek

De hoogtegegevens die in de periode tussen 2016 en 2021 zijn verzameld in Baalhoek zijn opgenomen in Figuur 49. In de grafieken worden de hoogtegegevens van de eerste metingen uit 2016 weergegeven met een zwarte trendlijn (n.b. deze is niet altijd goed zichtbaar vanwege de soms hoge dichtheid aan trendlijnen). De meest recente hoogtemetingen van april 2021 worden weergegeven door middel van een rode trendlijn.



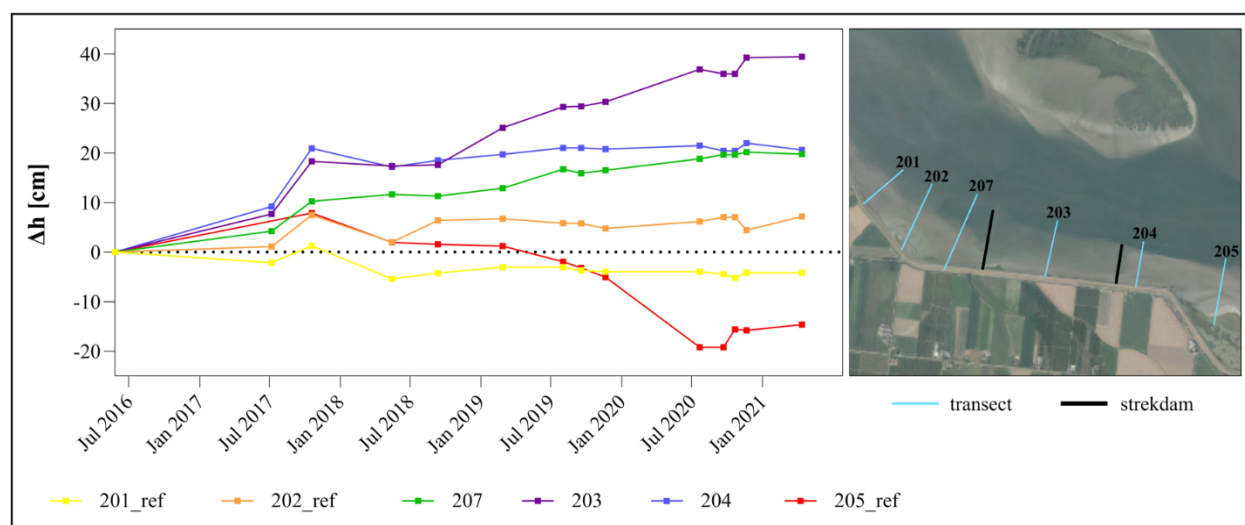
Figuur 49. Overzicht van de uitgevoerde hoogtemetingen op de locatie Knuitershoek, in de periode tussen 2016 en 2021. De transecten 201, 202 en 205 betreffen referentietransecten (a, b en f, respectievelijk). De transecten 207 en 203 en 204 zijn gelegen in de projectgebieden (c, d en e, respectievelijk).

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 hoogtetoename.

Daarnaast laten de meetgegevens zien dat ter plaatse van de transecten 203 en 204 een significante toename van de hoogte heeft opgetreden. 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. Echter 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 optreedt. Dat wil zeggen, de hoger gelegen sedimenten lijken zich in neerwaartse richting te verplaatsen.

In Figuur 50 worden de accumulatieve hoogteveranderingen in de periode 2016-2021 per transect weergegeven. Voor transect 203 is een accumulatieve hoogtetoename vastgesteld van circa 40 cm. Door de opwaartse trend lijkt er sprake te zijn van een continuering van de hoogtetoename, zij het in beperkte mate. Ter plaatse van de transecten 204 en 207 lijkt de hoogtetoename te zijn gestabiliseerd. Voor zowel transect 204 als transect 207 is sinds 2016 een gemiddelde hoogtetoename van ongeveer 20 centimeter bereikt. De gemiddelde aanslibbingssnelheid nabij de strekdammen in Baalhoek in de meetperiode tussen 2016 en 2021 bedroeg $5,8 \text{ cm.jaar}^{-1}$. De maximale aanslibbingssnelheid bedroeg lokaal $8,7 \text{ cm.jaar}^{-1}$.



Figuur 50. Accumulatieve hoogteverandering in de tijd ter plaatse van vooraf gedefinieerde transecten ter plaatse van de locatie Baalhoek.

3.4 Conclusie

Voor zowel de locatie Knuitershoek als Baalhoek geldt dat ter plaatse van de transecten nabij de strekdammen een grotere toename in de hoogte wordt waargenomen ten opzichte van de transecten in de referentiegebieden. 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 het transect met 20 tot 80 cm toegenomen. De gemiddelde hoogte bij Baalhoek is in vijf jaar tijd met maximaal 20 cm toegenomen. Naar verwachting zal deze hoogtetoename bijdragen aan het gewenste doel om een toename van laag-dynamisch intergetijdengebied te realiseren.

De meetgegevens van 2020 en 2021 lijken aan te geven dat de gemiddelde hoogteligging van het slik in de komende periode verder zal gaan doorstijgen. In Knuitershoek lijkt vooral aan de noordzijde van de locatie sprake te zijn van een continuering van de hoogtetoename. In Baalhoek lijkt de hoogte van het slik tussen de strekdammen verder toe te gaan nemen. Voortzetting van de monitoring is nodig om nader te kunnen vaststellen hoe de morfologische veranderingen in Knuitershoek en Baalhoek zich in de komende periode zullen gaan ontwikkelen.

4. Begrijpen van sediment dynamiek in laag dynamisch habitat

Doelstellingen

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

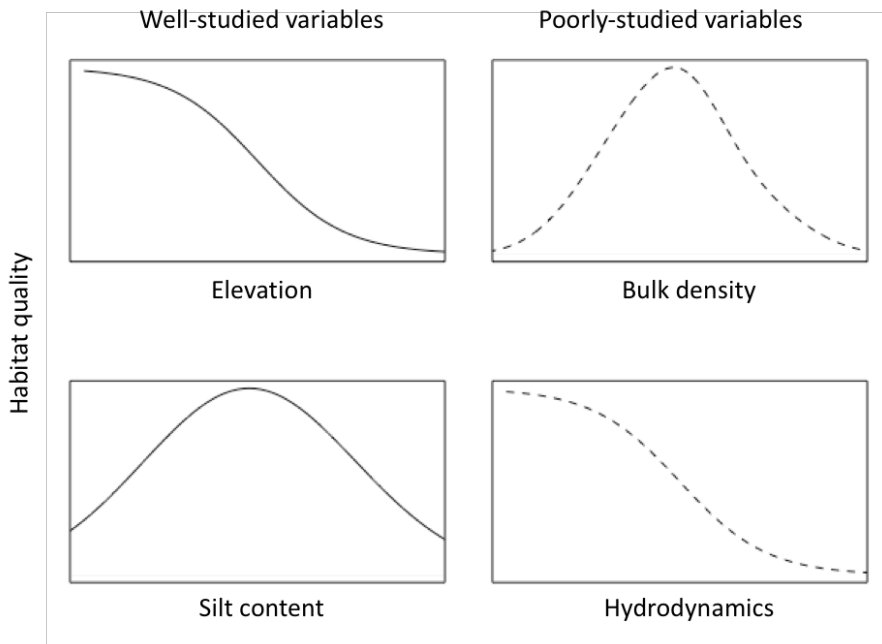
4.1 Introduction

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 may 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 52).

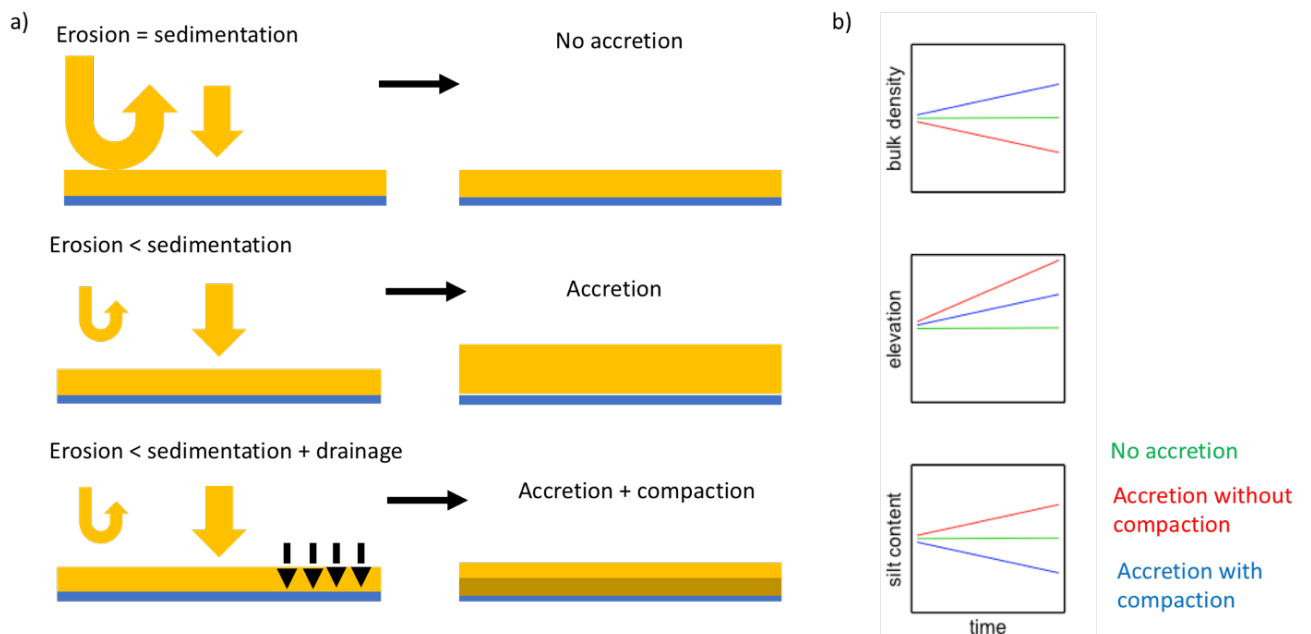
Bulk density is the dry weight of sediment divided by the wet volume and is an indicator of both water content and sediment compaction (Grabowski et al. 2011). It is also inversely related to sediment porosity, or the amount of water retained in a waterlogged sediment, which is important as porosity 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).



Figur 51. 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.



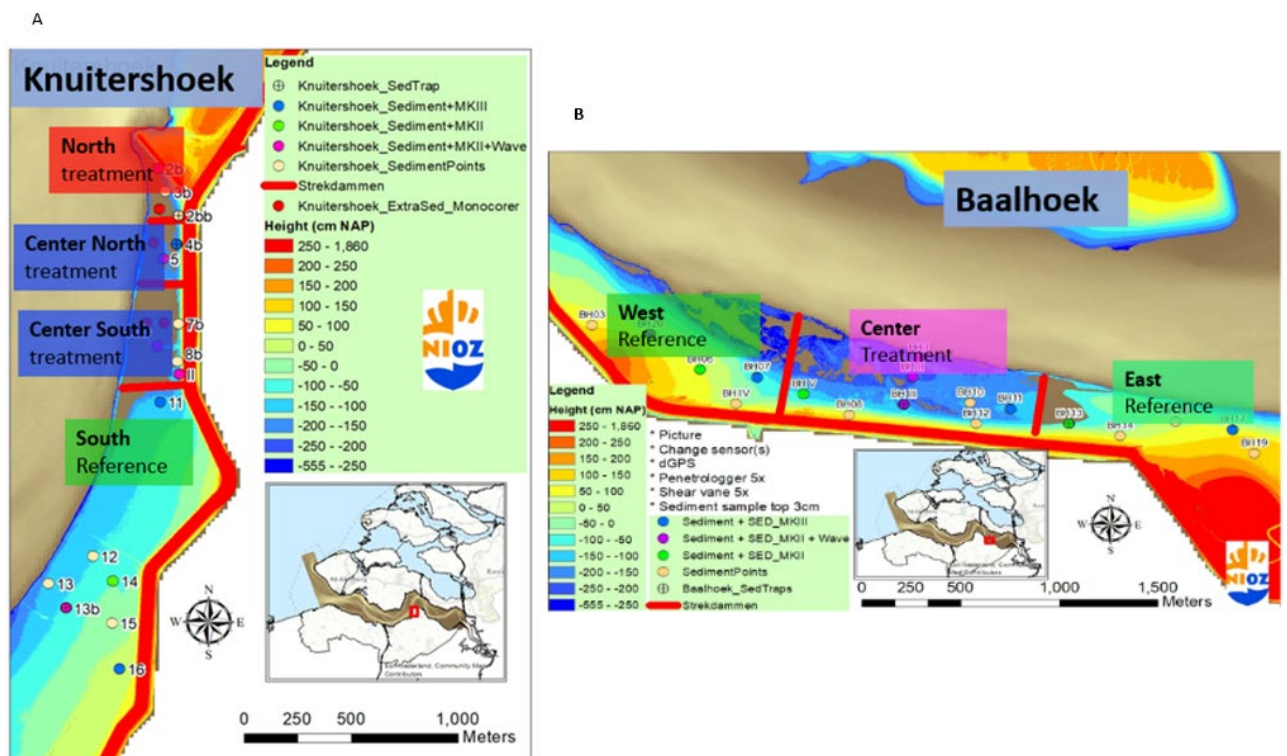
Figur 52 Schematic of the development of a tidal flat under different accretion and compaction scenarios (a). In the second panel (b) the hypothesized trajectory of three important sediment characteristics in the three scenarios illustrated in (a).

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 52.

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.

4.2 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 53.



Figuur 53. 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:

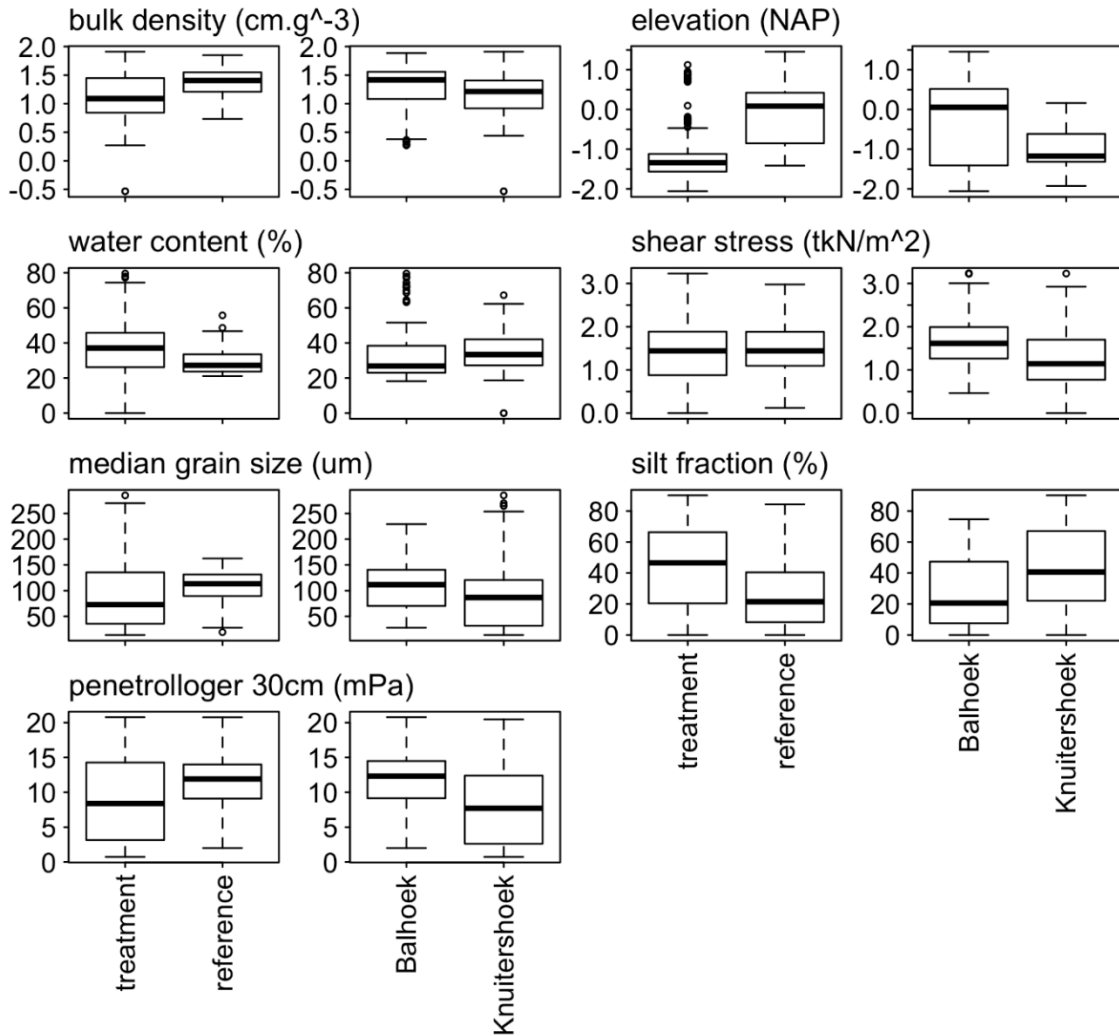
- Elevation (NAP)
- Bulk density (g cm^3)
- Water content (%)
- Shear stress (tkN m^2)
- Median grain size (μm)
- Silt fraction (%)
- Penetration resistance (mPa).

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 54 Tabel 9).



Figuur 54. 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.

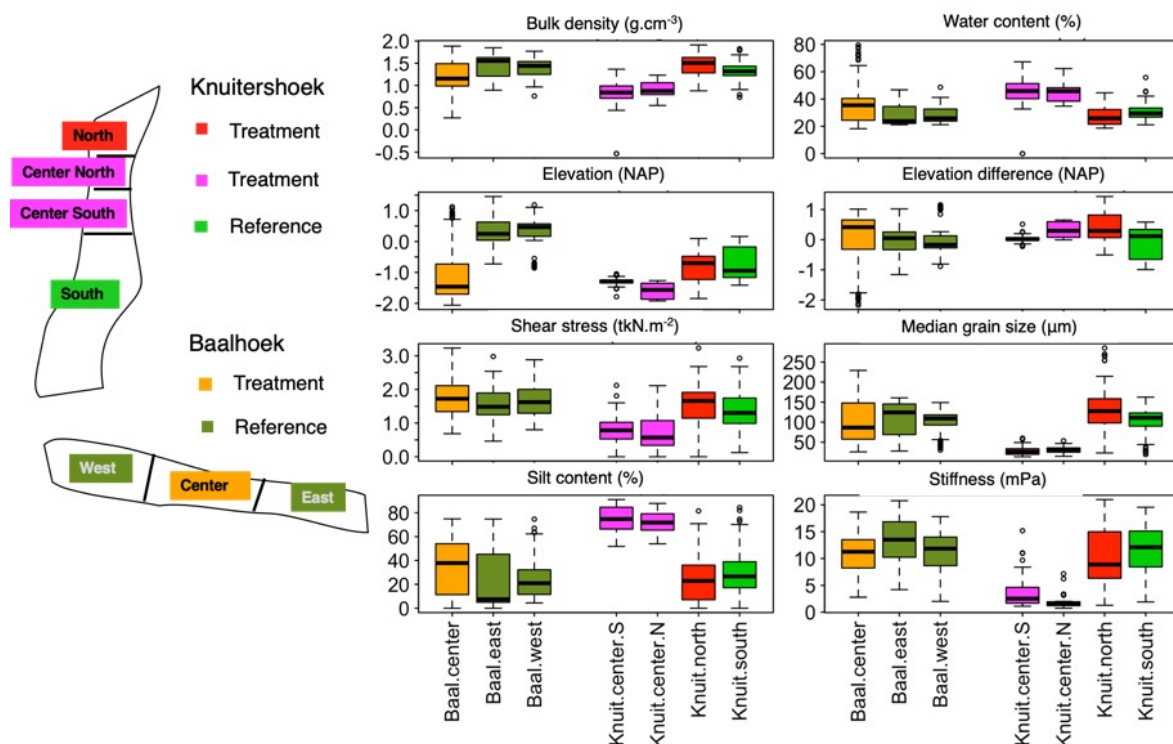
The differences in sediment characteristics between locations were driven by the treatment sites, rather than the reference sites (Figuur 55). The locations were significantly different from each other for all sediment characteristics. On average, Baalhoek presented sediment characteristics of a more 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.

Table 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 ($\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$)	1.15 (0.40)	1.42 (0.25)	1.06 (0.41)	1.3 (0.21)
Shear stress ($\text{tkN}\cdot\text{m}^{-2}$)	1.82 (0.65)	1.57 (0.49)	1.07 (0.72)	1.39 (0.54)
Median grain size (μm)	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 55. 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 > ***.

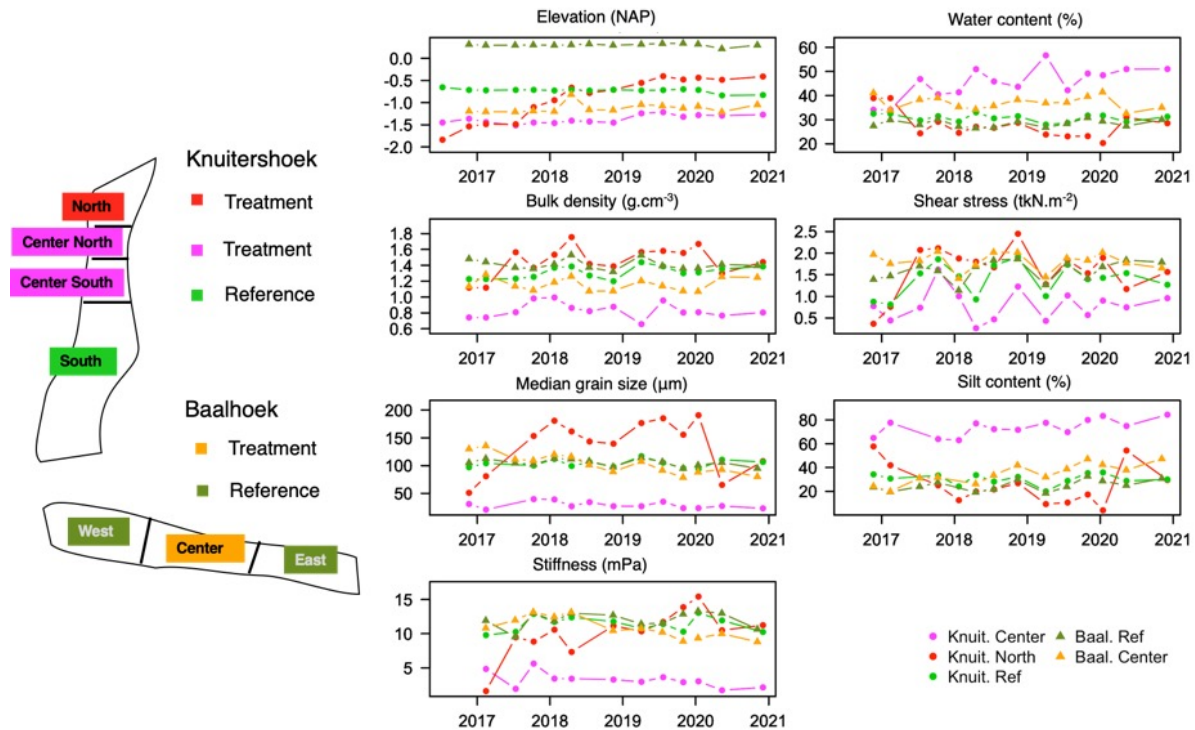
	Elevation (NAP)	Water content (%)	Bulk density (g.cm ⁻³)	Shear stress (tkN.m ⁻²)	Median grain size (um)	Silt fraction (%)	Penetrolloger 30 cm (mPa)	Penetrolloger 15 cm (mPa)
(Intercept)	(-) .	(+)	(+)	(-) **	(+)	(+)	(+)	(+)
Location (Knuitershoek)	(-) ***	(+) .	(-) **	(-) ***	(-) ***	(+) ***	(-) ***	(-)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

Temporal trends

Sediment characteristics of sites exhibited seasonality, and some appeared to follow a slight linear trend (Figuur 56). 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 55). 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 56. Time series of sediment elevation (NAP), water content (%), bulk density ($g \cdot cm^{-3}$), shear stress ($tkN \cdot m^{-2}$), median grain size (μm), 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

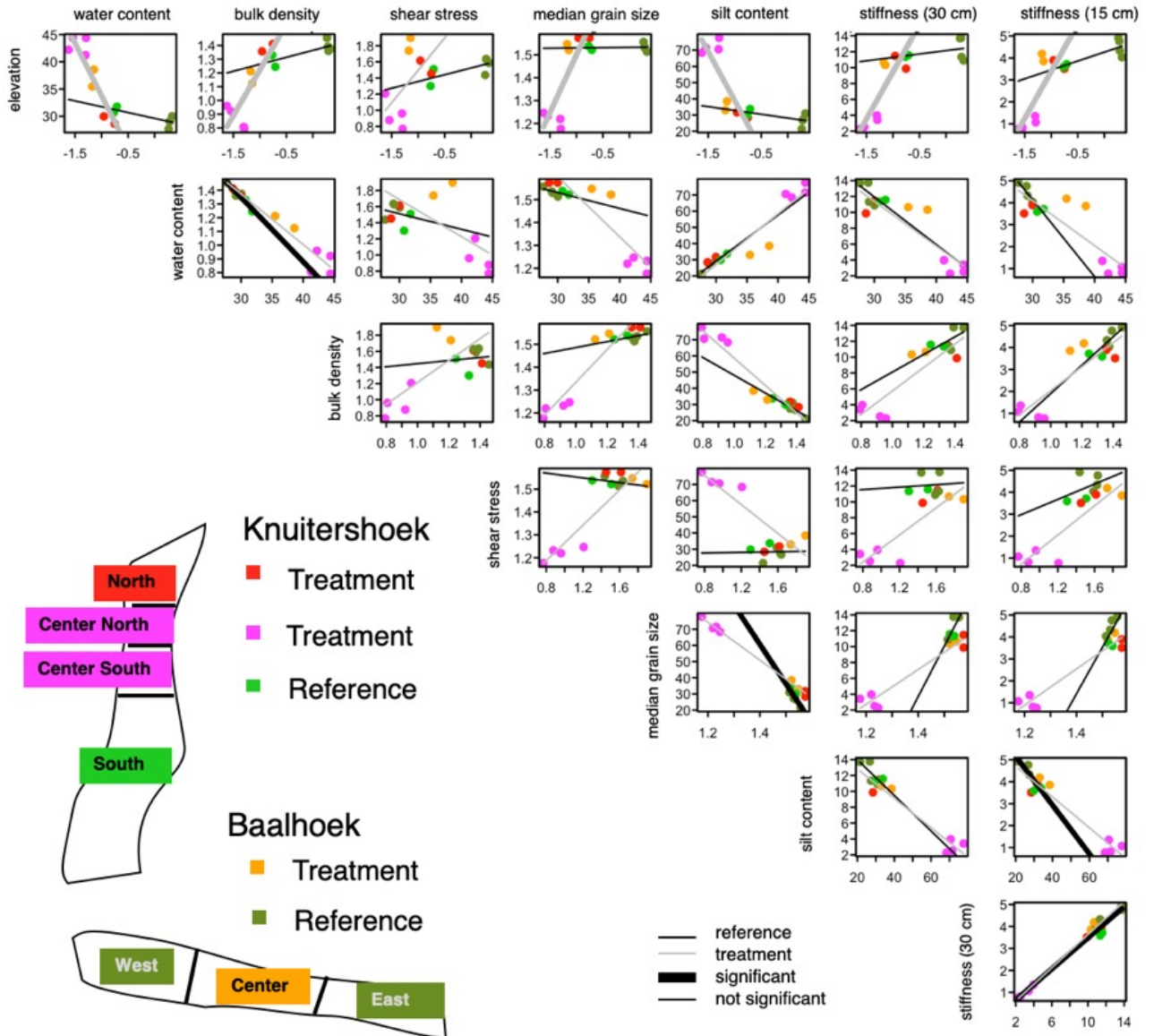
The sediment characteristics were strongly correlated with each other. As we already mentioned, three sets of the variables: bulk density and water content, median grain size and silt content, penetration resistance (30 cm) and penetration resistance (15 cm), were derived from similar measurements.

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.

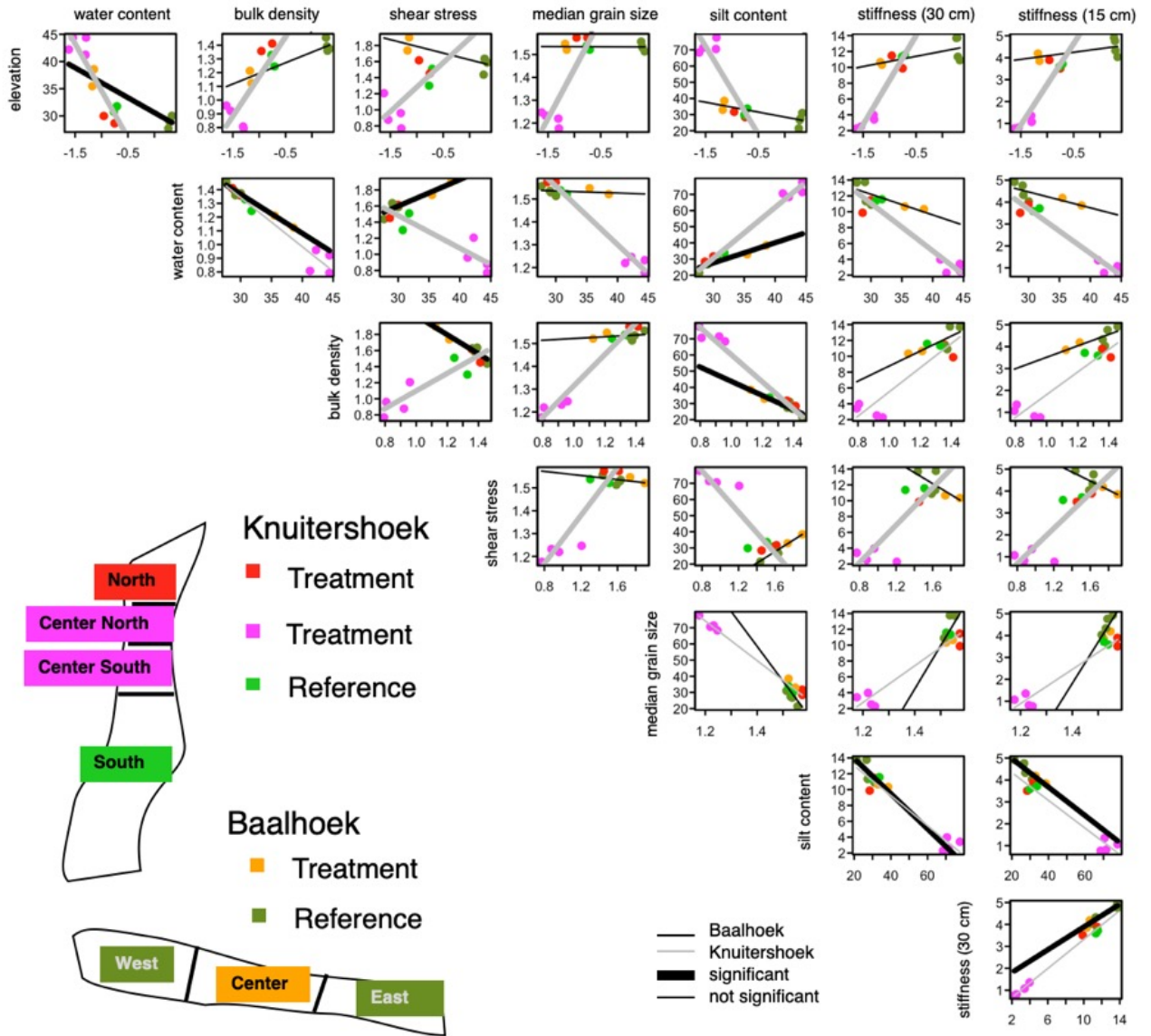
Tabel 11. Pearson's correlation coefficients for sediment characteristics. We excluded empty observations, which means that we used 99 sampling instances in all. Grey squares represent correlations with variables that are derived from similar measurements.

	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 (Figuur 57). 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 58). 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.



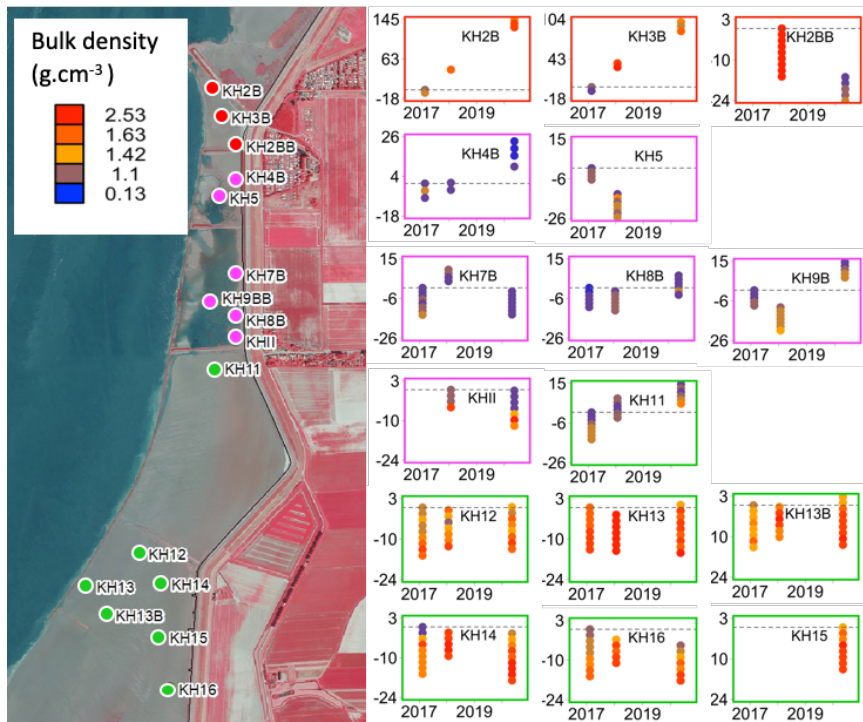
Figur 57. Correlations between variables with fits from linear models to data partitioned between reference and treatment sites for elevation (NAP), water content (%), bulk density ($\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$), shear stress ($\text{tkN}\cdot\text{m}^{-2}$), median grain size (μm), and silt content (%), 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 58. Correlations between variables with fits from linear models to data partitioned between Baalhoek and Knuitershoek sites. for elevation (NAP), water content (%), bulk density ($\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$), shear stress ($\text{tkN}\cdot\text{m}^{-2}$), median grain size (μm), 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 depths, by the use of sliced (2cm) cores till 20 cm deep, results are shown in Figure 59.

a)



b)

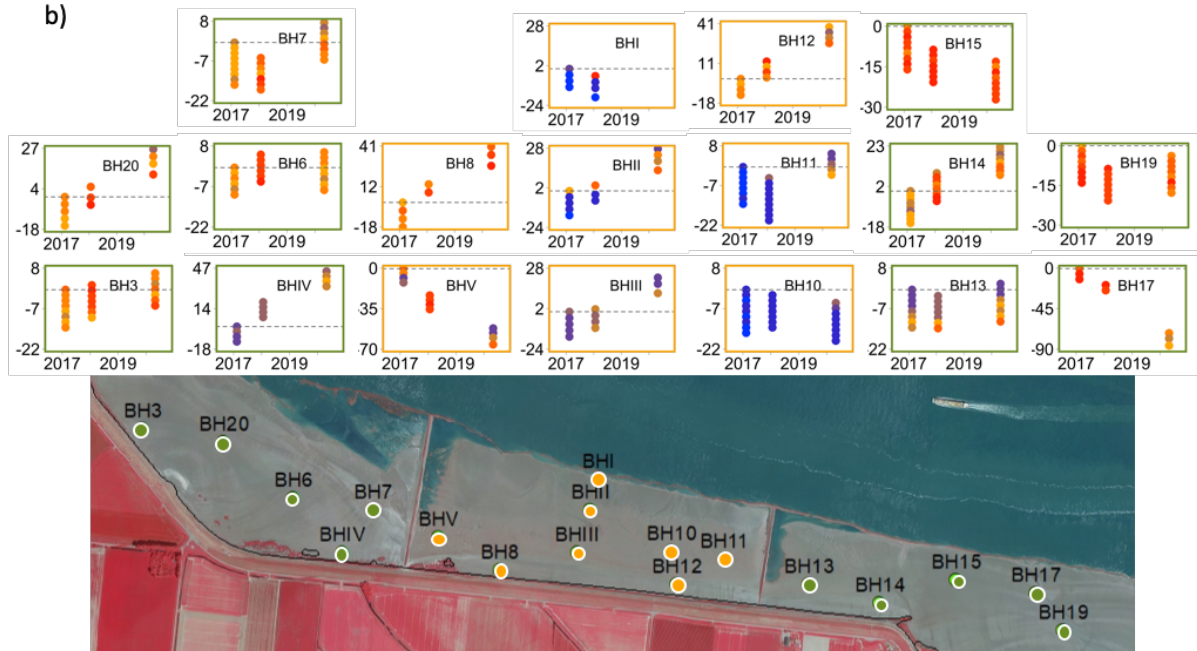
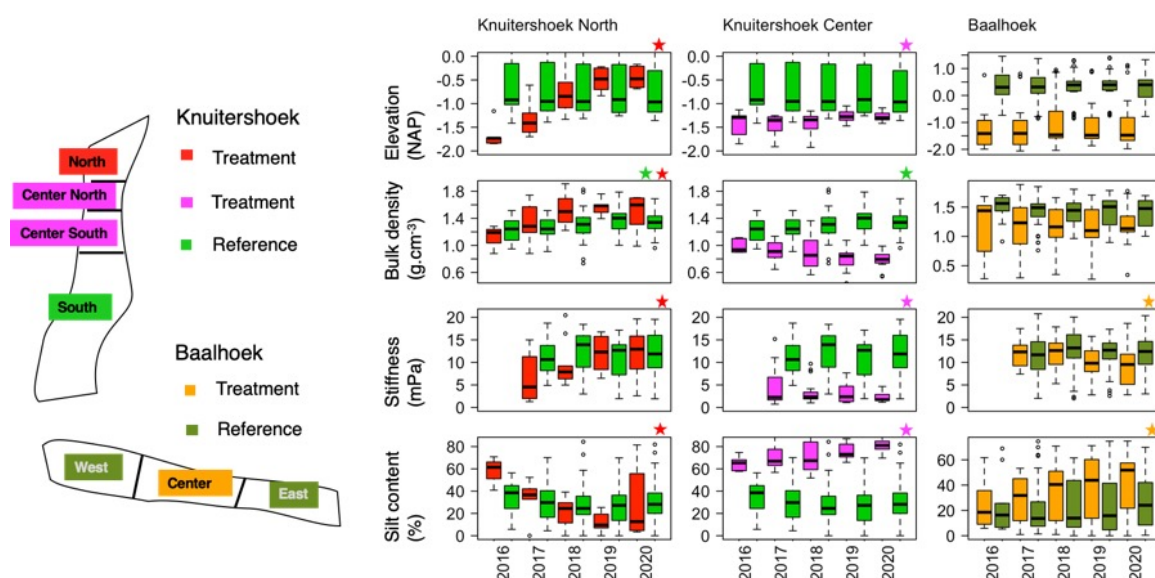


Figure 59. Bulk density of sediment from 0 to 20 cm in 2 cm thick slices at the sampling points in Knuitershoek (a) and Baalhoek (b), taken in 2017, 2018, and 2020. The y-axis represents the sediment height (cm) relative to the starting 2016 elevation (dotted line, or "0 cm"). The vertical position of the bulk density depth profiles are corrected for the sampling moment's elevation change compared to 2016.

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 penetrometer 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 60). 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 60). 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 60. The evolution of sediment elevation (NAP), bulk density ($\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$), 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.

4.3 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 gevegd. 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

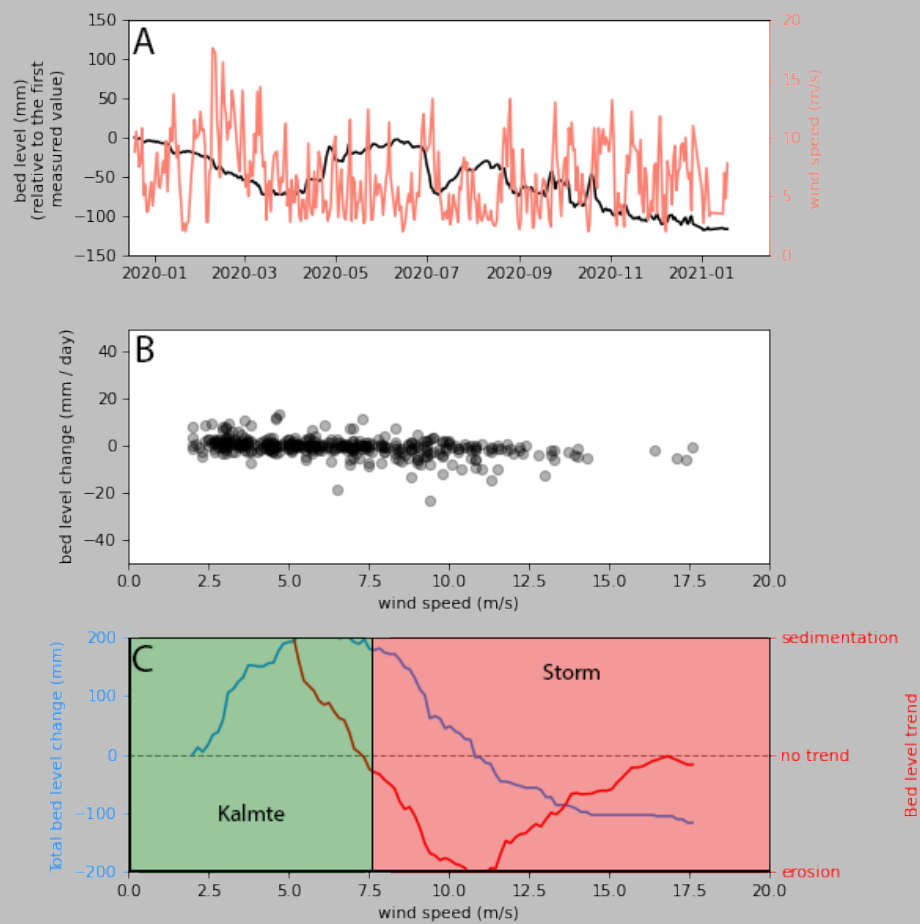
Het meten van de veranderingen in bodemhoogte door de optische SED-sensoren is gebaseerd op het meten van omgevingslicht over een 400mm lange meetsectie met 200 lichtgevoelige cellen welke verticaal in de bodem geplaatst is (Hu et al., 2015). Tijdens laagtij, wanneer de sensor droog staat, ontvangen 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 verandert. 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 windsnelheden 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 61-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 61-C, blauwe lijn) en de trend in de bodemhoogteverandering (Figuur 61-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.



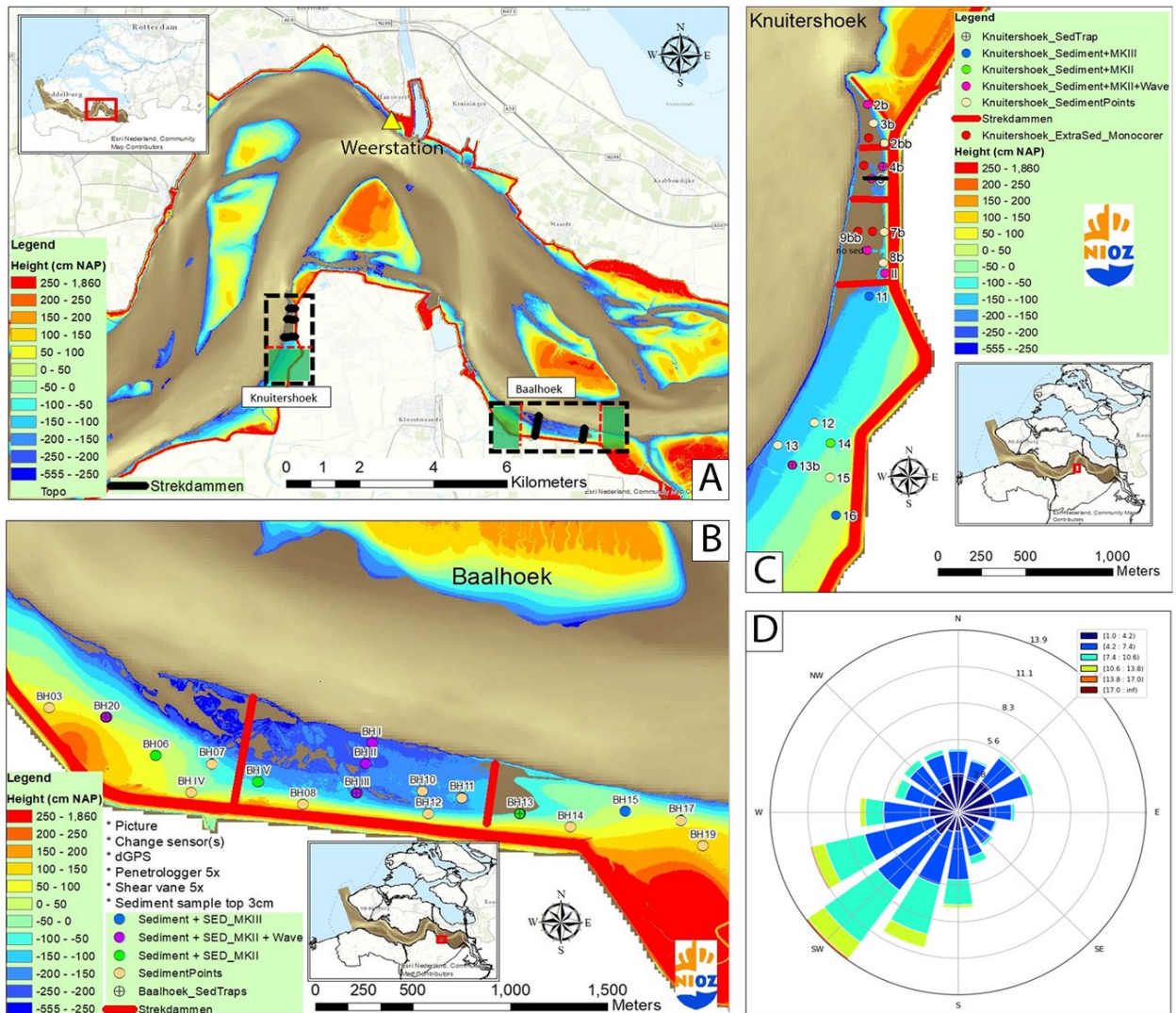
Figuur 61. Voorbeeld van morfodynamische analyses aan de hand van SED- en meteorologische data, waarbij de relatie tussen dagdagelijkse bodemhoogteveranderingen en windsnelheden wordt vergeleken. (A) Tijdreeksen van bodemhoogte gemeten met de SED-sensor en windsnelheid (KNMI). (B) de relatie van windsnelheid 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 62, 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 62B-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 62. 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

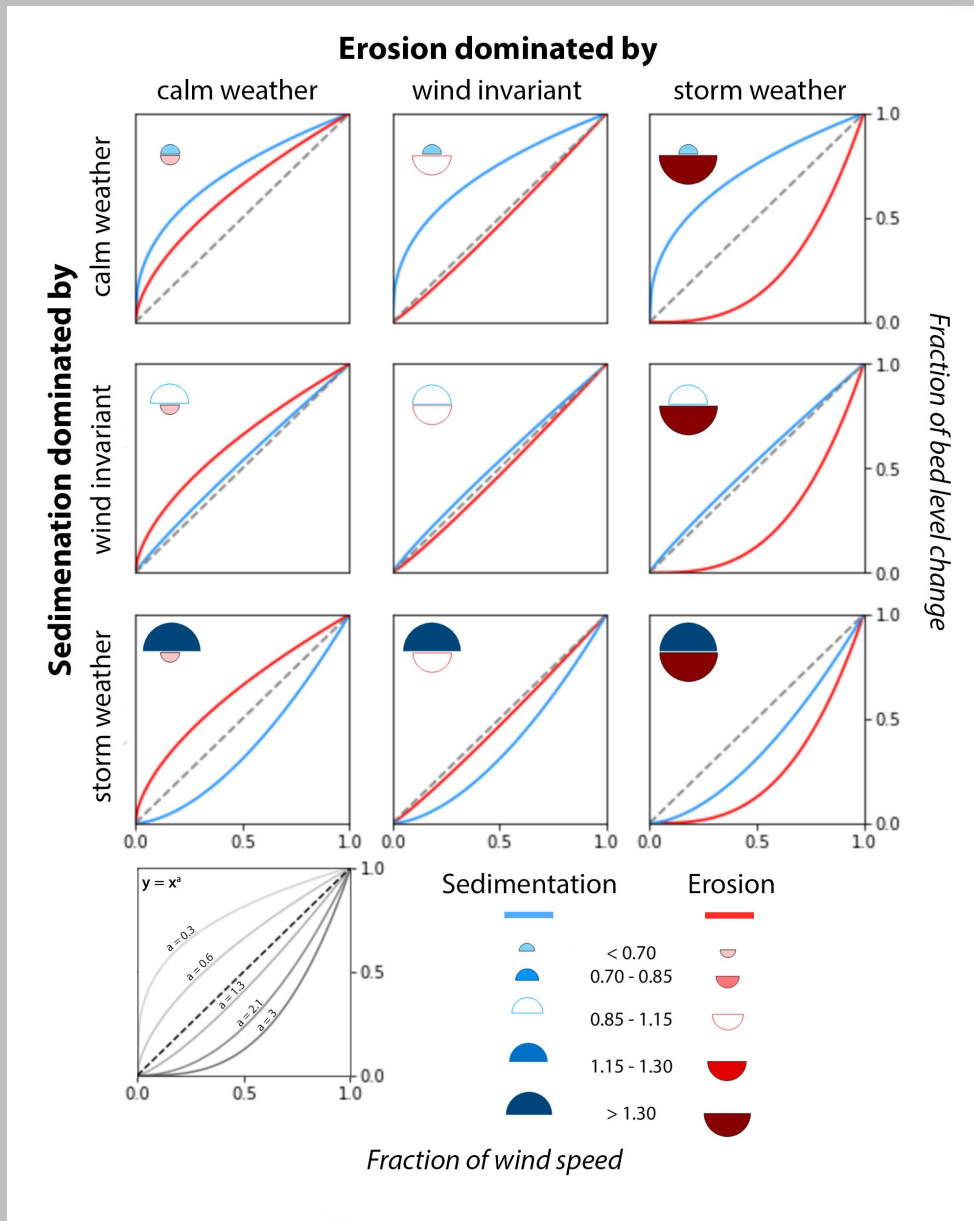
Tabel 12. Inzet SED-sensoren bij de buitendijkse maatregelen.

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 *morfo-dynamische 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 morfo-dynamische 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 62A, D

Box 2: Morfodynamische signatuur van de meteorologische forcering

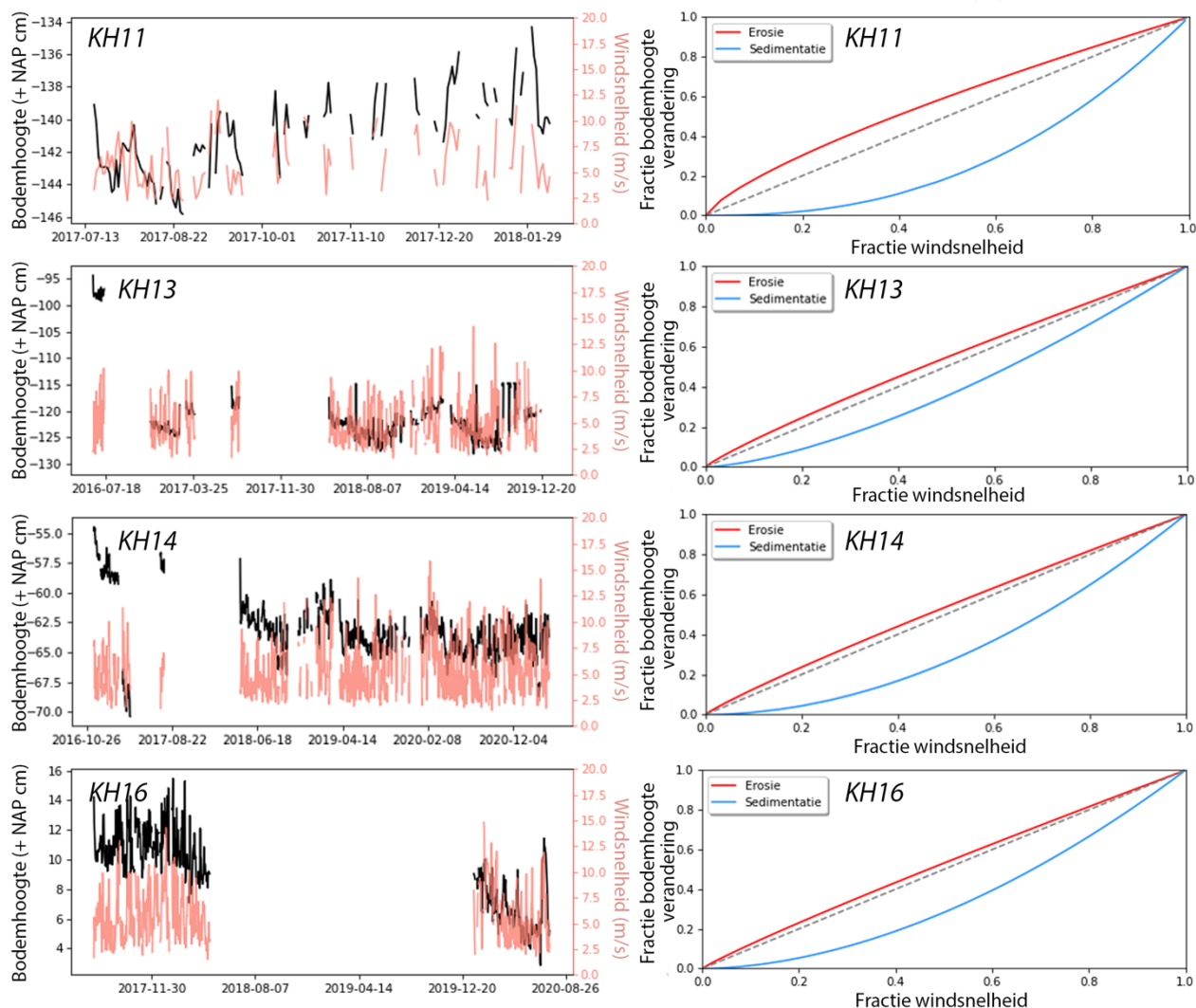
De *morfodynamische signatuur van de meteorologische forcering* is de bepaling van de stormgevoeligheid van de locatie. Stormachtige winden zullen bijvoorbeeld minder vaak voorkomen dan kalmere condities, terwijl zeer kalme condities bijvoorbeeld ook weer zeldzaam kunnen zijn. Zodoende is het belangrijk 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 63 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 a de intensiteit van de morfodynamische forcering aangeeft. Een exponent a van 1, komt overeen met de 1:1 lijn in Figuur 63 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 63 heeft een sedimentatie die gedomineerd wordt door kalm weer en erosie welke gedomineerd wordt door stormachtig weer.



Figuur 63. Mogelijke scenario's van de morfodynamische signatuur van de meteorologische forcering, en ter identificatie enkele curves voor verschillende a waarden.

Knuitershoek

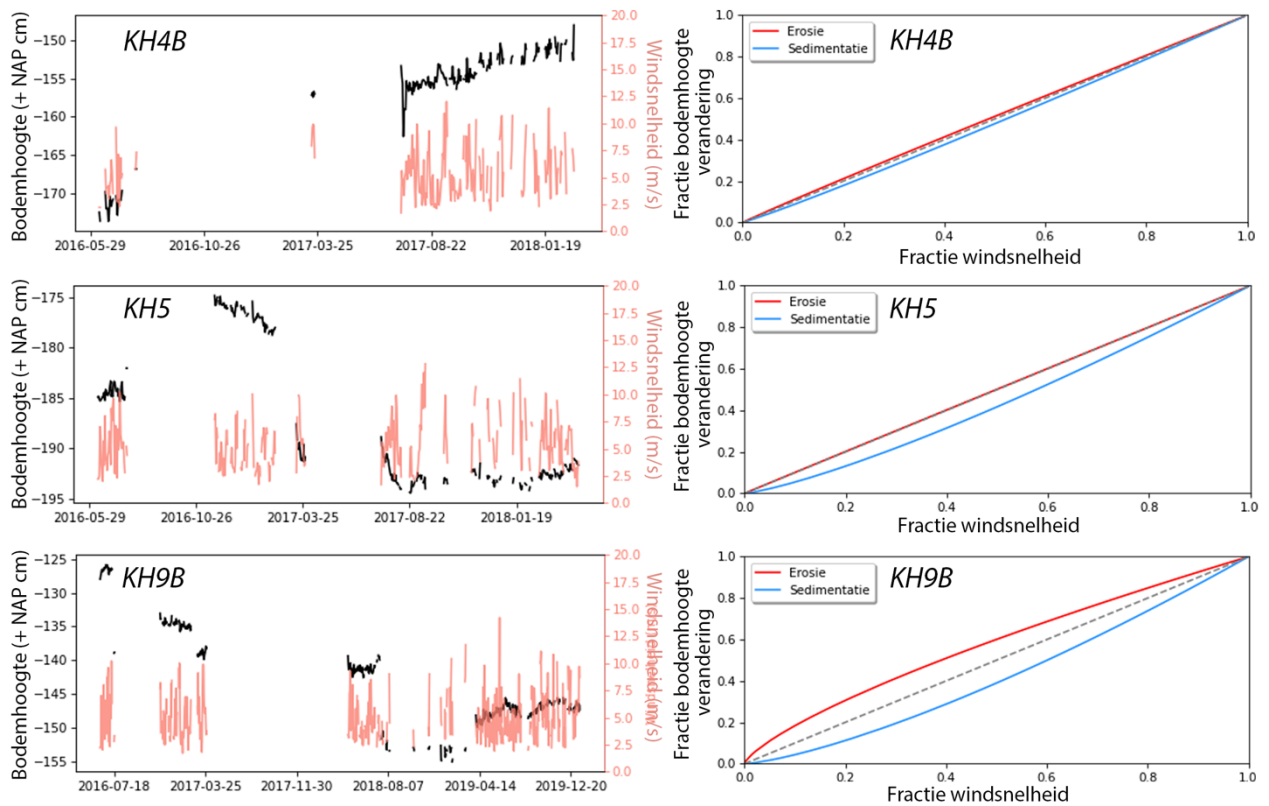
De referentielocaties (KH11, KH13, KH14 en KH16) in Knuitershoek laten een stabiele bodemhoogte zien met een totale verandering van +/- 10-20 cm over de gemeten 4 jaar (Figuur 64). Over de gemeten periode vinden geen bijzonderheden plaats en varieert de dagelijkse sediment-dynamiek tussen de 0.5 tot 2 cm. Vanuit de tijdreeksen zijn geen sterke seizoensale 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 64).



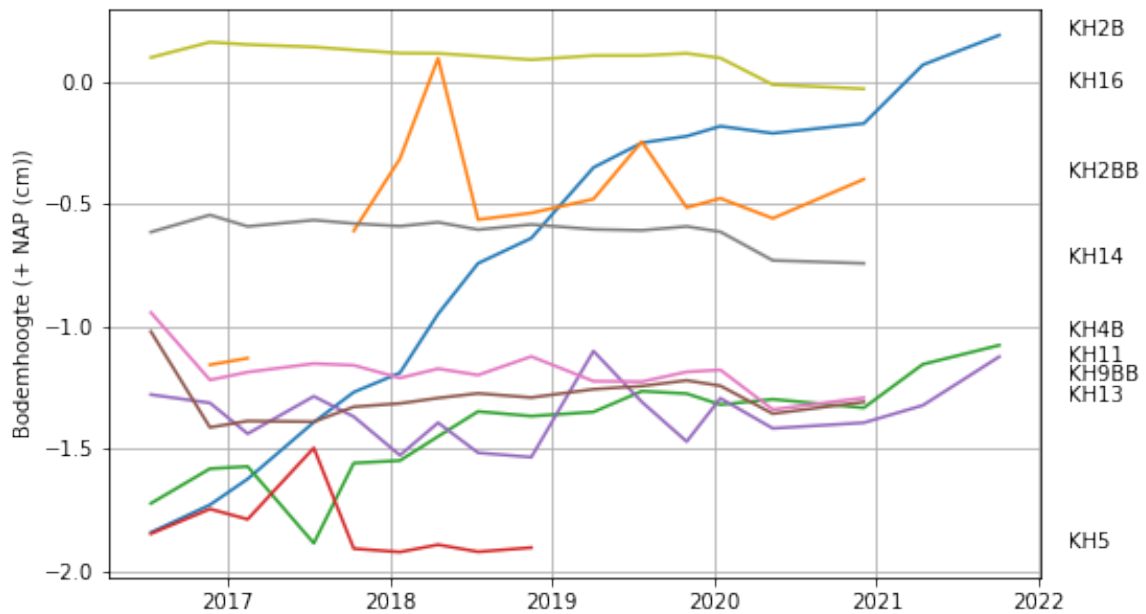
Figuur 64. De resultaten van de sediment-dynamiek bij de referentielocaties KH11, KH13, KH14 en KH16 met aan de linkerzijde de tijdreeksen van bodemhoogte en windsnelheid en aan de rechterzijde de morfodynamische signatuur van de meteorologische forcering.

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 66)

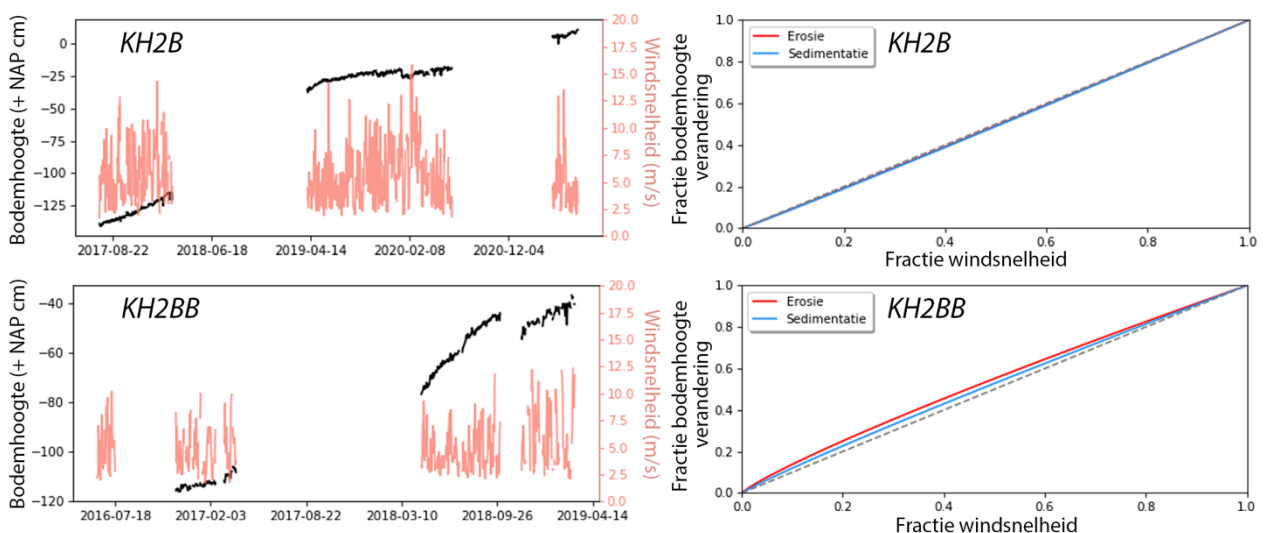


Figuur 65. De resultaten van de sediment-dynamiek bij de centrale behandelingslocaties KH4B, KH5 en KH9B met aan de linkerzijde de tijdreeksen van bodemhoogte en windsnelheid en aan de rechterzijde de morfodynamische signatuur van de meteorologische forcering



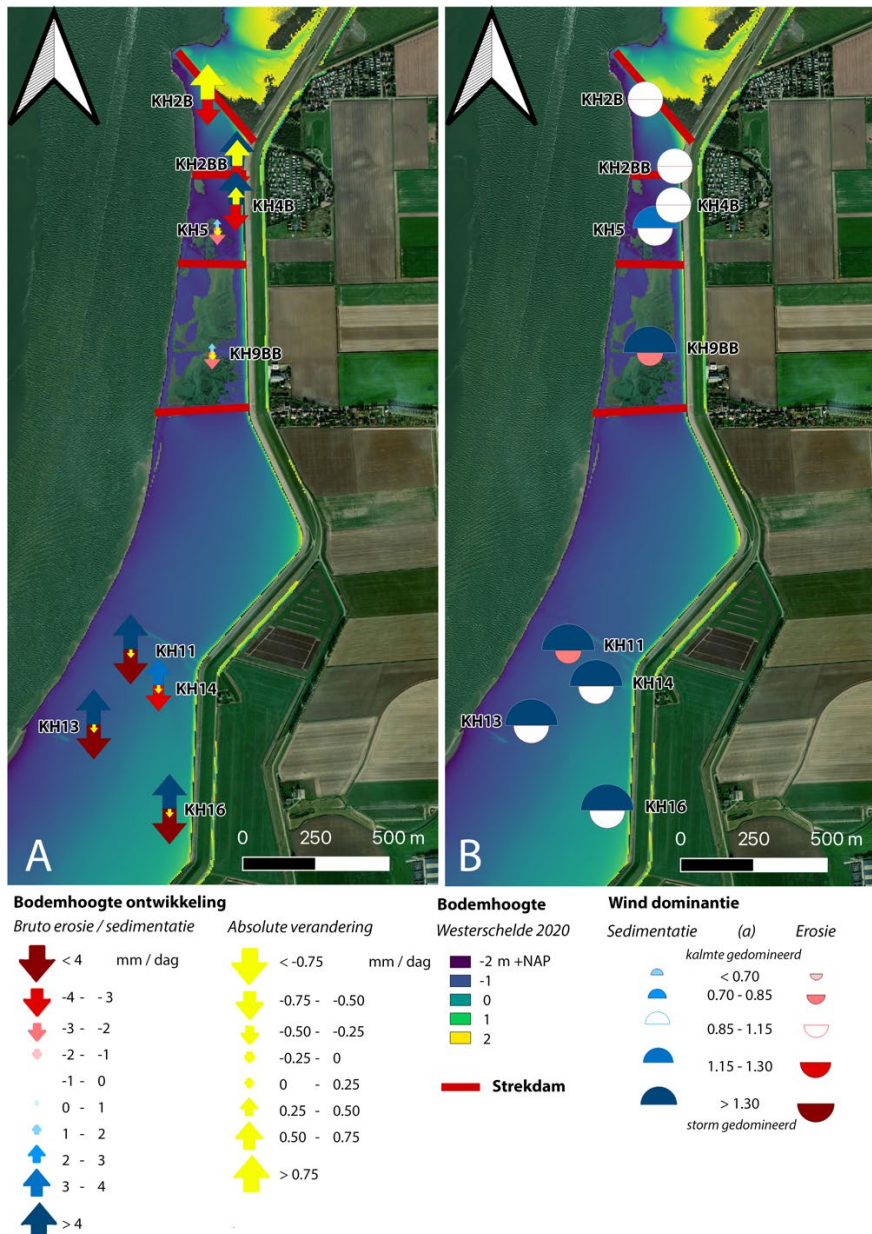
Figuur 66. De bodemhoogte ontwikkeling in Knuitershoek gemeten met regelmatige dGPS metingen.

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 67). Daarbij toont de dagelijkse bodemverandering een sterkere variatie ten opzichte van de vorige locaties, de bodemverandering is 0 tot 2 cm per dag. De *morfyndynamische signatuur* ligt voor beide locaties nabij de 1:1 lijn en is hiermee onafhankelijk van de wind (Figuur 67).



Figuur 67. De resultaten van de sediment-dynamiek bij de noordelijke behandlingslocaties KH2B en KH2BB met aan de linkerzijde de tijdreeksen van bodemhoogte en windsnelheid en aan de rechterzijde de morfyndynamische signatuur van de meteorologische forcering.

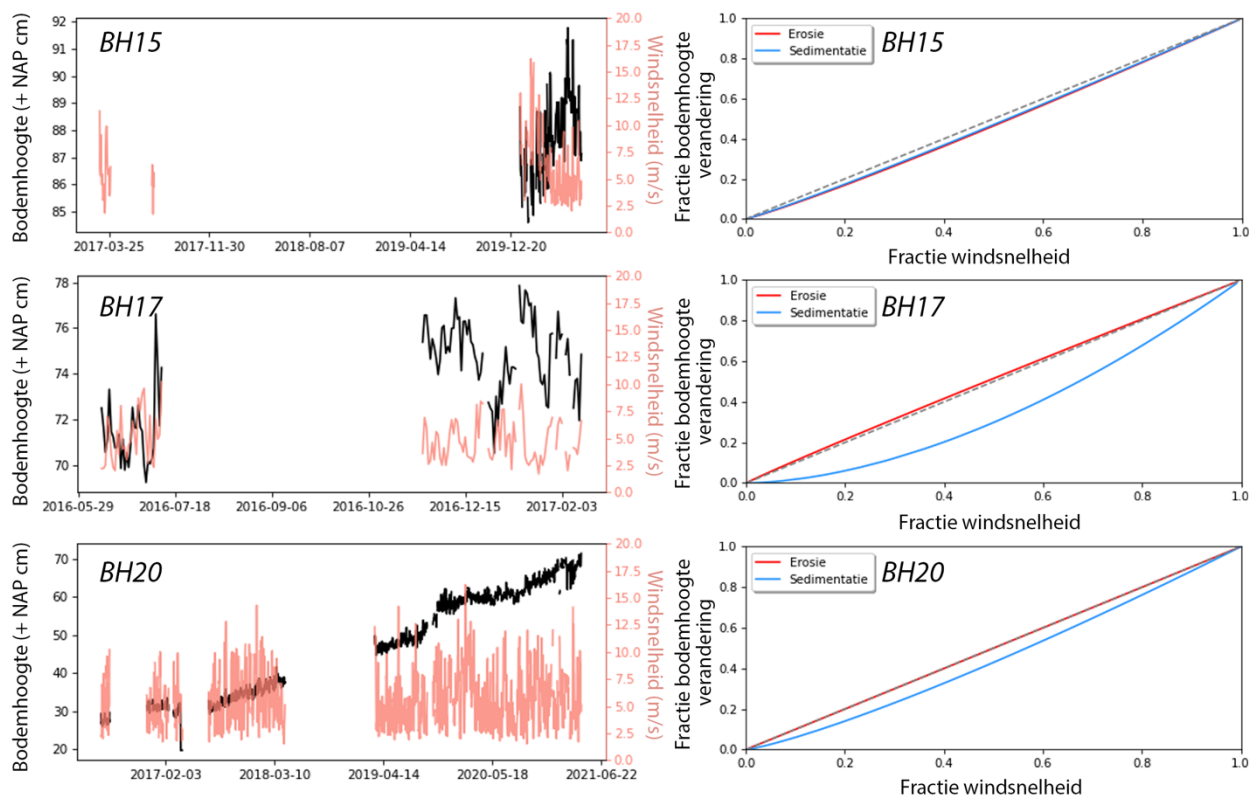
Het beeld beschreven aan de hand van de SED-data komt overeen met de dGPS metingen ter hoogte van de SED-sensor (Figuur 66). Een minimaal verschil tussen de gemiddelde bruto erosie en sedimentatie dynamiek, kan resulteren in een grote absolute verandering over de gehele meetperiode (Figuur 68-A), terwijl een bruto erosie en sedimentatie van gelijke grote resulteert in een stabiele bodemhoogte (Figuur 68-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 68-B). Waarbij de locaties onderhevig aan windcondities (referentielocaties) een licht erosieve tot stabiele bodemhoogte hebben (Figuur 68-A). De locaties welke niet onderhevig zijn aan windcondities (de centrale en noordelijke behandlingslocaties) een lichte tot sterke mate van sedimentatie vertonen (Figuur 68-A).



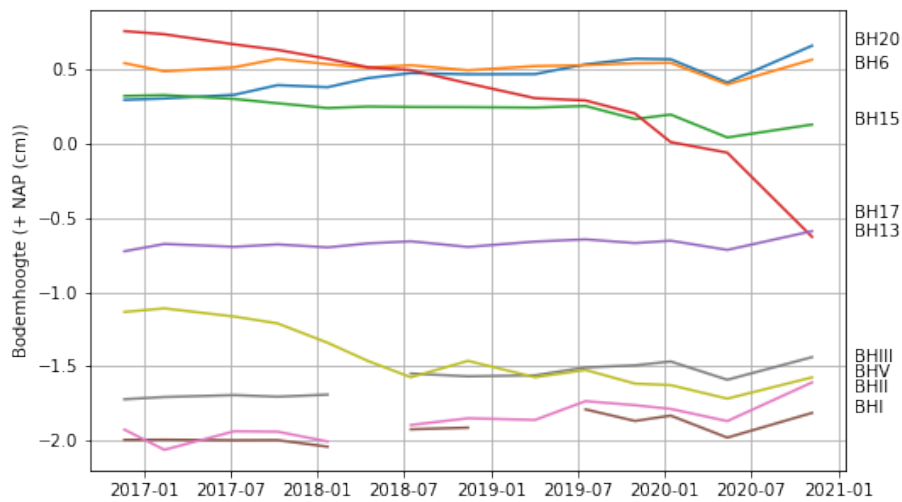
Figuur 68. Overzichtsk kaart van de sediment-dynamiek Knuitershoek met (a) de bruto erosie en sedimentatie ten opzichte van de absolute verandering gemeten per dag en (b) de wind dominantie waarbij de cirkelgrote de a waarden voor erosie en sedimentatie van de signatuur representeert.

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 69). 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 70). In contrast is de westelijke referentielocatie BH20 onderhevig aan +/- 40 cm sedimentatie gemeten met SEDs over 4 jaar (Figuur 69). 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 69).

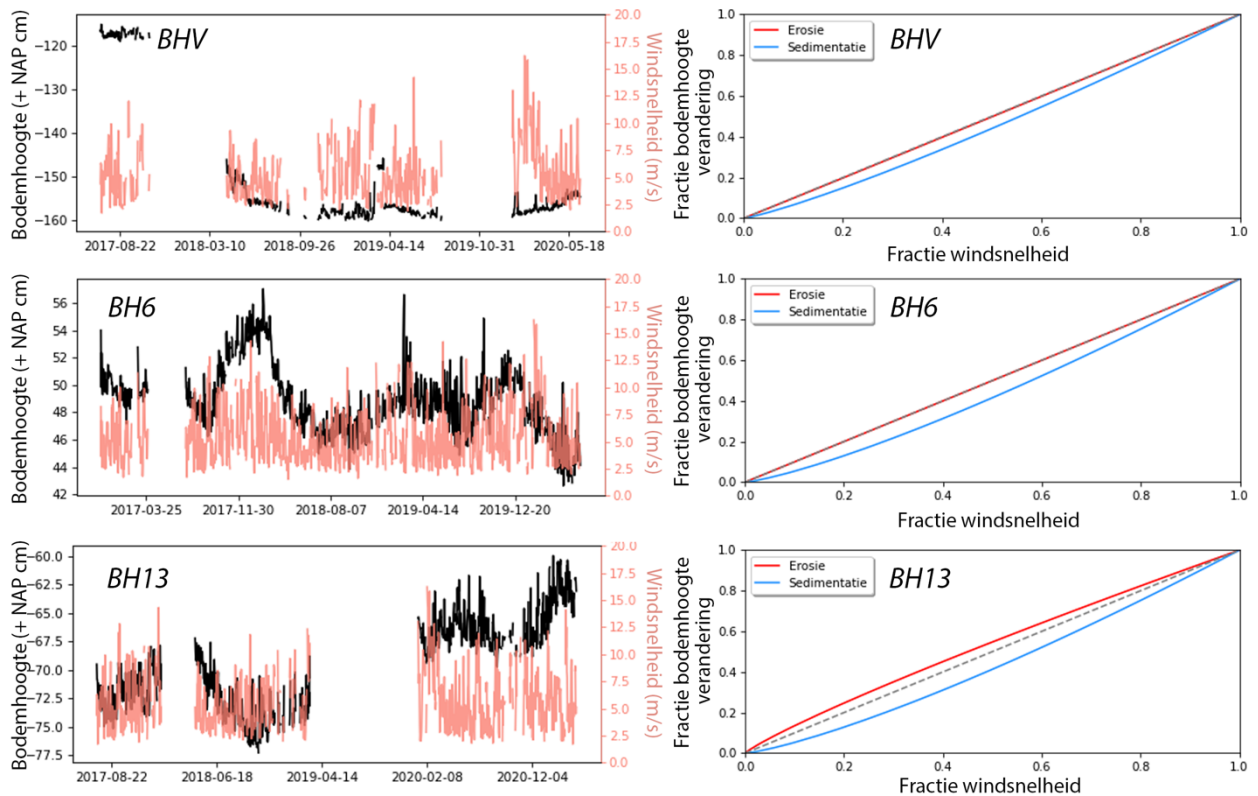


Figuur 69. De resultaten van de sediment-dynamiek bij de locaties BH15, BH17 en BH20 met aan de linkerkzijde de tijdreeksen van bodemhoogte en windsnelheid en aan de rechterzijde de morfodynamische signatuur van de meteorologische forcering.



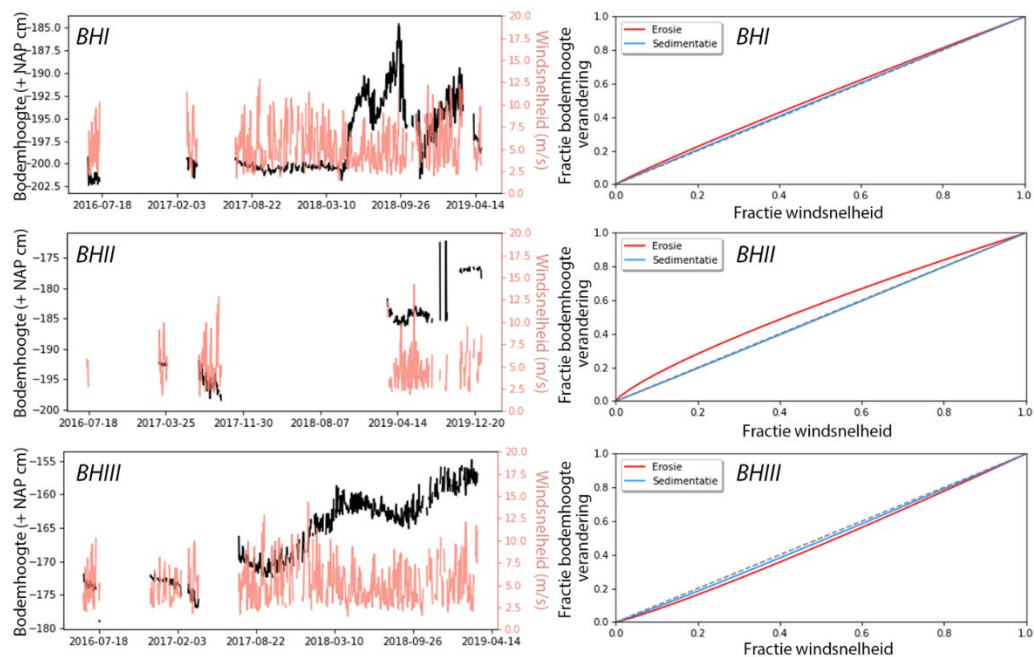
Figuur 70. De bodemhoogte ontwikkeling in Baalhoek gemeten met regelmatige dGPS metingen.

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 71). Daarentegen heeft BHV een afwijkend beeld met +/- 40 cm erosie gemeten over 3 jaar (Figuur 71). De morfodynamische signatuur voor alle locaties is licht onderhevig aan sedimentatie tijdens hogere windsnelheden (Figuur 71). 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.



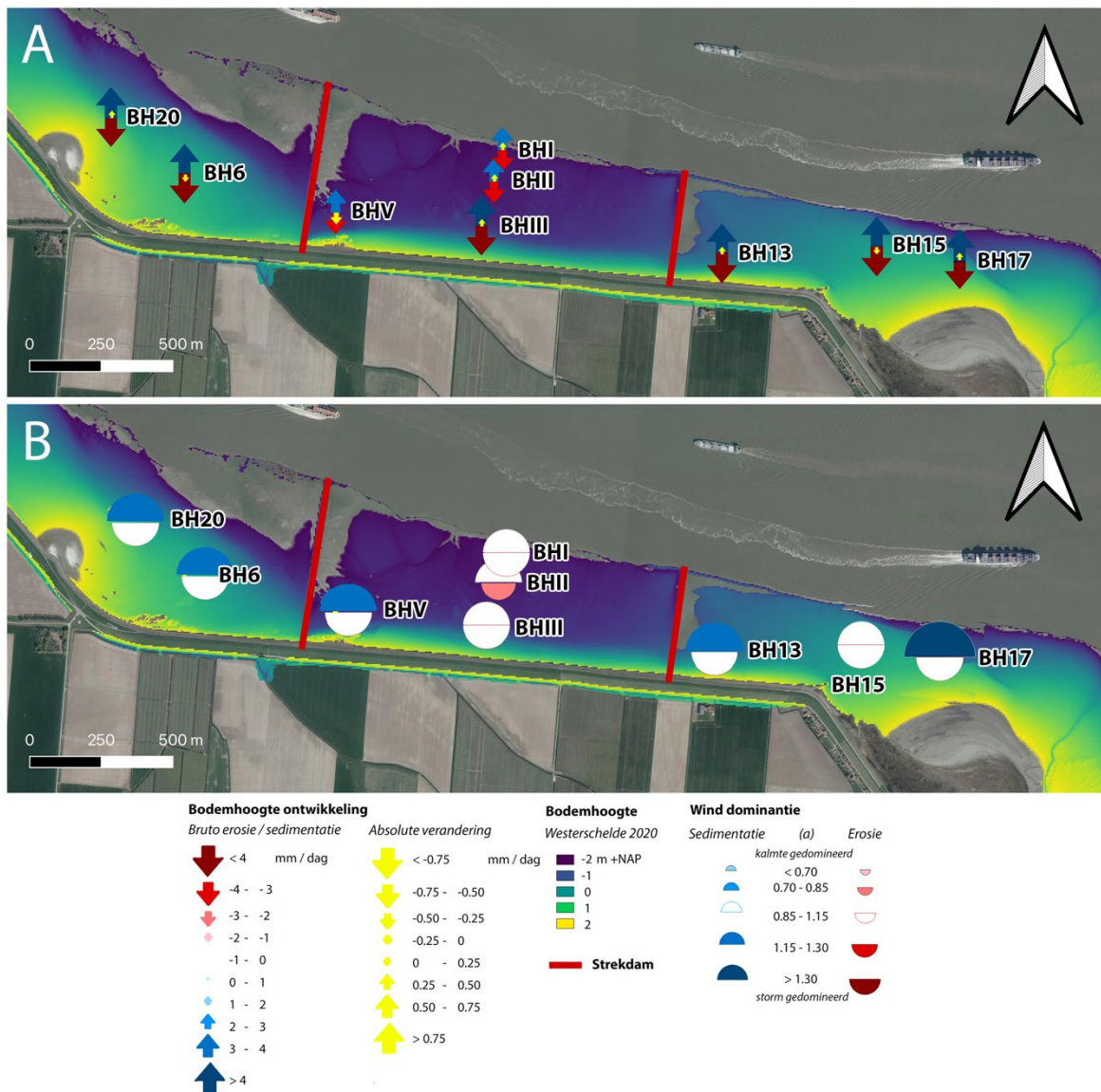
Figuur 71. De resultaten van de sediment-dynamiek bij de locaties BHV, BH6 en BH13 met aan de linkerzijde de tijdreeksen van bodemhoogte en windsnelheid en aan de rechterzijde de morfodynamische signatuur van de meteorologische forcering

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 72). Aanvullend wordt de trend bevestigd met dGPS data (Figuur 69). 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.



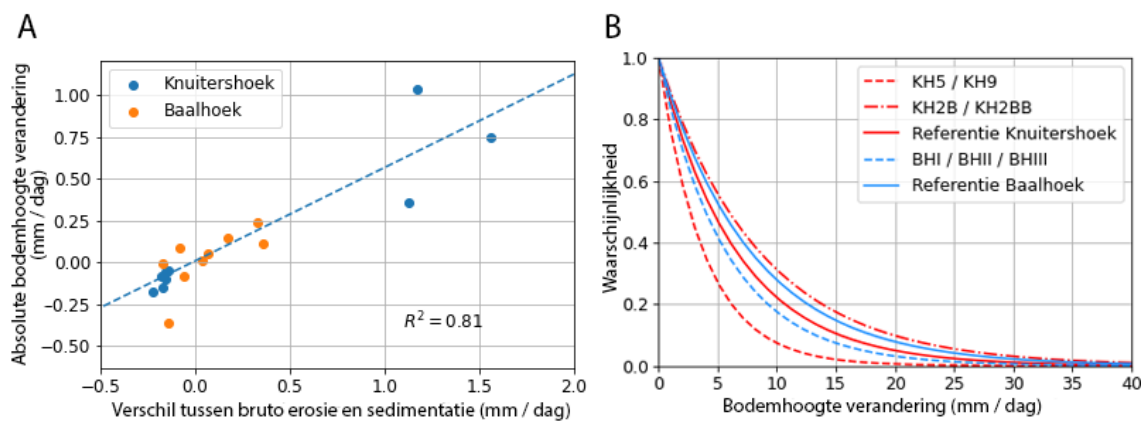
Figuur 72. De resultaten van de sediment-dynamiek bij de behandelingenlocaties BHI, BHII en BHIII met aan de linkerzijde de tijdreeksen van bodemhoogte en windsnelheid en aan de rechterzijde de morfodynamische signatuur van de meteorologische forcering.

Samenvattend, lijken de (ver)nieuw(d)e strekdammen invloed te hebben op een wijziging in de storm dominantie van de sedimentatie (Figuur 72-B). 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 (Figuur 72-A). Uit zowel Figuur 67-A als 72-B, blijkt dat 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 73. 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 a waarden voor erosie en sedimentatie van de signatuur representeert.

Baalhoek heeft in vergelijking tot Knuitershoek, op meer locaties een positieve absolute hoogteverandering (Figuur 74-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 74-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 74-A), wat ook overeenkomt met grotere bodemhoogte veranderingen (Figuur 74-73B). 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.



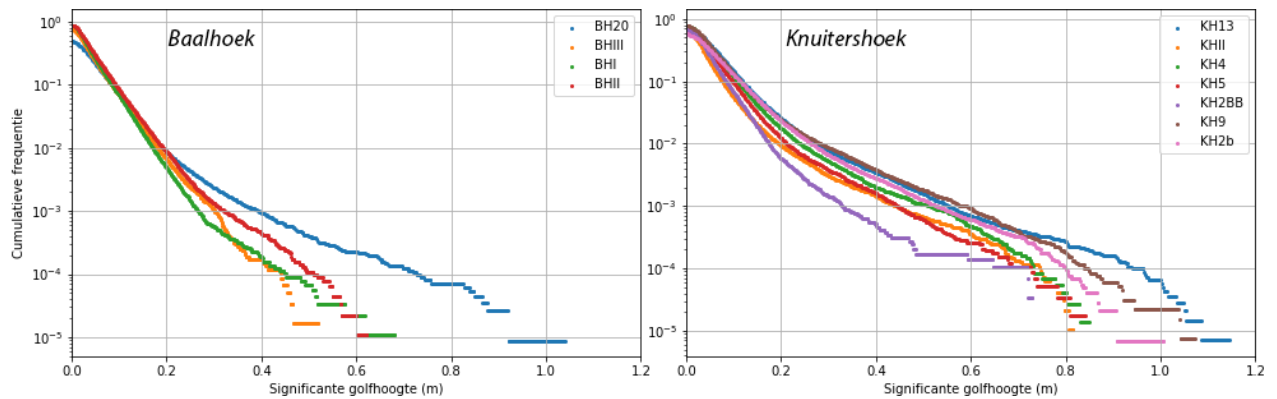
Figuur 74. (A) De relatie tussen het verschil van de bruto erosie en sedimentatie ten opzichte van de absolute bodemhoogte verandering. (B) De waarschijnlijkheid dat een bodemhoogte verandering van een zekere grootte plaatsvindt.

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 75, 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 slijk lengte bij Knuitershoek. De metingen laten zien dat de realisatie van strekdammen mogelijk gezorgd heeft voor een afname in golfblootstelling (Figuur 75).

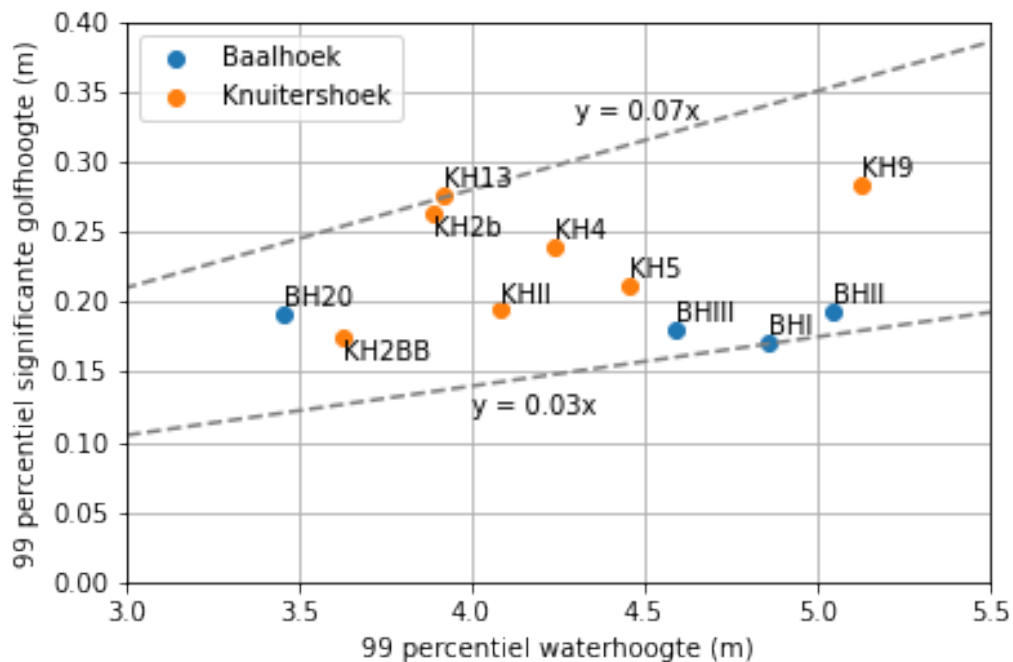
Tabel 13. Inzet golf-sensoren bij de buitendijkse maatregelen.

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



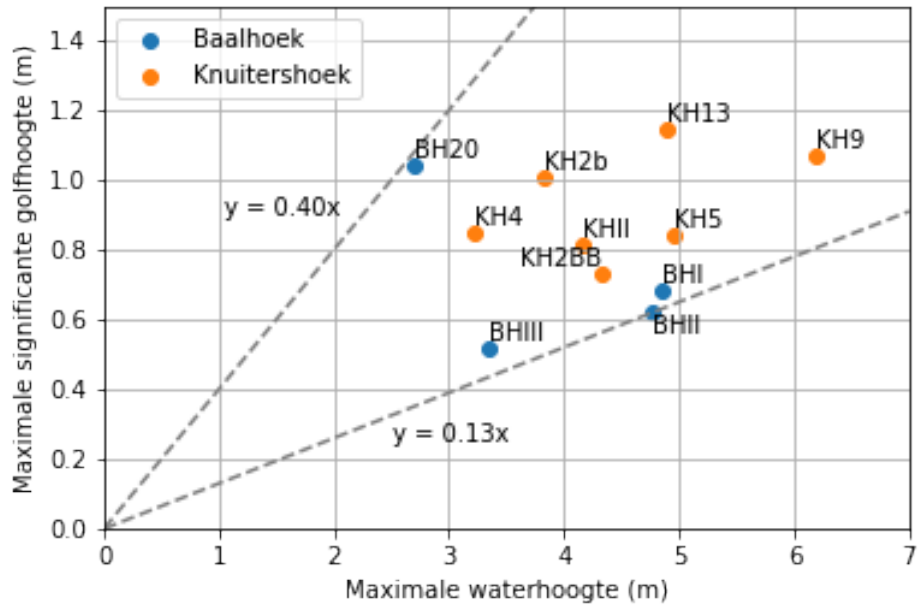
Figuur 75. Voorkomen van golfhoogtes op aangegeven locaties tijdens de meetperiode van 2016 tot 2021.

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 76). 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 76. Geobserveerde relatie tussen de waterhoogte en significante golfhoogte op het 99% percentiel. De coëfficiëntlijnen 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 77). 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 77. 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

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.

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

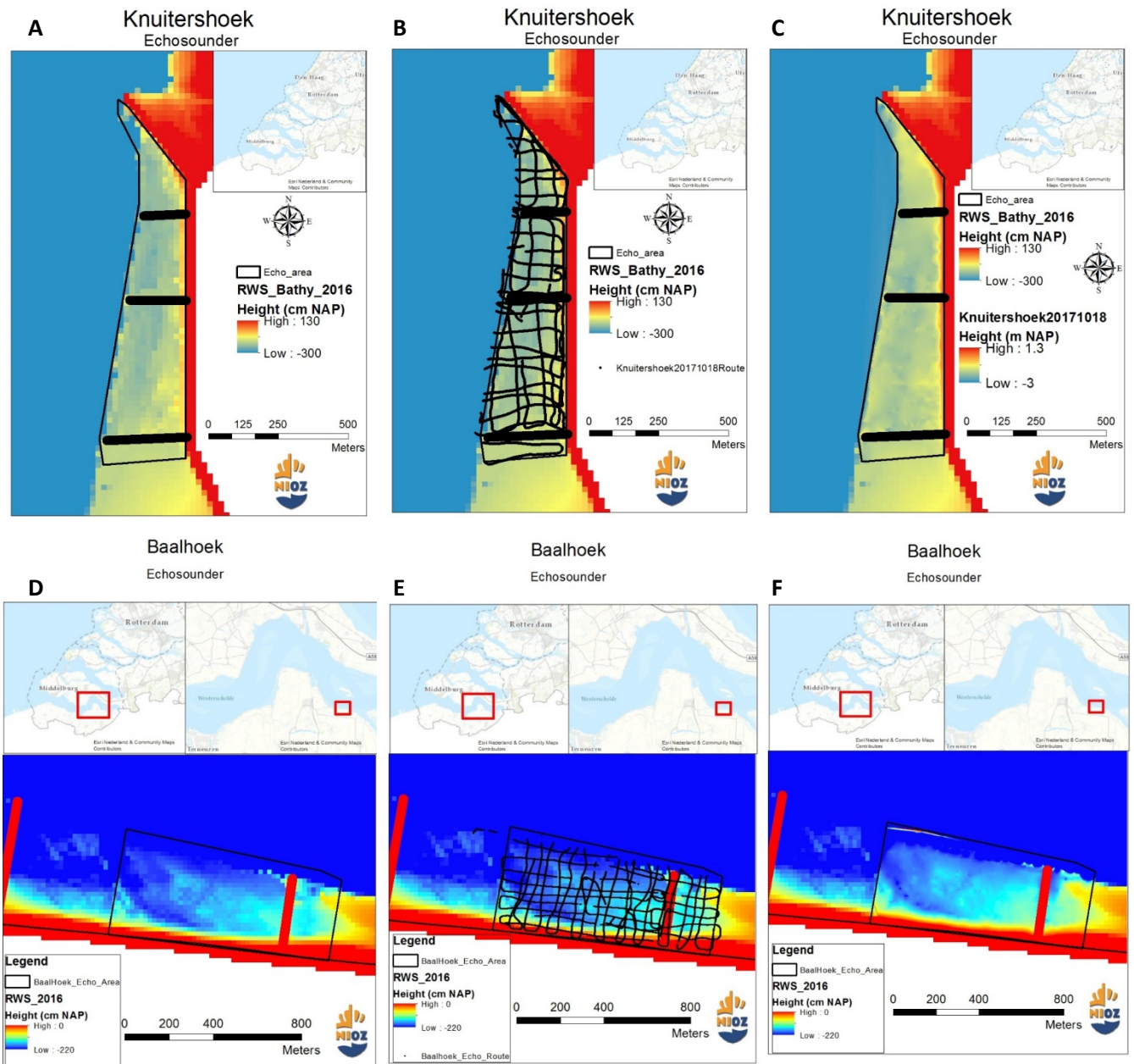
Gezien de opslibbing en het hierbij bedelven van oesterbedden zijn delen van het gebied zeer gevaarlijk geworden om te voet te betreden, hierdoor is een nieuwe methode bedacht om de sediment hoogte te monitoren.

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.

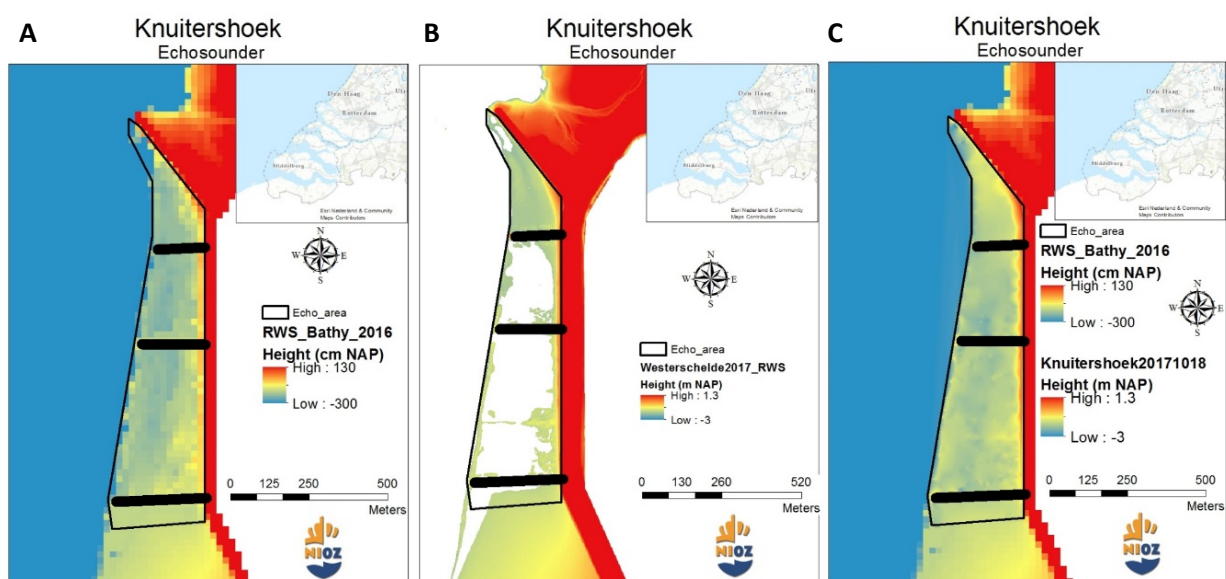


Figuur 78. Methode van single beam meting naar geïnterpoleerde kaart. A en D geven het te meten gebied weer, met als achtergrond een 20 m resolutie kaart van de Bathymetrie meting van Rijkswaterstaat. Op de kaartjes van B en E is de daadwerkelijk gevaren route (in 1 dag) aangegeven. C en F geven de interpolatie met een 1m resolutie weer.

Waarde

Voor 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.

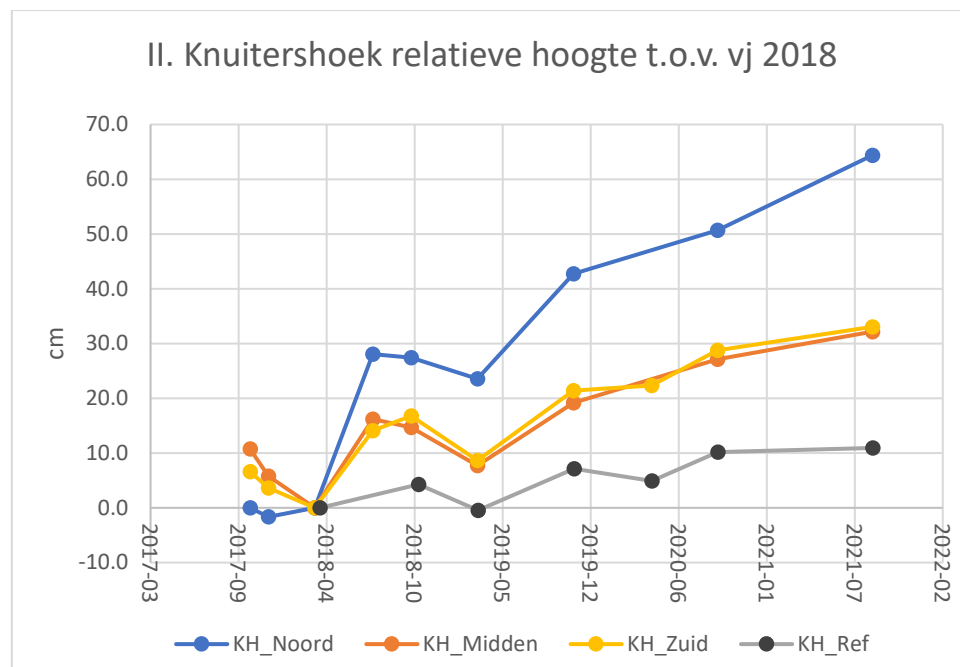
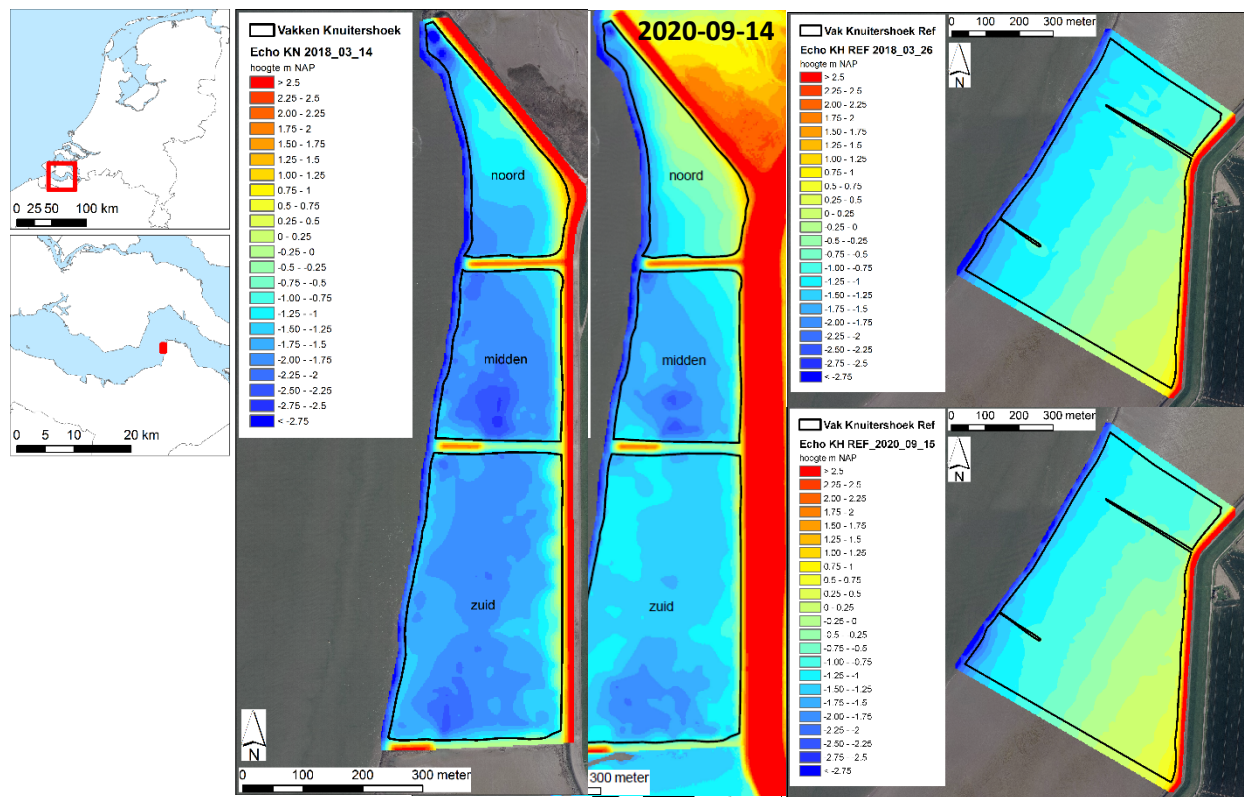
Om een vergelijking te maken met de metingen van Rijkswaterstaat die één keer jaar worden uitgevoerd is dat de bathymetrie meting een resolutie van 20m kan genereren. Het Algemeen Hoogstebestand Nederland (AHN) dat voor de Westerschelde ook één's per jaar gemonitord wordt heeft wel een resolutie van 2 meter, maar waar water blijft staan (zie Figuur 79B) kan geen data ingewonnen worden.



Figuur 79. 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

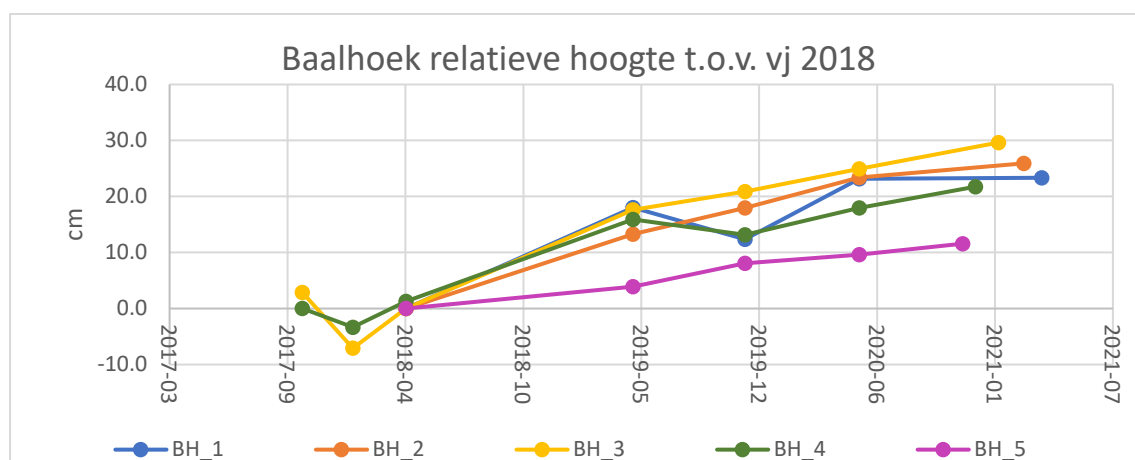
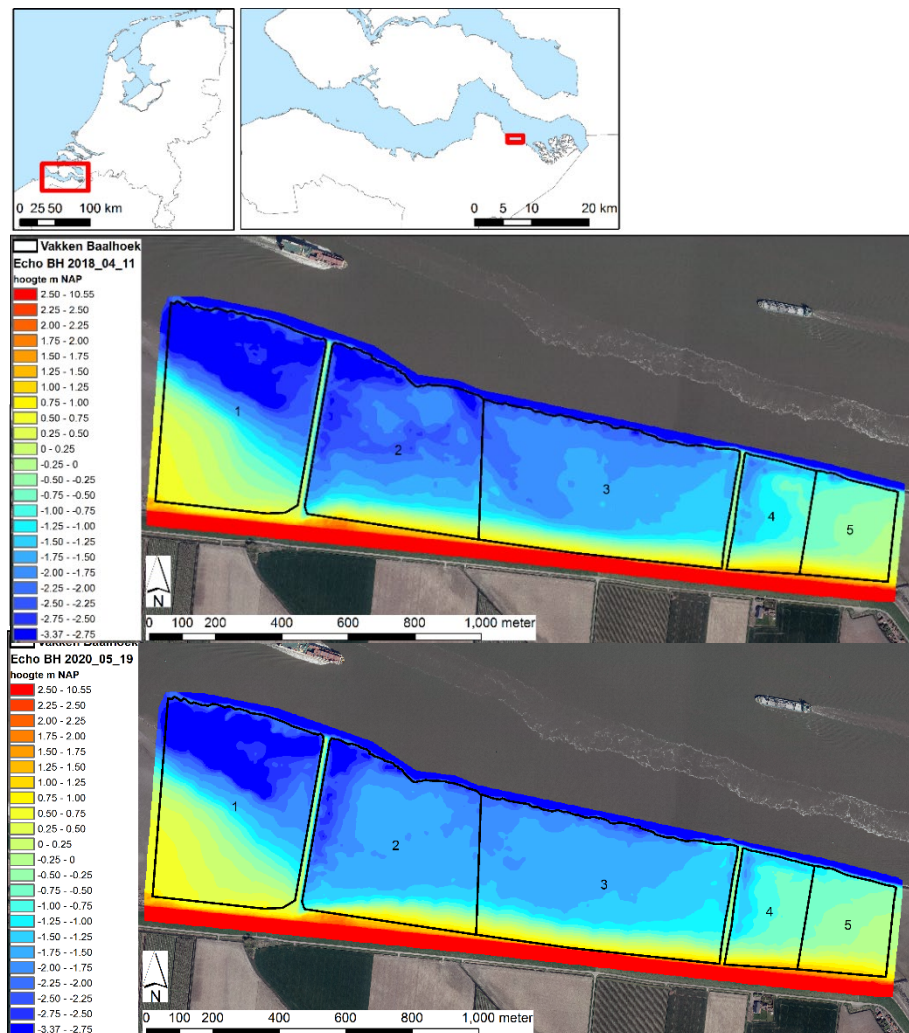
Dit is de tijdserie van drie dataset ingevaren in het najaar van 2017 tot 2021. Naast deze opname is ook het referentiegebied ingevaren.



Figuur 80. Single beam resultaten Knuitershoek 2018-03-14 en 2020-09-14. Duidelijke sedimentatie tussen de nieuwe strekdammen zichtbaar, waarbij in het noorden de uitvloeijing 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

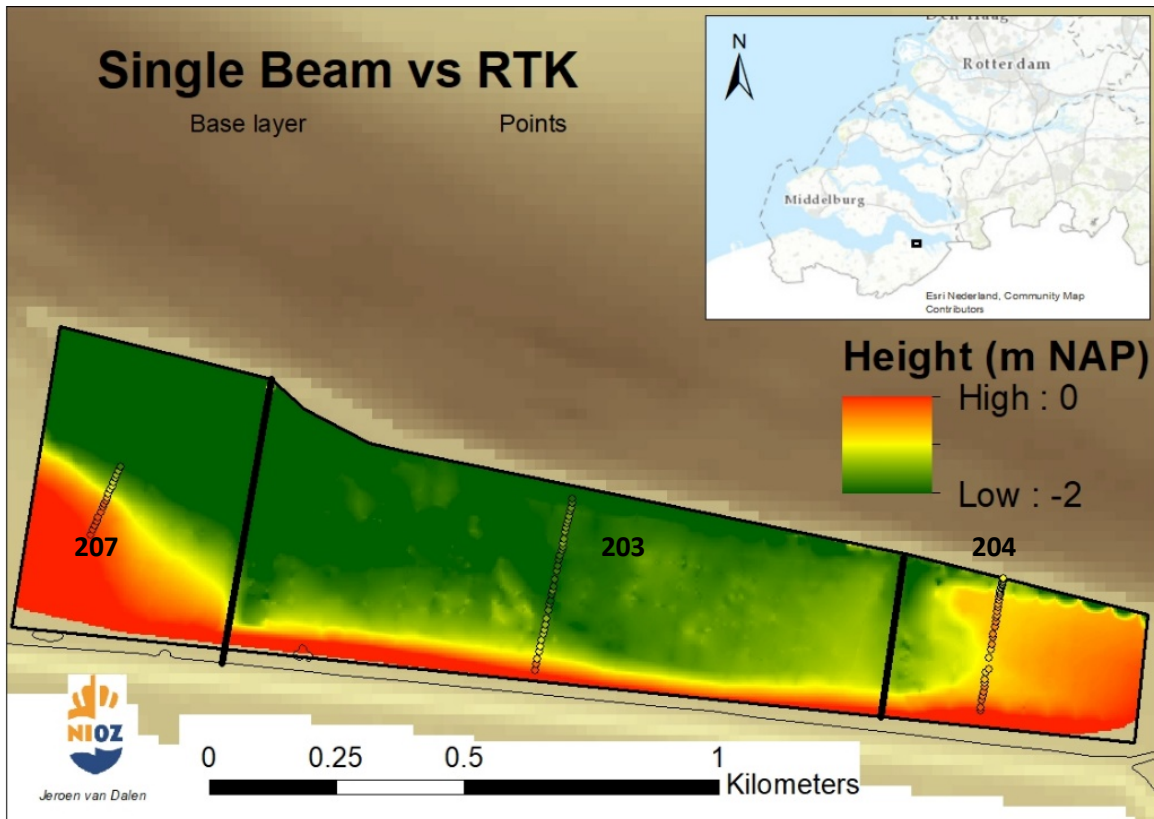
Lopende tijdserie van single beam te Baalhoek met resultaten van drie opeenvolgende jaren. Vanaf begin 2018 is het gebied twee keer zo groot, keuze is gemaakt om een extra vaardag in te plannen zodat het 'hele' gebied in kaart wordt gebracht.



Figuur 81. 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.

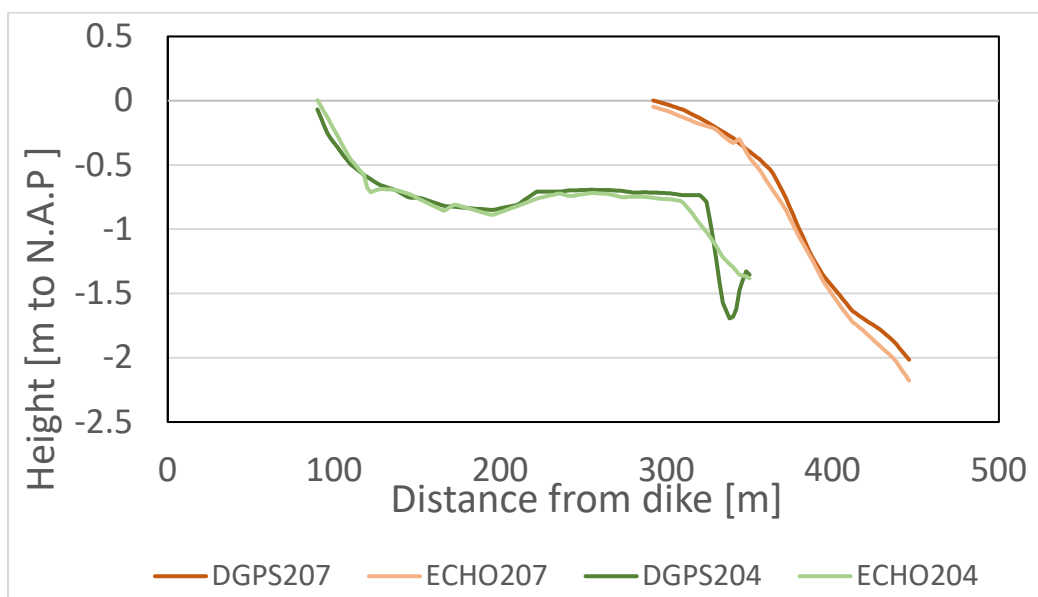
Validatie

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



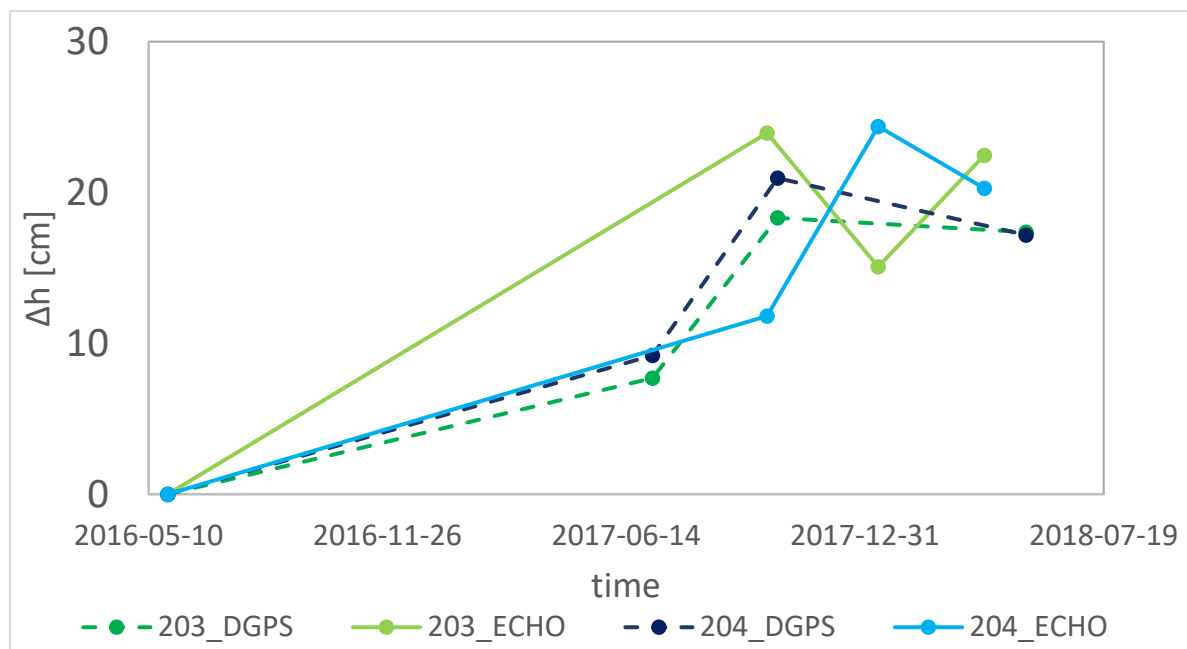
Figuur 82 Vergelijking Single beam (2018-03-11) en RTK transect (2018-05-18) te Baalhoek waarbij in beide metingen de resultaten van de diepte (range 0; -2 m NAP) in dezelfde kleur weergegeven worden

In Figuur 82 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.



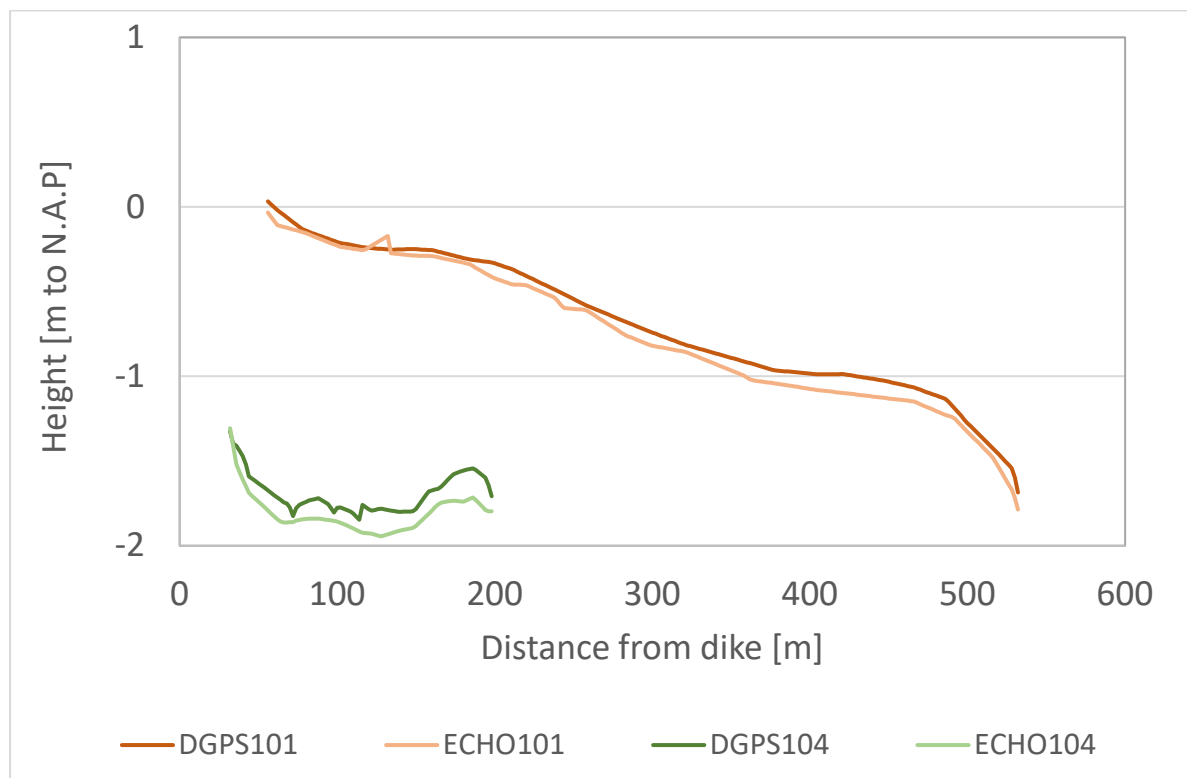
Figuur 83. Vergelijking van RTK (dGPS = 2018-05-11) en echosounder/single beam (2018-04-10) van twee transecten te Baalhoek.

In Figuur 84 zijn dezelfde methoden van 2 transecten weergegeven in cumulatieve waarden.



Figuur 84. 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 85 zijn hiervan de resultaten te zien.



Figuur 85. 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.

4.5 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 86. OBS en sediment val



Figuur 87. Resultaten van gesuspendeerd sediment en daadwerkelijk neerslaand/gevangen sediment te Knuitershoek (13B en 4B) en Baalhoek (13, 20 en III), zie Figuur 53 voor exacte locaties.

5. Interactie sediment kwaliteit en ecologie

Doelstellingen

- Door middel van laboratoriumexperimenten inzicht krijgen in:
 - i) Hoe sediment kwaliteit (% slib & bodemdichtheid & stabiliteit) sturend is voor benthos
 - ii) Hoe benthos de sediment kwaliteit beïnvloedt (% slib & bodemdichtheid & stabiliteit)

5.1 Mesocosm experimenten over effect sedimentsamenstelling op benthos

The effect of sediment bulk density and mud content on macro benthos behaviour and survival.

Objectives

The objective of this study was to investigate how sediment bulk density affects the behaviour and survival of different macro benthos species. We aimed to answer the following questions:

1. Does sediment bulk density affect the mobility of macro benthos species?
 - a. Does bulk density affect the burial rate of animals
 - b. Does bulk density affect the ability of animals to stay on the surface
2. Does mud-content alter the sensitivity to bulk densities?
3. Does animal size change their tolerance to different bulk densities?
4. Can sediment bulk density create stressful conditions for macro benthos?
5. Can sediment bulk density be a source of mortality for macro benthos?

Experimental design

To investigate these questions, we designed a mesocosm experiment where three bivalve's species (i.e., *Macoma balthica*, *Scrobicularia plana*, and *Cerastoderma edule*) and two polychaetes (i.e., *Hediste diversicolor* and *Arenicola marina*) would be subjected to two crossed grain size and bulk density treatments. Using two different sediments meant that we could achieve the full range of bulk densities observed in the field, as well as testing the interaction between mud content and water content on animal behaviour. We hypothesized that the polychaetes would be less affected by the sediment bulk density than bivalves, due to their thin and streamlined bodies and increased motility. We included two size classes for two of the bivalve species and hypothesize that larger bivalves would be more sensitive to differences in bulk density due to their larger bodies being less mobile.

We had four sediment and water content treatments:

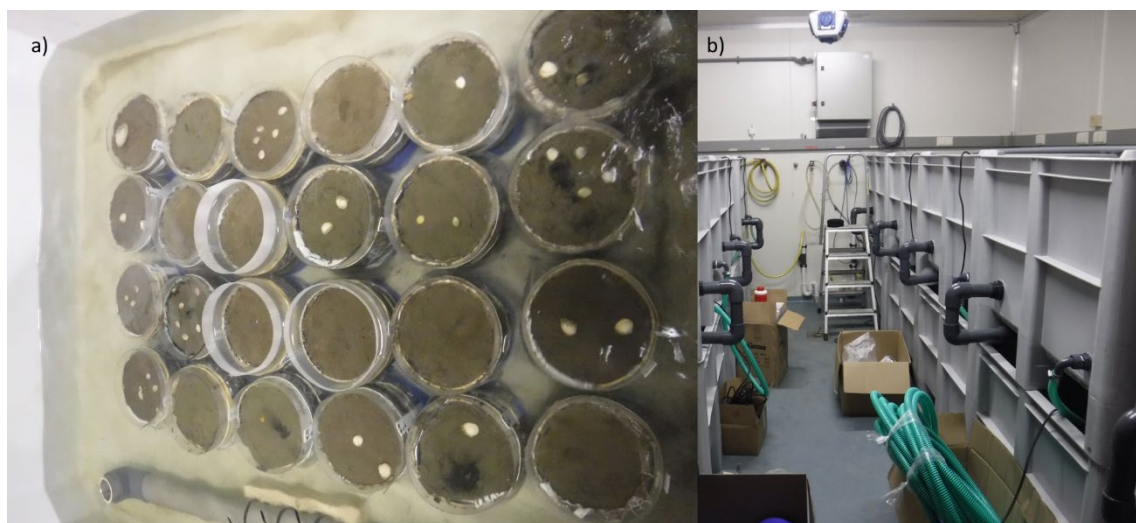
- compact sandy sediment (CS): 40% mud, 10% water
- fluid sandy sediment (FS): 40%, mud 18% water
- compact muddy sediment (CM): 90% mud, 10% water
- fluid muddy sediment (FM): 90% mud, 18% water

The experiment was conducted in ten tidal tanks in a climate controlled room, which was kept at 18 degrees C. Each tidal tank was composed of two tanks stacked on top of each other, where water was pumped from the bottom tank up to the top to simulate high tide. We used unfiltered water pumped from the Oosterschelde estuary. High tide 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 Oosterschelde water, we fed the animals with an algae concentrate.

We selected three bivalve species (*Macoma balthica*, *Scrobicularia plana*, and *Cerastoderma edule*) and two polychaetes species (*Hediste diversicolor* and *Arenicola marina*), and one amphipod (*Corophium volutator*) to use in the experiment. We also included two size classes for two bivalve species (*Cerastoderma edule* and *Scrobicularia plana*) to investigate whether bivalve size had an effect on their activity in the different sediments. Including the controls, we had nine experimental blocks. Each block was replicated six times for each sediment treatment. Thus the 4 sediment treatments x 6 replicates give a total of 24 units for each block, resulting in a total experiment of 9 x 24 = 216 units.

Each unit consisted of a pot made from sawed off PVC pipe (height 12 cm, diameter 11.5 cm). Each PVC pipe was capped off on the bottom with removable plastic caps and lined with a plastic bag to prevent loss of water. The pots were filled to 0.3 cm below the brim with sediment. The units were divided randomly into the ten tidal tanks (24 per tank) and placed at random to minimize a between tank and within tank effect.

We decided to try to keep the biomass in each unit consistent, which meant adding different numbers of animals to each pot. We scaled the biomass to a 35 mm long *Scrobicularia plana*. Our approximate correspondence between the species was one *Scrobicularia plana*, two *Cerastoderma edule*, seven *Macoma balthica*, five *Arenicola marina*, three *Hediste diversicolor*, one hundred *Corophium volutator*.



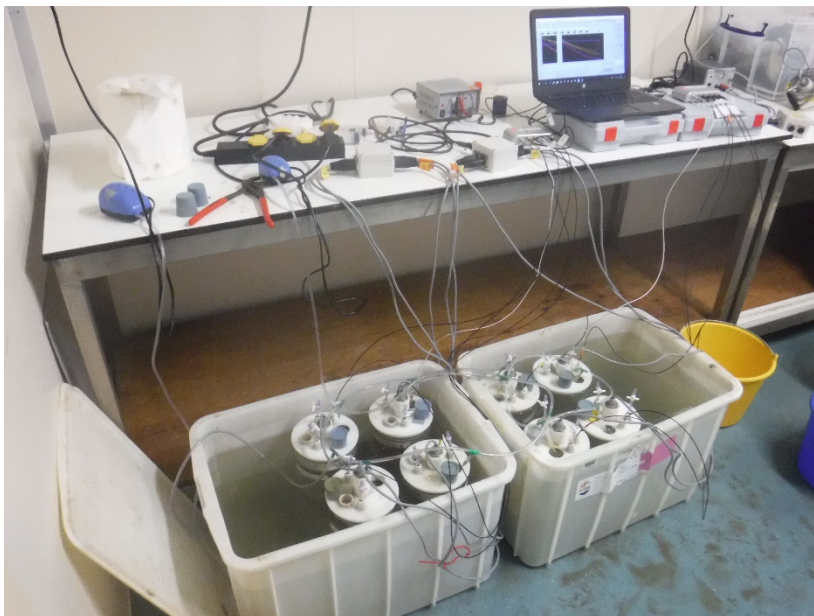
Figuur 88. a) One of the tidal tanks soon after adding the bivalves b) mesocosm room setup

Process measurements

To better understand how the sediment treatments would affect animal activity and the resulting sediment mixing, we added luminophores to the pots. Luminophores are small fluorescent particles that can be seen and counted under a blacklight. After adding these in a uniform layer to the top of the sediment we quantify how they are incorporated into the sediment through animal activity, or bioturbation. We made sediment cakes from the standard treatment mixtures but replaced ten percent of the dry sediment with luminophores. We added one 0.5 cm cake to the top of the cores after the animal had burrowed in to avoid recording the initial burrowing in movement as bioturbators activity. Some of the large *Scrobicularia plana* never burrowed and so we added the luminophores on top of them.

To keep track of initial burial times for the bivalves and to record changes in the surface sediment appearance, we photographed the tanks daily over the course of the experiment. We recorded visible activity, like feeding behaviour, and also counted and removed dead *Corophium volutator*.

To test whether some sediment treatments created more stressful conditions to the animals, we measured the oxygen consumption as proxy for stress levels. We ran oxygen consumption experiments 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 one replicate for the controls and three replicates each for the *Hediste diversicolor*, both size classes of *Scrobicularia plana*, the *Macoma balthica*, and the large *Cerastoderma edule*. The experiment consisted of a water bath containing PVC tubes filled with Oosterschelde water. We dropped each core into the larger PVC. The cores descended into the tube slowly and the surfaces of the sediment were not disturbed. We bubbled the water to raise the oxygen content, sealed the cores, and measured the amount of oxygen in the water over time. The experiments ran for at least 5 hours and we did not allow the oxygen level to descend below 60%. We then removed the cores from the bottom of the large PVC tubes and measured the volume of water within these tubes. All care was taken to minimize the disturbance to the animals.



Figuur 89. Oxygen consumption experimental setup

After 29 days, we processed the experiment. We sliced the cores once lengthwise to gain a vertical profile of luminophore incorporation into the sediment. We photographed the two halves of the core under a blacklight to later quantify bioturbation. To measure animal burrowing depth for the worms and *Corophium volutator* separated the cores into a 0-2 cm, a 2 to 5cm, and a 5 to 12 cm layer and sieved each layer and recorded which contained animals. For the bivalves, we recorded the precise depth at which we found them, and recorded the lowest point of the bivalve's position. We considered all unrecovered animals as dead. All recovered animals were photographed against millimetre paper and the animals were weighed and dried.

We prepared extra cores to take bulk density and Instron measurements. The Instron measures the necessary pressure to compress the sediment. Bulk density is the dry weight of the sediment divided by the initial volume. As we did not expect grain size to change we only took a few measurements of the grain size characteristics at the beginning of the experiment. We took bulk density samples using

a syringe, weighed them, freeze dried them to remove the water, then weighed them again. We took Instron and bulk density measurements twelve hours after the experiment was initiated, one week, two weeks, and at the end of the experiment. Cores were removed from the mesocosm at the same time of day to prevent the tidal cycle from affecting the results.

Burrowing rate in fluid muds

We performed two other short experiments to 1) investigate how bulk density impacted the burrowing ability of polychaetes and *Corophium volutator* and 2) find a lower threshold of burrowing ability in fluid mud for the bivalves. We performed the first experiment because the burrowing rate of polychaetes and *Corophium* is much faster than bivalves and was easier to observe separately. In addition, these experiments were short because it is difficult to keep very fluid mud for long without mixing.

In the first experiment, we prepared treatments with different water contents from the sandy sediment (15%, 20%, 25%, and 30% water). We added six *Arenicola marina*, six *Hediste diversicolor*, or ten *Corophium volutator* to the sediment surface and recorded how many animals were still visible at thirty second intervals. In the second experiment we prepared highly watery sediment treatments (30%, 35%, 40%, 45%, 50%, 60%, 70%, and 80% water) from the muddy sediment and added these to the standard PVC pot. We added four *Macoma balthica* or one *Scrobicularia plana* to the surface and recorded how many animals were left at the surface at three minute intervals. We also noted the sediment water content at which the animals simply sank.

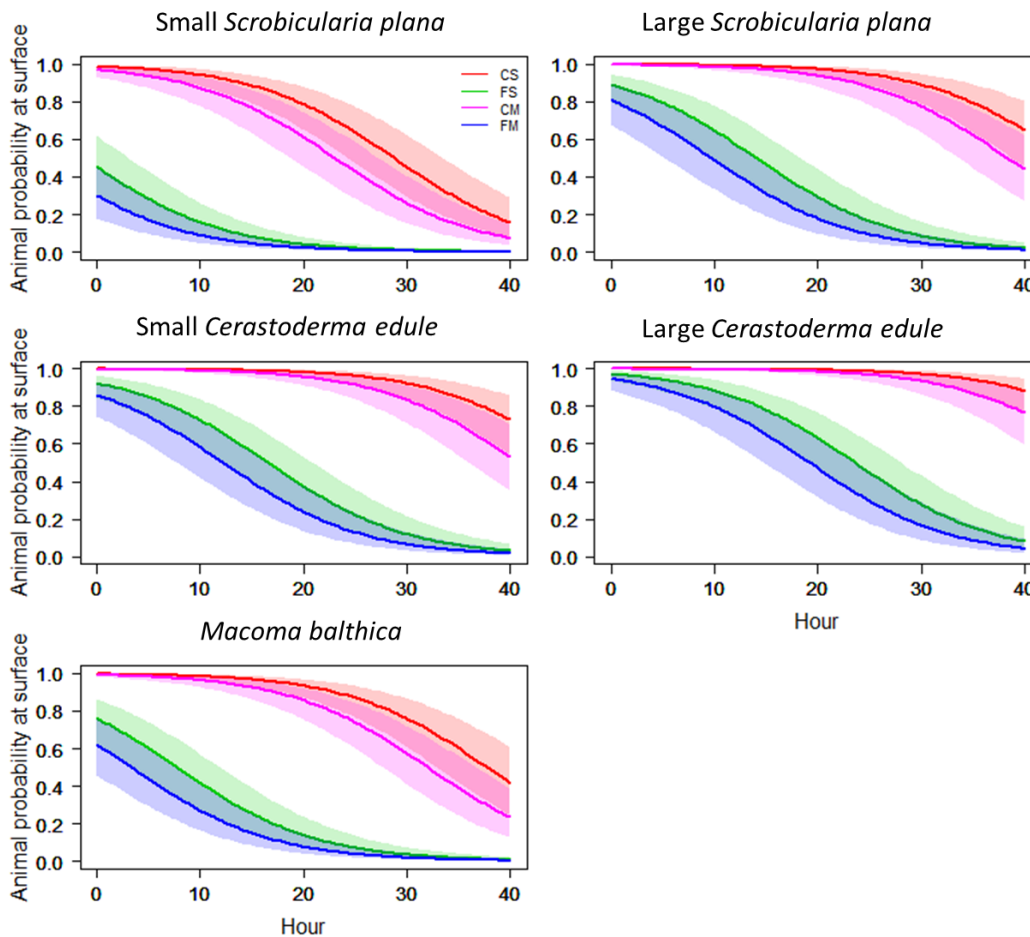
Statistical analysis

To understand how the sediment treatments affected the initial burrowing ability of the bivalves, we modelled their burrowing time using a linear model with binomial distribution. The response variable was whether there were any animals left at the surface in each unit. We selected the best model based on AIC. We performed ANOVAs investigate whether the sediment treatments had an effect on burial depth. We used a multiple comparisons Tukey test with a generalized linear hypothesis to test the differences among treatments and species.

Important results

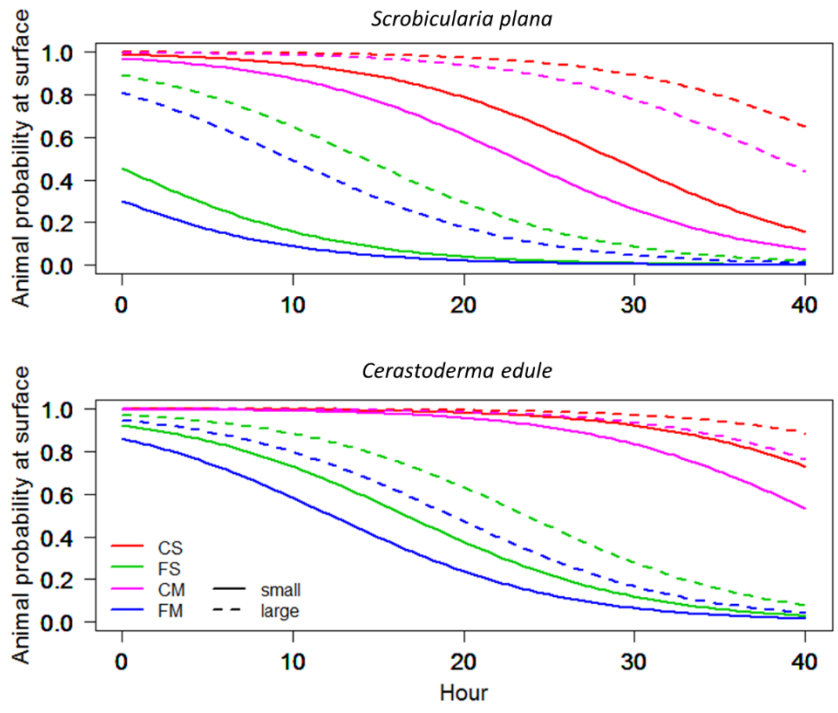
Burrowing rates of bivalves results

We analysed the effect of sediment treatment on burrowing rate of the bivalves. The best predictive model included the variables: sediment treatment, time, and a combination of species and size class where each species and size class combination was given a separate factor level.



Figur 90. The model predictions for burial rates of bivalves in different sediment treatments with 95% confidence interval envelope, CS= Compact Sandy, FS=Fluid Sandy, CM= Compact Muddy, FM= Fluid Muddy.

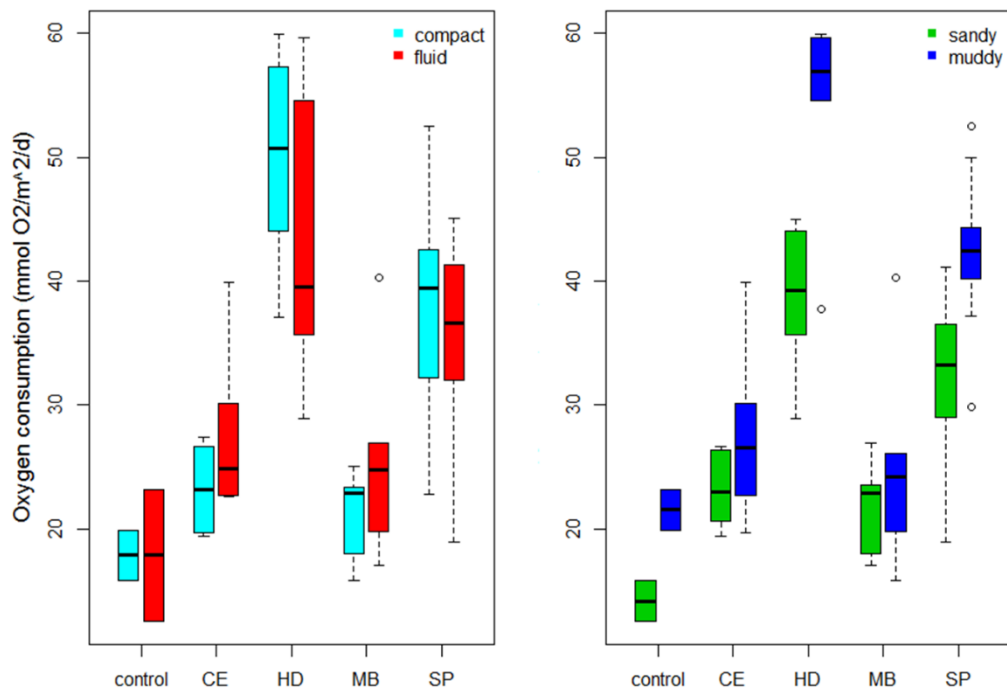
The burial rate was significantly slower for the compact treatments than for the fluid treatments. There was no significant difference between the burial rates in the sandy and muddy sediments. The larger *Scrobicularia plana* and *Cerastoderma edule* had slower burial rate than the smaller animals. The difference was significant for the *Scrobicularia plana* but not for the *Cerastoderma edule*.



Figuur 91. Mean predicted burial rates for the two size classes of *Scrobicularia plana* and *Cerastoderma edule*, CS= Compact Sandy, FS=Fluid Sandy, CM= Compact Muddy, FM= Fluid Muddy.

Oxygen consumption

The animal oxygen consumption in muddy sediment was greater than the oxygen consumption in sandy sediment (Figuur 91). There was no significant difference in animal oxygen consumption between compact and fluid sediments. *Hediste diversicolor* had the greatest oxygen consumption. The pots with *Scrobicularia plana*, the largest bivalve, had greater oxygen consumption than those with *Cerastoderma edule* and *Macoma balthica*. There was no significant difference between the oxygen consumption of the large and small *Scrobicularia plana*. Overall sediment type and benthic species seemed to be more important than bulk density (i.e. compaction).



Figur 92. Oxygen consumption for the different species and water/sediment combinations, CD=Cerastoderma edule, HD= Hediste diversicolor, MB=Macoma balthica, SP=Scrobicularia plana.

Planned analyses

We plan the following analyses to finish the experiment:

- Quantifying bioturbation in different sediments using luminophore data
- Examining the variation of bulk density and penetrability of sediment (using the Instron data) over the duration of the experiment

The manuscript for this experiment will be submitted to Marine Ecological Progress Series.

5.2 Stroomgoot (Flume) experiment: welke stormen benthos kunnen overleven

We hebben flume experimenten uitgevoerd om te onderzoeken of erosie tijdens Stormen de oorzaak zou kunnen zijn waarom hoog dynamische gebieden arm aan benthos zijn. Om dit mogelijk te maken is een nieuwe stroomgoot ontwikkeld: stormy (Figuur 93).



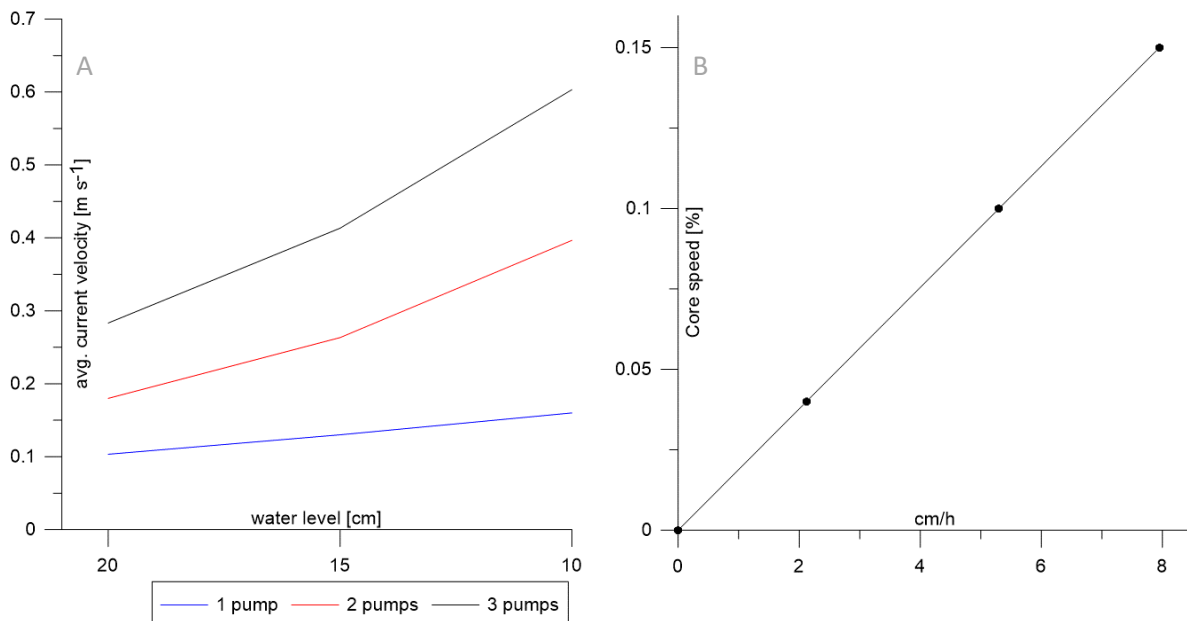
Figuur 93. Nieuwe stroomgoot genaamd Stormy (Flume) voor geconditioneerde experimenten, hierbij worden verschillende erosiesnelheden tijdens stormen nagebootst.

Inmiddels heeft een MSc student zijn stage zeer succesvol afgerond met bijbehorende rapportage genaamd; Stormy – A pilot flume study: Finding a sediment erosion threshold for burrowing bivalves (*Cerastoderma edule*).

Het idee van deze flume is het nabootsen van erosie tijdens een storm, doordat een pneumatische cilinder de binnenkant/sediment van een core in een bepaalde snelheid naar boven duwt en in de waterkolom terecht komt.

Het eerste onderdeel hierbij is het kalibreren van de stroomsnelheid, vlak boven de bodem, welke te regelen van met een verschillend aantal actieve pompen en verschillende waterstanden (Figuur 94A).

Daarnaast is in Figuur 94B bepaald welke onwaardste snelheid in cm/h (= erosie snelheid) behaald wordt bij het instellen van de settings in %.



Figuur 94. A. Gemiddelde stroomsnelheid 5 cm boven bodem bij verschillende waterniveaus en aantal actieve pompen. B Opwaartse snelheid van pneumatische cilinder waarbij % geconverteerd wordt naar snelheid in cm/uur.

Bij deze pilotstudie is gebruik gemaakt van een waterniveau van 15 cm en 3 pompen, dus komt neer op een stroomsnelheid van +/- 40 cm/s. Daarbij werd de core omhoog geduwd met 3 snelheden: 2, 5.5 en 8 cm/h (= 0.04, 0.1 en 0.15 %).

Als voorbereiding op de flume studie zijn cores, buizen met een lengte van 30 cm en een binnendiameter van 12,3 cm geprepareerd. Deze cores zijn op twee locaties op de Oesterdam, korrelgrootte met d50 van OD1 = 292 μ m en OD2=149 μ m, de grond in geduwd en vervolgens geheel gevuld, uitgespit en naar een mesocosm in een klimaatkamer bij het NIOZ vervoerd. Op dezelfde locaties zijn kokkels (*Cerastoderma edule*) verzameld, deze konden zich vervolgens in de cores acclimatiseren.

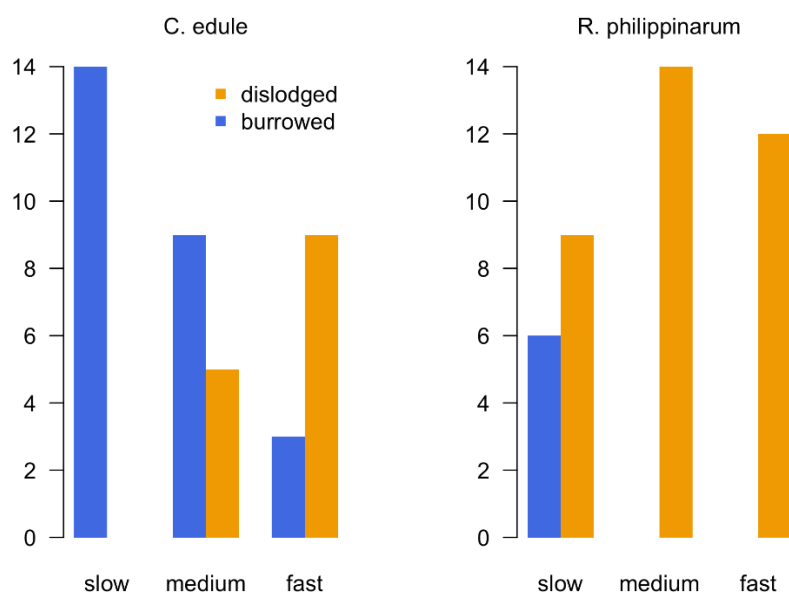
Na een aantal dagen zijn de cores met de aangegeven erosie-snelheden in de flume getest op het moment van wegspoelen van de kokkel. Resultaten laten zien dat kokkels in zanderig sediment zich snel genoeg in kunnen graven om een erosiesnelheid van 8 cm per uur te weerstaan. De kleinere kokkel heeft hier in kleiig sediment meer moeite mee.

Deze initiële testen zijn opgevolgd door een biologisch experiment, uitgevoerd door studente L. Teeuw.

5.2.1 Tests in the Stormy-flume to quantify the ability of benthos to cope with erosion

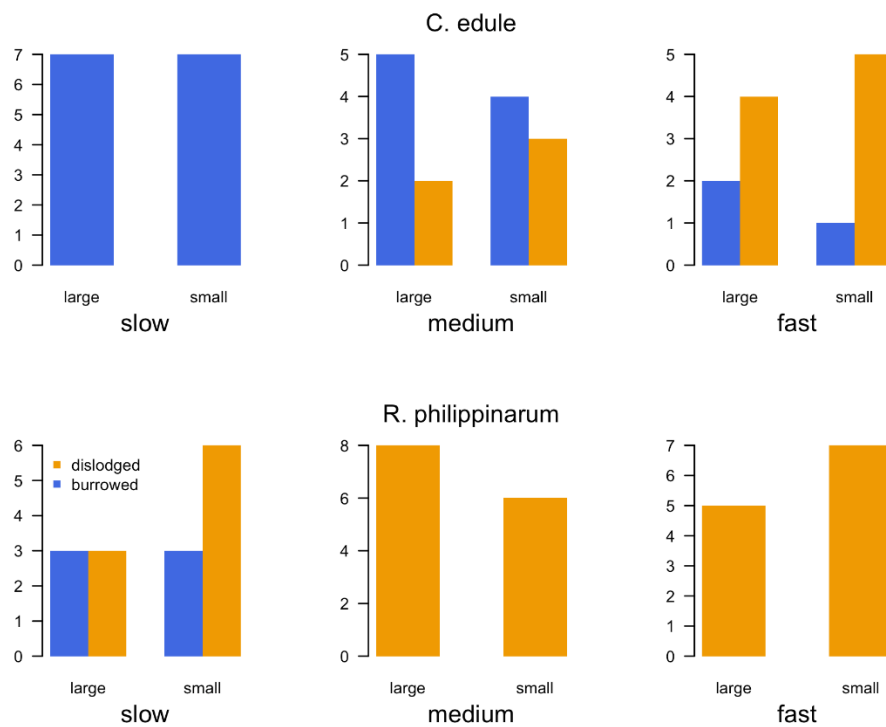
Macrobenthos living in the intertidal must be able to withstand a wide range of abiotic conditions and environmental disturbances, including constant sediment erosion and accretion. Global climate change is expected to increase environmental disturbances, such as storms, which would create greater extremes in sediment dynamics. Most storms occur during winter when burrowing bivalves are known to have a less active metabolism. Therefore, it is expected that winter is a very high-risk season for storm-induced bivalve displacement. We conducted a study to better understand the ability to withstand storm-induced erosion of different bivalves in winter temperatures. The bivalves picked for this study are competitive dominantly present species *Cerastoderma edule* and the invasive *Ruditapes philippinarum*. Furthermore, we wanted to determine the threshold for burrowing capacity for the two different species, and whether the burrowing capacity was affected by the size of the individual.

A total of 82 flume experiments were performed over the course of 10 weeks. We found that *C. edule* was able to keep up with higher erosion rates than *R. philippinarum* (Figure 1). At a sediment erosion rate of 5.3 cm h^{-1} , 100% of *C. edule* remained burrowed, whereas only 40% of *R. philippinarum* remained burrowed. What's more, 100% of the *R. philippinarum* were dislodged in the medium (10.6 cm h^{-1}) and fast (15.9 cm h^{-1}) core speeds. Conversely, *C. edule* was better able to withstand these higher erosion speeds, yet more *C. edule* remained burrowed at the medium core speed than the high core speed (55% vs. 33%).



Figur 95. Number of bivalves (*C. edule* and *R. philippinarum*) dislodged or remained burrowed at the three burrowing speeds.

While it appeared that a greater number of smaller bivalves dislodged than the larger ones for both species (Figuur 96), this result was not statistically significant ($p=0.12$). In addition, we were surprised to find that that bivalves with a higher condition index did not withstand erosion any better than those with a lower one.



Figuur 96. Number of bivalves dislodged or burrowed by small or large size class and at the three different core speeds.

Besides their burrowing capacity, we found an interesting difference in behaviour between the two species. While *R. philippinarum* had a much higher dislodgement rate than *C. edule*, no individuals were carried away by the water current once dislodged from the sediment. Due to its shape, when tipped over on its flat side *R. philippinarum* would not get carried away by the current. On the contrary, *C. edule* was immediately displaced by the water current, as soon as it was dislodged from the sediment. Thus, the high rate of *R. philippinarum* dislodgement might not entail population migration as the results of this experiment would suggest, but it might leave them more vulnerable to predators.

6 Stroomsnelheden

6.1 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. Laagdynamische 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 deelvragen:

1. Wat was het stroombeeld bij Baalhoek en Knuitershoek voor 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?
4. Wat is de bijdrage van scheepsgolven aan de bodemschuifspanning, in vergelijking met windgolven en getij?
5. Hoe relateren de snelheidsveranderingen aan de bodemligging en de ecologische ontwikkeling?

Dit hoofdstuk heeft de volgende structuur. In paragraaf 6.2 wordt de methodologie uiteengezet. Vervolgens gaat paragraaf 6.3 in op de inzichten uit de veldmetingen en paragraaf 6.4 in op de inzichten uit de modelstudie. In paragraaf 6.5 worden alle inzichten samengevoegd tot een integrale beantwoording van de bovenstaande deelvragen. Tot slot worden in paragraaf 6.6 de nog resterende vervolgstappen geformuleerd.

6.2 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 -magnitudes 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 potentiële depositie van fijn sediment. De veranderingen in de stroming als gevolg van de aanleg van de ingrepen geven een beeld van de te verwachten verandering in 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 ($\pm 1\%$ 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 scenario studies, 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.

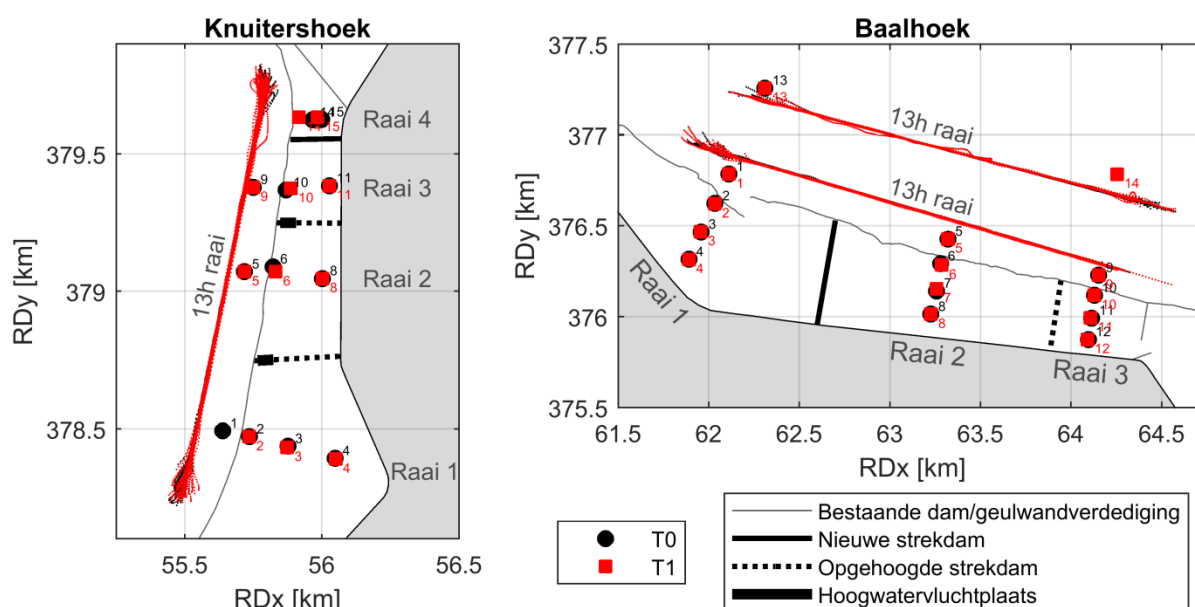
In aanvulling op de stromingsmetingen zijn drukmetingen gebruikt om wind- en scheepsgolven te analyseren. Op basis van de gemeten golven en stroming zijn bodemschuifspanningen berekend die een indicatie zijn voor de mobiliteit van het sediment. Hierbij is onderscheid gemaakt tussen de bijdrage door getijstroming, windgolven en scheepsgolven.

6.3 Monitoring hydrodynamica

In deze paragraaf worden alle inzichten uit de veldmetingen gepresenteerd. Als eerste worden de uitgevoerde metingen gepresenteerd (paragraaf 6.3.1). Vervolgens wordt de stroming in de T0 situatie geanalyseerd (paragraaf 6.3.2) en vergeleken met de T1 situatie (paragraaf 6.3.3). Tot slot wordt de rol van golven bepaald op basis van de golfmetingen (paragraaf 6.3.4).

6.3.1 Uitgevoerde metingen

Rijkswaterstaat heeft diverse stroomsnelheidsmetingen uitgevoerd in de projectgebieden (zie Figuur 97 voor de locaties). Hiervoor is gebruik gemaakt van NORTEC Acoustic Doppler Current Profilers (ADCP's) met een meetnauwkeurigheid van $\pm 1\%$ 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 98, is er bij punt 1 van Knuitershoek alleen gemeten tijdens T0, en bij punt 14 van Baalhoek alleen tijdens T1.

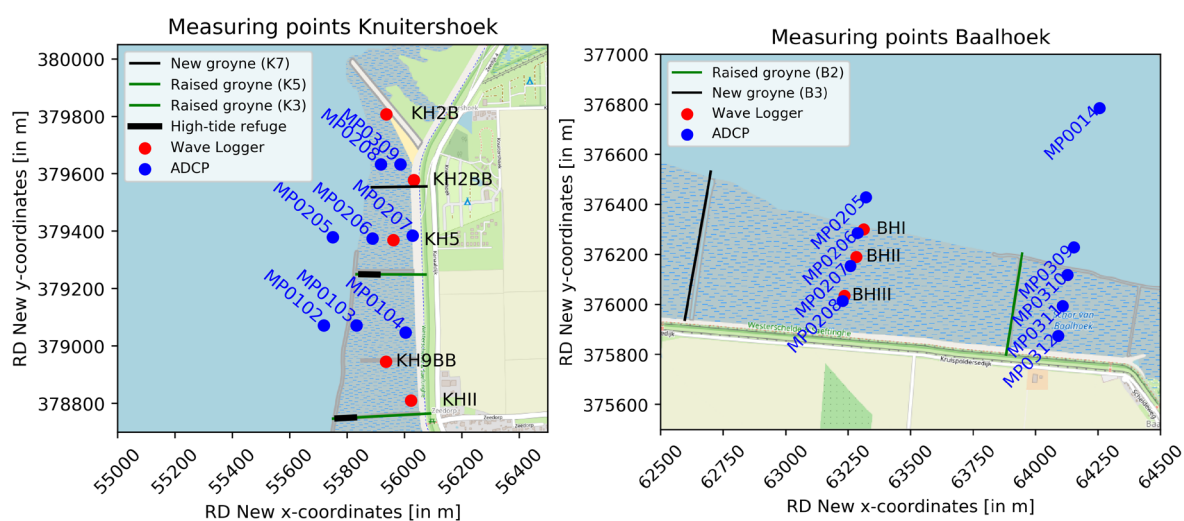


Figuur 97. Overzicht van de meetlocaties van de ADCP's in de intergetijdengebieden en de raaien waar de 13-uurs metingen over gevaren zijn. De meetlocaties van zowel T0 (zwart; 2016) als T1 (rood; 2018) zijn hierin weergegeven.

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). 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 98). 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 98. 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 secundaire 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* secundaire scheepsgolven optreden (volgend uit de *wavelet*-analyse) te gebruiken om het gedeelte *met* secundaire scheepsgolven te corrigeren voor het effect van windgolven. Meer informatie over deze aanpak is te vinden in het afstudeerrapport van Marco Aldershof (Aldershof, 2020).

6.3.2 Algemeen stroombeeld: analyse T0 metingen

Tabel 14 toont voor alle stations de maximale vloed- en ebsnelheden gedurende de T0 meetperioden. Voor alle stations van Baalhoek zijn de vloedspieken significant groter dan de ebsnelheidspieken (meer dan 10 cm/s verschil). Alleen voor meetpunt 4 zijn de maximale vloedspieken voor eb en vloed vrijwel identiek. Voor Knuitershoek zijn de maximale vloedspieken 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 Ossensisse), 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.

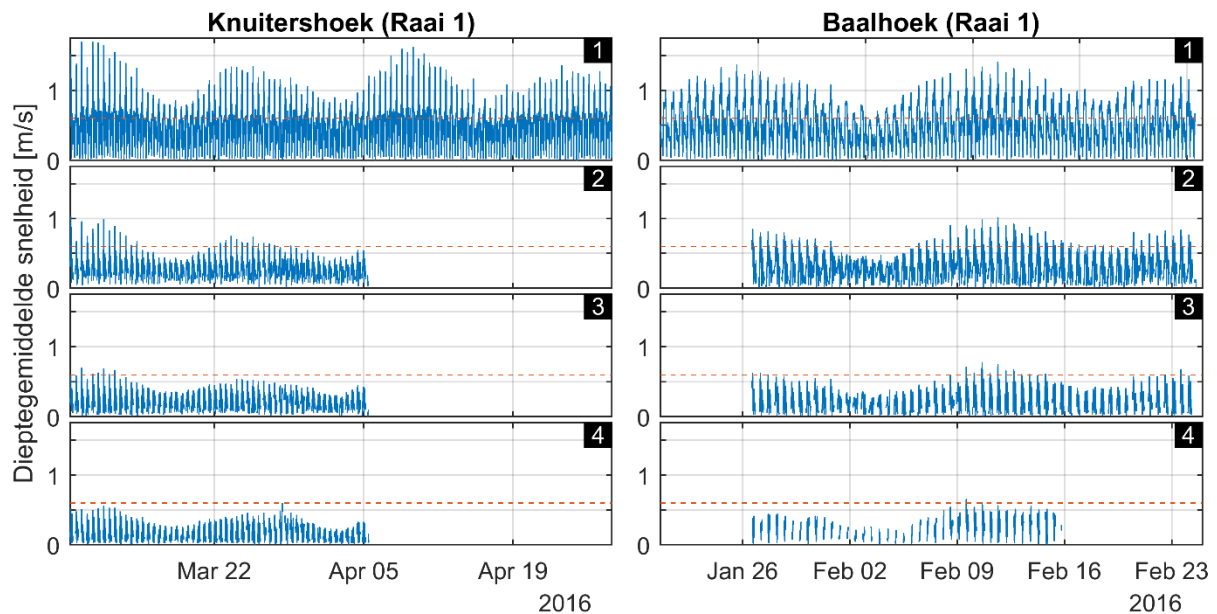
Tabel 14. De maximale diepte-gemiddelde eb- en vloedsnelheden voor alle meetstations over de T0 meetperioden (zie Figuur 97 voor locaties). Als de vloed pieksnelheid significant groter is (>10 cm/s verschil) dan de ebpieksnelheid, is deze groen vet gemarkeerd (voor geen enkel station is de maximale ebpiek 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 doorstreep.

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	94	106	110	159	108	106	94	201

Naast een indicatie van de vloeddominantie in de snelheden, toont Figuur 99 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).

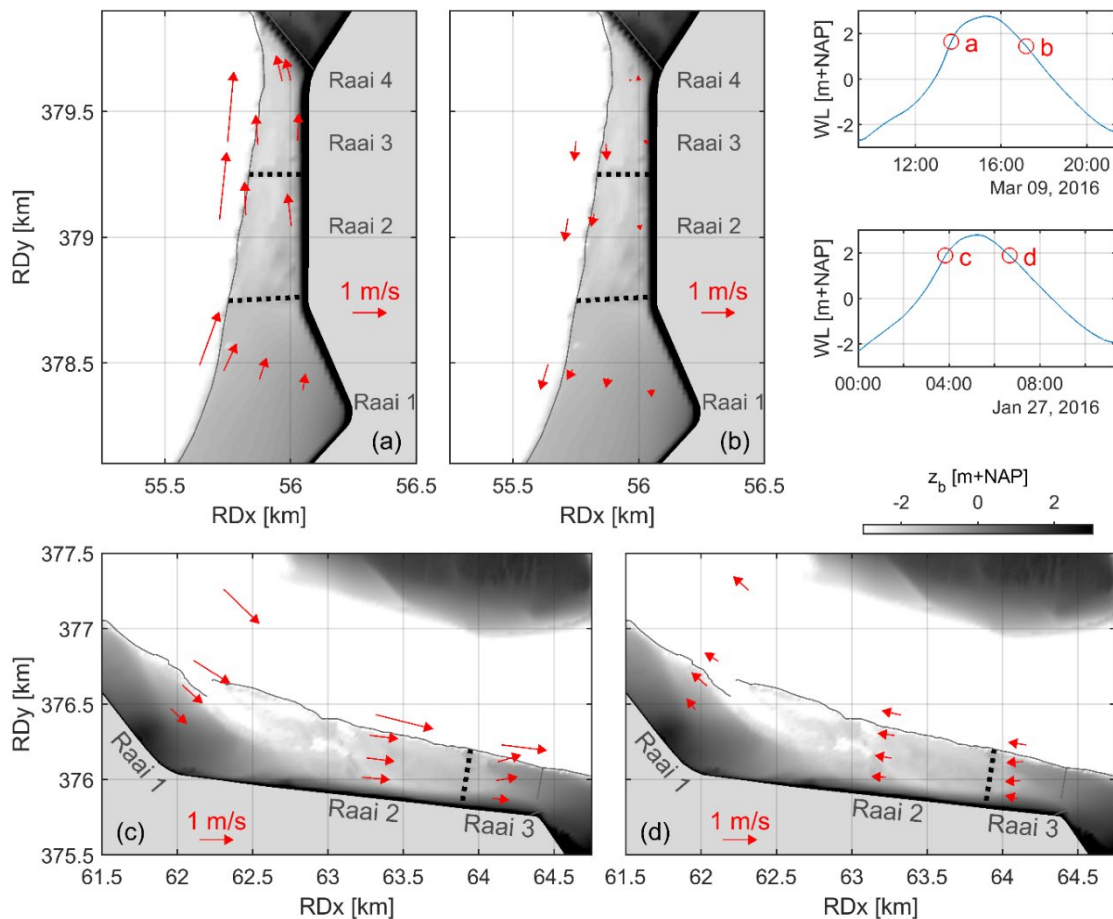
De maximale pieksnelheden tijdens de meetperiode traden op tijdens springtij (rond 10 maart 2016 bij Knuitershoek en rond 10 februari 2016 bij Baalhoek). Figuur 100 toont voor zowel Knuitershoek als voor Baalhoek de tijdseries van een reeks vaste ADCP's (van geul tot dijk) over de gehele meetperiode. Variaties zijn substantieel tussen springtij en doortij (orde factor 2). De veelgebruikte grens van orde 60 cm/s als scheiding hoog/laagdynamisch (bijvoorbeeld in Dam et al., 2008) wordt voor de punten in de geul voor vrijwel ieder getij overschreden, terwijl dit in de intergetijdengebieden over het algemeen beperkt blijft tot springtij.



Figuur 99. Snelheidsmagnitudes, getoond voor een selectie van de stations vanaf de geul (1) tot bij de dijk (4). Links: Knuitershoek, rechts: Baalhoek, zie Figuur 98 voor locaties. De horizontale gestreepte rode lijn geeft in ieder figuur de (gekozen) kritische grens van hoog/laagdynamisch aan (60 cm/s).

De snelheden op beide intergetijdengebieden zijn voornamelijk in langsrichting (dit sluit een snelheid in dwarsrichting uiteraard niet uit), 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, zie Figuur 100. 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.

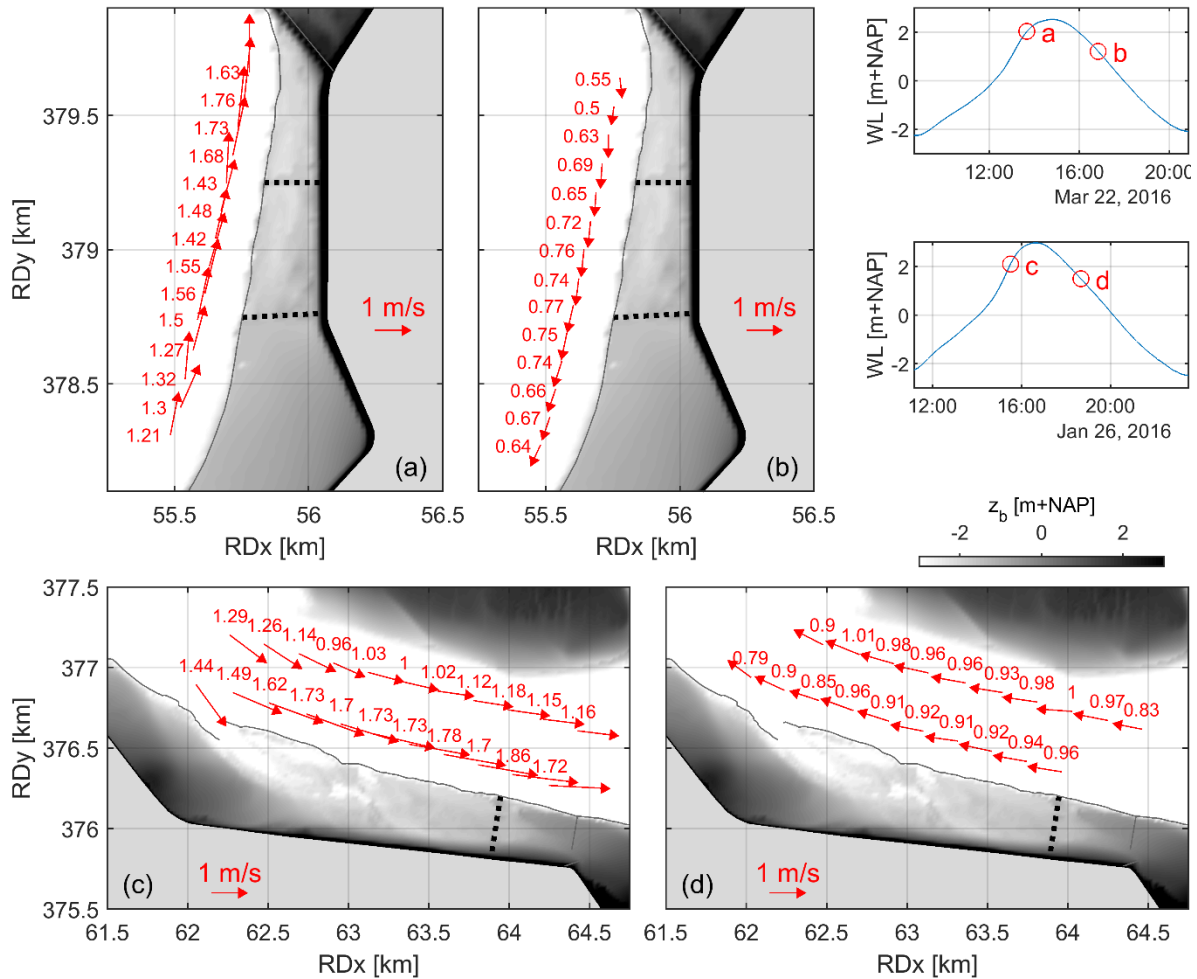
Belangrijk om op te merken is dat de vloedpieken in de geul net voor hoogwater plaatsvinden. Op dat moment staan de intergetijdengebieden onder water en daarom kunnen de vloedpieken op alle meetpunten simultaan optreden. De ebpieken in de geul treden daarentegen op bij lagere waterstanden (rond de gemiddelde 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 100 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 100 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 inzicht in het algemene stroombeeld. Omdat de metingen varend zijn genomen, wordt een ruimtelijk beeld verkregen.

Figuur 101 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 het gevolg van een lokale onderbreking van de oorspronkelijk aanwezige langsdam/vooroeververdediging. Deze hoge, op de plaat gerichte, stroming houdt zeer waarschijnlijk verband met de lokale verlaging van de bodem op het intergetijdengebied in het verlengde van de stroomrichting op deze meetlocatie. 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 101c en d). Dit ondanks het feit dat de geul, het Zuidergat, als ebdominant bekend staat. Dit kan verband houden met bochtstromingseffecten. De ruimtelijke verschillen in vloed-/ebdominantie in de snelheden hebben consequenties voor de netto sedimenttransporten in de geul.



Figuur 101 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.

6.3.3 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 (zie Figuur 97). 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 doordat de spring-doodtij cycli nooit helemaal identiek zijn. Gebruik kan wel 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.

In Figuur 102 (Knuitershoek) en Figuur 103 (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. Een kwantificatie van de nauwkeurigheid van deze lineaire benaderingen is achterwegen gelaten ter versimpeling van het figuur, maar 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.

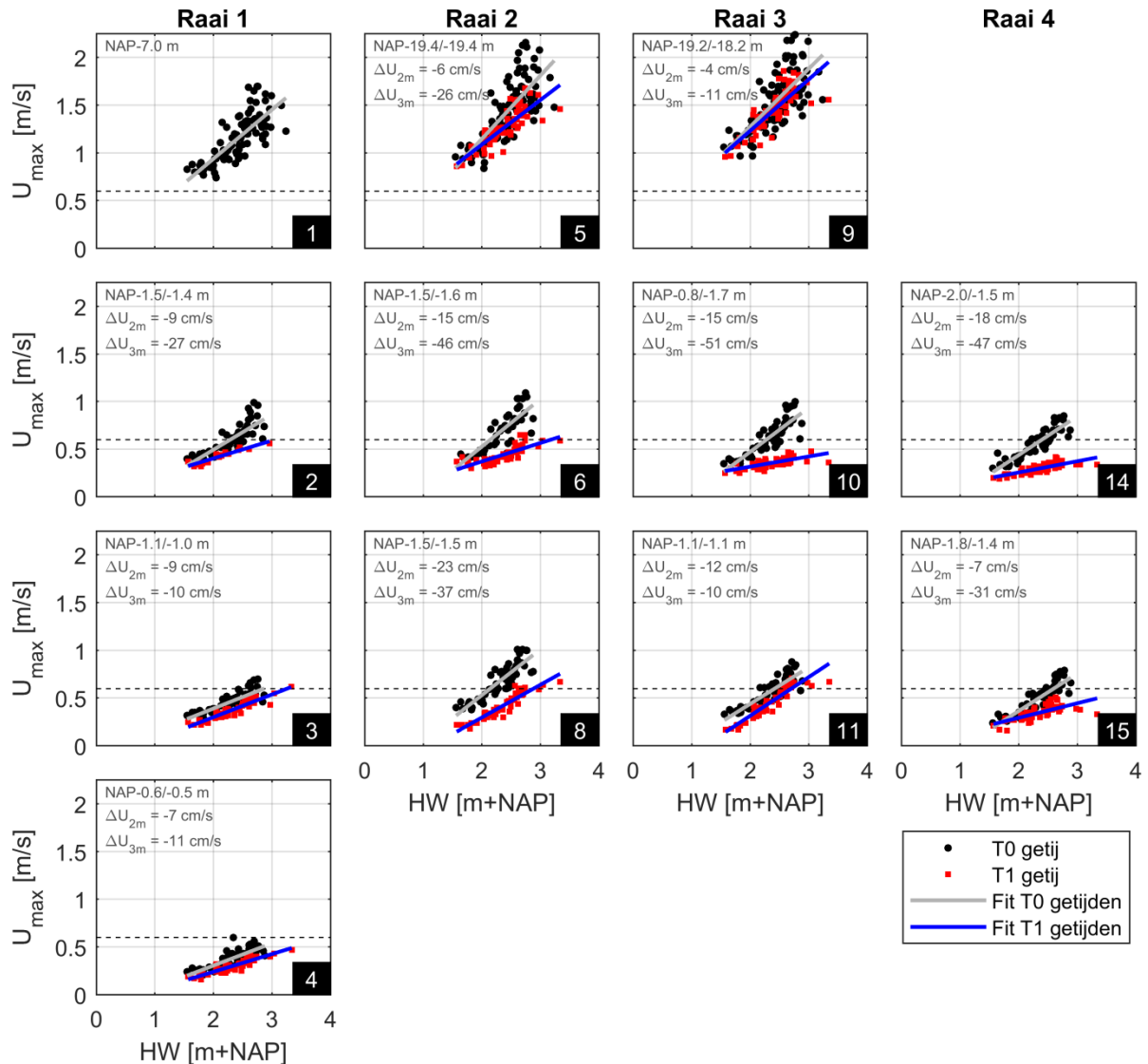
In de geul voor Knuitershoek (locaties 5 en 9), Gat van Ossensisse, zijn de groottes van de maximale dieptegemiddelde snelheden tot 15% afgenomen. Ondanks de grote diepte in de geul (orde 20 m) en de substantiële afstand van het intergetijdengebied (>100 m) zijn de afnamen dus significant. De afnamen 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 103. 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. Daarnaast valt op dat de spreiding van de datapunten van de meetpunten in de geul groter is tijdens T0 dan tijdens T1. De relatie tussen de maximale snelheid en de hoogwaterstand is hier dus sterker geworden na de aanleg en verhoging van de strekdammen.

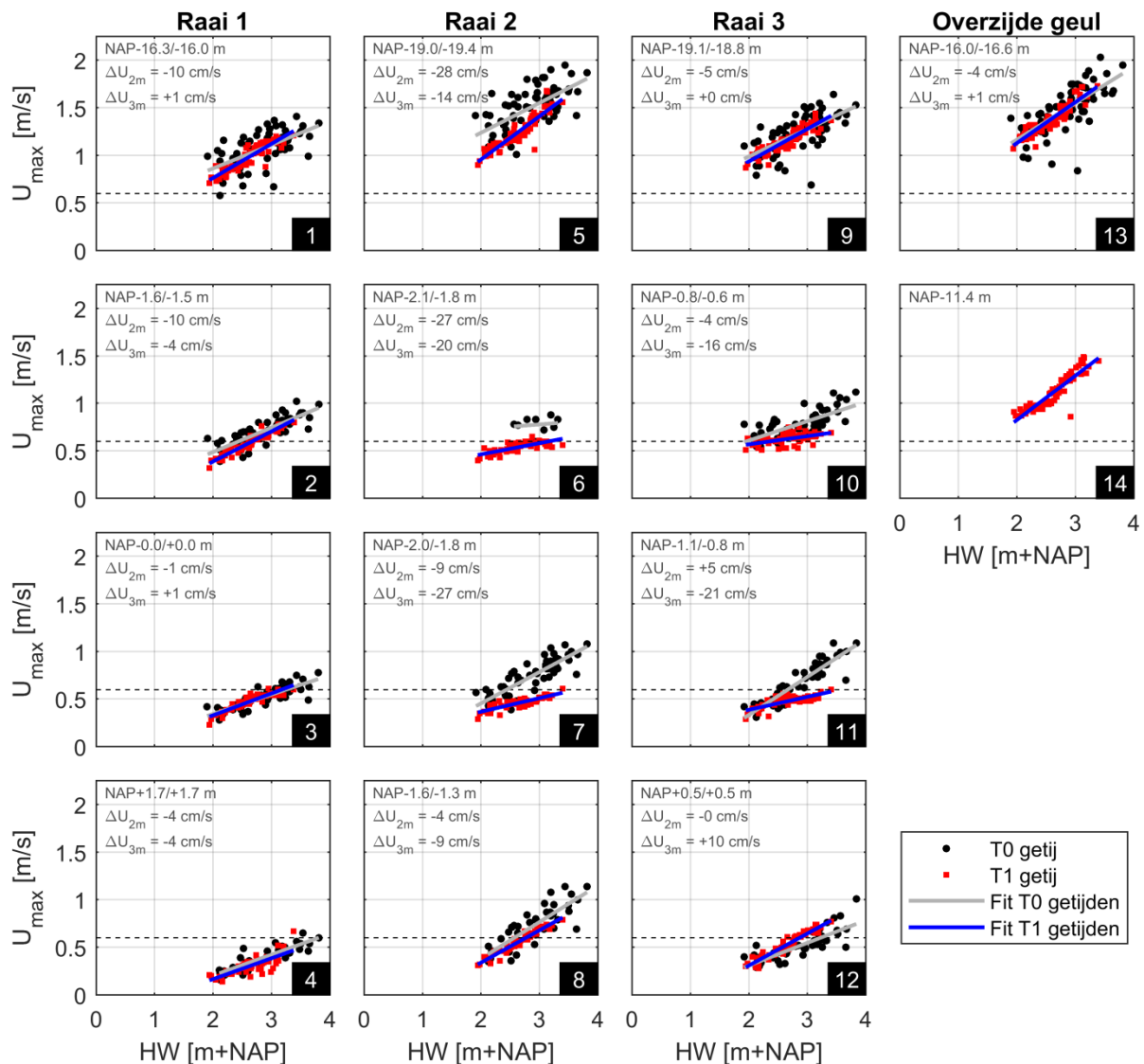
Voor Baalhoek zijn de snelheidsveranderingen van de droogvallende meetpunten van Raai 1 zeer beperkt: tot 10 cm/s bij meetpunt 2 (naast de geul). Voor de andere twee raaien zijn de snelheidsveranderingen wel substantieel. Vergelijkbaar aan de droogvallende meetpunten van Knuitershoek zijn de snelheidsafnames 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 slechts gebaseerd op 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.

Knuitershhoek



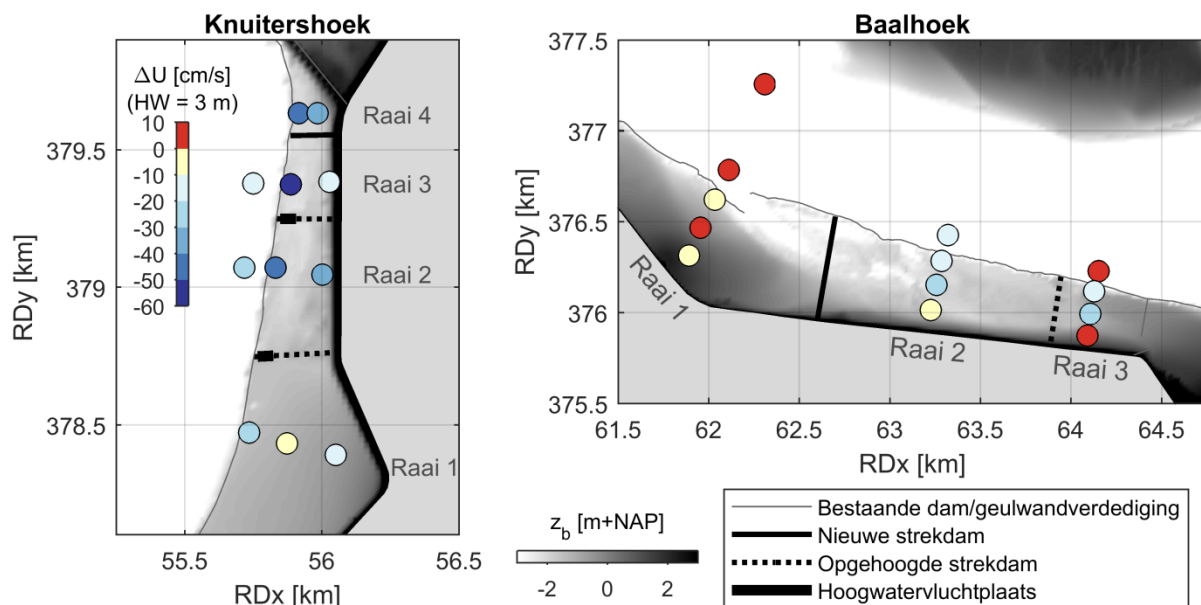
Figuur 102 Maximale dieptegemiddelde snelheid voor elk gemeten getij, weergegeven ten opzichte van de maximale waterstand van elk getij, voor Knuitershhoek. De instrumentnummers (zie Figuur 98 voor de ligging) zijn rechtsonder in de deelfiguren weergegeven. De instrumenten zijn in deze figuren van boven naar beneden gesorteerd met toenemende afstand van de geul. De bodemligging is linksboven weergegeven bepaald met een RTK-dGPS (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 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).

Baalhoek



Figuur 103 Maximale dieptegemiddelde snelheid voor elk gemeten getij, weergegeven ten opzichte van de maximale waterstand van elk getij, voor Baalhoek. De instrumentnummers (zie Figuur 98 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 is linksboven weergegeven bepaald met een RTK-dGPS (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 geplott (zie legenda). Een lineaire trendlijnbenadering is geplott voor zowel de T0 als de T1 datapunten. Ter indicatie is linksboven 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).

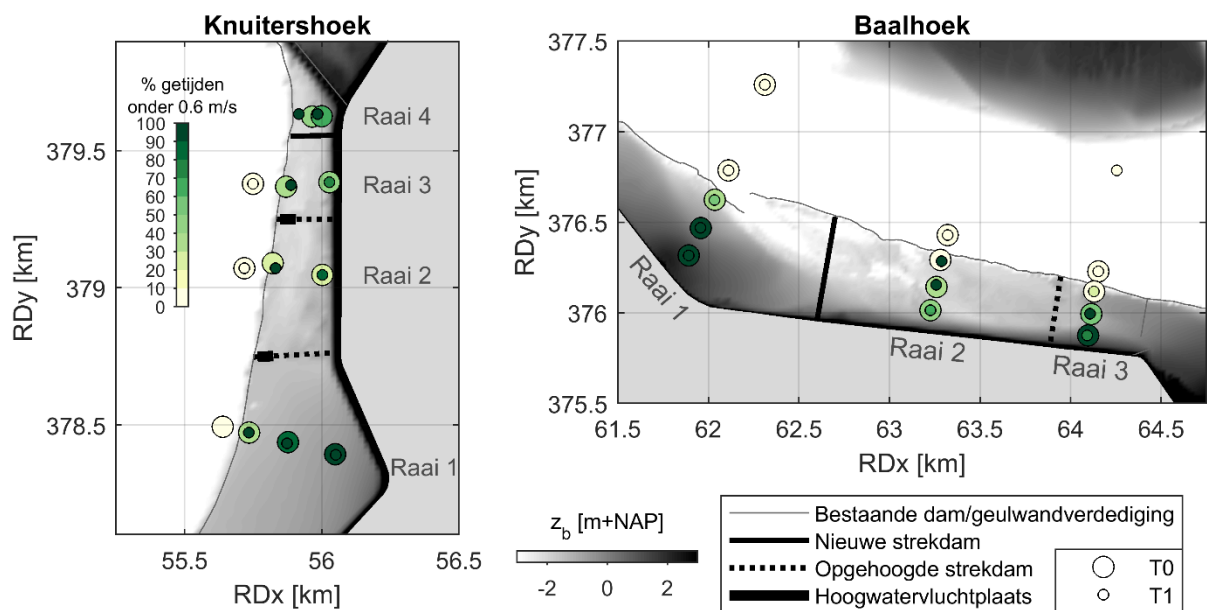
In Figuur 104 wordt een ruimtelijk beeld gegeven van de snelheidsveranderingen van T0 naar T1, gebaseerd op de lineaire trendlijnbenaderingen (zie Figuur 102 en Figuur 103) en bij een hoogwaterstand van 3 m. Zoals al opgemerkt, zijn de snelheidsveranderingen bij Raai 1 voor beide projectgebieden het meest beperkt, 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 (paragraaf 6.4.3).



Figuur 104 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 102 en Figuur 103. De kleuren van de markers geven de snelheidsveranderingen aan, overeenkomend met de getallen zoals gepresenteerd achter ΔU_{3m} in Figuur 102 en Figuur 103. 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 (Figuur 104) 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 worden in de T1 situatie. Daarom is in Figuur 105 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 uit Figuur 102 en Figuur 103 (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 105 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. 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; Figuur 102 en Figuur 103). Let wel, het aantal datapunten waar dit bij dit meetpunt op gebaseerd is, is relatief beperkt (zie Figuur 103). 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 toenames 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 (paragraaf 6.4.3). Hoger op het intergetijdengebied van Knuitershoek zijn (net als bij Baalhoek) de veranderingen kleiner.



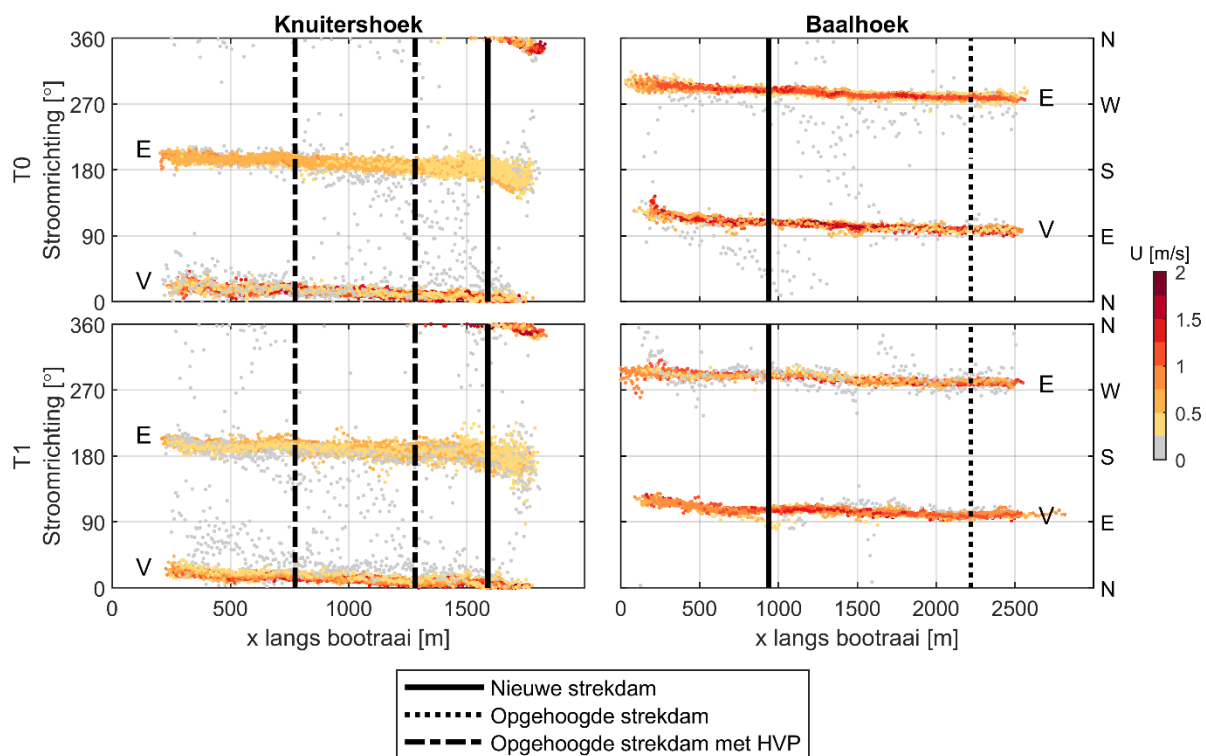
Figuur 105 Ruimtelijke weergave van het percentage van de getijden waarvoor de maximale snelheid onder de 0,6 m/s ligt, zowel voor T0 (grote cirkels) als T1 (kleine cirkels). Dit is een combinatie van de hoogwaterstand waarvoor de kritische snelheid precies wordt overschreden (op basis van de lineaire trendlijnbenaderingen uit Figuur 102 en Figuur 103) en het percentage van de getijden waarvoor deze hoogwaterstand niet wordt overschreden (gebaseerd op de gemeten waterstanden voor heel 2016).

Figuur 106 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 intergetijdgebieden.

In de geul langs beide projectgebieden volgen de snelheden voornamelijk de dominante stroomrichtingen (zie ook Figuur 101). Anders gezegd, de stroomrichtingen zijn relatief monotoon. In Figuur 106 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.

De spreiding in stroomrichting is bij Knuitershoek groter dan bij Baalhoek. Maar dit is consistent voor de T0 en T1 situatie, en consistent in langsrichting. 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 97). 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 106 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 het transect langs het intergetijdengebied (het noordelijke transect 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.

6.3.4 Golven en bodemschuifspanningen

Hieronder volgt een korte beschrijving van de studie naar golven en bodemschuifspanning, details zijn te vinden in 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 achterstevan treinen van kortere secundaire golven op met periodes van ~ 1 -10 s die vergelijkbaar zijn met periodes van lokaal gegenereerde windgolven.

Bij Knuitershoek (locaties KH5 en KH9BB, zie Figuur 98) 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 secundaire 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.

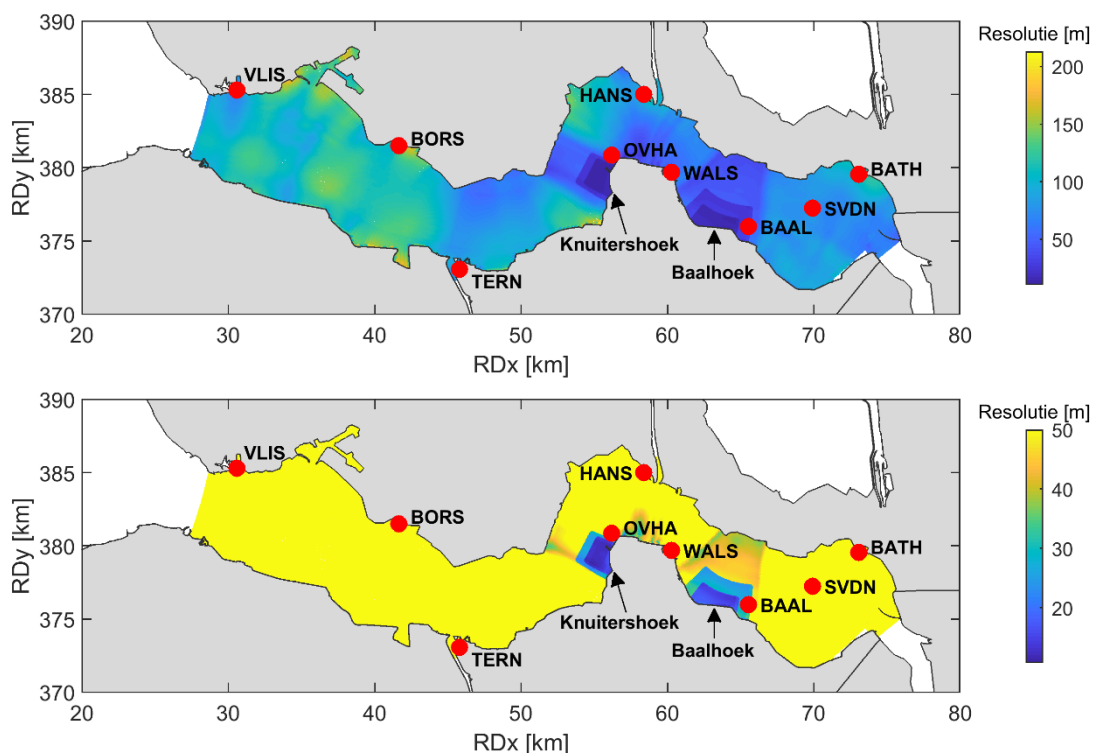
6.4 Numerieke modellering stroomsnelheden

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 6.4.1. Verdere details over de modelopzet zijn te vinden in De Vet & Van der Werf (in concept). In paragraaf 6.4.2 is de simulatieperiode bepaald die representatief is voor een meerjarige periode. In paragraaf 6.4.3 is vervolgens het effect van de strekdammen met het model onderzocht. Tot slot is in paragraaf 6.4.4 de invloed van de wind en in paragraaf 6.4.5 het effect van een hogere bodemligging bepaald.

6.4.1 Modelopzet en kalibratie

Het rekendomein van het model loopt van Vlissingen (westelijke rand) tot aan de Nederlands-Belgische grens (oostelijke rand), zie Figuur 107. 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.

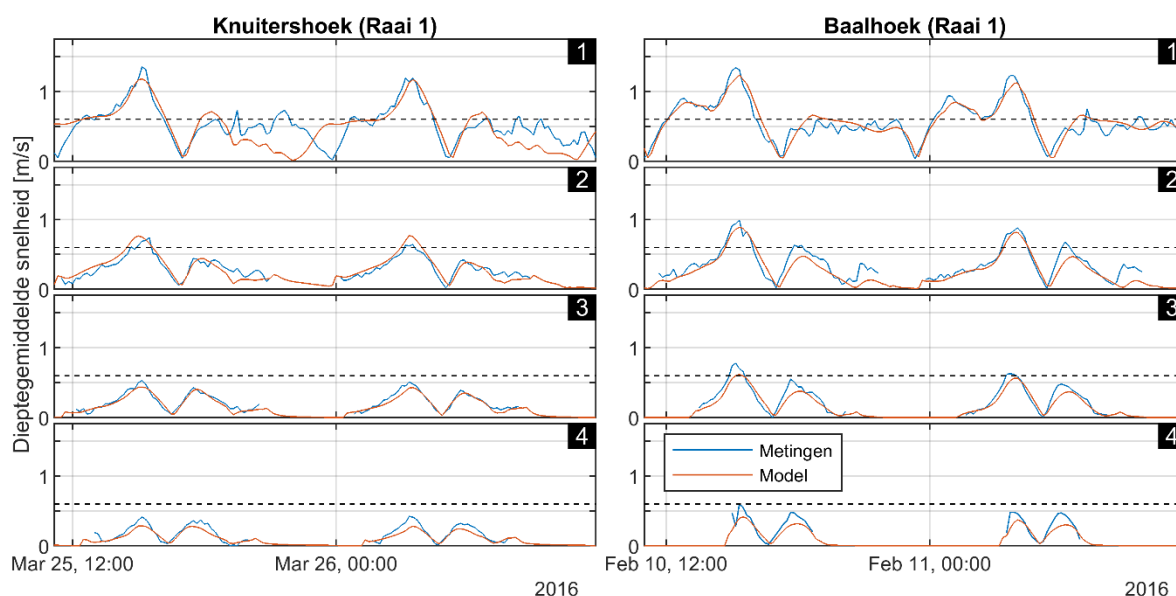


Figuur 107 Rekenresolutie van het Buitendijks model, gedefinieerd als de gemiddelde afstand van een rekenpunt tot de daaraan gelinkte rekenpunten. Boven: volledige kleurschaal. Onder: kleurschaal gefocust op resoluties kleiner dan 50 m.

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 westelijke rand is een combinatie van snelheden en 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 $0,024 \text{ s/m}^{1/3}$ en een horizontale viscositeit van $1 \text{ m}^2/\text{s}$. 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 108 toont de overeenkomst in snelheid tussen het model en de metingen voor twee getijden voor Raai 1 van Knuitershoek en Baalhoek.



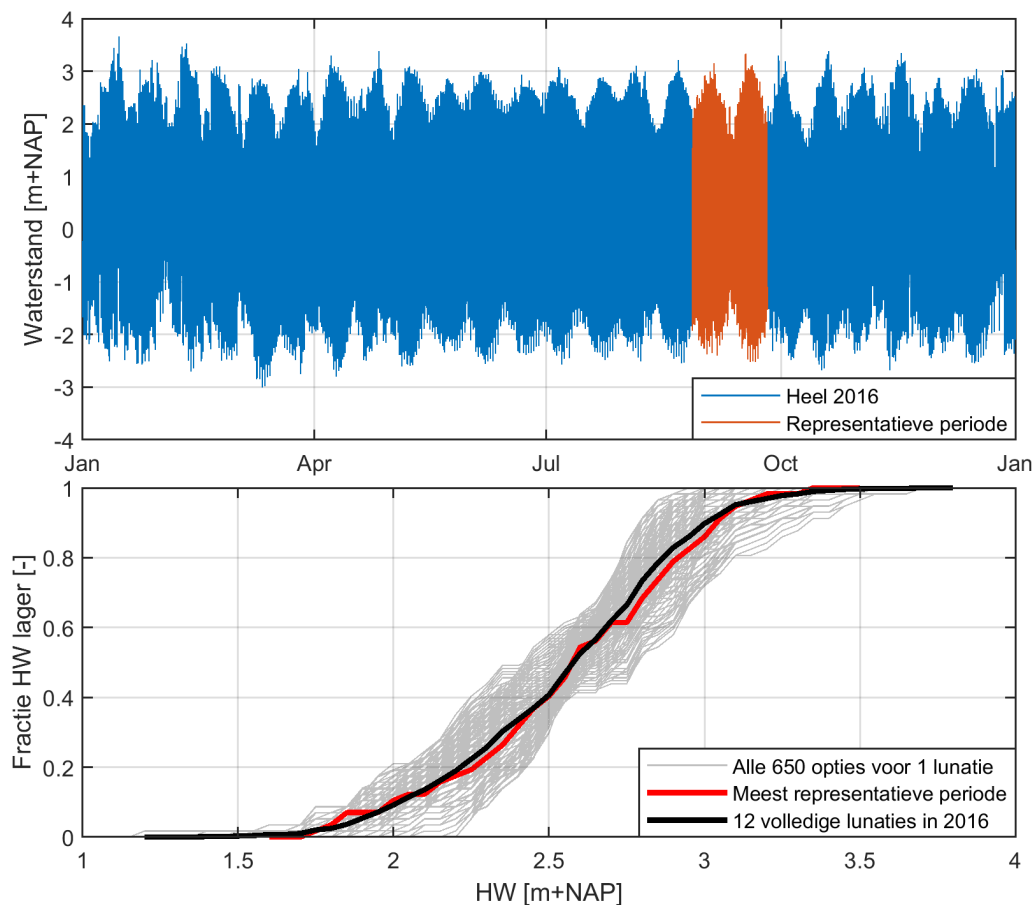
Figuur 108 Vergelijking tussen gemeten en met het Buitendijks model berekende diepte-gemiddelde snelheden. Getoond zijn Raai 1 van Knuitershoek en Raai 1 van Baalhoek voor T0 voor twee getijden.

6.4.2 Bepaling 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). 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.

De simulatieperiode is op de volgende manier bepaald, om te waarborgen dat deze representatief is. Gekozen is voor een periode van 29,5 dagen waarvoor de verdeling van hoogwaterstanden zo goed als mogelijk overeenkomt met de verdeling van hoogwaterstanden over heel 2016 (Figuur 109). Gefocust is op de hoogwaterstanden omdat (1) de piekstroomsnelheden (relevant voor dit project) schalen met de hoogwaterstanden (Figuur 102 en Figuur 103) en (2) de hoogwaterstanden de droogvalduur van de intergetijdengebieden beïnvloeden.

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 6.4.4 en 6.4.5).



Figuur 109 Representatieve simulatieperiode. Boven: gemodelleerde waterstand (gemiddelde Baalhoek en Knuitershoek) voor heel 2016 en de representatieve periode van 29,5 dagen (één lunatie; twee spring-doodtij cycli). Onder: de verdeling van voorkomen van hoogwaterstanden voor (1) alle mogelijke perioden van 29,5 dagen startend bij laagwater, (2) de meest representatieve periode en (3) heel 2016 (12 volledige lunaties). Voor de meest representatieve periode komt de curve het meest overeen met de curve van heel 2016 (laagste RMSE; wortel van de gemiddelde kwadratische fout).

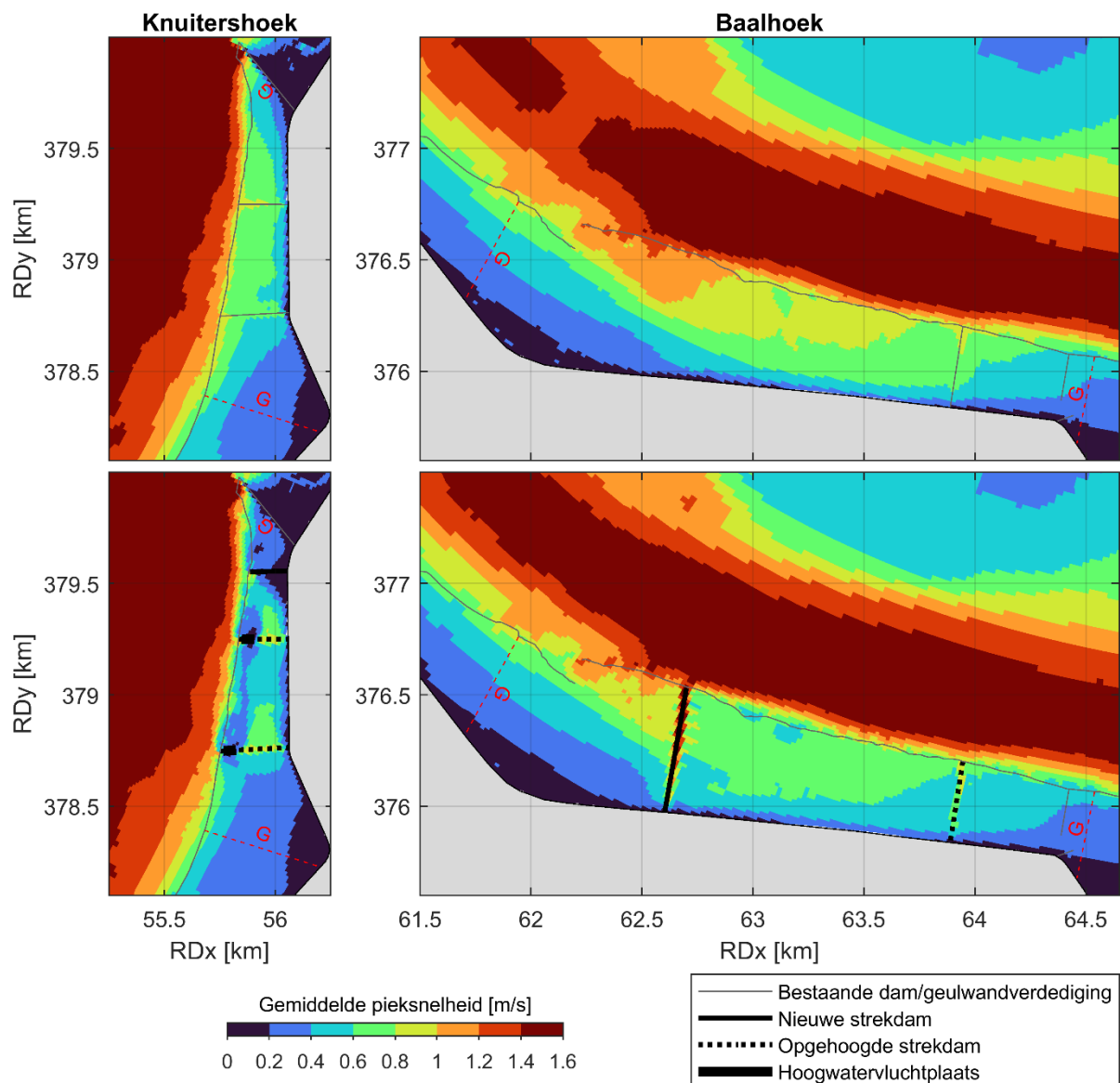
6.4.3 Effect van de strekdammen op de stroming

Met het numerieke model zijn de veranderingen in stroming door de strekdammen bepaald. Voor elk rekenpunt is de pieksnelheid berekend voor elk getij in de simulatieperiode. 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, daarna volgen de resultaten van de veranderingen in de fractie getijden onder de grenssnelheid.

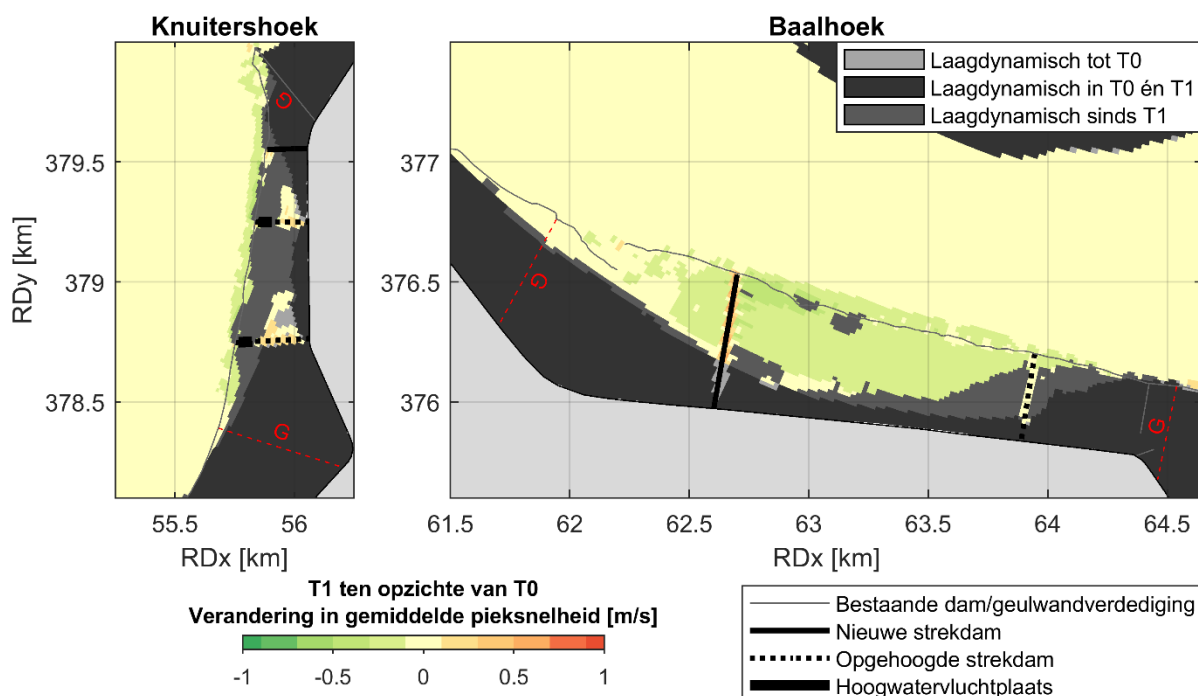
Verandering in gemiddelde pieksnelheid

Figuur 110 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).



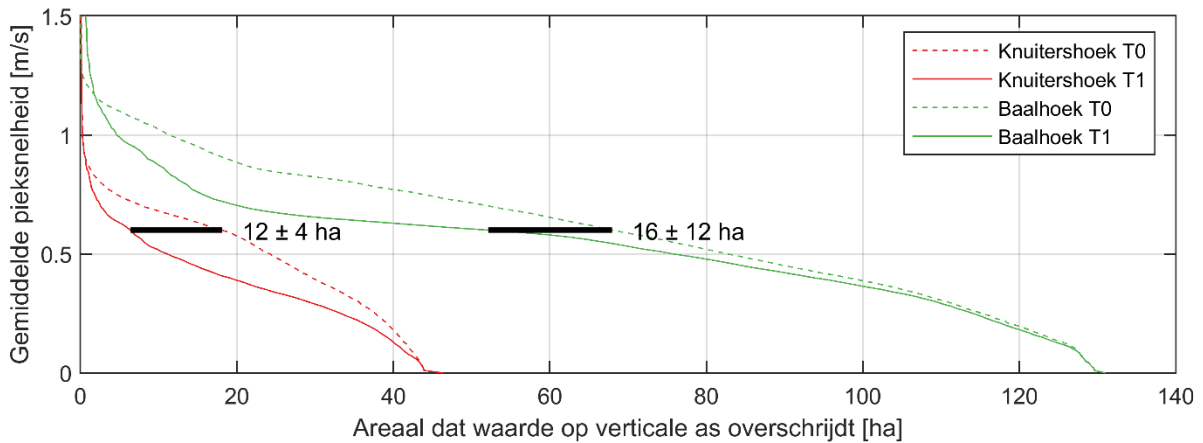
Figuur 110 Ruimtelijke weergave van de gemiddelde pieksnelheid voor Knuitershoek (links) en Baalhoek (rechts) voor de T0 situatie (boven) en de T1 situatie (onder). De definitie van de grenzen van de projectgebieden (G) zijn met de rode gestreepte lijnen en de noordelijke strekdam van Knuitershoek gemarkeerd.

De veranderingen in pieksnelheden van de T0 naar de T1 situatie zijn in Figuur 111 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 110). Uitzondering op de snelheidsafnamen zijn de twee zones noordelijk van de opgehoogde strekdammen. De vloedstroming is daar waarschijnlijk lokaal versterkt ter compensatie van de volledig geblokkeerde stroming ter hoogte van de hoogwatervluchtplaatsen. Overigens is de grootte van deze twee zones kleiner dan het gebied tussen de hoogwatervluchtplaatsen dat wel in snelheid is afgenomen. In beide projectgebieden is op 100 m van de vooroeververdediging in de geul geen snelheidsverandering meer zichtbaar (<0,1 m/s).



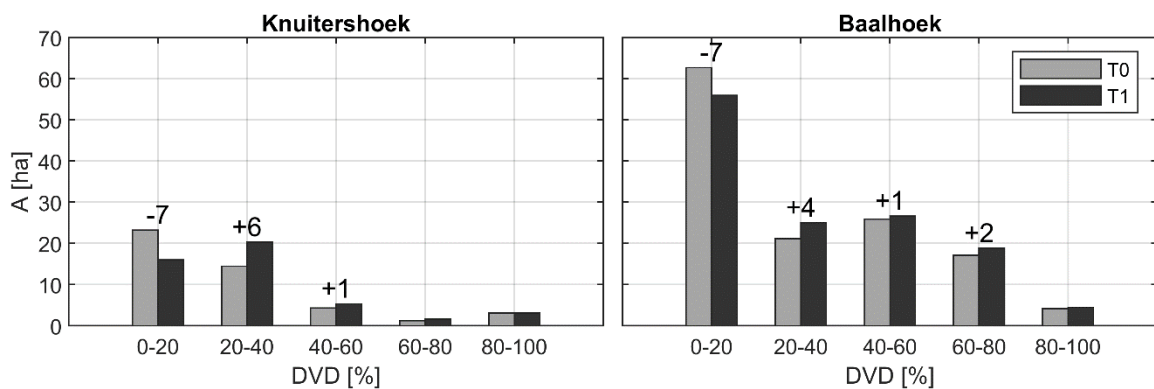
Figuur 111 Ruimtelijke weergave (in de kleurschaal) van de verandering in de berekende gemiddelde pieksnelheid (van T0 naar T1). Positieve waarden betekenen een snelheidstoename. Bovenop het figuur zijn in grijswaarden de laagdynamische gebieden (hier gedefinieerd als gebieden met een gemiddelde pieksnelheid < 0.6 m/s 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.

In Figuur 112 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 laagdynamische 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 gevoeligheid van de resultaten en onderschrijving van modelonzekerheden. 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 (Figuur 103). Het is dus plausibel dat de toename van 16 ha bij Baalhoek een onderschatting is. Bovendien is het de verwachting dat, na een verhoging van de bodem door sedimentatie, het areaal laagdynamisch verder zal toenemen (paragraaf 6.4.5).



Figuur 112 Cumulatieve oppervlaktes van de projectgebieden waarvoor de snelheid op de verticale as wordt overschreden. De toename in laagdynamische areaal van T0 naar T1 zijn met de getallen weergegeven inclusief een schatting van de onzekerheid. De grenzen van de projectgebieden zijn o.a. in Figuur 110 weergegeven.

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 113 is de oppervlakteverdeling van beide projectgebieden weergegeven voor de T0 (2016) en T1 (2018) situatie. 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).



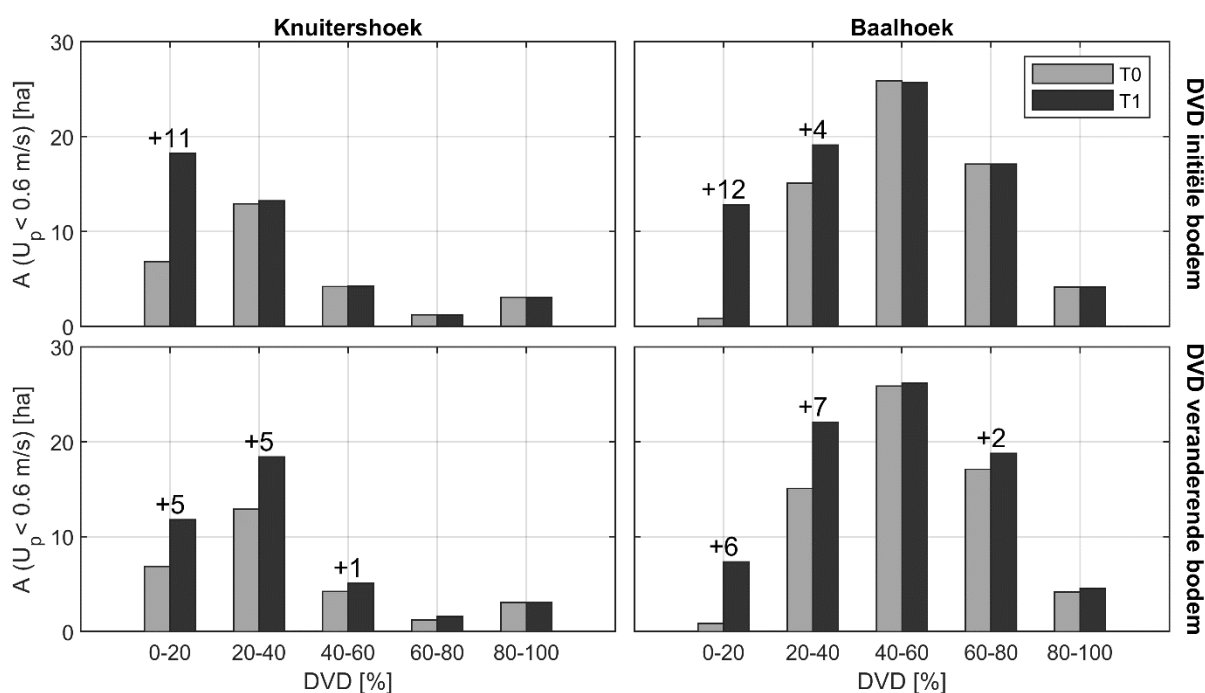
Figuur 113 Oppervlakte van de verschillende droogvalduurklassen (DVD) voor de T0 en T1 bodemligging. De verandering in oppervlakte is vermeld als deze ≥ 1 ha bedroeg. De begrenzing van de projectgebieden is o.a. in Figuur 110 weergegeven.

In Figuur 114 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). Veranderingen in dit areaal kunnen zowel het gevolg zijn van veranderingen in bodemligging (Figuur 113) als van veranderingen in snelheid. Om dit onderscheid in de resultaten te kunnen waarnemen, zijn in Figuur 114 de arealen geclassificeerd voor zowel de droogvalduur

behorend bij de initiële bodemligging (T0) als de droogvalduur van de bij de simulatie horende bodemligging (T0 dan wel T1).

Alle significante (tenminste 1 ha) netto veranderingen in laagdynamisch areaal vonden plaats voor deelgebieden met een droogvalduur van 0-40% in de T0 situatie. Bij Knuitershoek vonden deze verandering zelfs alleen plaats voor deelgebieden die in de T0 situatie in de 0-20% droogvalduurklasse lagen. Als gevolg van de bodemveranderingen zijn de toenames in laagdynamisch areaal ook ten bate gekomen van de hogere droogvalduurklassen. 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 de 60-80% klasse met 2 ha.

Benadrukt wordt dat in beide projectgebieden de toenames laagdynamisch areaal in de hogere, ecologisch waardevolle klassen (40-80% droogvalduur) nog beperkt waren (tot 2 ha toename). Dit is te verklaren doordat zo goed als al het areaal in deze hogere klassen in de T0 situatie al een gemiddelde pieksnelheid onder de 0,6 m/s had (100% van Baalhoek en 98% van Knuitershoek). Daarom zal pas met doorzettende aanslibbing het laagdynamisch areaal ook in deze droogvalduurklassen verder kunnen uitbreiden. In paragraaf 6.4.5 is verkend hoe een hogere bodemligging potentieel in meer laagdynamisch areaal resulteert.

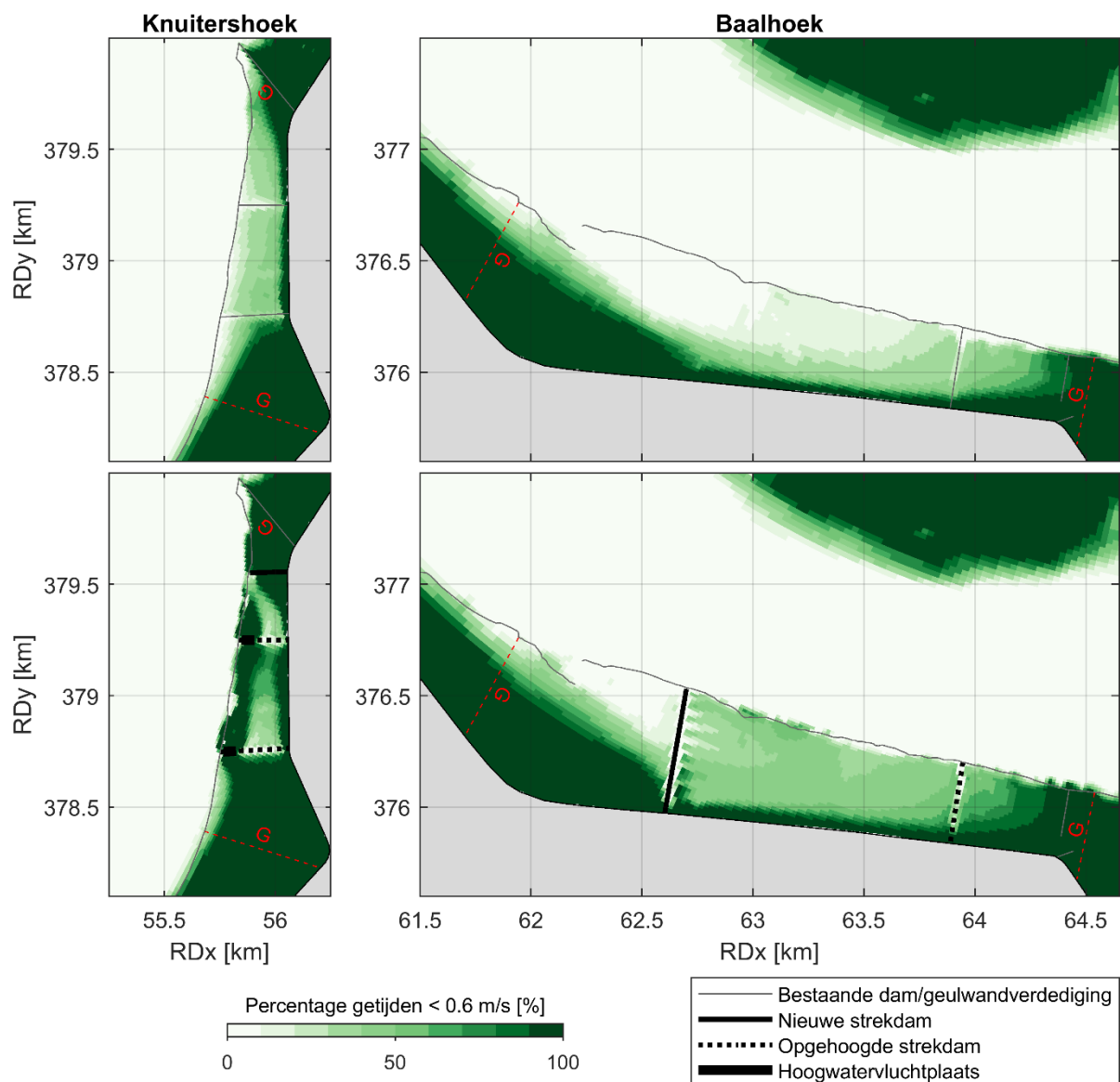


Figuur 114 Verandering in oppervlakte (T0 naar T1) van de verschillende droogvalduurklassen (DVD) met een gemiddelde pieksnelheid lager dan de kritische grenssnelheid van 0,6 m/s. Boven: de T0 en T1 resultaten geplote tegen de droogvalduur behorend bij de T0 situatie, onder: resultaten geplote tegen de droogvalduur van de beschouwde periode. De verandering in oppervlakte is vermeld als deze ≥ 1 ha bedroeg. De begrenzing van de projectgebieden is o.a. in Figuur 110 weergegeven.

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 waarop deze grenssnelheid wordt overschreden, is relevant voor de ecologie en de aanslibbing van de projectgebieden. Figuur 115 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 110: 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 metingen (Figuur 103) aangeven dat in de T1 situatie de snelheid daar voor vrijwel alle getijden onder de grenssnelheid bleef.

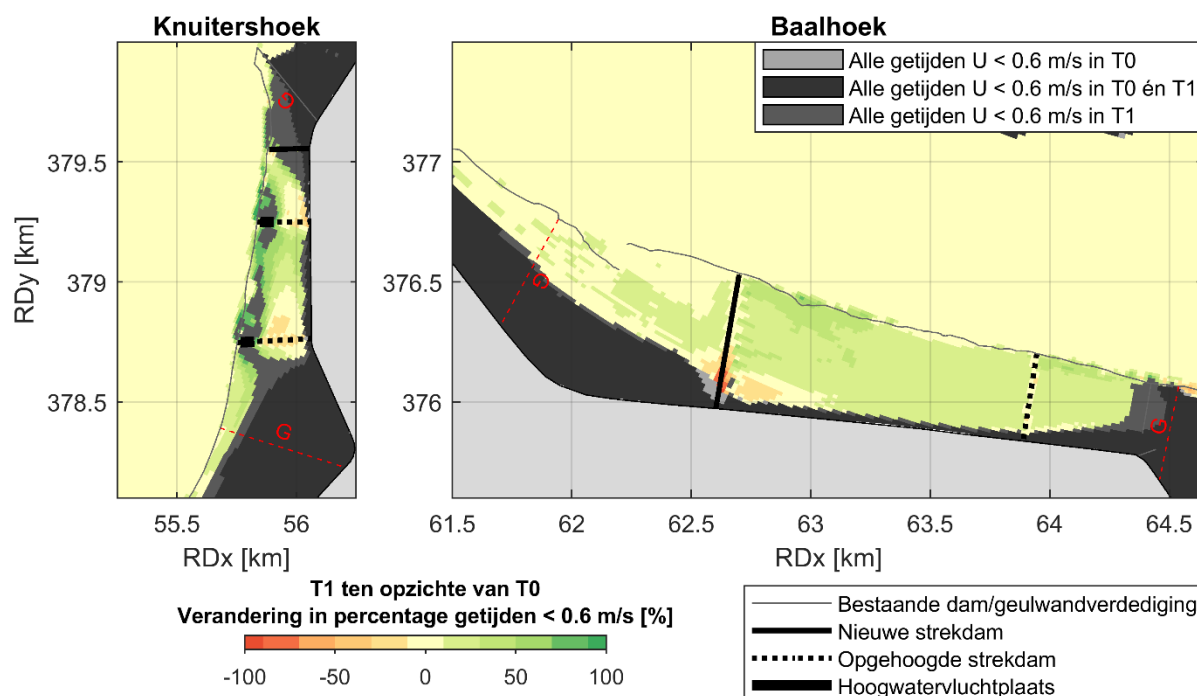


Figuur 115 Ruimtelijke weergave van het percentage getijden met een snelheid lager dan 0,6 m/s voor Knuitershoek (links) en Baalhoek (rechts) voor de T0 situatie (boven) en de T1 situatie (onder). De definitie van de grenzen van de projectgebieden (G) zijn met de rode gestreepte lijnen en de noordelijke strekdam van Knuitershoek gemarkeerd.

In Figuur 116 zijn de veranderingen – van de T0 naar de T1 situatie – in het aantal getijden waarvoor de grenssnelheid niet wordt overschreden gepresenteerd. Zones waarvoor deze grenssnelheid voor

geen enkel getij wordt overschreden, zijn hierin gemarkeerd. Deze zones (grenssnelheid helemaal niet overschreden) zijn kleiner dan de laagdynamische gebieden in Figuur 111 (gemiddelde pieksnelheid onder grenssnelheid) omdat dit 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. Dit is in lijn met de verandering in gemiddelde pieksnelheid in dit gebied (Figuur 111). De lagere delen van de strekdammen tussen de hoogwatervluchtplaatsen en de dijk hinderen de stroming minder en/of de afname in stroming ter hoogte van de hoogwatervluchtplaatsen leidt in deze zone tot een mindere afname of zelfs versterking van de stroming. 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 116 Ruimtelijke weergave (in de kleurschaal) 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. Bovenop het figuur zijn in grijswaarden 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.

6.4.4 Effect van de wind op de stroming

Het effect van de wind op de stroming is nog in onderzoek. Bepaling van dit effect volgt in de volgende rapportage. 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).

6.4.5 Effect van een hogere bodemligging intergetijdengebied

Wat het gevolg van aanslibbing (hogere bodemligging) op de stroming in de projectgebieden is, is nog in onderzoek. Deze resultaten volgen in de volgende rapportage. De tot nu toe gerapporteerde bodemveranderingen waren beperkt tot de T0-T1 periode.

6.5 Synthese: integrale inzichten uit metingen en modelstudie

In deze synthese worden de integrale inzichten uit de metingen en de modelstudie uiteengezet. De gestelde onderzoeksvragen vormen de basis voor deze synthese.

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

Beide projectgebieden waren voor 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 dicht 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).

Wat is het directe effect van de strekdammen op het stroombeeld, in het bijzonder de pieksnelheden, in de intergetijdengebieden?

Direct na aanleg van de strekdammen – dus nog vóór een eventuele toekomstige aanslibbing – zijn de pieksnelheden 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. Met het model is geschat dat de toename in laagdynamisch areaal (gemiddelde pieksnelheid onder de 0,6 m/s) bij Baalhoek 16 ± 12 ha bedroeg en bij Knuitershoek 12 ± 4 ha. De metingen suggereren dat dit bij Baalhoek een onderschatting is. Een groot deel van dat gebied zit in het model in de T1 situatie nog nét boven de laagdynamische grenssnelheid (vertaald in de bandbreedte) waar het in de 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 aanslibbing 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.

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 hogere 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.

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

De beantwoording van deze onderzoeksvraag volgt in de volgende rapportage.

6.6 Resterende vervolgwerkzaamheden

Door de windforcering in het model te variëren, zal de rol van de wind op de stroming in de projectgebieden nog worden onderzocht. In deze analyse zal vooral aandacht zijn voor de invloed van de wind op de grootte van het laagdynamische areaal. Daarnaast zal ook verkend worden voor welke delen van de projectgebieden de wind met name van belang is. De modellering van golven valt buiten de scope van deze studie.

De lagere stroomsnelheden in de projectgebieden faciliteren aanslibbing. Met de resulterende hogere bodemligging kunnen de stroomsnelheden verder afnemen. Door het stromingsmodel door te rekenen voor een hogere bodemligging, zal worden verkend in hoeverre het laagdynamisch areaal verder toeneemt met deze aanslibbing. De hogere bodemligging die aan het model zal worden opgelegd, zal een extrapolatie zijn van de waargenomen morfologische ontwikkelingen naar 10 jaar na aanleg van de strekdammen.

De integratie met de andere werkpakketen is nog gaande. Zo wordt onderzocht of de veranderingen in stroming veranderingen in bodemontwikkeling en macrobenthos kunnen verklaren.

Het uitvoeren van nieuwe stroommetingen (T2) kan overwogen worden na aanzienlijke bodemontwikkelingen. Het is echter niet de verwachting dat deze nieuwe metingen al relevant zijn binnen de resterende looptijd van dit project (tot 2022). Als nieuwe metingen in de toekomst worden uitgevoerd, is het zinvol deze gedeeltelijk te concentreren rondom de hoogwatervluchtplaatsen om beter zicht te krijgen op de stroming rond deze elementen.

7. Ecologische waarde strekdammen

7.1 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?

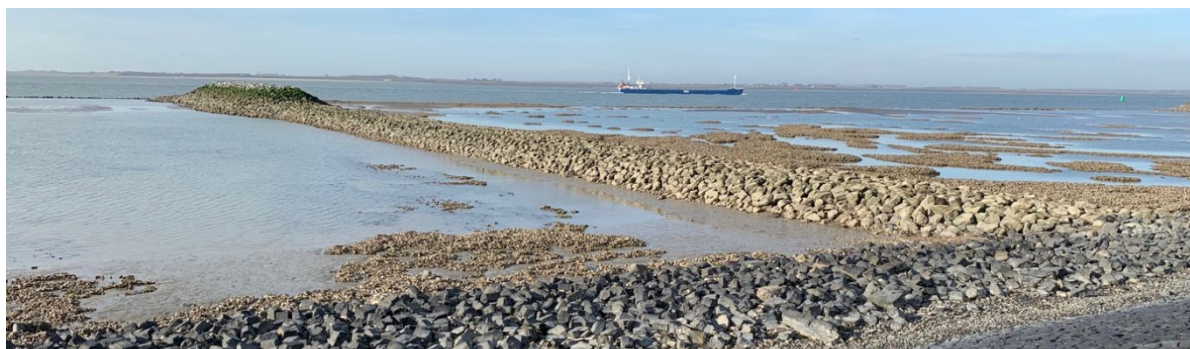
Deze rapportage richt zich op het in 2017 t/m 2020 verrichte ecologische onderzoek met betrekking tot de eerste twee onderzoeksvragen. De beantwoording van de derde onderzoeksvraag wordt in samenwerking met WMR nader uitgewerkt.

7.2 Methode

Locatiebeschrijvingen

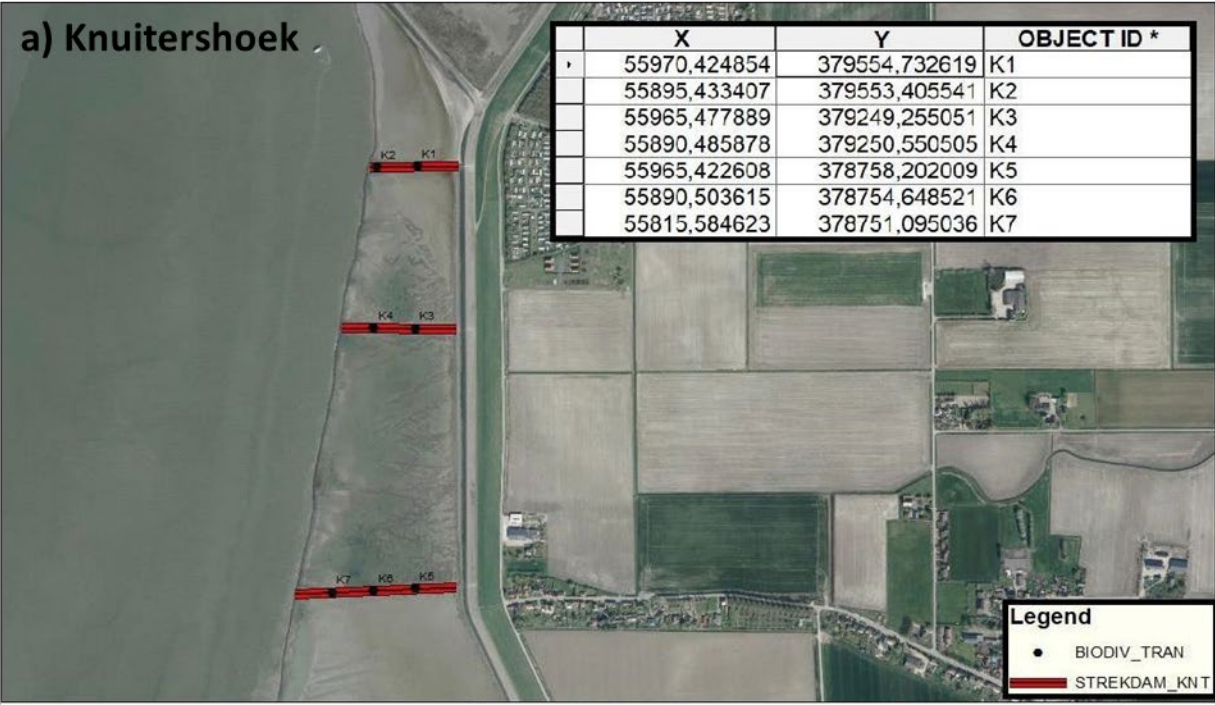
Het onderzoek naar de ecologische waarde van de strekdammen heeft plaatsgevonden op de opgehoogde of nieuw aangelegde strekdammen in Knuitershoek (3 dammen) en Baalhoek (2 dammen). Tevens heeft onderzoek plaatsgevonden op twee bestaande strekdammen ten westen van Perkpolder, gelegen tussen Knuitershoek 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 117 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 117. 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

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

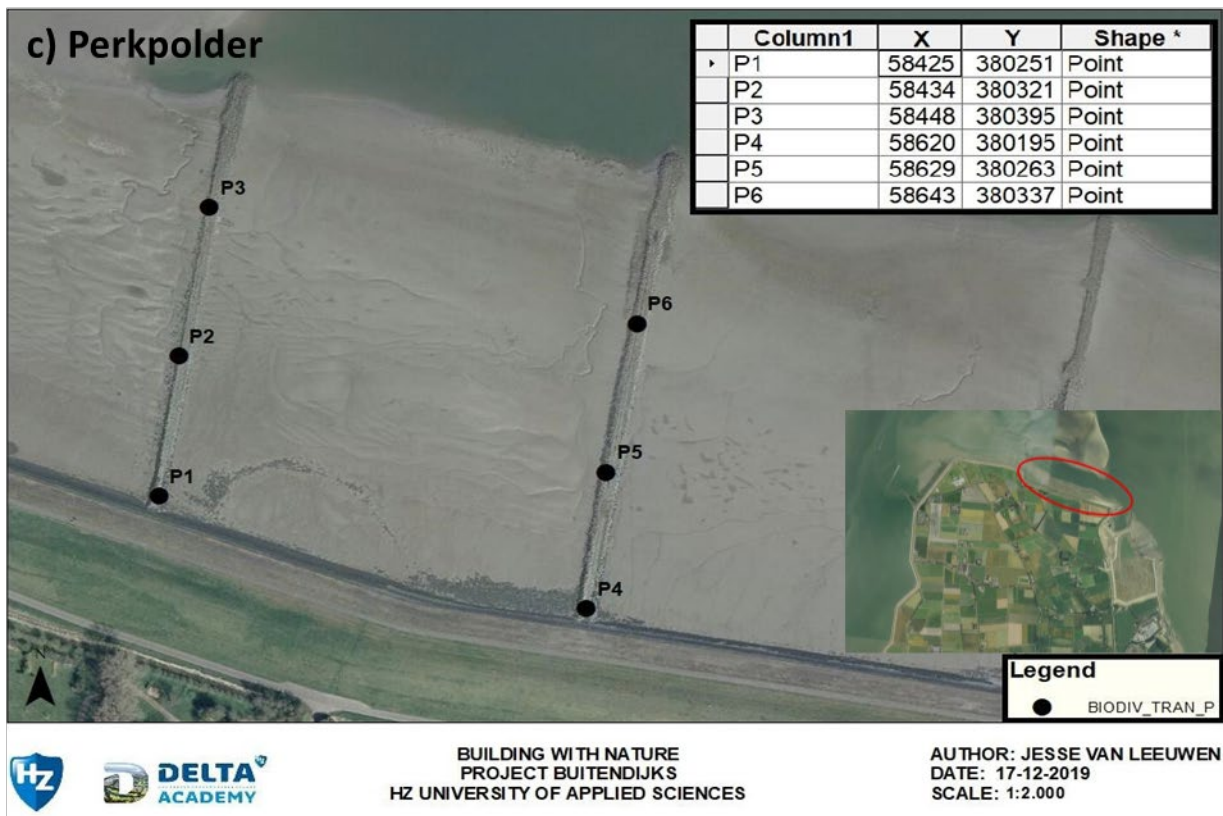
Legend

- 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 118. 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 en 2020 de monitoring van wieren en sessiele fauna plaatsgevonden. In het najaar van 2018 en 2019 heeft deze monitoring tevens in Perkpolder plaatsgevonden. In Figuur 118 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 kwadrantopnames uitgevoerd, met een kwadrantafmeting van 100x100 cm, zie Figuur 119. 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, zie Figuur 118a. 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 119. 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 slechts 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 2018, 2019 en 2020, die in het najaar zijn verzameld.

7.2.1 Wierbedekking

Bij de eerste inventarisatie van de biodiversiteit op de strekdammen in Knuitershoek en Baalhoek, in de zomer van 2017, was vooral de pionierssoort darmwier aanwezig, en in lagere dichtheden ook 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 sprake van een rijkere begroeiing aan de noordzijde ten opzichte van zuidzijde (zie Figuur 120). 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 2020 beschreven en vergeleken met de jaren 2018 en 2019.

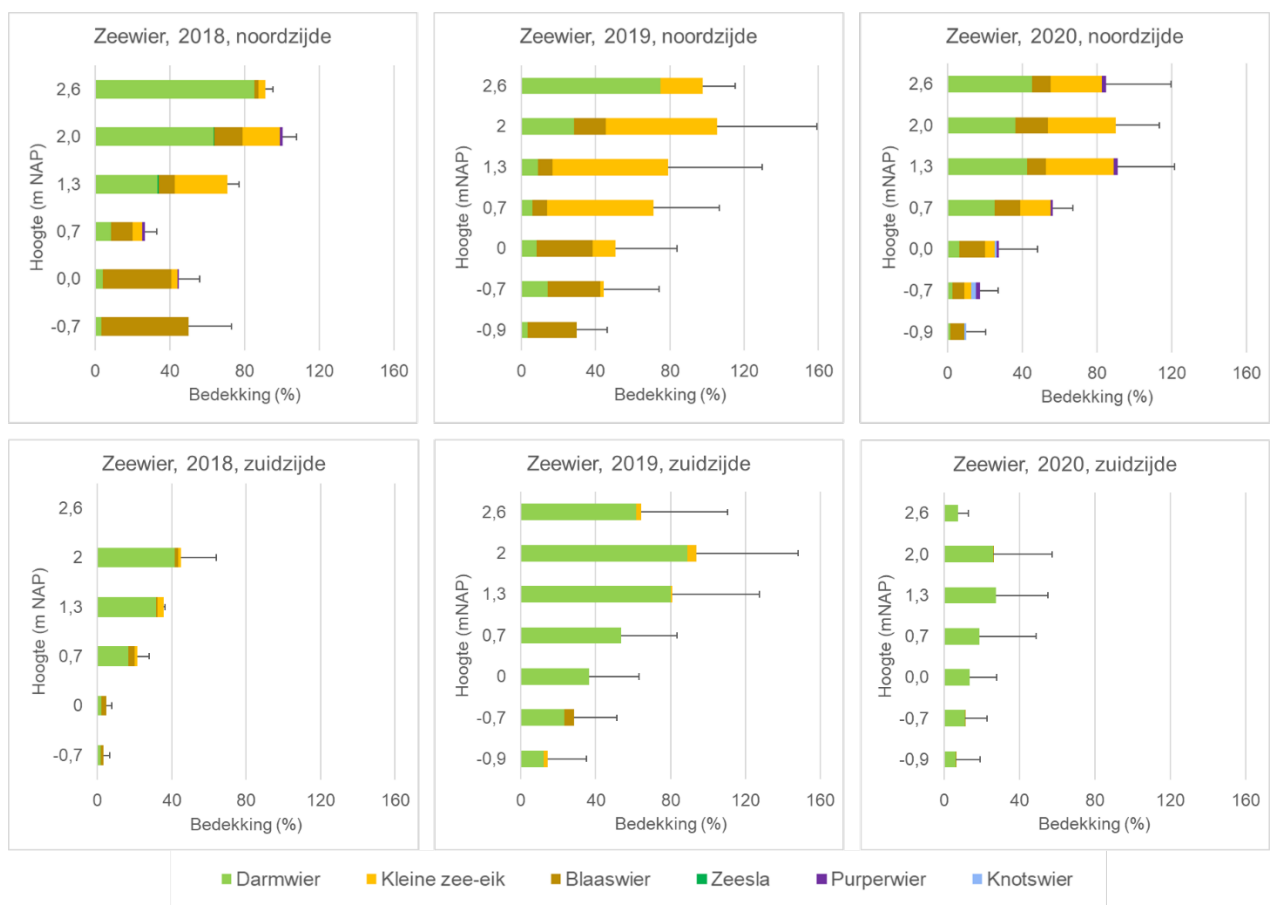


Figuur 120. Zijaanzichten van de meest noordelijke strekdam bij Knuitershoek in oktober 2018. Het is duidelijk te zien dat de noordzijde (rechts) sterker begroeid is dan de zuidzijde (links).

7.2.1.1 Wierbedekking Knuitershoek – HVP's en noordelijke strekdam

In lijn met voorgaande jaren, is uit de monitoring van 2020 gebleken dat de wierbedekking aan de noordzijde van de strekdammen substantieel hoger is dan aan de zuidzijde, zie Figuur 121. 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 +1,3 en +2,6 mNAP) van de strekdammen sterker begroeid zijn dan de lager gelegen delen (tussen -0,9 en 0,0 mNAP). Er zijn voor het eerst scheuten knotswier waargenomen. Opvallend was dat deze vaak aangevreten waren, vermoedelijk door vogels. Ook zijn er op verschillende hoogtes kleine hoeveelheden purperwier aangetroffen.

De zuidzijde wordt gedomineerd door darmwier. Tussen 2019 en 2020 lijkt er sprake te zijn van een afname aan wierbedekking, van circa 90% in 2019 tot maximaal 30% in 2020. De soorten zee-eik en blaaswier zijn in 2020 op de zuidzijde niet of slechts in zeer beperkte mate aangetroffen.



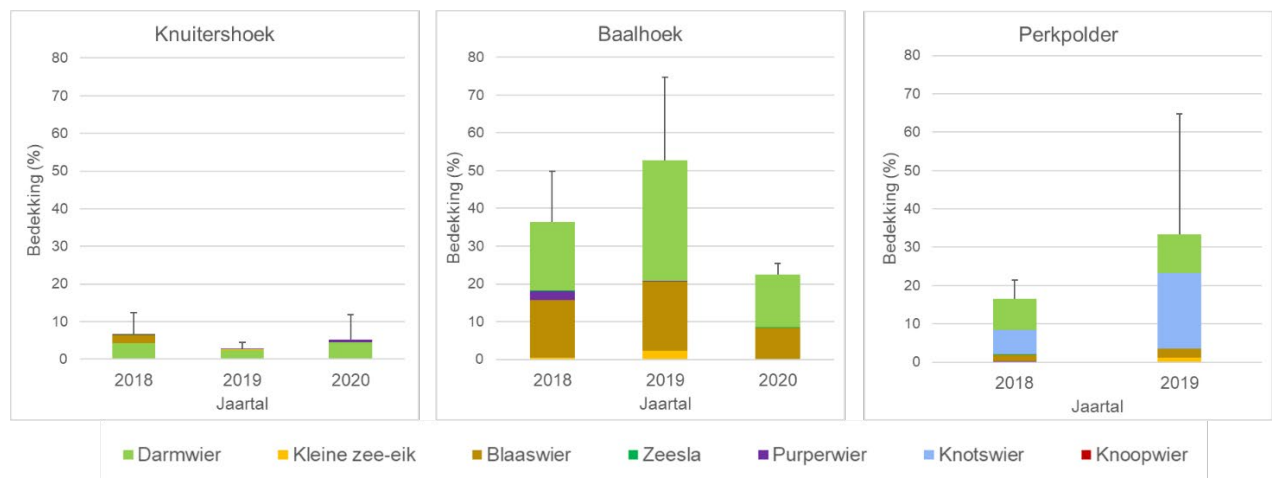
Figuur 121. Bedekkingspercentages van de verschillende wiergroepen op de noord- en zuidzijde van de hoogwatervluchtplaatsen van de zuidelijke en middelste dam en op de noordelijke strekdam bij Knuitershoek in het najaar van 2018, 2019 en 2020. De foutbalken geven de standaarddeviatie weer tussen de verschillende strekdammen (n=3).

7.2.1.2 Wierbedekking Knuitershoek-lage deel, Baalhoek en referentiegebied Perkpolder

De wierbedekking op de lageregelegen delen van de strekdammen bij Knuitershoek is laag, in zowel 2018 als in 2019 en 2020 (zie Figuur 122). In 2020 is voornamelijk darmwier waargenomen, alsmede een beperkte hoeveelheid purperwier.

Op de strekdammen bij Baalhoek is sprake van een hogere wierbedekking. In 2020 zijn voornamelijk darmwier en blaaswier waargenomen. Ook de wiersoorten zeesla en purperwier zijn waargenomen, zij het in zeer beperkte mate. 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.

De wierbedekking op de referentielocatie Perkpolder onderscheidt zich door een relatief hoge bedekking met knotswier (*Ascophyllum nodosum*).



Figuur 122. Bedekkingspercentages van de verschillende wiersoorten op de strekdammen bij Knuitershoek (lage delen), Baalhoek en Perkpolder. De foutbalken geven de standaarddeviatie weer tussen de verschillende strekdammen (n=2).

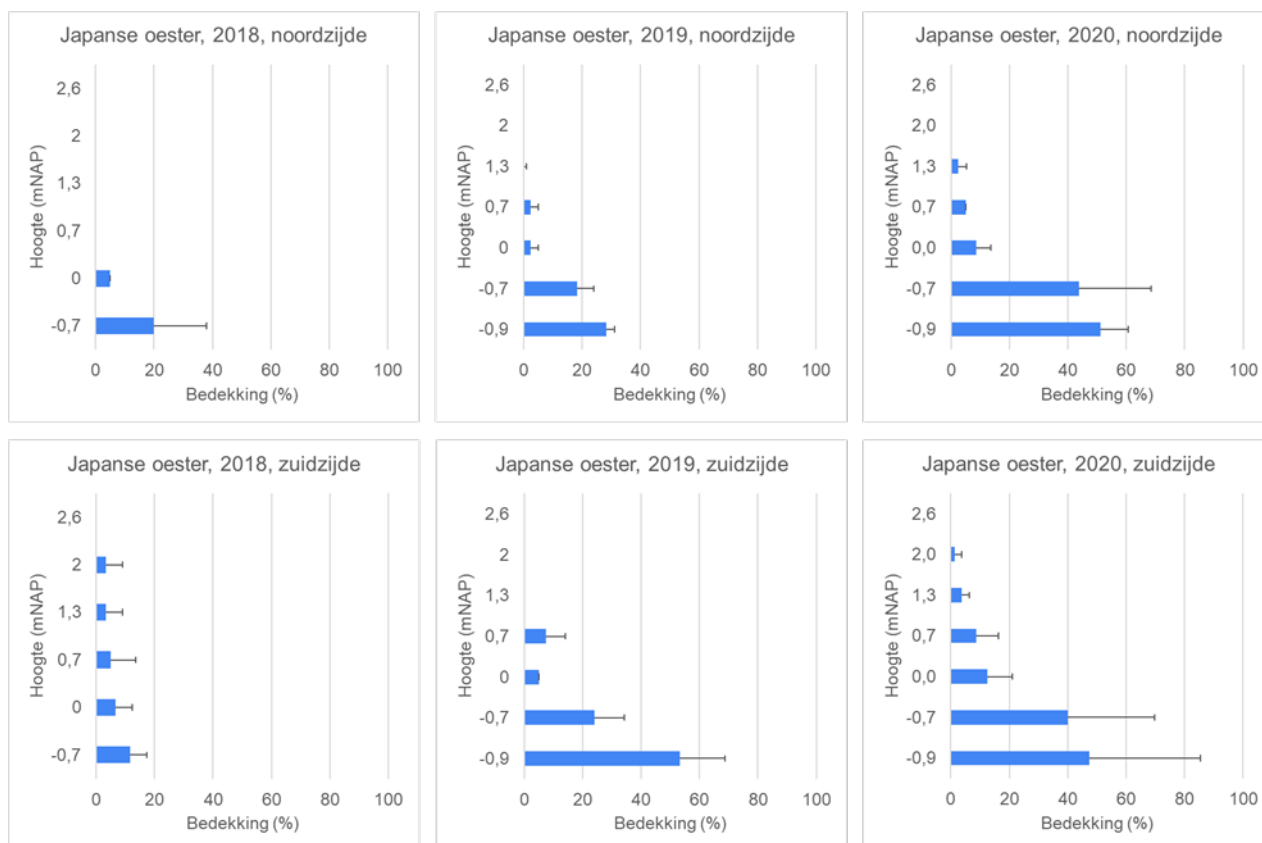
7.3.2 Sessiele macrofauna

In 2017 is uitsluitend een kwalitatieve monitoring 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. Tussen 2018 en 2019 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 2020 beschreven en vergeleken met de jaren 2018 en 2019.

7.3.2.1 Knuitershoek – HVP's en noordelijke strekdam

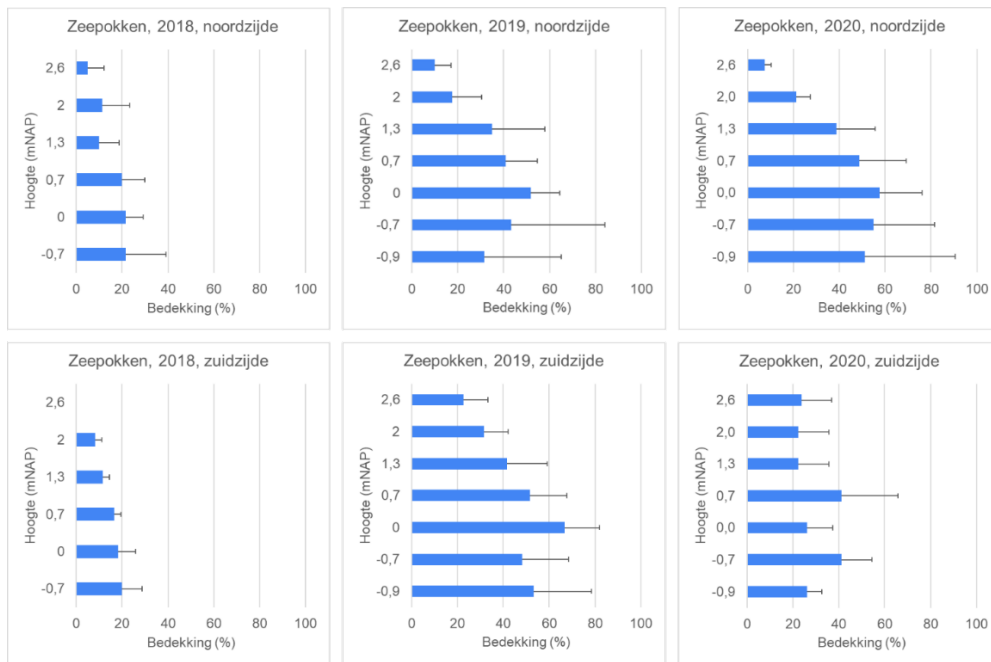
De meetgegevens uit de periode 2018-2020 laten zien dat de Japanse oester voornamelijk voorkomt op de lageregelegen delen van de strekdammen (Figuur 123). Er lijkt tussen 2018 en 2020 sprake te zijn van een toename van de oesterbedekking, met name aan de noordzijde van de strekdammen. In 2020 is een vergelijkbare bedekking op de noord- en zuidzijden waargenomen.



Figuur 123. 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 en 2020. De foutbalken geven de standaarddeviatie weer tussen de verschillende strekdammen ($n=3$).

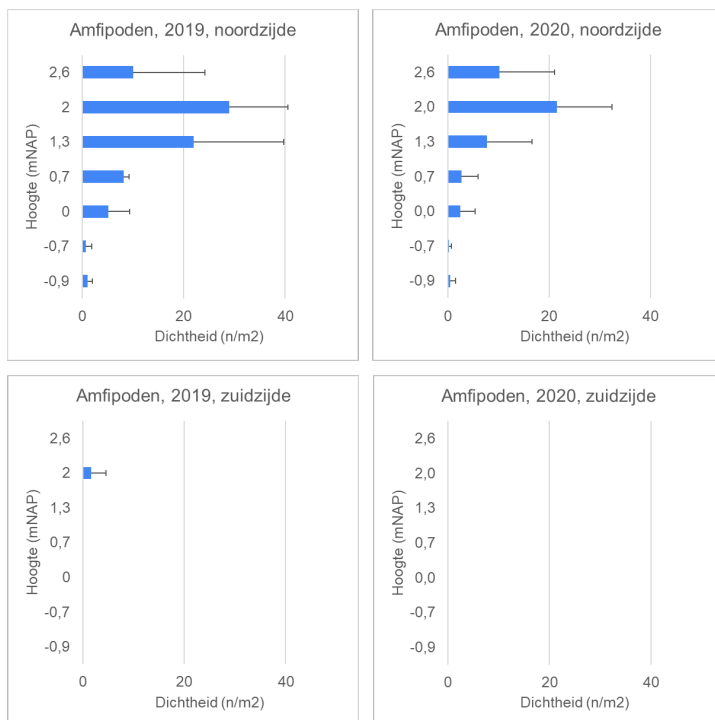
Tussen 2018 en 2019 is zowel aan de noord- als aan de zuidzijde van de strekdammen een toename van de bedekking met zeepokken waargenomen. In 2020 is de bedekking aan de noordzijde vergelijkbaar met de bedekking in 2019, zie Figuur 124. Aan de zuidzijde is in 2020 een lagere bedekking waargenomen ten opzichte van 2019, met name op de lageregelegen delen van de strekdam.

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.



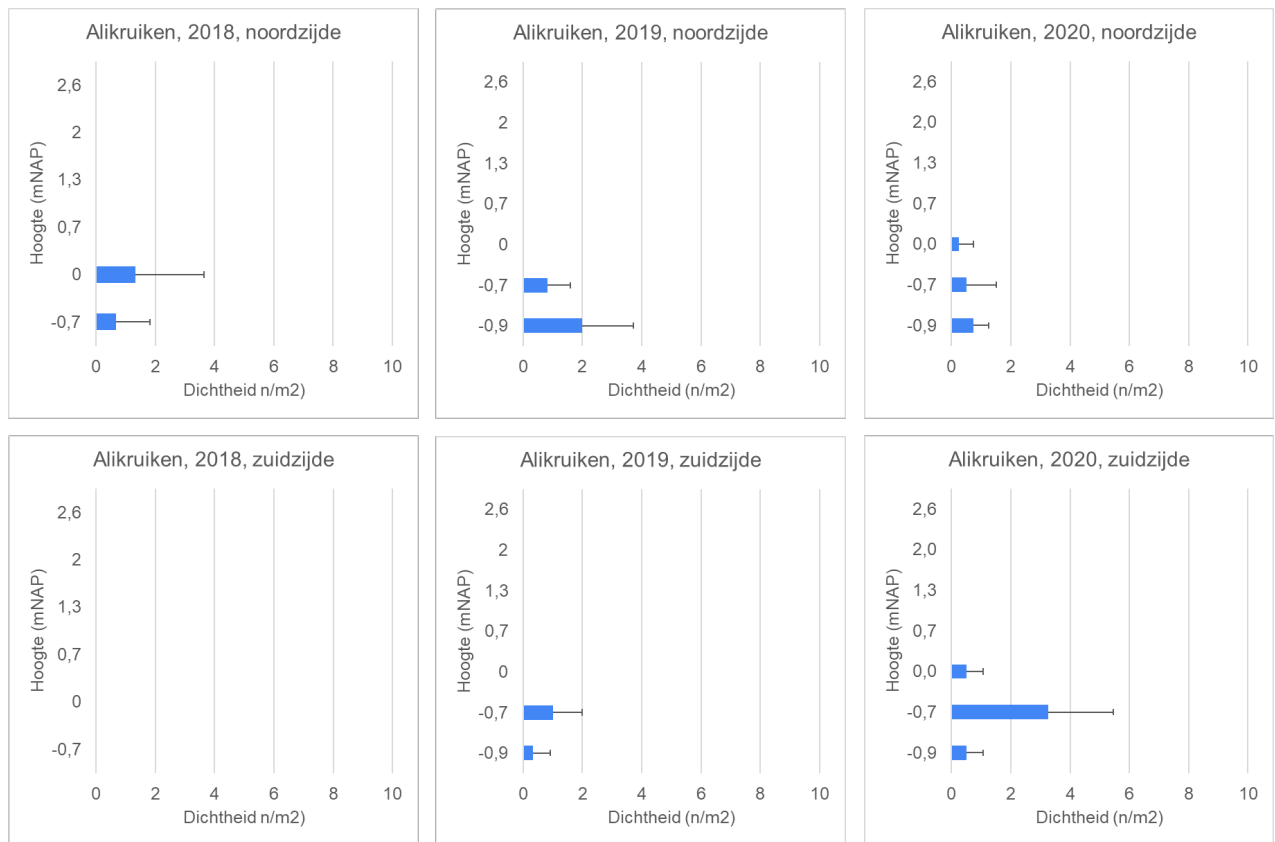
Figuur 124. Bedekkingspercentages van zeepokken op de noord- en zuidzijde van de HVP's van de zuidelijke en middelste dam en op de noordelijke strekdam bij Knuitershoek in het najaar van 2018, 2019 en 2020. De foutbalken geven de standaarddeviatie weer tussen de verschillende strekdammen ($n=3$).

De 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 opnieuw vastgesteld in het najaar van 2020, zie Figuur 125. Op de zuidzijde van de strekdammen zijn in 2020 geen amfipoden waargenomen.



Figuur 125. 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 en 2020. 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 alleen waargenomen op de lage delen aan de noordzijde van de strekdammen. In het najaar van 2019 zijn ze ook waargenomen aan de zuidzijde. Er zijn voornamelijk gewone alikruiken waargenomen en incidenteel een ruwe alikruik. In 2020 is aan de zuidzijde rond de $-0,7$ mNAP een toename aan alikruiken vastgesteld, zie Figuur 126.



Figuur 126. 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 en 2020. De foutbalken geven de standaarddeviatie weer tussen de verschillende strekdammen ($n=3$).

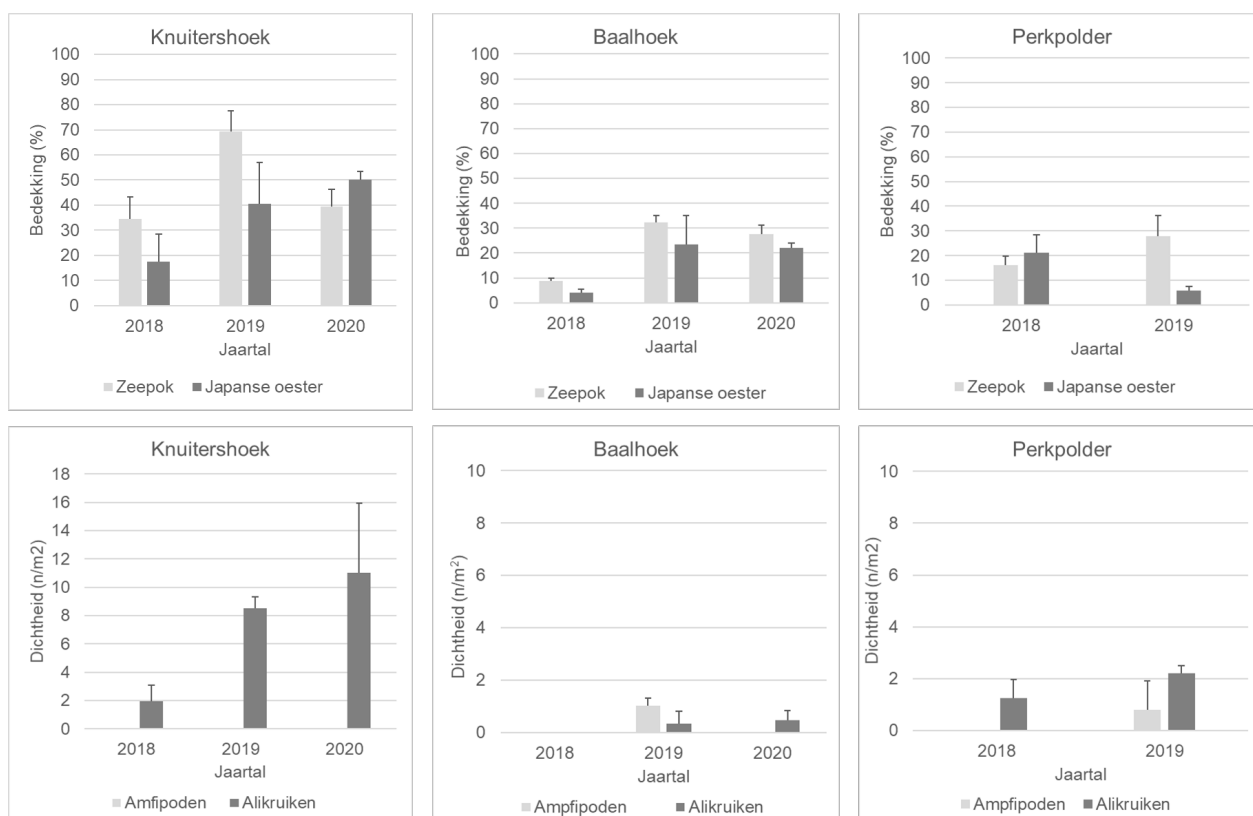
Naast de hierboven beschreven diersoorten zijn er ook incidentele waarnemingen gedaan van andere sessiele dieren waaronder kleine mosselen. Ook zijn er incidenteel krabben waargenomen, maar voor deze mobiele soorten is een andere bemonsteringstechniek nodig om te komen tot betrouwbare schattingen van de dichtheid.

7.3.2.2 Knuitershoek-lage deel, Baalhoek en referentiegebied Perkpolder

Tussen 2018 en 2019 is zowel op de strekdammen bij Baalhoek alsmede de lager gelegen delen van de strekdammen bij Knuitershoek een toename van de bedekking met 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.

In 2020 lijkt er sprake te zijn van een verdere toename in de bedekking met alikruiken en Japanse oesters op de locatie Knuitershoek, zie Figuur 127. Ten aanzien van de bedekking met zeepokken lijkt er tussen 2019 en 2020 sprake te zijn van een stabilisatie of afname van de bedekkingsgraad. Vooralsnog zijn er op de locatie Knuitershoek geen amfipoden aangetroffen.

Op de locatie Baalhoek lijkt tussen 2019 en 2020 sprake te zijn van een stabilisatie of afname van de hoeveelheid zeepokken, Japanse oesters, alikruiken en amfipoden. In tegenstelling tot het najaar van 2019 zijn in Baalhoek in 2020 geen amfipoden meer aangetroffen. Dit hangt mogelijk samen met de sterke afname van bruinwieren, zoals zee-eik en blaaswier, waarvan amfipoden gebruik maken als schudplaats.



Figuur 127. Bedekkingspercentages van de Japanse oester en zeepokken, en de dichtheid van amfipoden en alikruiken op de strekdammen bij Knuitershoek (lage delen), Baalhoek en het referentiegebied Perkpolder in het najaar 2018, 2019 en 2020. De foutbalken geven de standaarddeviatie weer tussen de verschillende strekdammen (n=2).

Discussie en conclusies

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 mossels. Ook in 2020 zijn de meeste van deze soorten op beide locaties waargenomen. Tussen 2019 en 2020 is voor sommige soorten een duidelijke toename vastgesteld (e.g. purperwier en knotswier in Knuitershoek) en voor andere soorten een afname (e.g. darmwier en blaaswier in Baalhoek). 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 2020 vergelijkbaar met de gegevens van 2019.

Op de HVP's en de hoge strekdam bij Knuitershoek was in de periode tussen 2018 en 2020 de noordzijde rijker begroeid dan 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 vooral 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. Opvallend was dat deze vaak aangevreten waren, 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. Derhalve zou kunnen worden verwacht dat in de komende jaren een verdere toename van het aandeel aan knotswieren plaats gaat 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.

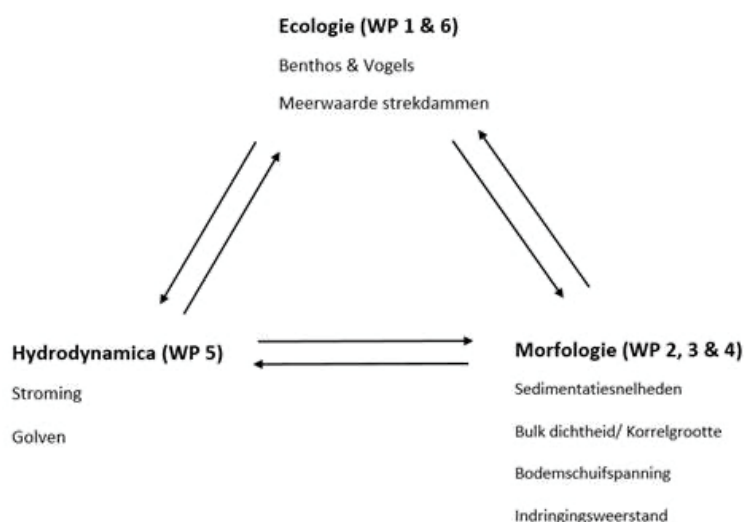
Aanbevelingen

Het verdient 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 zijn een geschikte laagwaterschuilplaats zijn voor krabben. De schuilende krabben hebben mogelijk een aanzienlijke invloed op de ecologie van de tussenliggende slikken.

8. Integratie

Integratie tussen werkpakketen & wenselijke aanvullende metingen

In het begin van het project lag de nadruk op het verzamelen van data, die evident aan elkaar gelinked zijn (Figuur 128).



Figuur 128. Conceptueel overzicht van de relaties tussen de diverse werkpakketen

Met het voortschrijden van het project, zijn de beschikbare data sets aanzienlijk gegroeid, zodat nu de kansen voor integratie tastbaar worden. Integratie van data zal dus een belangrijk aandachtspunt vormen van het vervolg van het project. We denken daarbij globaal aan de volgende 3 stappen (Tabel 15):

Tabel 15. Overzicht van de nu voorziene integratie stappen gedurende de aankomende periode, met de daarvoor verantwoordelijke partners

Integratie		Lead partner		Supporting partners		Afgeleide resultaat
Int. #1	WP5	stroomsnelheden	WP3	golfwerking	WP5	geïntegreerde bodemschuifspanning
			WP3	Sediment dynamiek (SED-sensors)	WP5	onderscheid effect strooming vs. golven vs. scheepsgolven
Int. #2	WP2	opslibbing	Int #1	bodemschuifspanning	WP2	waarom slijt baalhoek nu niet op
			Int #1	onderscheid effect strooming vs. golven vs. scheepsgolven	WP2	historische data → lange termijn analyse

Int. #3	WP1	benthos	Int #1	bodemschuifspanning	WP4	verklarende benthos habitat kaart
			Int #1	onderscheid effect stroming vs. golven vs. scheepsgolven	WP4	inzicht in hoog en laag dynamisch
			WP5	droogvalduur		
			WP3	Bodemeigenschappen		
			WP4	manipulatieve experimenten		
Int. #4	WP4	bodemvorming		Vergelijk met aanpalende projecten zoals Perkpolder, Zuidgors, etc.		Generiek inzicht in hoe bodemvorming verloopt na ingrepen, (belang drainage)
	WP7 & 8	Integratie onderwijs en kennisborging		Int.#1, #2, #3 & #4		

Uit de analyses zoals die tot op heden gedaan zijn, komt ook de wens naar voren om een aantal parameters extra te meten (Tabel 16). Aangezien deze metingen oorspronkelijk niet voorzien waren, moet worden bezien welke metingen de hoogste prioriteit hebben, en of we mogelijk een aantal andere metingen kunnen laten vervallen om dit extra werk te realiseren. Een goede optie zou kunnen zijn om voor sommige metingen de meet frequentie te verlagen. Dit is een punt waarop we graag de feedback ontvangen van de expert-groep.

Tabel 16. Overzicht van de gewenste extra metingen gedurende de aankomende periode, met de daarvoor verantwoordelijke partners

	Nodig voor	Voorstel om uit te laten voeren door
kritische bodem schuifspanningen	WP5	WP4
bodemruwheid	WP5	WP3
De aanwezigheid van diatomeeën	WP3&4	WP3
Diepte geïntegreerde metingen voor de bodemdichtheid (BD)	WP3&4	WP3
Gebiedsdekkende metingen met de penetrologger & diepte geïntegreerde shear-van	WP3&4	WP3
Extra stromingsmetingen – oude plek	WP5	RWS
Extra stromingsmetingen – nabij strekdammen	WP5	RWS

Organisatorische aanpassingen

Om de resultaten goed te kunnen opleveren, dient de eindrapportage datum later te worden gezet. Deze volgt nu te snel op de laatste bemonstering. Het voorstel is om hiervoor een budget neutrale project verlenging in te stellen.

WP3 van het NIOZ heeft veel extra taken op zich genomen (invaren boot, sediment concentraties in waterkolom, sediment vallen) en verzoeken gekregen (Tabel 16) voor oorspronkelijk niet voorziene metingen. Aangezien deze metingen oorspronkelijk niet voorzien waren, moet worden bezien welke metingen de hoogste prioriteit hebben, en of we mogelijk een aantal andere metingen kunnen laten vervallen om dit extra werk te realiseren. Een goede optie zou kunnen zijn om voor sommige metingen de meet frequentie te verlagen. Dit is een punt waarop we graag de feedback ontvangen van de expert-groep.

9. Inpassing in onderwijs

In de periode tussen 2018 en 2021 is de inpassing van het project Buitendijkse maatregelen binnen het onderwijsprogramma van de HZ op drie manieren vormgegeven:

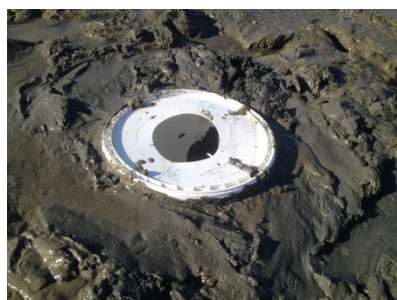
1. Door het aanbieden van een research minor;
2. Door het integreren van het project Buitendijkse maatregelen als casus of toegepast onderzoeksproject in de module Ecological Engineering binnen de HZ-opleiding Watermanagement;
3. Door het aanbieden en begeleiden van stages en afstudeeropdrachten bij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

Research minor Building with Nature

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-reviewstelsel tussen de verschillende studentengroepen.

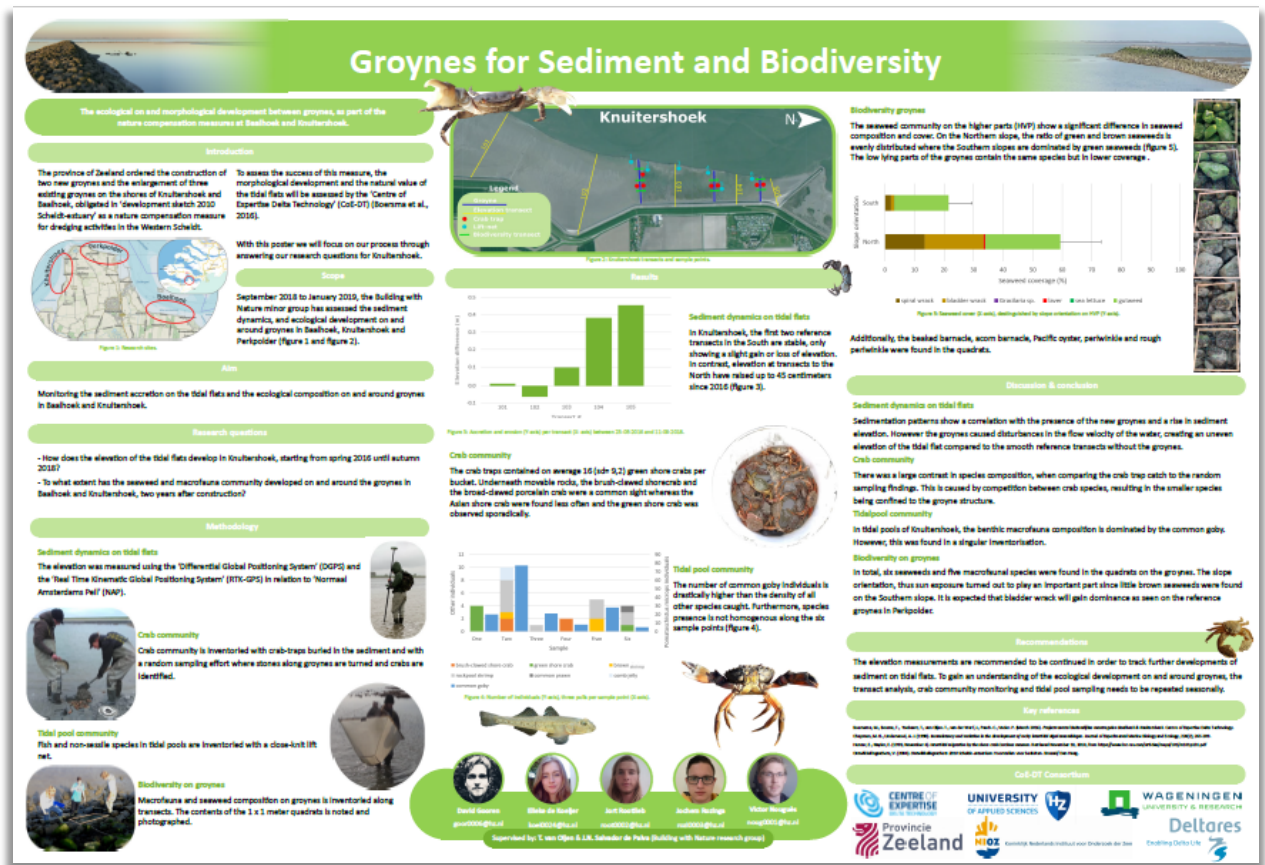
Vanuit de HZ Building with Nature onderzoeksgroep wordt sinds het jaar 2018 invulling en uitvoering gegeven aan de minor via het project Buitendijkse maatregelen. Als zodanig worden ieder jaar groepjes van vier tot vijf studenten gedurende een periode van ongeveer 6 maanden begeleid bij de uitvoering 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 (zie Figuur 1) en er met kruisnetten gevist. De 2019-groep ontwikkelde een alternatieve krabbenva voor invasieve krabbensoorten als de blaasjeskrab en de penseelkrab.



Figuur 129. Krabbenvallen

Eindproducten van de minor zijn een onderzoeksrapport en een poster (zie Figuur 130 voor een voorbeeldposter).



Figuur 130. 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 leerjaar 2018/2019 en 2019/2020 is het project Buitendijkse maatregelen behandeld als casus tijdens de lessen.

In het leerjaar 2020/2021 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. Specifiek hebben twee groepjes van 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 is de locatie Knuitershoek bezocht door de studenten en zijn er hoogtemetingen verricht met een dGPS-meetinstrument.



Figuur 131. Bezoek van de locatie Knuitershoek in het kader van de HZ module Ecological Engineering

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 17.

Tabel 17. 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 Nougues	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

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.
- 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

- Vet, L. de, Van der Werf, J. (in concept). Delft3D-FM Modelling Buitendijkse Maatregelen Baalhoek & Knuitershoek, Westerschelde. Rapportage opzet en kalibratie model. Rapport 1221559-000-ZKS-0003, Deltares, Nederland.
- 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.
- Grabowski RC, Droppo IG, Wharton G (2011) Erodibility of cohesive sediment: The importance of sediment properties. *Earth-Science Reviews* 105:101–120.
- 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.
- 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.
- 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 Modelling 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.
- 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. <https://doi.org/10.1007/s10236-013-0624-2>
- 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. <https://doi.org/10.1007/s10236-015-0898-7>
- 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.