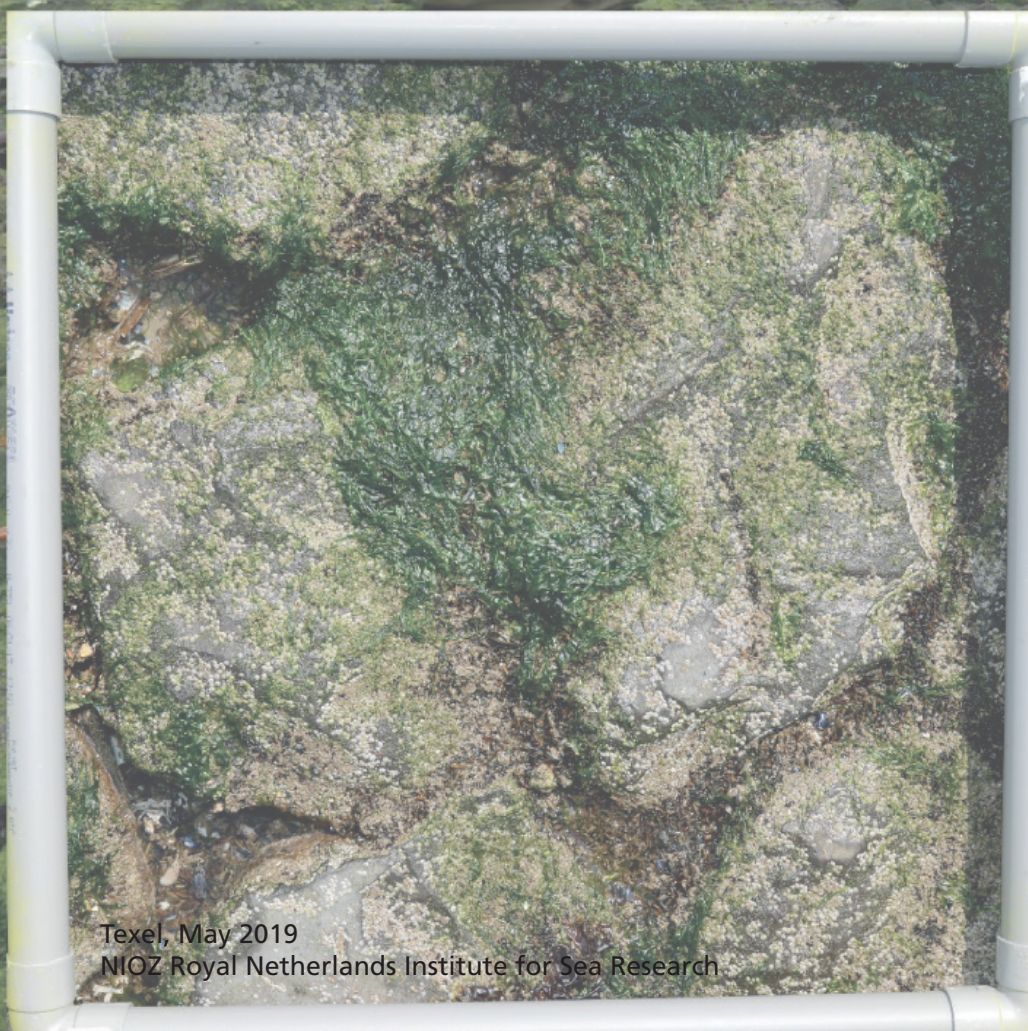




Eindrapportage monitoring mitigerende maatregelen Zwakke Schakels 2015-2018

Susanne van Donk, Rob Dekker, André Dijkstra, Jan Drent, Kees Camphuysen



Texel, May 2019
NIOZ Royal Netherlands Institute for Sea Research

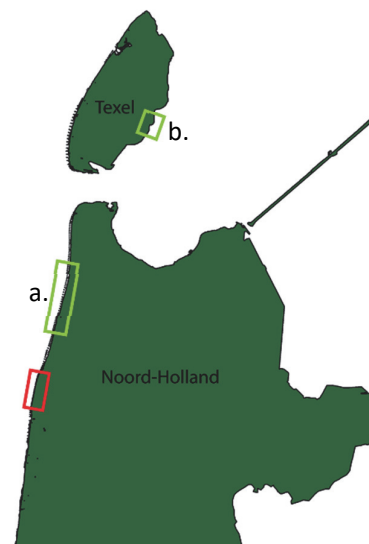
SAMENVATTING

Door kustversterkende werkzaamheden bij de Hondsbossche en Pettemer Zeewering verdween foerageergebied voor vogels als scholeksters en steenlopers, bestaande uit hard substraat bedekt met mossels. Om het verlies van deze voedselbron enigszins te compenseren, werden er twee verschillende mitigerende maatregelen uitgevoerd. De eerste maatregel was bedoel om de bedekking en hoeveelheid mossels te laten toenemen op al bestaande strandhoofden langs de kust van Noord-Holland met een speciale verlijmde steenlaag, Elastocoast® genaamd. De tweede maatregel was bedoeld om foerageergebied voor de doelsoorten te vergroten, door het verbreden en verhogen van een stortberm aan de oostkant van Texel. Om te testen of de maatregelen voldoende effectief waren om de verdwenen natuurwaarden te compenseren, werden beide gebieden gemonitord. Mosselbedekking, mosseldichtheid en mosselbiomassa werden tussen behandelde en onbehandelde locaties vergeleken tussen 2015 en 2018 op verschillende momenten in het jaar. Strandhoofden behandeld met Elastocoast® verschilden niet met onbehandelde strandhoofden wat betreft mosseldichtheid en mosselbiomassa. Op twee metingen (beiden in oktober) was de mossel bedekking iets hoger op de Elastocoast® strandhoofden. Dit zou kunnen wijzen op een iets betere aanhechting van jonge mossels na broedval op behandelde strandhoofden. Echter, dit verschil is enkel gemeten op twee van de elf metingen. De verbrede stortberm had een lagere mosselbedekking, mosseldichtheid en mosselbiomassa vergeleken met de onbehandelde controles tijdens alle meetmomenten. Zowel de behandelde strandhoofden als de behandelde stortberm liggen hoger dan de controle locaties. Hoger gelegen locaties staan minder lang onder water, wat een negatief effect heeft op mosselgroei. Behandelde strandhoofden hadden echter geen slechter mosselareaal dan onbehandelde strandhoofden, wat zou kunnen wijzen op een positief effect van Elastocoast® dat teniet gedaan wordt door de hogere ligging. De hoge ligging van de behandelde stortberm heeft waarschijnlijk wel een rol gespeeld in de slechtere mosselconditie. De twee locaties verschillen behoorlijk in samenstelling van mossels en andere soorten. De strandhoofden hebben over het algemeen een hoge bedekking van met name kleinere mossels van hoge kwaliteit, terwijl de stortberm een lage bedekking heeft van grotere mossels met lage kwaliteit. Dit wijst op een verschil in productiviteit; stroming en daarbij aanvoer van voedsel voor mossels zou hoger kunnen zijn op de strandhoofden vergeleken met stortberm, waardoor deze mossels ook een aantrekkelijkere prooi zijn voor vogels. Wij vonden dat de huidige maatregelen niet voldoende hebben geholpen als compensatie maatregel voor het verdwijnen van foerageer gebied elders. Het vergroten van hard substraat oppervlakte langs de kust van Noord-Holland door de hogere productiviteit van deze regio zou waarschijnlijk een effectievere maatregel zijn, bijvoorbeeld door verbreding (maar niet verhoging) van de bestaande strandhoofden.

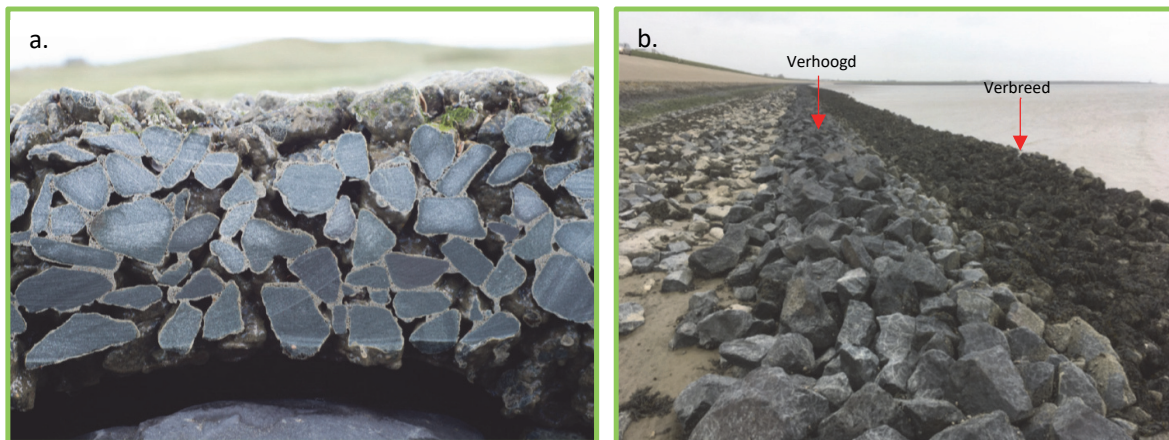
INLEIDING

In 2014 zijn kustversterkende maatregelen genomen bij de Hondsbossche en Pettemer Zeewering (de Ridder, Verduin & Logeman, 2013). Hierdoor is een dijk van hard substraat met strandhoofden bekleed met gezette basaltstenen veranderd naar een kust met zandstrand en duingebied (Figuur 1). Ondanks dat een kust met hard substraat van nature niet voorkomt in Nederland, was het hard substraat van de Zeewering begroeid met een grote hoeveelheid mossels *Mytilus edulis* L. die een belangrijke voedselbron vormden voor een aantal vogelsoorten zoals scholeksters, steenlopers en zilvermeeuwen.

Om het verlies van dit foerageer gebied, wat bestond uit de dijk van hard substraat en om en nabij 46 strandhoofden, voor met name de beschermde natura 2000 soorten scholeksters en steenlopers enigszins te compenseren, werden er mitigerende maatregelen getroffen elders in de omgeving (de Ridder *et al.*, 2013). Deze maatregelen bestaan uit twee verschillende ingrepen die beiden bedoeld waren om de beschikbaarheid van mossels voor vogels te laten toenemen. De eerste mitigerende maatregel betrof het gebied ten noorden van de Hondsbossche en Pettemer Zeewering. Hier zijn een aantal strandhoofden behandeld met een speciale verlijmde steenlaag, Elastocoast® (Figuren 1 & 2a, Aanvullende Figuur A1). Deze laag zou aanhechting van mossels aan de strandhoofden moeten verbeteren ten opzichte van niet behandelde strandhoofden met gezette basaltzuilen en hiermee de hoeveelheid van mossels per oppervlakte eenheid als voedsel voor de vogels vergroten. De tweede mitigerende maatregel betrof het gebied ten noorden van de haven van Oudeschild. Hier is over een lengte van 2.2 kilometer de dijkvoet verhoogd (Figuren 1 & 2b, Aanvullende Figuur A2), waardoor zowel een groter oppervlakte van hard substraat met gelijke hoeveelheid biomassa mosselen beschikbaar komt voor de doelsoorten en bovendien de overspoelingsduur korter wordt op de verhoogde rand waardoor vogels er langer zouden kunnen foerageren tijdens laagwater.



Figuur 1. De provincie Noord-Holland met het verdwenen foerageerhabitat bij Petten in rood vierkant en de twee locaties waar mitigerende maatregelen plaatsvonden in groen vierkant; a. de strandhoofden langs de Noord-Hollandse kust b. de stortberm op Texel.



Figuur 2. a. Een dwarsdoorsnede van Elastocoast®. De laag bestaat uit verlijmd breuksteen die aangebracht wordt in een laag van ongeveer 20 cm. b. Verbrede en verhoogde stortberm langs de oostkust van Texel. Links is de oorspronkelijke berm te zien, in het midden de verhoogde rand en aan de rechterzijde de verbrede berm die ongeveer 4 m breed is.

Echter, of deze twee maatregelen inderdaad het verlies van de natuurwaarden bij de zeewering enigszins konden compenseren was van tevoren niet met zekerheid te zeggen. Daarom werd er sinds 2015 met een monitoringsprogramma onderzocht of Elastocoast® daadwerkelijk kan zorgen voor verbetering in het mosselareaal en de verbreding van de stortberm inderdaad leidt tot een verbeterd en vergroot foerageergebied. Hiervoor werden een aantal variabelen gemeten, die een beeld zouden moeten geven van de toestand van het foerageergebied op zowel behandelde locaties als onbehandelde locaties (controles) op zowel strandhoofden en stortberm. Mosselbedekking, mosseldichtheid en mosselbiomassa zijn gemeten van 2015 tot en met 2018 op verschillende momenten in het jaar. Door de resultaten van behandelde en onbehandelde locaties met elkaar te vergelijken, kunnen we inzicht geven in de effectiviteit van de mitigerende maatregelen.

Deze rapportage presenteert de resultaten van alle metingen verricht tussen mei 2015 en september/oktober 2018. Tijdens de eerste meting in mei 2015 is alleen de bedekking van aangroeiende organismen gemeten. Bij de daaropvolgende meetsessies zijn daarnaast ook monsters verzameld om dichtheden, biomassa en lengteverdeling van mossels en andere met de mossels geassocieerde soorten te bepalen. Tijdens de metingen van september/oktober hebben we telkens een grotere steekproef genomen van meer locaties dan tijdens de metingen in januari en mei.

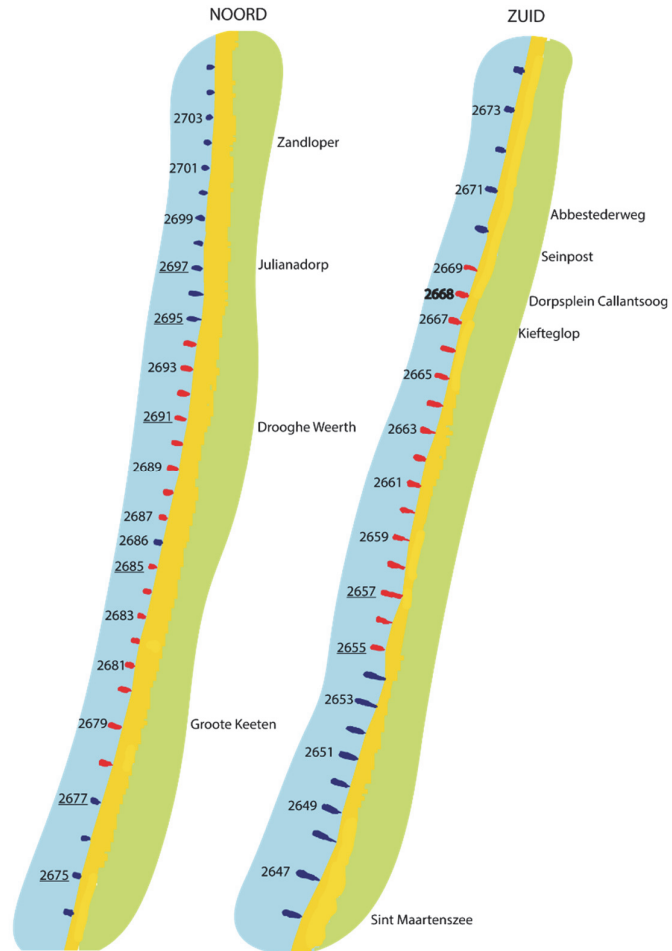
METHODE

Monsterlocaties strandhoofden

Strandhoofden zijn om en om bemonsterd tussen strandslag Burg. Breebaartweg bij Sint Maartenszee en strandslag Zandloper bij Julianadorp (Figuur 3). Strandhoofd met nummer 2686 is hier nog aan toegevoegd, omdat dit een onbehandelde strandhoofd is tussen met Elastocoast® behandeld strandhoofden. In 2018 is de Elastocoast® van de behandelde strandhoofd 2667 grotendeels afgeslagen. Daarom is deze strandhoofd in het bemonsteringsprogramma vervangen door een naastgelegen strandhoofd met code 2668. In totaal vallen 31 verschillende strandhoofden binnen het bemonsteringsprogramma, waarvan er 17 zijn behandeld met Elastocoast® en 14 onbehandeld gelaten ter controle. Tijdens de behandeling van de eerste 16 strandhoofden met Elastocoast®, zijn in het voorjaar van 2013 ook de mosselbedekking van drie controle strandhoofden (2677, 2686 en 2695)

verwijderd. Dit om de rekolonisatie met mossels tussen de oorspronkelijke en behandelde strandhoofden met elkaar te kunnen vergelijken. De aangroeiende fauna op deze schoongemaakte strandhoofden was na een jaar (2014) al niet meer te onderscheiden van de niet schoongemaakte strandhoofden (Dekker *et al.*, 2014). Daarom zijn deze strandhoofden hierna als gewone controles meegenomen in de analyses.

Op ieder strandhoofd is op drie delen een monster genomen; aan de zeezijde, op het midden van het strandhoofd en aan de strandzijde. Binnen elk deel is één positie gekozen en de precieze locatie is ingemeten met een draagbare GPS, zodat dezelfde posities bij ieder meetmoment opnieuw konden worden bezocht. Op

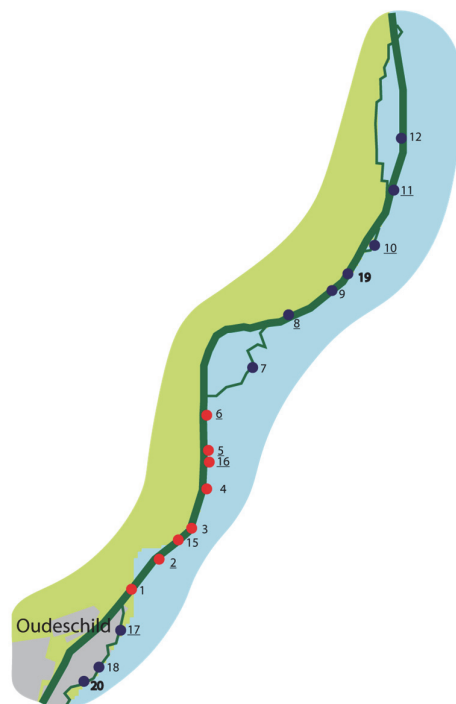


Figuur 3. Strandhoofden langs de Noord-Hollandse kust. Gemonitorde strandhoofden zijn aangegeven met een nummer en liepen van Julianadorp naar het zuiden tot Sint Maartenszee. Behandelde strandhoofden zijn aangegeven in rood, controles in donkerblauw. Strandhoofden die onderstreept zijn, werden naast de bemonstering in oktober ook in januari en mei bemonsterd. Strandhoofd 2667 is in 2018 vervangen door strandhoofd omdat de Elastocoast® verdwenen was.

sommige posities op behandelde strandhoofden was de Elastocoast® verdwenen en daarom zijn in de loop van de tijd een aantal punten een aantal meter verplaatst.

Monsterlocaties stortberm

De stortberm aan de oostkant van Texel is op raaien loodrecht op de dijk bemonsterd tussen Oudeschild en Oost (Figuur 4). Hiervan lopen 8 raaien over de verbrede berm en 8 raaien ter controle over de onbehandelde berm, waarvan 2 ten zuiden en 6 ten noorden van het verbrede stuk dijk. In 2018 zijn een aantal controle raaien vervangen door andere controle raaien doordat dijkversterkende werkzaamheden aan de dijkvoet van Texel in 2018 een aantal controle locaties ongeschikt maakten. Er is toen gekozen voor nieuwe controle locaties die zoveel mogelijk overeenkwamen met de oude locaties (Figuur 4, dikgedrukte raaien). Op de verbrede stukken is per raai op drie locaties bemonsterd; aan de dijkzijde, midden op de verhoogde rand en aan de zeezijde. Op de controle stukken is per raai op twee locaties bemonsterd; aan de dijkzijde en aan de zeezijde. De posities van de raaien zijn gekozen en vastgelegd met een GPS, de monsterlocaties zijn bij elk meetmoment visueel gekozen.



Figuur 4. Stortberm op Texel. Gemonitorde raaien zijn aangegeven met een nummer. Verbrede raaien zijn aangegeven in rood, controles in donkerblauw. Raaien die onderstreept zijn, werden naast de bemonstering in oktober ook in januari en mei bemonsterd. Dikgedrukte raaien zijn toegevoegd in 2018.

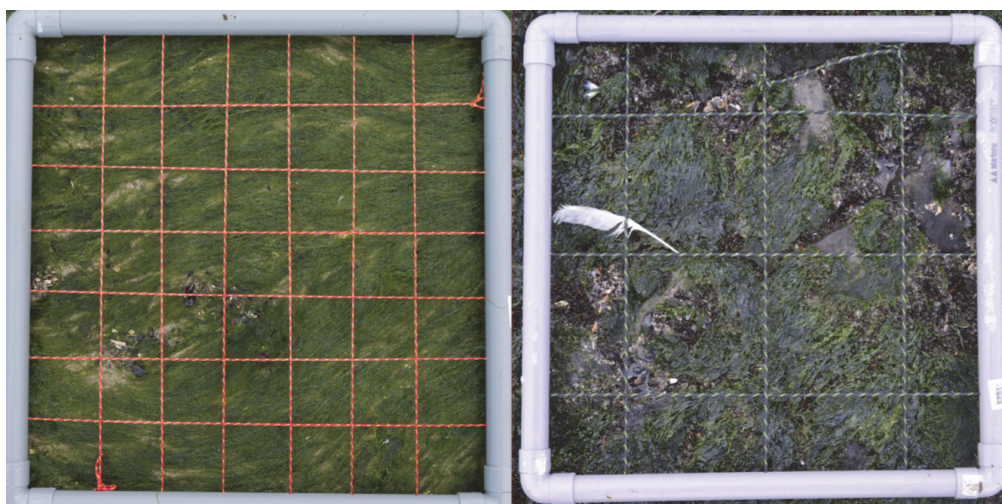
Bemonsteringsfrequentie

Er werd driemaal per jaar bemonsterd; in januari, mei en september/oktober. De bedekking door aangroeiende organismen is tot en met 2017 op alle stations gemeten. Benthos bemonstering werd in januari en mei enkel op een deelverzameling van de raaien en strandhoofden gedaan. Deze deelverzameling bestond uit vier eenmaal willekeurig gekozen behandelde en vier onbehandelde strandhoofden en raaien. Vanaf 2018 is de bedekking in januari en mei ook enkel op deze deelverzameling genomen. Gezien de zeer duidelijke en sterke resultaten in de jaren 2015-2017 op de stortberm (Drent *et al.*, 2017), is besloten in oktober 2018 een kleinere steekproef te doen; 5 raaien per behandeling in plaats van 8. Dit is gebaseerd op het idee dat bij zeer duidelijke uitkomsten (weinig of veel mossels), een steekproef van 5 raaien per behandeling meer dan voldoende zou moeten zijn. Hierbij zou de kans dat bijvoorbeeld alle raaien in de controle groep veel mossels

bevatten 3% zijn (kans van 0.5^5). Dit is een kleinere kans dan de normaal gehanteerde 5% in statistische testen.

Bedekking

Begroeiing van substraat is in mei 2015 ingeschat op basis van alleen foto's (Dekker *et al.*, 2014). Het nadeel van deze methode was dat alleen de bovenste zichtbare laag gescoord kon worden. Deze laag kan echter soms tot 100% uit macroalgen bestaan (voornamelijk groenwieren van het geslacht *Ulva*), die mogelijk onderliggende organismen, met name mossels, kunnen bedekken. Daarom is gezocht naar een verbeterde methodologie die wij hebben toegepast vanaf januari 2016 tot het einde van het project; het ter plaatse scoren van bedekking van zowel macroalgen als het macrozoöbenthos met behulp van een 50 × 50 cm raam met daarin een gespannen raster met 36 snijpunten (Drent *et al.*, 2017; Figuur 5). Hierbij wordt in geval van bedekking door *Ulva sp.* ook gescoord wat er op de snijpunten van het raster onder de *Ulva* op het strandhoofd aanwezig was. Deze methode komt overeen met het aantal punten en ook de schaal van de fotografische methode die eerder gehanteerd werd (Dekker *et al.*, 2014). Vanaf september 2016, hebben wij de methode nog een wat verfijnd door het 50 × 50 cm raam met 36 snijpunten te vervangen door een raam van zelfde afmeting maar met 9 snijpunten (Figuur 5). Met dit raam hebben we vervolgens binnen een monsterlocatie de bedekking op vier plekken gescoord in plaats van op één plek. De hoeveelheid gemeten posities blijft hierdoor gelijk (36 punten), maar het gemeten oppervlakte is op deze manier groter. Dit zou de representativiteit van de metingen ten goede moeten komen, gezien de soms grote variatie van mossel bedekking binnen meetlocaties. Tijdens iedere bemonstering is op iedere meetlocatie ook een oppervlak van 50 × 50 cm gefotografeerd voor latere referentie.



Figuur 5. Bedekking werd bepaald aan de hand van een raster van 50 x 50 cm. op elk snijpunt. Tijdens de metingen van januari en mei 2016 is het linker PVC frame met een raster van 6 x 6 gebruikt (links), daarna werd bedekking op 4 plekken binnen een meetlocatie bepaald met het rechter raster van 3 x 3 om de representativiteit te verbeteren.

Macrozoöbenthos bemonstering

Macrozoöbenthos is bemonsterd door een metalen frame van 10 × 10 cm te werpen in de directe nabijheid van de gemeten bedekking. De mossels en andere organismen binnen dit frame zijn vervolgens zo volledig mogelijk verzameld met een mes en gelabeld verpakt in zakjes naar het laboratorium meegenomen. Daar zijn de monsters zo snel mogelijk verwerkt, maar tot die tijd bewaard bij 4°C in een koelkast. De verwerking bestond uit een aantal stappen; (1) het uitzoeken van de monsters, (2) het meten van de aanwezige organismen en (3) het bepalen van asvrijdrooggewicht van organismen. (1) Voor het uitzoeken werden de monsters uitgespoeld met zeewater boven een zeef met een maaswijdte van 500 µm. Vervolgens zijn de macrozoöbenthos uitgezocht in platte bakken met een dun laagje zeewater. We hebben eerst mossels groter dan 25 mm en andere soorten dan mossels verzameld uit de monsters. Van de overige mossels (<25 mm) werd, in geval van hoge dichtheden mossels, een gekwantificeerd deelmonster genomen van ongeveer 50 individuen. (2) Vervolgens zijn alle mossels groter dan 25 mm en van het deelmonster geteld en opgemeten tot op de millimeter. Hiermee werden mossellengteverdeling en mosseldichtheid (nm^{-2}) bepaald, waarbij gecorrigeerd werd voor grote van het deelmonster. Ook werden eventuele andere organismen in het monster gemeten en genoteerd. (3) Voor het bepalen van asvrijdrooggewicht zijn er vijf mossels geselecteerd tussen de 8 en 25 mm en maximaal vijf mossels groter dan 25 mm uit elk monster. Asvrijdrooggewicht is een maat voor de kwaliteit van de prooi. Hoe hoger het asvrijdrooggewicht in verhouding tot de grootte van het dier, hoe profijtelijker de prooi. Deze mossels zijn tot op 0.1 mm nauwkeurig gemeten. Om het vlees van de schelp te verwijderen, zijn de mossels kort in kokend water gedompeld. Het vlees werd drie dagen gedroogd in een stoof bij 60 °C in keramische kroesjes. Nadat de kroezen met vlees waren afgekoeld in een exicator tot kamertemperatuur, zijn ze gewogen op een balans tot op 0.1 mg. Vervolgens is het vlees verast gedurende 3 uur in een oven van 560 °C, waarna de kroezen wederom werden afgekoeld in een exicator en daarna gewogen. Het asvrijdrooggewicht is bepaald als het verschil tussen de weging voor en na het verassen van het vlees. Asvrijdrooggewicht werd ook bepaald van andere macrofaunasoorten in de monsters. We bepaalden totale mosselbiomassa per m^2 per strandhoofd of raai door eerst de Body Mass Index (BMI mg cm^{-3}) per lengteklasse te bepalen, wat het (asvrij) vleesgewicht per eenheid schelpvolume is. Hierdoor konden we een inschatting maken van het BMI van alle mossels per monster. De vijf gehanteerde lengteklassen waren 0-10, >10-15, >15-20, >20-25 en >25 mm. Schelpvolume werd bepaald door de relatieve maat kubieke lengte (l^3). We berekenden mosselbiomassa per m^2 voor elke strandhoofd en raai door de gemeten lengtes van de mossels om te rekenen naar biomassa met behulp van vleesgewicht per volume eenheid voor elke lengtecategorie. De biomassa data is gepresenteerd voor alle mossels samen, maar we laten ook de biomassa zien die is toe te dragen aan mossels groter dan 25 mm. Deze grotere mossels worden als geschikt voedsel voor scholeksters gezien.

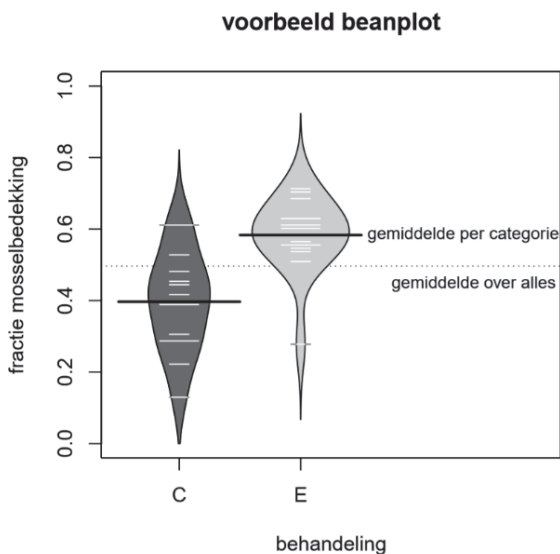
Hoogte metingen

De ligging van het substraat ten opzichte van NAP is een belangrijke variabele, omdat hoogte bepaalt hoe lang het substraat onder water ligt. Dit beïnvloedt hoelang predatoren van macroözbenthos kunnen foerageren op het substraat maar ook hoelang het macroözbenthos water kan filteren en groeien, wat ten goede zou kunnen komen aan hun voedingswaarde als prooi.

We testten of de behandelde locaties verschilden in hoogte vergeleken met de onbehandelde locaties op zowel strandhoofden als stortberm. Dit deden we door de hoogte te meten met een hoogte meter, op alle bemonsterde posities binnen strandhoofden en raaien. We testten vervolgens of hoogte een relatie had met de mosselbedekking, dichtheid, biomassa en lengteverdeling per behandeling.

Presentatie en analyse

Resultaten zijn zowel grafisch als in tabelvorm gepresenteerd met als statistische eenheid de gemiddelde waarde per strandhoofd of raai. Als grafische presentatie hebben we onder andere zogenaamde 'beanplots' (Figuur 6) gebruikt. Deze plots laten naast het gemiddelde ook de verdeling van de afzonderlijke waarnemingen zien. De resultaten zijn statistisch getoetst op verschillen tussen controle en behandeling per periode met een ANOVA model. Sommige metingen zijn getransformeerd voor de analyse; bedekkingsfracties zijn $\sin^{-1}(\sqrt{x})$ getransformeerd en dichtheden zijn $\log_{10}(x+1)$ getransformeerd. Deze transformaties zorgden ervoor dat de data normaal verdeeld werd. Een normale verdeling is simpel gezegd een verdeling met veel data punten rond het gemiddelde die naar lagere en hogere waarden gelijkmatig steeds kleiner wordt. Dit is belangrijk voor het gebruik van robuuste en veel gebruikte statistische testen.



Figuur 6. Voorbeeld van een beanplot, waarop de data in deze rapportage is weergegeven. In dit voorbeeld staat de fractie mosselbedekking op de y-as en is de data weergegeven per behandeling; controle (C) en Elastocoast® (E). De gemiddelde bedekking over alle data wordt aangeduid met een stippel lijn en de gemiddelde bedekking per behandeling met een ononderbroken zwarte lijn. Afzonderlijke waarnemingen zijn weergegeven met witte lijnen binnen de beanplot. Deze lijnen zijn langer wanneer er meer waarnemingen binnen een behandeling zijn met dezelfde waarde. De vorm van de beanplot vat de (geschatte) verdeling van de data samen; een langgerekte beanplot laat zien dat de waarnemingen verspreid liggen terwijl een bolle beanplot laat zien dat de meeste waarnemingen rond het gemiddelde liggen.

RESULTATEN

Bedekking

Strandhoofd

De mosselbedekking op de strandhoofden was gemiddeld 54%, maar verschilde tussen strandhoofden (maximum van 95% en minimum van 0%) en jaren (Tabel A1, Figuur 7a.). Er was echter geen significant verschil tussen de met Elastocoast® behandelde strandhoofden en onbehandelde strandhoofden gemeten over de gehele periode ($F_{1,29}=2.870$, $p=0.10$). Echter, tijdens de meetcampagne van september/oktober 2015 en september/oktober 2018 vonden we wel een significant verschil waarbij de met Elastocoast® behandelde strandhoofden een hogere mosselbedekking hadden (Figuur 7a).

Het temporeel verloop van mosselbedekking zien we in 2016 een sterke toename tussen mei en september op de controle strandhoofden en een soortgelijke toename in zowel 2015 als 2016 op de Elastocoast® strandhoofden (Figuur 9a).

Stortberm

De mosselbedekking op de stortberm was veel lager dan op de strandhoofden; gemiddeld 14% van het beschikbare oppervlakte was bedekt. Raaien verschilden ook onderling in bedekking (maximum van 61% en minimum van 0%) en over jaren (Tabel A1, Figuur 8a). Behandeling van de stortberm had een significant effect op mosselbedekking; de verbrede berm had een lagere mosselbedekking dan de controle stortberm over de gehele periode gemeten ($F_{1,16}=76.489$, $p<0.001$). Het verschil tussen behandelingen is wel kleiner geworden over de tijd, mede doordat de bedekking op controle raaien lijkt af te nemen in 2018.

De duidelijke verschillen in bedekking zijn ook goed te zien in het temporele verloop. Op de controle stortberm raaien is er hier, net als op de strandhoofden, een toename in mosselbedekking te zien tussen mei en september/oktober 2016, die niet op de verbrede raaien te zien is (Figuur 9b).

Mosseldichtheid

Strandhoofd

De mosseldichtheid op de strandhoofden was gemiddeld 32700 nm^{-2} en verschilde tussen strandhoofden (minimum van 3400 nm^{-2} en maximum van 145000 nm^{-2}) en meetmomenten (Tabel A2, Figuur 7b). We vonden de hoogste dichtheden op de strandhoofden ten zuiden van Callantsoog, met name strandhoofden die met Elastocoast® behandeld waren (2655 tm 2661). We vonden echter geen significant verschil tussen Elastocoast® behandelde strandhoofden en onbehandelde strandhoofden over de hele periode ($F_{1,29}=3.069$, $p=0.09$) maar mosseldichtheid verschilde wel in januari en oktober 2018 waarbij er op de Elastocoast® strandhoofden een hogere mosseldichtheid was.

Het verloop van de mosseldichtheid op de strandhoofden waar die elk meetmoment een monster was genomen laat ongeveer hetzelfde patroon zien, behalve dat er hier, naast de verschillen in januari en oktober 2018, ook verschil lijkt te zijn tussen de Elastocoast® strandhoofden in januari 2017 (Figuur 9c). Daarnaast is de dichtheid het hoogst in het najaar van 2016 op zowel de behandelde als onbehandelde strandhoofden.

Stortberm

De mosseldichtheid op de stortberm was veel lager dan de strandhoofden, gemiddelde waren er 1798 mossel per vierkante meter. Er waren hier ook verschillen tussen de raaien (minimum van 0 m⁻² en maximum van 13100 m⁻²) en meetmomenten (Tabel A2, Figuur 8b). Hier vonden we een sterk verschil tussen de beide behandelingen, waarbij de verbrede berm een significant lagere mosseldichtheid had dan de onbehandelde controle ($F_{1,15}=49.535$, $p<0.001$). Gemiddeld vonden we op de controle stortberm 3049 mossels per vierkante meter, terwijl het gemiddelde op de verbrede berm gemiddeld maar 547 mossels per vierkante meter was. Dit verschil is echter niet gemeten op elk meetmoment; in mei 2017 en mei en oktober van 2018 vonden we geen significante verschillen meer tussen de controle en verbrede berm. Dit lijkt zowel veroorzaakt door een afname van mosseldichtheid in de controles en een lichte toename van mosseldichtheid op de verbrede berm.

Op de raaien waarbij op elk moment dichtheid is gemeten zien we wederom het duidelijke verschil in mosseldichtheid per behandeling tot 2018, waarna de mosseldichtheid op met name de controle raaien afneemt (Figuur 9d).

Mosselbiomassa

Strandhoofd

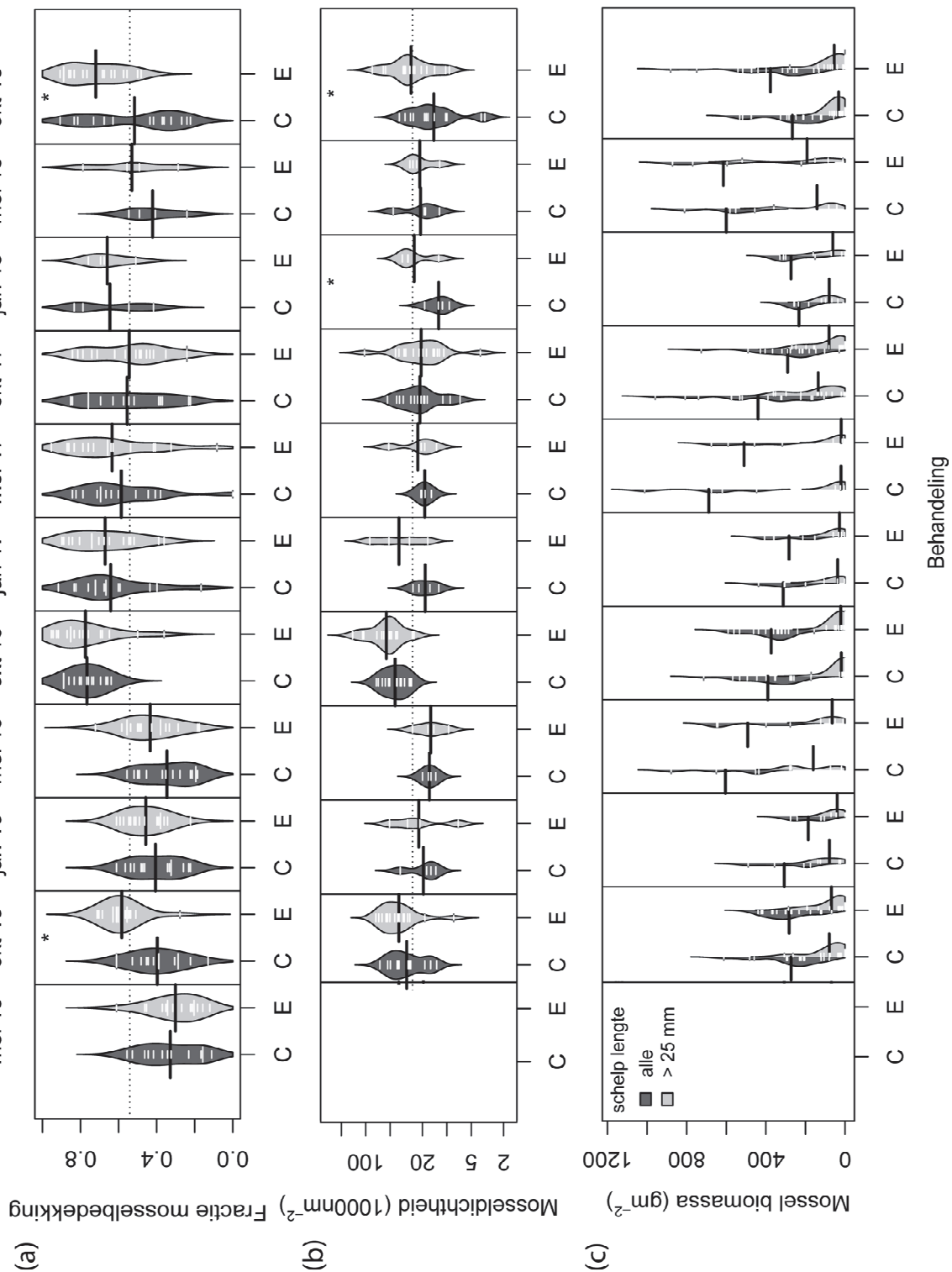
De biomassa gemeten als de hoeveelheid mosselvlees (gram asvrij drooggewicht) was gemiddeld 336 g m⁻² over alle strandhoofden en varieerde van minimaal 30 g m⁻² tot maximaal 959 g m⁻² (Tabel A3, Figuur 7c). Er was echter geen significant verschil tussen behandeling over alle meetmomenten ($F_{1,29}=0.154$, $p=0.70$). Grotere mossels (>25 mm) leverden gemiddeld 18% van de totale biomassa, dat is gemiddeld 60 g m⁻² (zie ook Figuur 9e voor het aandeel grotere mossels). Maar ook de biomassa van grotere mossels verschilde niet tussen behandelde en onbehandelde strandhoofden ($F_{1,28}=0.817$, $p=0.37$). Binnen de afzonderlijke meetmomenten vonden we ook geen significante verschillen (Figuur 7c) voor zowel de biomassa van alle lengte klassen als voor de grotere mossels apart (> 25 mm).

Op de strandhoofden waarbij op elk moment biomassa is gemeten, is een duidelijk seizoen patroon te zien op zowel controle als Elastocoast® strandhoofden, waarbij de mosselbiomassa het hoogst is in mei en het laagst in januari (Figuur 9e). Deze cyclus is sterker in de mosselbiomassa van alle lengte klassen dan in de grotere mossels alleen.

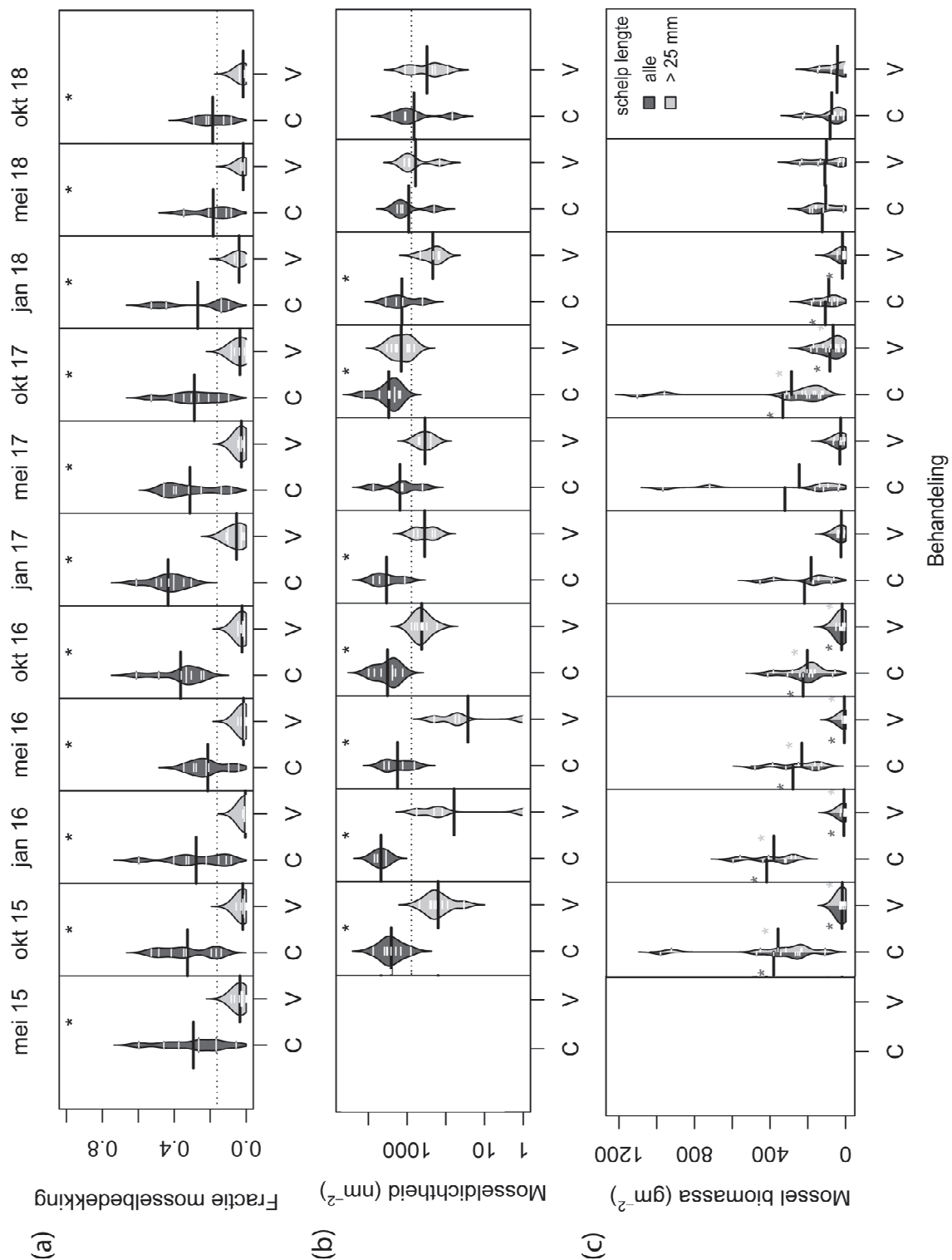
Stortberm

Biomassa (gram asvrij drooggewicht) op de stortberm was veel lager dan op de strandhoofden met een gemiddelde van 156.80 g m^{-2} en varieerde van een minimum van 16.77 tot een maximum van 682.40 g m^{-2} (Tabel A3, Figuur 8c). Er was een zeer groot significant verschil tussen behandelingen gemeten over alle meetmomenten samen ($F_{1,14}=13.569$, $p=0.002$), waarbij de verbrede berm een significant lagere biomassa had (42.62 g m^{-2}) dan de controle berm (271.10 g m^{-2}). De samenstelling van mossels is erg anders dan op de strandhoofden; de totale biomassa bestaat bijna volledig uit mossels groter dan 25 mm. Ook bij de afzonderlijke meetmomenten is er een duidelijk verschil in biomassa te zien tussen de controle en verbrede stortberm (Figuur 8c). Een verschil dat verdwenen is in de mei en oktober metingen van 2018, met name door de afname van biomassa op de controle stortberm en een ligt herstel van de verbrede berm.

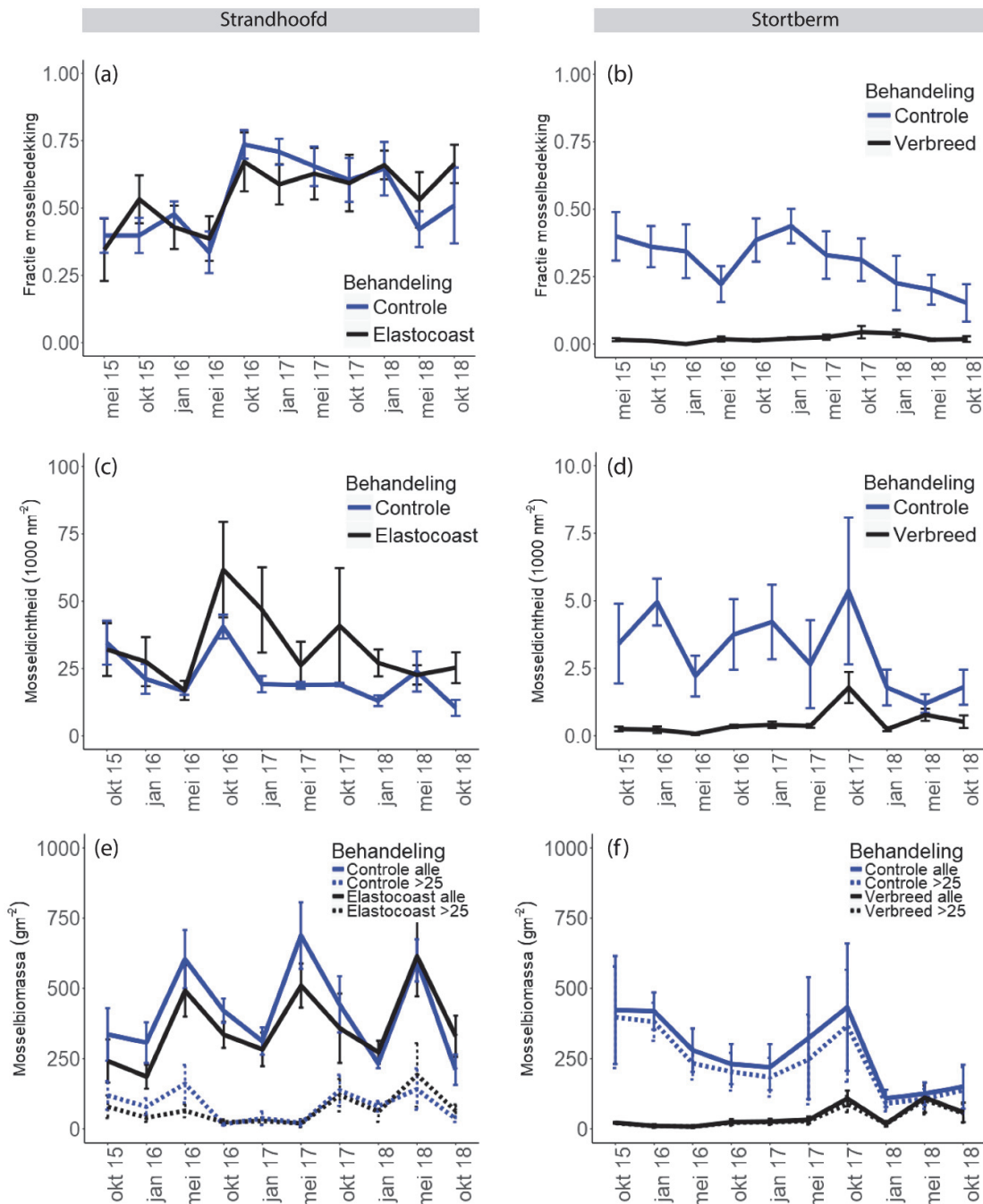
De lichte toename in biomassa is beter te zien in Figuur 9f, waar de biomassa van de raaïen waarbij drie maal is bemonsterd zijn getoond over tijd. Hier is ook duidelijk te zien dat de biomassa in de controle raaïen sterk is afgenomen in 2018. In tegenstelling tot de strandhoofden, is er geen seizoensgebonden ritme te zien in de mosselbiomassa.



Figuur 7. De gemiddelde mosselbedekking (a), mosseldichtheid (logaritmische y-as) (b) en mosselbiomassa (c) verschillen over het algemeen niet tussen strandhoofden met of zonder behandeling (C= controle, E=Elastocoast®). Alle meetmomenten zijn getoond tussen mei 2015 en september/oktober 2018 voor (a) en tussen september/oktober 2015 en 2018 voor (b) en (c). Bij de mosselbedekking van mei 2015 is een andere methode gebruikt dan bij latere metingen (zie methode). Significante verschillen ($p < 0.05$) tussen de behandelingen zijn aangegeven met een *. Mosselbiomassa (c) is zowel voor alle mossels als voor mossels groter dan 25 mm getoond.



Figuur 8. De gemiddelde mosselbedekking (a), mosseldichtheid (logaritmische y-as) (b) en mosselbiomassa (c) verschillen over op de meeste meetmomenten tussen stortbermen met of zonder behandeling (C= controle, V=Verbreed). Meetresultaten zijn getoond voor (a) tussen mei 2015 en september/oktober 2018 voor en voor (b) en (c) tussen september/oktober 2015 en 2018. Bij de mosselbedekking van mei 2015 is een andere methode gebruikt dan bij latere metingen (zie methode). Significante verschillen ($p < 0.05$) tussen de behandelingen zijn aangegeven met een *. Mosselbiomassa (c) is zowel voor alle mossels als voor mossels groter dan 25 mm getoond.



Figuur 9. Verloop over tijd (gemiddelde waarden $\pm$ standaard deviatie) van mosselbedekking, mosseldichtheid en mosselbiomassa op strandhoofd (linker grafieken) en stortberm (rechter grafieken). Voor de strandhoofden zijn vier Elastocoast® en vier controle strandhoofden drie keer per jaar bemonsterd tussen september/oktober 2015 en september/oktober 2018. Bij de mosselbedekking van mei 2015 is een andere methode gebruikt dan bij latere metingen (zie methode). Voor de stortberm zijn er vier verbreede en vier controle raaien tijdens elk meetmoment bemonsterd. Twee controle locaties van de stortberm waren in oktober 2018 vanwege dijkwerkzaamheden niet representatief meer en zijn daarom niet meer bemonsterd. Mosselbiomassa (e) en (f) is zowel voor alle mossels als voor mossels groter dan 25 mm getoond.

Mossel BMI

De body mass index van mossels, dat berekent werd als de hoeveelheid mosselvlees uitgedrukt als asvrij drooggewicht per schelvolume (mg cm^{-3}), verschilde significant tussen bemonstering en tussen habitat (Figuur 10). BMI verschilde echter niet significant tussen behandelde en controle strandhoofden en raaien. In beide habitats is de BMI van mossels het hoogste in mei en het laagste in januari. Verder zien we een opvallend verschil in kwaliteit van mossels. De mossels op de strandhoofden zijn over het algemeen van betere kwaliteit met een gemiddelde BMI van ruim 7 mg cm^{-3} vergeleken met een BMI van ruim 4 mg cm^{-3} op de stortberm.

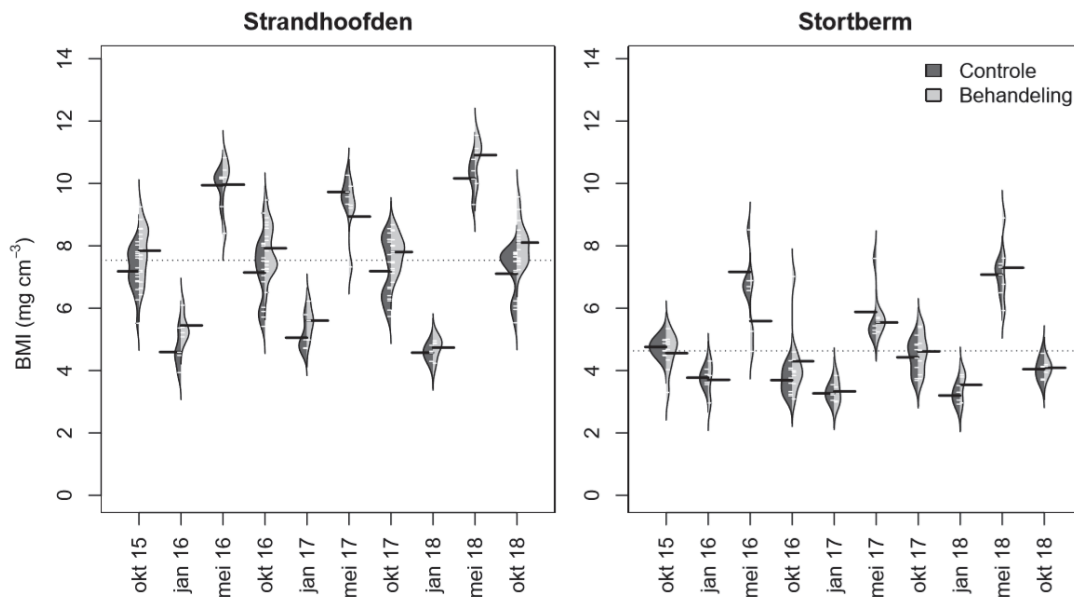
Mossellengteverdeling

Strandhoofd

De mediane mossellengte over alle meetmomenten was 10 mm op de strandhoofden. De meeste mossels waren kleiner dan 20 mm. Er lijkt weinig tot geen verschil te zijn in de lengte verdeling tussen behandelde en onbehandelde strandhoofden, (Figuur 11).

Stortberm

De mediane mossellengte gemeten over alle meetmomenten was met 22 mm een stuk hoger op de stortberm, vergeleken met de strandhoofden. Ook hier lijkt weinig tot geen verschil in lengte verdeling tussen verbrede en onverbrede berm (Figuur 11).



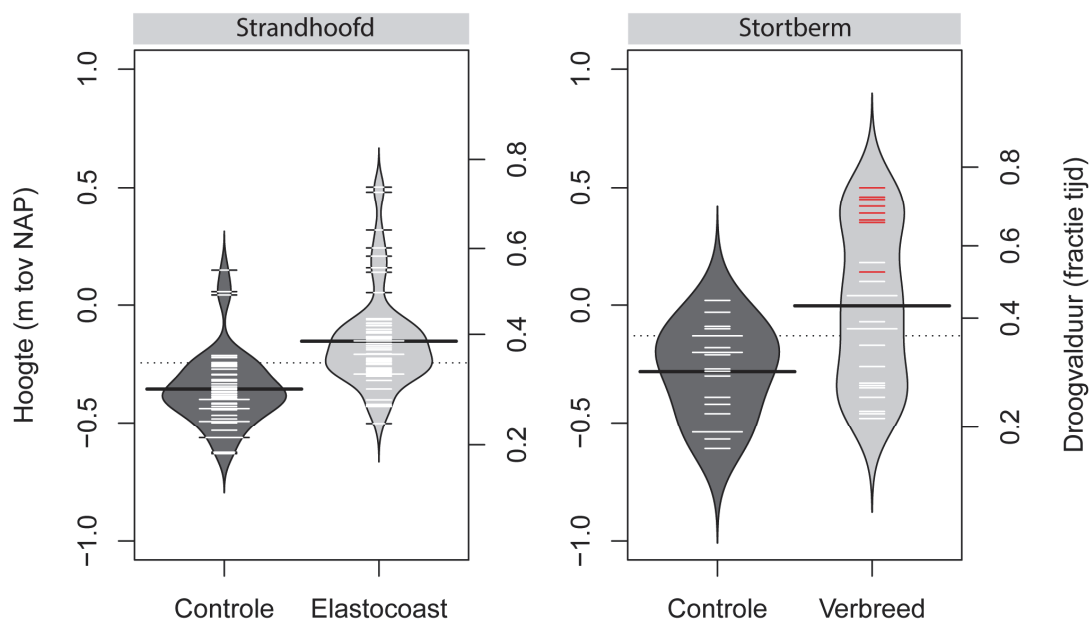
Figuur 10. De gemiddelde body mass index (BMI) per behandeling en habitat tussen oktober 2015 en oktober 2018. BMI kan als maat voor de conditie van mossels worden gebruikt.



Figuur 11. Lengteverdeling over alle meetmomenten tussen september/oktober 2015 en september/oktober 2018 van mossels op de strandhoofden (links) en stortberm (rechts) van een selectie van gemiddeld vier strandhoofden of raaien per behandeling. De mediane lengte is aangegeven met een doorgetrokken lijn voor onbehandelde posities en met een onderbroken lijn voor de behandelde posities. Op de strandhoofden zijn de mossels gemiddeld kleiner dan op de stortberm, maar er zijn op beide plekken geen duidelijke verschillen tussen behandelde en onbehandelde locaties.

Hoogte metingen

De ligging van het substraat ten opzichte van NAP heeft invloed op hoelang predatoren kunnen foerageren op macroözobenthos en hoelang macroözobenthos zeewater kan filteren en groeien. Hoogte verschilde tussen behandelde en onbehandelde locaties op zowel de strandhoofden als op de stortberm, wat een aanzienlijk verschil in droogvalduur teweeg bracht (Figuur 12). Elastocoast® strandhoofden lagen gemiddeld op -0.16 m ten opzichte van NAP wat ongeveer 0.2 meter hoger was dan de controle strandhoofden (gemiddeld -0.35 m ten opzichte van NAP). Elastocoast® strandhoofden lagen hierdoor ruim 2 uur langer droog ten opzichte van ongeveer 7 uur droogval op controle strandhoofden. De behandelde stortberm lag bijna 0.3 m hoger dan de onbehandelde controle; de verbrede berm lag gemiddeld 0 m ten opzichte van NAP terwijl de controle locaties gemiddeld op -0.28 m lagen. De behandelde locaties op de stortberm lagen hierdoor bijna 4 uur langer droog dan de onbehandelde locaties, die zo'n 7 uur per dag droog liggen. Met name de meetlocaties op de verhoogde rand van de verbrede berm lagen aanzienlijk hoger vergeleken met andere meetlocaties (Figuur 12).



Figuur 12. Hoogte ten opzichte van NAP van de monitorings locaties per behandeling op de strandhoofden (links) en stortberm (rechts). Op de rechter as is de droogvalduur weergegeven. Deze is berekend op basis van gemeten waterstanden van Petten Zuid en Den Helder in 2017 voor de strandhoofden en van Oudeschild voor de stortberm. De hoogtemetingen van de verhoogde rand van de stortberm is aangegeven in rood. De behandelde locaties (Elastocoast® en Verbreed) liggen hoger dan de onbehandelde locaties (Controle) op zowel de strandhoofden als de stortberm, wat resulteert in een hogere droogvalduur.

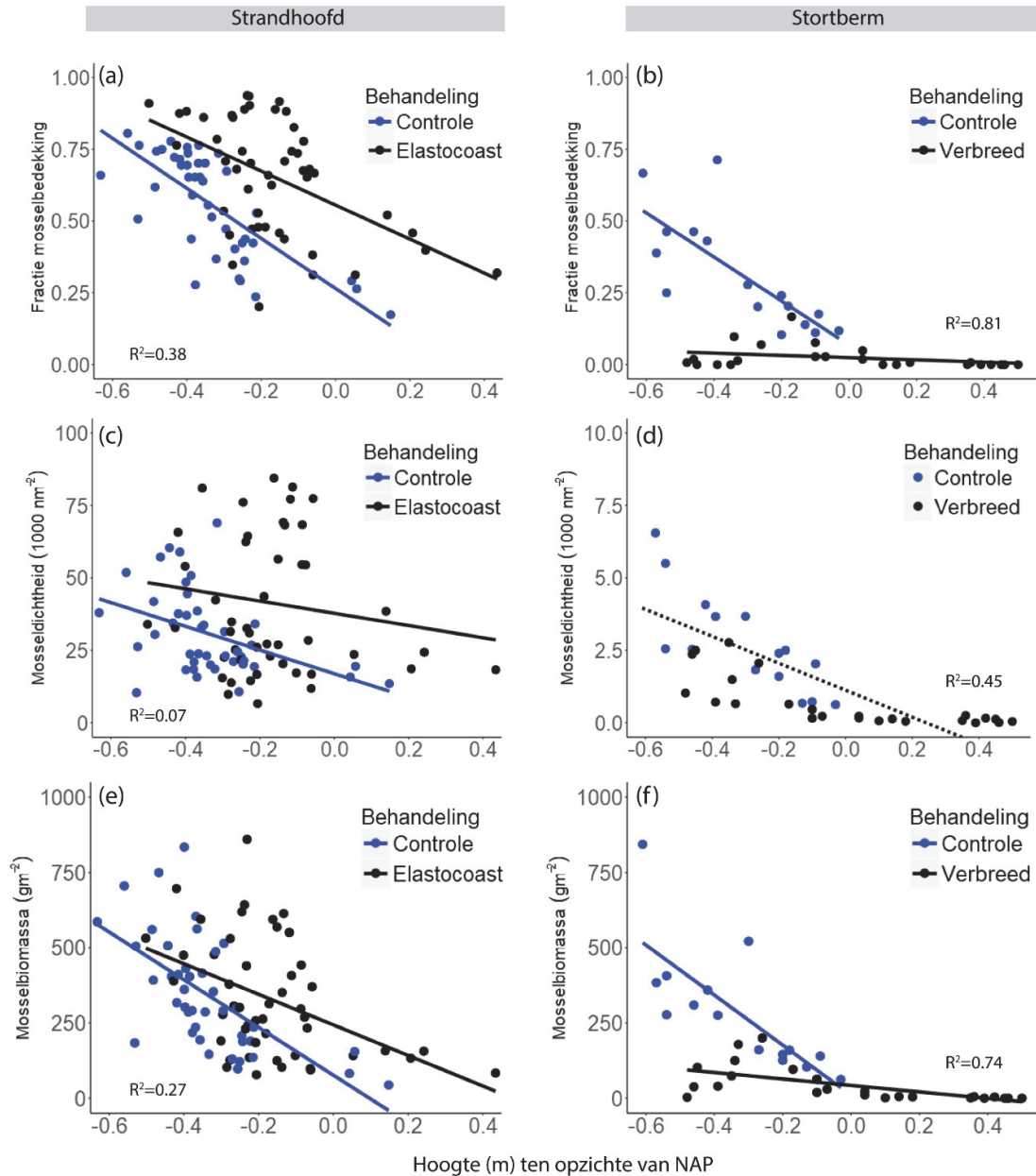
Het effect van hoogte

Strandhoofd

De ligging van de monsterlocaties ten opzichte van NAP was van significante invloed op de mosselbedekking, dichtheid en biomassa (Figuren 13a,c&e); bij een hogere ligging was de bedekking en biomassa per vierkante meter lager. Daarnaast vonden we ook een significant effect van behandeling op beide variabelen; Elastocoast® strandhoofden hadden bij dezelfde hoogte een hogere mosselbedekking, dichtheid en biomassa dan op controle strandhoofden (Figuren 13a,c&e).

Stortberm

De ligging van monsterlocaties ten opzichte van NAP op de stortberm was significant gerelateerd aan mosselbedekking, dichtheid en biomassa (Figuren 13b,d&f); bij een hogere ligging was de bedekking, dichtheid en biomassa lager dan bij een lagere ligging. We vonden ook een significant effect van behandeling op mosselbedekking en biomassa; de controle locaties hadden bij een zelfde hoogte een hogere bedekking en biomassa. Mosseldichtheid was enkel gerelateerd aan hoogte, maar niet aan behandeling.



Figuur 13. Verbanden tussen hoogte van de bemonsteringslocaties ten opzichte van het NAP en mosselbedekking, mosseldichtheid en mosselbiomassa van zowel strandhoofden (linker kolom) als stortberm (rechter kolom). Elk punt in de grafiek is de gemiddelde waarde per bemonsteringslocatie over vier jaar (2014-2018) van de metingen in september/oktober. Wanneer we een significant effect vonden tussen hoogte, mosselbedekking, dichtheid of biomassa, en er ook een verschil was tussen de behandelingen, zijn de regressielijnen per behandeling getoond. Wanneer er wel een effect was van hoogte maar niet van behandeling, is de regressielijn met een enkele stippellijn aangegeven. De R^2 (hoeveelheid van de data verklaart) is per grafiek weergegeven in het paneel. Hoogte heeft over het algemeen een negatief effect op mosselbedekking, dichtheid en biomassa, maar dit is afhankelijk van de locatie en behandeling.

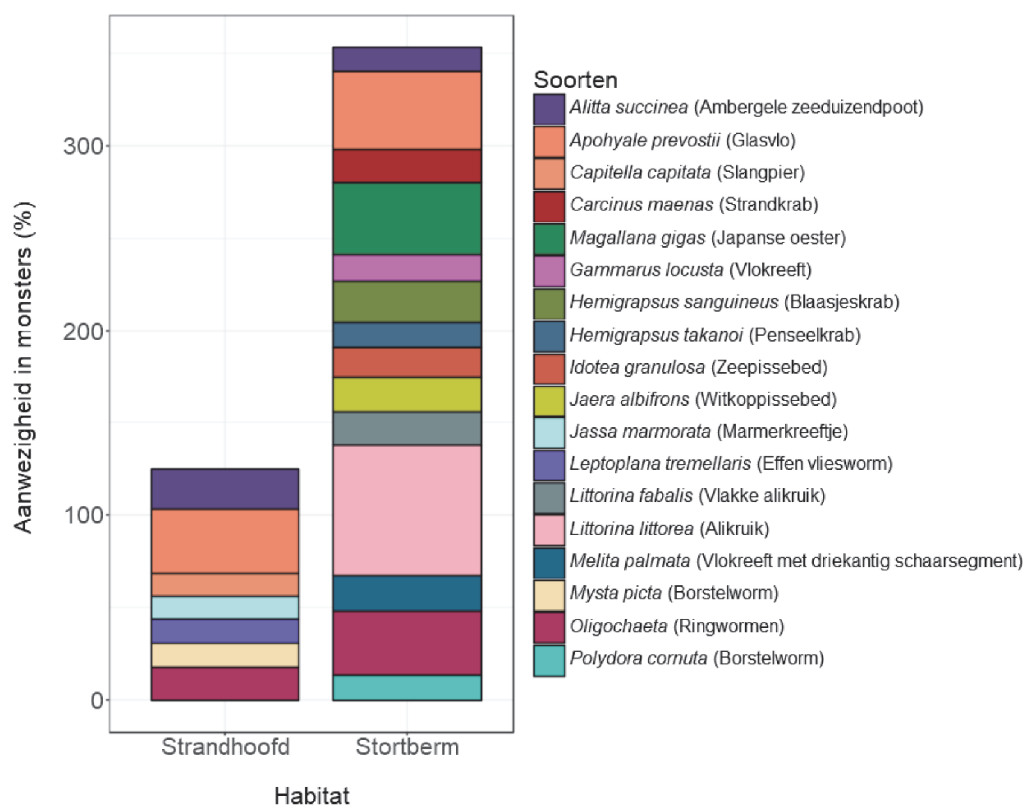
Overige soorten

Strandhoofd

Er zijn naast mossels en zeepokken nog 42 andere diersoorten aangetroffen op de strandhoofden in de totaal 504 genomen monsters, waarvan 20 soorten in meer dan 1 procent van de monsters zijn aangetroffen. De hoeveelheid soorten per behandeling verschilde; per monster van 100 cm² vonden we 1.9 soorten op de controle locaties en 1.5 soorten op de Elastocoast® locaties.

De meest voorkomende soort op de strandhoofden naast de mossels is de glasvlo *Apohyale prevostii*, die in 35% van de monsters voorkwam (Figuur 14). Andere relatief algemene soorten in de monsters waren de ambergele zeeduizendpoot, *Alitta succinea*, *Oligochaeta* en de effen vliesworm, *Leptoplana tremellaris*. De strandkrab, *Carcinus maenas*, en de slibanemoon, *Sagartia troglodytes*, werden relatief minder vaak gevonden, maar hadden een vrij grote bijdrage in de hoeveelheid biomassa (Tabel 1).

Op de strandhoofden was de totale hoeveelheid biomassa toe te schrijven aan diersoorten anders dan mossels laag; minder dan 1% voor zowel controle als Elastocoast® strandhoofden.



Figuur 14. Overzicht van soorten die in 10% of meer van de monsters gevonden werden in beide habitats. Op de stortberm is *Littorina littorea* (aliekruik) de meest algemeen gevonden soort naast mossels, terwijl de op de strandhoofden *Apohyale prevostii* (glasvlo) het meest gevonden werd naast mossels. Soorten zijn aangeduid met phylum en klasse met tussen haakjes de Nederlandse naam of groepsnaam.

Stortberm

Op de stortberm was de soortenrijkdom hoger dan op de strandhoofden; er werden naast mossels en zeepokken nog 57 andere diersoorten aangetroffen op de strandhoofden in de totaal 264 genomen monsters, waarvan 40 soorten in meer dan 1 procent van de monsters zijn aangetroffen. De hoeveelheid soorten per behandeling verschilde; per monster van 100 cm² vonden we gemiddeld 5.6 soorten op de controle locaties en 4.2 soorten op de behandelde locaties.

De alikruik *Littorina littorea* was de meest talrijke soort en werd gevonden in maar liefst 71% van de monsters (Figuur 14). Als tweede werd de glasvlo *Apohyale prevostii* het meest aangetroffen. Andere algemene soorten waren de invasieve Japanse oester *Magallana gigas*, *Oligochaeta* en de invasieve blaasjeskrab *Hemigrapsus sanguineus*. De alikruik en Japanse oester hadden samen het grootste aandeel in de totale biomassa naast die van de mossels (Tabel 2).

Op de stortberm was de totale hoeveelheid biomassa toe te schrijven aan soorten anders dan mossels hoog; op de controle locaties 31% en op de behandelde locaties 61%.

Tabel 1. Lijst van soorten anders dan mossels (42 soorten) die gevonden zijn in alle genomen monsters (504) op de strandhoofden. Soort, phylum en klasse zijn genoteerd uitgaande van de taxonomische database World Register of Marine Species (WoRMS). Aanwezigheid is berekend als het percentage monsters waarin de soort is gevonden. Biomassa is berekend als de gemiddelde biomassa (gm⁻² asvrij droog gewicht) over alle monsters. De tabel is geordend van boven naar beneden op de meest voorkomende tot minst voorkomende soort.

Soort	Phylum	Klasse	Aanwezigheid (%)	Biomassa (gm ⁻²)
<i>Apohyale prevostii</i>	Arthropoda	Malacostraca	35.1	0.045
<i>Alitta succinea</i>	Annelida	Polychaeta	21.1	0.135
<i>Oligochaeta</i>	Annelida	Clitellata	17.5	0.008
<i>Leptoplana tremellaris</i>	Platyhelminthes	Rhabditophora	13.1	0.082
<i>Mysta picta</i>	Annelida	Polychaeta	13.1	0.008
<i>Jassa marmorata</i>	Arthropoda	Malacostraca	12.7	0.011
<i>Capitella capitata</i>	Annelida	Polychaeta	11.9	0.019
<i>Carcinus maenas</i>	Arthropoda	Malacostraca	8.9	0.140
<i>Idotea pelagica</i>	Arthropoda	Malacostraca	6.3	0.026
<i>Monocorophium insidiosum</i>	Arthropoda	Malacostraca	5.4	0.003
<i>Sagartia troglodytes</i>	Cnidaria	Anthozoa	3.8	0.113
<i>Hemigrapsus sanguineus</i>	Arthropoda	Malacostraca	3.2	0.005
<i>Polydora curnuta</i>	Annelida	Polychaeta	3.2	0.001
<i>Petricolaria pholadiformis</i>	Mollusca	Bivalvia	3.0	0.001
<i>Idotea granulosa</i>	Arthropoda	Malacostraca	2.6	0.004
<i>Emplectenema gracile</i>	Nemertea	Enopla	1.8	0.009
<i>Cancer pagurus</i>	Arthropoda	Malacostraca	1.6	0.001
<i>Pygospio elegans</i>	Annelida	Polychaeta	1.2	<0.001
<i>Scolecipis (Scolecipis) squamata</i>	Annelida	Polychaeta	1.2	0.002

<i>Idotea balthica</i>	Arthropoda	Malacostraca	1.0	0.004
<i>Eulalia viridis</i>	Annelida	Polychaeta	0.8	0.001
<i>Malacoceros fuliginosus</i>	Annelida	Polychaeta	0.8	0.001
<i>Nereis pelagica</i>	Annelida	Polychaeta	0.8	0.001
<i>Phyllodoce mucosa</i>	Annelida	Polychaeta	0.8	0.001
<i>Nemertea</i>	Nemertea		0.6	<0.001
<i>Eunereis longissima</i>	Annelida	Polychaeta	0.4	0.004
<i>Gammarus crinicornis</i>	Arthropoda	Malacostraca	0.4	0.001
<i>Lanice conchilega</i>	Annelida	Polychaeta	0.4	0.006
<i>Myrianida prolifera</i>	Annelida	Polychaeta	0.4	<0.001
<i>Venerupis corrugata</i>	Mollusca	Bivalvia	0.4	0.001
<i>Caprella linearis</i>	Arthropoda	Malacostraca	0.2	<0.001
<i>Diptera</i>	Arthropoda	Insecta	0.2	<0.001
<i>Emplectonema neesii</i>	Nemertea	Enopla	0.2	0.001
<i>Eteone longa</i>	Annelida	Polychaeta	0.2	<0.001
<i>Eumida sanguinea</i>	Annelida	Polychaeta	0.2	0.001
<i>Glycera oxycephala</i>	Annelida	Polychaeta	0.2	<0.001
<i>Harmothoe imbricata</i>	Annelida	Polychaeta	0.2	<0.001
<i>Jaera (Jaera) albifrons</i>	Arthropoda	Malacostraca	0.2	<0.001
<i>Littorina littorea</i>	Mollusca	Gastropoda	0.2	0.001
<i>Melita palmata</i>	Arthropoda	Malacostraca	0.2	<0.001
<i>Microprotopus maculatus</i>	Arthropoda	Malacostraca	0.2	<0.001
<i>Spiophanes bombyx</i>	Annelida	Polychaeta	0.2	<0.001

Tabel 2. Lijst van soorten anders dan mossels (57 soorten) die gevonden zijn in alle genomen monsters (264) op de stortberm. Soort, phylum en klasse zijn genoteerd uitgaande van de taxonomische database World Register of Marine Species (WoRMS). Aanwezigheid is berekend als het percentage monsters waarin de soort is gevonden. Biomassa is berekend als de gemiddelde biomassa (gm^{-2} asvrij droog gewicht) over alle monsters. De tabel is geordend van boven naar beneden op de meest voorkomende tot minst voorkomende soort.

Soort	Phylum	Klasse	Aanwezigheid (%)	Biomassa (gm^{-2})
<i>Littorina littorea</i>	Mollusca	Gastropoda	71.3	27.960
<i>Apohyale prevostii</i>	Arthropoda	Malacostraca	42.3	0.084
<i>Magallana gigas</i>	Mollusca	Bivalvia	38.5	18.246
<i>Oligochaeta</i>	Annelida	Clitellata	34.3	0.111
<i>Hemigrapsus sanguineus</i>	Arthropoda	Malacostraca	22.3	0.726
<i>Jaera (Jaera) albifrons</i>	Arthropoda	Malacostraca	19.2	0.007
<i>Melita palmata</i>	Arthropoda	Malacostraca	19.2	0.025
<i>Carcinus meanas</i>	Arthropoda	Malacostraca	18.1	0.420
<i>Littorina fabalis</i>	Mollusca	Gastropoda	17.7	0.241
<i>Idotea granulosa</i>	Arthropoda	Malacostraca	16.2	0.087
<i>Gammarus locusta</i>	Arthropoda	Malacostraca	14.3	0.044
<i>Hemigrapsus takanoi</i>	Arthropoda	Malacostraca	14.0	0.132
<i>Polydora cornuta</i>	Annelida	Polychaeta	13.6	0.006
<i>Alitta succinea</i>	Annelida	Polychaeta	12.8	0.052

<i>Capitella capitata</i>	Annelida	Polychaeta	9.8	0.008
<i>Monocorophium acherusicum</i>	Arthropoda	Malacostraca	9.8	0.002
<i>Mysta picta</i>	Annelida	Polychaeta	9.1	0.003
<i>Boccardiella ligerica</i>	Annelida	Polychaeta	7.9	0.011
<i>Malacoceros fuliginosus</i>	Annelida	Polychaeta	7.5	0.010
<i>Monocorophium insidiosum</i>	Arthropoda	Malacostraca	7.5	0.001
<i>Echinogammarus obtusatus</i>	Arthropoda	Malacostraca	6.8	0.025
<i>Leptoplana tremellaris</i>	Platyhelminthes	Rhabditophora	6.8	0.023
<i>Lepidochitona cinerea</i>	Mollusca	Polyplacophora	5.3	0.045
<i>Pygospio elegans</i>	Annelida	Polychaeta	5.3	0.004
<i>Emplectonema gracile</i>	Nemertea	Enopla	4.9	0.069
<i>Sagartia troglodytes</i>	Cnidaria	Anthozoa	4.2	0.096
<i>Idotea pelagica</i>	Arthropoda	Malacostraca	3.0	0.001
<i>Nemertea</i>	Nemertea		3.0	0.003
<i>Manayunkia aestuarina</i>	Annelida	Polychaeta	2.6	0.001
<i>Aphelochaeta marioni</i>	Annelida	Polychaeta	2.3	0.001
<i>Bodotria scorpioides</i>	Arthropoda	Malacostraca	2.3	<0.001
<i>Crepidula fornicata</i>	Mollusca	Gastropoda	2.3	0.204
<i>Perengia ulvae</i>	Mollusca	Gastropoda	2.3	0.002
<i>Eteone longa</i>	Annelida	Polychaeta	1.9	0.001
<i>Jassa marmorata</i>	Arthropoda	Malacostraca	1.9	0.001
<i>Phyllodoce mucosa</i>	Annelida	Polychaeta	1.9	0.002
<i>Myrianida prolifera</i>	Annelida	Polychaeta	1.5	0.001
<i>Pseudopolydora pulchra</i>	Annelida	Polychaeta	1.1	0.002
<i>Bodotria arenosa</i>	Arthropoda	Malacostraca	1.1	<0.001
<i>Harmothoe impar</i>	Annelida	Polychaeta	1.1	0.001
<i>Emplectonema neesii</i>	Nemertea	Enopla	0.8	0.001
<i>Lepidonotus squamatus</i>	Annelida	Polychaeta	0.8	0.001
<i>Mya arenaria</i>	Mollusca	Bivalvia	0.8	0.012
<i>Petricolaria pholadiformis</i>	Mollusca	Bivalvia	0.8	0.004
<i>Streblospio benedicti</i>	Annelida	Polychaeta	0.8	<0.001
<i>Asterias rubens</i>	Echinodermata	Asteroidea	0.4	0.020
<i>Cerastoderme edule</i>	Mollusca	Bivalvia	0.4	0.020
<i>Corophium volutator</i>	Arthropoda	Malacostraca	0.4	<0.001
<i>Echinogammarus marinus</i>	Arthropoda	Malacostraca	0.4	0.005
<i>Eulalia viridis</i>	Annelida	Polychaeta	0.4	<0.001
<i>Eumida sanguinea</i>	Annelida	Polychaeta	0.4	<0.001
<i>Gammarus finmarchicus</i>	Arthropoda	Malacostraca	0.4	<0.001
<i>Heteromastus filiformis</i>	Annelida	Polychaeta	0.4	0.001
<i>Lanice conchilega</i>	Annelida	Polychaeta	0.4	<0.001
<i>Metridium senile</i>	Cnidaria	Anthozoa	0.4	0.022
<i>Mytilicola orientalis</i>	Arthropoda	Hexanauplia	0.4	<0.001
<i>Scolecopsis (Scolecopsis) foliosa</i>	Annelida	Polychaeta	0.4	<0.001

DISCUSSIE

Tijdens deze rapportage werd geanalyseerd of de mitigerende maatregelen die waren uitgevoerd vanwege het verlies van de natuurwaarden bij de Pettemer zeewering een positief effect hadden op met name het mosselareaal, om zo het voedselaanbod voor vogelsoorten als scholekster en steenloper te compenseren op andere locaties. Daarvoor werd tussen 2015 en 2018 drie maal per jaar bemonsterd op de plekken waar mitigerende maatregelen hebben plaats gevonden; de strandhoofden langs de Noord-Hollandse kust en de stortberm op Texel, en vergeleken met controle locaties. We moeten echter concluderen dat de toegepaste maatregelen niet een duidelijk positief effect hebben gehad op het voedselaanbod. Strandhoofden behandeld met Elastocoast® zijn geschikt als aanhechting voor mossels, maar leveren niet een consistent hogere biomassa vergeleken met de controle strandhoofden. Het verbreden van de stortberm op Texel heeft een negatief effect op het mosselbestand, alhoewel er na drie jaar herstel lijkt plaats te vinden. Hieronder gaan we nog wat dieper in op de bevindingen op strandhoofden en stortberm. Vervolgens bespreken we de verschillen tussen de twee systemen in relatie tot de mitigerende maatregelen.

Strandhoofden

Op de strandhoofden heeft het aanbrengen van Elastocoast® niet geleid tot een algehele verbetering van het mosselbestand, maar er zijn ook geen langdurige negatieve effecten gemeten. Uit een eerdere rapportage bleek al dat behandelde en schoongemaakte strandhoofden al snel weer waren gekoloniseerd door mossels in vergelijkbare mate als onbehandelde strandhoofden (Dekker et al., 2014).

Alhoewel er over de gehele periode geen verbetering was te zien, hebben we op sommige meetmomenten wel een verschil gevonden tussen behandelingen in mosselbedekking en mosseldichtheid (Figuur 7). De mosselbedekking op Elastocoast® strandhoofden was hoger dan op controle strandhoofden tijdens twee meetmomenten; in oktober 2015 en oktober 2018. Dit zou kunnen betekenen dat de rekrutering van jonge mossels, dan wel de eerste overleving van pas-gevestigde mossels, in sommige seizoenen beter is op Elastocoast® strandhoofden, gezien de reproductieve periode van mossels piekt tussen mei en september (Seed, 1969). De mosselbedekking was echter niet hoger op Elastocoast® strandhoofden in het najaar van 2016 en 2017. In 2016 was de rekrutering van mossels uitzonderlijk hoog, waardoor er wellicht op zowel behandelde als onbehandelde strandhoofden een zeer hoge bedekking was. In 2018 vonden we ook tweemaal een hogere mosseldichtheid op de Elastocoast® strandhoofden, wat kan betekenen dat mossels in sommige jaren of seizoenen een betere aanhechting hebben op de behandelde strandhoofden. In oktober lijkt het verschil echter vooral veroorzaakt door twee uitzonderlijk lage metingen op controle

strandhoofden. Ook zorgden zowel de hogere bedekking als dichtheid tijdens sommige metingen niet tot een hogere biomassa (Figuur 7c).

Dat de biomassa niet hoger is tijdens metingen met hogere mosselbedekking of dichtheid, kan ook komen doordat over het algemeen de mossels op Elastocoast® strandhoofden kleiner zijn dan op onbehandelde strandhoofden (Figuur 11). De aanwezigheid van veel kleine mossels kan duiden op recente broedval, maar kan ook wijzen op slechtere groeiomstandigheden. Deze laatste verklaring is zeer aannemelijk, gezien de hogere ligging van Elastocoast® strandhoofden en de daardoor kortere overstromingsduur waardoor hoger liggende mossels minder tijd hebben om voedsel uit het water te filteren.

Hoogte bleek inderdaad van invloed op het mosselbestand. Hoger liggende bemonstering locaties hadden een lagere mosselbedekking, dichtheid en biomassa. We vonden op de strandhoofden echter ook een significant effect van behandeling; op een zelfde hoogte vonden we op behandelde strandhoofden een betere mosselbedekking, dichtheid en biomassa. Het lijkt er dus op dat Elastocoast® strandhoofden een beter mosselbestand kunnen bereiken, maar dat door de verhoging als gevolg van het aanbrengen van de verlijmde laag (Figuur 13), deze positieve effecten teniet worden gedaan.

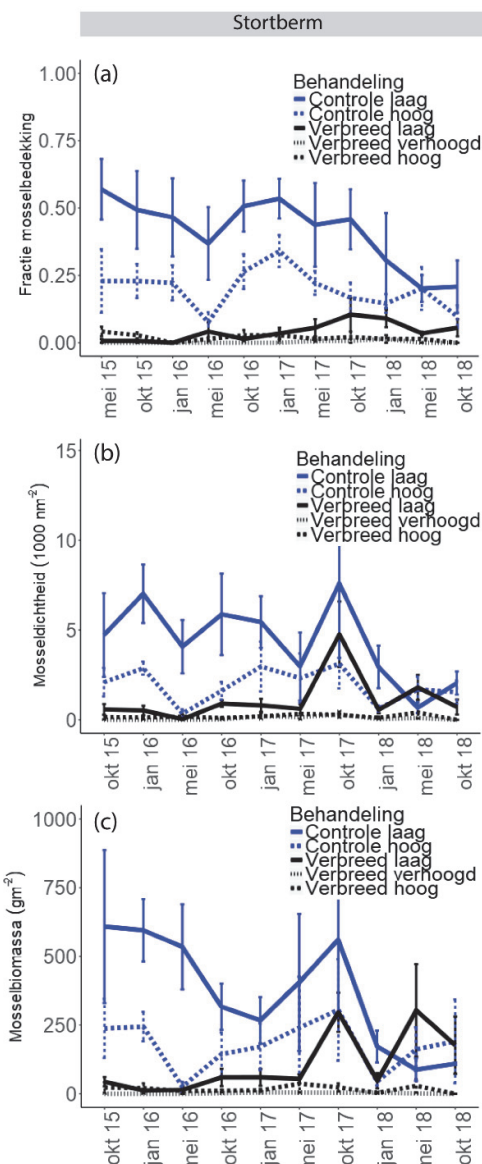
Naast de negatieve effecten van verhoging op behandelde strandhoofden, lijkt Elastocoast® ook niet overal bestand tegen het ruige milieu langs de kust. Een aantal bemonsteringslocaties moesten worden verplaatst en in één geval moest er zelfs een extra strandhoofd worden toegevoegd aan de bemonstering, omdat de Elastocoast® laag van een in eerste instantie gekozen strandhoofd afgeslagen was.

Stortberm

In tegenstelling tot de strandhoofden, vonden we zeer duidelijke verschillen tussen behandelde en onbehandelde raaien op de stortberm op Texel. De raaien waarbij het profiel van de stortberm verbreed en verhoogd was, hadden een lagere mosselbedekking, dichtheid en biomassa dan de onveranderde raaien (Figuur 8). We moeten dus concluderen dat de maatregelen die getroffen werden op Texel een negatieve uitwerking hadden op het mosselareaal. Echter, we vonden tijdens de laatste bemonsteringen in 2018 een kleiner verschil tussen de controle en verbrede raaien en vonden zelfs geen verschil meer in mosseldichtheid en biomassa in de metingen van mei en oktober 2018. Dit komt waarschijnlijk door een langzaam herstel van het mosselbestand op de verbrede berm, maar we zien ook een afname op de controle raaien mogelijk als gevolg van natuurlijke fluctuaties in mosselaantallen.

In de gehele analyse van het mosselbestand hebben we alle metingen per raai berekend. Echter, op elk raai zijn twee of drie monsters genomen; op de controle raaien op het lage en hoge gedeelte van de stortberm, en op de verbrede raaien op het lage, verhoogde en oorspronkelijk hoge gedeelte van de stortberm. Hierbij zou het lage gedeelte van de behandelde stortberm in principe na herstel vergelijkbaar moeten zijn met het lage gedeelte van de controle stortberm gezien de ligging en hoogte. Het verhoogde deel van de behandelde stortberm is niet vergelijkbaar met een controle locatie. De controle en behandelde hoge locaties zijn vergelijkbaar zijn met elkaar qua hoogte, maar de verhoogde rand van de stortberm zal bij de behandelde stortberm het microklimaat waarschijnlijk hebben veranderd (zie ook Figuur A2). Om te kijken op welke locaties het herstel precies heeft plaats gevonden, zijn de resultaten van de mossel bemonstering nog eens geplot per monsterlocatie (Figuur 15). Hier is te zien dat de laag gelegen locaties (doorgetrokken lijnen) de hoogste bedekking, dichtheid en biomassa hebben. Herstel van het mosselbestand vindt enkel plaats op het lage gedeelte van de stortberm (zwarte doorgetrokken lijn), terwijl zowel op het verhoogde als op het hoge deel van de behandelde stortberm de mossel aanwezigheid zo goed als nul is.

Herstel van mossels vindt voornamelijk plaats tussen spleten en kieren van de verbrede berm. Het relatief gladde oppervlakte van de nieuw geplaatste stortstenen lijkt vooralsnog weinig geschikt voor kolonisatie door mosselbroedval. Dat de ondergrond van belang kan zijn voor de aanhechting van jonge mossels is aangetoond in eerder onderzoek; experimenten met verschillende ondergronden lieten zien dat mossels het beste vestigen, overleven en groeien op ondergrond met structuur zoals



Figuur 15. Mosselbedekking, dichtheid en biomassa op de stortberm per behandeling en monsterlocatie.

putjes en gleuven dan op een volledig gladde ondergrond (Dobretsov & Railkin, 1996; Paalvast, 2011). Zelfs tijdens de beste broedval gemeten sinds begin van metingen in 1992 (van Stralen, van den Ende & Troost, 2017), resulteerde niet in een toename van mosseldichtheid op de stortberm. Daarnaast zijn gleuven ook belangrijk ter bescherming tegen predatoren van vroege levensstadia van organismen (Walters & Wetthey, 1996; Strain *et al.*, 2018). Alhoewel er gleuven aanwezig zijn tussen de stenen, zijn deze zo diep dat de mossels die er groeien niet beschikbaar zijn voor foeragerende vogels als scholeksters en steenlopers.

Naast het langzame herstel op de verbrede stortberm door het ongunstige vestigingsklimaat voor jonge mossels, is het slechte mosselbestand op de verbrede stortberm vergeleken met de controle stortberm waarschijnlijk te wijten aan de ligging ten opzichte van het NAP. Ook op de stortberm is hoogte van invloed op het mosselbestand; bij een hogere ligging is de mosselbedekking, dichtheid en biomassa lager (Figuur 13). Voor de bedekking en biomassa vonden we ook een effect van behandeling; bij dezelfde hoogte hadden de controle locaties een hogere bedekking en biomassa. Dit is hoogstwaarschijnlijk het gevolg van de lange hersteltijd van dit systeem. Daarnaast liggen de hoge locaties van de behandelde raaien nu ook achter het verhoogde gedeelte van de stortberm, wat een verandering van de biotische en abiotische condities heeft veroorzaakt.

De ongeschikte omstandigheden voor de vestiging van mossels en daarnaast de onbereikbaarheid voor mossels als voedsel, maakt dat deze mitigerende maatregel hoogstwaarschijnlijk niet het beoogde doel zal bereiken. Het verbrede lage deel van de behandelde stortberm lijkt echter wel langzaam te herstellen en is nu vergelijkbaar met het lage deel van de controle stortberm. Een verbrede berm zonder het verhoogde deel had hoogstwaarschijnlijk betere resultaten geleverd. Op die manier was het totale foerageergebied voor de vogels vergroot, zonder dat het hogere deel van de stortberm ongeschikt was geworden voor de vestiging en groei van mossels.

Strandhoofd en stortberm; verschillen in ecologische systemen

De twee gemonitorde gebieden verschillen aanzienlijk in fysische omstandigheden; de strandhoofden worden bloot gesteld aan zand schuring en golfslag van de Noordzee, terwijl de stortberm een meer beschutte ligging heeft aan de Waddenzee kant. Dit beïnvloedt hoogstwaarschijnlijk ook de aanvoer van nutriënten en samenstelling van soorten. Op de strandhoofden is de aanwezige biomassa hoog, maar de soorten rijkdom niet. Op de stortberm was de biomassa mossels relatief laag, maar 40-70% van de monsters bestond uit mossels, maar de soorten rijkdom was hoger dan op de strandhoofden (Figuur 14). Wellicht is het voor veel soorten niet mogelijk om zich te handhaven op de strandhoofden met sterke schuring van zand en golfslag, terwijl de meer beschutte stortberm een geschikt habitat is voor meer soorten. Mossels op de strandhoofden hebben hierdoor dan waarschijnlijk ook weinig

concurrentie van andere filtervoeders, terwijl in de Waddenzee vele andere fytoplankton etende organismen leven. Daarnaast worden beide habitats voor ongeveer de helft bedekt door algen (Figuren A3&A4) maar op de strandhoofden komen vooral *Ulva* soorten voor terwijl op de stortberm vooral *Fucus vesiculosus* voorkomt. Filamenteuze wieren zoals *Ulva sp.* zijn een goed hechtingssubstraat gebleken voor mossellarven en zal daarmee de vestiging van mossels op de strandhoofden bevorderen (Bayne, 1964).

Een ander opvallend verschil is de grootte van de mossels op strandhoofden en stortberm. Op de strandhoofden zijn de mossels met name klein maar is de dichtheid en bedekking hoog terwijl de stortberm mossels over het algemeen groter zijn (>25mm) maar de dichtheid en bedekking laag. Als we er vanuit gaan dat het verschil in grootte niet komt door een lager voedselaanbod waardoor de mossels op de strandhoofden niet goed groeien, wijst het erop dat de systemen verschillen in omloop van organismen; op de bovenzijde van de strandhoofden groeien mossels snel maar het verlies door onder andere predatie van middelgrote mossels is zeer hoog waardoor mossels bijna nooit groter worden dan 25 mm. Op de stortberm groeien de mossels langzaam, maar lijken mossels beter te overleven gezien de aanwezigheid van grotere mossels. De aanwas op de stortberm is ook laag, wat naast de slechte aanhechtingmogelijkheden ook beïnvloedt kan worden door predatie van eerste levensstadia van mossels door kleine krabben die in grotere getalen aanwezig zijn op de stortberm in verhouding tot de strandhoofden (Tabel 1 & 2).

Er zijn drie aanwijzingen die de bovengenoemde hypothese over een hogere omloop op de strandhoofden vergeleken met de stortberm bevestigen. Strandhoofden waarbij alle organismen waren verwijderd, waren binnen een seizoen al niet meer te onderscheiden van controle strandhoofden wat wijst op hoge aanwas en voedselaanbod (Dekker *et al.*, 2014), terwijl het herstel op de behandelde stortberm meerdere jaren duurt (Figuur 15). Ten tweede werden er op de strandhoofden een veel hoger aantal vogel-predatoren geteld dan op de stortberm (Beekman, 2017). Tenslotte werden er, naast verschillen in populatie samenstelling van de mossels, ook verschillen tussen de twee systemen in voedselwaarde van de aanwezige mossels gevonden (Figuur 11). De vleesinhoud (BMI) van mossels op de strandhoofden is structureel hoger dan op de stortberm, wat wederom suggereert dat het voedselaanbod hoger is op de strandhoofden. Voor vogels op zoek naar voedsel betekent dat mossels van dezelfde lengte op de strandhoofden meer energie per mossel opleveren. Afhankelijk van het seizoen leveren mossels op strandhoofden tussen 1.5 en 2.6 keer meer vlees op dan op de stortberm.

Betekenis voor doelsoorten scholekster en steenloper

De mitigerende maatregelen die uitgebreid zijn gemonitord in dit project, waren bedoeld om voedsel aanbod voor twee doelsoorten te verhogen; de scholekster en de steenloper. Wat betekenen de resultaten en de informatie over voedsel die we over beide habitats hebben verkregen nu voor deze doelsoorten?

Uit een studie naar prooikeuze van scholeksters blijkt dat zij mossels selecteren op lengte. Scholeksters openen de mosselschelpen met hun snavel en eten daarna het vlees uit de schelp. Scholeksters prefereren over het algemeen mossels van 30 mm of groter, alhoewel kleinere mossels ook wel gegeten worden (Zwarts & Drent, 1981; Meire & Ervynck, 1986; Cayford & Goss-Custard, 1990). Deze lengteklasse komt in onze studie bijna uitsluitend voor op de stortberm (Figuur 11). Echter, in de huidige studie zijn alleen monsters genomen van de bovenkant van de strandhoofden. Grotere mossels zijn langs de randen van de strandhoofden frequent aanwezig (pers. obs.), waar vogels bij lager water ook veelvuldig foerageren. Maar scholeksters kunnen hun prooi ook selecteren op hun kwaliteit; een studie langs de Engelse kust liet zien dat scholeksters in de winter voor grotere mossels kiezen dan tijdens de broedval wanneer de grotere mossels magerder zijn (Cayford & Goss-Custard, 1990). Daarnaast is de bedekking van mossels van invloed op habitatkeuze van scholeksters (Zwarts & Drent, 1981). Gezien de lage bedekking van mossels op de stortberm, is dit habitat waarschijnlijk nog steeds niet erg aantrekkelijk voor grote aantallen scholeksters. Steenlopers lijken voornamelijk mossels kleiner dan 10 mm te eten (Volckaert *et al.*, 2004), alhoewel ze soms ook vlees uit daarvoor door andere soorten opengebroken schelpen consumeren (Harris, 1979). Gezien de hoge aanwezigheid van kleine mossels, lijken met name de strandhoofden een goed foerageergebied voor de steenlopers.

Waar voor scholeksters schelpdieren, naast borstelwormen, een van de belangrijkste prooi-soorten zijn (Hulscher & Ens, 1991), staan steenlopers bekend als opportunisten met een breder dieet (Cremer & Smit, 2009). Het is daarom van belang om ook naar de andere aanwezige fauna te kijken en zijn rol te analyseren voor de doelsoorten. Op de strandhoofden bestaat echter maar 1% van de aanwezige biomassa van macrozoöbenthos uit soorten anders dan mossels en deze soorten spelen dan waarschijnlijk ook maar een kleine rol. Op de stortberm is de soortenrijkdom echter hoger en bestaat de aanwezige biomassa voor een groot deel uit soorten anders dan mossels. In termen van biomassa is met name de Japanse oester belangrijk. Deze soort wordt echter niet gegeten door beide soorten. Alikruiken zijn relatief ook belangrijk (Tabel 2). Deze soort wordt niet gegeten door scholeksters, maar is wel genoteerd als prooi-soort voor de steenlopers (Cremer & Smit, 2009), alhoewel het aandeel van deze soort beperkt is in het dieet (Volckaert *et al.*, 2004). Op de stortberm hebben we echter ook een

groot verschil gevonden in de dichtheid van het aantal soorten per 100 cm². Op de verbrede berm vonden we over het algemeen minder soorten per monster vergeleken met de controle berm.

Toekomst

Het lijkt erop dat mossels op de strandhoofden harder groeien en dat de mosselpopulatie na verstoring sneller herstelt dan op de stortberm. Dit zou kunnen komen doordat de aanvoer van beschikbare fytoplankton in het zeewater hoger is op de geëxponeerde strandhoofden vergeleken met de meer beschut liggende stortberm. Eerder in deze discussie werd al genoemd dat de strandhoofden wel eens een snelle omloop zouden kunnen hebben, met snelle groei maar ook hoge predatie van vogels. Echter, of mossels op de strandhoofden daadwerkelijk een groter voedsel aanbod hebben en daardoor sneller groeien hebben wij niet kunnen testen. Een experiment waarbij mossels van eenzelfde grote en leeftijdsklasse worden gekweekt in beide habitats zou hier antwoord op kunnen geven.

Daarnaast hebben we de aanwezige mossels op de strandhoofden en stortbermen gemeten in dit project, maar weten we niet hoeveel de vogels gegeten hebben. Het licht positieve effect van Elastocoast® als er wordt gecorrigeerd voor hoogte, kan bijvoorbeeld ook betekenen dat vogels meer moeite hebben met het verwijderen van de mossels doordat de aanhechting beter is. Hetzelfde geldt voor de stortberm, mossels die groeien tussen de diepe spleten van de basaltstenen kunnen een hoge mosseldichtheid hebben, maar zijn niet beschikbaar als voedsel voor vogels. Analyses van de hoeveelheden vogels, in combinatie met eventuele observaties van gedrag (rusten of foerageren) zouden meer inzicht kunnen bieden in de aantrekkelijkheid van behandelde en onbehandelde locaties. De aantallen zilvermeeuwen zijn echter vele malen hoger dan de aantallen scholeksters en steenlopers die foerageren op de strandhoofden. De hoeveelheden zilvermeeuwen zijn dan waarschijnlijk ook bepalend in de hoeveelheid geconsumeerde mossels en zouden moeten worden meegenomen in deze analyse.

Hierboven beschreven we al even wat dit rapport voor informatie verschaft over de aanwezige macrozoöbenthos die belangrijk zijn als voedsel voor de doelsoorten, de reden dat mitigerende maatregelen hebben plaats gevonden. Daaruit concludeerden we dat gezien de lage dichtheid en kwaliteit van mossels, de strandhoofden meer voedsel bieden dan de stortberm voor vogels. Echter, andere factoren kunnen ook een rol spelen in habitat keuze van vogels. Zo spelen de aanwezigheid van concurrenten een rol bij habitat keuze bij beide soorten (Zwarts & Drent, 1981; Vahl *et al.*, 2005). Zoals hierboven al genoemd zijn met name op de strandhoofden grote getale zilvermeeuwen te vinden (Beekman, 2017). Hierdoor zou bijvoorbeeld niet alleen het voedselaanbod, maar ook de oppervlakte van de strandhoofden belangrijk kunnen zijn. Daarnaast zouden verstoringen door bijvoorbeeld honden of mensen met name langs de Noord-Hollandse kust een rol kunnen spelen in de

aantrekkelijkheid van het habitat. Echter, we weten niet welke factoren de grootste rol spelen voor vogels in dit gebied. Een gedegen analyse waarbij de gegevens van dit rapport vergeleken worden met vogel aantallen en soorten verzameld door Arcadis, zou meer inzicht kunnen geven in de factoren die een rol spelen in habitat keuze van de doelsoorten en zou ons ook meer kunnen leren over mitigerende maatregelen die wel het gewenste resultaat leveren.

Tot nu toe lijken de strandhoofden een geschikter habitat voor mitigerende maatregelen door het snelle herstel na verstoringen, grotere hoeveelheden vogels en betere broedval en biomassa. Bij een eventueel vervolg van dit project, zou bijvoorbeeld gedacht kunnen worden aan het vergroten van het foerageeropervlakte langs de Noord-Hollandse kust door aanleggen van meer strandhoofden tussen de bestaande hoofden, of verbreding en verlenging van de bestaande strandhoofden. Eventueel zou hierbij Elastocoast® aangebracht kunnen worden, mits dit niet zorgt voor een extreme verhoging van het oppervlakte. Echter moet overwogen worden of de kosten van Elastocoast® dan de kleine verbetering in mosselbedekking waard zijn.

Een gedeelte van de scholeksters die foerageerden op het verdwenen gebied langs de Hondsbossche Zeewering behoort tot de Waddenzee populatie (in beide gebieden gezien mbv kleurringen) en enkel deze populatie valt onder wetgeving omtrent beschermde natura 2000 soorten en gebieden. Daarom is Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier enkel verplicht mitigerende maatregelen te nemen voor scholeksters in de Waddenzee en is er vooral interesse de situatie langs de stortberm van Texel te verbeteren. Alhoewel extra mitigerende maatregelen langs de stortberm van Texel waarschijnlijk niet zullen leiden tot grote hoeveelheden kwalitatief hoogwaardig voedsel in de vorm van mossels voor de doelsoorten, zou er hier nog wel winst te behalen zijn voor de totale biodiversiteit. De kolonisatie van de stortberm op Texel geschiedt deels door vestiging van de Japanse oester *Magallana gigas*, die door een andere ruimtelijke structuur een verdere differentiatie van de fauna en flora op de stortberm kan bewerkstelligen. De biodiversiteit zou kunnen worden verbeterd door het verwijderen van de grote stortsteenblokken op de hoge rug en in de lage zeewaartse zijde, en deze te vervangen met een enkele laag kleinere stenen van ongeveer 30-40 cm Ø die langzaam oploopt van de laagwaterlijn van ± NAP -70 cm naar ± NAP -10 cm. Door het plaatsen van kleinere stenen hebben mossels een betere aanhechtingsmogelijkheid (meer beschutte hoekjes om te groeien). In alle gevallen moet er wel gezorgd worden dat de hoeveelheid stenen niet te hoog komt te liggen (zie effecten van hoogte). Een alternatief zou kunnen zijn om deze kleinere stenen aan de buitenzijde, d.w.z. zeewaarts van de huidige stortberm te plaatsen.

DANKWOORD

Dit onderzoek is mede mogelijk gemaakt door de inzet van Olivier Kramer, Isabella Hofstede, en vele anderen die hebben geholpen met verzamelen van monsters in het veld en de verwerking in het laboratorium.

REFERENTIES

- Bayne, B.L. (1964). Primary and Secondary Settlement in *Mytilus edulis* L. (Mollusca). *J. Anim. Ecol.* **33**, 513–523.
- Beekman, J.H. (2017). *Kustversterking Zwakke Schakels Noord-Holland. Effectmeting vogels 2017*.
- Cayford, J.T. & Goss-Custard, J.D. (1990). Seasonal changes in the size selection of mussels, *Mytilus edulis*, by oystercatchers, *Haematopus ostralegus*: an optimality approach. *Anim. Behav.* **40**, 609–624.
- Cremer, J. & Smit, C.J. (2009). *IMARES Wageningen UR*.
- Dekker, R., Drent, J., Horn, J. & Mcsweeney, N. (2014). Ontwikkeling van mosselbegroeiing op strandhoofden met een Elastocoast® toplaag. NIOZ report 2014-3 1:79.
- Dobretsov, S. V. & Railkin, A.I. (1996). Effects of substrate features on settling and attachment of larvae in blue mussel *Mytilus edulis* (mollusca, filibranchia). *Zool. Zhurnal* **75**, 505–506.
- Drent, J., Dekker, R., Kramer, O. & Dijkstra, A. (2017). *Rapportage bemonsteringen strabdhoofden aan de Noord-Hollandse kust tussen Sint Maartenszee en Julianadorp en de sterberm op Texel tussen Oudeschild en Oost in de periode mei 2015 - januari 2017*.
- Harris, P.R. (1979). The winter feeding of the turnstone in North Wales. *Bird Study* **26**, 259–266.
- Hulscher, J.B. & Ens, B.J. (1991). Somatic modifications of feeding system structures due to feeding on different foods with emphasis on changes in bill shape in oystercatchers. In *in B. D. Bell, ed. Acta XX Congressus Internationalis Ornithologici. New Zealand ornithological congress trust board, Wellington, New Zealand.*: 889–896.
- Meire, P.M. & Ervynck, A. (1986). Are oystercatchers (*Haematopus ostralegus*) selecting the most profitable mussels (*Mytilus edulis*)? *Anim. Behav.* **34**, 1427–1435.
- Paalvast, P. (2011). *Pilotstudie Ecobeton Zuiderhavenhoofd IJmuiden 2008 - 2010 een Rijke Dijkproject*.
- de Ridder, P.J.M.C., Verduin, F. & Logeman, D. (2013). *Plan voor mitigerende natuurmaatregelen en aanzet tot integrale monitoringsmaatregelen project zwakke schakels Noord-holland*.
- Seed, R. (1969). The ecology of *Mytilus edulis* L. (Lamellibranchiata) on exposed rocky shores. *Oecologia* **3**, 277–316.
- Strain, E.M.A., Olabarria, C., Mayer-Pinto, M., Cumbo, V., Morris, R.L., Bugnot, A.B., Dafforn, K.A., Heery, E., Firth, L.B., Brooks, P.R. & Bishop, M.J. (2018). Eco-engineering urban infrastructure for marine and coastal biodiversity: Which interventions have the greatest ecological benefit? *J. Appl. Ecol.* **55**, 426–441.
- van Stralen, M., van den Ende, D. & Troost, K. (2017). *Inventarisatie van het sublitorale wilde mosselbestand in de westelijke Waddenzee in het voorjaar van 2017*. Scharrendijke.

- Vahl, W.K., Van Der Meer, J., Weissing, F.J., Van Dullemen, D. & Piersma, T. (2005). The mechanisms of interference competition: Two experiments on foraging waders. *Behav. Ecol.* **16**, 845–855.
- Volckaert, A., Engledow, H., Beck, O., Degraer, S., Vincx, M., Coppejans, E. & Hoffmann, M. (2004). *Onderzoek van de ecologische interacties van macroalgen, macrofauna en vogels geassocieerd met intertidale harde constructies langs de Vlaamse kust.*
- Walters, L.J. & Wethey, D.S. (1996). Settlement and early post-settlement survival of sessile marine invertebrates on topographically complex surfaces: the importance of refuge dimensions and adult morphology. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **137**, 161–171.
- Zwarts, L. & Drent, R.H. (1981). Prey depletion and the regulation of predator density: oystercatchers (*Haematopus ostralegus*) feeding on mussels (*Mytilus edulis*). In *Feeding and survival strategies of estuarine organisms*: 193–216. Plenum Publishing Corporation, London.

Aanvullend materiaal



Figuur A1. Voorbeeld van een Elastocoast® strandhoofden (links) en een controle strandhoofd (rechts) met een bovenaanzicht. Foto's zijn genomen in 2013, toen de behandelde strandhoofden nog niet waren hersteld wat betreft aanwezige mossen.



Figuur A2. Voorbeeld van het verbreide en verhoogde stuk stortberm (links) en een controle transect op de stortberm. Op de behandelde stortberm staat het verhoogde en verbreide stuk van de stortberm aangegeven.

Tabel A1. Gemiddelde mosselbedekking als fractie van het beschikbare oppervlakte op strandhoofden en stortberm per meetmoment en behandeling tussen mei 2015 en september/oktober 2018.

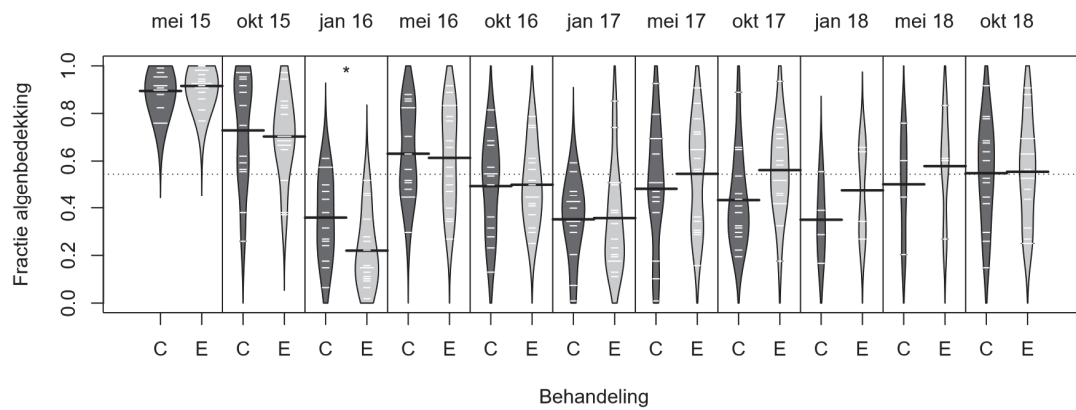
Strandhoofden											
Behandeling	mei 15	okt 15	jan 16	mei 16	okt 16	jan 17	mei 17	okt 17	jan 18	mei 18	okt 18
Controle	0.33	0.40	0.41	0.35	0.77	0.64	0.59	0.55	0.65	0.42	0.52
Elastocoast	0.30	0.58	0.46	0.43	0.77	0.67	0.63	0.54	0.66	0.53	0.72
Stortberm											
Behandeling	mei 15	okt 15	jan 16	mei 16	okt 16	jan 17	mei 17	okt 17	jan 18	mei 18	okt 18
Controle	0.27	0.30	0.29	0.20	0.34	0.44	0.30	0.27	0.27	0.18	0.19
Verbreed	0.03	0.02	0.00	0.02	0.02	0.05	0.03	0.03	0.04	0.02	0.02

Tabel A2. Gemiddelde mosseldichtheid (nm⁻²) per lengteklasse op strandhoofden en stortberm per meetmoment (sessie) en behandeling tussen sept/okt 2015 en sept/okt 2018.

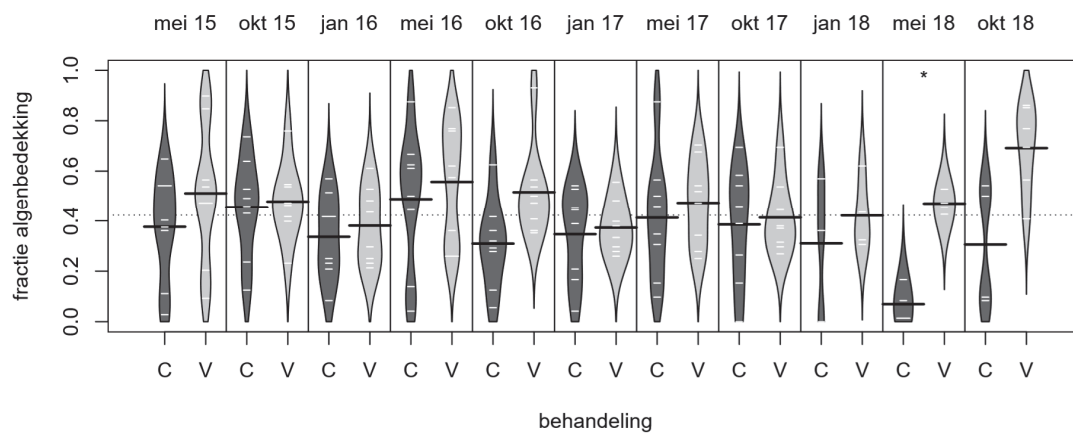
Strandhoofden											
Behandeling	Sessie	(0,5]	(5,10]	(10,15]	(15,20]	(20,25]	(25,30]	(30,35]	(35,40]	(40,100]	Totaal
Controle	okt 15	10428	16478	6552	1310	109	31	50	52	24	35036
Elastocoast	okt 15	17400	17783	7417	871	63	90	108	17	2	43750
Controle	jan 16	4116	5442	5508	4258	1625	150	25	50	83	21158
Elastocoast	jan 16	8958	10550	5767	1917	184	100	50	8	8	27542
Controle	mei 16	5808	3158	2542	3058	1466	300	50	117	58	16558
Elastocoast	mei 16	3334	4275	5208	3300	550	75	92	50	0	16884
Controle	okt 16	10776	20450	11143	3080	271	12	7	5	24	45768
Elastocoast	okt 16	28016	21949	9400	2354	199	52	19	8	0	61997
Controle	jan 17	2275	4200	6092	5133	1408	75	16	17	17	19234
Elastocoast	jan 17	19217	15667	8017	3200	542	108	0	17	8	46775
Controle	mei 17	5625	1104	3758	5804	2421	116	8	0	0	18838
Elastocoast	mei 17	6842	7092	7275	4017	875	66	50	0	0	26216
Controle	okt 17	2788	8876	8562	3479	688	107	252	71	9	24833
Elastocoast	okt 17	7623	10704	6523	1454	140	160	92	19	2	26717
Controle	jan 18	2484	1767	4267	3325	792	183	150	75	8	13050
Elastocoast	jan 18	6971	8708	7142	3808	966	67	183	34	8	27888
Controle	mei 18	14292	996	1792	3050	1729	292	150	83	25	22408
Elastocoast	mei 18	8008	4875	5492	3142	417	200	425	75	8	22642
Controle	okt 18	1827	6579	6513	2917	434	42	39	25	6	18382
Elastocoast	okt 18	7400	13767	8523	2302	392	79	39	27	8	32538
Stortberm											
Behandeling	Sessie	(0,5]	(5,10]	(10,15]	(15,20]	(20,25]	(25,30]	(30,35]	(35,40]	(40,100]	Totaal
Controle	okt 15	119	462	231	275	288	475	675	412	162	3100
Verbreed	okt 15	22	33	18	7	21	23	30	28	15	199
Controle	jan 16	150	1200	588	350	662	625	700	362	312	4950
Verbreed	jan 16	47	66	20	3	11	28	30	16	0	222
Controle	mei 16	238	188	250	400	212	175	400	288	62	2212
Verbreed	mei 16	44	3	0	0	0	0	3	16	8	75
Controle	okt 16	1044	744	175	288	419	388	444	356	144	4000
Verbreed	okt 16	192	37	46	32	26	19	36	47	21	457
Controle	jan 17	350	812	512	688	425	488	462	300	175	4212
Verbreed	jan 17	111	58	50	19	25	28	16	44	53	406
Controle	mei 17	125	362	275	375	512	338	312	250	100	2650
Verbreed	mei 17	58	72	25	42	33	36	56	19	25	366
Controle	okt 17	238	712	469	444	469	612	488	369	131	3931
Verbreed	okt 17	326	332	243	196	151	129	100	101	64	1643
Controle	jan 18	25	112	175	338	350	438	188	100	62	1788
Verbreed	jan 18	44	44	14	8	11	16	30	39	33	242
Controle	mei 18	175	162	125	100	100	288	138	88	12	1188
Verbreed	mei 18	150	108	78	42	50	78	75	94	100	775
Controle	okt 18	70	130	140	190	80	170	150	130	13	1073
Verbreed	okt 18	84	33	36	42	44	60	49	51	53	453

Tabel A3. Gemiddelde mosselbiomassa (asvrij drooggewicht gm⁻²) per lengteklasse op strandhoofden en stortberm per meetmoment (sessie) en behandeling tussen sept/okt 2015 en sept/okt 2018.

Strandhoofden												
Behandeling	Sessie	(0,5]	(5,10]	(10,15]	(15,20]	(20,25]	(25,30]	(30,35]	(35,40]	(40,100]	Totaal	>25mm
Controle	okt 15	5.21	59.58	81.32	34.66	11.99	8.41	17.68	27.85	25.81	272.52	79.76
Elastocoast	okt 15	8.68	67.36	100.91	29.38	7.33	19.98	39.58	7.60	1.54	282.36	68.70
Controle	jan 16	1.18	14.03	49.84	89.93	73.12	14.21	5.75	16.02	43.01	307.10	79.00
Elastocoast	jan 16	3.20	27.84	60.30	46.08	8.63	17.30	13.57	2.75	6.20	185.87	39.83
Controle	mei 16	3.34	17.82	62.68	187.28	172.16	53.13	14.63	53.22	39.77	604.04	160.75
Elastocoast	mei 16	2.35	30.08	131.71	204.75	57.80	15.02	28.12	21.84	0	491.67	64.98
Controle	okt 16	6.62	87.44	161.51	99.09	15.98	2.50	2.48	1.99	12.26	389.88	19.23
Elastocoast	okt 16	15.04	87.32	144.22	85.68	18.72	11.35	6.06	4.67	0	373.08	22.09
Controle	jan 17	0.95	12.46	67.76	124.12	69.54	9.93	5.80	8.45	13.38	312.38	37.56
Elastocoast	jan 17	6.88	46.75	90.45	78.09	32.47	18.81	0	4.96	4.56	282.97	28.33
Controle	mei 17	1.68	8.07	98.01	335.60	224.33	18.42	2.15	0	0	688.26	20.57
Elastocoast	mei 17	4.55	39.96	166.64	203.56	75.56	9.55	10.21	0	0	510.02	19.75
Controle	okt 17	1.52	38.76	117.23	105.71	40.53	19.78	78.77	30.54	6.56	439.39	135.65
Elastocoast	okt 17	3.99	42.21	95.47	54.57	12.95	37.51	31.66	9.92	1.58	289.85	80.66
Controle	jan 18	0.45	5.45	43.72	69.54	33.73	23.54	31.34	21.33	4.04	233.15	80.25
Elastocoast	jan 18	2.34	24.29	66.05	83.12	47.45	9.69	38.16	10.09	3.85	285.03	61.80
Controle	mei 18	2.85	5.15	52.78	196.09	193.57	51.16	44.01	36.50	15.12	597.24	146.79
Elastocoast	mei 18	3.77	38.73	141.66	190.78	47.59	37.91	122.2	26.82	5.07	614.54	192.00
Controle	okt 18	0.86	28.07	91.18	89.75	28.97	5.67	14.16	11.96	4.01	274.64	35.80
Elastocoast	okt 18	4.14	64.53	139.17	83.37	31.11	17.16	15.02	16.03	6.64	377.16	54.85
Stortberm												
Behandeling	Sessie	(0,5]	(5,10]	(10,15]	(15,20]	(20,25]	(25,30]	(30,35]	(35,40]	(40,100]	Totaal	>25mm
Controle	okt 15	0.06	1.33	2.04	6.38	13.45	51.69	126.36	112.51	68.77	382.56	359.31
Verbreed	okt 15	0.01	0.06	0.15	0.14	1.17	2.57	5.06	6.04	5.56	20.75	19.22
Controle	jan 16	0.05	2.83	4.05	5.77	25.51	57.90	106.36	83.97	133.16	419.61	381.39
Verbreed	jan 16	0.01	0.14	0.13	0.04	0.37	1.91	4.74	3.57	0	10.90	10.22
Controle	mei 16	0.09	1.03	5.28	19.27	21.23	24.73	83.88	98.76	25.97	280.25	233.34
Verbreed	mei 16	0	0.02	0	0	0	0	0.50	4.53	3.19	8.24	8.23
Controle	okt 16	0.35	1.46	1.68	5.45	13.59	30.26	59.42	71.62	42.90	226.72	204.20
Verbreed	okt 16	0.04	0.16	0.79	0.64	0.92	1.51	4.58	8.49	5.41	22.54	19.98
Controle	jan 17	0.11	1.62	4.32	12.62	16.86	36.50	52.92	49.27	45.41	219.60	184.09
Verbreed	jan 17	0.05	0.16	0.40	0.32	1.06	1.72	1.78	7.01	13.51	26.01	24.02
Controle	mei 17	0.06	1.91	4.11	18.03	51.67	44.16	71.09	84.27	47.75	323.05	247.26
Verbreed	mei 17	0.03	0.26	0.40	1.51	2.04	3.61	8.67	4.09	11.52	32.14	27.89
Controle	okt 17	0.08	2.06	4.40	11.97	27.43	62.87	83.53	94.35	47.16	333.87	287.92
Verbreed	okt 17	0.13	0.92	2.78	5.67	7.49	13.61	14.34	21.05	18.76	84.76	67.76
Controle	jan 18	0.01	0.22	1.11	6.66	10.06	28.13	22.23	17.75	22.55	108.70	90.65
Verbreed	jan 18	0.01	0.07	0.14	0.12	0.42	1.29	3.15	6.04	7.29	18.54	17.77
Controle	mei 18	0.07	0.99	2.08	5.03	10.43	38.22	34.95	28.66	4.79	125.22	106.62
Verbreed	mei 18	0.06	0.52	1.38	2.02	4.29	11.30	16.22	29.46	46.17	111.42	103.15
Controle	okt 18	0.02	0.33	0.98	3.61	3.98	14.33	23.39	33.08	4.03	83.75	74.83
Verbreed	okt 18	0.02	0.13	0.30	0.89	1.68	6.13	6.98	12.26	18.78	47.17	44.15



Figuur A3. Fractie algenbedekking op de strandhoofden per meetmoment en behandeling; C= controle, E = Elastocast®.



Figuur A4. Fractie algenbedekking op de stortberm per meetmoment en behandeling; C = controle, V = verbreed.

NIOZ Texel
Landsdiep 4
1797 SZ 't Horntje, Texel

Postbox 59
1790 AB Den Burg, Texel
Nederland
Telephone: +31(0)222 - 369300
Fax: +31(0)222 - 319674

NIOZ Yerseke
Korringaweg 7
4401 NT Yerseke

Postbox 140
4400 AC Yerseke
Nederland
Telephone: +31(0)113 - 577417
Fax: +31(0)113 - 573616

www.nioz.nl

NIOZ Report 2019-2

The Royal Netherlands Institute for Sea Research (NIOZ) is the national oceanographic institute and principally performs academically excellent, multidisciplinary, fundamental, and frontier-applied marine research addressing important scientific and societal questions pertinent to the functioning of oceans and seas.

Second, NIOZ serves as national marine research facilitator (NMF) for the Netherlands scientific community. Third, NIOZ stimulates and supports multidisciplinary, fundamental, and frontier-applied marine research, education, and marine policy development in the national and international context.

NIOZ Royal Netherlands Institute for Sea Research is part of the institutes organisation of NWO, in cooperation with Utrecht University (UU).

In opdracht van Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier



Hoogheemraadschap
Hollands
Noorderkwartier

