

Biobouwers als onderdeel van een kansrijke waterveiligheidsstrategie voor Deltaprogramma Waddengebied

Alma de Groot, Bert Brinkman, Frouke Fey, Christiaan van Sluis, Albert Oost, Harry Schelfhout, Alfons Smale, Elze Dijkman, Michaela Scholl

IMARES-rapport C163/13A
Deltares-nr. 1209152-000-ZKS-0005



IMARES Wageningen UR

IMARES - Institute for Marine Resources & Ecosystem Studies



Opdrachtgever: Deltaprogramma Waddengebied
Ministerie van Economische Zaken
Rick Hoeksema
Postbus 2003, 8901 JA Leeuwarden

Ministerie van Economische Zaken
Jan Huinink, Tamar Kok
Postbus 20401, 2500 EK Den Haag

BO-11-015-027
Deltaprogramma Waddengebied

Publicatiedatum 12 september 2014

IMARES is:

- Missie Wageningen UR: *To explore the potential of marine nature to improve the quality of life.*
- IMARES is hét Nederlandse instituut voor toegepast marien ecologisch onderzoek met als doel kennis vergaren van en advies geven over duurzaam beheer en gebruik van zee- en kustgebieden.
- IMARES is onafhankelijk en wetenschappelijk toonaangevend.

Affiliaties

IMARES

Alma de Groot, Bert Brinkman, Frouke Fey,
Christiaan van Sluis, Elze Dijkman, Michaela
Scholl

Deltares:

Albert Oost, Harry Schelfhout, Alfons Smale

Dit onderzoek is uitgevoerd binnen het kader van het EZ-programma Beleidsondersteunend Onderzoek Gebiedsgerichte Deltaprogramma's.

P.O. Box 68 1970 AB IJmuiden Phone: +31 (0)317 48 09 00 Fax: +31 (0)317 48 73 26 E-Mail: imares@wur.nl www.imares.wur.nl	P.O. Box 77 4400 AB Yerseke Phone: +31 (0)317 48 09 00 Fax: +31 (0)317 48 73 59 E-Mail: imares@wur.nl www.imares.wur.nl	P.O. Box 57 1780 AB Den Helder Phone: +31 (0)317 48 09 00 Fax: +31 (0)223 63 06 87 E-Mail: imares@wur.nl www.imares.wur.nl	P.O. Box 167 1790 AD Den Burg Texel Phone: +31 (0)317 48 09 00 Fax: +31 (0)317 48 73 62 E-Mail: imares@wur.nl www.imares.wur.nl
--	---	--	---

© 2014 IMARES Wageningen UR

IMARES is onderdeel van Stichting DLO
KvK nr. 09098104,
IMARES BTW nr. NL 8113.83.696.B16

De Directie van IMARES is niet aansprakelijk voor gevolgschade, noch voor schade welke voortvloeit uit toepassingen van de resultaten van werkzaamheden of andere gegevens verkregen van IMARES; opdrachtgever vrijwaart IMARES van aanspraken van derden in verband met deze toepassing.

Dit rapport is vervaardigd op verzoek van de opdrachtgever hierboven aangegeven en is zijn eigendom. Niets uit dit rapport mag weergegeven en/of gepubliceerd worden, gefotokopieerd of op enige andere manier gebruikt worden zonder schriftelijke toestemming van de opdrachtgever.

A_4_3_1-V12

Inhoud

Samenvatting.....	6
1. Inleiding	10
1.1 Aanleiding	10
1.2 Biobouwers.....	10
1.3 Bijdrage aan de waterveiligheid	11
1.4 Dit rapport	13
2. Waterveiligheid in Nederland	16
2.1 Veiligheidsnormen	16
2.2 Juridische zones van de waterkeringen	17
2.3 Faalmechanismen van dijken.....	19
3. Schelpdierbanken	24
3.1 Algemeen.....	24
3.2 Stuurbaarheid	27
3.3 Natuur- en overige waarden.....	28
3.4 Directe bijdrage aan waterveiligheid: voorland	28
3.5 Bijdrage aan meegroeivermogen.....	30
3.6 Afweging.....	31
3.7 SWOT	32
4. Kwelders.....	34
4.1 Algemeen.....	34
4.2 Stuurbaarheid	36
4.3 Natuur- en overige waarden.....	36
4.4 Directe bijdrage aan de waterveiligheid: voorland	36
4.5 Bijdrage aan meegroeivermogen.....	37
4.6 Afweging.....	38
4.7 SWOT	39
5. Duinen.....	40
5.1 Algemeen.....	40
5.2 Stuurbaarheid	41
5.3 Natuur- en overige waarden.....	42
5.4 Directe bijdrage aan de waterveiligheid: onderdeel kernzone	42
5.5 Bijdrage aan meegroeivermogen.....	43
5.6 Afweging.....	44
5.7 SWOT	45
6. Overige biobouwers.....	46
6.1 Diatomeeën	46

6.2 Zeegras	47
6.3 Schelpdierbanken: Ensis	48
6.4 Groene stranden	50
7. Biobouwers als mogelijk onderdeel van de waterveiligheidsstrategie	52
7.1 Inzet van biobouwers	52
7.2 Indirecte en directe bijdrage van biobouwers: onderdeel keringen	52
7.3 Indirecte bijdrage van biobouwers: meegroeivermogen	53
7.4 Bijdrage aan biodiversiteit	55
7.5 Mogelijke negatieve effecten	55
7.6 Vestigingskansen	56
7.7 Zeespiegelstijging en klimaatverandering	58
7.8 Lopende projecten	58
7.9 Natuurwetgeving	59
7.10 Governance	60
7.11 Kennisleemtes	60
8. Conclusies en aanbevelingen	62
8.1 Algemeen	62
8.2 Aanbevelingen voor Deltaprogramma Waddengebied	63
Dankwoord	66
Referenties	66
Verantwoording	76
Bijlage A. Mosselbanken	78
Ecologie	78
Randvoorwaarden	81
Directe bijdrage aan de waterkering	83
Indirecte bijdrage aan de waterveiligheid	84
Stabiliteit en stuurbaarheid	87
Natuurwaarden en overige waarden	89
Bijlage B. Oesterbanken	90
Mechanisme	90
Randvoorwaarden	90
Indirecte bijdrage aan de waterveiligheid	92
Stabiliteit en stuurbaarheid	93
Natuurwaarden en overige waarden	94
Bijlage C. Berekening sedimentproductie mossel- en oesterbanken	96
Litorale mosselbanken 2006-2012	96
Oesterbanken	98

Bijlage D. kweldervormende vegetatie	100
Mechanisme	100
Randvoorwaarden	100
Indirecte bijdrage aan de waterveiligheid	101
Stabiliteit en stuurbaarheid	102
Bijlage E. Berekeningen van volume kweldersediment	104
Inleiding	104
Methoden	104
Resultaten	105
Conclusies en aandachtspunten.....	108
Verantwoording	108
Bijlage F. Berekeningen van duinvolumes	110
Introductie	110
Berekeningen duinvolumes.....	110
Duinvolumes op de Waddeneilanden	111
Netto invang door stuifdijk versus spontane duinvorming.....	112
Bijlage G - Lijst met waterveiligheidsbegrippen.....	114

Samenvatting

Introductie

Binnen het Deltaprogramma Waddengebied wordt gezocht naar nieuwe veiligheidsstrategieën in verband met klimaatverandering en zeespiegelstijging. Deze strategieën moeten worden ingepast in het bijzondere ecosysteem van de Wadden. Er bestaan op dit moment veel ideeën over de inzet van biobouwers (ook wel 'ecosystem engineers' genoemd) in de waterveiligheid. Deze organismen beïnvloeden hun omgeving en kunnen mogelijk via deze natuurlijke processen bijdragen aan de waterveiligheid. Dit rapport geeft een overzicht van de biobouwers die mogelijk een bijdrage kunnen leveren aan de korte- en lange-termijnveiligheidsopgave en het meegroeivermogen van de Waddenzee met zeespiegelstijging, de orde van grootte van hun effecten en de mate van hun inzetbaarheid.

De werkingsmechanismen van biobouwers zijn afhankelijk van de soort en kunnen bestaan uit het reduceren van golven en stroming, het bevorderen van sedimentatie, het geven van stevigheid aan het sediment, het zelf produceren van (kalk)sediment en het veranderen van sedimenteigenschappen.

Biobouwers kunnen een directe bijdrage aan de waterveiligheid leveren als functioneel onderdeel van de waterkering of een indirecte bijdrage in de reductie van de hydraulische belastingen vanuit de vooroever of het voorland. Vaak is hun belangrijkste invloed daarbij het reduceren van de stroming, waterdrukken en golfaanval op de kering, waardoor de kering zelf minder hoog of stevig hoeft te zijn. Daarnaast kunnen ze een indirecte bijdrage leveren door een positief effect te hebben op de sedimentbalans en/of door de morfologie van het totale ecosysteem (de Waddenzee en Eems-Dollard) te beïnvloeden, wat tot gunstiger hydraulische randvoorwaarden voor de waterkering kan leiden. Biobouwers zijn soms ook in staat om – binnen bepaalde grenzen – door sedimentinvang hun omgeving mee laten te groeien met de zeespiegel.

Om biobouwers als onderdeel van een waterveiligheidsstrategie op te kunnen nemen, zijn in dit rapport een aantal voorwaarden gesteld:

- Het effect van de biobouwer moet kwantificeerbaar zijn en voldoende groot zijn;
- Voor de bepaling van de invloed van biobouwers op de waterkerende functie zijn beoordelingscriteria nodig, die worden vastgelegd in een beoordelingskader voor het ontwerp, de toetsing en het beheer en onderhoud;
- De biobouwer moet in de tijd een zekere mate van voorspelbaarheid en duurzaamheid hebben en niet al te grote fluctuaties vertonen in aanwezigheid of gedrag;
- De biobouwer moet stuurbaar zijn.
- Bij falen van de biobouwer moeten er alternatieve maatregelen mogelijk zijn.

De Waddenzee is een uniek ecosysteem, en de informatie in dit rapport heeft betrekking op dit systeem. Een deel van de informatie is ook toepasbaar op andere gebieden, maar daarbij moet altijd gekeken worden naar de specifieke eigenschappen van elk systeem.

De volgende biobouwers worden in dit rapport behandeld:

Schelpdierbanken: mosselen en oesters

Mosselen en Japanse oesters zijn de belangrijkste schelpdieren in de Waddenzee die banken vormen. Mosselen komen zowel voor op permanent onder water staande gebieden als in het intergetijdengebied tot gemiddeld zeeniveau. De dominant voorkomende oester in de Waddenzee is op dit moment de Japanse oester, een exoot die zich vanaf 2000 exponentieel heeft uitgebreid over de Waddenzee. Deze oester bouwt riffen op stabiel substraat, voornamelijk in het lagere deel van de intergetijdenzone. Mosselen en oesters vangen sediment in door het filteren van gesuspendeerd materiaal en het reduceren van de hydrodynamiek. Daarnaast produceren ze zelf sediment (schelpkalk) en feces en pseudofeces. De schelpkalk van oesters is stabielere dan die van mosselen.

Schelpdierbanken geven stevigheid aan het sediment en beïnvloeden het sedimentdelend systeem¹ en de morfologie. Oesters en mosselen komen op deze riffen ook samen voor. De golfreductie door schelpdierbanken zal onder maatgevende omstandigheden nagenoeg verwaarloosbaar zijn. Ze dragen wel in zekere mate bij aan de sedimentatie in de Waddenzee. De hoeveelheid van beide schelpdieren die kan voorkomen, wordt beperkt door de draagkracht van de Waddenzee. Voor oesters is er daarnaast waarschijnlijk weinig geschikt substraat om grote delen van de droogvallende platen te bezetten. Of het aanleggen van schelpdierbanken kwelders tegen afslag kan beschermen, is nog niet duidelijk. De stuurbaarheid is beperkt.

Kweldervormende vegetatie

Kwelders komen voor aan de randen van de Waddenzee vanaf gemiddeld hoogwater tot waar de overspoelingfrequentie vijf keer per jaar is. Langs de Waddenzeezijde van de eilanden liggen grotendeels natuurlijke kwelders, terwijl die langs de vastelandskust zijn ontstaan onder menselijke invloed als kwelderwerken. De stuurbaarheid van deze laatste (bijvoorbeeld stimuleren van extra slibvang door rijshoutdammen) is vrij groot. De planten bevorderen sedimentatie zodat kwelders 0,3 – 3 cm per jaar opslibben, wat neerkomt op ongeveer een half miljoen kubieke meter per jaar over de hele Waddenzee. Kwelders zorgen voor golfreductie tijdens matige stormen. Tijdens maatgevende omstandigheden zorgen ze voor enige reductie van de golfaanval, waardoor met een lagere kruinhoogte van de dijk kan worden volstaan. Bij de aanwezigheid van een ondoorlatende laag van minstens 1 m dik in de zone tegen de dijk is er ook een positieve bijdrage mogelijk vanwege de extra weerstand tegen piping² en de stabiliteit van de primaire waterkering. Bestaande kwelders vervullen soms deze functies al, maar zijn nog niet formeel als functioneel onderdeel van de kering aangewezen. Bij de nadere invulling daarvan kan de waterkeringbeheerder, als er (nog) geen instrumentarium beschikbaar is, bij een beheerdersoordeel het effect van kwelders bij de veiligheidsbeoordeling meenemen. Daardoor is het mogelijk dat daar per beheerder verschillend mee om wordt gegaan. Daarom verdient het de voorkeur om op landelijke schaal een uniform instrumentarium voor de toetsing, het ontwerp en het beheer en onderhoud te ontwikkelen, dat dan door alle waterkeringbeheerders kan worden toegepast. Op een deel van de dijkvakken waar nu geen kwelders aanwezig zijn, is het aanleggen/stimuleren van kwelders mogelijk (Van Loon-Steensma *et al.*, 2012a). Door hun opslibbing zijn kwelders in staat om met de zeespiegel mee te stijgen, in ieder geval over een deel van hun oppervlak.

Duinvormende vegetatie

Duinvegetatie, en dan met name helm, is een effectieve biobouwer die stuivend zand vastlegt in duinen. Duinen vormen al eeuwen lang een belangrijk onderdeel van de waterkering op de eilanden. Duinen houden het water tegen en fungeren als buffer die tijdens storm afslaat en tijdens mooi weer opnieuw aangroeit. Dit laatste is alleen mogelijk wanneer voldoende zand op het voorliggende strand beschikbaar is. Helm in het grensprofiel van het duin levert bij de formele toetsing op winderosie een bijdrage aan de veiligheid van de waterkering en is goed stuurbaar, al dan niet in combinatie met stuifschermen. Een risico is overstabilisatie, wat ten koste kan gaan van de mogelijkheid tot meegroeien met de zeespiegelstijging op lange termijn. Daarnaast is men op sommige plaatsen langs de kust, waar dit kan vanuit veiligheid, juist gestopt met het aanplanten van helm om duinen weer te laten stuiven. In hoeverre groene stranden ook een bijdrage aan de waterveiligheid kunnen leveren is niet bekend.

Diatomeeën

Diatomeeën op het wad leggen in het voorjaar sediment vast, wat in de rest van het jaar weer (deels) wordt opgeruimd. Hoewel ze van invloed zijn op de sedimenthuishouding van de Waddenzee, is hun stuurbaarheid dermate laag dat opnemen in een waterveiligheidsstrategie niet aan de orde is.

¹ Het sedimentdelend systeem is de ondergrond van het Waddengebied en bestaat uit verscheidene morfologische eenheden, zoals eilanden (met stranden, zandplaten, duinbogen en kwelders), buitendelta's en kombergingsgebieden (met platen en geulen en kwelders). Dit zijn dynamische eenheden die worden gevormd en met elkaar verbonden zijn door sedimenttransporten.

² Voor de terminologie zie hoofdstuk 0.

Zeegras

Zeegras kan lokaal sediment vastleggen en de bodem verstevigen. Op dit moment is er vrijwel geen zeegras in de Waddenzee aanwezig en zijn herstelpogingen grotendeels mislukt. Bovendien is het onduidelijk waarom zeegras niet is teruggekeerd in de Waddenzee na een ziekte in de jaren dertig. Daarom is ook hier de stuurbaarheid zo laag dat opnemen in een waterveiligheidsstrategie niet aan de orde is.

Schelpdierbanken: Ensis

Omdat de stuurbaarheid van *Ensis* (met name de exoot *Ensis directus*, Amerikaanse zwaardschede) gering is, en het effect op de hydrodynamiek naar alle waarschijnlijkheid ook, is opname in een waterveiligheidsstrategie niet aan de orde.

Conclusies

Biobouwers en hun producten alléén zijn niet voldoende om veiligheid tegen overstroming te bieden in het Waddengebied. Sommige biobouwers, namelijk helm en kwelders, kunnen echter wel een rol vervullen als deel van een waterveiligheidsstrategie. De functie van helm is nu al onderdeel van de toetsing van het grensprofiel van het duin op winderosie. De functie die helm daarbij heeft is een directe, namelijk bescherming bieden tijdens maatgevende omstandigheden of het beperken van het reguliere onderhoud door middel van vasthouden van zand van zandsuppleties langs de kust. Kwelders kunnen een indirecte bijdrage leveren aan de waterveiligheid door hun reducerende invloed op de golfbrandvoorwaarden en door hun werking als ondoorlatende deklaag, die positief bijdraagt aan de intreeweerstand tegen kwel en piping. De vegetatie op de kwelder kan daar via een grotere ruwheid van de oppervlakte een extra bijdrage aan leveren. Daarnaast kunnen biobouwers indirect bijdragen aan de sedimenthuishouding en morfologische ontwikkeling van de Waddenzee. Gebaseerd op de huidige schattingen leggen mosselen en oesters jaarlijks enkele tot enkele tientallen procenten van de totale slibimport vast, duinen leggen ongeveer een kwart van de totale sedimentimport vast en kwelders circa tien procent. Het eventueel wegvallen van een biobouwer kan dus consequenties hebben voor het gedrag van het sedimentdelende systeem Waddenzee.

Het vóórkomen van elke biobouwer is aan specifieke randvoorwaarden gebonden, zoals hoogte/diepte van de bodem en hydrodynamiek. Binnen die grenzen zijn ze tot op zekere hoogte flexibel en stellen ze het systeem in staat mee te groeien met veranderende omstandigheden zoals zeepiegelstijging en klimaatverandering. Duinen zijn hier het beste in, kwelders zullen misschien deels menselijke sturing nodig hebben (waar reeds door middel van kwelderwerken goede ervaring mee is opgebouwd), en schelpdieren zijn waarschijnlijk met name gevoelig voor veranderingen in stormfrequentie, temperatuur en saliniteit.

Alle biobouwers hebben natuurwaarden binnen het ecosysteem Waddenzee. Mocht vanuit de waterveiligheid een biobouwer gestimuleerd worden, dan kan dat ten koste gaan van het leefgebied van een andere biobouwer of een bepaald habitatype. Op dit moment zijn er enkele pilots in het Waddengebied gaande of gepland, die meer inzicht kunnen verschaffen in de lokale inzet en stuurbaarheid van biobouwers.

Aanbevelingen

- Continueer de inzet van duinvegetatie als direct onderdeel van de waterkeringen langs de zandige kust. Besteed daarbij ook aandacht aan:
 - o de ontwikkeling van een beoordelingskader voor het ontwerp;
 - o de toetsing en het beheer en onderhoud van groene stranden als bescherming van de duinvoet;
het effect van toekomstige suppletieprogramma's op de ontwikkeling van duinen en groene stranden.

- Kwelders bieden de potentie om vanwege hun golfreducerend effect en oppervlakteruwheid als indirect onderdeel bij de bepaling van de golfbrandvoorwaarden van de waterkering te worden opgenomen. Om deze beslissing te kunnen nemen moeten minimaal nog de volgende leemtes in kennis en wet-/regelgeving worden ingevuld:
 - o Ontwikkelen van instrumentarium, waarbij ook de ecologische kwaliteit en dynamiek wordt meegenomen. In afwachting daarvan kan het beheerdersoordeel soelaas bieden.
 - o Verbeteren van de inschattingen van meegroeivermogen van kwelders met verschillende scenario's van zeespiegelstijging, in een ruimtelijke context.

- Schelpdieren kunnen gezien de huidige kennis en stuurbaarheid niet als functioneel onderdeel van de waterkering worden opgenomen. Omdat ze wel een significante bijdrage aan de sedimenthuishouding van de Waddenzee lijken te leveren, is het van belang dat:
 - o Er de komende jaren een betere inschatting van hun rol in het sedimentdelende (en morfologische) systeem komt, door middel van veld- en modelstudies.
 - o De aanwezigheid van schelpdieren langjarig gemonitord wordt, wat reeds gebeurt. Indien er grote veranderingen in bestanden plaatsvinden, kan dit consequenties hebben voor de sedimentbalans van de Waddenzee en daarmee de mededragers van de waterveiligheid.
 - o Experimenten met de aanleg en inzet van schelpdierbanken (als onderdeel van kleinschalige pilots van dijkconcepten en kwelderaanleg) goed geëvalueerd worden, en daarbij ook aandacht besteed wordt aan de opschaalbaarheid.

- Van zeegras, diatomeeën en Ensis zijn op dit moment de stuurbaarheid te laag en/of de onzekerheden over het effect in de kustbescherming te groot om ze als onderdeel van een waterveiligheidsstrategie in te zetten.

- Monitor de biobouwers die onderdeel uitmaken van de waterkering en/of die door hun gedrag een significante invloed hebben op het sedimentdelend systeem en daarmee als mededragers van de waterveiligheid. Dit wordt in een apart monitoringplan uitgewerkt.

1. Inleiding

1.1 Aanleiding

Het Deltaprogramma Waddengebied (DPW) richt zich op waterveiligheid op korte en lange termijn, rekening houdend met klimaatverandering en zeespiegelstijging. Dit vraagt om nieuwe veiligheidsstrategieën die passen in het bijzondere ecosysteem van de Wadden. Er leven op dit moment veel ideeën over de inzet van zogenaamde biobouwers: organismen die hun omgeving beïnvloeden. Door hun golfreducerende werking zouden sommige biobouwers indirect via de hydraulische belastingen op de kering of direct in de dijkzone een bijdrage aan de veiligheid van de waterkeringen kunnen leveren. Daarnaast spelen biobouwers een rol in de sedimentdynamiek van de Waddenzee, zodat ze zouden kunnen worden ingezet om de sedimenthuishouding van het Waddensysteem te beïnvloeden. Redenen om de inzet van biobouwers te overwegen zijn dat biobouwers vaak gebiedseigen zijn en dus een onderdeel van het ecosysteem vormen, en dat ze (tot in zekere mate) mee kunnen groeien met veranderende omstandigheden zoals zeespiegelstijging. Daarmee zouden ze onderdeel van een natuurvriendelijke en adaptieve veiligheidsstrategie kunnen vormen, die aansluit bij de uitgangspunten van 'Building with Nature' (Borsje *et al.*, 2011). De mate van inzetbaarheid en de orde van grootte van de effecten van biobouwers in tijd en ruimte zijn echter niet altijd bekend, waardoor de invloed van biobouwers onvoldoende wordt onderkend of juist overschat. Het doel van dit rapport is om hier helderheid in te scheppen voor de specifieke situatie van de Waddenzee.

1.2 Biobouwers

Biobouwers worden gedefinieerd als: "*planten, dieren of andere organismen die direct of indirect effect hebben op de beschikbaarheid van hulpbronnen voor andere soorten, door het veroorzaken van fysische veranderingen in levend of dood materiaal*" (Jones *et al.*, 1994; Jones *et al.*, 1997).

De term biobouwers is een vertaling van de oorspronkelijke Engelse term 'ecosystem engineers', die beter aangeeft wat die organismen doen. Het zijn organismen die door hun aanwezigheid of activiteiten, direct dan wel indirect, hun omgeving beïnvloeden. Daarmee veranderen, behouden of vernietigen ze het habitat voor zichzelf en andere organismen, of ze creëren juist een nieuw habitat. Een voorbeeld is het invangen en vastleggen van slib door mosselen (Figuur 1), waardoor het wad hoger en slibbiger wordt. Er zijn ook biobouwers die juist een destabiliserend effect op het systeem hebben, zoals wadpieren die het sediment omwoelen (Van Wesenbeeck *et al.*, 2007).

Er worden twee typen biobouwers onderscheiden: autogeen en allogeen (Jones *et al.*, 1994). Autogene biobouwers zijn organismen die alleen al door hun fysieke aanwezigheid hun omgeving beïnvloeden. Zo hebben schorren een autogeen effect doordat de aanwezigheid van de planten stromingspatronen beïnvloeden en sedimentatie in de hand werken (Bouma *et al.*, 2008). Allogeen biobouwers zijn organismen die door hun activiteit hun omgeving veranderen. Riffen van Japanse oesters, hebben zowel allogeen als autogene effecten. Oesters filteren het water waardoor het helderder wordt, de slibfractie van het water omlaag gaat en (organisch) materiaal via de feces en pseudofeces op de bodem belandt. Daarnaast hebben oesters ook autogene effecten door het vormen van een habitat van hard substraat voor zowel sessiele (zoals zeepokken, macroalgen) als mobiele organismen (krabben, slakken) (Markert *et al.*, 2009). Het effect van biobouwers op hun fysische omgeving duurt vaak langer dan de levensduur van het organisme, zoals in het geval van oesterriffen: de effecten van de biobouwer 'overleven' de biobouwer (Hastings *et al.*, 2007).

In het dagelijks spraakgebruik worden op dit moment met biobouwers in de Waddenzee meestal schelpdieren en zeegrassen bedoeld, maar er zijn veel meer organismen die een belangrijke 'biobouwende' functie hebben, zoals helm en kweldervegetatie (Figuur 1).

In de context van de waterveiligheid kan zowel de biobouwer zelf als het habitat dat deze bouwt van belang zijn. Om bij het normale spraakgebruik aan te sluiten, wordt in dit rapport soms de naam van de biobouwer zelf gebruikt (zoals mosselbank) en soms de geomorfologische eenheid (kwelder en duin in plaats van kweldervormende vegetatie en duinvormende vegetatie).



Figuur 1. Twee voorbeelden van biobouwers: mosselen (links) en helm (rechts) (foto's: Alma de Groot).

1.3 Bijdrage aan de waterveiligheid

1.3.1 Functionaliteit

Biobouwers kunnen op meerdere manieren een bijdrage aan de waterveiligheid in het Waddengebied leveren, zoals dat in Nederland is vorm gegeven (zie hoofdstuk 2). Ze kunnen qua functionaliteit worden onderverdeeld in drie hoofdgroepen:

1. Onderdeel van de fysieke waterkering, waarbij een bijdrage wordt geleverd aan de kerende hoogte, de stabiliteit of weerstand tegen piping (zand meevoerende wellen);
2. Onderdeel van het voorland of de vooroever, waarbij een bijdrage wordt geleverd door de golfreducerende werking;
3. Onderdeel van het sedimentdelend systeem, waarbij een bijdrage wordt geleverd aan het meegroeivermogen van de Waddenzee als geheel. Op die manier kunnen ze invloed uitoefenen op de hydraulische randvoorwaarden (stroming, hoogwaterstanden en golfaanval) voor de primaire waterkeringen.

Om een bijdrage aan de waterveiligheid te kunnen leveren, moeten biobouwers robuust en betrouwbaar genoeg zijn om de benodigde reductie van de belasting en/of verhoging van de sterkte te bewerkstelligen. Zo is bijvoorbeeld de grasmat van dijken een levend onderdeel van groene dijklichamen, die tezamen met de onderliggende kleilaag een bijdrage levert aan de erosiebestendigheid van de bekleding. Daarbij worden er eisen gesteld aan de belasting, sterkte en het beheer en onderhoud van de grasmat, die in een instrumentarium (rekenmodellen, leidraden en technische rapporten etc.) zijn vastgelegd. De overige biobouwers kunnen bij de toetsing in het beheerdersoordeel worden meegenomen, maar spelen (nog) geen formele rol bij de veiligheidsbeoordeling. Uitzondering daarop zijn: de helmbeplanting op duinen, die bij de formele toetsing van het duin op winderosie wordt betrokken, en het griend voor een rivierdijk (bij het Fort Steurgat in het rivierengebied). In dat laatste geval wordt een golfreducerend griend voor de dijk aangelegd, waarvoor een specifieke ontwerpmethode, toetsingsmethode en een beheer- en monitoringsplan is ontwikkeld.

1.3.2 Onderdeel van voorland grenzend aan de kering

Het voorland bepaalt mede welke hydraulische belasting de waterkering te verduren krijgt tijdens maatgevende omstandigheden. De belangrijkste functie van biobouwers op de vooroever of het voorland is het reduceren van de stromingsdruk in de ondergrond en van de golfbelasting op de kering.

Daardoor kan de kruin van de kering lager en de stabiliteit hoger zijn. Een voorbeeld is de golfreductie van kwelders (Tangelder en Ysebaert, 2012; Van Loon-Steensma *et al.*, 2012a; Van Loon-Steensma *et al.*, 2012c). Dit kan zowel door de planten of dieren zelf, als door de structuur die ze hebben helpen bouwen (groen strand, sedimentophoging rond mosselbank). Daarnaast kunnen voorlanden voor extra stabiliteit zorgen. Tot nog toe wordt er uitsluitend gekeken naar de morfologische elementen die daarbij ontstaan: met andere woorden, er wordt gekeken naar de hoogte en breedte en het volume van de sedimentaire eenheden. Daarmee worden de maatgevende hydraulische belastingen (stroming, waterstanden/-drukken en golfaanval) op de primaire waterkering berekend.

1.3.3 Onderdeel van het sedimentdelend systeem

Het voorland van de zandige waterkering strekt zich voor de zandige kust uit van de duinvoet tot en met de -20 m NAP-lijn, en voor de dijken is het sedimentdelende systeem van belang voor de belasting op de kering. Biobouwers kunnen de erosie- en sedimentatieprocessen en de sedimentbeschikbaarheid in de Waddenzee beïnvloeden en daarmee indirect op lange termijn een positieve bijdrage aan de sedimentbalans leveren en de morfologie beïnvloeden. Zo kunnen schelpdieren de eigenschappen van het sediment veranderen, kunnen kwelders (binnen bepaalde grenzen) meegroeien met de zeespiegelstijging, en kan helm door het bouwen van duinen de eilanden langdurig vastleggen. Deze effecten kunnen zowel lokaal zijn, als het hele systeem beïnvloeden.

1.3.4 Afwegingskader

Het Deltaprogramma Waddengebied presenteert in 2014 haar voorkeurstrategie voor het omgaan met waterveiligheid in het Waddengebied op lange termijn. Het Deltaprogramma overweegt hierbij het actief inzetten of gebruik maken van ecosysteemdiensten door biobouwers ten behoeve van de waterveiligheid. De functie waarin ze dit kunnen doen, en de eisen die daarbij aan de biobouwers gesteld worden, worden in dit rapport gedefinieerd als:

1. Biobouwers als functioneel onderdeel van de primaire kering:

- Het effect moet significant zijn en positief bijdragen aan de veiligheid;
- Het effect moet kwantificeerbaar zijn en ten behoeve van het ontwerp worden vastgelegd in een gevalideerd instrumentarium (rekenmodellen, leidraden, technische rapporten, etc.); monitoring is daar een onderdeel van. Bij de toetsing kan de monitoring en het instrumentarium onder het beheerdersoordeel worden meegenomen;
- De biobouwer moet zowel in ruimte als gedurende de korte en langere termijn gegarandeerd aan minimale eisen voldoen (waarbij lokaal falen mogelijk is: denk aan beschadiging van de grasmat op de dijk);
- De biobouwer moet stuurbaar zijn (het lokale falen moet ongedaan kunnen worden gemaakt: denk aan reparatie van de grasmat).

2. Biobouwers als functioneel onderdeel van de vooroever of het voorland:

- Het effect moet significant zijn en positief bijdragen aan de veiligheid;
- Het effect moet kwantificeerbaar zijn en ten behoeve van het ontwerp te worden vastgelegd in een gevalideerd instrumentarium (rekenmodellen, voorschriften, leidraden, technische rapporten, etc.). Bij de toetsing kan dit onder het beheerdersoordeel worden meegenomen.
- De biobouwer moet een zekere mate van voorspelbaarheid hebben en niet al te grote fluctuaties vertonen in aanwezigheid of gedrag;
- De biobouwer moet stuurbaar zijn;
- Bij falen van de biobouwer moeten er maatregelen beschikbaar zijn om het falen ongedaan te maken.

3. Biobouwers bijdragend aan het meegroeivermogen van het sedimentdelend systeem:

- De biobouwer moet een netto significant en positief effect op de sedimentbalans hebben;
- Het effect moet kwantificeerbaar zijn en ten behoeve van het ontwerp worden geïmplementeerd in de rekenmodellen voor de bepaling van de hydraulische randvoorwaarden van de primaire waterkeringen. Bij de toetsing kan dit onder het beheerdersoordeel worden meegenomen;
- De biobouwer moet een zekere mate van voorspelbaarheid hebben en niet al te grote fluctuaties vertonen in aanwezigheid of gedrag;
- De biobouwer moet goed gemonitord kunnen worden om eventuele veranderingen bijtijds te kunnen detecteren (als de biobouwer in voldoende mate aanwezig is, draagt deze bij aan het meegroeivermogen, maar als deze het laat afweten moeten aanvullende maatregelen (in overweging) worden genomen).

Voor de waterveiligheid kan zowel de biobouwer zelf als het habitat dat deze bouwt, van belang zijn. Bijvoorbeeld: bij een oesterrif kan de structuur van de oesters zelf een functie vervullen. Op een kwelder zijn het meerdere soorten kwelderplanten die samen een kwelder als landvorm (habitat) bouwen. Het hele habitat zorgt voor golfreductie, zowel de opgehoogde bodem als de planten.

1.4 Dit rapport

1.4.1 Doel

Doel van dit rapport is te bepalen of, en zo ja welke, biobouwers een significante bijdrage kunnen leveren aan de lange-termijnveiligheidsopgave en het meegroeivermogen van de Waddenzee met zeespiegelstijging. Hierbij wordt gekeken naar de golfreductie door biobouwers, de hoeveelheden sediment die ze vastleggen, en de effecten op de morfologie van de Waddenzee. Naast de grootte van deze effecten zijn beheerstechnische aspecten van belang, zoals stabiliteit, voorspelbaarheid, natuurlijke grenswaarden, stuurbaarheid en eventuele risico's op falen van elke biobouwer. Dit wordt zo veel mogelijk gekwantificeerd op basis van bestaande literatuur en enkele nieuwe berekeningen. Er wordt aangegeven of en hoe de biobouwers in het huidige waterveiligheidsbeleid zijn opgenomen, en hoe dit zou kunnen gebeuren voor de biobouwers waarvoor dat nog niet het geval is. De biobouwers die in dit rapport behandeld worden, zijn zo gekozen dat ze in potentie op bepaalde aspecten een positieve bijdrage kunnen leveren aan de waterveiligheid.

1.4.2 Leeswijzer

In hoofdstuk 2 wordt achtergrond gegeven over de technische aspecten van de waterveiligheid: veiligheidsnormen, juridische zones van de waterkering en welke faalmechanismen van de kering er zijn. Daarna worden de biobouwers per hoofdstuk apart behandeld (hoofdstukken 3–6). Daarbij worden de biobouwers met de meeste potentie het meest uitgebreid behandeld, inclusief een SWOT-analyse van de sterktes en zwaktes (Strengths, Weaknesses, Opportunities, Threats) (hoofdstukken 3-5). Biobouwers die vooral op de sedimenthuishouding van de Waddenzee als geheel ingrijpen en/of weinig stuurbaar zijn, komen minder uitgebreid aan de orde (hoofdstuk 6) of worden geheel buiten beschouwing gelaten. Puur destabiliserende (gravende) biobouwers worden niet in dit rapport behandeld. De biobouwers die aan bod komen zijn: schelpdierbanken (mosselen en oesters), kweldervormende vegetatie, duinvormende vegetatie, groene stranden, diatomeeën, zeegras en *Ensis* (de laatste vier in beknopte vorm). In hoofdstuk 7 worden alle biobouwers op een rijtje gezet, hun relatieve belang besproken en aandachtspunten gegeven die voor alle biobouwers van belang zijn. Tenslotte worden in hoofdstuk 8 conclusies en aanbevelingen gegeven, inclusief een overzicht van de biobouwers die zinvol kunnen worden meegenomen in een toekomstige waterveiligheidsstrategie.

In de bijlagen A-F zijn achtergrondteksten over de biologie en ecologie van de biobouwers opgenomen, alsmede de onderliggende berekeningen over sedimentvolumes.

Als er over de Waddenzee gesproken wordt, is dat elke keer de Nederlandse Waddenzee, inclusief de Eems-Dollard. Dit rapport is afgestemd met, en overlapt deels met, het rapport "Biobouwers in de Zuidwestelijke Delta" dat voor het Deltaprogramma Zuidwestelijke Delta wordt geschreven (Tangelder *et al.*, 2013). Omdat de Waddenzee een uniek ecosysteem is, is voor de informatie zo veel mogelijk gebruik gemaakt van literatuur die op de Waddenzee betrekking heeft. Als deze niet voorhanden was, is ook naar andere gebieden gekeken. Dit rapport kan ook voor andere gebieden gebruikt worden, maar dan dient goed naar de overeenkomsten en verschillen met de Waddenzee gekeken te worden.

2. Waterveiligheid in Nederland

In Nederland is het waterveiligheidsbeleid in de kern gericht op het voorkómen van overstromingen waarbij nu, meer dan in het verleden, wordt geanticipeerd op klimaatverandering, naast economische en demografische ontwikkelingen. De overheid kiest voor een risicobenadering. Een voorwaarde is dat overstromingsrisico's calculeerbaar zijn en aan veiligheidsnormen kunnen worden getoetst. Hieronder worden de grondslagen en normen toegelicht zoals die voor de Waddenzee gelden.

2.1 Veiligheidsnormen

De huidige veiligheidsnormen zijn gedefinieerd als een toelaatbare kans op een extreme hoogwaterstand en zijn per dijkkringgebied (Figuur 2) vastgelegd in de Waterwet³. Deze normen worden in de Waterwet aangegeven als "gemiddelde overschrijdingskans per jaar van de hoogste hoogwaterstand waarop de tot directe kering van het buitenwater bestemde primaire waterkering moet zijn berekend, mede gelet op de overige het waterkerend vermogen bepalende factoren". De veiligheidsnormen zijn per dijkkringgebied vastgelegd in bijlage I en II van de Waterwet. Voor bijvoorbeeld de Afsluitdijk en veel andere primaire waterkeringen langs de kust is de normering vastgesteld op 1/10000 per jaar. Dat wil zeggen dat de kans per jaar dat er een storm optreedt met nog hogere waterstanden en golven, 1 keer in de 10000 jaar is. Voor de dijkkringgebieden rondom de Waddenzee varieert de veiligheidsnorm tussen 1/2000 en 1/10000 per jaar. De huidige veiligheidsnormen voor de dijkkringgebieden rondom de Waddenzee en de Eems-Dollard en de bijbehorende lengte van de primaire waterkeringen zijn samengevat in



Figuur 2. Dijkkringgebieden rondom de Waddenzee en de Eems-Dollard (bron: Bijlage I, Waterwet, 2009).

³ Wet van 29 januari 2009, houdende regels met betrekking tot het beheer en gebruik van watersystemen (Waterwet).

Tabel 1. Huidige veiligheidsnormen van de dijkringgebieden rondom de Waddenzee en de Eems-Dollard volgens de Waterwet met bijbehorende lengte van de primaire waterkeringen.

Dijkringgebied		Huidige veiligheidsnorm [1/jaar]	Lengte primaire waterkeringen [km]	
nummer	Naam		Dijken (Waddenzee en Eems/Dollard)	Duinen (Noordzee)
1	Schiermonnikoog	1/2000	4,0	8,0
2	Ameland	1/2000	16,3	20,0
3	Terschelling	1/2000	13,8	11,8
4	Vlieland	1/2000	1,0	1,0
5	Texel	1/4000	26,2	32,0
6	Friesland en Groningen	1/4000	133,7	-
12	Wieringen	1/4000	11,7	-
13	Noord-Holland	1/10000	20,2	-

De veiligheidsnormen per dijkringgebied zullen in de nabije toekomst worden gewijzigd in overstromingskansen per dijkringtraject. Een voorstel daarvoor is geformuleerd in het Deltaprogramma, deelprogramma Veiligheid (DP 2015 en DP Veiligheid⁴). De voorgestelde aanpassing van de veiligheidsnormen kan nog wijzigen wanneer de reacties van de betreffende regionale overheden daartoe aanleiding geven.

2.2 Juridische zones van de waterkeringen

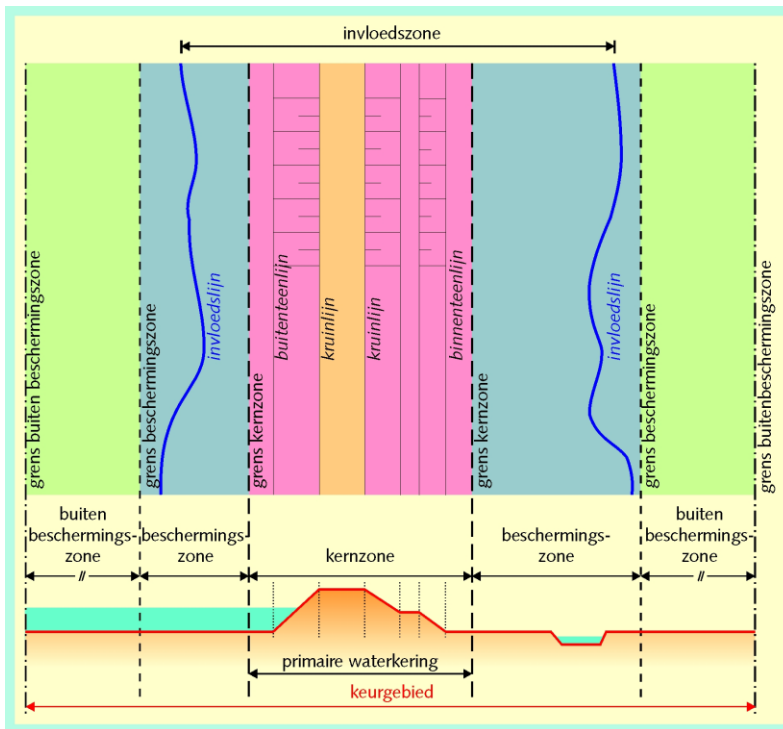
De primaire waterkeringen, of dat nu dijken, dammen of duinen zijn, moeten voldoen aan de wettelijke veiligheidsnorm, zodat zij tijdens maatgevende omstandigheden hun waterkerende functie kunnen vervullen. Daarbij moet de fysiek aanwezige waterkering voldoende veilig de dan optredende belastingen (maatgevende hoogwaterstanden en golven) kunnen weerstaan. Alle functionele onderdelen van de waterkering mogen dan niet falen en moeten dus stuk voor stuk voldoende betrouwbaar zijn. Bij dijken wordt tot nog toe qua sterkte volledig op het dijklichaam en de daarbij behorende dijkzones vertrouwd. Voor dijken worden in de leggers van de waterkeringbeheerders dijkzones en -profielen vastgelegd, waaraan de waterkering qua ligging, vorm en constructie moet voldoen.

De waterkeringbeheerders hanteren een zonering (zie bijvoorbeeld Figuur 3), waarbij onderscheid wordt gemaakt tussen een kernzone met de strengste eisen en een beschermingszone waarvoor minder strenge eisen gelden. Het zoneringsbeleid bij dijken gaat uit van drie zones:

- kernzone (wordt in de Waterwet 'waterstaatswerk' genoemd);
- beschermingszone (aan de binnen- en buitenzijde);
- buitenbeschermingszone (aan de binnen- en buitenzijde).

Sommige waterschappen hanteren in hun beleid enkel een kern- en beschermingszone en geen buitenbeschermingszone.

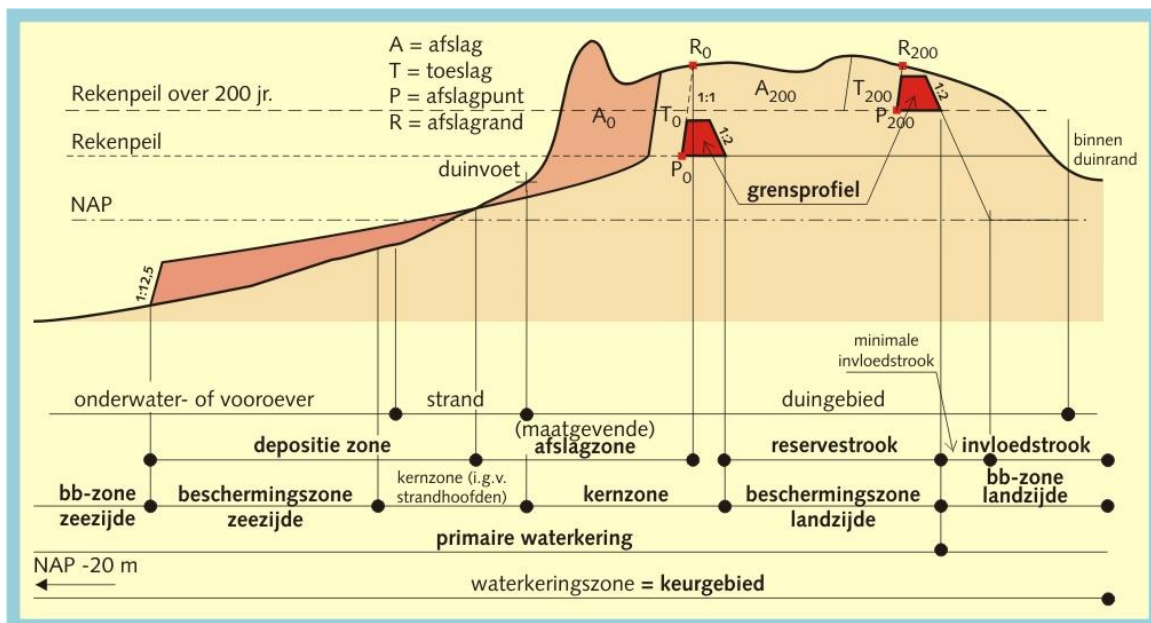
⁴ Beschikbaar na 16 september 2014 op www.deltacommissaris.nl



Figuur 3. Voorbeeld van zonering bij dijken.

De basis hiervoor zijn de invloedslijnen van de faalmechanismen macro-instabiliteit en piping, op grond waarvan de grenzen van de beschermingszones worden bepaald. De waterkeringszones en minimaal vereiste dijkprofielen (ook wel leggerprofielen genoemd) worden vastgelegd in de legger van de waterkeringbeheerder. Dat is een document, waarin de ligging, de vorm en de constructie van de primaire kering in tekst, situatietekening en dwarsprofielen is vastgelegd. De kernzone wordt bepaald op grond van het leggerprofiel, dat representatief is voor een minimaal vereist theoretisch ontwerpprofiel dat voor alle faalmechanismen voldoet aan de norm.

Voor de primaire zandige waterkering moet de veiligheid worden geleverd door het evenwichtsprofiel van de vooroever en de duinen (het zogenoemde afslagprofiel), dat het minimale vereiste duinprofiel (het zogenoemde grensprofiel, dat representatief is voor de uit oogpunt van veiligheid minimaal vereiste waterkering) niet mag doorsnijden. In Figuur 4 zijn de juridische zones en de grensprofielen (links voor 50 jaar en rechts voor 200 jaar) weergegeven.

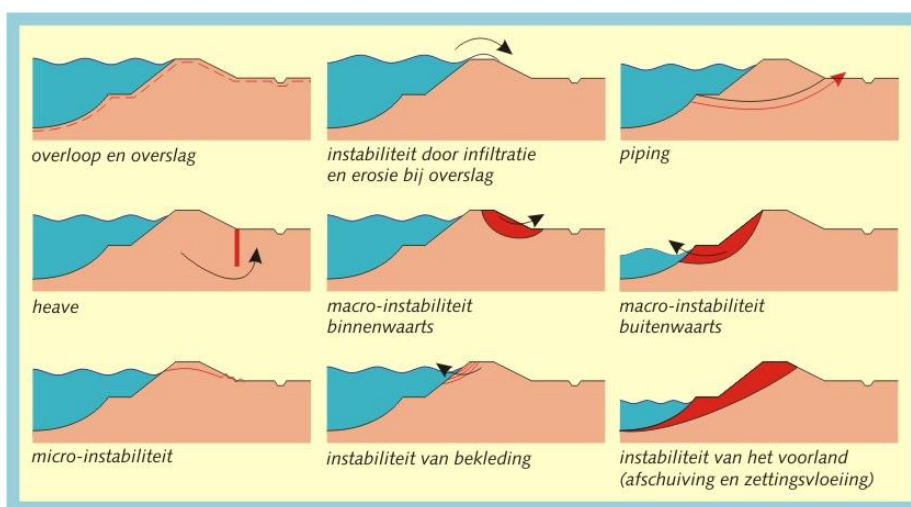


Figuur 4. Juridische zones en grensprofilen bij de zandige kust (bron: Technische Adviescommissie voor de Waterkeringen, 2002).

Bij het ontwerp en de toetsing levert het afslagprofiel in combinatie met het duinprofiel een significante bijdrage aan de veiligheid van de waterkering. Als het grensprofiel door het afslagprofiel wordt doorsneden zijn aanvullende maatregelen nodig, meestal in de vorm van zandsuppleties in het dwarsprofiel. Bij de ontwerpberekeningen van het afslagprofiel wordt ervan uitgegaan dat dit meegroeit met de zeespiegelstijging.

2.3 Faalmechanismen van dijken

De toepassing van biobouwers in de verschillende dijkzones mag geen nadelige invloed hebben op de waterkerende functie van de dijk. Dit dient te worden beoordeeld aan de hand van het effect van een bepaalde biobouwer op de verschillende faalmechanismen van de dijk. De belangrijkste faalmechanismen van een dijk zijn weergegeven in Figuur 5.



Figuur 5. Belangrijkste faalmechanismen van dijken (bron: Rijkswaterstaat, 2007).

In dit rapport wordt met name ingegaan op de faalmechanismen die kunnen worden beïnvloed door biobouwers.

2.3.1 Overloop en overslag

Dit is het fenomeen waarbij er tijdens maatgevende omstandigheden bij extreem hoogwater een bepaalde hoeveelheid water over de waterkering stroomt. Het veiligheids criterium wordt uitgedrukt in een toelaatbaar aantal liters per seconde per strekkende meter dijk en is afhankelijk van de erosiebestendigheid van de bekleding op de kruin en het binnentalud en de toegestane wateroverlast in het achterliggende gebied. Biobouwers kunnen, afhankelijk van de plaats in het dwarsprofiel invloed hebben op de golfaanval en/of golfoploop. Dit wordt verder bij de afzonderlijke biobouwers uitgewerkt.

2.3.2 Instabiliteit van bekleding

De bekleding op het buitentalud kan bezwijken door stroming, golfklappen of overdrukken onder de bekleding. Biobouwers kunnen invloed hebben op stroming en golfklappen op de bekleding en waterdrukken onder de bekleding.

2.3.3 Macro-instabiliteit buitenwaarts of binnenwaarts

Hierbij schuift er als gevolg van verminderde grondweerstand en verhoogde grondwaterstanden/-spanningen een gedeelte van de dijk aan de buitenzijde of aan de binnenzijde af. Daarbij zijn ook de bodemopbouw en de hoogte van de kruin en het aangrenzende maaiveld van belang. Biobouwers kunnen invloed hebben op de maaiveldhoogte en op de grondwaterstanden/-spanningen in en onder de dijk.

2.3.4 Piping

Piping (ook wel zandmeevoerende wellen genoemd) is het verschijnsel waarbij door water dat door kleine spleten in de zandlagen stroomt en geconcentreerd uittreedt (welvorming) zand wordt meegevoerd. Door piping neemt de hydraulische weerstand van het kanaal af en de doorsnede toe. Het netto-effect kan zijn dat de stroomsnelheid toeneemt en het proces een zichzelf versterkend effect heeft. Bij piping moet de kwelweglengte worden bepaald, waarbij aan de buitenzijde een intreepunt voor piping en aan de binnenzijde een uittreepunt voor piping moet worden bepaald. Biobouwers kunnen invloed hebben op zowel de ligging van het intreepunt als de grondweerstand. Mogelijk worden daardoor ook de grondwaterstromen en de opwaartse drukken onder de dijk beïnvloed, wat effect kan hebben op de afmetingen van de benodigde pipingvoorzieningen.

2.3.5 Invloed van voorlanden op benodigde kruinhoogte van de dijk

Dijken langs de vastelandskust en de eilanden beschermen het achterliggende gebied tegen overstromingen vanuit de Waddenzee en zorgen ervoor dat aan de in de Waterwet vastgelegde veiligheidsnorm wordt voldaan. De benodigde dijkhoogte hangt af van de hydraulische belasting en wordt bepaald door een combinatie van waterstand en golfcondities aan de teen van de dijk:

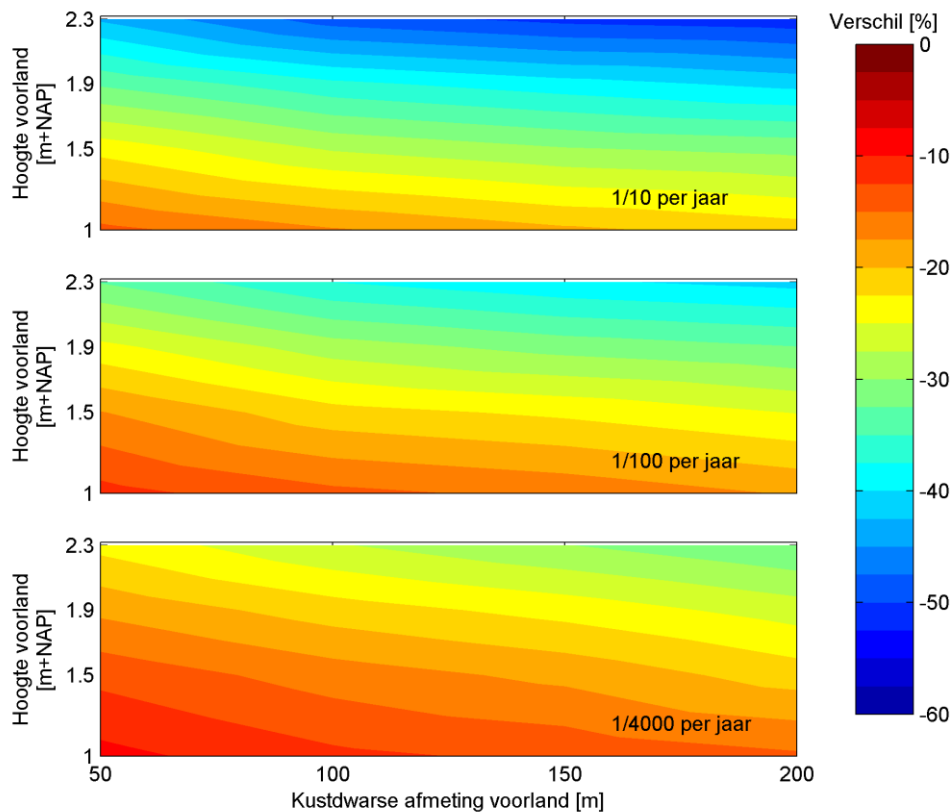
- Noordzeegolven, dringen gedeeltelijk door tot in het Waddengebied;
- Getijfase en windopzet (sturen de waterstand en stromingen in de Waddenzee);
- Windsnelheid en -richting (sturen lokaal opgewekte golven);
- Bodemhoogte van het Waddengebied en het voorland (demping van golven).

In het kader van het Deltaprogramma Waddengebied is in beeld gebracht welke dijkhoogten nu en in de toekomst nodig zijn als gevolg van zeespiegelstijging, met als doel om het huidige niveau van waterveiligheid te behouden (Deltares, 2012b). Deze benodigde dijkhoogte hangt af van de (verandering van) hydraulische belastingen als gevolg van de zeespiegelstijging. Hierbij spelen voorlanden een belangrijke rol: via het reduceren van de golven hebben zij een effect op de golfaanval op de dijk.

Deze golfreductie hangt in sterke mate af van de hoogteligging van deze voorlanden en in beperkte mate van de kustdwarse afmetingen van deze voorlanden. Dit wordt onderstaand toegelicht:

- In modellen wordt in beginsel aangenomen dat de golfhoogte niet groter kan zijn dan 0,78 maal de waterdiepte. De golfhoogte is de afstand tussen top en dal van de golf (dus twee maal de amplitude). De waterdiepte is de diepte zonder golf. Hogere golven breken als gevolg van de beperkte waterdiepte.
- Een deel van de golven zal echter ook al breken wanneer de golfhoogte nog niet de maximale waarde van 0,78 maal de waterdiepte heeft bereikt. Dit hangt af van de golfhoogte, golfperiode/-lengte en waterdiepte. In relatief diep water (ca. 8 - 10 m diepte) breken de golven niet, terwijl bij een golfhoogte van 0,78 maal de waterdiepte alle golven zullen breken. Tussen deze grenzen (als functie van de waterdiepte) loopt het percentage brekende golven op van 0 % naar 100 %.
- Onder maatgevende condities is de waterdiepte aan de teen van de dijk (zonder voorlanden) in het Waddengebied in de orde van 5 m. Dit betekent dat er dan sprake is van een (laag) percentage brekende golven. De aanwezigheid van een voorland heeft invloed op de waterdiepte (wordt kleiner) en leidt derhalve tot een groter percentage brekende golven en dus tot een kleinere golfhoogte. De mate waarin de golfhoogte afneemt hangt af van een aantal aspecten, waaronder golflengte en is op voorhand niet te duiden.
- Het brekingseffect is vrijwel onafhankelijk van de kwelderbreedte. Naast breking kan bodemwrijving ook een rol spelen, en die is wel breedte-afhankelijk. In de praktijk is breking echter vrijwel altijd het dominante golfreducerende effect. Daarom kan een smalle kwelder al tot relatief grote reducties van de golfhoogte leiden.

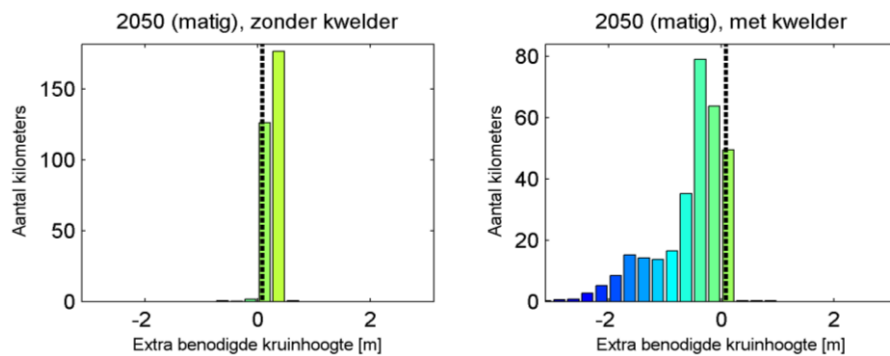
Figuur 6 illustreert de reductie in golfhoogte door het voorland, voor verschillende afmetingen van het voorland en onder verschillende (storm-)omstandigheden. Een hoger voorland leidt tot een grotere reductie in golfhoogte dan een lager voorland. In beperktere mate geldt dit ook voor de kustdwarse afmeting van het voorland, al is de invloed van deze afmeting minder sterk dan de invloed van de hoogte van het voorland. Het meenemen van de huidige voorlanden in de berekeningen voor de benodigde dijkhoogte (bij matige zeespiegelstijging) leidt op sommige locaties tot een wel 0,30 m lagere vereiste kruinhoogte (Deltares, 2012a).



Figuur 6. Relatief verschil in golfhoogte voor verschillende afmetingen van het voorland. Horizontale as: kustdwarse afmeting van het voorland in meters, verticale as: hoogte voorland in meters ten opzichte van NAP. Drie overschrijdingskansen van gehanteerde hydraulische condities: 1/100 (bovenste), 1/1000 (middelste) en 1/10000 (onderste).

2.3.6 Voorlanden als mogelijk alternatief voor (een deel van de benodigde) dijkverhoging

Door het Deltaprogramma Waddengebied is onderzocht of een dijkverhoging kan worden voorkomen of beperkt door een bestaand voorland op te hogen of te verbreden, of nieuwe voorlanden aan te leggen. Uit de berekeningen kwam naar voren dat het ontwikkelen van een voorland voor een groot deel van de Waddenzeedijken als alternatief voor traditionele dijkverhoging kan worden beschouwd (Calderon en Smale, 2013). Figuur 7 geeft in histogrammen het aantal kilometers dijk weer dat bij een 0,15 m zeespiegelstijging extra kruinhoogte nodig heeft. De linker afbeelding geeft weer hoe dit verdeeld is in geval van handhaving huidige voorlanden en de rechter afbeeldingen geven weer hoe dit verdeeld is in geval van stimulering van de ontwikkeling van voorlanden (Calderon en Smale, 2013). Te zien is dat het effect van de voorlanden erg groot is: het overgrote deel van de dijken voldoet dan ruimschoots aan de norm. Dit geldt zelfs voor meer extreme zeespiegelstijging (0,85 m). Hierbij is aangenomen dat een voorland overal te realiseren is. Dit laatste hoeft natuurlijk niet het geval te zijn (Van Loon-Steensma et al., 2012b).



Figuur 7. Histogrammen met extra benodigde kruinhoogte (traditionele dijkversterking) voor 2050 met en zonder voorland bij 0,15 m zeespiegelstijging, met de aanname dat de kruinhoogte op het huidige moment juist voldoende is (dus zonder rekening te houden met overhoogte). De zwarte stippellijn geeft de zeespiegelstijging weer. Negatieve waarden betekenen dat er sprake is van overhoogte omdat het hier gaat om extra benodigde kruinhoogte: een negatieve waarde betekent dan dat als gevolg van de (combinatie van) zeespiegelstijging (en kwelder) de kruinhoogte benodigd in 2050 lager is dan de kruinhoogte zoals deze er nu zou moeten liggen.

2.3.7 Wettelijk kader voor meenemen van voorlanden voor waterveiligheid

Een belangrijke vraag aangaande voorlanden en waterveiligheid heeft betrekking op het wettelijk kader voor het meenemen van voorlanden bij de beoordeling van de waterveiligheid. Het meenemen van de effecten van voorlanden bij het ontwerp en toetsing van de benodigde kruinhoogte van de dijken is mogelijk binnen de bestaande regelgeving aangaande dijkontwerp/toetsing. In de nabije toekomst, bij formalisering van de nieuwe toetsing- en ontwerpregels (WTI2011/ WTI2017 en OI2014), wordt het meenemen van voorlanden een expliciet onderdeel van de wettelijk voorgeschreven methode. In deze methode wordt per dijkvak bepaald wat de daar geldende hydraulische randvoorwaarden (HR) zijn, waarbij de huidige bodemligging zeewaarts van de uitvoerlocatie (50 - 100 m voor de dijk) is meegenomen. De laatste 50 - 100 m voor de dijk kunnen in rekening worden gebracht door de beheerder voor zover deze ook binnen de juridische waterkeringszones (beschermingszone en buitenbeschermingszone) liggen. Dit betekent dat het effect van de huidige voorlanden enerzijds kan worden meegenomen bij de bepaling van de hydraulische randvoorwaarden en anderzijds bij het ontwerp en de toetsing van dijken. Daarnaast is de standzekerheid van de voorlanden belangrijk bij het meenemen van de voorlanden in de waterveiligheid, namelijk of de voorlanden er ook zijn als we ze tijdens extreme stormen nodig hebben. Indicatieve berekeningen laten zien dat zelfs met conservatieve aannames de voorlanden voldoende standzeker zijn om gedurende extreme stormen hun functie als golfdemper te vervullen (Deltares, 2012a).

In het meenemen van voorlanden speelt ook de wettelijke bevoegdheid. Meestal hebben de waterschappen de zeggenschap en het beheer over de waterkering (de kernzone van de dijk c.q. het waterstaatswerk), maar beheren ze een eventuele kwelder die er voor ligt niet (Venema *et al.*, 2012). Afhankelijk van het gebied staat de kwelder onder beheer van één of meerdere beheerders, in sommige gevallen een zeer groot aantal individuele boeren. Als structuren zoals kwelders bij de waterkering worden betrokken, moeten over het beheer en de financiën afspraken worden gemaakt. Ook heeft Rijkswaterstaat een rol in het beheer van de vastelandskwelders.

3. Schelpdierbanken

3.1 Algemeen

Schelpdierbanken die op het sediment aanwezig zijn, veroorzaken fysische veranderingen in hun omgeving. Ze beïnvloeden stroomsnelheden en golfkracht (Borsje et al., 2011; Commito et al., 2005; De Vries et al., 2007; Gutierrez et al., 2003; Widdows en Brinsley, 2002). Daarnaast produceren ze feces en pseudofeces en houden sediment vast (Meyer et al., 1997; Scyphers et al., 2011; Van Leeuwen et al., 2010; Widdows et al., 1979). In de Waddenzee vormen mosselen en Japanse oesters zulke schelpdierbanken (Figuur 8). Oesters komen alleen in het litoraal voor (droogvallende gebieden), mosselen zowel in het litoraal als sublitoraal (permanent onder water staand). In dit hoofdstuk worden ze samen besproken, waarbij voor de mosselbanken de nadruk op de litorale banken ligt. Een meer uitgebreide achtergrond van de biologie wordt apart voor oesters en mosselen in bijlage A en B gegeven.



Figuur 8. Mosselbank (Foto: André Meijboom).

3.1.1 Ontstaan

Schelpdierbanken ontstaan doordat grote hoeveelheden mossel- en/of oesterlarven zich vanuit de waterkolom vestigen op de wadbodem. De jonge mosselen en oesters vormen banken of riffen doordat ze zich aan elkaar, de ondergrond en andere aanwezige schelpdieren of schelpresten vasthechten. Mosselen doen dit met behulp van byssusdraden waarmee ze zichzelf aan ander hard substraat kunnen 'vastbinden' (Carington, 2002). Oesters cementeren zich vast (Burkett et al., 2010).

Zodra de schelpdieren zich gevestigd hebben, beginnen ze het zeewater te filteren. Daarbij worden zwevende deeltjes uit de waterkolom gehaald. De niet-eetbare deeltjes worden als pseudofeces uitgescheiden. Deze deeltjes zijn met een soort slijmlaag omgeven waardoor ze samenklonteren (Barker Jørgensen, 1981; De Vooy, 1985). De eetbare deeltjes gaan door het verteringsstelsel en komen als feces buiten het schelpdier terecht. Door de grote hoeveelheden feces en pseudofeces die zo geproduceerd worden, wordt slib en organisch materiaal in en rond de schelpdierbank afgezet (De Vooy, 1985). Hierdoor verandert het sediment op de locatie van de schelpdierbank (Meyer et al., 1997; Scyphers et al., 2011; Widdows et al., 1979) en in de directe omgeving (Van der Zee et al., 2012; Donadi et al., 2013) en ontstaat plaatselijke afzetting van fijn sediment.

Door de structuur van schelpdierbanken wordt dit fijne sediment vastgehouden. Doordat de stroomsnelheden boven schelpdierbanken veelal iets lager liggen (Van Leeuwen et al., 2010) zet zich ook grover materiaal, zoals zand en schelpen af. Mosselen kunnen zich boven de opeenhoping van sediment uitwerken en houden het op die manier alsnog vast (Widdows et al., 2002). Oesters kunnen dit niet en moeten hun schelp mee laten groeien met het zich ophopende sediment om niet bedolven te raken (Powers et al., 2009).

Onder bepaalde fysische omstandigheden (bijvoorbeeld tijdens stormen) kan het verzamelde slib weer wegspoelen (Oost, 1995). Deeltjes die daardoor weer opnieuw in de waterkolom terechtkomen, worden elders afgezet binnen de Waddenzee of worden geëxporteerd naar de Noordzee (Oost, 1995).

Doordat schelpenresten zich met het achterblijvende sediment mengen wordt door consolidatie de sedimentlaag onder de schelpdierbank steeds steviger en compacter, en verheft de bank zich boven de omgeving (Dankers *et al.*, 2004). Uiteindelijk ontstaan zo structuren die een oppervlakte kunnen hebben van enkele vierkante kilometers (Dijkema, 1989; Fey *et al.*, 2010) en tientallen jaren op een locatie kunnen blijven bestaan (Fey *et al.*, 2010; Fey *et al.*, 2013).

Functioneren schelpdierbank (zie bijlage A en B)
Actief filtreren van water en vastleggen van gesuspendeerd sediment
Reductie van stroming en golven bij de bodem, daarmee reductie bodemschuifspanning
Afdekken en daarmee stabiliseren van het sediment
Het veranderen van de eigenschappen van het sediment: vastplakken met mucus en daarmee bevorderen consolidatie en verminderen erosie

3.1.2 Randvoorwaarden

De randvoorwaarden voor het bestaan van schelpdierenbanken zijn verschillend voor de verschillende fasen van ontwikkeling van deze banken. Een schelpdierenbank ontstaat pas van nature wanneer grote hoeveelheden larven zich op een bepaalde locatie vestigen waar geschikt substraat aanwezig is (Levin, 2006; Brinkman, 2002).

Mosselen en oesters kunnen miljoenen ei- en zaadcellen per individu produceren (De Vooys, 1999; Guo en Allen, 1997). Beschikbaarheid van larven lijkt daarom geen beperkende factor te zijn. De overleving van de larven is afhankelijk van de hoeveelheid planktoneters (Van der Veer *et al.*, 1998), de waterkwaliteit, de beschikbare hoeveelheid voedsel (Bos *et al.*, 2006; Bos *et al.*, 2007b) en mogelijk ook van de conditie van het moederdier. De groeisnelheid is afhankelijk van voedselbeschikbaarheid, zoutgehalte en temperatuur (Jacobs *et al.*, 2014; Metatax en Saunders, 2009, Jacobs *et al.*, 2014).

De beweging van de larven wordt vooral beïnvloed door (getijde)stroming (Levin, 2006). Het wordt dus min of meer door toeval bepaald waar een wolk larven terechtkomt waarvan de dieren groot genoeg zijn zich te vestigen. Mosselen vestigen zich vooral op volwassen mosselen, kokkels, oesters, dode schelpenbanken, hydroidpoliepen, kokerwormen (*Lanice*), macro-algen of kaal zand of slib (Brinkman, 2002). Zeer slibrijk substraat lijkt niet erg in trek te zijn bij mosselen. Oesterlarven vestigen het best op een harde, onbegroeide, schone ondergrond, zoals bijvoorbeeld mosselschelpen (Fey *et al.*, 2010). Wanneer de jonge schelpdieren zich goed aan elkaar en/of het substraat kunnen vasthechten, wordt gesproken van een 'goede broedval' en is de eerste fase in het ontstaan van een schelpdierbank afgerond.

Daarna moeten de schelpdieren op die locatie zien te overleven. Voor jonge oesters is de sedimentatie van belang; ze mogen niet bedolven raken onder het sediment. Mosselen zijn in staat zich boven het ophopende sediment uit te werken. In de winter kan ijsvorming een belangrijke factor voor de overleving van mosselbanken zijn. Bewegende ijsschotsen kunnen mosselbanken beschadigen en individuele mosselen aan zich hechten en meetillen naar andere gebieden (Strasser *et al.*, 2001). Oesters zijn gevoelig voor ernstige en langdurige koude. In strenge winters kan bevriezing er voor zorgen dat 90 % van de oesters binnen een rif sterft (Norbert Dankers, pers. com.).

Teveel golven en stroming kunnen delen van de schelpenbanken wegslaan (vooral mosselen) of bedelven onder sediment (vooral oesters) (Holt *et al.*, 1998). Voor mosselen geldt een voorkeur voor een maximale stroomsnelheid van < 1,5 m/s (Brinkman *et al.*, 2002). Te weinig stroming (< 0,3 m/s; Brinkman *et al.*, 2002) zorgt er echter voor dat er te weinig voedsel bij de schelpdieren terechtkomt (Brinkman *et al.*, 2002). Naast stroomsnelheid heeft ook de afstand tot de geul invloed op de voedselvoorziening. Via de geul wordt water met voedsel aangevoerd en een grote afstand tot dit voedseltransport kan van invloed zijn op de beschikbaarheid van voedselpartikels.

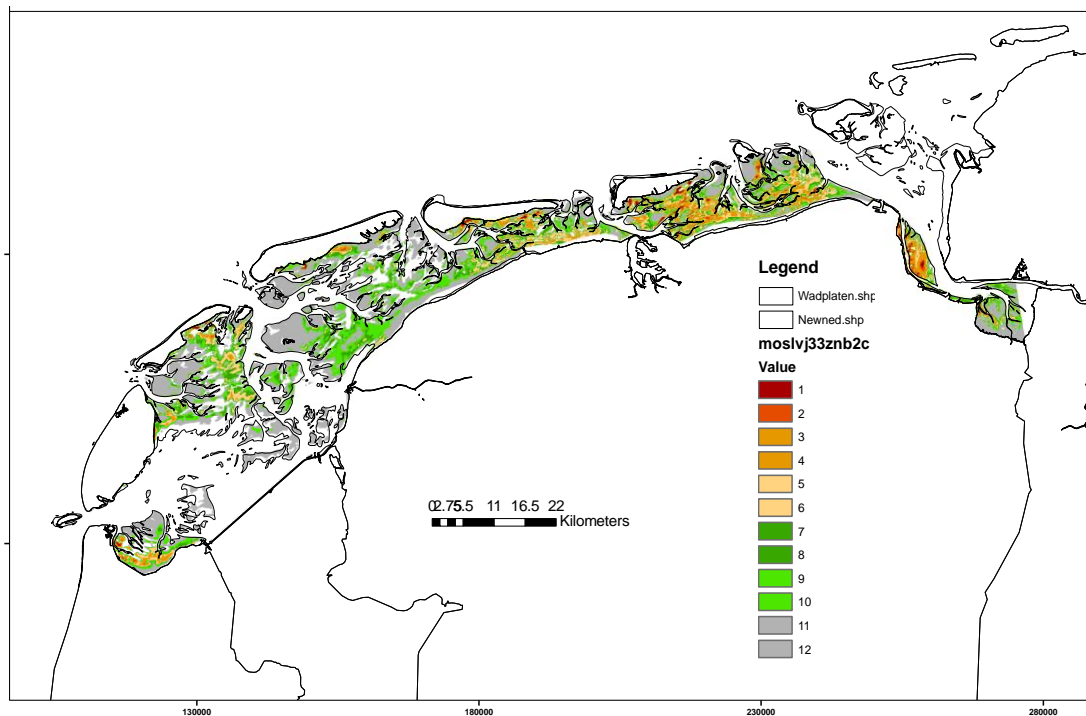
Brinkman *et al.* (2002) vonden nauwelijks mosselbanken verder dan 1,5 kilometer van een geul. Ook de droogvalduur speelt een rol bij de voedselvoorziening. Wanneer de schelpdieren tijdens laagwater boven water komen kunnen ze geen zeewater filteren. Hoe langer deze periode duurt hoe minder voedsel de schelpdieren kunnen opnemen. Mosselbanken hebben daarom een droogvalduur nodig van < 50% (Brinkman *et al.*, 2002) en oesters van < 60% (Schellekens *et al.*, 2012; Walles, ongepubl. data).

Tijdens de droogvalperiode zijn de schelpdieren bereikbaar voor 'land'-predatoren zoals scholeksters en meeuwen (Cadée 2001, 2008; Brinkman *et al.*, 2010). Ook onder water kunnen predatoren een grote rol spelen in de overleving van schelpdieren. Vooral mosselen kunnen dan gegeten worden door eidereenden, zeesterren en krabben (De Vooys, 1985). Er zijn verscheidene parasieten en virussen die oesters en mosselen kunnen aantasten.

Voor mosselbanken geldt dat bij grootschalige sterfte de samenhang van de bank verloren gaat en de lege schelpen veelal door erosie verdwijnen. Wanneer er grote sterfte in een oesterrif plaatsvindt, blijft het cement dat de oesterschelpen met elkaar verbindt, intact. De lege schelpen blijven dan vaak als rif bestaan. Nieuw oester- of mosselbroed kan zich daar dan weer op vestigen. Hierdoor ontstaat op zo'n plek vaak weer een nieuwe schelpenbank.

Randvoorwaarden voor ontstaan (broedval) in de Waddenzee (zie bijlage A en B)
- Voldoende productie van larven in goede conditie
- Niet te veel planktoneters
- Goede waterkwaliteit
- Juiste stroomrichting
- Geschikte vestigingsplaats
Randvoorwaarden voor overleving in de Waddenzee (zie bijlage A en B)
- Juiste beschutting
- Milde winters (vooral oesters)
- Geschikte stroomsnelheid
- Beperkte droogvalduur
- Geringe afstand tot de geul
- Lage sedimentatie (vooral voor oesters)
- Voldoende draagkracht
- Geringe predatie of parasitisme

Op basis van de randvoorwaarden voor mosselbanken hebben Brinkman *et al.* (2002, 2014 in voorbereiding) een mosselkanskaart ontwikkeld die aangeeft welke delen van de Waddenzee het meest geschikt zijn voor het voorkomen en overleven van mosselbanken (Figuur 9). Voor oesters bestaat zo'n kanskaart (nog) niet. Het is overigens niet de verwachting dat het hele geschikte gebied op enig moment volledig bedekt zal zijn met mosselbanken.



Figuur 9. Mosselhabitatgeschiktheidskaart voor litorale mosselbanken (Brinkman 2014, in voorber.). Weergegeven is een rangorde van geschiktheid (klasse 1 → 12). Die gebieden die het meest geschikt zijn volgens de berekeningen, zijn dieprood aangegeven (klasse 1, het betreft 1 % van alle gebieden), en die gebieden waar de kansen het laagst zijn, met grijs (klasse 11 en 12, samen 50 % van alle gebieden).

3.2 Stuurbaarheid

3.2.1 Vestiging

De vestiging van schelpdierbanken is niet of nauwelijks stuurbaar. De vestiging van larven wordt bepaald door de zeestroming en de beschikbaarheid van geschikt vestigingssubstraat op de plek waar de larven terechtkomen. In de periode van vestiging speelt predatie mogelijk ook een grote rol. Een mogelijkheid om het ontstaan van schelpdierbanken te bevorderen is het aanbieden van geschikt substraat op locaties waar de banken gewenst zijn. Het fixeren van substraat vergroot de mogelijkheid schelpenbanken te creëren in meer dynamische gebieden (Brumbaugh en Coen, 2009; Van Sluis en Ysebaert, 2012). Er is ervaring met het aanleggen van mosselbanken en oesterriffen (Norbert Dankers, pers. com.; Powers *et al.*, 2009), maar deze pogingen waren niet altijd succesvol. Als de wens bestaat om schelpdierbanken in de Waddenzee aan te leggen, zullen daaraan voorafgaand aanvullende proeven nodig zijn, zoals op dit moment in het onderzoeksprogramma Mosselwad worden uitgevoerd⁵. Ook moet worden geanalyseerd wat het effect is van grootschalige uitbreiding van schelpdierbanken op de draagkracht en het functioneren van het Waddenzee-ecosysteem. Recente studies tonen namelijk aan dat een te hoge biomassa aan schelpdieren in een gebied kan leiden tot overbegrazing en onderlinge concurrentie (Smaal *et al.*, 2013; Troost, 2010). Schelpdieren kunnen vanwege competitie om de beschikbare hoeveelheid voedsel (lokale primaire productie plus de import vanuit andere gebieden) vermoedelijk maar een klein deel van het wad in de Waddenzee bezetten (Borsje *et al.*, 2011). Daarmee zijn ze alleen lokaal inzetbaar en op relatief kleine schaal. Het aanbrengen van hard substraat is daarnaast niet zonder meer verenigbaar met de natuurdoelstellingen voor de Waddenzee (zeker gezien de Japanse oester een exoot is).

⁵ www.mosselwad.nl

3.2.2 Overleving

De overleving van bestaande schelpdierbanken is moeilijk stuurbaar. Door golfslag, ijsvorming of massasterfte kunnen delen wegslaan of bedolven raken onder sediment. De helft van alle nieuw ontstane mosselbanken in de Waddenzee verdwijnt vaak al in de eerste winter nadat ze zijn ontstaan (Dankers *et al.*, 2004). Hoewel gevestigde en oudere mosselbanken wel degelijk erg stabiele structuren kunnen vormen, kunnen ook hier delen wegslaan of beschadigen door stromen en ijsgang. Naarmate een bank ouder wordt consolideert de sliblaag tot kleirijke lagen waardoor de fundering van de mosselbank verstevigt en de gevoeligheid voor erosie afneemt (Oost 1995; Van Leeuwen *et al.*, 2010). Over nog langere tijd (decennia) verdwijnen veel mosselbanken weer (Oost 1995). De sedimentaire structuren ervan worden veelal door erosieve processen opgeruimd, waarbij het slib grotendeels geresuspendeerd wordt. De erosiegevoeligheid van een mosselbank hangt af van het type substraat en de dichtheid van de mosselbedekking op de mosselbank.

Oesters lijken een hogere overleving te hebben dan mosselbanken, maar ook hier kunnen delen afsterven, wegslaan of bedolven raken onder het sediment. De structuur van een oesterrif gaat echter niet verloren wanneer oesters doodgaan. De schelpen blijven met elkaar verbonden. Hierdoor kunnen oesterlarven zich weer op het dode rif vestigen en kan het rif weer verder groeien. Ook mosselen kunnen zich op oesterbanken vestigen, zelf op locaties waar vanuit het verleden geen mosselbanken bekend zijn (uitkomsten onderzoeksprogramma's Mosselwad en Waddensleutels). Door de aanwezigheid van oesterlarven en goede overleving van gevestigde oesters in de Waddenzee, lijkt de robuustheid van de oesterriffen hoger dan die van mosselbanken. In de Oosterschelde zijn oesterriffen van dertig jaar of ouder bekend (Kater en Baars, 2004). Hoe oud oesterriffen in de Waddenzee zijn en hoeveel dood schelpmateriaal er onder deze riffen ligt, is niet precies bekend, maar kan relatief makkelijk onderzocht worden (Norbert Dankers, pers. com.).

3.3 Natuur- en overige waarden

Mossel- en oesterbanken hebben een hoge natuurwaarde. Omdat zowel de feces als de pseudofeces rijk zijn aan organisch materiaal kan zich binnen een mosselbank en in de directe omgeving een geassocieerde levensgemeenschap ontwikkelen van micro-organismen tot voor vogels eetbare dieren zoals kokkels, wormen en slijkgarnalen (Donadi *et al.*, 2013). De banken vormen hard substraat waar andere soorten zich op kunnen vestigen, en de ruimtes tussen de schelpen bieden een schuilplaats voor kwetsbare diersoorten. De biodiversiteit op schelpdierbanken is daardoor hoog (Buschbaum en Saier, 2003; Gosling 1992; Grabowski *et al.*, 2007; Jackson *et al.*, 2001; Nehls *et al.*, 1997; Markert *et al.*, 2009): zo eten wadvogels mosselen of de dieren die zich op of tussen de mosselen hebben gevestigd. Japanse oesters zelf zijn slechts voor een beperkt aantal vogelsoorten eetbaar (Markert *et al.*, 2013).

Daarnaast hebben mosselen een economische waarde. Mosselen op droogvallende platen worden echter in de praktijk al sinds de jaren negentig van de vorige eeuw niet meer bevestigd, en visserij mag alleen plaatsvinden wanneer er meer dan 2000 ha aan mosselbanken aanwezig is op het droogvallende wad. De mosselvisserij richt zich daarom tegenwoordig op sublitorale mosselvoorkomens. Ook Japanse oesters op de platen worden door vissers geoogst.

3.4 Directe bijdrage aan waterveiligheid: voorland

3.4.1 Reductie van golven en stroming

De aanwezigheid van schelpdierbanken heeft invloed op golven en stroomsnelheden van het water (Borsje *et al.*, 2003; Commito *et al.*, 2005; Donkers en Hoekstra, 2012; Gutierrez *et al.* 2003; Widdows en Brinsley, 2002) simpelweg omdat de weerstand van de bodem tegen stroming verandert én omdat de lokale diepte door schelpdierbanken verandert. Naast de frictie veroorzaakt door de schelpdieren op de zeebodem, kan de stroomsnelheid ook beïnvloed worden door macro-frictie veroorzaakt door de 'patches' (of bulten) binnen een schelpdierbank (voor mosselen: Folkard en Gascoigne, 2009).

Donkers *et al.* (2012) vonden dat het uitdoven van golven door mosselbanken vooral werd veroorzaakt door een som van wrijving en vormweerstand; golfbreking bleek veel minder belangrijk door de vlakke helling en relatief kleine golven. Het zeewaarts gelegen deel van de onderzochte mosselbank absorbeerde golfenergie, waardoor het kustwaarts gelegen deel beschut werd. Uit een proef met een golfsimulator blijkt dat kleine golven (3,3 cm hoog) beter werden uitgedoofd door oesterriffen dan door mosselbanken (Borsje *et al.*, 2011). Veldmetingen aan kunstmatige oesterriffen in de Oosterschelde tonen ook aan dat oesterriffen de golfhoogte achter het rif verminderen waardoor er minder sediment in beweging komt achter de oesterriffen, leidend tot minder erosie. Een veldstudie in Amerika toonde aan dat oesterriffen aangelegd op ongeveer 25 m van de kwelderrand, kweldererosie van een veengedomineerde kwelder met 40 % kunnen doen afnemen (Scyphers *et al.*, 2011).

De lengte (dwars op de dominante golfrichting), de hoogte en breedte van het rif lijken bepalend te zijn voor de grootte van het beïnvloede gebied achter het rif (Wallès, in voorber.). Uit studies naar de effecten van kwelders komt naar voren dat vooral de hoogte ervan bepalend is voor de reductie van golven terwijl de breedte van secundair belang is (Van Loon-Steensma *et al.*, 2012a). Dit zal mogelijk ook het geval zijn bij schelpdierbanken: een schelpdierbank is waarschijnlijk effectiever in het reduceren van golven naarmate ze hoger of – van secundair belang – breder is.

De waterdiepte is ook van invloed op de golfreducerende werking van schelpdierbanken. Hoe dieper de structuur onder water ligt hoe kleiner het effect op de golfwerking: een golf 'voelt' de bodem pas als de waterdiepte kleiner is dan de helft van de golflengte. Gedurende hoogwater of bij extreem hoge waterstanden zal het effect van een schelpdierbank minimaal zijn⁶. Voor schelpdierbanken zijn geen berekeningen gedaan aan hun bijdrage tijdens maatgevende omstandigheden, maar gezien de relatief lage ligging van de banken kan worden aangenomen dat deze bijdrage klein tot nihil is.

3.4.2 Ophoging van de bodem

Door de productie van feces en pseudofeces en het invangen van grover sediment groeien schelpdierbanken verticaal (Dankers *et al.*, 2004; Meyer *et al.*, 1997; Scyphers *et al.*, 2011; Van Leeuwen *et al.*, 2010; Wallès, ongepubl.; Young *et al.*, 1994). Hierdoor kunnen zij in theorie de zeespiegelstijging bijhouden. Effecten van de schelpdierbanken manifesteren zich tot ver buiten de banken zelf (Van der Zee *et al.*, 2012). Ook in de omgeving neemt de hoogte van het sediment toe.

Van mosselbanken is bekend dat ze in het eerste halfjaar 30 - 40 centimeter in hoogte kunnen toenemen (Dankers *et al.*, 2004). Daarna nemen ze, afhankelijk van biologische en fysische condities toe van 0 tot enkele centimeters per jaar (Van Leeuwen *et al.*, 2010; Young *et al.*, 1994). De maximale verticale groei van mosselbanken is afhankelijk van de droogvalduur (en daarmee de tijd dat mosselen de beschikking hebben tot voedsel) en overstijgt zelden het gemiddeld zeeniveau (Van Leeuwen *et al.*, 2010). Stabiele oude mosselbanken kunnen uiteindelijk 1 - 2 m boven het omliggende sediment uitsteken (Widdows en Brinsley, 2002). In de Nederlandse Waddenzee halen mosselbanken gemiddeld een hoogte van 50 - 65 cm, tegenover maximaal 180 cm in de Duitse Waddenzee (Oost 1995), wat mogelijk gerelateerd is aan het toenemende getijverschil van Den Helder naar de Duitse Bocht.

Hoewel ook oesterriffen feces en pseudofeces produceren en sediment invangen en vastleggen (Meyer *et al.*, 1997; Scyphers *et al.*, 2011, Wallès, ongepubl.), is zeer weinig bekend over de verticale groei en de mate van invloed op de omgeving. Van der Zee *et al.* (2012) laten wel een effect zien van gemengde oester/mosselbanken op de sedimenteigenschappen in de omgeving van deze banken, tot honderden meters ver, met een toename in organisch stofgehalte en slibgehalte in de richting van de banken.

⁶ publicwiki.deltares.nl/display/BWN/Case+-+Shellfish+reefs

Op dit moment speelt enkel de hoogte en de breedte van het voorland vlak voor een dijk of duin een rol bij de bepaling van de golfrandvoorwaarden tijdens maatgevende omstandigheden (bij toetspeil of ontwerppeil). De op en onder gemiddeld zeeniveau gelegen schelpdierbanken worden daar niet bij betrokken. Deze leveren in die situatie geen wezenlijke bijdrage aan de remming van stroming en golven. In hoeverre schelpdierbanken vanwege de grotere bodemruwheid een positieve bijdrage kunnen leveren is niet bekend.

3.5 Bijdrage aan meegroeivermogen

Indirect kunnen schelpdierbanken bijdragen aan de waterveiligheid door het actief en passief bevorderen van sedimentatie. Schelpdieren zijn 'filter feeders' die gesuspendeerd voedsel opnemen en daarbij de in de waterkolom aanwezige slib- en detritusdeeltjes samenkiten in de vorm van feces en pseudofeces. Hierdoor wordt de deeltjesgrootte vergroot, waardoor deze deeltjes zich niet als fijne klei gedragen maar als fijn zand voordat ze na verloop van tijd weer uit elkaar vallen. Dat laatste gebeurt relatief gemakkelijk (Arakawa et al. 1971).

Doordat schelpdieren deeltjes uit de waterkolom vastleggen in de bodem beïnvloeden ze de sedimenthuishouding in de Waddenzee. De structuur van de schelpdierbank zorgt ervoor dat dit sediment (tijdelijk en lokaal) wordt vastgehouden. Na kortere of langere tijd wordt dit weer geresuspendeerd. Deze deeltjes sedimenteren elders in de Waddenzee of worden geëxporteerd naar de Noordzee (Oost, 1995). Afhankelijk van de richting van het transport kan het terecht komen in de kwelders voor de dijklichamen en daar een direct effect hebben. Kamps (1957) legt een verband tussen de opslibbing van kwelders tijdens de "moddermaanden" in de tweede helft van de herfst en de "productie" van modder door mosselbanken. Deze rol is echter nooit verder gekwantificeerd.

Om te bepalen om hoeveel sediment het gaat dient op verschillende tijdschalen gekeken te worden: 1) hoeveel sediment wordt gefiltreerd? 2) hoeveel sediment wordt op langere termijn opgeslagen onder en rond mosselbanken? 3) hoeveel sediment dat zo wordt opgeslagen, blijft ook op langere termijn bewaard? Dit wordt in bijlage A en B uitgewerkt. Daaruit blijkt dat:

- volgens verschillende schattingen $2,7 - 15,1 * 10^9$ kg/jaar (Oost, 1995) tot $0,8 * 10^9$ kg/jaar (EcoWasp, bijlage C) door de mosselen in de Waddenzee wordt gefiltreerd. Dit is in de orde van 2 tot 50 % van de jaarlijkse totale bruto slibstroom. Daarnaast vangen mosselbanken deeltjes in doordat de stroomsnelheid boven mosselbanken afneemt. De filteringsnelheid, en daarmee sedimentatiesnelheid, is seizoenafhankelijk met de laagste waarden in de late herfst tot in de winter. Een groot deel wordt echter weer geresuspendeerd binnen het jaar. Naast het gesuspendeerd materiaal wordt ook zand ingevangen. Naar schatting is dit ruwweg 1,5 keer de massa van het slib. Over meerdere jaren tot enkele decennia wordt zo een deel van dit slib opgeslagen. Over nog grotere perioden wordt een belangrijk deel van de mosselbanken door interne verschuivingen van geulen en prielen weer opgeruimd.
- Op basis van berekeningen is de geschatte sedimentatiesnelheid van oesters 1,2 tot 1,5 Mton slib/jaar, oftewel ongeveer $0,8 - 0,9 \text{ Mm}^3/\text{jaar}$. Een groot deel van het door oesters uitgefilterde sediment gaat weer in suspensie (Arakawa et al., 1971). Hierbij gelden dezelfde overwegingen als bij de mosselen.

Deze getallen moeten gezien worden als ruwe schattingen, waarbij zo goed mogelijke schattingen van de filtratiekarakteristieken van schelpdieren gecombineerd zijn met aannames die zijn gedaan over de invang van anorganisch materiaal door schelpdieren.

Op dit moment wordt geen rekening gehouden met het meegroeivermogen van schelpdierbanken. Het meegroeivermogen van het afslagprofiel met de zeespiegelstijging wordt wel in rekening gebracht bij de zandige kust maar niet bij slibachtige voorlanden bij dijken. In hoeverre schelpdierbanken daar een bijdrage aan kunnen leveren is niet bekend.

Om meer inzicht te krijgen in de daadwerkelijke indirecte bijdrage aan de waterveiligheid is het nodig om te weten wat het netto effect is van schelpdierbanken op de retentie en productie van sediment over langere termijn (decennia). Ten eerste is meer kwantitatieve informatie nodig over de actuele sedimentatie in en in de omgeving van schelpdierbanken, en over de factoren die daarop van invloed zijn. Ten tweede is nog onbekend hoe het af en toe wegslaan van banken de sedimentbalans beïnvloedt. Ook de uiteindelijke bestemming van het slib dat uit de mosselbanken erodeert, is nog niet voldoende in kaart gebracht om de daadwerkelijke bijdrage aan de waterveiligheid goed te kunnen inschatten.

3.6 Afweging

Op basis van hun biologische eigenschappen hebben schelpdierbanken een rol in de sedimenthuishouding van de Waddenzee. Schelpdierbanken leveren misschien een bijdrage door wadplaten op te hogen en te stabiliseren. Zulke wadplaten zorgen mogelijk voor minder golfaanval op de dijk of kwelder dan wanneer wadplaten afwezig zijn (Borsje *et al.*, 2011).

Echter, met de huidige kennis kunnen geen harde uitspraken worden gedaan over de mogelijke bijdrage van schelpdierbanken aan de waterveiligheid. De golfreducerende werking is onder bepaalde omstandigheden aanwezig, afhankelijk van de diepteligging van de riffen, maar de oppervlakte aan schelpdierbanken is vergeleken met de kustlengte in de huidige omstandigheden gering. Daarnaast is hun effect bij maatgevende omstandigheden met een grotere waterdiepte (> 2 maal de golfhoogte) nihil. Schelpdierbanken kunnen mogelijk lokaal ingezet worden om afslag bij kwelders tegen te gaan, al kunnen ze door hun voorkeur voor een hogere overstromingsfrequentie niet direct tegen de kwelderrand aan groeien.

Omdat schelpdierbanken niet overal kunnen worden ingezet (zie kansenkaart in Figuur 9), een beperkte omvang hebben, en gezien de draagkracht van het Waddensysteem voor secundaire producenten beperkt is, blijft het effect van golfreductie en stromingsremming lokaal. Daarnaast zijn de vestiging en stabiliteit van mosselbanken nog niet stuurbaar en zijn ze niet per definitie robuust.

1. Schelpdierbanken als functioneel onderdeel van de primaire kering: Het reducerend effect op golfaanval en stroming, en het bodemverhogend vermogen geven geen directe bijdrage aan de waterkerende functie. Verder zijn er geen effecten op macrostabiliteit en piping.
2. Schelpdierbanken als functioneel onderdeel van de vooroever of het voorland: Het reducerend effect op de hydraulische randvoorwaarden van de primaire waterkering is minimaal. Er kan wel een positieve indirecte bijdrage worden geleverd als hierdoor de kwelders minder eroderen of de bodemruwheid van de vooroever toeneemt.
3. Schelpdierbanken bijdragend aan het meegroeivermogen van het sedimentdelend systeem: In hoeverre schelpdierbanken kunnen bijdragen aan het meegroeivermogen van het sedimentdelend systeem is met veel onzekerheden omgeven, en hoewel monitoring goed mogelijk lijkt te zijn om veranderingen op tijd te detecteren, is niet bekend welke maatregelen er in geval van falen genomen zouden kunnen worden.

Schelpdieren kunnen met de huidige kennis en stuurbaarheid daarom ook nog niet als formeel onderdeel van de waterkering worden opgenomen. Omdat ze wel een significante bijdrage aan de sedimenthuishouding van de Waddenzee lijken te leveren, is het voor het systeembegrip van belang dat:

- er de komende jaren een betere inschatting van hun rol in het sedimentdelend (en morfologische) systeem komt door middel van veld- en modelstudies;

- de aanwezigheid van alle schelpdieren (en niet alleen de hier besproken mosselen en oesters) langjarig gemonitord wordt, hetgeen reeds gebeurt. Indien er grote veranderingen in bestanden plaatsvinden, kan dit consequenties hebben voor de sedimentbalans van de Waddenzee en daarmee een mogelijk indirecte bijdrage leveren aan de reductie van de hydraulische randvoorwaarden voor de primaire waterkeringen;
- experimenten met de aanleg en inzet van schelpdierbanken (als onderdeel van kleinschalige pilots van dijkconcepten en kwelderaanleg) goed geëvalueerd worden en daarbij ook aandacht besteed wordt aan de opschaalbaarheid.

3.7 SWOT

<p>Strengths</p> <ul style="list-style-type: none"> - Aanwijsbaar positief effect op erosie en sedimentatieprocessen - Mogelijke reductie van golven en stroming - Stabiele structuur (m.u.v. jonge mosselbanken) - Bij sterfte gaat (in geval van oesters) structuur niet verloren - Kan potentieel meegroeien met zeespiegelstijging - Banken zijn in principe aanlegbaar - Positieve bijdrage aan biodiversiteit en daarmee foerageerhabitat - Filtreren water; verbeteren waterkwaliteit 	<p>Weaknesses</p> <ul style="list-style-type: none"> - Overleving banken niet gegarandeerd op lange termijn: stormgevoeligheid en soms te weinig broedval om verliezen in mosselbanken aan te vullen. Gevoelig voor ijsgang en/of temperatuur, ziektes en parasieten. - Schelpen van Japanse oester zijn scherp - Leveren geen directe bijdrage aan de waterkerende functie tijdens maatgevende omstandigheden - In de praktijk blijkt aanleg van mosselbanken toch lastig te zijn, en met oesterbanken is nog weinig ervaring - Maximaal oppervlakte schelpdierbanken 5 – 10 % van de wadplaten - Japanse oester is een exoot - Past de grootschalige aanleg van mosselbanken in het streefbeeld voor de Waddenzee en de natuurwetgeving? - Japanse oester minder geschikt als voedsel voor vogels
<p>Opportunities</p> <ul style="list-style-type: none"> - Aanleg van mosselbanken bij verbeterd inzicht - Aanleg van oesterriffen met kooien van staaldraad 	<p>Threats</p> <ul style="list-style-type: none"> - Overbegrazing van fytoplankton - Moeilijk stuurbaar vanwege gevoeligheid voor golfslag, ijsvorming en massasterfte - Onduidelijk of er noodmaatregelen bij falen zijn - Onduidelijkheid over beheer t.a.v. waterveiligheid

4. Kwelders

4.1 Algemeen

4.1.1 Ontstaan

Kwelders (in de Zuidwestelijke Delta en soms in Noord-Holland: (zoute) schorren) zijn begroeide buitendijkse gebieden die onder invloed van de zee opslibben (Figuur 10). Ze liggen boven de gemiddelde hoogwaterlijn en worden dus maar af en toe overspoeld. Ze komen voor op plaatsen waar het zeewater relatief rustig is en de bodem hoog genoeg ligt, zodat fijnkorrelig sediment (slib) kan bezinken. Dit wordt gefaciliteerd door de zouttolerante vegetatie: deze remt de watersnelheid verder af en bevordert daarmee de afzetting van sediment. Zolang er genoeg sediment in het water is, blijft de kwelder opslibben⁷ totdat deze het niveau van de hoogste stormvloed heeft bereikt. De pioniervegetatie wordt geleidelijk vervangen door vegetatie van de lage, midden en hoge kwelder. Naarmate de kwelder hoger wordt, neemt de sedimentatiesnelheid langzaam af omdat de overstromingsfrequentie door sedimenthoudend water afneemt. Kwelders komen voor in luwe gebieden aan de randen van de Waddenzee en Eems-Dollard, zowel aan de vastelandskust als op de eilanden (Figuur 11).



Figuur 10. Kwelder op Schiermonnikoog (Foto: <https://beeldbank.rws.nl>, Rijkswaterstaat / Joop van Houdt)

De kweldervegetatie is van groot belang voor de opslibbing en het vasthouden van sediment, en is daarmee vooral een autogene biobouwer. De aanwezigheid van planten dempt golven en vertraagt de stroming, zodat sediment kan bezinken. Daarnaast vangen de planten sediment in op hun bladeren, stengels en wortels. De doorworteling maakt dat de bodem steviger wordt en het sediment minder snel weer wordt geërodeerd. De planten concentreren de waterstroming waardoor kreken worden gevormd (Temmerman *et al.*, 2007), die de ontwatering verbeteren, het sediment verstevigen en aanvoerroutes voor nieuw sediment vormen. Daarnaast zijn kwelderplanten allogene biobouwers: afstervende plantendelen worden in het sediment geïncorporeerd en dragen zo bij tot de totale sedimentatie. In Nederlandse kwelders is dit echter een bescheiden deel van het totale sediment.

⁷ Als het over de hoogtegroeï van kwelders gaat wordt vaak gesproken over opslibbing. Het afgezette sediment kan zowel uit slib (fijn sediment) als enig zand bestaan.



Figuur 11. Pionierzone in de vastelandskwelders, ontstaan in de luwte van rijshoutdammen (links). Hoge oude kwelder op Schiermonnikoog (rechts). (Foto's: Alma de Groot).

De kwelderplanten beschermen het oppervlakte tegen erosie, zodat verticale erosie van het kwelderoppervlak verwaarloosbaar is (Friedrichs en Perry, 2001). Erosie kan wel aan de wadzijde optreden, middels kliferosie. Hoe ouder de kwelder is, hoe hoger deze is en hoe meer kans op klifvorming, maar ook: hoe steviger en dus erosieresistenter het sediment wordt. Een klif schrijdt geleidelijk terug door golfwerking tijdens stormvloed, net zolang tot het wad vóór de kwelder hoog en stabiel genoeg is om vestiging van nieuwe pioniervegetatie mogelijk te maken (Yapp *et al.*, 1917). Terwijl klif afslaat gaat de sedimentatie op het kwelderoppervlak gewoon door. Het afgeslagen materiaal kan door de golven op de kwelder worden afgezet en zo ten goede komen aan de hoogtegroeï van de kwelder. Daarnaast bouwt het netwerk van krekken zich uit tijdens de groei van de kwelder (Allen, 2000). Door de achterwaartse insnijding die hier bij hoort, erodeert ook een deel van het kwelderoppervlak.

De kweldervegetatie begint als pioniervegetatie, voornamelijk bestaande uit Zeekraal (*Salicornia* sp.) en Engels slijkgras. Na verloop van tijd, als de bodem hoog genoeg is, wordt de pioniervegetatie achtereenvolgens opgevolgd door vegetatie van de lage, midden- en hoge kwelder. De verspreiding van de plantensoorten is afhankelijk van de hoogteligging, leeftijd en begrazing van de kwelder. Wanneer meerjarige planten zich vestigen gaat de sedimentatiesnelheid omhoog.

Meer details over kwelders en vegetatie staan in bijlage D.

4.1.2 Randvoorwaarden

De meest duidelijke randvoorwaarde voor het ontstaan van kwelders is de bodemhoogte, en daarmee overstromingsfrequentie en -duur. De ondergrens ligt rond Gemiddeld Hoog Water (in de kwelderwerken tot enkele decimeters lager), en de (landwaartse) bovengrens ligt waar het gebied nog vijf keer per jaar wordt overstroomd (De Jong *et al.*, 1998). Aan de vastelandskust is de landwaartse grens de dijk, op de eilandstaarten de duinen en stormvloedgeulen. Een tweede randvoorwaarde is luwte: kwelders ontwikkelen zich alleen daar waar het water relatief rustig is en er weinig golfinvloed is. Dat is aan de lizijde van hoge wadplaten aan de vastelandskust, en aan de Waddenzeezijde van de eilanden. Ook moet er voldoende sediment in het water zijn voor sedimentatiesnelheden die hoog genoeg zijn om de zeespiegelstijging bij te houden. Voor het huidige tempo van zeespiegelstijging is het slibgehalte in de Waddenzee en Eems-Dollard daarvoor voldoende, aangezien de huidige opslibbingssnelheden meestal boven de huidige snelheid van de zeespiegelstijging (circa 2 mm/jaar) liggen (Van Wijnen en Bakker, 2001; Dijkema *et al.*, 2013). Daarnaast is de vorm van de kwelder en de krekken van belang voor de sedimentatiesnelheid. Nutriënten kunnen limiterend zijn voor de plantengroei op de kwelders (Olff *et al.*, 1997).

4.2 Stuurbaarheid

Kwelders zijn dynamisch: er vindt groei en afslag plaats. Opslibbingsnelheden zijn maximaal ongeveer 3 cm per jaar in de pionierzone (Dijkema *et al.*, 2009), en maximale snelheden van (horizontale) kliferosie zijn in de orde van enkele meters per jaar (De Glopper, 1981; Erchinger, 1987). Aanzienlijke afslag als gevolg van stormvloed is niet bekend. Alleen tegen het opdringen van geulen zijn kwelders niet opgewassen.

Er kan op vele manieren gestuurd worden in de ontwikkeling van kwelders (De Groot *et al.*, 2013). Mogelijke (beproeft) technieken zijn bijvoorbeeld rijshoutdammen, kleisuppleties langs de kwelderrand, opbrengen van grond, inzet van geotextiel, maar ook harde constructies.

Aan de vastelandskust van de Waddenzee bestaan zo goed als alle kwelders uit rijshouten dammen, die bezinkvelden vormen, en regelmatig gegraven greppels (Dijkema *et al.*, 2001). De bezinkvelden zorgen voor extra luwte waardoor meer sediment bezinkt en de zaailingen minder snel worden ontworteld door de golven. Vroeger werden de kwelderwerken intensief onderhouden; tegenwoordig, voor zover nodig voor een goede en natuurlijk ogende kwelderontwikkeling, alleen nog de hoofdwatgangen (Dijkema *et al.*, 2001).

4.3 Natuur- en overige waarden

Kwelders zijn beschermd onder Natura 2000 (Vogel- en Habitatrichtlijnen). Ze zijn broedgebied, foerageergebied en hoogwatervluchtplaats voor verscheidene vogelsoorten (Esselink *et al.*, 2009), fungeren als kraamkamer van verschillende vissoorten, en vormen een bron van nutriënten voor de kustzone, bijvoorbeeld silica (nodig voor diatomeeën; Mitsch, 1994; Dausse *et al.*, 2005).

4.4 Directe bijdrage aan de waterveiligheid: voorland

De directe bijdrage van kwelders aan de waterveiligheid bestaat enerzijds uit golfreductie en anderzijds uit stabilisatie van dijk en voorland. Daarbij is het vooral het afgezette sediment dat deze functie vervult. In het kader van het Deltaprogramma Waddengebied zijn een aantal rapporten verschenen waarin meer in detail wordt ingegaan op het functioneren van kwelders, hun randvoorwaarden en de mogelijkheid om ze in te zetten voor de waterveiligheid:

- Een dijk van een kwelder: een verkenning naar de golfreducerende werking van kwelders (Van Loon-Steensma *et al.*, 2012c).
- Zoekkaart kwelders en waterveiligheid Waddengebied (Van Loon-Steensma *et al.*, 2012a).
- Stuurbaarheid van kwelders (De Groot *et al.*, 2013).
- Kwelders en dijkveiligheid in het Waddengebied (Venema *et al.*, 2012).
- Doelbereik innovatieve dijkconcepten DP Wadden (Calderon en Smale, 2013).

Onderstaande is een samenvatting van relevante onderdelen uit deze rapporten, en overlapt met de factsheet "Betekenis van voorlanden voor waterveiligheid" (Van Loon-Steensma *et al.*, 2014).

4.4.4 Stabiliteit van de dijk

De hoogte en breedte van kwelders, de samenstelling en bodemopbouw en de aanwezigheid van geulen zijn naast de invloed op de golfbrandvoorwaarden en de kruinhoogte ook van belang bij de beoordeling van de stabiliteit van de dijk. Het gaat daarbij om de faalmechanismen piping en macro-instabiliteit buitenwaarts (zeezijde) of binnenwaarts (landzijde).

Piping

Opslibbing van fijn materiaal in het kweldervoorland resulteert in een ondoorlatende laag voor de dijk. Dit heeft een remmende werking op de grondwaterstroming. Dit effect treedt al op bij breedtes > 100 m. Belangrijk is dat de 'ondoorlatende laag' niet wordt verstoord door gaten, kleiwinputten, strangen, geulen en sloten en dat de laag tijdens maatgevende (storm)omstandigheden aanwezig is en blijft.

Voor de bepaling van de kwelweglengte moet er een intreepunt aan de buitenzijde en een uitteerpunt aan de binnenzijde worden bepaald. De dikte van de afsluitende deklagen is mede bepalend voor de ligging van het intreepunt. Als er geen ondoorlatende laag aanwezig is wordt het intreepunt aangenomen bij de buitenteen van de dijk (of bij de slootbodem van de buitendijkse kwelsloot). Als de ondoorlatende laag minstens uit 1 m dik kleipakket bestaat en dit ook verder zeewaarts aanwezig is, kan het punt waar deze laag stopt, worden aangehouden als intreepunt, wat een forse vergroting van de aanwezige kwelweglengte kan opleveren. Dit betekent dat de weerstand tegen kwel en piping groter wordt.

Macro-instabiliteit

De remmende werking van een ondoorlatende laag voor de dijk op de grondwaterstroming is in geval van opdrijven ook gunstig voor macro-instabiliteit. Bij opdrijven wordt de opwaartse waterdruk onder de afsluitende deklagen groter dan het gewicht daarvan, waardoor deze omhoog worden gedrukt of opbarsten. Als opdrijven niet speelt is dit positieve effect voor macrostabiliteit van het binnentalud niet aanwezig. Voor macrostabiliteit buitenwaarts is de situatie met een hoge waterstand in de dijk en een lage buitenwaterstand (Gemiddeld Hoog Water) maatgevend. In de stabiliteitsberekeningen wordt aan de buitenzijde rekening gehouden met de hoogte van de kwelder. Voor de bepaling van de breedte B van de stabiliteitszone uit de buitenteen kan gebruik worden gemaakt van de vuistregel $4 \times H$, waarbij H het hoogteverschil is tussen de kruin van de dijk en het voorland bij de buitenteen van de dijk. Elementen buiten de 4H-zone hebben geen invloed op de macrostabiliteit van de dijk. Dit betekent dat enkel de hoogte van het voorland binnen de 4H-zone een positieve bijdrage kan leveren aan de buitenwaartse stabiliteit van de dijk. Opgemerkt wordt dat deze vuistregel niet mag worden toegepast als het voorland geheel uit slib is opgebouwd. In dat geval moet als maaiveldhoogte worden uitgegaan van de vaste grondslag onder het slib.

4.5 Bijdrage aan meegroeivermogen

Er is op dit moment 8510 ha kwelders aanwezig in de Waddenzee. Globaal liggen opslibbingssnelheden tussen 0,3 en 3 cm/jaar (Van Wijnen en Bakker, 2001; Dijkema *et al.*, 2009), gemiddeld 0,5 cm/jaar op de eilanden en 1 cm/jaar aan de vastelandskust. De totale opslibbing in de Waddenzee is daarmee in de orde van een half miljoen kubieke meter per jaar, waarmee in de loop van de tijd een aanzienlijke hoeveelheid sediment wordt vastgelegd (voor details zie bijlage E).

Het sediment bestaat met name uit kleilig materiaal, maar tijdens stormvloeden kan ook zandig of zelfs grover materiaal worden afgezet (Allen, 2000; De Groot *et al.*, 2011). Omdat kwelders over het algemeen stabiel zijn dan strand en duinen, en tijdens stormen geen significante erosie ondergaan, wordt het sediment hier langdurig (orde eeuwen) vastgelegd.

Hoewel de vastelandskwelders opslibbingssnelheden hebben die in de orde van grootte liggen waarmee een zeespiegelstijging van 0,9 cm/jaar bij te houden zou moeten zijn, is de ruimtelijke verdeling van het sediment in de kwelder een punt van aandacht. Als de kwelder te breed wordt, bereikt het sediment de landwaartse zijde minder goed. Voor zomerpolders en de eilandkwelders, waar de opslibbingssnelheden gemiddeld lager zijn, is het de vraag of ze bovengenoemde zeespiegelstijging op grote schaal kunnen bijhouden.

4.6 Afweging

Hoewel kwelders in de huidige veiligheidsbenadering bij het ontwerp geen onderdeel van de waterkering zijn, kunnen ze bij de toetsing wel onder het beheerdersoordeel als zodanig worden meegenomen. Het lijkt de moeite waard om te bekijken of voor dijken met kwelders niet een soortgelijke afslagbenadering kan worden ontwikkeld als voor de zandige kust.

1. Kwelders als functioneel onderdeel van de primaire kering:

- Het reducerend effect op golfaanval en stroming en het opslibbend vermogen geven geen directe bijdrage aan de waterkerende functie.

2. Kwelders als functioneel onderdeel van het voorland:

- Er is een reducerend effect op de hydraulische randvoorwaarden (golfcondities) van de primaire waterkering, wat een lagere kruinhoogte van de dijk oplevert en gunstig kan zijn voor de stabiliteit van de kering en de weerstand tegen piping.
- De effecten voor de kruinhoogte kunnen worden bepaald met de huidige beschikbare rekenmodellen voor de bepaling van de hydraulische randvoorwaarden voor de primaire waterkering. De effecten op de stabiliteit en piping zijn nog niet goed kwantificeerbaar en dienen nader te worden onderzocht en daarna te worden vastgelegd in het instrumentarium. Dat geldt ook voor de mogelijke positieve bijdrage van de ruwheid van de kweldervegetatie aan de reductie van de golfaanval.
- Er is een bepaalde mate van voorspelbaarheid en er zijn geringe fluctuaties in aanwezigheid of gedrag;
- De mate van stuurbaarheid is goed en kan worden gestimuleerd door kwelderwerken en maatregelen ter bevordering van de slibvang.

3. Kwelders bijdragend aan het meegroeivermogen van het sedimentdelend systeem:

- Er is een positief effect vanwege het opslibbend vermogen.
- Het is o.a. afhankelijk van de snelheid van zeespiegelstijging of de opslibbingssnelheid deze bij kan houden.
- De fluctuaties en de onzekerheden in ruimtelijke spreiding zijn een aandachtspunt.
- Monitoring lijkt goed mogelijk, zodat eventuele veranderingen bijtijds kunnen worden gedetecteerd. Welke aanvullende maatregelen nodig zijn bij falen dient nader te worden onderzocht.

Een ideale kwelder uit het oogpunt van waterveiligheid is niet automatisch een kwelder met optimale natuurwaarden: voor waterveiligheid is een hoge en stabiele kwelder van belang, terwijl voor de natuurwaarden dynamiek en verschillende successiestadia, inclusief voldoende pioniervegetatie en jonge fasen, nodig zijn.

4.7 SWOT

Strengths <ul style="list-style-type: none">- Bewezen effectiviteit als biobouwer- Functie als golfreducerend voorlanden- Weinig jaar-op-jaar fluctuaties- Aanwijsbaar positief effect op sedimentatie- Kan potentieel meegroeien met zeespiegelstijging- Vrij goed stuurbaar, al dan niet in combinatie met andere technieken- Belangrijke natuurfunctie voor planten, vogels, en kraamkamerfunctie, verhoging biodiversiteit	Weaknesses <ul style="list-style-type: none">- Kwelders kunnen niet overal worden ontwikkeld en zijn dus niet overal inzetbaar- Niet bestand tegen geulerosie- Invloed op stabiliteit en piping moet nog nader worden onderzocht- Maatregelen bij falen nog onbekend- Hoge kwelders die meeste voor waterveiligheid betekenen zijn minder interessant voor natuurwaarden
Opportunities <ul style="list-style-type: none">- Stimuleren van kwelders door slim suppleren- Ontwikkeling afslagbenadering voor dijken met kwelders (vergelijkbaar met duinen en vooroever)	Threats <ul style="list-style-type: none">- Bij sterk versnelde zeespiegelstijging mogelijk niet meer in staat om deze bij te houden- Beheer buiten de keurzone kan niet worden beïnvloed door de waterkeringbeheerder- Natuurwetgeving staat niet overal de aanleg van kwelders toe

5. Duinen

5.1 Algemeen

5.1.1 Ontstaan

Kustduinen ontstaan uit de wisselwerking tussen zand, wind en vegetatie. De biobouwers zijn de planten die het zand invangen en kunnen vasthouden, en zo een duintje om zich heen bouwen. De aanwezigheid van de planten zorgt voor een lokale afremming van de wind, waardoor het zand kan afzetten en ook niet meer gemakkelijk wordt geërodeerd (Figuur 12). Daarnaast wordt er zand tegen de planten zelf geblazen, wat ook voor zandafzetting zorgt. De eerste planten die een rol kunnen spelen zijn eenjarige planten van het vloedmerk zoals zeeraket (*Cakile maritima*), loogkruid (*Salsola kali*), zeepostelein (*Honckenya peploides*) en spiesmelde (*Atriplex prostrata*; Van Dieren, 1934; Bakker, 1976). Zij vormen kleine duintjes aan de duinvoet of op het strand. Omdat eenjarigen in de winter afsterven, zijn deze embryonale duintjes niet altijd bestendig. Ze kunnen makkelijk wegwaaien of door de zee worden geërodeerd. De duintjes worden pas groter als het meerjarige biestarwegras (*Elytrigia juncea*) en/of helm (*Ammophila arenaria*) zich vestigen (Figuur 12). Deze grassen zijn zeer efficiënt in het invangen van zand. Ze groeien vervolgens door het neergelegde zand heen omhoog. Daarbij maken ze een uitgebreid ondergronds stelsel van wortels, verticale wortelstokken en uitlopers, die het zand verder vasthouden. Door de groei van het duin brengen de planten zichzelf buiten bereik van het zoute zeewater en ontstaat er een zoetwaterbel uit neerslag. Biestarwegras is meestal de eerste kolonisator doordat het enigszins zouttolerant is. Het kan daarentegen niet tegen al te diepe overstuiving. De grootste biobouwer van de duinen is daarmee helm, die zich vestigt als de bodem zoet genoeg is. Het groeit in dichtere pollen en is groter dan biestarwegras, en vangt daarmee meer zand in dan waar biestarwegras tegen kan. Helm zelf is in staat om verticale groei van 1 m per jaar bij te houden (Ranwell, 1972). Op deze manier kunnen hoge duinen(rijen) ontstaan die eeuwen kunnen blijven bestaan (Bakker, 1976). Ook zonder vegetatie kunnen wel hoge duinen opwaaien, maar deze zijn niet stabiel genoeg om als zeewering te dienen. Een continue zandaanvoer is van groot belang voor de vitaliteit van helm: als de zandaanvoer stopt gaat het niet direct dood, maar andere planten gaan domineren. (Bakker, 1976; Maun, 2009). Het verspreidingsmechanisme van helm is voornamelijk vegetatief: via ondergrondse uitlopers, en via afgeslagen stukjes plant die met het zeewater naar een andere plek worden getransporteerd en daar weer wortelen. Helm wordt al eeuwen lang actief door de mens geplant en beschermd om duinen te verstevigen, en er is veel ervaring met manieren van aanplant (Van der Putten, 1990; Bochev-van der Burgh, 2012). Daarnaast wordt gebruik gemaakt van stuifschermen van bijvoorbeeld riet of wilgentenen om duinen snel te laten groeien in gebieden met voldoende zandaanvoer.



Figuur 12. Links: instuivend zand (Foto: Bas Arens). Rechts: helm (Foto: Alma de Groot).

5.1.2. Randvoorwaarden

De aanwezigheid van gezonde vegetatie is essentieel voor de stabiliteit van kustduinen. Voor helm is een continue zandaanvoer van groot belang voor de vitaliteit: als de zandaanvoer stopt gaat het niet direct dood, maar andere planten gaan domineren (Bakker, 1976; Huiskes, 1979; Maun, 2009). Voor voldoende zandaanvoer is een niet te smal strand en netto aanlandige wind nodig. Daarnaast moet er droog zand van de juiste korrelgroottes aanwezig zijn, zodat het makkelijk opgenomen kan worden door de wind. Verder kunnen schelpenvloertjes (bijvoorbeeld door suppletiezand met veel schelpen) zandtransport door de wind en dus duinaangroei verhinderen. Als aan de voorwaarden is voldaan, zal duinafslag door stormvloed door natuurlijke processen weer worden aangevuld, en is er voldoende aanvoer van vers zand om helm goed te laten groeien. Dit betekent dat een duinenrij aan de wadzijde van eilanden of aan de vastelandskust niet die natuurlijke bufferfunctie zal kunnen vervullen zoals duinen aan de Noordzezijde dat doen: er zit te veel kleiig materiaal in het wad om grootschalig door de wind opgenomen te kunnen worden, en de windrichting is niet altijd geschikt. Als er geen intergetijdengebied aanwezig is voor een dijk zal natuurlijke aanvulling van zand door de wind helemaal niet mogelijk zijn.

De minimum terreinhoogte voor een dichte bedekking met helm kan worden afgeleid van de waterveiligheidspraktijk, waarin 3 m + NAP wordt aangehouden als de duinvoet. Biestarwegras en helm, en daarmee embryonale duinen, komen echter ook al lager op het strand voor. De bovengrens is niet bekend, maar zal waarschijnlijk hoger zijn dan het hoogste duin van Nederland van 53 m hoog (bij Schoorl).

Helm kan weinig betreding verdragen. Daarom wordt in gebieden met intensieve recreatie de zeereep vaak afgerasterd om te sterke vertrapping te voorkomen.

5.2 Stuurbaarheid

Er is veel ervaring met het planten van helm om de duinen te sturen (Figuur 13), al dan niet in combinatie met het aanleggen van stuifschermen en stuifdijken (bijvoorbeeld Bochev-van der Burgh, 2012; Roos *et al.*, 2013). Stuifschermen dienen om het stuivende zand in te vangen en daarmee de duinvorming te beginnen, waarna helm het duinvormende proces kan voortzetten en het zand op z'n plaats houden. De stuifdijken op de staarten van de eilanden zijn bijvoorbeeld opgebouwd volgens dit principe, al moesten deze in het begin wel continu worden onderhouden omdat stormvloed het handwerk vaak teniet doet (Maris, 2004). Verder kan worden ingegrepen door zand actief te verplaatsen, waardoor geschikt habitat voor helm kan ontstaan. Een aaneengesloten duinenrij zonder variatie in hoogte ontstaat alleen wanneer de mens ingrijpt met helm planten en stuifschermen. Tot 1990 werd helm actief ingezet (aangeplant) om een zandbuffer te ontwikkelen die stormvloederosie moest opvangen. Het planten van helm op de zeewaartse zijde van een duin stabiliseert deze en levert een steilere helling op dan een niet-ingeplant duin. Of dit op langere termijn een voordeel is voor de robuustheid van het duin als waterkering, hangt af van het lokale patroon van kusterosie en -aangroei (Carter, 1980). Een aan de zeezijde dichtbegroeid duin kan hoog worden, maar daarmee wordt transport verder landwaarts deels verhinderd (Arens *et al.*, 2010). Dat kan op lange termijn nadelig zijn voor de robuustheid (hier: breedte) van het duinmassief en voor de mogelijkheid om mee te groeien met de zeespiegelstijging. Mede daarom zijn er op verschillende plaatsen langs de Nederlandse kust experimenten gedaan waar doorstuiven wordt toegestaan of zelfs gestimuleerd. Tegenwoordig wordt helm alleen nog op zwakke plekken aangeplant, want zo lang het duin hoog en breed genoeg is, is een onregelmatige duintop geen probleem voor de waterveiligheid. Dit dynamisch duinbeheer is nu standaard voor brede duingebieden (Ministerie van Verkeer en Waterstaat, 2000; Löffler, 2010).

Helm is gevoelig voor betreding. Om betreding door recreanten te voorkomen kunnen rasters worden geplaatst. Uiteindelijk zijn duinen, net zoals kwelders, niet bestand tegen de opdringing van geulen zoals op de koppen en staarten van eilanden.



Figuur 13. Helmaanplant op Ameland (Foto: Alma de Groot).

Vanaf 1990 is het suppletievolume sterk toegenomen. Dit heeft gezorgd voor een omslag van eroderende naar stabiele of aangroeiende stranden. In een deel van de gesuppleerde gebieden is daardoor nieuwe duinvorming op gang gekomen, maar niet overal (Arens *et al.*, 2010). Zolang de Basiskustlijn gehandhaafd wordt met zandsuppleties, is de verwachting dat de duinen voldoende zand zullen hebben voor in ieder geval het natuurlijke herstelmechanisme. Daarbij is op veel eilanden de duinboog zo breed dat er zelfs ruimte is voor aanzienlijke afslag voordat de waterveiligheid in het geding komt.

5.3 Natuur- en overige waarden

Grote delen van de duinen zijn beschermd onder Natura 2000 (VHR). Er komen vele bijzondere planten- en diersoorten voor, voor wie het broed-, foerageer- en rustgebied is.

Duinen hebben meerdere functies naast die als waterkering (Everard *et al.*, 2010), waarvan op dit moment de belangrijkste zijn:

- zoetwatervoorziening (drinkwater, levering zoet grondwater aan landbouw door zoetwaterbel)
- recreatie en toerisme
- beweiding
- bewoning
- bosbouw

5.4 Directe bijdrage aan de waterveiligheid: onderdeel kernzone

Duinen zijn al sinds eeuwen onderdeel van de waterkering op de eilanden en elders langs de Nederlandse kust. Er zijn daarom ontwerpregels in de Leidraad Zandige Kust, het Technisch Rapport Zandige Kust en een wettelijk toetsinstrumentarium voor de duinenkust⁸. Wanneer het duin voldoende hoog en breed is, wordt het zeewater en daarmee de stormvloed door het duin tegengehouden. Golfreductie tijdens stormvloeden vindt plaats op het strand en tegen de duinvoet. Daarbij kan de duinvoet eroderen (Figuur 14), waarna het geërodeerde zand op het strand en de vooroever wordt afgezet, en tijdens rustigere condities weer richting de duinen wordt getransporteerd door golven en wind.

De rol van de biobouwer helm is het invangen en vastleggen van het zand. Daarnaast biedt het wortelstelsel van helm enige weerstand tegen erosie tijdens stormvloeden.

⁸ www.rijkswaterstaat.nl/water/veiligheid/bescherming_tegen_het_water/organisatie/wettelijk_toetsinstrumentarium/

5.4.1 Duinafslag

Op landelijke schaal worden de aanwezige kustprofielen periodiek ingemeten. Zowel bij het ontwerp als bij de toetsing van de zandige kust wordt uitgegaan van een beoordeling van de huidige, Momentane Kust Lijn (MKL) op basis van een afslagbenadering. Daarbij worden met een rekenmodel op basis van de vigerende hydraulische randvoorwaarden en de lokale korreldiameter van het zand, afslagprofielen en afslaglijnen bepaald. Binnen het duinprofiel moet door de beheerder een zogenoemd grensprofiel worden bepaald. Dit is het minimaal vereiste duinprofiel dat nog als waterkering aanwezig moet zijn. Als het grensprofiel wordt doorsneden door het afslagprofiel is er te weinig zand in het kustprofiel aanwezig en moet er extra zand worden gesuppleerd. Vanuit kustonderhoud vinden er dan ook geregeld kustsuppleties plaats, die worden uitgevoerd als de afslaglijnen de Basiskustlijn (BKL) doorsnijden. Dit is de kustlijn van 1990, waarvan is besloten dat die niet verder landwaarts mag afnemen en daarom wordt de BKL sindsdien door middel van zandsuppleties gehandhaafd.

5.4.2 Winderosie

Als de ruimte tussen het grensprofiel en het afslagprofiel of de achterzijde van het duin beperkt is moet ook worden getoetst of het grensprofiel kan worden aangetast door winderosie. Daarbij worden ook de begroeiing op het duin en de aanwezige open plekken betrokken.



Figuur 14. Duinafslag als gevolg van de Allerheiligenvloed 2006 (28-11-2006) op Vlieland.

5.5 Bijdrage aan meegroeivermogen

De duinen op eilanden vormen een belangrijke opslag van zand in het Waddensysteem. De aanwezigheid van deze volumes zand als barrière aan de buitenkant van de Waddenzee zorgt ervoor dat de vastelandskust wordt beschermd tegen golven vanuit de open Noordzee. Het oppervlakte aan duinen op de vijf grootste eilanden is 113 km² (Lammerts *et al.*, 2009). Per jaar vangen de duinen op de Waddeneilanden netto zand in. De hoeveelheden zijn berekend uit Jarkusraaien (jaarlijkse metingen van duin- en strandprofielen). Deze laten een grote variatie in ruimte en tijd zien, waarschijnlijk deels gerelateerd aan suppleties (Arens *et al.*, 2010): gemiddeld over 10 jaar, in de periode 1997 – 2008, is de aangroei op Texel en Terschelling rond de 15 m³/m/jaar, en op Vlieland, Ameland en Schiermonnikoog rond 5 m³/m/jaar. Het totale volume dat op dit moment op de eilanden aanwezig is (boven + 2 m NAP) is 451 miljoen m³ (zie bijlage F), en de totale aanzanding over alle Waddeneilanden 1,27 miljoen m³/jaar (Arens *et al.*, 2010). Daarbij is er voor Schiermonnikoog en Ameland de indicatie dat het stimuleren van helm netto meer zand invangt dan spontaan vormende duinen, al zou dit beter onderzocht moeten worden (Bijlage F). In de luwte van de duinen op de eilanden kunnen kwelders zich vormen. Zo faciliteert de duinvegetatie ook de invang van kweldersediment door kweldervegetatie.

In de eerste instantie volgt duinvorming de dynamiek van de eilandontwikkeling in de Waddenzee. Maar als de vegetatie eenmaal gevestigd is, gaan de duinen zelf de eilandontwikkeling ook sturen. Duinbogen vormen de kernen van de eilanden en creëren luwtes waarin kwelders zich kunnen ontwikkelen (Olf *et al.*, 1997; Oost *et al.*, 2012). Gemiddeld gezien ontstaan duinen tijdens perioden van kustangroei, en eroderen ze wanneer de kust terug schrijdt (Psuty, 1992; Hesp, 2002). Echter, matige kusterosie kan er ook toe leiden dat er veel zand voor de wind beschikbaar komt, waarmee de duinen landwaarts bewegen en netto groeien.

Er zijn zorgen dat stuifdijken op de lange termijn zandtransport op de eilandstaarten tegenhouden zodat ze mogelijk niet voldoende mee kunnen groeien met de zeespiegelstijging (Löffler *et al.*, 2008), en dat ze mede verantwoordelijk zijn voor ecologische veroudering (en dus verarming). Dit laatste wordt nader onderzocht binnen Deltaprogramma Waddengebied samen met OB+N en Programma naar een Rijke Waddenzee.

5.6 Afweging

Bij het ontwerp van duinen wordt bij de berekening van de afslagprofielen al rekening gehouden met het vermogen om mee te groeien met de zeespiegel. Indien uit de toetsing blijkt dat er sprake is van een overmaat aan zand in het profiel wordt het effect daarvan ook meegenomen in de afslagberekeningen. De begroeiing van helm op het duin is nu al een onderdeel van de waterkering dat bij de toets op winderosie wordt beoordeeld.

1. Helm als functioneel onderdeel van het duin als primaire kering:

- Het effect draagt positief bij aan de veiligheid;
- Het effect is kwantificeerbaar en vastgelegd in Katern 6 Duinen van het Voorschrift Toetsen op Veiligheid (V&W, 2007);
- Als de begroeiing met helm lokaal niet meer aanwezig is moet worden gecontroleerd of daardoor het grensprofiel wel of niet wordt doorsneden door het afslagprofiel;
- Bij lokaal falen kan opnieuw helm worden ingeplant, stuifschermen geplaatst en/of extra zand gesuppleerd.

4. Duinen als golfreducerende eenheid:

- Bij lokale erosie of afslag kan er indien dit tijdig wordt gesignaleerd extra zand worden gesuppleerd. Vanuit beheer is het beter om voor het stormseizoen door middelen van metingen na te gaan of er nog voldoende overmaat aan zand in het duin aanwezig is. In het kader van het reguliere kustonderhoud wordt jaarlijks gecontroleerd of de basiskustlijn (BKL) niet landwaarts is opgeschoven en wordt de suppletiebehoefte daarop afgestemd.

3. Eilanden met begroeide duinen bijdragend aan het meegroei-vermogen van het sedimentdelend systeem:

- Kunnen een netto significant en positief effect hebben op de sedimentbalans;
- Het effect moet kwantificeerbaar zijn en worden geïmplementeerd in de rekenmodellen voor de bepaling van de hydraulische randvoorwaarden van de primaire waterkeringen;
- Heeft een geringe mate van voorspelbaarheid en kan grote fluctuaties vertonen in aanwezigheid of gedrag;
- Kan goed gemonitord worden om eventuele veranderingen bijtijds te kunnen detecteren en aanvullende maatregelen te nemen.

5.7 SWOT

Strengths <ul style="list-style-type: none">- Bewezen effectiviteit als biobouwer in de waterkering- Aanwijsbaar positief effect op sedimentatie- Bindt zand dat als buffer voor stormvloedfungeert- Kan potentieel meegroeien met zeespiegelstijging- Goed stuurbaar, al dan niet in combinatie met andere technieken- Duinen kunnen eeuwenlang blijven bestaan-	Weaknesses <ul style="list-style-type: none">- Risico op overstabilisatie- Invloed van groene stranden moet nog nader worden onderzocht
Opportunities <ul style="list-style-type: none">- Stimuleren van duinen door suppleties en zandmotoren- Stimuleren van duinbegroeiing	Threats <ul style="list-style-type: none">- Een deel van de Nederlandse kust ondergaat structurele erosie. Als deze niet wordt gemitigeerd met suppleties, is er risico voor grootschalige duinafslag- In de kuststrook buiten de keurzone hebben waterkeringbeheerders geen zeggenschap

6. Overige biobouwers

In dit hoofdstuk komen biobouwers aan bod die vooral op de sedimenthuishouding van de Waddenzee als geheel ingrijpen en/of weinig stuurbaar zijn. Daarvan worden hier diatomeeën, zeegras, *Ensis* en groene stranden behandeld. De reden om ze in dit rapport toch te bespreken is dat ze vaak genoemd worden als potentieel bijdragend aan de waterveiligheid. Verder kunnen sommige in de toekomst mogelijk wel een rol spelen wanneer er op basis van onderzoek meer inzicht is in hun bijdrage in het systeem, of wanneer hun stuurbaarheid is vergroot.

6.1 Diatomeeën

6.1.1 Algemeen

Benthische diatomeeën zijn eencelligen die op de bodem van het wad en sommige stranden leven en biomassa produceren door fotosynthese (Figuur 15). Diatomeeënmaten komen voor op slikgige, dus weinig dynamische gebieden, over grote arealen. Ook in meer dynamische gebieden zoals megaribbels en windduinen zijn diatomeeën aanwezig. Ze bevinden zich op en deels in het sediment. Er zijn ruwweg twee groepen benthische diatomeeën: epipsammitische (vastgehecht aan zandkorrels) en epipelitische (mobiel in het sediment). Deze laatste scheiden een suikerachtige stof (mucus) af, waarmee sedimentdeeltjes aan elkaar gekit worden. Extra sediment wordt hiermee niet ingevangen, maar de erodeerbaarheid neemt hierdoor wèl af, waardoor de netto sedimentatie toeneemt. Aldus vormen diatomeeën een mat aan het oppervlak van de wadplaten die daardoor beter bestand zijn tegen erosie dan een kaal wad. Daarmee stabiliseren diatomeeën het sediment en kan er ophoging van de wadplaat plaatsvinden, waarbij waarden van zo'n twee centimeter ten opzichte van een situatie zonder diatomeeën worden genoemd (Jones *et al.*, 1997; De Deckere, 2003). De effecten zijn sterk afhankelijk van de dichtheid en de hoeveelheid mucus die wordt uitgestoten door de verschillende soorten. Proeven laten zien dat hiermee 5 - 17% toename van de kritische erosiesnelheid kan worden bereikt (Vos *et al.*, 1988). Voor megaribbels op intergetijdenplaten is proefondervindelijk vastgesteld dat vernietiging van de diatomeeënpopulatie zorgt voor erosie van de ribbel (De Boer, 1981). Daarnaast is er bij de epipelitische diatomeeën ook nog sprake van een netwerk effect van onderlinge verbinding (kolonies) en via mucusdraden. Dit kan in 24 uur de kritische erosiesnelheid met 25 - 100% laten toenemen (Vos *et al.*, 1988). Dit effect is echter tijdelijk: na een bloei in het voorjaar worden de algen begraasd en vergraven door allerlei bodemdieren zoals de slijkgarnaal (*Corophium*) en andere vlokreeftjes, zodat er aan het eind van de zomer weinig meer over is van hun beschermende invloed en het sediment weer kan suspenderen (De Deckere, 2003). Echter, overall waar diatomeeën aanwezig zijn zal er netto waarschijnlijk meer sediment zijn blijven liggen dan het geval zou zijn geweest als ze afwezig waren geweest, waarmee ze wel degelijk een rol hebben in de hoogte van de platen. Dit zou nader onderzocht moeten worden. Naast de top-down controle door grazers wordt het voorkomen van diatomeeën soms bottom-up bepaald door nutriëntenaanbod en (in mindere mate) lichtcondities (De Deckere, 2003).



Figuur 15. Moddervlakten op het wad onder Spiekeroog met een bruine kleur door bedekking met diatomeeën (foto: De Leeuw).

6.1.2 Waterveiligheid

Diatomeeënmaten hebben door hun vastleggende werking een effect op de sedimenthuishouding, maar dit effect is seizoensgebonden en tijdelijk (De Deckere, 2003). Daarnaast fluctueert hun voorkomen van jaar tot jaar, al naar gelang de (weers-)omstandigheden en de fluctuaties in begrazers. De top-down controle door grazers maakt deze biobouwer extra slecht stuurbaar (Weerman *et al.*, 2011b; Weerman *et al.*, 2011a; Weerman *et al.*, 2012). Onze inschatting op basis van deze informatie is dat de directe inzetbaarheid van diatomeeën als biobouwer in een waterveiligheidsstrategie daarmee zeer laag is.

6.2 Zeegras

6.2.1 Algemeen

Zeegras (klein zeegras, *Zostera noltii* en groot zeegras, *Zostera marina*) groeit in het intergetijdengebied tussen de laag- en hoogwaterlijn en soms ook onder de laagwaterlijn⁹. De flexibele planten beïnvloeden de golven en stroming, waardoor fijn sediment tussen de planten wordt afgezet. Het sediment wordt gestabiliseerd en de golven worden gereduceerd (Bos *et al.*, 2007a; Van der Heide, 2009; Paul, 2011; Dolch *et al.*, 2012; Rijkswaterstaat, 2013). Er bestaan zowel eenjarige als meerjarige vormen. Klein zeegras is meestal meerjarig. De bovengrondse delen sterven in de winter volledig af, maar er blijft wel een wortelstelsel over. Groot zeegras heeft twee vormen: meerjarig subtidaal en eenjarig intertidaal. De intertidale variant verdwijnt volledig in de winter en houdt ook geen wortels onder de grond. Dit betekent dat in de winter de golfreductie minder is en de planten het ingevangen sediment deels weer kunnen loslaten (Bos *et al.*, 2007a; Paul en Amos, 2011). Überhaupt is de golfreductie over een bed met klein zeegras gering (Paul en Amos, 2011); in de tropen komen wel veel dichtere en grotere planten voor, die veel meer effect op golfreductie en sedimentstabiliteit hebben (Christianen *et al.*, 2013, C. Philippart, pers. com.).

Van de twee soorten die in de Waddenzee voorkomen is groot zeegras vrijwel uitgestorven. Klein Zeegras komt in Nederland nog slechts sporadisch voor. In het verleden was zeegras zeer algemeen in Nederland, met vele hectares ondergedoken groot zeegras, maar vanaf de jaren dertig is het bestand door ziekte en veranderingen in milieumomstandigheden gedecimeerd. Alleen in het noordelijke deel van de internationale Waddenzee bevinden zich intussen, na een sterke reductie in de jaren 60 – 80, weer aanzienlijke bedden van intertidaal klein zeegras die 10 % van het intergetijdengebied bedekken (Dolch en Reise, 2010; Dolch *et al.*, 2012). De ondergedoken populatie is wel vrijwel helemaal verdwenen.

⁹ www.rijkswaterstaat.nl/water/natuur_en_milieu/zeegras/

Zeegras is gevoelig voor milieumomstandigheden. Het kan slecht tegen eutrofiering, troebelheid (al is het de vraag of dat ook voor klein zeegras in het intergetijdengebied geldt; Dolch *et al.*, 2012), uitdroging en te grote hydrodynamiek, en is afhankelijk van een geschikt zoutgehalte (De Jong *et al.*, 2005; Van der Heide, 2009; Dolch *et al.*, 2012).

6.2.2 Waterveiligheid

Zeegras is dus in staat golven te reduceren en sediment vast te houden. Op dit moment komt er echter bijna geen zeegras in de Nederlandse Waddenzee voor, en herintroductieprogramma's zijn niet of matig succesvol. Er zijn wel locaties waar zeegras potentieel voor zou kunnen komen (De Jong *et al.*, 2005), maar tot nu toe heeft het zich er niet gevestigd. Daardoor is zeegras op dit moment niet stuurbaar, en is het ook niet te verwachten dat zeegras op redelijke termijn een biobouwer van belang zal zijn in de Waddenzee. Het is dus niet zinvol om zeegras als onderdeel van een waterveiligheidsstrategie op te nemen. Mocht het in de toekomst wel mogelijk zijn om zeegrasbedden succesvol aan te leggen, dan kan het interessant zijn om de mogelijke bijdrage aan de waterveiligheid nader te onderzoeken¹⁰.

6.3 Schelpdierbanken: *Ensis*

6.3.1 Algemeen

Ensis-banken (banken van Amerikaanse zwaardschede, *Ensis directus* of *Ensis americanus*) komen sinds de jaren zeventig van de vorige eeuw voor in sublitorale en litorale gebieden van de Waddenzee, in bodems uiteenlopend van fijnzandig tot slikkig sediment (Witbaard en Kamermans, 2010; Figuur 16). Op plaatsen waar *Ensis* zich vestigt, gaat het meestal binnen 3 - 4 jaar de schelpenpopulatie domineren in aantallen en biomassa (Witbaard en Kamermans, 2010). De soort is hierdoor in de eerste dertig jaar na zijn introductie alleen maar toegenomen en heeft zich door de hele Waddenzee verspreid (Dekker en Beukema, 2012). Omdat *Ensis* banken over het algemeen 2 - 4 jaar bestaan (Armonies en Reise, 1998; Wijsman *et al.*, 2006), gaat het om een relatief opportunistische soort (Witbaard en Kamermans, 2010).

De hoogste dichtheden worden aangetroffen in mobiele zanden in ondiepe sublitorale gebieden (Beukema en Dekker, 1995). Boven de Nederlandse Waddeneilanden komen lokaal dichtheden voor van meer dan 1800 individuen/m² (Witbaard en Kamermans, 2010). Omdat *Ensis* veelal voorkomt op plaatsen waar vóór de introductie de biomassa van infauna relatief laag was, wordt gedacht dat *Ensis* een nieuwe niche heeft gevuld in het Waddenzee-ecosysteem (Swennen *et al.*, 1985; Witbaard en Kamermans, 2010). Effecten op andere infauna zijn op het eerste gezicht positief (Armonies en Reise, 1998; Witbaard en Kamermans, 2010), maar mogelijk heeft de aanwezigheid van *Ensis*-banken een negatief effect op de overleving van larven van andere organismen (larvivagie) (Troost, 2010). Zelf vormt *Ensis* voedsel voor zee-eenden en eidereenden (Leopold *et al.*, 2008; Witbaard en Kamermans, 2010).

Er vindt regelmatig grote sterfte plaats onder *Ensis* (Muhlenhardt-Siegel *et al.*, 1983). Het vermoeden is dat dit komt door koude winters (Strasser en Günther, 2001) en uitputting na voortplanting (Muhlenhardt-Siegel *et al.*, 1983), al is de sterfte sterk afhankelijk van de plek die bestudeerd wordt (Witbaard en Kamermans, 2010). De maximale stroomsnelheid en zoutgehalte lijken bepalend voor het voorkomen van *Ensis*, en voedselaanbod en hoge slibconcentraties zouden verdere limiterende factoren kunnen zijn (Witbaard en Kamermans, 2010; Kamermans *et al.*, in voorber.).

¹⁰ In het verleden had zeegras wel een belangrijke rol in de dijkenbouw. Het was namelijk de grondstof voor de zogenaamde 'wierdijken', totdat de paalworm de palen verwoestte waarmee het zeegras werd vastgezet



Figuur 16. *Ensis directus* (Foto: Filip Nuyttens; www.marinespecies.org)

6.3.2 Waterveiligheid

Net als mossels en oesters produceren *Ensis*-banken feces en pseudofeces die kunnen leiden tot een verslibbing van het gebied (Armonies en Reise, 1998), al is dit nooit goed onderzocht (Witbaard en Kamermans, 2010). De filtercapaciteit hangt sterk af van de grootte van het schelpdier; ze neemt toe met de grootte, maar de filtercapaciteit per eenheid biomassa neemt juist af met de grootte. Witbaard en Kamermans (2010) geven enkele getallen voor de filtratiesnelheid, maar deze zijn niet goed gerelateerd aan de grootte van de dieren. De twee data die zij wél geven, duiden erop dat de filtratiesnelheid van een volwassen *Ensis* van gelijke orde van grootte is als die van een volwassen mossel. Dat impliceert dat de grote hoeveelheden *Ensis* die op dit moment aanwezig zijn in de kustzone en in de Waddenzee veel sediment uit het water kunnen filtreren en uitscheiden als pseudofeces. *Ensis* leeft echter vaak in minder grote aantallen per vierkante meter dan mosselen, waardoor de capaciteit per vierkante meter voor *Ensis* meestal lager is. Het is niet goed onderzocht wat er met de (pseudo-)feces gebeurt, maar het is het meest waarschijnlijk dat een (zeer) groot deel van dit sediment na verloop van tijd weer in resuspensie gaat. *Ensis* graaft zich namelijk in het sediment in en creëert daardoor geen lufwtes waar feces en pseudofeces, als ze in de waterkolom geloosd worden, beschermd kunnen worden tegen wegspoeling. Daardoor is de rol in de sedimenthuishouding naar schatting gering.

De schelp van *Ensis* is gemaakt van aragoniet (Cardoso *et al.*, 2011), wat over het algemeen vrij snel vergaat. Daarom zal de bijdrage van schelpkalk aan de totale sedimentatie waarschijnlijk gering zijn.

Omdat *Ensis* banken zich voornamelijk in het sediment bevinden, en de hoogste dichtheden voorkomen in gebieden die onder maatgevende omstandigheden diep in het water liggen (voornamelijk ondiep sublitoraal), zijn effecten van *Ensis*-banken op golven nagenoeg nihil. Wanneer *Ensis* in grote dichtheden voorkomt, kunnen banken wel effect hebben op lokale stromingssnelheden omdat de schelpen dan soms boven het sediment uitsteken (Armonies en Reise, 1998). Het is echter ook mogelijk dat *Ensis* door zijn verticale migratie in de bodem juist bijdraagt aan destabilisatie van sediment (Witbaard en Kamermans, 2010).

Met de kennis die op dit moment voorhanden is, is noch aan te geven wat de bijdrage van *Ensis* aan meegroeivermogen en golfreductie is noch of die significant is. Ook de stuurbaarheid is gering. Daarom wordt *Ensis* niet als biobouwer met functie voor de waterveiligheid gezien.

6.4 Groene stranden

6.4.1 Algemeen

Groene stranden zijn (meestal brede) stranden die begroeid zijn met een mozaïek van microbiële matten, kweldervegetatie, duinvegetatie en duinvalleivegetatie (Bakker *et al.*, 2005; Van Tooren en Krol, 2005). Ze liggen aan de Noordzeezijde van de eilanden. Vaak vormen zich er primaire duinen, en er is in tegenstelling tot een kwelder geen tot zeer weinig afzetting van slib. Een groen strand kan zich ontwikkelen wanneer een breed strand in de luwte komt te liggen van een strandhaak of zandbank, en/of jonge duintjes. De jonge duintjes kunnen klein blijven, of uitgroeien tot een nieuwe duinenrij die het groene strand geheel of gedeeltelijk afsluit van de zee. In dat laatste geval verandert het groene strand in een kwelder (met opening naar zee) of een primaire duinvallei (geen opening naar zee), en vangt de nieuwe duinenrij de stormvloed op. In het verleden werd het vastleggen van groene stranden vaak versneld door stuifschermen en helmaanplant, bijvoorbeeld op Terschelling (Groene Strand, wat intussen geen echt groen strand meer is, en Cupido's Polder). Op de eilandkoppen en -staarten, waar afwisselend geulen en platen uit de buitendelta dicht onder de kust komen te liggen, kunnen groene stranden grootschalig ontwikkelen na de aanlanding van een zandplaat. Echter, ze kunnen weer zeer snel (tientallen meters per jaar) eroderen als een geul de kust erodeert en daarmee het eiland afslaat.

6.4.2 Waterveiligheid

De waarde van de kwelder- en duinvegetatie van een groen strand voor de kustbescherming ligt in de stabiliteit van het strand tijdens stormvloed:

- ten opzichte van een kaal strand vindt er op een groen strand meer golfreductie plaats, door de grotere ruwheid (vegetatie) en bodemhoogte. Daardoor is theoretisch de golfaanval op de zeereep minder.
- planten(wortels) houden het zand vast, en verminderen daardoor erosie van het strand zelf. Dit houdt het strand op hoogte en zorgt ervoor dat het strand een buffer van zand vormt (Figuur 17).

De aanwezigheid van een groen strand kan echter ook een nadeel zijn voor de waterkering. Doordat de vegetatie de bodem vastlegt en aanwaaiend zand direct invangt, kan minder zand met de wind de duinvoet bereiken. Het natuurlijke herstel van duinafslag gaat daardoor langzamer, maar dit wordt mogelijk gecompenseerd doordat ook de duinafslag minder zal zijn.



Figuur 17. De vegetatie van het groene strand op Schiermonnikoog beschermt het strand tegen erosie (Foto: Alma de Groot).

De voorspelbaarheid van groene stranden is op dit moment niet groot, omdat er voor het jaar 2000 decennialang geen nieuwe vorming van groene stranden is geweest. Pas de laatste tien jaar zijn er op verschillende locaties langs de Nederlandse kust weer nieuwe groene stranden ontstaan (Bakker *et al.*, 2005; Kers en Koppejan, 2005; Van Tooren en Krol, 2005). Op de plaatsen waar JARKUS-metingen worden gedaan, is de morfologische ontwikkeling en stabiliteit van groene stranden goed te volgen. Door berijden en betreden verdwijnt vegetatie en dus ook de beschermende functie. Megasuppleties zoals de Zandmotor¹¹ zouden vorming van groene stranden kunnen bevorderen. Dat wordt op dit moment gemonitord en onderzocht door een groot aantal partijen, o.a. RWS en het STW-programma NatureCoast.

Vanwege de vele gradiënten in abiotische omstandigheden komen er bijzondere planten- en diersoorten voor (waaronder Rode Lijst-soorten). De groene stranden op de Waddeneilanden zijn onderdeel van Natura 2000-gebieden, meestal Noordzeekustzone, en zijn dus beschermd via natuurwetgeving. Ze bestaan uit een combinatie van habitattypen, waarvan H1310_B Zilte pionierbegroeiingen (zevetmuur) typisch voor deze gebieden is. Afhankelijk van het ontwikkelingsstadium komen er verder voor: H1330_A Schorren en zilte graslanden (buitendijks), H2110 Embryonale duinen, H1130_A Zilte pionierbegroeiingen (zeekraal).

De vegetatie op het strand, in de vorm van een groen strand, zorgt dus voor stabilisatie van het systeem. Of dit netto positief of negatief is, is niet bekend. Groene stranden komen alleen voor op locaties met brede stranden, waar dus vaak geen veiligheidsprobleem zal zijn. Ze zijn daarmee niet direct 'inzetbaar' als onderdeel van de waterkering, maar vanwege hun effect op de duindynamiek is het zinnig om in het beheer wel rekening te houden met de aanwezigheid van groene stranden. De mogelijke gunstige invloed van vegetatie op groene stranden op erosie en afslag is niet bekend. De huidige afslag- en golfmodellen hebben betrekking op zand of klei, waarbij de invloed van vegetatie niet wordt betrokken. Bij een gunstig effect kan dan mogelijk bij de toekomstige volumeontwikkeling van de zeereep rekening worden gehouden worden volstaan met een met een beperktere zandaanvoer.

Samenvattend valt de afweging voor een groen strand als golfreducerende vooroever als volgt uit:

- Het effect van een groen strand is niet bekend;
- Het effect van een groen strand moet nader worden gekwantificeerd en worden vastgelegd in gevalideerd instrumentarium (rekenmodellen, voorschriften, leidraden, technische rapporten, etc.);
- Heeft een geringe mate van voorspelbaarheid en kan grote fluctuaties vertonen in aanwezigheid of gedrag.

¹¹ www.dezandmotor.nl

7. Biobouwers als mogelijk onderdeel van de waterveiligheidsstrategie

7.1 Inzet van biobouwers

In dit hoofdstuk wordt de informatie over de individuele biobouwers gecombineerd en worden een aantal algemene zaken besproken over de inzet van biobouwers als onderdeel van de waterveiligheidsstrategie. Als de informatie in de vorige hoofdstukken wordt gewogen volgens de kwalificatiecriteria die in de inleiding zijn genoemd (significant positief effect, voorspelbaarheid, stabiliteit en stuurbaarheid), zijn de meest veelbelovende biobouwers duinvegetatie en kweldervegetatie.

Er zijn verschillende **mechanismen** waarmee biobouwers een indirecte of directe functie in de waterveiligheid kunnen vervullen (Tabel 2).

Tabel 2. Biobouwers en de mechanismen waarbij zij een functie vervullen.

	Sedimenttransport		Sedimentsamenstelling		Golfwerking	Winderosie
	invang	buffer	kalk	(pseudo)feces	reductie	reductie
Kwelder-vegetatie	•				•	
Duinvegetatie	•	•				•
Schelpdier-banken	•		•	•	•	

De functie van de biobouwers is direct (bescherming bieden onder maatgevende omstandigheden en reduceren van onderhoud) en/of indirect (beïnvloeding van hydraulische randvoorwaarden, grootschalige morfologie en sedimenthuishouding).

7.2 Indirecte en directe bijdrage van biobouwers: onderdeel keringen

Voor de directe bescherming tijdens maatgevende omstandigheden worden eisen aan de biobouwer en/of diens geomorfologische gevolg gesteld: deze moet op ieder moment een vastgestelde bijdrage aan de veiligheid kunnen leveren. Daarvoor moet de biobouwer permanent aanwezig zijn en goed stuurbaar (manipuleerbaar) door de mens zijn, zodat ook eventuele schade snel hersteld kan worden. Indien dit niet het geval is, bestaat het risico op falen van de kering wanneer een stormvloed optreedt. Kwelders en duinen voldoen hieraan. Bij de zandige kust leveren de vooroever en de duinen) al een indirecte en directe bijdrage aan de waterveiligheid (formeel onderdeel van de waterkering) en zijn daarom opgenomen in het formele toetsinstrumentarium. Kwelders spelen nu een rol als golfreducerend voorland, maar zijn zelf niet hoog genoeg om stormvloeden te keren, daarvoor is altijd een andere constructie zoals een dijk nodig. Kwelders zijn geen formeel onderdeel van de kering, maar kunnen dit worden als hun bijdrage wordt geformaliseerd en in de toetsing wordt opgenomen. Daarvoor moeten randvoorwaarden zoals hoogte, breedte, mate van dynamiek etc. worden vastgesteld. Hiervoor wordt een aanzet gemaakt in het DPW-onderdeel "Innovatieve dijkconcepten". Zowel bestaande als nieuw te creëren kwelders kunnen een rol vervullen.

Het verkleinen van het reguliere onderhoud van de waterkerende dijk of het duin vindt met name plaats door het tegengaan van slijtage en vervormingen van de bekleding (gras of steen). De stabiliteit van de biobouwer is hier van minder belang, omdat de kering zelf aan de veiligheidseisen moet voldoen; de biobouwer heeft vooral effect op het onderhoud. Met name kwelders, en lokaal op kleinere schaal ook groene stranden en schelpdierbanken, kunnen golven reduceren tijdens reguliere stormen en daarmee tot minder onderhoud leiden. De zandige kust fungeert niet alleen als zandbuffer tegen erosie maar heeft ook een zelf-herstellend vermogen: onder rustige omstandigheden kan eventuele stormschade door natuurlijke processen worden gerepareerd.

Biobouwers kunnen in verschillende waterkeringsconcepten¹² een plaats krijgen (Van Loon-Steensma *et al.*, 2012b). Daarbij kunnen ook verschillende biobouwers gecombineerd worden:

- Kwelders worden soms gezien als middel om de duinvoet of zanddijk te beschermen tegen erosie. Aandachtspunten hierbij zijn wel dat de omgeving luw genoeg moet zijn voor een kwelder, terwijl een duin voldoende en regelmatige aanvoer van nieuw zand moet hebben om als buffer te kunnen fungeren. De aanwezigheid van een kwelder sluit zandtransport van zeewaartse zijde richting het duin echter in grote mate uit, wat betekent dat er geregeld sediment gesuppleerd zou moeten worden op het duin.
- Mogelijk kan de golfreducerende werking van oesterriffen tijdens minder extreme omstandigheden worden ingezet om andere habitats zoals kwelders, zeegrasvelden en mosselbanken te beschermen (Meyer *et al.*, 1997; de Vries *et al.*, 2007; Grabowski *et al.*, 2007; Borsje *et al.*, 2011). Oesters en mosselen komen steeds vaker door elkaar heen voor in gemengde banken. Oesters lijken op dit moment beter stuurbaar dan mosselen, maar daar moeten experimenten meer duidelijkheid over geven.

Er zijn ook innovatieve keringen met een 'groen' karakter, die weliswaar de biodiversiteit bevorderen maar waarin biobouwers niet worden gebruikt. Een voorbeeld hiervan zijn bijvoorbeeld 'rijke dijken' of 'groene dijken' waarbij biobouwers niet actief worden ingezet maar de bescherming primair uitgaat van door de mens aangebrachte materialen, bv. een dijkbekleding met gras (Van Loon-Steensma *et al.*, 2012b).

Bij het eventueel meenemen van biobouwers als onderdeel van de kering is het van belang goede afspraken over beheer te maken. Op dit moment worden de kwelders namelijk meestal niet door de waterkeringbeheerder beheerd. Bovendien bestaan er eisen vanuit bijvoorbeeld de Kaderrichtlijn Water en Natura 2000 aan de biodiversiteit, kwaliteit en natuurlijkheid van kwelders.

7.3 Indirecte bijdrage van biobouwers: meegroeivermogen

Het indirecte effect van biobouwers bestaat uit het positief bijdragen aan de sedimenthuishouding en morfologie, en daarmee bijdragen aan het meegroeivermogen van de Waddenzee. Dit gebeurt door het faciliteren van sedimentatie in de Waddenzee via het lokaal reduceren van golven en stroming en door het veranderen van de sedimenteigenschappen Tabel 2.

Om een indruk te krijgen van het belang van biobouwers in deze indirecte functie, kan de jaarlijkse vastlegging door biobouwers vergeleken worden met de sedimentbalans van de gehele Waddenzee. Deze laatste is afgeleid uit zeventig jaar lodingen (Elias *et al.*, 2012). Daarbij moet wel in het oog gehouden worden dat in al deze berekeningen en schattingen aanzienlijke onzekerheden zitten.

Tussen 1935 en 2005 is ongeveer 600 miljoen m³ sediment in de Waddenzee afgezet, vooral in het westelijke deel als gevolg van de aanleg van de Afsluitdijk (Elias *et al.*, 2012). Tussen 1935 en 1990 was dit 9,4 miljoen m³ per jaar, en tussen 1990 en 2005 3,6 miljoen m³ per jaar. De sedimentatie op kwelders is niet in dit getal opgenomen, omdat de lodingen niet tot op de kwelders lopen (E. Elias, pers. com.). De schattingen voor schelpdieren, duinen en kwelders in hun huidige toestand staan gegeven in Tabel 3. De bijdrage in schelpkalk is hier niet meegenomen. Deze is voor mosselen kortlevend, en voor Japanse oesters nog lastig te bepalen omdat de soort zich pas een jaar of tien geleden in de Waddenzee heeft gevestigd. Daarnaast zijn er andere schelpdieren die daar een bijdrage in kunnen leveren, zoals *Cerastoderma edule* (kokkels).

¹² www.ecoshape.nl

Tabel 3. Geschatte hoeveelheden sediment die er per jaar in het Nederlandse gedeelte van de Waddenzee afgezet en/of gefiltreerd worden.

Sediment	Volumeverandering uit hoogtemetingen en lodingen ($10^6 \text{ m}^3/\text{jaar}$, positief is netto sedimentatie)	Herkomst	Geschatte deelvolumeverandering door schelpdieren ($10^6 \text{ m}^3/\text{jaar}$)
totaal Waddenzee (m.u.v. kwelders en eilanden)	3,6 (huidig) - 9,4 (vroeger) ¹⁾	mosselen	0,5 – 9,4 slib filtratie ^{3,5)} 0,1 – 2,4 slib blijft liggen ^{3,5)} 0,4 – 7 zand ³⁾
(waarvan fijn sediment)	(0,9 – 1,9) ²⁾	oesters	0,9 slib sedimentatie ³⁾
kwelders	0,5 ³⁾		
duinen	1,27 ⁴⁾		
totaal*	5,4		
¹⁾ Elias <i>et al.</i> , 2012 ²⁾ Eysink (1979) en RWS (1978), omgerekend met een soortelijke massa van 1600 kg/m^3 ³⁾ dit rapport, indien nodig omgerekend met een soortelijke massa van 1600 kg/m^3 ⁴⁾ Arens <i>et al.</i> , 2010 ⁵⁾ Oost, 1995 * zonder stranden of buitendelta's			

Uit Tabel 3 blijkt dat de daarin genoemde biobouwers een merkbare rol hebben in de sedimenthuishouding van de Waddenzee: de sedimentatie die naar schatting door schelpdieren op jaarbasis wordt veroorzaakt (rechterkolom) is een aanzienlijk deel van de totale sedimentatie (linkerkolom). Op jaarbasis wordt een aanzienlijk deel (de schattingen laten een grote spreiding zien) van de slibstroom tot bezinking gebracht door mosselen en oesters. Een groot deel wordt echter weer geresuspendeerd binnen het jaar. Over meerdere jaren tot enkele decennia wordt zo een deel van dit slib opgeslagen in vooral de mossel- en oesterbanken. Dit komt overeen met maximaal enkele tientallen procenten van de lange-termijnsedimentatie. Over nog grotere perioden wordt een belangrijk deel van de mosselbanken door interne verschuivingen van geulen en prielen echter weer opgeruimd. Daarbij moet wel aangetekend worden dat de schelpdier-schattingen een flinke spreiding laten zien en dus sterk verbeterd zouden kunnen worden met aanvullend onderzoek.

De jaarlijkse opslag van sediment in kwelders en duinen is kleiner dan in de rest van het kombergingsgebied, wat niet verwonderlijk is gezien het veel grotere oppervlakte wad en geulen. Toch dragen kwelders circa 10 % aan de totale jaarlijkse sedimentatie bij, en duinen circa 25 %. Stranden en buitendelta's zijn hier overigens buiten gelaten. Deze getallen laten zien dat het eventueel wegvallen van een van de biobouwers dus consequenties kan hebben voor het gedrag van het sedimentdelende systeem Waddenzee.

Lokaal kunnen biobouwers de morfologie veranderen en daarmee voor meer stabiliteit zorgen. Dit overlapt met de directe manier van bijdragen aan de waterveiligheid. Schelpdierbanken kunnen bijvoorbeeld wadplaten stabiliseren (Borsje *et al.*, 2011) die anders zouden verlagen. Ook hier geldt echter weer de beperking dat mossel- (en mogelijk ook oester-)banken maar een beperkt oppervlakte van de platen kunnen bezetten.

7.4 Bijdrage aan biodiversiteit

Biobouwers en de structuren die ze produceren en/of faciliteren kunnen habitats vormen voor andere organismen. Schelpdierbanken zijn vestigingsplaats van andere organismen, en de schelpdieren zelf vormen een belangrijke voedselbron voor wadvogels. Kwelders vormen het leefgebied van allerlei (vogel)soorten, zowel om er te broeden (o.a. scholeksters, graspiepers, veldleeuwerik, lepelaars) als om er te foerageren (o.a. ganzen, maar ook hazen). Ook hebben ze een rijke ongewervelden-fauna. Voor duinen geldt hetzelfde, met deels andere soorten en een grotere diversiteit in habitats. Hiermee zijn biobouwers van groot belang voor de huidige biodiversiteit in het Waddengebied. Dat wil niet zeggen dat hoe groter het areaal van een bepaalde biobouwer is hoe beter het functioneren van het systeem is. De habitattypen in het Waddengebied zijn verbonden door uitwisseling van water, sediment, voedingsstoffen en organismen. Daarom is een goede balans tussen de verschillende habitats in grootte en connectiviteit van belang. Daarnaast gaat het uitbreiden van het ene habitatype vaak ten koste van een ander.

7.5 Mogelijke negatieve effecten

Naast positieve effecten voor waterveiligheid en biodiversiteit, kan het inzetten van biobouwers ook negatieve effecten hebben. Deze hebben met name betrekking op de dynamiek van het gebied en de uitstraling naar andere locaties.

7.5.1 Verlies natuurwaarden en natuurlijke dynamiek

Door het gericht inzetten van biobouwers wordt, afhankelijk van de vorm waarin, de natuurlijke abiotische dynamiek in meer of mindere mate onderdrukt. Bijvoorbeeld door het introduceren van de biobouwer, het aanleggen van structuren om de biobouwer te faciliteren, of door deze actief te beheren. De functionele eisen die aan het voorland of de primaire waterkering (kernzone) worden gesteld, kunnen consequenties hebben voor de mate van natuurlijke dynamiek van lucht, water, saltspray en morfodynamiek die wordt toegestaan, zowel ter plekke als in een zekere invloedssfeer daaromheen. Hierdoor raakt het landschap enigszins 'bevoren' en/of wordt het in een bepaalde richting gestuurd (meestal ophoging). Deze verstarring zorgt ervoor dat verjonging minder makkelijk kan plaatsvinden en dat de natuurlijke ruimtelijke patronen worden onderdrukt. Door de voortgaande successie zal dan steeds minder ruimte overblijven voor pioniersituaties. Dit betekent dat door het sterk sturen van biobouwers de natuurlijkheid van de Waddenzee zou afnemen.

Bij het inzetten van biobouwers op nieuwe locaties kan extra ruimte in beslag worden genomen, waarbij het gebied verandert van een natuurgebied richting een cultuurlandschap. Dit is een vrij principiële keuze voor delen van de Waddenzee die als geheel internationaal de hoogst haalbare beschermde natuurstatus heeft (Werelderfgoedgebied, Natura 2000). Dat de effecten groot kunnen zijn wordt geïllustreerd door de kwelderwerken en de dicht beplante duinen. Maar ook een kunstmatig oesterrif is een cultuurvorm.

7.5.2 Beschikbaarheid van sediment en nutriënten

Het vastleggen van sediment door biobouwers betekent dat dat sediment niet meer voor een andere plaats beschikbaar is. Bijvoorbeeld, een sterke zeewaartse uitbreiding van kwelders (zoals door kwelderwerken) leidt tot een verminderde opslibbing aan de landwaartse zijde en dus het mogelijk achterblijven van het gedeelte dicht bij de dijk. Ook het sterk vastleggen van duinen met helm zorgt voor een vermindering van het zandtransport landinwaarts.

Een deel van de biota in de Waddenzee is afhankelijk van de aangevoerde nutriënten in het water. Een toename van biobouwers betekent een toename van vastlegging van nutriënten waardoor deze niet direct beschikbaar zijn voor andere organismen. Dit kan leiden tot voedsellimitatie.

7.6 Vestigingskansen

Alle biobouwers, en dus hun maximale oppervlakten, zijn aan bepaalde grenswaarden voor voorkomen gebonden (Tabel 4). Dat betekent dat niet elke locatie in de Waddenzee geschikt is voor elke biobouwer; sterker nog, ze sluiten elkaar in de meeste gevallen uit. De ondergrens van kwelders ligt bijvoorbeeld enige decimeters hoger dan de bovengrens van oesters en mosselen.

Op een flauw hellende wadplaat kan dit een aanzienlijke horizontale afstand zijn. Alleen de verschillende schelpdieren (mosselen en oesters) kunnen op dezelfde locatie voorkomen.

Voor kweldervegetatie en schelpdierbanken is het van belang dat het getijverschil in de Waddenzee en Eems-Dollard toeneemt van west naar oost. Daardoor ligt de ondergrens voor de organismen van west naar oost steeds lager ten opzichte van NAP, terwijl de bovengrens voor kweldervegetatie steeds hoger ligt. Per kombergingsgebied zijn er verder verschillen in bijvoorbeeld aandeel intergetijdengebied, verblijftijd van het water en zoutgehalte van het water. Daardoor zal de maximale biomassa of areaal van een biobouwer dus per kombergingsgebied anders zijn (Van Duren *et al.*, 2009a).

Het oppervlakte kwelders is langs de dijken uit te breiden door actieve ingrepen, al is dat niet op alle locaties haalbaar (Van Loon-Steensma *et al.*, 2012a). Anders is ontpolderen van binnendijks land een optie. Hoe het oppervlakte mosselbanken kan worden uitgebreid is op dit moment onduidelijk, al zijn er wel meer gebieden in potentie geschikt dan dat er nu door banken worden bezet (Figuur 9). Lopende proeven zullen hier uitsluitsel over moeten geven. Het oppervlak oesters is te vergroten door hard substraat aan te bieden, bijvoorbeeld in de vorm van schanskorven zoals in de Oosterschelde (zie bijlage B). Bij het actief vergroten van het aandeel schelpdieren moet wel rekening gehouden worden met de draagkracht (dat wil zeggen: voedselbeschikbaarheid) van het gebied, en de predatiedruk. Daarnaast kunnen ziekten een bedreiging vormen voor het voorkomen van biobouwers en daarmee hun eventuele rol in de kustverdediging. Het oppervlakte duinen is uit te breiden door een combinatie van stuifschermen en helmaanplant, en mogelijk door grootschalige zandsuppleties.

Doordat biobouwers hun omgeving veranderen en vaak sterke terugkoppelingen hebben met hun omgeving, kunnen ze het systeem lokaal of globaal in een zogenaamde 'alternative stable state' brengen. Dat wil zeggen dat er onder dezelfde omgevingscondities, zowel een (deel)systeem mét als zonder de biobouwer mogelijk is. Dat komt omdat ze minder geschikte omstandigheden een tijd lang kunnen bufferen juist door hun vermogen hun omgeving te beïnvloeden. Echter, als daarbij hun tolerantiegrenzen definitief worden overschreden, kan het systeem abrupt omklappen naar een systeem zonder biobouwers. Ook als de omstandigheden daarna weer verbeteren, komen de biobouwers niet zo maar terug: ze hebben betere omstandigheden nodig om zich te kunnen vestigen dan die waaronder ze zich als gevestigd organisme kunnen handhaven (Van Wesenbeeck *et al.*, 2008a; Scheffer, 2009; Van der Heide, 2009). Bovendien kost het zich opnieuw vestigen vaak tijd. Concreet betekent dit dat historische referenties van zeegrasvelden en mosselbanken niet zonder meer opnieuw te bereiken zijn (Van Duren *et al.*, 2009a) en dat er kritische omslagpunten (knikpunten) in de staat van het ecosysteem aanwezig kunnen zijn.

Tabel 4. Grenswaarden en toleranties van de behandelde biobouwers die relevant kunnen zijn voor een waterveiligheidsstrategie.

	duin(vegetatie)	kwelder(vegetatie)	oesterbanken	moselbanken
hoogte/diepte	vanaf ongeveer 2 m + NAP	vanaf GHW (met rijshouten dammen enige dm onder GHW) tot 5x per jaar overstroomd	intergetijde tot onder GHW	subgetijde en intergetijde tot onder GHW
wind	noodzakelijk voor ontstaan	tolerant		Gemiddeld gevoelig (via golfwerking)
golven	vegetatie redelijk tolerant, duinen gevoelig (afslag), maar geen probleem indien in balans met zandaanvoer	tolerant		Gemiddeld gevoelig
Sediment	Zand	voldoende gesuspendeerd sediment	stabiel substraat	M16 van 170 µm, hard substraat (Brinkman, 2002)
ijsgang	n.v.t.	rijshoutdammen van kwelderwerken erg gevoelig, kwelders zelf niet. Kan sediment aan kwelder leveren.	gevoelig	gevoelig
stormen	erosie	sterkere kliferosie indien van	gevoelig	gevoelig
watertemperatuur	n.v.t.	niet van invloed in Waddenzee	niet van invloed in Waddenzee, behalve bij ijsgang	-16-29 °C (niet van invloed in Waddenzee, behalve bij ijsgang)
zout	hoogtegrens hangt samen met zoutgehalte: beperkte tolerantie	vegetatie verandert van samenstelling met veranderend zoutgehalte	10 tot 35 PSU	>4‰ (niet van invloed in Waddenzee)
troebelheid	n.v.t.	geen enkel probleem: troebel = sedimentbeschikbaarheid	Relatief tolerant	Relatief tolerant

GHW = gemiddeld hoog water

7.7 Zeespiegelstijging en klimaatverandering

Biobouwers zijn tot in zekere mate flexibel en in staat mee te groeien met veranderende omstandigheden zoals zeespiegelstijging en klimaatverandering.

Duinen zijn waarschijnlijk relatief robuust onder klimaatveranderingen, aangezien ze in de meeste klimaatzones voorkomen (Hesp, 2004). Bij een sterke verandering in klimaat zouden andere biobouwende planten dan helm kunnen gaan domineren, wat een effect op de duinvorming zou kunnen hebben (Hesp, 2002). Gezien de huidige verspreiding van helm (Huiskes, 1979) is dit in ieder geval tot 2100 niet te verwachten. Een belangrijke voorwaarde voor duinvorming is wel dat er voldoende zandaanvoer is en dat de dominante windrichting ongeveer gelijk blijft.

Kwelders kunnen tot op zekere hoogte meegroeien met de zeespiegelstijging. Getallen daarover zijn tot nu toe gebaseerd op puntmodellen, terwijl intussen bekend is dat ruimtelijke aspecten zeer belangrijk zijn. Vastelandskwelders kunnen met menselijke sturing door middel van rijshoutdammen opslibbingssnelheden van meer dan 2 cm per jaar in de pionierzone halen, dus de voorspelde mate van relatieve zeespiegelstijging (inclusief bodemdaling) zou weinig problemen moeten opleveren voor het zeewaartse deel van de vastelandskwelders. Echter, de landwaartse zijde kan door gebrek aan sedimentlevering mogelijk achterblijven.

Mosselen en oesters zijn waarschijnlijk gevoeliger voor klimaatverandering. Meegroeien met zeespiegelstijging lijkt wel te lukken, zeker als de wadplaten deze bij kunnen houden. Mogelijk kunnen schelpdieren hoger snelheden van zeespiegelstijging aan dan de wadplaten doordat ze extra sediment invangen, al zijn verticale groeisnelheden onvoldoende bekend. Wel zijn ze gevoelig voor strenge winters en stormen, en mogelijk ook voor veranderingen in spuiregime als gevolg van veranderingen in neerslagpatronen.

7.8 Lopende projecten

Een (niet uitputtende) lijst van initiatieven waarin relevante biobouwers als onderdeel van waterveiligheid worden opgenomen of waar naar het stuurbaarder maken van biobouwers wordt gekeken, bestaat uit:

- Klimaatbuffer Zuidwest Ameland (kwelder en oesterriffen bij Feugelpôle, getrokken door SBB)
- Herstel mosselbanken (Mosselwad, Waddensleutels)
- Zeegras zaaien (Rijkswaterstaat)
- Kwelderaanleg bij schermdijk (Marconi project Delfzijl, in planfase)
- Dynamisering van duinen (al enige tijd lopend, proefgebieden o.a. op Terschelling)
- Zandige versterking Prins Hendrikdijk (duin, kwelder en schelpdieren; Texel, planfase)
- Kunstmatige oesterriffen (Oosterschelde¹³)
- Veiligheidsbuffer Oosterdam (Oosterschelde)

Programma naar een Rijke Waddenzee¹⁴ heeft de intentie om een overzicht van alle natuurontwikkelingsprojecten in de Waddenzee actueel te houden. Hierin zijn ook veel projecten opgenomen waarin biobouwers een rol spelen. Ook in de Zuidwestelijke Delta worden experimenten uitgevoerd, zoals de in dit rapport beschreven proeven met kunstmatige oesterriffen.

Door deze pilots en onderzoeken zal in de komende jaren meer kennis over de effecten en inzetbaarheid van biobouwers beschikbaar komen.

¹³ www.ecoshape.nl/en_GB/wiki-knowledge-base.html/knowledgebase/837-Building+Block+-+Habitat+requirements+for+shellfish

¹⁴ www.rijkwaddenzee.nl/

7.9 Natuurwetgeving

Ook al zijn de behandelde biobouwers een onderdeel van het ecosysteem van het Waddengebied, ingrepen ten behoeve van zo'n biobouwer kunnen nog altijd onder de natuurwetgeving vallen. Juist omdat biobouwers onderdeel van het ecosysteem uitmaken, kan (kunstmatige) vergroting van het areaal van een biobouwer effect hebben op het ecosysteem-functioneren, zowel positief als negatief. Een voorbeeld hiervan is verstarring van eilandstaarten en mogelijk versnelde vegetatiesuccessie op eilandstaarten als gevolg van de aanleg van stuifdijken.

Als het areaal van één type biobouwer wordt uitgebreid, gaat dit ten koste van areaal met een andere functie. Bijvoorbeeld, uitbreiding van het kwelderareaal buitendijks gaat per definitie ten koste van intergetijdengebieden of gebieden in het sublitoraal. Hoe hiermee moet worden omgegaan in de vigerende wetgeving, zeker als de uitbreiding tot kwaliteitsverbetering leidt, wordt door verschillende partijen op dit moment onderzocht.

In het rapport "Quickscan eco-engineering in Natura 2000-gebied Waddenzee, verkenning naar kansen en knelpunten" (DHV, 2011) is onder andere gekeken hoe waterbeheerstaken van Rijkswaterstaat en mogelijke eco-engineeringoplossingen passen binnen de Natura 2000-wetgeving. Significante effecten worden daarin – afhankelijk van de schaalgrootte van de ingrepen – mogelijk geacht wanneer de aanleg of het verbeteren van de kwaliteit van een natuurlijke vooroever/kwelderzone gepaard gaat met significant ruimtebeslag op bv. de habitattypen H1110 (met ondiep water overstromde zandbanken) en H1140 (bij laagwater droogvallende slikwadden en zandplaten). De aanleg van bioriffen (lees: schelpdierbanken) daarentegen wordt in het rapport niet als bezwaarlijk gezien omdat daarbij geen verlies van oppervlak habitattypen optreedt (rifstructuren worden hier als onderdeel van de kwaliteit H1110/H1140 gezien). Deze inschatting wordt zelfs voor een "natuurlijke biodegradable variant" gemaakt ondanks dat kunstmatige structuren niet wenselijk zijn in de Waddenzee vanwege haar status als aardkundig monument en het in de PKB Waddenzee geschetste wensbeeld (DHV, 2011).

Een van de hoofddoelstellingen van de PKB Waddenzee is dat de waterbewegingen en hiermee samenhangende geomorfologische en bodemkundige processen in de Waddenzee zich ongestoord kunnen ontwikkelen. De inzet van biobouwers kan daarmee op gespannen voet staan. Dat wordt ook onderkend in "Ruimte voor eco-engineering in Natura 2000-gebied Waddenzee? Vijf projecten nader bekeken" (DHV, 2012), waarin specifiek naar de casus "Deltaprogramma Waddengebied" is gekeken. Daarin wordt geconcludeerd "dat de ecosysteembenadering soelaas kan bieden, maar dat dit alleen kansrijk is als er sprake is van locaties waar synergie tussen waterveiligheid en Natura 2000 gevonden kan worden", en verder "dat binnen het huidige Natura 2000-kader geen ruimte is voor het grootschalig toepassen van eco-engineeringsoplossingen voor bijvoorbeeld waterveiligheid, zoals het Deltaprogramma Waddengebied voor ogen heeft met het integreren van kwelders als kustverdediging." Daarbij speelt mee dat in het geval van het laten ontstaan van nieuwe kwelders deze als minder belangrijke natuur worden gezien dan de aangetaste natuurwaarden (slik- en zandplaten, permanent overstromde zandbanken).

Het valt buiten de scope van dit rapport om dit juridische onderwerp verder uit te diepen. De geïnteresseerde lezer wordt daarom naast bovengenoemde rapporten verwezen naar "Een ruimere jas binnen N2000; de mogelijkheden voor een ecosysteembenadering voor de vergunningverlening onder de Nb-wet" (Mendelts en Boerema, 2011) en "Een ruimere jas voor natuurontwikkeling in de Waddenzee, uitgewerkt voor een casus Afsluitdijk" (Baptist *et al.*, 2012).

7.10 Governance

Naast de natuurwetgeving speelt bij de inzet van biobouwers de governance-structuur een rol. De Waterschappen en soms Rijkwaterstaat beheren de primaire keringen (dijken en duinen) in het Waddengebied, maar beheren niet altijd het voorland. Verder hebben waterkeringbeheerders geen bevoegdheden in het buitendijkse gebied dat buiten de keurzone ligt.

Dit betekent dat als er wijzigingen in beheer nodig zijn van het voorland om te kunnen dienen als onderdeel van de waterveiligheid, hierover goede afspraken moeten worden gemaakt tussen de verschillende beheerders. Dit verdient aandacht in de toekomst.

7.11 Kennisleemtes

Bij de inschattingen van de toepasbaarheid van biobouwers zijn niet alle relevante aspecten even goed bekend. Onzekerheden met betrekking tot de hier behandelde biobouwers in relatie tot de waterveiligheid en gedrag van het sedimentdelend systeem, betreffen:

- De meerwaarde en haalbaarheid van de combinatie schelpdierbank- kwelder – dijk (– duin).
- De daadwerkelijke mogelijkheden van mosselen en oesters met betrekking tot waterveiligheid.

Daarvoor is meer kwantitatieve informatie nodig over:

Schelpdierbanken

- Sedimentatiesnelheid op mossel- en oesterbanken ('groeisnelheid') en in de omgeving en de factoren die daarop van invloed zijn;
- De bestemming van het slib wanneer dit erodeert van mossel- of oesterbanken;
- In welke mate remmen oester- en mosselbanken golven en stroming, onder welke omstandigheden en tot welke afstand;
- De stabiliteit van de structuren van mosselen en/of oesters, en welke eigenschappen van de bank en welke externe factoren deze stabiliteit in welke mate beïnvloeden;
- Sedimentvastlegging door schelpdieren en de invloed op rest van het waddengebied.

N.B. In dit rapport zijn noodgedwongen allerlei aannames gedaan waar onvoldoende meetgegevens beschikbaar waren.

Daarnaast is over het belang van Ensis in de sedimenthuishouding van de Waddenzee weinig bekend, net zoals voor hier niet behandelde veel voorkomende schelpdieren zoals kokkels.

Kwelders

- Gedrag onder maatgevende omstandigheden (modellen zijn slechts een eerste benadering met noodzakelijk grove aannames).
- (Verder) kwantificeren van effect op intreeweerstand (weerstand die de ondergrond biedt tegen grondwaterstroming), piping en macrostabiliteit
- Opslibbingsnelheden van kwelders onder verschillende scenario's van zeespiegelstijging, met name in de ruimtelijke context.

Duinen

- Het effect van grootschalige suppleties op het vermogen van waterkerende duinen om in breedte en hoogte te blijven groeien, al dan niet in combinatie met stabiliserende maatregelen zoals helmaanplant.

Algemeen

- Daarnaast zijn er kennisleemtes die meer algemeen het functioneren van de behandelde biobouwers in de Waddenzee betreffen:
- Stuurbaarheid van mossel- en oesterbanken, en met name de aanleg van stabiele banken. De eerste experimenten hiermee zijn begonnen.
- De stuurbaarheid van diatomeeënmaten en de wenselijkheid daarvan.

Het onderkennen van de rol van biobouwers helpt het gedrag van het gebied te voorspellen. Daarnaast is het wellicht mogelijk om biobouwers te stimuleren om het meegroeivermogen van de Waddenzee met de zeespiegel te vergroten.

8. Conclusies en aanbevelingen

8.1 Algemeen

Biobouwers alléén zijn niet voldoende om veiligheid tegen overstroming te bieden in het Waddengebied. Een aantal biobouwers kunnen echter wel een rol vervullen als deel van een waterveiligheidsstrategie en doen dat in sommige gevallen al. Bij de functie van biobouwers in relatie tot de waterkering dient onderscheid te worden gemaakt in de plaats waar de biobouwers aanwezig kunnen zijn. Dat is: in het ecosysteem (op diep of ondiep water), op de vooroever of het voorland (afwisselend nat en soms droog) of op de waterkering zelf (soms nat maar overwegend droog).

De voordelen van de inzet van biobouwers zijn:

- Ze kunnen meegroeien met veranderende omstandigheden zoals zeespiegelstijging;
- Ze zijn in de meeste gevallen gebiedseigen en maken onderdeel uit van het ecosysteem en passen dus in het beleid 'zacht waar het kan, hard waar het moet'. Omdat de Japanse oester een invasieve soort is ligt het daarmee wat ingewikkelder;
- Ze kunnen een positief effect hebben op het functioneren van het ecosysteem en op de biodiversiteit.

Schelpdierbanken (oester- en mosselbanken) hebben nog geen onderkende rol in de waterkering. Hun directe rol tijdens maatgevende omstandigheden is naar alle waarschijnlijkheid verwaarloosbaar. Ze zijn echter wel van belang in het bevorderen van sedimentatie (en tegengaan van erosie) in de buurt van de bank, en ze hebben een rol in de sedimenthuishouding van de hele Waddenzee door gesuspendeerd materiaal vast te leggen en schelpen te produceren. Ze kunnen mogelijk een bijdrage leveren aan de stabiliteit van wadden en kwelders, al is het niet mogelijk om schelpdierbanken direct tegen de kwelderrand aan te ontwikkelen vanwege hun lagere hoogteligging. Schelpdieren zijn relatief gevoelig voor weersomstandigheden, predatie en ziektes, en hun stuurbaarheid is veel geringer dan die van kwelders en duinen. Met behulp van pilots en onderzoek kan de stuurbaarheid en voorspelbaarheid mogelijk worden verbeterd. Echter, omdat de turn-over tijd van schelpdierbanken lang is (enkele tot tientallen jaren), zijn pilots op korte termijn onvoldoende om uitspraken te doen over inzetbaarheid en duurzaamheid op langere termijn.

Met het beheer van **kwelders**, met name kwelderwerken, is ook veel ervaring. Toch zijn in Nederland kwelders (nog) niet, zoals de vooroever bij de zandige kust, formeel geïmplementeerd als onderdeel van de waterkering. Dat neemt niet weg dat de waterkeringbeheerder ervoor kan kiezen om dit onder het beheerdersoordeel mee te nemen. Tijdens maatgevende omstandigheden zorgen ze voor enige golfreductie en kunnen ze bij de aanwezigheid van ondoorlatende lagen ook zorgen voor verhoging van de weerstand tegen piping en kwel en verbetering van de macrostabiliteit van de achterliggende dijk. Tijdens minder extreme en vaker voorkomende omstandigheden verminderen ze de golfaanval op de dijk echter wel significant; de effecten op piping, kwel en stabiliteit zijn dan niet significant. Kwelders kunnen ook een indirecte bijdrage leveren aan de waterveiligheid door hun werking als ondoorlatende deklaag, die positief bijdraagt aan de intreeweerstand tegen kwel en piping. Daardoor kunnen ze op lange termijn wel degelijk een positief effect hebben op weerstand tegen piping en de stabiliteit van de dijk. De voorspelbaarheid van kwelders, zeker met regelmatige monitoring, is groot. Om kwelders in de waterveiligheidsstrategie op te nemen, is een goede verankering in de toetsing en kwantificering nodig, waaraan in een apart onderdeel van DPW wordt gewerkt. Hierbij is het belangrijk dat er een duidelijke afweging van natuur- en waterveiligheidseisen wordt gemaakt. In dit kader kan worden geleerd van de situatie in Duitsland, waar Nedersaksen en Sleeswijk-Holstein eigen vormen van kwelderbeheer kennen. Langs de Waddenkust liggen al op veel plaatsen kwelders. Op een deel van de overige dijkvakken, waar de condities rustig genoeg zijn, kunnen kwelders gestimuleerd of aangelegd worden (Van Loon-Steensma *et al.*, 2012a). Of dit past binnen Natura 2000 zou per locatie moeten worden afgewogen.

Met **helm** (als belangrijkste duinvormende biobouwer) is veel ervaring in het Nederlandse kustbeheer, en de stuurbaarheid ervan is hoog. Deze biobouwer is daarmee niet meer weg te denken als onderdeel van de waterveiligheid: helm zorgt ervoor dat op de termijn van jaren de duinen op hun plaats blijven liggen. Ze vormen een buffer die wordt afgeslagen tijdens storm en (meestal) zichzelf repareert tijdens daaropvolgende rustige condities. Het is lang niet altijd nodig om helm actief te stimuleren: op de staarten van de eilanden worden onder natuurlijke omstandigheden soms grotere hoeveelheden zand vastgelegd in duinen dan met aanplant in stuifdijken. Het huidige dynamisch kustbeheer (en daarmee ook duinbeheer) is erop gericht om natuurlijke processen zo veel mogelijk ongestoord te laten verlopen. Inzet van helm is alleen maar mogelijk waar voldoende zandaanvoer is.

Van **groene stranden, zee gras, diatomeeën** en **Ensis** zijn op dit moment de stuurbaarheid te laag, de impact te laag en/of de onzekerheden te groot om ze als onderdeel van een waterveiligheidsstrategie in te zetten.

De kosten en baten van de inzet van biobouwers zijn niet meegenomen in dit rapport. Deze zijn sterk afhankelijk van de lokale situatie. De kosten en baten van innovatieve dijkconcepten zijn in andere onderdelen van DPW2013 uitgezocht.

Er wordt op dit moment veel (fundamenteel) onderzoek gedaan naar biobouwers in de Waddenzee en hun relatie met het gedrag van de Waddenzee als geheel. De komende jaren zal dan ook steeds meer inzicht in het belang en de stuurbaarheid van biobouwers komen.

De Waddenzee is een uniek ecosysteem, en de informatie in dit rapport heeft betrekking op dit systeem. Een deel van de informatie is ook toepasbaar op andere gebieden, maar daarbij moet altijd gekeken worden naar de specifieke eigenschappen van elk systeem. Verder kan het door de mens sturen van biobouwers en hun habitats mogelijk leiden tot een vermindering van de natuurlijke dynamiek (en daarmee natuurlijkheid) van het Waddengebied. Daarom moeten de verschillende eisen die vanuit water- en natuurbeheer (en andere functies) op het gebied liggen altijd afgewogen worden.

8.2 Aanbevelingen voor Deltaprogramma Waddengebied

8.2.1 Aanbevelingen

- Continueer de inzet van duinen en daarmee duinvegetatie als onderdeel van de waterkering aan de zandige kust. Onderzoek het effect van groene stranden als bescherming van de duinvoet en besteed aandacht aan het effect van toekomstige suppletieprogramma's op duinontwikkeling.

- Kwelders hebben de potentie om als formeel onderdeel van de waterkering te worden opgenomen. Om deze beslissing te kunnen nemen moeten minimaal nog de volgende leemtes in regelgeving en kennis worden ingevuld:
 - o Opnemen in toets- ontwerp- en beheerinstrumentarium, waarbij ecologische kwaliteit en dynamiek meegenomen moeten worden.
 - o Verbeteren van de inschattingen van meegroeivermogen van kwelders met verschillende scenario's van zeespiegelstijging, in een ruimtelijke context.
 - o Verbeteren van inzicht in de indirecte bijdrage van kwelders aan de veiligheid door hun golfreducerende werking en door hun werking als ondoorlatende deklaag, die positief bijdraagt aan de buitenwaartse stabiliteit en de intree weerstand tegen kwel en piping.
 - o Afspraken maken over beheer van de kwelder voor meerdere doelen (natuur, waterveiligheid, landbouw).

- Schelpdierbanken kunnen gezien de huidige kennis en stuurbaarheid niet als formeel onderdeel van de waterkering worden opgenomen. Omdat ze wel een significante bijdrage aan de sedimenthuishouding van de Waddenzee lijken te leveren, is het voor het systeembegrip van belang dat:
 - o Er de komende jaren een betere inschatting van hun rol in het sedimentdelende (en morfologische) systeem komt door middel van veld- en modelstudies.
 - o De aanwezigheid van schelpdieren langjarig gemonitord wordt, hetgeen reeds gebeurt. Indien er grote veranderingen in bestanden plaatsvinden, kan dit consequenties hebben voor de sedimentbalans van de Waddenzee en daarmee de waterveiligheid.
 - o Experimenten met de aanleg en inzet van schelpdierbanken (als onderdeel van kleinschalige pilots van dijkconcepten en kwelderaanleg) goed geëvalueerd worden, waarbij ook aandacht besteed wordt aan de opschaalbaarheid.
 - o Er aandacht wordt besteed aan welke partij de schelpdierbanken beheert en met welk doel.

- Monitor de biobouwers die onderdeel uitmaken van de waterkering en/of die door hun gedrag een significante invloed hebben op het sedimentdelend systeem en daarmee als mededragers van de waterveiligheid. Dit wordt in een apart monitoringplan uitgewerkt.

Dankwoord

Voor de informatie over experimenten met oesterriffen in de Oosterschelde zijn we dank verschuldigd aan Brenda Walles.

Referenties

- Allen, J.R.L., 2000. Morphodynamics of Holocene salt marshes: a review sketch from the Atlantic and Southern North Sea coasts of Europe. *Quaternary Science Reviews*, 19(12): 1155-1231.
- Arakawa, K.Y., Kusuki, Y. & Kamigaki, M., 1971. Studies on biodeposition in oyster beds (I) economic density for oyster culture. *Venus*, 30, 113-128.
- Arens, S.M., Van Puijvelde, S.P., Brière, C., 2010. Effecten van suppleties op duinontwikkeling; rapportage geomorfologie, Directie Kennis en Innovatie, Ministerie van Economische Zaken, Landbouw en Innovatie, Den Haag.
- Armonies, W., Reise, K., 1998. On the population development of the introduced razor clam *Ensis americanus* near the island of Sylt (North Sea). *Helgolander Meeresuntersuchungen*, 52(3-4): 291-300.
- Asmus R en Asmus H, 1997. Bedeutung der Organismengemeinschaften für den benthopelagischen Stoffaustausch. In: Gätje, Chr & K. Reise (Eds), *Oekosystem Wattenmeer. Austausch-, Transport- und Stoffumwandlungsprozesse*. Springer Verlag, Berlin. 570 pp.
- Bakker, J.P., 1976. Phytogeographical aspects of the vegetation of the outer dunes in the Atlantic province of Europe. *Journal of Biogeography*, 3(2): 85-104.
- Bakker, J.P., Veeneklaas, R.M., Jansen, A., Samwel, A., 2005. Een nieuw Groen Strand op Schiermonnikoog. *De Levende Natuur*, 106(4): 151-155.
- Baptist, M.J., Dijkema, K.S., Van Duin, W.E., Smit, C.J., 2012. Een ruimere jas voor natuurontwikkeling in de Waddenzee, uitgewerkt voor een casus Afsluitdijk. Rapport C084/12, IMARES, Wageningen UR, Texel, 27 pp.
- Barker Jørgensen, C., 1981). "Feeding and cleaning mechanisms in the suspension feeding bivalve *Mytilus edulis*." *Marine Biology* 65(2): 159-163.
- Beukema JJ, Cadée GC, 1996. Consequences of the sudden removal of nearly all mussels and cockles from the Dutch Wadden Sea. *PSZN I: Mar Ecol* 17:279-289
- Beukema, J.J., Dekker, R., 1995. Dynamics and growth of a recent invader into European coastal waters: The American razor clam, *Ensis directus*. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 75(2): 351-362.
- Bochev-van der Burgh, L.M., 2012. Decadal-scale morphologic variability of foredunes subject to human interventions. PhD Thesis, University of Twente, Enschede, 137 pp.
- Borsje BW, BK van Wesenbeeck, F Dekker, P Paalvast, TJ Bouma, MM van Katwijk en MB de Vries, 2011. How ecological engineering can serve in coastal protection. *Ecological Engineering* 37:113-122.
- Borsje, B.W., Van Wesenbeeck, B.K., Dekker, F., Paalvast, P., Bouma, T.J., Van Katwijk, M.M., De Vries, M.B., 2011. How ecological engineering can serve in coastal protection. *Ecological Engineering*, 37(2): 113-122.
- Bos, A.R., Bouma, T.J., de Kort, G.L.J., van Katwijk, M.M., 2007a. Ecosystem engineering by annual intertidal seagrass beds: Sediment accretion and modification. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 74(1-2): 344-348.
- Bos, O.G., Philippart, C.J.M., Cadée, G.C., Van Der Meer, J., 2006. Recruitment variation in *Macoma balthica*: A laboratory examination of the match/mismatch hypothesis. *Marine Ecology Progress Series*, 320: 207-214. 10.3354/meps320207.
- Bos, O.G., Philippart, C.J.M., van der Meer, J., 2007b. Effects of temporary food limitation on development and mortality of *Macoma balthica* larvae. *Marine Ecology Progress Series*, 330: 155-162.

- Bougrier, S., Geairon, P., Deslous-Paoli, J.M., Bacher, C., Jonquière, G., 1995. Allometric relationships and effects of temperature on clearance and oxygen consumption rates of *Crassostrea gigas* (Thunberg). *Aquaculture*, 134(1-2): 143-154.
- Bouma, T.J., Friedrichs, M., Van Weesenbeeck, B., Brun, F.G., Temmerman, S., De Vries, M.B., Graf, G., Herman, P.M.J., 2008. Plant growth strategies directly affect biogeomorphology of estuaries. In: C.M. Dohmen-Janssen (Editor), *River, Coastal and Estuarine Morphodynamics: RCEM 2007: proceedings of the 5th IAHR Symposium on River, Coastal and Estuarine Morphodynamics*. London : Taylor & Francis, Enschede, The Netherlands, pp. 285-292.
- Brinkman AG (2013. Modelling the effects of mussel seed collectors on the Wadden Sea ecosystem. Wageningen, IMARES Report number C061/13. 160pp
- Brinkman AG, 2014, in voorber.). A new mussel bed habitat suitability map for the Dutch Wadden Sea.
- Brinkman AG, 2012. Zandwinning in de Nederlandse kustzone 2013-2017 en biologische productie in de westelijke Waddenzee, een modelstudie. IMARES Rapport C087/12
- Brinkman, A.G., Jansen, J.M., 2007. Draagkracht en exoten in de Waddenzee, IMARES, Den Burg / Yerseke, 34 pp. <http://edepot.wur.nl/29976>
- Brinkman, B, N Dankers, M van Stralen, 2002. An analysis of mussel bed habitats in the Dutch Wadden Sea. *Helgol Mar Res*, 2002. 56:59-75. DOI 10.1007/s10152-001-0093-8
- Brumbaugh, R.D., Coen, L.D., 2009. Contemporary approaches for small-scale oyster reef restoration to address substrate versus recruitment limitation: A review and comments relevant for the olympia oyster, *Ostrea lurida carpenter 1864*. *Journal of Shellfish Research*, 28(1): 147-161.
- Brummelhuis, E.B.M., Troost, K., Ende, D.v.d., Zweeden, C.v., Asch, M.v., 2012. Inventarisatie van arealen en bestanden aan Japanse oesterbanken in de Oosterschelde en Waddenzee in 2012, IMARES, Yerseke, 38 pp.
- Burkett J.R., L. M. Hight, P.I Kenny, and J. J. Wilker, 2010. Oysters Produce an Organic-Inorganic Adhesive for Intertidal Reef Construction. *Journal of the American Chemical Society* 132 (36), 12531-12533
- Buschbaum, C. en B. Saier, 2003. "Biodiversität und nachhaltige Nutzung: Ballungszentrum
- Büttger, H., Asmus, H., Asmus, R., Buschbaum, C., Dittmann, S. and Nehls G., 2008. Community dynamics of intertidal soft-bottom mussel beds over two decades. *Helgol. Mar. Res.* 62: 23-36
- Buwalda JD en Van Straaten LMJU (Eds): *Het Waddenboek*. Thieme, Zutphen, 75-151.
- Cadée GC, 2001. Herring gulls learn to fee don a recent invader in the Dutch Wadden Sea, the Pacific Oyster *Crassostrea gigas*. *Basteria* 65:33-42
- Cadée GC, 2008a) Oystercatchers *Haematopus ostralegus* catching Pacific Oysters *Crassostrea gigas*. *Basteria* 72:25-31
- Calderon, A., Smale, A.J., 2013. Doelbereik innovatieve dijkconcepten DP Wadden, Deltares, Delft.
- Cardoso, J.F.M.F., Nieuwland, G., Wijsman, J.W.M., Witbaard, R., Veer, H.W.v.d., 2011. Validation of a method for age determination in the razor clam *Ensis directus*: with a review on available data on growth, reproduction and physiology, NIOZ, Den Burg, 33 pp.
- Carrington, E., 2002). Seasonal variation in the attachment strength of blue mussels: causes and consequences. *Limnology and Oceanography*, 47(6), 1723-1733.
- Carter, R.W.G., 1980. Vegetation stabilisation and slope failure of eroding sand dunes. *Biological Conservation*, 18(2): 117-122. [http://dx.doi.org/10.1016/0006-3207\(80\)90076-2](http://dx.doi.org/10.1016/0006-3207(80)90076-2).
- Chang, E.R., 2006. The role of dispersal constraints in the assembly of salt-marsh communities. PhD Thesis, University of Groningen, Groningen.
- Christianen, M.J.A., van Belzen, J., Herman, P.M.J., van Katwijk, M.M., Lamers, L.P.M., van Leent, P.J.M., Bouma, T.J., 2013. Low-Canopy Seagrass Beds Still Provide Important Coastal Protection Services. *PLoS ONE*, 8(5).
- Coen, L.D., Brumbaugh, R.D., Bushek, D., Grizzle, R., Luckenbach, M.W., Posey, M.H., Powers, S.P., Tolley, S.G., 2007. Ecosystem services related to oyster restoration. *Marine Ecology Progress Series*, 341: 303-307.
- Commito JA, EA Celano, HJ Celico, S Como en CP Johnson, 2005. Mussels matter: postlarval dispersal dynamics altered by a spatially complex ecosystem engineer. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 316:133-147.

- Cox, T., Maris, T., De Vleeschouwer, P., De Mulder, T., Soetaert, K., Meire, P., 2006. Flood control areas as an opportunity to restore estuarine habitat. *Ecological Engineering*, 28(1): 55-63.
- Craeymeersch J, J Jol en MR van Stralen, 2005. Het mosselbestand in de Westelijke Waddenzee in het voorjaar van 2005. RIVO/ marinX Rapport C018/05
- Dame RF en Dankers N, 1988. Uptake and release of materials by a Wadden Sea mussel bed. *Esp. Mar. Bio. Eco.*, 118,207-216.
- Dankers N, 1986. Onderzoek naar de rol van de mossel en de mosselcultuur in de Waddenzee. Rijksinstituut voor Natuurbeheer. rapport 86/14, 36 pp.
- Dankers N, A Meijboom, JSM Cremer, EM Dijkman, Y Hermes, & L te Marvelde, 2003. Historische ontwikkeling van droogvallende mosselbanken in de Nederlandse Waddenzee. EVA-II-Altterra raport 876. 114 pp.
- Dankers N, A Meijboom, M de Jong, E Dijkman, J Cremer, S van der Sluis, 2004. Het ontstaan en verdwijnen van droogvallende mosselbanken in de Nederlandse Waddenzee. Altterra-rapport 921
- Dankers N, Koelemij K & Zegers I, 1989. De rol van de mossel en de mosselcultuur in het ecosysteem van de Waddenzee. RIN-Report 89/9: 66 pp.
- Dankers, N.M.J.A., Meijboom, A., Cremer, J.S.M., Dijkman, E.M., Hermes, Y., Te Marvelde, L., 2003. Historische ontwikkeling van droogvallende mosselbanken in de Nederlandse Waddenzee, Altterra, Wageningen, 114 pp. <http://edepot.wur.nl/26446>
- Dare PJ, 1976. Settlement, growth and production of the mussel, *Mytilus edulis* L., in Morecambe Bay, England. *Fishery Investigations, Ministry of Agriculture, Fisheries and Food, Series II*, 28, 25pp.
- Dausse, A., Merot, P., Bouzille, J.B., Bonis, A., Lefeuvre, J.C., 2005. Variability of nutrient and particulate matter fluxes between the sea and a polder after partial tidal restoration, Northwestern France. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 64(2-3): 295-306.
- De Boer, P.L., 1981. Mechanical effects of micro-organisms on intertidal bedform migration. *Sedimentology*, 28(1): 129-132. 10.1111/j.1365-3091.1981.tb01670.x.
- De Deckere, E., 2003. Faunal influence on sediment stability in intertidal mudflats. PhD Thesis, University of Groningen, Groningen.
- De Glopper, R.J., 1981. De snelheid van de opslibbing en van de terugschrijdende erosie op de kwelders langs de noordkust van Friesland en Groningen. 50 jaar onderzoek. *Flevobericht*, 163: 43-51.
- De Groot, A.V., 2009. Salt-marsh sediment; Natural gamma-radioactivity and spatial patterns. PhD Thesis, University of Groningen, Groningen, 208 pp.
- De Groot, A.V., van Wesenbeeck, B.K., Van Loon-Steensma, J.M., 2013. Stuurbaarheid van kwelders, IMARES Wageningen UR, IMARES report C004/13, IJmuiden etc., 49 pp. <http://edepot.wur.nl/245652>
- De Groot, A.V., Veeneklaas, R.M., Bakker, J.P., 2011. Sand in the salt marsh: Contribution of high-energy conditions to salt-marsh accretion. *Marine Geology*, 282(3-4): 240-254.
- De Jong, D.J., Dijkema, K.S., Bossinade, J.H., Janssen, J.A.M., 1998. SALT97; een classificatieprogramma voor kweldervegetaties, Rijkswaterstaat, IBN-DLO.
- De Jong, D.J., Van Katwijk, M.M., Brinkman, A.G., 2005. Kanskaart Zeegras Waddenzee; Potentiële groeimogelijkheden voor zeegras in de Waddenzee. Rapport RIKZ/2005.013, Rijkswaterstaat.
- de Vooy CGN, 1999. Numbers of larvae and primary plantigrades of the mussel *Mytilus edulis* in the western Dutch Wadden Sea. *J Sea Res* 41:189-202.
- De Vooy, C. G. N., 1985. Biologie van de mossel. *Waddenbulletin* 20 (2) 60-63
- de Vries, M.B., Bouma, T.J., van Katwijk, M.M., Borsje, B.W., van Wesenbeeck, B.K., 2007. Biobouwers van de Kust., Delft Hydraulics.
- Dekker, R., Beukema, J.J., 2012. Long-term dynamics and productivity of a successful invader: The first three decades of the bivalve *Ensis directus* in the western Wadden Sea. *Journal of Sea Research*, 71: 31-40.
- Deltares, 2012a. Kwelders en waterveiligheid. Deltares memo 1206239-000-ZKS-0014. A.Smale. 10 december 2012.
- Deltares, 2012b. Toekomstige Veiligheidsopgave voor harde keringen in het Waddengebied. Deltares rapport 1206239-000-ZKS-0009, versie 2. A.J. Smale en B. Hoonhout, Deltares, Delft.

- DHV, 2011. Quickscan eco-engineering in Natura 2000-gebied Waddenzee, verkenning naar kansen en knelpunten. DHV-rapport LW-AF20113106/WNR, DHV in opdracht van Deltares.
- DHV, 2012. Ruimte voor eco-engineering in Natura 2000-gebied Waddenzee? Vijf projecten nader bekeken. LW-AF20121422/WNR, DHV in opdracht van Deltares.
- Dijkema KS, 1989. Habitats of The Netherlands, German and Danish Wadden Sea, 1:100.000. RIN, Veth foundation, Texel, Leiden 30 pp.
- Dijkema, K.S., Nicolai, A., De Vlas, J., Jongerius, H., Nauta, H., 2001. Van landaanwinning naar kwelderwerken. Rijkswaterstaat, Directie Noord-Nederland, Leeuwarden.
- Dijkema, K.S., van den Bergs, J., Bossinade, J.H., 1988. Effecten van rijzendammen op opslibbing en omvang van de vegetatiezones in de Friese en Groninger landaanwinningsswerken. Nota / Rijkswaterstaat, Directie Groningen; GRAN 1988-2010. Rijkswaterstaat, Dir. Groningen [etc.], [Delfzijl etc.].
- Dijkema, K.S., Van Dobben, H.F., Koppenaar, E.C., Dijkman, E.M., Van Duin, W.E., 2011. Kweldervegetatie Ameland 1986-2010: effecten van bodemdaling en opslibbing op Neerlands Reid en De Hon. In: B.M.B. Ameland (Editor), Monitoring effecten van bodemdaling op Ameland-Oost.
- Dijkema, K.S., van Duin, W.E., Dijkman, E.M., Nicolai, A., Jongerius, H., Keegstra, H., Jongsma, J.J., 2013. Friese en Groninger kwelderwerken : monitoring en beheer 1960-2010. WOT-rapport;122. Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, Wageningen.
- Dijkema, K.S., van Duin, W.E., Nicolai, A., Frankes, J., Jongerius, H., Keegstra, H., Swierstra, J., 2009. Monitoring en beheer van de kwelderwerken in Friesland en Groningen 1960-2007 : rapport in het kader van het WOT programma Informatievoorziening Natuur i.o. (WOT IN). Alterra-rapport;1857. Alterra, Wageningen.
- Dolch, T., Buschbaum, C., Reise, K., 2012. Persisting intertidal seagrass beds in the northern Wadden Sea since the 1930s. *Journal of Sea Research*(-). <http://dx.doi.org/10.1016/j.seares.2012.04.007>.
- Dolch, T., Reise, K., 2010. Long-term displacement of intertidal seagrass and mussel beds by expanding large sandy bedforms in the northern Wadden Sea. *Journal of Sea Research*, 63(2): 93-101.
- Donadi S, T van der Heide, EM van der Zee, JS Eklöf, J van de Koppel, EJ Weerman, T Piersma, H Olfen & B Klemens Eriksson, 2013. Cross-habitat interactions among bivalve species control community structure on intertidal flats. *Ecology*, 94(2), 2013, pp. 489-498
- Donkers JJA, M van der Vegt en P Hoekstra, 2012. Wave forcing over an intertidal mussel bed. *J Sea Research* 2012
- Elias, E.P.L., Van der Spek, A.J.F., Wang, Z.B., De Ronde, J., 2012. Morphodynamic development and sediment budget of the Dutch Wadden Sea over the last century. *Netherlands Journal of Geosciences — Geologie en Mijnbouw*, 91(3): 293 - 310.
- Erchinger, H.F., 1987. Salzwiesenbildung und -erhaltung — Lahnungsbau und Begruppung für den Küstenschutz. In: N. Kempf, J. Lamp & P. Prokosch (Editors), *Salzwiesen: Geformt von Küstenschutz, Landwirtschaft oder Natur?* WWF-Deutschland, Tagungsbericht 1, Husum, pp. 279-296.
- Esselink, P., Dijkema, K.S., Reents, S., Hageman, G., 1998. Vertical accretion and profile changes in abandoned man-made tidal marshes in the Dollard estuary, the Netherlands. *Journal of Coastal Research*, 14(2): 570-582.
- Esselink, P., Petersen, J., Arens, S., Bakker, J.P., Bunje, J., Dijkema, K.S., Hecker, N., Hellwig, U., Jensen, A.-V., Kers, A.S., Körber, P., Lammerts, E.J., Stock, M., Veeneklaas, R.M., Vreeken, M., Wolters, M., 2009. Salt Marshes. In: H. Marencic & J. De Vlas (Editors), *Quality Status Report 2009. Wadden Sea Ecosystem. Common Wadden Sea Secretariat (CWSS), Wilhelmshaven, Germany; Trilateral Monitoring and Assessment Group (TMAG), Wilhelmshaven*, pp. 54.
- Everard, M., Jones, L., Watts, B., 2010. Have we neglected the societal importance of sand dunes? An ecosystem services perspective. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 20(4): 476-487.
- Fey F., N. Dankers, J. Steenbergen, K. Goudswaard, 2010. Development and distribution of the non-indigenous Pacific oyster (*Crassostrea gigas*) in the Dutch Wadden Sea. *Aquacult Int* 18:45-59 DOI 10.1007/s10499-009-9268-0

- Fey, F., Rippen, A., Dankers, N., Smit, C., 2012. Growing with sea level rise : Deltaprogram Wadden Progress Report inventory mussel beds 2011: Cluster 3 Sediment. Report / IMARES Wageningen UR;C025/12. IMARES Wageningen UR, IJmuiden [etc.].
- Fey, F.E., Dankers, N.M.J.A., Meijboom, A., Leeuwen, P.W. van, Jong, M.L. de, Dijkman, E.M., Cremer, J.S.M., 2013. Ontwikkeling van enkele mosselbanken in de Nederlandse Waddenzee; situatie 2011 en 2012, IMARES Rapport C128/13
- Folkard AM, Gascoigne J, 2009). Hydrodynamics of discontinuous mussel beds: laboratory flume simulations. *Journal of Sea Research*, 62(4), 250-257, doi: 10.1016/j.seares.2009.06.001
- Folmer, E.O., Drent, J., Troost, K., Büttger, H., Dankers, N., Jansen, J., van Stralen, M., Millat, G., Herlyn, M., Philippart, C.J.M., 2014. Large-Scale Spatial Dynamics of Intertidal Mussel (*Mytilus edulis* L.) Bed Coverage in the German and Dutch Wadden Sea. 17(3): 550-566.
- Forrest, B.M., Keeley, N.B., Hopkins, G.A., Webb, S.C., Clement, D.M., 2009. Bivalve aquaculture in estuaries: Review and synthesis of oyster cultivation effects. *Aquaculture*, 298(1-2): 1-15.
- French, P.W., 2006. Managed realignment - The developing story of a comparatively new approach to soft engineering. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 67(3): 409-423.
- Friedrichs, C.T., Perry, J.E., 2001. Tidal salt marsh morphodynamics: a synthesis. *Journal of Coastal Research*, SI, No. 27: 7-37.
- Gittenberger A. en M. Engelsma, 2013. Oesterherpesvirus OsHV-1 μ var in de Waddenzee. GiMaRIS rapport 2013-04
- Gittenberger, A., Rensing, M., Stegenga, H., Hoeksema, B.W., 2009. Inventarisatie van de aan hard substraat gerelateerde macroflora en macrofauna in de Nederlandse Waddenzee, GiMaRIS.
- Gosling EM (ed.), 1992. The mussel *Mytilus*: ecology, physiology, genetics and culture. Amsterdam: Elsevier Science Publ. [Developments in Aquaculture and Fisheries Science, no. 25]
- Grabowski, J.H., Peterson, C.H., Kim Cuddington, J.E.B.W.G.W., Alan, H., 2007. Restoring oyster reefs to recover ecosystem services, *Theoretical Ecology Series*. Academic Press, pp. 281-298.
- Guo, X. and S. K. Allen Jr, 1997. "Sex and meiosis in autotetraploid Pacific oyster, *Crassostrea gigas* (Thunberg)." *Genome* 40(3): 397-405.
- Gutierrez JL, CG Jones, DL Strayer, en OO Iribarne, 2003. Mollusks as ecosystem engineers: the role of shell production in aquatic habitats. *Oikos* 101:79-90.
- Hastings, A., Byers, J.E., Crooks, J.A., Cuddington, K., Jones, C.G., Lambrinos, J.G., Talley, T.S., Wilson, W.G., 2007. Ecosystem engineering in space and time. *Ecology Letters*, 10(2): 153-164.
- Hertweck G en Liebezeit G, 1996. Biogenic and geochemical properties in intertidal biosedimentary deposits related to *Mytilus* beds. *Marine Ecology*, 17: 131-144.
- Hesp, P.A., 2002. Foredunes and blowouts: initiation, geomorphology and dynamics. *Geomorphology*, 48(1-3): 245-268.
- Hesp, P.A., 2004. Coastal dunes in the tropics and temperate regions: Location, formation, morphology and vegetation processes. In: M.L. Martinez & N.P. Psuty (Editors), *Coastal Dunes : Ecology and Conservation*. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg, pp. 29-49.
- Holt TJ, Rees EI, Hawkins SJ en Seed R,, 1998. Biogenic reefs (Volume IX). An overview of dynamic and sensitivity characteristics for conservation management of marine SACs. *Scottish Association for Marine Science (UK Marine SACs Project)*, 174 pp.
- Huiskes, A.H.L., 1979. Biological flora of the British-isles - *Ammophila-arenaria* (L) link (*psamma-arenaria* (L) Roem et Schult - *Calamagrostis-arenaria* (L) Roth). *Journal of Ecology*, 67(1): 363-382.
- Jacobs, P., Beauchemin, C., Riegman, R., 2014. Growth of juvenile blue mussels (*Mytilus edulis*) on suspended collectors in the Dutch Wadden Sea. *Journal of Sea Research*, 85: 365-371.
- Janssen-Stelder, B., 2000. A synthesis of salt marsh development along the mainland coast of the Dutch Wadden Sea, Universiteit Utrecht.
- Jeuken, M.C.J.L., Wang, Z.B., Keiller, D., 2007. Impact of setbacks on the estuarine morphology, *River, Coastal and Estuarine Morphodynamics: RCEM 2007, Two Volume Set*. Taylor & Francis, pp. 1125-1132.
- Jones, C.G., Lawton, J.H., Shachak, M., 1994. Organisms as Ecosystem Engineers. *Oikos*, 69(3): 373-386.

- Jones, C.G., Lawton, J.H., Shachak, M., 1997. Positive and negative effects of organisms as physical ecosystem engineers. *Ecology*, 78(7): 1946-1957. doi:10.1890/0012-9658(1997)078[1946:PANE00]2.0.CO;2.
- Jongbloed RH, Dankers NMJA, Binkman AG, van Dalen JA, Smit CJ, Tamis, 2006 JE Effecten van storten van baggerspecie in het Marsdiep; een passende beoordeling ter onderbouwing van een aanvraag op basis van de Natuurbeschermingswet 1998. TNO rapport 2006-DH-R0313/B
- Kamermans, P., Brummelhuis, E., Dedert, M., in prep. Effect of algae- and silt concentration on clearance- and growth rate of the razor clam *Ensis directus*, Conrad.
- Kater, B.J., Baars, J.M.D.D., 2004. The potential of aerial photography for estimating surface areas of intertidal Pacific oyster beds (*Crassostrea gigas*). *Journal of Shellfish Research*, 23(3): 773-779.
- Kers, A.S., Koppejan, H., 2005. De Groene Stranden van Rottumerplaat. *De Levende Natuur*, 106(4): 159-161.
- Koch, E.W., Barbier, E.B., Silliman, B.R., Reed, D.J., Perillo, G.M.E., Hacker, S.D., Granek, E.F., Primavera, J.H., Muthiga, N., Polasky, S., Halpern, B.S., Kennedy, C.J., Kappel, C.V., Wolanski, E., 2009. Non-linearity in ecosystem services: Temporal and spatial variability in coastal protection. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7(1): 29-37.
- Lammerts, E.J., Petersen, J., Hochkirch, A., 2009. Beaches and Dunes. In: H. Marencic & J. De Vlas (Editors), *Quality Status Report 2009. WaddenSea Ecosystem No. 25. Common Wadden Sea Secretariat (CWSS), Wilhelmshaven, Germany; Trilateral Monitoring and Assessment Group (TMAG), Wilhelmshaven*, pp. 3-20.
- Langlois, E., Bonis, A., Bouzille, J.B., 2003. Sediment and plant dynamics in saltmarshes pioneer zone: *Puccinellia maritima* as a key species? *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 56(2): 239-249.
- Lenihan, H.S., 1999. Physical-biological coupling on oyster reefs: How habitat structure influences individual performance. *Ecological Monographs*, 69(3): 251-275.
- Leopold, M.F., Van Stralen, M.R., De Vlas, J., 2008. Zee-eenden en schelpdiervisserij in de voordelta., Wageningen IMARES, 50 pp.
- Levin LA. 2006. Recent progress in understanding larval dispersal: new directions and digressions. *Integr Comp Biol* 46:282 –297.
- Löffler, M., 2010. 'Hoe verder met dynamisch kustbeheer' : een visie op grond van een workshop met betrokkenen. Rapport / STOWA;nr. 2010-W05. STOWA, Amersfoort.
- Löffler, M.A.M., De Leeuw, C.C., Ten Haaf, M.E., Verbeek, S.K., Oost, A.P., Grootjans, A.P., Lammerts, E.J., Haring, R.M.K., 2008. Eilanden natuurlijk. *Natuurlijke Dynamiek en veerkracht op de Waddeneilanden*. Het Tij Geleerd.
- Maris, A.J., 2004. Veerig jaar in dienst van de eilander kustverdediging, Schiermonnikoog, een wandelend eiland. Themanummer van Tijdschrift van de Cultuur Historische Vereniging 't Heer en Feer' Schiermonnikoog, Schiermonnikoog.
- Markert, A., Esser, W., Frank, D., Wehrmann, A., Exo, K.-M., 2013. Habitat change by the formation of alien *Crassostrea*-reefs in the Wadden Sea and its role as feeding sites for waterbirds. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 131(0): 41-51. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecss.2013.08.003>.
- Markert, A., Wehrmann, A., Kröncke, I., 2009. Recently established *Crassostrea* -reefs versus native *Mytilus* -beds: differences in ecosystem engineering affects the macrofaunal communities (Wadden Sea of Lower Saxony, southern German Bight). *Biological Invasions*.
- Maun, M.A., 2009. *The biology of coastal sand dunes*. Oxford University Press, Oxford [etc.].
- McMaster RL, 1958. Modification of underwater surface sediment layers by sea mussels (*Mytilus edulis*). *Journ. of Sed. Pet.*, 28, 515-516.
- Mendelts, P., Boerema, L., 2011. Een ruimere jas binnen N2000; de mogelijkheden voor een ecosysteembenadering voor de vergunningverlening onder de Nb-wet. project nr. 5129, Eelerwoude, Diever.
- Metaxas A, Saunders M., 2009. Quantifying the 'Bio-' Components in Biophysical Models of Larval Transport in Marine Benthic Invertebrates: Advances and Pitfalls. *Biol Bull* 216:257–72.
- Meyer, D.L., Townsend, E.C., Thayer, G.W., 1997. Stabilization and erosion control value of oyster cultch for intertidal marsh. *Restoration Ecology*, 5(1): 93-99.
- Ministerie van Verkeer en Waterstaat, 2007. *Voorschrift Toetsen op Veiligheid Primaire Waterkeringen*.

- Ministerie van Verkeer en Waterstaat, 2000. Traditie, trends en toekomst : 3e kustnota. [Rijkswaterstaat], [S.l.].
- Mitsch, W.J., 1994. Global wetlands: old world and new. Elsevier, Amsterdam.
- Muhlenhardt-Siegel, U., Dorjes, J., Von Cosel, R., 1983. (The American jackknife clam *Ensis directus* (Conrad) in the German Bight. II. Population dynamics). *Senckenbergiana Maritima*, 15(4-6): 93-110.
- Muschelbank." *Biologie in Unserer Zeit* 33(2): 100-106.
- Nehls G, I Hertzler en G Scheiffarth, 1997. Stable mussel *Mytilus edulis* beds in the Wadden Sea - They're just for the birds. *Helgoländer Meeresunters.* 51: 361-372.
- Nehls G, Thiel M, 1993. Large-scale distribution patterns of the mussel *Mytilus edulis* in the Wadden Sea of Schleswig-Holstein: do storms structure the ecosystem? *Neth J Sea Res* 31:181-187
- O'Donnell, M.J., 2008. Reduction of wave forces within bare patches in mussel beds. *Marine Ecology Progress Series*, 362: 157-167.
- Oloff, H., De Leeuw, J., Bakker, J.P., Platerink, R.J., Van Wijnen, H.J., De Munck, W., 1997. Vegetation succession and herbivory in a salt marsh: changes induced by sea level rise and silt deposition along an elevational gradient. *Journal of Ecology*, 85(6): 799-814.
- Olsen, O.T., 1883. *The Piscatorial Atlas of the North Sea, English and St. George's Channels*. Taylor and Francis, London, pp. 50 Maps.
- Oost, A.P., 1995. Sedimentological implications of morphodynamic changes in the ebb-tidal delta, the inlet, and the drainage basin of the Zoutkamperlaag tidal inlet (Dutch Wadden Sea), induced by a sudden decrease in the tidal prism. *International Association of Sedimentologists Special Publication* 24: 101-119.
- Oost, A.P., 1995. Dynamics and sedimentary development of the Dutch Wadden Sea with emphasis on the Frisian inlet. PhD Thesis, Universiteit Utrecht
- Oost, A.P., Hoekstra, P., Wiersma, A., Flemming, B., Lammerts, E.J., Pejrup, M., Hofstede, J., van der Valk, B., Kiden, P., Bartholdy, J., van der Berg, M.W., Vos, P.C., de Vries, S., Wang, Z.B., 2012. Barrier island management: Lessons from the past and directions for the future. *Ocean & Coastal Management*, 68(0): 18-38. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2012.07.010>.
- Paul, M., 2011. The role of *Zostera noltii* in wave attenuation. PhD. Thesis, University of Southampton.
- Paul, M., Amos, C.L., 2011. Spatial and seasonal variation in wave attenuation over *Zostera noltii*. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 116(C8): C08019. [10.1029/2010jc006797](https://doi.org/10.1029/2010jc006797).
- Piazza, B.P., Banks, P.D., La Peyre, M.K., 2005. The potential for created oyster shell reefs as a sustainable shoreline protection strategy in Louisiana. *Restoration Ecology*, 13(3): 499-506. [10.1111/j.1526-100X.2005.00062.x](https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2005.00062.x).
- Powers, S.P., Peterson, C.H., Grabowski, J.H., Lenihan, H.S., 2009. Success of constructed oyster reefs in no-harvest sanctuaries: Implications for restoration. *Marine Ecology Progress Series*, 389: 159-170.
- Psuty, N., 1992. Spatial variation in coastal foredune development. In: R.W.G. Carter, T.G.F. Curtis & M.J. Sheehy - Skeffington (Editors), *Coastal dunes: geomorphology, ecology and management of conservation: proceedings of the third European dune congress, Galway, Ireland, 17 - 21 June 1992*. Balkema, Rotterdam, pp. 3-13.
- Ranwell, D.S., 1972. *Ecology of salt marshes and sand dunes*. Chapman and Hall, London.
- Rijkswaterstaat, 2007. Technisch rapport ontwerpbelastingen voor het rivierengebied. Ministerie van Verkeer en Waterstaat [etc.], Den Haag [etc.].
- Rijkswaterstaat, 2013. Zeegras. http://www.rijkswaterstaat.nl/water/natuur_en_milieu/zeegras/.
- Roos, R., Van der Wel, N., (eds.), 2013. *Duinen en mensen: Texel*. Uitgeverij Natuurmedia, Amsterdam.
- Saier, B., 2001. Direct and indirect effects of seastars *Asterias rubens* on mussel beds (*Mytilus edulis*) in the Wadden Sea. *Journal of Sea Research*, 46(1): 29-42. [http://dx.doi.org/10.1016/S1385-1101\(01\)00067-3](http://dx.doi.org/10.1016/S1385-1101(01)00067-3).
- Scheffer, M., 2009. *Critical transitions in nature and society*. Princeton Studies in Complexity. Princeton University Press, Princeton, 384 pp.

- Scheiffarth, G., Ens, B., Schmidt, A., 2007. What will happen to birds when Pacific Oysters take over the mussel beds in the Wadden Sea? In: I.f. Vogelforschung (Editor), Wadden Sea Newsletter, Wilhelmshaven.
- Schellekens T., M van Stralen, J Kesteloo-Hendrikse, A Smaal, 2013. Analyse historische data Oosterschelde en Waddenzee. IMARES Rapport Cxxx/13
- Schellekens, T., Wijsman, J.W.M., v.d. Brink, A., 2012. A habitat suitability model for Pacific oysters (*Crassostrea gigas*) in the Oosterschelde. Report / IMARES Wageningen UR;C057/11. IMARES Wageningen UR, IJmuiden [etc.].
- Schulte, D.M., Burke, R.P., Lipcius, R.N., 2009. Unprecedented restoration of a native oyster metapopulation. *Science*, 325(5944): 1124-1128.
- Scyphers, S.B., Powers, S.P., Heck Jr, K.L., Byron, D., 2011. Oyster reefs as natural breakwaters mitigate shoreline loss and facilitate fisheries. *PLoS ONE*, 6(8). 10.1371/journal.pone.0022396.
- Seed R, 1976. Ecology. In: Bayne BL (Ed.): *Marine mussels: their ecology and physiology*. International biological prog. 10, Cambro Univ. Press, Cambridge, 13-65.
- Smaal, A., van Stralen, M., Creaymeersch, J., 2005. Does the introduction of the Pacific oyster *Crassostrea gigas* lead to species shifts in the Wadden Sea?, Netherlands Institute for Fishery research.
- Smaal, A.C., Capelle, J., Lindeboom, H., 2009. Flat oyster restoration with special reference to the Western Wadden Sea. *Progress in Marine Conservation in Europe 2009*: 125-134.
- Stenzel, H.B., 1963. Aragonite and Calcite as Constituents of Adult Oyster Shells. *Science*, 142(3589): 232-3.
- Stock, M., 2011. Patterns in surface elevation change across a temperate salt marsh platform in relation to sea-level rise In: Karius, Hadler, Deicke, v. Eynatten, Brückner & Vött (Editors), *Dynamische Küsten – Prozesse, Zusammenhänge und Auswirkung*. Coastline Reports 17.
- Strand, A., Waenerlund, A., Lindegarth, S., 2011. High tolerance of the pacific oyster (*crassostrea gigas*, thunberg) to low temperatures. *Journal of Shellfish Research*, 30(3): 733-735.
- Strasser M, Reinwald T, Reise K, 2001. Differential effects of the severe winter of 1995/96 on the intertidal bivalves *Mytilus edulis*, *Cerastoderma edule* and *Mya arenaria* in the northern Wadden Sea. *Helgol Mar Res* 55:190–197
- Strasser, M., Günther, C.P., 2001. Larval supply of predator and prey: Temporal mismatch between crabs and bivalves after a severe winter in the wadden sea. *Journal of Sea Research*, 46(1): 57-67.
- Stumpf, R.P., 1983. The process of sedimentation on the surface of a salt marsh. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 17(5): 495-508.
- Swennen, C., Leopold, M.F., Stock, M., 1985. Notes on growth and behaviour of the American razor clam *Ensis directus* in the Wadden Sea and the predation on it by birds. *Helgolander Meeresuntersuchungen*, 39(3): 255-261.
- Tangelder, M., Groot, A.V.d., Ysebaert, T.J.W., 2013. Biobouwers als optimalisatie van waterveiligheid in de Zuidwestelijke Delta, IMARES, Yerseke, 68 pp. <http://edepot.wur.nl/286727>
- Tangelder, M., Ysebaert, T., 2012. Alternatieve waterkeringen : een verkenning naar nieuwe concepten voor kustverdediging in het kader van beleid ondersteuning Programmabureau Zuidwestelijke Delta. Rapport / IMARES Wageningen UR;C069/12. IMARES Wageningen UR, IJmuiden [etc.].
- Technische Adviescommissie voor de Waterkeringen, 2002. Leidraad zandige kust. Technische Adviescommissie voor de Waterkeringen, Den Haag.
- Temmerman, S., Bouma, T.J., Van de Koppel, J., Van der Wal, D.D., De Vries, M.B., Herman, P.M.J., 2007. Vegetation causes channel erosion in a tidal landscape. *Geology*, 35(7): 631-634.
- Troost, K., 2009. Pacific Oysters in Dutch Estuaries: Causes of Success and Consequences for Native Bivalves, University of Groningen, Haren.
- Troost, K., 2010. Causes and effects of a highly successful marine invasion: Case-study of the introduced Pacific oyster *Crassostrea gigas* in continental NW European estuaries. *Journal of Sea Research*, 64(3): 145-165. <http://dx.doi.org/10.1016/j.seares.2010.02.004>.
- Van den Ende, D., Troost, K., Van Stralen, M.R., Van Zweeden, C., Van Asch, M., 2012. Het mosselbestand en het areaal aan mosselbanken op de droogvallende platen van de Waddenzee in het voorjaar van 2012, IMARES, Yerseke, 26 pp. <http://edepot.wur.nl/245264>

- Van der Heide, T., 2009. Stressors and feedbacks in temperate seagrass ecosystems, Radboud Universiteit Nijmegen, Nijmegen.
- Van der Putten, W.H., 1990. Establishment of *Ammophila arenaria* (marram grass) from culms, seeds and rhizomes. *Journal of Applied Ecology*, 27(1): 188-199.
- Van der Veer HW, R J Feller, A Weber, en J I J Witte, 1998. Importance of predation by crustaceans upon bivalve spat in the intertidal zone of the Dutch Wadden Sea as revealed by immunological assays of gut contents. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 231:139-157.
- Van der Zee, E.M., Van der Heide, T., Donadi, S., Eklöf, J.S., Eriksson, B.K., Olf, H., Veer, H., Piersma, T., 2012. Spatially Extended Habitat Modification by Intertidal Reef-Building Bivalves has Implications for Consumer-Resource Interactions. 15(4): 664-673. 10.1007/s10021-012-9538-y.
- Van Dieren, J.W., 1934. Organogene Dünenbildung; Eine Geomorphologische Analyse der Dünenlandschaft der West-Friesischen Insel Terschelling mit pflanzensoziologischen Methoden, Universiteit van Amsterdam, 's-Gravenhage, 304 pp.
- Van Duin, W.E., Dijkema, K.S., van Leeuwen, P.W., 2011. Vegetatie en opslibbing in de Peazemerlannen en het referentiegebied west-Groningen: jaarrapportage 2010. Report / IMARES Wageningen UR;C018/11. IMARES Wageningen UR, IJmuiden [etc.].
- Van Duin, W.E., Esselink, P., Bos, D., Klaver, R., Verweij, G., Van Leeuwen, P.W., 2007. Proefverkweldering Noord-Fryslân bûtendyks : evaluatie kwelderherstel 2000-2005. Rapport / Wageningen IMARES;C020/07. Wageningen IMARES [etc.], Den Burg [etc.].
- Van Duren LA, Herman PMJ, Sandee AJJ, Heip CHR, 2006. Effects of mussel filtering activity on boundary layer structure. *J. Sea Res.* 55(Spec. Issue 1): 3-14. dx.doi.org/10.1016/j.seares.2005.08.001
- Van Duren, L., De Jong, M., Dankers, N., Olf, H., Van Stralen, M.R., De Vlas, J., Bouma, T.J., 2009a. Biobouwers in de Waddenzee. Thema 3 van het Plan van Aanpak Natuurherstelplan Waddenzee. http://www.waddenzee.nl/fileadmin/content/Dossiers/Natuur_en_Landschap/pdf/Bouwsteen_biobouwers.pdf
- Van Duren, L., De Jong, M., Dankers, N., Olf, H., Van Stralen, M., de Vlas, J., Bouma, T.J., 2009b. Plan van Aanpak Natuurherstelplan Waddenzee thema 3 : Biobouwers in de Waddenzee.
- Van Leeuwen B, DC. Augustijn, BK van Wesenbeeck, SJMH Hulscher en MB de Vries, 2010). Modeling the influence of a young mussel bed on fine sediment dynamics on an intertidal flat in the Wadden Sea. *Ecological Engineering* 36: 145-153
- Van Loon-Steensma, J.M., Meeuwse, H.A.M., De Groot, A.V., van Duin, W.E., van Wesenbeeck, B.K., Smale, A.J., Wegman, R.M.A., 2012a. Zoekkaart kwelders en waterveiligheid Waddengebied: een verkenning naar locaties in het Waddengebied waar bestaande kwelders of kwelderontwikkeling mogelijk kunnen bijdragen aan waterveiligheid. Alterra-rapport 2391. Alterra Wageningen UR, Wageningen.
- Van Loon-Steensma, J.M., Schelfhout, H.A., Eernink, N.M.L., Paulissen, M.P.C.P., 2012b. Verkenning innovatieve dijken in het Waddengebied: een verkenning naar de mogelijkheden voor innovatieve dijken in het Waddengebied, Alterra, Wageningen. <http://edepot.wur.nl/200881>
- Van Loon-Steensma, J.M., Slim, P.A., Vroom, J., Stapel, J., Oost, A.P., 2012c. Een dijk van een kwelder: een verkenning naar de golfreducerende werking van kwelders, Alterra, Wageningen. <http://edepot.wur.nl/196955>
- Van Loon-Steensma, J.M., Smale, A.J., De Groot, A.V., 2014. Factsheet Deltaprogramma Waddengebied: Betekenis van voorlanden voor waterveiligheid. Wageningen UR.
- Van Sluis, C.J., Troost, K., in press. Does biogenic structure increase transfer of biomass up the food web? Effects of offshore platforms on higher trophic level fish in the North Sea., IMARES.
- Van Sluis, C.J., Ysebaert, T., 2012. On combining coastal defence and aquaculture. C191/11, IMARES.
- Van Straaten LMJU, 1964. De bodem der Waddenzee. In: Anderson WF, Abrahamse J,
- Van Tooren, B.F., Krol, J., 2005. Een Groen Strand op Ameland. *De Levende Natuur*, 106(4): 156-158.
- Van Wesenbeeck, B.K., Van De Koppel, J., Herman, P.M.J., Bakker, J.P., Bouma, T.J., 2007. Biomechanical warfare in ecology; negative interactions between species by habitat modification. *Oikos*, 116(5): 742-750.

- Van Wesenbeeck, B.K., Van de Koppel, J., Herman, P.M.J., Bertness, M.D., Van der Wal, D., Bakker, J.P., Bouma, T.J., 2008a. Potential for sudden shifts in transient systems: Distinguishing between local and landscape-scale processes. *Ecosystems*, 11(7): 1133-1141.
- Van Wesenbeeck, B.K., Van de Koppel, J., Herman, P.M.J., Bouma, T.J., 2008b. Does scale-dependent feedback explain spatial complexity in salt-marsh ecosystems? *Oikos*, 117(1): 152-159.
- Van Wijnen, H.J., Bakker, J.P., 2001. Long-term surface elevation change in salt marshes: a prediction of marsh response to future sea-level rise. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 52(3): 381-390.
- Venema, J.E., Schelfhout, H.A., Moerman, E., Van Duren, L.A., 2012. *Kwelders en dijkveiligheid in het Waddengebied*, Deltares, Delft.
- Verwey J, 1952. On the ecology of distribution of cockle and mussel in the Dutch Waddensea, their role in sedimentation and the source of their food supply, with a short review of the feeding behaviour of bivalve mollusks. *Archives Neerlandaises de Zoologie*, tome X, 2e Livr, 171-239.
- Vos, P.C., De Boer, P.L., Misdorp, R., 1988. Sediment stabilization by benthic diatoms in intertidal sandy shoals; qualitative and quantitative observations. *Tide-influenced sedimentary environments and facies*: 511-526.
- Wang, Z.B., Eysink, W.D., 2011. Monitoring effecten van bodemdaling op Ameland-Oost: Morfologie. In: Begeleidingscommissie Monitoring Bodemdaling Ameland-Oost (Editor), *Monitoring effecten van bodemdaling op Ameland-Oost; Evaluatie na 23 jaar gaswinning*.
- Weerman, E.J., Herman, P.M.J., Van De Koppel, J., 2011a. Macrobenthos abundance and distribution on a spatially patterned intertidal flat. *Marine Ecology Progress Series*, 440: 95-103. 10.3354/meps09332.
- Weerman, E.J., Herman, P.M.J., Van de Koppel, J., 2011b. Top-down control inhibits spatial self-organization of a patterned landscape, *Ecology*, pp. 487-495.
- Weerman, E.J., Van Belzen, J., Rietkerk, M., Temmerman, S., Kéfi, S., Herman, P.M.J., Van De Koppel, J., 2012. Changes in diatom patch-size distribution and degradation in a spatially self-organized intertidal mudflat ecosystem. *Ecology*, 93(3): 608-618. 10.1890/11-0625.1.
- Widdows J, 1984. Physiological measurements. In Bayne BL, DA Brown, K Burns, DR Dixon, A Ivanovici, DR Linvingstone, DM Lowe, MN Moore, ARD Stebbing en J Widdows (eds) *The effects of stress and pollution on marine animals*. Praeger Sci. NY 3-45.
- Widdows J and Brinsley M, 2002. Impact of biotic and abiotic processes on sediment dynamics and the consequences to the structure and functioning of the intertidal zone. *Journal of Sea Research* 48, 2002. 143- 156
- Widdows J, MD Brinsley, PN Salkeld en M Elliott, 1998. Use of annular flumes to determine the influence of current velocity and bivalves on material flux at the sediment-water interface. *Estuaries* 21:552-559.
- Widdows J, P Fieth, CM Worrall, 1979. Relationship between seston, available food and feeding activity in the common mussel *Mytilus edulis*. *Marine Biol* 56:195-267.
- Widdows, J., Lucas, J., Brinsley, M., Salkeld, P., Staff, F., 2002. Investigation of the effects of current velocity on mussel feeding and mussel bed stability using an annular flume. 56(1): 3-12. 10.1007/s10152-001-0100-0.
- Wijsman, J.W.M., Kesteloo, J.J., J.A., C., 2006. *Ecologie, visserij en monitoring van mesheften in de Voordelta*, Nederlands Instituut voor Visserij Onderzoek (RIVO), 37 pp.
- Witbaard, R., Kamermans, P., 2010. *De bruikbaarheid van de klepstandmonitor op *Ensis directus* ten behoeve van de monitoring van aan zandwinning gerelateerde effecten.*, NOZ, den Burg Texel.
- Wolters, H.E., 2006. *Restoration of salt marshes*. PhD. Thesis, University of Groningen, Groningen.
- Yapp, R.H., Johns, D., Jones, O.T., 1917. The salt marshes of the Dovey Estuary. Part II. The salt marshes. *Journal of Ecology*, 5: 65-103.
- Young GA, 1985. Byssus thread formation by the mussel *Mytilus edulis*: effects of environmental factors. *Marine Ecology Progress Series*, 24, 261-271.

Verantwoording

Rapport C163/13A; Deltares nummer 1209152-000-ZKS-0005
IMARES Projectnummer: 4308201123 (in 2013), 4308201154 (in 2014)

Dit rapport is met grote zorgvuldigheid tot stand gekomen. De wetenschappelijke kwaliteit is intern getoetst door een collega-onderzoeker en het betreffende afdelingshoofd van IMARES.

IMARES beschikt over een ISO 9001:2008 gecertificeerd kwaliteitsmanagementsysteem (certificaatnummer: 124296-2012-AQ-NLD-RvA). Dit certificaat is geldig tot 15 december 2015. De organisatie is gecertificeerd sinds 27 februari 2001. De certificering is uitgevoerd door DNV Certification B.V.

Akkoord: Dr. R.G. Jak

Handtekening:



Datum: 12 september 2014

Akkoord: Luca van Duren
Onderzoeker, Deltares

Handtekening:



Datum: 12 september 2014

Akkoord: Drs. Jakob Asjes
Hoofd afdeling Ecosystemen

Handtekening:



Datum: 12 september 2014

Bijlage A. Mosselbanken

Ecologie

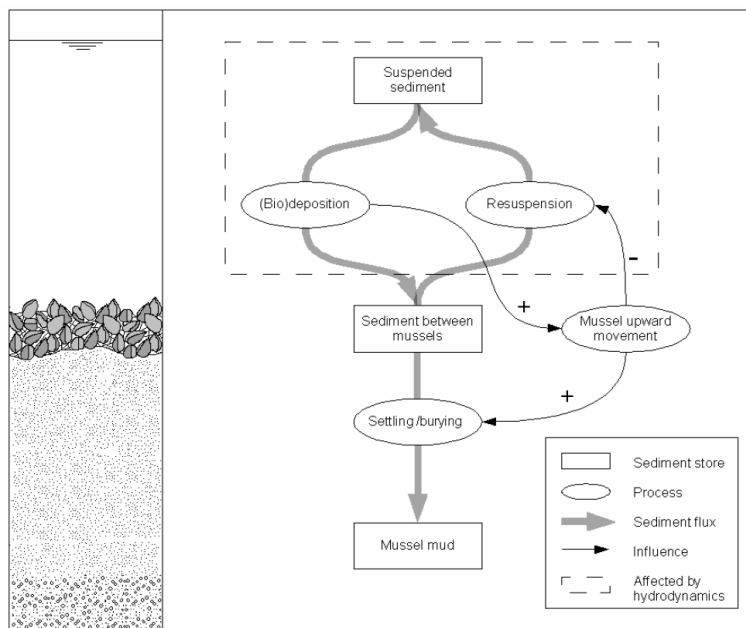
Wat doen mosselen?

Mosselen filteren kleine vaste deeltjes uit het water (Figuur A 1). Naast eetbaar materiaal wordt daarbij ook slib uit de waterkolom gefilterd. Alle zwevende deeltjes groter dan 2 tot 5 μm in diameter worden uitgefilterd (Widdows 1984). Omdat het gesuspendeerde materiaal niet alleen uit eetbare algen bestaat, maar ook uit dode organische en anorganische componenten wordt veel niet- of slecht eetbaar materiaal verzameld. Mosselen scheiden dit zo goed mogelijk van het eetbare, mengen het met een slijmerige gelvormende substantie (mucus), die bestaat uit een mengsel van organische stoffen (waaronder glycoproteïnen en polysacharide substanties), en deponeren het als niet-opgenomen materiaal naast zich op het sediment (pseudofeces). De gelvormende mucus bestaat voor het allergrootste deel uit water (>95 %). Daarnaast wordt wel opgenomen, maar niet verteerd materiaal als feces op het sediment gedeponerd. Feces en pseudofeces veranderen het sediment op de locatie van de mosselbank, maar ook in de omgeving van de vestigingsplaats. De invloedssfeer van de mosselbank is groter dan louter de bank zelf (Donadi et al., 2013) en kan tot op enkele honderden meters meetbaar zijn (van der Zee, et al., 2012)

Het percentage deeltjes dat als pseudofeces wordt uitgescheiden is afhankelijk van de hoeveelheid deeltjes in het water. Wanneer er weinig deeltjes in het water zitten, wordt de fijne fractie van al deze deeltjes opgenomen en als feces uitgescheiden. Wanneer meer of grovere deeltjes in het water zitten, passeert een deel maar het spijsverteringssysteem van de mossel en wordt de rest uitgescheiden als pseudofeces (Widdows et al. 1979). Omdat gesuspendeerd materiaal in de waterkolom voor het grootste deel uit anorganisch materiaal bestaat (slibdeeltjes vooral) vormt slib ook het belangrijkste bestanddeel van pseudofeces.

Al naar gelang de fysische omstandigheden kunnen feces en pseudofeces weer suspenderen, wegspoelen of blijven liggen. Door de menging met mucus is de deeltjesgrootte van pseudofeces veel groter dan van de oorspronkelijke slibdeeltjes, en daarmee neemt de erodeerbaarheid af. Mucus wordt wel weer afgebroken en daarmee verdwijnt een belangrijke bindende factor voor de slibdeeltjes.

Een belangrijk verschil tussen mosselen en andere tweekleppige schelpdieren –oesters uitgezonderd- in de Waddenzee is dat mosselen zich óp het sediment bevinden (behorende tot het zogenaamde epibenthos), en zich aan elkaar hechten met byssusdraden. Hierdoor ontstaat lokaal een structuur die de bodem ruwer maakt waardoor fysische processen als stroming en golfwerking in de waterkolom gedempt worden. Daarnaast zijn de ruimtes tussen de mosselen luwtegebiedjes, waar golven en stroming weinig invloed hebben. Beide invloeden zorgen ervoor dat gedeponerd materiaal makkelijk blijft liggen; in elk geval veel makkelijker dan bij schelpdieren die zich in de bodem ingraven (*Ensis*, kokkels, *Mya*). Door het actief deponeren van feces en pseudofeces en het temperen van de stroming hoopt dit fijne sediment zich op onder en in de buurt van de mosselbank, waardoor het gehalte aan fijn materiaal (sterk) kan toenemen. Door het gestaag bewegen van de mosselen slagen zij erin om aan het oppervlak te blijven en zo een groot deel van het slib af te dekken voor verdere erosie. Hertweck & Liebezeit (1996) namen bij oudere mosselbanken (met mosselen van 6-7 cm groot) een gemiddeld slibgehalte van ~44 % waar in de bovenste 4 cm van het sediment in vergelijking tot een maximum van 13% in het oorspronkelijke sediment. Maar ook kunnen door de afnemende stroming zanddeeltjes uit de waterkolom naar de bodem zakken en worden deze ingevangen in de mosselbankstructuur. Lokaal kan dit leiden tot hoge zandgehalten in het sediment (tot 90 % van de deeltjes >50 μm) van oudere mosselbanken (Oost 1995; Dankers et al. 2004), maar in het algemeen overheerst toch de verrijking van de bodem met slib en organisch materiaal. In een aantal gevallen is waargenomen dat tijdens het winterhalfjaar een deel van het slib weer uitgespoeld wordt en zich zo een zandrijke laag kan vormen in de mosselbank.

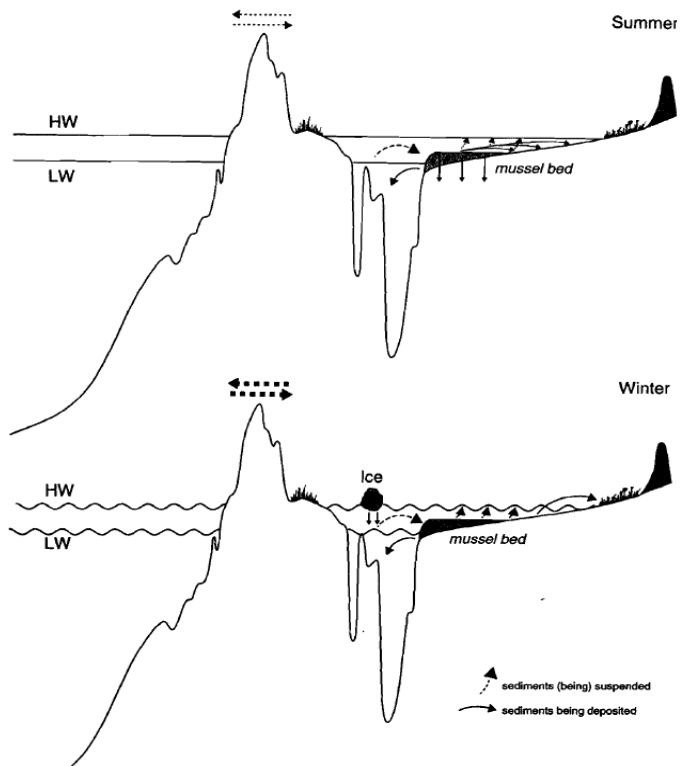


Figuur A 1. Schematische weergave van de interactie tussen mosselen en fijn sediment. Links een schematische weergave van het wad met mosselen, het opgeslagen sediment onder mosselen en het originele sediment (uit van Leeuwen, 2008).

Wat gebeurt er met het vastgelegde sediment?

De gedeponeerde en vastgelegde deeltjes blijven, in ieder geval tijdelijk, in of in de buurt van de mosselbank op de bodem liggen. De concentratie van gedeponeerde deeltjes neemt af naarmate de afstand tot de mosselbank toeneemt (Figuur A 2, Oost, 1995). Hoewel deeltjes worden vastgehouden door de structuur van de mosselbank komt na een tijdje een groot deel van de gedeponeerde deeltjes weer opnieuw als zwevend deeltje in de waterkolom terecht (Oost, 1995). Doordat schelpenresten zich met het achterblijvende sediment mengen wordt door consolidatie de sedimentlaag onder de mosselbank steeds steviger en compacter (Dankers *et al.* 2004). Doordat mosselen zich boven het ingevangen sediment kunnen uitwerken hoort het sediment zich steeds hoger op. De afzetting van sediment onder mosselen is uiteindelijk zichtbaar doordat zich bulten op het wad vormen.

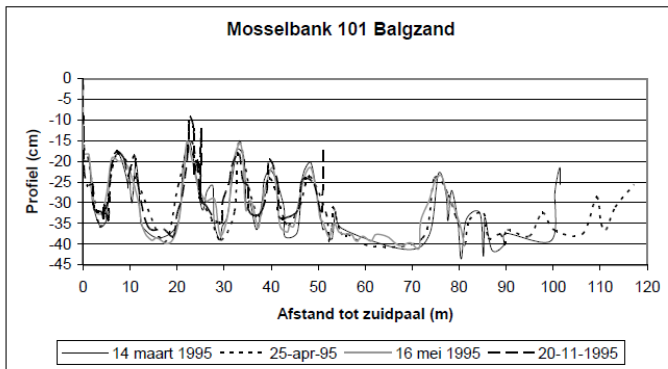
Erosie van de vastgelegde deeltjes gebeurt door stormvloed (golfslag) en (incidenteel) door bedekking met ijsschotsen. Deeltjes die door o.a. stormvloed of ijsgang weer opnieuw in de waterkolom zijn terecht gekomen sedimenteren elders (platen, kwelders) of worden geëxporteerd naar de Noordzee (Oost, 1995).



Figuur A 2. De invloed van mosselbanken op het sedimentpatroon in de Waddenzee. Fijn sediment wordt in de zomer vastgehouden onder de mosselen op een mosselbank en in de omgeving daarvan. In de winter wordt een groot deel van dit sediment door stormen en ijsgang weer opgenomen in de waterkolom en getransporteerd naar de Noordzee of komt terecht op zandplaten of kwelders in de Waddenzee (uit Oost, 1995).

Ophoging van de bodem

In extreme omstandigheden zijn sedimentatiesnelheden door mosselen gemeten van $60 \text{ g/m}^2/\text{uur}$ (Widdows et al. 1998). Dat is 40 keer zo hoog als de natuurlijke sedimentatiesnelheid. Het meeste van dit materiaal zal echter uiteindelijk weer opgenomen worden in de waterkolom (Oost, 1995). Jonge mosselbanken kunnen gedurende de zomermaanden een sliklaag vormen van zo'n 30 tot 40 cm (Dankers et al. 2003). Dit wordt echter tijdens het winterhalfjaar grotendeels weer opgewerveld, mogelijk met achterlating van het zand dat uitgespoeld wordt. Sedimentatiesnelheden op langere termijn variëren van 70 cm/100 jaar (voor een mosselbank van 21-50 jaar oud, Hertweck, 1998) tot 35 cm/100 jaar (Behrend et al., 1997). Gevestigde oudere mosselbanken kunnen uiteindelijk 1-2 m boven het omliggende sediment uitsteken (Dankers et al. 2004; Widdows en Brinsley 2002). Dankers et al. (2004) geven hierbij aan dat ook het sediment in de omgeving verticaal groeit, de omgeving lag bij een mosselbank met 1 meter sediment maar 30 centimeter lager (Figuur A 3). Het sediment onder een mosselbank in de Nederlandse Waddenzee kan een dikte bereiken van zeker 50-65 cm, in vergelijking tot 180 cm in de Duitse Waddenzee (Oost 1995). Dare (1976) rapporteerde dat mosselbanken ongeveer 0,4-0,75 m 'mussel mud' produceerden (een mix van slib, feces en pseudofeces) tussen mei en september 1968 en 1971 in Morecambe Bay, Engeland. De jonge mosselen in deze bank kropen omhoog maar er stikten er ook veel in het snel ophopende sediment (Dare, 1976).



Figuur A 3. Hoogteprofiel op een vaste onderzoeksraai in een mosselbank in de Nederlandse Waddenzee (uit Dankers et al. 2004).

Ook aan de hand van getallen uit bijlage A kan een schatting gemaakt worden van de huidige verticale groei van mosselbanken in de Waddenzee. De dichtheid van mosselen op een gewone mosselbank kan sterk variëren. Een gewone mosselbank bevat ongeveer 0,1-0,2 kg/m² mosselen (AFDW, Ash-free dry weight, zie Bijlage A) (Asmus & Asmus, 1996), maar de dichtheden kunnen tot 1 kg AFDW/m² halen. Bij 0,1 kg/m² (AFDW) levert dat een aanwas van ongeveer 3 cm/jaar op, bij 1 kg/m² (AFDW) is dat dus ongeveer 30 cm/jaar. Dergelijke waarden worden in het veld ook gevonden (Dankers et al. 2003). Onduidelijk is welk deel van het gedeponeerde materiaal weer wegspoelt, maar het zal duidelijk zijn dat dit nogal zal afhangen van de lokale situatie (geëxponeerde of beschutte ligging, een erg dichte of een weinig dichte bedekking met mosselen).

Hoewel mosselen kunnen leven tot net onder het gemiddelde hoogwater bij doortij (Verwey, 1952), komen mosselbanken op de droogvallende platen van de Waddenzee normaal alleen voor tot gemiddeld zeeniveau (Dankers, 1986), zodat mosselen gedurende de helft van de tijd onder water liggen (Dijkema, 1989). De hoogte van een mosselbank is aan een maximum gebonden omdat de tijd waarin mosselen kunnen eten door de verticale groei wordt beïnvloed (Van Straaten, 1964; Seed, 1976; Dijkema, 1989). Wanneer mosselbanken hoger komen te liggen moeten mosselen ook meer energie spenderen om de grotere golfslaginvloed en de langere blootstelling aan lucht te weerstaan (McMaster, 1958; Van Straaten, 1964; Seed, 1976; Widdows, 1984).

Randvoorwaarden

Vestiging

Mosselbanken ontstaan doordat mossellarven uit de waterkolom zich massaal vestigen op een bepaalde locatie. Elke vrouwelijke mossel kan 10 miljoen eicellen produceren die in april-mei vrijkomen in de waterkolom. Omdat deze in de waterkolom bevrucht worden blijft een groot deel van de eicellen onbevruucht. Ze kunnen dan opgegeten worden door een grote verscheidenheid aan planktoneters, waaronder volwassen schelpdieren. Het is goed denkbaar dat volwassen schelpdieren zelfs de voornaamste predator zijn (Brinkman, 2013). De overleving van de larven is waarschijnlijk ook afhankelijk van de conditie van het moederdier. De bewegingen van deze larven worden vooral beïnvloed door (getijde)stroming (Levin, 2006). Wanneer ze groot genoeg zijn zakken de larven naar de bodem waar ze zich vestigen op een geschikte ondergrond. Geschat wordt dat ze ongeveer 3-5 weken in de waterkolom verblijven (de Vooy 1999), afhankelijk van de waterkwaliteit (zoals voedselbeschikbaarheid, zoutgehalte en temperatuur (Metatax en Saunders, 2009)). De plek waar de larven zich uiteindelijk vestigen lijkt onvoorspelbaar. Ze vestigen zich op volwassen mosselen, kokkels, oesters, dode schelpenbanken, hydroidpoliepen, kokerwormen (*Lanice*), macro-algen of kaal zand of slib (Brinkman 2002). De kans op vestiging wordt sterk vergroot door aanwezigheid van andere schelpdier populaties. Zeer waarschijnlijk spelen chemische cues een belangrijke rol (Pers. med. L. van Duren). Erg slibrijk substraat lijkt niet erg in trek te zijn bij mosselen.

Nadat de mosselen zich op de bodem hebben gevestigd, produceren ze byssusdraden waarmee ze zich aan elkaar en het substraat vasthechten. Het vestigen van grote hoeveelheden mossellarven op de Waddenzeebodem hangt van een aantal factoren af; voldoende larven, voldoende geschikt substraat, weinig predatie door garnalen, wormen, volwassen schelpdieren en vislarven en later zeesterren, krabben, grotere vis en vogels (Van der Veer et al. 1998), geschikte fysische omstandigheden (stroming en golfslag) (Nehls en Thiel, 1993) en voldoende voedsel. Een goede 'broedval' (vestiging van mossellarven op de bodem) is een belangrijke randvoorwaarde voor het voorkomen van mosselbanken. Toch zijn veel van de hierboven genoemde factoren, die sterk kunnen verschillen per seizoen, jaar en locatie, nooit gekwantificeerd.

Overleving

Fysische processen zoals golven en stroming hebben invloed op de overleving van mosselbanken doordat ze de mosselen kunnen wegspoelen van het substraat of bedelven onder sediment. Het effect van deze fysische factoren hangt af van de mate waarin mosselen aan elkaar of aan het substraat zijn verbonden. Het is bekend dat in de Waddenzee stormvloed en sterke stroming (met name jonge) mosselbanken kunnen beschadigen of verwoesten. Mosselbanken zijn het meest stabiel in beschutte gebieden, terwijl mosselbanken in meer aan storm of stroming blootgestelde gebieden dynamischer zijn (Holt et al., 1998). Young (1985) liet zien dat byssusdraadproductie toenam met toenemende waterbeweging. Mosselen konden hun byssusdraadverbindingen met 25 % toe laten nemen binnen 8 uur na de start van een storm. Hoewel waterbeweging dus negatief kan zijn voor mosselen, beïnvloedt stroming de voedselvoorziening naar de mosselbank positief. De droogvalduur heeft invloed op de beschikbaarheid van voedsel en de blootstelling aan predatoren. Wanneer de mosselen droogvallen bij laagwater kunnen zij tijdelijk geen voedsel filteren uit de waterkolom. Daarnaast zijn zij bereikbaar als voedsel voor vogels zoals scholeksters en meeuwen. Onderwater zijn de mosselen bereikbaar voor eidereenden, zeesterren en krabben. Ook de afstand tot de geul kan van invloed zijn op de voedselvoorziening van mosselbanken. Via de geul wordt water met voedsel aangevoerd en een grote afstand tot dit voedseltransport kan van invloed zijn op de beschikbaarheid van voedselpartikels. In de winter kan ijsvorming een factor zijn die van belang is voor de overleving van mosselbanken. Bewegende ijsschotsen kunnen mosselbanken beschadigen en individuele mosselen aan zich hechten en meetillen naar andere gebieden (Strasser et al. 2001).

Abiotische randvoorwaarden

De meeste mosselbanken in de Waddenzee zijn te vinden in relatief kleine en beschutte kombergingsgebieden in de oostelijke Waddenzee en het westelijke deel van de Waddenzee bij Nedersaksen, terwijl er bijna geen mosselbanken te vinden zijn in de kombergingsgebieden die niet worden beschermd door Waddeneilanden (Folmer et al., in voorber.). Brinkman et al. (2002) hebben de randvoorwaarden voor het voorkomen van mosselbanken op een rijtje gezet en geanalyseerd. Uit de analyse van Brinkman et al. (2002) volgt dat, in volgorde van belangrijkheid:

- Mosselen een voorkeur hebben voor gebieden met een geringe golfactie (maximale orbitaalsnelheid $< 0,5 \text{ m/s}^1$).
- Litorale mosselbanken komen nauwelijks voor in gebieden die langer dan 50 % van de tijd droogvallen, maar ook gebieden die nauwelijks droogvallen lijken minder in trek (Brinkman et al., 2002). Dit heeft waarschijnlijk te maken met de predatiedruk in die gebieden (zie ook Saier, 2001). In het (diepere) sublitoraal komen wel weer mosselbanken voor. De biomassa sublitorale mosselen is meestal hoger dan de litorale, maar de dichtheden zijn lager (Saier, 2001).
- Hoe verder van de geul, hoe minder mosselbanken er voorkomen, op afstanden verder dan 1,5 km komen nauwelijks nog mosselbanken voor. Vermoedelijk is een belangrijke oorzaak hiervoor de relatie tussen afstand tot de geul enerzijds en stroomsnelheid en droogvalduur anderzijds.
- Mosselbanken komen vooral voor in gebieden met een mediane korrelgrootte van $170 \mu\text{m}$ voor alle deeltjes groter dan $16 \mu\text{m}$ (M16); slibrijke gebieden of gebieden met grof zand lijken niet in trek.

- Een lage stroomsnelheid lijkt juist nadelig te zijn. Gebieden met stroming lager dan 0,3 m/s worden niet geprefereerd, maar mosselen komen ook nauwelijks voor in gebieden met snel stromend water (> 1,5 m/s).

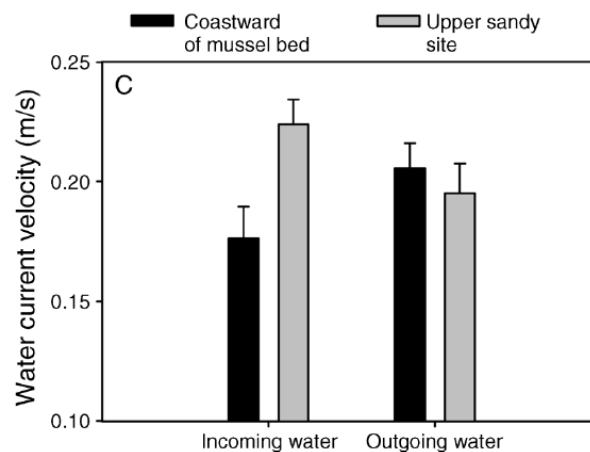
Recentelijk is op basis van nieuw beschikbaar gekomen data de analyse hernieuwd (Brinkman, 2013).

Directe bijdrage aan de waterkering

Invloed op de hydrodynamiek

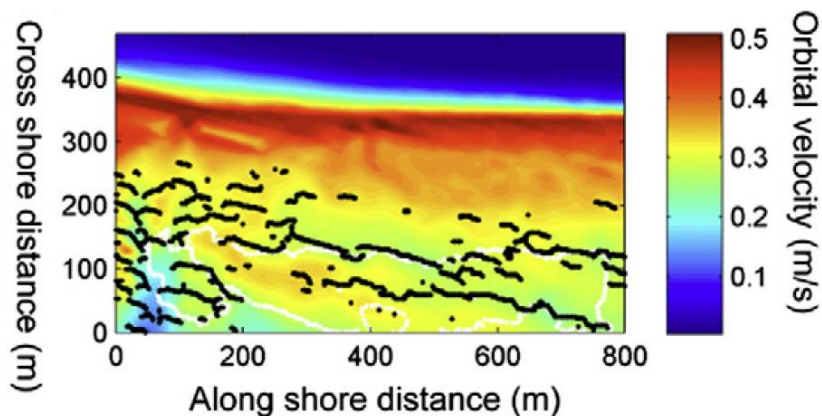
Mosselbanken kunnen mogelijk in directe zin bijdragen aan de waterveiligheid door golfreductie en daardoor mogelijke lokale besparing onderhoudskosten van dijken. De aanwezigheid van mosselbanken heeft invloed op golven en stroomsnelheden van het water (Widdows en Brinsley 2002, Gutierrez et al. 2003, Commito et al. 2005), simpelweg omdat de weerstand van de bodem tegen stroming verandert èn omdat de lokale diepte zal veranderen. Door de aanwezigheid van mosselbanken neemt de bodemruwheid toe waardoor de stroomsnelheid boven de mosselbank afneemt (Van Duren et al. 2006) De weerstand (frictie) tegen stroming neemt daardoor toe, en de stroomsnelheid neemt af. Bij 25 %-100 % mosselbedekking vermindert de waterstroming met 25 % in vergelijking met kaal zand (Widdows et al. 2002), al zijn lokale omstandigheden waaronder de waterdiepte van invloed op dit getal. Binnen de mosselbank (schaal < 15 cm) neemt de golfkracht op kleine objecten met 30 tot 62 % af (O'Donnell, 2008).

Naast de frictie veroorzaakt door de mosselen op de zeebodem kan de stroomsnelheid ook beïnvloed worden door macro-frictie veroorzaakt door de 'patches' (of mosselbulten) binnen een mosselbank (Folkard en Gascoigne (2009). Donadi et al. (2013) laten zien dat de stroomsnelheid tijdens vloed op 100 m afstand van een mosselbank (richting de kust) 21 % lager lag vergeleken met een gebied zonder mosselbank, tijdens eb werd geen verschil gemeten (Figuur A 4).



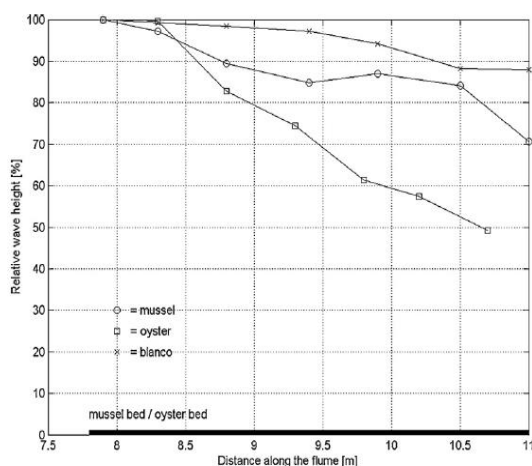
Figuur A 4. Stroomsterkte (m/s) tijdens inkomend en uitgaand water aan de kustzijde van mosselbanken (100 m afstand) in vergelijking tot gebieden zonder mosselbanken op vergelijkbare hoogte (upper sandy side) (uit Donadi et al. 2013)

Donkers et al. (2012) vonden bij een mosselbank in de westelijke Waddenzee dat dissipatie door stromingsweerstand (een som van wrijving en vormweerstand) de belangrijkste factor was in het uitdoven van golven; golfbreking bleek veel minder belangrijk door de vlakke helling en relatief kleine golven. Het zeewaarts gelegen deel van de onderzochte mosselbank absorbeerde golfenergie, waardoor het kustwaarts gelegen deel beschermt werd. Een model gebaseerd op de resultaten gaf vergelijkbare ontwikkelingen weer met hoge orbitaalsnelheden aan de zeezijde van de mosselbank en lagere orbitaalsnelheden aan de kustzijde (Figuur A 5).



Figuur A 5. Bovenaanzicht van de gemodelleerde orbitaalsnelheden op en rond een mosselbank in de westelijke Waddenzee. Zwarte stippen geven lokale minima aan in orbitaalsnelheden. De witte lijn geeft de contour van de mosselbank aan (uit Donkers et al. 2012).

Borsje et al. (2011) beschrijven een experiment waarbij ze een 'mosselbed' en een 'oesterrif' (*Crassostrea gigas*) plaatsten in een golfsimulator (Figuur A 6). De mosselbank bestond uit 1400 mosselen/m² en was gemiddeld 7 cm hoog. Het oesterrif bestond uit 148 oesters/m² en was gemiddeld 7,1 cm hoog. Uit dit experiment bleek dat oesterbanken effectiever waren in het uitdoven van golven (3,34 cm hoog) dan mosselbanken.



Figuur A 6. Golfuitdoving over 3,10 meter lange 'mosselbank' en oesterrif, vergeleken met de golfuitdoving zonder deze structuren in een golfsimulator (uit Borsje et al. 2011).

Indirecte bijdrage aan de waterveiligheid

Berekening sedimentproductie litorale mosselbanken 2006-2012

Filtratie

Het is niet goed bekend hoeveel materiaal mosselbanken in de Waddenzee per jaar filteren en afzetten. De sedimentatiesnelheid hangt af van de filtratiesnelheid, totale biomassa aan mosselen en hun grootteverdeling, de concentratie zwevend materiaal en de tijd dat de mosselbank onder water ligt (en dus zwevende deeltjes kan filteren en invangen uit de waterkolom; Dankers, 1986).

De gemiddelde filtratiesnelheid van 1 kg (versmassa) mosselen ligt in de orde van 100 liter per uur (Dame en Dankers, 1988), ofwel ongeveer 2 l/h/g (AFDW¹⁵), maar dit is een globale maat omdat de filtratiesnelheid per eenheid biomassa sterk afhangt van de grootte van de mossel (Tabel A 1). Berekeningen met het ecosysteemmodel EcoWasp (Brinkman, 2013) komen uit op een iets lagere massaspecifieke filtratiesnelheid.

Tabel A 1. Filtratiecapaciteit, voedselconsumptie en uitscheiding van pseudofeces voor individuele mosselen van verschillende leeftijdsklassen in de Nederlandse Waddenzee. De gemiddelde hoeveelheid zwevend materiaal in de Waddenzee is gemiddeld 42,5 mg/l (uit Dankers et al. 1989).

	Lengte (mm)	Filtratiecapaciteit (l/u)	Filtratie van zwevende deeltjes (mg/dag)	Pseudofeces (mg/dag)
Broed	7-30	0,9	1000	850
Jonge mosselen	30-45	1,4	1500	1300
Volwassen mosselen	>45	2,35	2700	2000

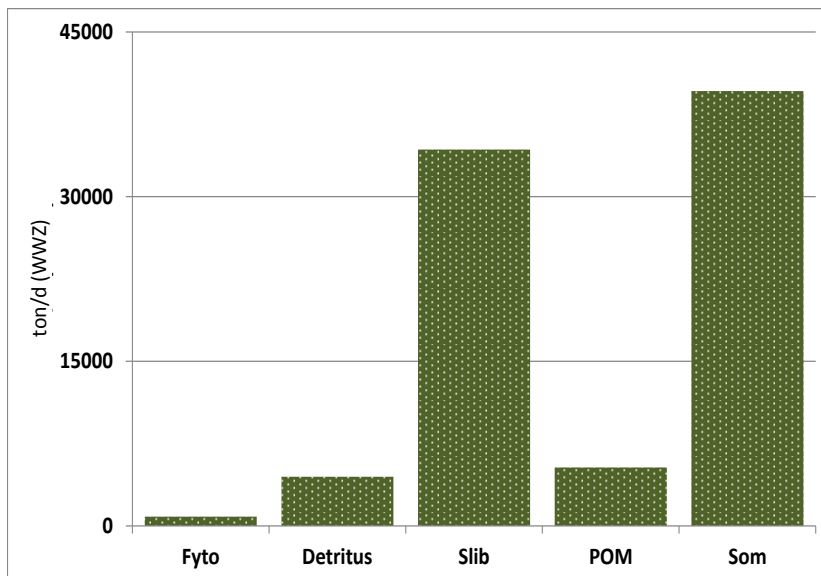
In het verleden zijn verschillende schattingen gedaan en berekeningen gemaakt met betrekking tot de productie van feces en pseudofeces door mosselen:

- $\sim 0,2 \cdot 10^9$ (Verwey, 1952) tot $15,2 \cdot 10^9$ kg/jaar (Dankers et al. 1989) voor de westelijke Waddenzee (oftewel 0,2 à 15,2 Mton/jaar).
- Oost (1995) berekende een minimum (lage mosselbiomassa) en maximum (hoge mosselbiomassa) hoeveelheid gedeponeerd anorganisch materiaal voor litorale plus sublitorale mosselbanken in de hele Waddenzee in de orde van $2,7 \cdot 10^9$ kg/jaar tot $15,1 \cdot 10^9$ kg/jaar, waarvan 2,3 tot $13,4 \cdot 10^9$ kg/jaar pseudofeces (= 2,3-13,4 Mton/jaar). Voor het litoraal wordt de anorganische depositie geschat op $0,2-5,6 \cdot 10^9$ kg/jaar voor een situatie met een lage, respectievelijk hoge bedekking (Oost, 1995).

Voor deze rapportage is een nieuwe berekening uitgevoerd aan de hand van recente data uit de Waddenzee. Hiervoor is gebruik gemaakt van berekeningen voor de *westelijke* Waddenzee (het gebied ten westen van het Terschellinger wantij), uitgevoerd met het ecosysteemmodel EcoWasp (Brinkman; 2012, 2013). In de EcoWasp-berekeningen worden alle schelpdieren gerepresenteerd door mosselen, dus is er een correctie nodig om rekening te houden met de verschillende soorten die in de praktijk voorkomen in de Waddenzee. In de modelberekeningen wordt wel rekening gehouden met de grootteverschillen die er zijn: de schelpdieren groeien van mossellarve tot volwassen dieren, en nemen daarbij met de tijd in aantal af. De aantalsontwikkeling en de individuele groei is geijkt aan de hand van data uit de Waddenzee, zodat er een zo goed mogelijke overeenkomst is tussen modeluitkomsten en groottes en aantallen in het veld. Let wel: die overeenkomst is zeker geen precieze. In de modelberekeningen is eveneens het van dag-tot-dag variërende gehalte aan zwevend materiaal in de waterkolom meegenomen door bezinking en resuspensie dynamisch te modelleren: windsnelheid, windrichting en locatie zijn hierin belangrijke variabelen. De gebruikte parameters voor resuspensie zijn afgeregeld aan de hand van de MWTL-monitoringdata van Rijkswaterstaat (www.waterbase.nl).

De simulaties zijn uitgevoerd geweest voor de jaren 2006-2012, en de biomassa aan schelpdieren in de westelijke Waddenzee bedroeg volgens het model in die jaren 400-500 Mkg versmassa (vlees + schelp). De filtratieactiviteiten van de schelpdieren samen is weergegeven in Figuur A 7.

¹⁵ AFDW=ash-free dry weight, ofwel, de droge, asvrije massa. De vleesmassa is ongeveer 5 keer de AFDW. De versmassa (vlees + schelp) is bij mosselen vaak weer 3 tot 5 keer de vleesmassa; gemiddeld wordt vaak 4 gebruikt als verhouding. Bij de Japanse Oester is de verhouding versmassa/vleesmassa ongeveer 6 à 7.



Figuur A 7. Filtratie van particulier materiaal in de westelijke Waddenzee (WWZ) per dag door alle schelpdieren samen; zoals berekend met behulp van het ecosysteemmodel EcoWasp. Getallen in ton/dag. POM=particulair organisch materiaal (som van fytoplankton en detritus).

Dit komt neer op ruim 12 miljoen ton slib/jaar, oftewel ruim $7,5 \cdot 10^6 \text{ m}^3/\text{jaar}$ (uitgaande van een specifieke massa van $1,6 \text{ kg/dm}^3$) wanneer alle schelpdieren mosselen zouden zijn.

Nu is slechts een deel van de schelpdieren in de westelijke Waddenzee mossel; dit aandeel bedraagt ruwweg 10-20 % (zie Brinkman, 2013; Schellekens et al., 2013). De overige schelpdieren betreffen vooral *Ensis directus* en *Mya arenaria*, beide soorten die zich ingraven in het sediment en (daardoor) niet of nauwelijks sediment vastleggen. Van kokkels is bekend dat zich soms "slibdekens" kunnen ontwikkelen boven kokkelbanken, maar ook die zijn niet erg blijvend. Ergo, uitgaande van een mosselaandeel van 10-20 %, wordt er –volgens de modelberekeningen– $1,2\text{-}2,4 \cdot 10^6$ ton slib/jaar in de westelijke Waddenzee gefilterd en in pseudofeces+ feces omgevormd; dit betreft $0,7\text{-}1,5 \cdot 10^6 \text{ m}^3/\text{jaar}$. Een deel van dit materiaal zal evenwel óók weer in suspensie gaan.

De bovengenoemde getallen betreffen de gehele westelijke Waddenzee, dus de platen plus het sublitoraal. Om de sedimentinvang door litorale mosselbanken in de hele Waddenzee in te kunnen schatten is de huidige omvang aan mosselbanken nodig; deze is ongeveer 1500 ha. Een oppervlakte van 1500 ha mosselbank impliceert dat ongeveer 1 - 1,5 % van de getijdenplaten bedekt is met mosselbanken. Bij 1500 ha mosselbank en een dichtheid van 100 g AFDW/m^2 komt dit neer op $1,5 \cdot 10^6 \text{ kg AFDW}$ (=30 Mkg vers) aan litorale mosselen; dit lijkt een reële schatting, al kunnen op uitzonderlijk dichtbezette banken veel hogere waarden voorkomen (de gebruikte omrekenfactor is $20 \text{ g vers per g AFDW}$). De verhouding mosselen op litorale banken ($30 \cdot 10^6 \text{ kg}$) ten opzichte van de schelpmassa in de westelijke Waddenzee ($400\text{-}500 \cdot 10^6 \text{ kg}$) is hiermee $30/450$, en de slibvangcapaciteit dus ongeveer $12 \cdot 10^9 \cdot (30/450) = 0,8 \cdot 10^9 \text{ kg/j}$, gemiddeld over de gehele Waddenzee.

De getallen gebaseerd op de periode 2006-2012 liggen daarmee binnen de schattingen van Oost (1995) maar zijn lager dan op grond van 1500 ha mosselen verwacht zou mogen worden bij de berekeningen door Oost (1995). Worden zijn berekeningen gevolgd dan resulteert een sedimentinvang van ca. $2 \cdot 10^9 \text{ kg/jaar}$. Oost (1995) rekende met een vaste waarde voor het slibgehalte in de waterkolom ($42,5 \text{ mg/liter}$), en met een geschatte filtratiesnelheid van mosselen. De filtratiesnelheden zoals gebruikt bij de EcoWasp-modelberekeningen zijn afgeregeld op de natuurlijke groeisnelheden van mosselen. De berekeningen gebaseerd op het ecosysteemmodel EcoWasp resulteren in een lagere bijdrage van mosselen aan het sedimentbudget van de Waddenzee. Maar ook volgens die berekeningen zijn mosselen echter nog steeds van belang voor het slibbudget van de Waddenzee.

Als we de filtratie van gesuspendeerd sediment vergelijken met de jaarlijkse bruto sediment-instroom van slib in het Waddengebied dan blijkt dat de hoeveelheden aanzienlijk zijn. Afhankelijk van de mosselpopulatie wordt 2-50 % van de jaarlijkse totale bruto slibstroom gefiltreerd (Oost, 1995; Jongbloed et al., 2006; schattingen Ridderinkhof). Daarbij is het van belang om te bedenken dat rond de kenteringen een groot deel van deze bruto slibstroom tot bezinking komt in het Waddengebied.

Al de getallen moeten gezien worden als ruwe schattingen, waarbij zo goed mogelijke schattingen van de filtratiekarakteristieken van schelpdieren gecombineerd zijn met aannames zijn gedaan over de invang van anorganisch materiaal door schelpdieren.

Opslag

Slechts een klein deel van het jaarlijks gefiltreerde sediment wordt uiteindelijk netto vastgelegd, met name in de mosselbanken zelf. In totaal werd door Oost (1995) geschat dat in intergetijde mosselbanken en de omringende moddervlakten ca. $3,3 \cdot 10^9$ kg gesuspendeerd materiaal lag opgeslagen (voor de situatie 1975-1978 aan het eind van een zomerhalfjaar). Aannemende dat naast accumulatie er ook elk jaar een deel van het afgezette sediment weer in suspensie gaat, is er 1 tot 17 jaar nodig voor de accumulatie van deze hoeveelheid sediment (Oost, 1995). Zónder resuspensie is hier volgens de EcoWasp-berekeningen 4 jaar voor nodig, in werkelijkheid zal dit dus meer zijn. Deze getallen (Oost, 1995 en EcoWasp) komen overeen met de levensduur van mosselbanken zoals blijkt ook uit interne gelaagdheden en veldwaarnemingen. Als beide schattingen gecombineerd worden levert dat de (groeve) schatting op dat minimaal 25 % van het gefilterde slib ook daadwerkelijk blijft liggen. Naast het gesuspendeerd materiaal wordt ook zand ingevangen. Naar schatting is dit ruwweg 1,5 keer de massa van het slib, dus $1,2 \cdot 10^9$ kg/jaar, met een soortelijke massa van zand (inclusief poriën) van 2 kg/dm^3 is dit $0,6 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ /jaar.

Lange-termijnopslag

Over nog langere tijd (decennia) verdwijnen veel mosselbanken. De sedimentaire structuren ervan worden veelal door erosieve processen opgeruimd, waarbij het slib grotendeels geresuspendeerd wordt. Kijkend naar de verschilkaarten 1927/1935-2005 (Elias et al., 2012) kan geconcludeerd worden dat circa 30 % van het intergetijde waddenoppervlak in die tijd is omgewerkt door geulen. Een minstens zo groot deel wordt waarschijnlijk opgeruimd door prielen (intergetijdengeultjes). Gezien de relatie tussen afstand van de geul en het voorkomen van mosselbanken mag geconcludeerd worden dat een belangrijk deel van de mosselbankafzettingen daardoor zal zijn geërodeerd.

Ter vergelijking: de totale netto depositie van fijn materiaal in de Waddenzee werd door Eysink (1979) en RWS (1978) geschat op $1,4\text{-}3,0 \cdot 10^9$ kg/jaar. Voor de westelijke Waddenzee is in Jongbloed et al. (2006) uit lodingsdata van Rijkswaterstaat een (ruwe) netto sedimentatie (een som van zand en slib) geschat van ongeveer $7\text{-}8 \cdot 10^9$ kg materiaal/jaar. Geconcludeerd kan worden dat op de lange duur maar een beperkt deel van de mosselbankafzettingen overleeft en dat dit beperkt zal bijdragen aan de netto slibsedimentatie in het onbegroeide deel van de Waddenzee.

Stabiliteit en stuurbaarheid

De helft van de nieuw ontstane mosselbanken in de Waddenzee verdwijnt vaak in de eerste winter nadat ze zijn ontstaan (Dankers et al. 2004). Een stabiele mosselbank kan zich hier tegen wapenen door vorming van patronen die weerstand bieden tegen stroming en stormen, het aan elkaar vastklitten van

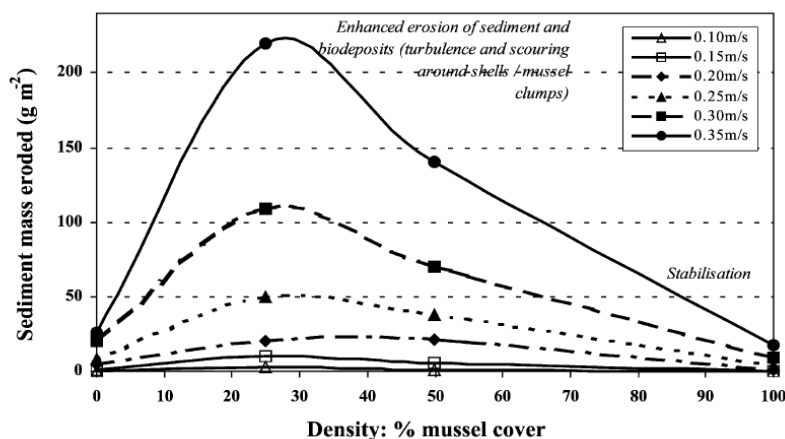


de mosselen met byssusdraden, het ontwikkelen van een stevige ondergrond of door ingroei van andere schelpdieren als Japanse oesters die zich sterker verankeren in de bodem. Jonge mosselbanken zijn relatief stormgevoelig.

Hoewel gevestigde en oudere mosselbanken wel degelijk erg stabiele structuren kunnen vormen, kunnen ook hier delen wegslaan of beschadigen door ijsgang.

Hoewel het vastleggen van sediment, en dus de verticale groei, afneemt bij oudere mosselbanken, hopen zich over de jaren grover sediment en schelpenresten op tussen de mosselen. Het vastgelegde slijk consolideert tot kleirijke lagen waardoor de fundering van de mosselbank verstevigt en de gevoeligheid voor erosie afneemt (Oost 1995; Van Leeuwen et al. 2010). Een hoge mosselbedekking kan erosie verminderen.

De erosiegevoeligheid van een mosselbank hangt af van het type substraat en de dichtheid van de mosselbedekking op de mosselbank. Widdows et al. (2002) vonden bij mosselbanken op slikkige ondergrond (46 % slib) dat erosie van sediment exponentieel afnam met toenemende mosselbedekking. Bij de hoogst gemeten mosselbedekking was de erosie van het sediment 1/10 van die in absentie van mosselen. Mosselbanken op een zandige ondergrond lieten juist een niet-eenduidige relatie zien tussen erosie en mosselbedekking (Figuur A 8, Widdows et al., 2002). De hoogste erosie vond daar juist plaats bij gemiddelde mosselbedekking (25-50 %) door de schurende erosie rond de losse mosselklompen. Erosie-studies hebben aangetoond dat een afname in mosselbedekking van 100 % naar 50 % of minder de erosie bij stroomsnelheden van >0,25 m/s zal doen toenemen en de vastgelegde deeltjes opnieuw in de waterkolom terecht komen (Widdows et al., 2002).



Figuur A 8. Effect van mosselbedekking (%) en diepte-gemiddeld stroomsnelheden ($z=0$ tot $0,1$ m) op de erosiegevoeligheid van zandig substraat bij Exmouth, Engeland (uit Widdows et al. 2002)

Onderzoeksprogramma's zoals bijvoorbeeld MosselWad binnen het Waddenfonds richten zich vooral op patroonvorming en de kracht van de samenklitting met bysusdraden. In het Deltaprogramma 2011 werd gekeken naar de ontwikkeling van de sedimentlagen onder de mosselbanken en de effecten van ingroei van Japanse oesters (Fey et al., 2012).

Borsje et al., 2011) stellen bijvoorbeeld dat mosselen maximaal 5 – 10 % van het wad kunnen bezetten in verband met voedselconcurrentie, gebaseerd op onderzoek rond het Duitse Waddeneiland Spiekeroog. Het is onduidelijk of deze stelling ook toepasbaar is op het Nederlandse wad. Daarnaast is niet bekend in welke bedekkingsgraad (aantal mosselen per oppervlakte-eenheid) de mosselbanken in het Duitse gebied voorkwamen, waardoor doorberekenen naar een mogelijk areaal voor de Nederlandse Waddenzee op basis van deze gegevens onmogelijk is. Daarnaast wordt bij deze stelling geen rekening gehouden met concurrentie om voedsel en ruimte met andere aanwezige schelpdieren en de beschikbare geschikte ruimte. Berekeningen aan draagkracht in de Nederlandse Waddenzee (Brinkman en Jansen, 2007) laten zien dat er in de westelijke Waddenzee (zowel op het droogvallende wad als in de permanent onderwater liggende geulen) nog ongeveer 4 keer meer gefiltreerd zou kunnen worden dan er nu gebeurt, ongeacht door welke schelpdiersoort.

Uit historisch onderzoek is bekend dat het areaal aan mosselbanken op droogvallende platen in de Nederlandse Waddenzee in de periode 1960-1990 gevarieerd kan hebben tussen de 1000 en 6000 ha (Dankers *et al.*, 2003). In 1976 was dat 4183 ha (Dankers *et al.*, 2003). In die periode was visserij op de droogvallende platen nog toegestaan, dus worden deze arealen gezien als een onderschatting van de ruimte die er beschikbaar is. In 2012 werd 1773 ha grotendeels gemengde mossel- oesterbanken ingemeten (Van den Ende *et al.*, 2012).

Natuurwaarden en overige waarden

Mosselbanken hebben een hoge natuurwaarde. Omdat zowel de feces als de pseudofeces rijk zijn aan organisch materiaal kan zich binnen een mosselbank en in de directe omgeving een geassocieerde levensgemeenschap ontwikkelen van micro-organismen tot voor vogels eetbare dieren zoals kokkels, wormen en slijkgarnalen (Donadi *et al.* 2013). De banken vormen hard substraat voor andere soorten om zich op te vestigen en de ruimtes tussen de mosselen en mosselklompen bieden schuilruimte voor kwetsbare diersoorten. De diversiteit op mosselbanken is daardoor hoger dan op in het omliggende kale wad (Gosling 1992; Nehls *et al.* 1997; Buschbaum en Saier, 2003). Wadvogels eten mosselen of de dieren die zich op of tussen de mosselen hebben gevestigd. Daarnaast hebben mosselen een economische waarde. Mosselen op droogvallende platen worden echter in de praktijk sinds de jaren '90 al niet meer bevestigd en visserij mag alleen plaatsvinden wanneer er meer dan 2000 ha aanwezig is op het droogvallende wad. De mosselvisserij richt zich op sublitorale mosselvoorkomens.

Bijlage B. Oesterbanken

Mechanisme

In Nederland komen twee soorten oesters voor: de inheemse platte oester (*Ostrea edulis*) en de Japanse oester (*Crassostrea gigas*). De platte oester kwam vroeger in grote aantallen voor in de Waddenzee en Noordzee (Olsen, 1883). Hij is verdwenen door overbevissing, ziektes en de afname van geschikt habitat (Smaal *et al.*, 2009). De Japanse oester is in 1964 in Zeeland geïntroduceerd om de oesterkweek nieuw leven inblazen (Troost, 2010), en er hebben zich in de jaren tachtig exemplaren verspreid vanuit een testkweek op Texel (<http://www.waddenacademie.nl/index.php?id=614#5323>). De lage watertemperatuur had de voortplanting en verspreiding van de exoot moeten voorkomen, maar desondanks heeft hij zich kunnen verspreiden in de Oosterschelde en langs de Nederlandse kust. Larven van de Japanse oester worden door stroming en golven meegevoerd, en vestigen zich op hard substraat (d.w.z. harde ondergrond), waarna zij uitgroeien tot volwassen oesters. Volwassen oesters vormen op hun beurt hard substraat voor nieuwe oesterlarven, waardoor er over de jaren oesterriffen ontstaan die zich verticaal en horizontaal uitbreiden (Forrest *et al.*, 2009; Powers *et al.*, 2009). Door de goede voortplanting, snelle groei (tot 75 mm per jaar) en goede overleving heeft de Japanse oester zich snel weten te verspreiden. In 2004 werd het totale oppervlakte aan oesters in het intergetijdengebied van de Waddenzee geschat op 400 ha en 11,5 miljoen kg versgewicht (Smaal *et al.*, 2005). In 2012 was dit al 1133 ha en 60 miljoen kg versgewicht (Brummelhuis *et al.*, 2012). Inmiddels heeft de oester zich door de gehele Waddenzee verspreid en kan gesteld worden dat deze een onderdeel is geworden van het Waddenzee-ecosysteem (Van Duren *et al.*, 2009b). De driedimensionale structuur van oesterriffen beïnvloedt de sedimentatie door het remmen van stroming en golven (de Vries *et al.*, 2007; Borsje *et al.*, 2011; Scyphers *et al.*, 2011).

Net als mosselen bevorderen oesters sedimentatie door het uitscheiden feces en pseudofeces. Daarnaast produceren ze in grote hoeveelheden kalksediment in de vorm van schelpen, die na afsterven (goeddeels) intact blijven waardoor ze bijdragen aan de vorming van schelpenbanken.

Randvoorwaarden

De randvoorwaarden voor het ontstaan en de overleving van oesterriffen zijn uitvoerig beschreven op de Building with nature wiki (http://www.ecoshape.nl/en_GB/wiki-guideline.html). In dit stuk worden de voor de Waddenzee relevante randvoorwaarden beschreven onder vier thema's: de fysische factoren, biologie, waterkwaliteit en het klimaat.

Fysische factoren

In de Waddenzee zijn vooral de aanwezigheid van geschikt substraat en sedimentatieprocessen (bedelving) bepalend voor de overleving van oesters. De sedimentconcentratie in het water is waarschijnlijk geen limiterende factor. Dit omdat de concentraties over het algemeen te laag zijn (gemiddeld 30 g/m³, monitoringdata RWS), of van te korte duur om de overleving van oesters te beïnvloeden.

Oesters zijn sessiele organismen, wat betekent dat zij zich gedurende hun leven niet verplaatsen. Geschikt substraat voor oesterriffen moet daarom geschikt zijn voor de vestiging van oesterlarven. Oesterlarven vestigen het best op een harde, onbegroeide, schone ondergrond, zoals bijvoorbeeld mosselschelpen. In de dynamische en slibrijke Waddenzee is dit substraat niet overal beschikbaar. Als er geschikt substraat voorhanden is, kan dit wel altijd gekoloniseerd worden omdat oesterlarven vrij in de waterkolom zweven en zich zo over de hele Waddenzee verspreiden. Wanneer het substraat stabiel is en niet bedolven raakt onder sediment, kunnen deze larven uitgroeien tot oesters en over de jaren een rif vormen. De ontwikkeling van riffen is afhankelijk van de lokale droogvalduur, bodemschuifspanning, golfdynamiek en stromingssnelheden (Lenihan, 1999; Schellekens *et al.*, 2012).

De noodzaak van een stabiele ondergrond houdt in dat op beschutte plekken meer substraten geschikt zijn als ondergrond voor oesterriffen dan op geëxponeerde plekken (Brumbaugh en Coen, 2009), mits slibbedekking niet overheerst.

In de Oosterschelde is voor *Crassostrea gigas* een optimale droogvalduur op de slikken en platen vastgesteld bij 30-40 %, en boven 60 % wordt het habitat ongeschikt (Schellekens *et al.*, 2012; Walles, ongepubl.data). Oesters kunnen ook overleven bij een lagere overstromingsduur, en dus hoger op het wad, maar dit gaat ten koste van hun ontwikkeling. Japanse oesters komen ook sublitoraal voor, maar tot welke diepte is onbekend. Over het algemeen worden Japanse oesters in veel mindere mate aangetroffen in het sublitorale deel van de Waddenzee (Brummelhuis *et al.*, 2012).

Door omhoog te groeien kunnen oesterriffen meegroeien met sedimentatie en zeespiegelstijging. De plasticiteit van de Japanse oester stelt de soort in staat om zelfs bij hoge sedimentatiesnelheden (modderige gebieden zoals de Mokbaai) te overleven door langgerekt uit te groeien. Echter, wanneer sedimentatiesnelheden te groot zijn, zullen de oesters bedolven worden en sterven (Powers *et al.*, 2009; Van Sluis en Ysebaert, 2012). Stormen leiden soms tot verplaatsing van grote hoeveelheden sediment en hebben daardoor indirect invloed op de vestiging van oesterlarven en overleving van de oesterriffen. Vooral riffen die weinig boven de bodem uitsteken, zijn gevoelig voor bedelving (Lenihan, 1999; Piazza *et al.*, 2005). Middelhoge sedimentatiesnelheden verslechteren de conditie van oesterriffen door de verticale groei en de vestiging van oesterlarven te verminderen (Schulte *et al.*, 2009). In het algemeen geldt dat hoe hoger een rif boven het zachte sediment uitsteekt, hoe hoger de oesterdichtheden, vestiging van oesterlarven en overleving van oesters (Schulte *et al.*, 2009). Erosie heeft minder invloed op de overleving van oesters dan sedimentatie. Echter, wanneer er teveel erosie plaatsvindt kan dit het rif dieper komt te liggen waardoor de remmende invloed op golven en stroming (sterk) vermindert.

Waterkwaliteit

Gezien de toename van de hoeveelheden Japanse oester in de Waddenzee lijkt de waterkwaliteit in elk geval geen belemmering voor de overleving van oesterriffen. De beschikbaarheid van nutriënten is van directe invloed op de primaire productie en daarmee op de voedselvoorziening. Japanse oesters kunnen goed concurreren met andere schelpdieren om fytoplankton als voedsel; gezien de toename van de hoeveelheden Japanse oester lijkt de voedselvoorziening momenteel geen belemmerende factor. Bij verdere uitbreiding kan de draagkracht mogelijk wel een belemmering vormen.

Verontreiniging door bijvoorbeeld tributyltin (TBT) uit antifoulingverven voor schepen kunnen de schelpdierreproductie nadelig beïnvloeden. De TBT-gehalten in het waddensediment zijn van dien aard (Van de Ven, 2005) dat effecten op schelpdierreproductie niet denkbeeldig zijn. In hoeverre effecten optreden op oesters is onbekend.

In de Waddenzee varieert de saliniteit tussen de 10 en 30 PSU. De Japanse oester kan voorkomen in zoutconcentraties van 10 tot 35 PSU, en groeit optimaal onder gemiddelde concentraties rond de 20-25 PSU (Troost, 2010). Daarmee vormen de saliniteitscondities geen beperkingen voor het voorkomen van de oester.

Biologie

Biologische randvoorwaarden voor de oesterriffen zijn: de toevoer van nieuwe oesterlarven, de aanwezigheid van geschikt substraat voor de vestiging van oesterlarven, aanwezigheid van voedsel, en een afdoende overleving ondanks predatie en eventuele ziektes.

Ziektes en parasieten kunnen bepalend zijn voor de overleving van oesters. In de jaren zeventig en tachtig van de vorige eeuw en leidde bijvoorbeeld de verspreiding van de parasiet *Bonamia Ostrea* in de Europese wateren tot zeer grote sterfte onder de Platte oester (*Ostrea edulis*). In 2010 werd het hesterherpesvirus OsHV-1 μ var voor het eerst in Nederland in 2010 in de Zeeuwse Delta ontdekt.

Dit virus veroorzaakt grote sterfte onder broed van de Japanse oester. Uit onderzoek van Gittenberger en Engelsma (2013) blijkt dit virus in 2013 ook in de Waddenzee aanwezig te zijn. Het is niet te voorspellen of er in de toekomst nieuwe ziektes zullen komen die de overleving van de Japanse oester zullen beïnvloeden. Oesterkwekers die werken in de Oosterschelde maken zich momenteel veel zorgen om de Japanse en Amerikaanse oesterboorders (respectievelijk *Ocenebrellus inornatus* en *Urosalpinx cinerea*). Een oesterboorder is een slak die zich voedt door een gat in de oester te boren en de oester van binnen uit op te eten. In de Waddenzee zijn beide soorten tot 2009 nog niet aangetroffen. Wel komt de Boorspons (*Cliona Celata*) voor in de Waddenzee (Gittenberger *et al.*, 2009).

Klimaat

Japanse oesters komen overwegend op de getijdenplaten voor waardoor de dieren grote temperatuurschommelingen kunnen ondergaan, veroorzaakt door zowel winterse kou als zomerse hitte door zonlicht. De Japanse oester is echter tolerant voor temperatuurschommelingen. Ze overleven meer dan een week in temperaturen rond de 30°C en de helft van de oesters overleeft een periode van 24 uur bij -22 °C (Bougrier *et al.*, 1995; Strand *et al.*, 2011). Oesters zijn daarmee wel gevoelig voor ernstige en langdurige koude. In strenge winters kan bevriezing er voor zorgen dat 90 % van de oesters binnen een rif sterven (N. Dankers, pers. com.). De structuur van het rif blijft dan bestaan, maar het rif is op lange termijn afhankelijk van de vestiging van nieuwe oesterlarven.

Indirecte bijdrage aan de waterveiligheid

Feces en pseudofeces

Een berekening van de totale actieve sedimentatie door de Japanse oester kan gebaseerd worden op een analogie met de filtratieactiviteit van mosselen. In hoofdstuk 2 werd een filtratie 1,2-2,4 miljoen ton slib/jaar door 40-80 Mkg mosselen berekend (versgewicht, wat gelijk staat aan ongeveer 2-4 Mkg AFDW. De omrekenfactor van versgewicht naar AFDW bedraagt 20 voor mosselen). Momenteel zijn er 60 Mkg oesters (Brummelhuis *et al.*, 2012) in de Waddenzee (versgewicht, wat overeenkomt met ongeveer 2 Mkg AFDW. De gebruikte omrekenfactor van versgewicht naar AFDW bedraagt 30 voor oesters). Bij gelijke filtratieactiviteit per gram lichaamsmassa impliceert dat een sedimentatiesnelheid van 1,2 Mton slib/jaar. Dit vindt vrijwel geheel in de westelijke helft plaats, daar oesters momenteel in de oostelijke Waddenzee niet of nauwelijks voorkomen (Brummelhuis *et al.*, 2012).

Een andere berekening leveren de data van Troost (Troost, 2009), die vond dat 490 g/m² schelpdieren (voornamelijk Japanse oester) 1200-1600 l/h filtreerden. Bij een slibgehalte van ongeveer 30 g/m³ (monitoringdata RWS) impliceert dat een bruto actieve sedimentatie van 1,5 Mton slib/jaar ofwel ongeveer 0,9 Mm³/jaar. De getallen blijven hoe dan ook ruw, omdat de leeftijdsverdeling, de met de weersomstandigheden variërende slibgehalten en ook de massa-specifieke filtratiesnelheid in het veld niet goed bekend zijn.

Op basis van deze berekeningen is de geschatte sedimentatiesnelheid van oesters 1,2 tot 1,5 Mton slib/jaar, oftewel ongeveer 0,8 - 0,9 Mm³/jaar. Dit vindt vrijwel geheel in de westelijke helft plaats, daar oesters momenteel in de oostelijke Waddenzee niet of nauwelijks voorkomen (Brummelhuis *et al.*, 2012). Een groot deel van het door oesters uitgefilterde sediment gaat weer in suspensie (Arakawa *et al.*, 1971). Hierbij gelden dezelfde overwegingen als bij de mosselen.

De bruto sedimentatie ten gevolge van de productie van (pseudo-)feces lijkt van voldoende grootte om belangrijk te zijn, maar in hoeverre de netto sedimentatie (de bruto hoeveelheid minus de hoeveelheid die weer resuspendeert) dat ook is, is onduidelijk. De getallen in dit rapport zijn echter ruwe schattingen en het is onbekend of hoe oesterbanken zich in de Waddenzee zullen ontwikkelen en in welke mate deze ontwikkeling stuurbaar is. Een interessante eigenschap van oesterriffen is dat hun driedimensionale structuur, in tegenstelling tot veel andere biobouwers (Koch *et al.*, 2009), onafhankelijk is van seizoenen.

Dit komt doordat het grootste deel van de biomassa van oesterriffen aanwezig is in schelpen, en deze schelpen niet snel vergaan. Toch is hun bijdrage aan de waterveiligheid niet gegarandeerd op de langere termijn omdat grote mortaliteit kan optreden als gevolg van stochastische gebeurtenissen zoals koude winters, verdrinking in slib, ziekten en parasieten.

Kalksediment

Oesterschelpen bestaan uit calciëet (Stenzel, 1963) waardoor de schelpen slecht oplossen in zeewater en de kalk tot wel honderden jaren kan blijven bestaan. Over de hoeveelheden is nog te weinig bekend om uitspraken over de Waddenzee te doen. Omdat de schelpen zeer lang bewaard kunnen blijven mag vermoed worden dat schelpen op langere termijn wel een bijdrage leveren aan de (kalk)sedimentatie in het gebied.

De dode oesterschelpen kunnen functioneren als hard substraat voor andere dieren. Ze komen uiteindelijk terecht in gebieden met hoge stroomsnelheden zoals geulbodems.

Stabiliteit en stuurbaarheid

De stabiliteit van oesterriffen wordt op de lange termijn bepaald door de schelpproductie. Hierbij zijn een vestiging van oesterlarven en de mate van sterfte cruciaal (Wallès en Mann, ongepubl.). De oesterlarven zetten zich vast op het oesterrif tijdens de vorming van hun schelpen. Zo ontstaat een structuur van zowel dode als levende aan elkaar gecementeerde oesters. Zelfs wanneer een groot deel van de levende oesters sterft houdt het onderlinge cement van de dode oesters het rif in stand (dit in tegenstelling tot mosselen). Hierdoor kunnen oesterlarven zich weer op het dode rif vestigen en kan het rif weer verder groeien. Door de aanwezigheid van oesterlarven en goede overleving van gevestigde oesters in de Waddenzee, lijkt de robuustheid van de oesterriffen hoog. In de Oosterschelde zijn oesterriffen bekend van minimaal 30 jaar oud (Kater en Baars, 2004). Hoe oud oesterriffen in de Waddenzee zijn en hoeveel dood schelpmateriaal er onder deze riffen ligt is onbekend, maar kan relatief makkelijk onderzocht worden (pers. com. Norbert Dankers).

Een beperkende factor voor het voorkomen van oesters in de Waddenzee is de aanwezigheid van stabiel substraat. Het fixeren van substraat maakt het mogelijk oesterriffen te creëren in meer dynamische gebieden (Brumbaugh en Coen, 2009; Van Sluis en Ysebaert, 2012; http://www.ecoshape.nl/en_GB/wiki-guideline.html). In de Oosterschelde zijn hier onlangs proeven mee gestart (Figuur B 1)



Figuur B 1. Schanskorven met oesters, die als kern voor een oesterrif moeten fungeren. (Foto: Brenda Wallès).

Natuurwaarden en overige waarden

Oesterriffen bieden een scala van ecosysteemdiensten zoals visserij en aquacultuur, erosiebescherming, broedkamerfunctie, CO₂-opslag, waterfiltratie en de regeneratie van nutriënten (Grabowski *et al.*, 2007; Forrest *et al.*, 2009; Scyphers *et al.*, 2011; Van Sluis en Ysebaert, 2012). In Amerika worden oesterriffen op grote schaal aangelegd om deze ecosysteemdiensten te stimuleren (<http://www.habitat.noaa.gov/restoration/techniques/livingshorelines.html>). Door de vele ecosysteemdiensten die aan de aanwezigheid van oesterriffen gekoppeld zijn vormen de riffen een belangrijke en diverse habitat in mariene ecosystemen (Jackson, Kirby *et al.* 2001; Grabowski, Peterson *et al.* 2007).

Omdat de Japanse oester een exoot is in Nederland, heeft deze zelf geen beschermde status. De biogene structuren horen wel bij habitattype H1140_A. Effecten van oesterriffen op natuurwaarden zijn niet eenduidig. In zandige habitats bieden oesterriffen extra hard substraat, voedsel en schuilplaatsen (Piazza *et al.*, 2005; Grabowski *et al.*, 2007; Scyphers *et al.*, 2011; Van Sluis en Troost, in press.). Dit leidt tot een verhoging van de plaatselijke biodiversiteit (Coen *et al.*, 2007; Borsje *et al.*, 2011). Volgens verschillende studies bieden Japanse oesterriffen eenzelfde type leefgebied voor geassocieerde fauna als mosselen (Büttger *et al.*, 2008, Markert *et al.*, 2009). In tegenstelling tot mosselen, zijn oesters niet voor alle vogelsoorten eetbaar. De scholekster was voor zijn voedsel altijd in grote mate afhankelijk van mosselen maar leert intussen ook Japanse oesters eten (Markert *et al.*, 2013). Andere vogelsoorten foerageren voornamelijk op geassocieerde fauna rondom mosselbanken en oesterriffen, waarbij zilverbreeuw minder voedsel kan vinden door de omzetting van mossel- naar oesterbanken (pers. com. Gregor Scheiffarth; Scheiffarth *et al.*, 2007; Markert *et al.*, 2013). Van kanoeten is niet duidelijk of ze in staat zijn kleine oesters te verorberen.

Voor gemengde oester/mosselbanken in de Waddenzee is door Van der Zee *et al.* (Van der Zee *et al.*, 2012) een effect aangetoond op de omringende (a)biotische omgeving (honderden meters), met hogere aantallen van bijvoorbeeld kokkels, kokerwormen en zeeduizendpoten in vergelijking tot kaal zand. Deze toename aan bodemdieren had ook een positief effect op een aantal vogelsoorten, waaronder scholekster, rosse grutto en wulp.

Bijlage C. Berekening sedimentproductie mossel- en oesterbanken

Litorale mosselbanken 2006-2012

Filtratie

Het is niet goed bekend hoeveel materiaal mosselbanken in de Waddenzee per jaar filteren en afzetten. De sedimentatiesnelheid hangt af van de filtratiesnelheid, totale biomassa aan mosselen en hun grootteverdeling, de concentratie zwevend materiaal en de tijd dat de mosselbank onder water ligt (en dus zwevende deeltjes kan filteren en invangen uit de waterkolom; Dankers, 1986).

De gemiddelde filtratiesnelheid van 1 kg (versmassa) mosselen ligt in de orde van 100 liter per uur (Dame en Dankers, 1988), ofwel ongeveer 2 l/h/g (AFDW¹⁶), maar dit is een globale maat omdat de filtratiesnelheid per eenheid biomassa sterk afhangt van de grootte van de mossel (Tabel C 1). Berekeningen met het ecosysteemmodel EcoWasp (Brinkman, 2013) komen uit op een iets lagere massaspecifieke filtratiesnelheid.

Tabel C 1. Filtratiecapaciteit, voedselconsumptie en uitscheiding van pseudofeces voor individuele mosselen van verschillende leeftijdsklassen in de Nederlandse Waddenzee. De gemiddelde hoeveelheid zwevend materiaal in de Waddenzee is gemiddeld 42,5 mg/l (uit Dankers et al. 1989).

	Lengte (mm)	Filtratiecapaciteit (l/u)	Filtratie van zwevende deeltjes (mg/dag)	Pseudofeces (mg/dag)
Broed	7-30	0,9	1000	850
Jonge mosselen	30-45	1,4	1500	1300
Volwassen mosselen	>45	2,35	2700	2000

In het verleden zijn verschillende schattingen gedaan en berekeningen gemaakt met betrekking tot de productie van feces en pseudofeces door mosselen:

- $\sim 0,2 \cdot 10^9$ (Verwey, 1952) tot $15,2 \cdot 10^9$ kg/jaar (Dankers et al. 1989) voor de westelijke Waddenzee (oftewel 0,2 à 15,2 Mton/jaar).
- Oost (1995) berekende een minimum (lage mosselbiomassa) en maximum (hoge mosselbiomassa) hoeveelheid gedeponerd anorganisch materiaal voor litorale plus sublitorale mosselbanken in de hele Waddenzee in de orde van $2,7 \cdot 10^9$ kg/jaar tot $15,1 \cdot 10^9$ kg/jaar, waarvan 2,3 tot $13,4 \cdot 10^9$ kg/jaar pseudofeces (= 2,3-13,4 Mton/jaar). Voor het litoraal wordt de anorganische depositie geschat op $0,2-5,6 \cdot 10^9$ kg/jaar voor een situatie met een lage, respectievelijk hoge bedekking (Oost, 1995).

Voor deze rapportage is een nieuwe berekening uitgevoerd aan de hand van recente data uit de Waddenzee. Hiervoor is gebruik gemaakt van berekeningen voor de *westelijke* Waddenzee (het gebied ten westen van het Terschellinger wantij), uitgevoerd met het ecosysteemmodel EcoWasp (Brinkman; 2012, 2013). In de EcoWasp-berekeningen worden alle schelpdieren gerepresenteerd door mosselen, dus is er een correctie nodig om rekening te houden met de verschillende soorten die in de praktijk voorkomen in de Waddenzee. In de modelberekeningen wordt wel rekening gehouden met de grootteverschillen die er zijn: de schelpdieren groeien van mossellarve tot volwassen dieren, en nemen daarbij met de tijd in aantal af.

¹⁶ AFDW=ash-free dry weight, ofwel, de droge, asvrije massa. De vleesmassa is ongeveer 5 keer de AFDW. De versmassa (vlees + schelp) is bij mosselen vaak weer 3 tot 5 keer de vleesmassa; gemiddeld wordt vaak 4 gebruikt als verhouding. Bij de Japanse Oester is de verhouding versmassa/vleesmassa ongeveer 6 à 7.

De aantalsontwikkeling en de individuele groei is geijkt aan de hand van data uit de Waddenzee, zodat er een zo goed mogelijke overeenkomst is tussen modeluitkomsten en groottes en aantallen in het veld. Let wel: die overeenkomst is zeker geen precieze. In de modelberekeningen is eveneens het van dag-tot-dag variërende gehalte aan zwevend materiaal in de waterkolom meegenomen door bezinking en resuspensie dynamisch te modelleren: windsnelheid, windrichting en locatie zijn hierin belangrijke variabelen. De gebruikte parameters voor resuspensie zijn afgeregeld aan de hand van de MWTL-monitoringdata van Rijkswaterstaat (www.waterbase.nl).

De simulaties zijn uitgevoerd geweest voor de jaren 2006-2012, en de biomassa aan schelpdieren in de westelijke Waddenzee bedroeg volgens het model in die jaren 400-500 Mkg versmassa (vlees + schelp). De filtratieactiviteiten van de schelpdieren samen is weergegeven in Figuur A 7. Dit komt neer op ruim 12 miljoen ton slib/jaar, oftewel ruim $7,5 * 10^6 \text{ m}^3/\text{jaar}$ (uitgaande van een specifieke massa van $1,6 \text{ kg/dm}^3$) wanneer alle schelpdieren mosselen zouden zijn.

Nu is slechts een deel van de schelpdieren in de westelijke Waddenzee mossel; dit aandeel bedraagt ruwweg 10-20 % (zie Brinkman, 2013; Schellekens et al., 2013). De overige schelpdieren betreffen vooral *Ensis directus* en *Mya arenaria*, beide soorten die zich ingraven in het sediment en (daardoor) niet of nauwelijks sediment vastleggen. Van kokkels is bekend dat zich soms "slibdekens" kunnen ontwikkelen boven kokkelbanken, maar ook die zijn niet erg blijvend. Ergo, uitgaande van een mosselaandeel van 10-20 %, wordt er –volgens de modelberekeningen– $1,2\text{-}2,4 * 10^6$ ton slib/jaar in de westelijke Waddenzee gefilterd en in pseudofeces+ feces omgevormd; dit betreft $0,7\text{-}1,5 * 10^6 \text{ m}^3/\text{jaar}$. Een deel van dit materiaal zal evenwel óók weer in suspensie gaan.

De bovengenoemde getallen betreffen de gehele westelijke Waddenzee, dus de platen plus het sublitoraal. Om de sedimentinvang door litorale mosselbanken in de hele Waddenzee in te kunnen schatten is de huidige omvang aan mosselbanken nodig; deze is ongeveer 1500 ha. Een oppervlakte van 1500 ha mosselbank impliceert dat ongeveer 1 - 1,5 % van de getijdenplaten bedekt is met mosselbanken. Bij 1500 ha mosselbank en een dichtheid van 100 g AFDW/m^2 komt dit neer op $1,5 * 10^6 \text{ kg AFDW}$ (=30 Mkg vers) aan litorale mosselen; dit lijkt een reële schatting, al kunnen op uitzonderlijk dichtbezette banken veel hogere waarden voorkomen (de gebruikte omrekenfactor is 20 g vers per g AFDW). De verhouding mosselen op litorale banken ($30 * 10^6 \text{ kg}$) ten opzichte van de schelpmassa in de westelijke Waddenzee ($400\text{-}500 * 10^6 \text{ kg}$) is hiermee $30/450$, en de slibvangcapaciteit dus ongeveer $12 * 10^9 * (30/450) = 0,8 * 10^9 \text{ kg/j}$, gemiddeld over de gehele Waddenzee.

De getallen gebaseerd op de periode 2006-2012 liggen daarmee binnen de schattingen van Oost (1995) maar zijn lager dan op grond van 1500 ha mosselen verwacht zou mogen worden bij de berekeningen door Oost (1995). Worden zijn berekeningen gevolgd dan resulteert een sedimentinvang van ca. $2 * 10^9 \text{ kg/jaar}$. Oost (1995) rekende met een vaste waarde voor het slibgehalte in de waterkolom ($42,5 \text{ mg/liter}$), en met een geschatte filtratiesnelheid van mosselen. De filtratiesnelheden zoals gebruikt bij de EcoWasp-modelberekeningen zijn afgeregeld op de natuurlijke groeisnelheden van mosselen.

De berekeningen gebaseerd op het ecosysteemmodel EcoWasp resulteren in een lagere bijdrage van mosselen aan het sedimentbudget van de Waddenzee. Maar ook volgens die berekeningen zijn mosselen echter nog steeds van belang voor het slibbudget van de Waddenzee. Als we de filtratie van gesuspendeerd sediment vergelijken met de jaarlijkse bruto sediment-instroom van slib in het Waddengebied dan blijkt dat de hoeveelheden aanzienlijk zijn. Afhankelijk van de mosselpopulatie wordt 2-50 % van de jaarlijkse totale bruto slibstroom gefiltreerd (Oost, 1995; Jongbloed et al., 2006; schattingen Ridderinkhof). Daarbij is het van belang om te bedenken dat rond de kenteringen een groot deel van deze bruto slibstroom tot bezinking komt in het Waddengebied.

Al de getallen moeten gezien worden als ruwe schattingen, waarbij zo goed mogelijke schattingen van de filtratiekarakteristieken van schelpdieren gecombineerd zijn met aannames zijn gedaan over de invang van anorganisch materiaal door schelpdieren.

Opslag

Slechts een klein deel van het jaarlijks gefiltreerde sediment wordt uiteindelijk netto vastgelegd, met name in de mosselbanken zelf. In totaal werd door Oost (1995) geschat dat in intergetijde mosselbanken en de omringende moddervlakten ca. $3,3 \cdot 10^9$ kg gesuspendeerd materiaal lag opgeslagen (voor de situatie 1975-1978 aan het eind van een zomerhalfjaar). Aannemende dat naast accumulatie er ook elk jaar een deel van het afgezette sediment weer in suspensie gaat, is er 1 tot 17 jaar nodig voor de accumulatie van deze hoeveelheid sediment (Oost, 1995). Zónder resuspensie is hier volgens de EcoWasp-berekeningen 4 jaar voor nodig, in werkelijkheid zal dit dus meer zijn. Deze getallen (Oost, 1995 en EcoWasp) komen overeen met de levensduur van mosselbanken zoals blijkt ook uit interne gelaagdheden en veldwaarnemingen. Als beide schattingen gecombineerd worden levert dat de (groeve) schatting op dat minimaal 25 % van het gefiltreerde slib ook daadwerkelijk blijft liggen. Naast het gesuspendeerd materiaal wordt ook zand ingevangen. Naar schatting is dit ruwweg 1,5 keer de massa van het slib, dus $1,2 \cdot 10^9$ kg/jaar, met een soortelijke massa van zand (inclusief poriën) van 2 kg/dm^3 is dit $0,6 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ /jaar.

Lange-termijn opslag

Over nog langere tijd (decennia) verdwijnen veel mosselbanken. De sedimentaire structuren ervan worden veelal door erosieve processen opgeruimd, waarbij het slib grotendeels geresuspendeerd wordt. Kijkend naar de verschilkaarten 1927/1935-2005 (Elias *et al.*, 2012) kan geconcludeerd worden dat circa 30 % van het intergetijde waddenoppervlak in die tijd is omgewerkt door geulen. Een minstens zo groot deel wordt waarschijnlijk opgeruimd door prielen (intergetijde geultjes). Gezien de relatie tussen afstand van de geul en het voorkomen van mosselbanken mag geconcludeerd worden dat een belangrijk deel van de mosselbankafzettingen daardoor zal zijn geërodeerd.

Ter vergelijking: de totale netto depositie van fijn materiaal in de Waddenzee werd door Eysink (1979) en RWS (1978) geschat op $1,4\text{-}3,0 \cdot 10^9$ kg/jaar. Voor de westelijke Waddenzee is in Jongbloed *et al.* (2006) uit lodingsdata van Rijkswaterstaat een (ruwe) netto sedimentatie (een som van zand en slib) geschat van ongeveer $7\text{-}8 \cdot 10^9$ kg materiaal/jaar. Geconcludeerd kan worden dat op de lange duur maar een beperkt deel van de mosselbankafzettingen overleeft en dat dit beperkt zal bijdragen aan de netto slibsedimentatie in het onbegroeide deel van de Waddenzee.

Oesterbanken

Een berekening van de totale actieve sedimentatie door de Japanse oester kan gebaseerd worden op een analogie met de filtratieactiviteit van mosselen. In Hoofdstuk 2 werd een filtratie $1,2\text{-}2,4$ miljoen ton slib/jaar door $40\text{-}80$ Mkg mosselen berekend (versgewicht, wat gelijk staat aan ongeveer $2\text{-}4$ Mkg AFDW. De omrekenfactor van versgewicht naar AFDW bedraagt 20 voor mosselen). Momenteel zijn er 60 Mkg oesters (Brummelhuis *et al.*, 2012) in de Waddenzee (versgewicht, wat overeenkomt met ongeveer 2 Mkg AFDW. De gebruikte omrekenfactor van versgewicht naar AFDW bedraagt 30 voor oesters). Bij gelijke filtratieactiviteit per gram lichaamsmassa impliceert dat een sedimentatiesnelheid van $1,2$ Mton slib/jaar. Dit vindt vrijwel geheel in de westelijke helft plaats, daar oesters momenteel in de oostelijke Waddenzee niet of nauwelijks voorkomen (Brummelhuis *et al.*, 2012).

Een andere berekening leveren de data van Troost (Troost, 2009), die vond dat 490 g/m^2 schelpdieren (voornamelijk Japanse oester) $1200\text{-}1600$ l/h filtreerden. Bij een slibgehalte van ongeveer 30 g/m^3 (monitoringdata RWS) impliceert dat een bruto actieve sedimentatie van $1,5$ Mton slib/jaar ofwel ongeveer $0,9 \text{ Mm}^3$ /jaar. De getallen blijven hoe dan ook ruw, omdat de leeftijdsverdeling, de met de weersomstandigheden variërende slibgehaltenes en ook de massa-specifieke filtratiesnelheid in het veld niet goed bekend zijn.

Bijlage D. kweldervormende vegetatie

Mechanisme

De kweldervegetatie is van groot belang voor de opslibbing en het vasthouden van sediment, en is daarmee met name een autogene biobouwer. De aanwezigheid van planten dempt golven en vertraagt stroming, zodat sediment kan bezinken. Daarnaast vangen de planten zelf sediment in doordat het op de bladeren en stengels blijft kleven. Het sediment wordt vervolgens vastgehouden door de plantenwortels, -takken en -uitlopers en dode plantendelen, die een mat op de bodem kunnen vormen. Wortels doorluften het sediment, ontwateren het en faciliteren bodemvorming, waardoor de bodem steviger wordt en het sediment dus minder snel weer wordt geërodeerd. Tenslotte vormen planten een fysieke barrière voor de waterstroming, waardoor ze de waterstroming concentreren en zo kreekvorming faciliteren (Temmerman *et al.*, 2007). De krekken verbeteren de ontwatering en dus versteviging van het sediment, en vormen aanvoerroutes voor nieuw sediment. Daarnaast zijn kwelderplanten allogene biobouwers: afstervende plantendelen worden in het sediment geïncorporeerd en dragen zo bij tot de totale sedimentatie. In Nederlandse kwelders is dit echter een bescheiden deel van het totale sediment.

Erosie van het kwelderoppervlak is verwaarloosbaar (Friedrichs en Perry, 2001). Erosie kan wel aan de wadzijde optreden, middels kliferosie. Hoe ouder de kwelder is, hoe hoger deze is en hoe meer kans op klifvorming, maar ook hoe steviger en dus erosieresistenter het sediment intussen is geworden. Een klif schrijdt geleidelijk terug door golfwerking tijdens stormvloed, net zolang tot het wad voor de kwelder hoog en stabiel genoeg is om vestiging van nieuwe pioniervegetatie mogelijk te maken (Yapp *et al.*, 1917). Terwijl klif afslaat gaat de sedimentatie op het kwelderoppervlak gewoon door. Sterker nog, het afgeslagen materiaal aan de kwelderrand kan door de golven op de kwelder worden afgezet en zo ten goede komen aan de hoogtegroeï van de kwelder. Daarnaast bouwt het netwerk van krekken zich uit tijdens de groei van de kwelder (Allen, 2000). Door de achterwaartse insnijding die hier bij hoort erodeert ook een deel van het kwelderoppervlak.

De pioniervegetatie in het Waddengebied bestaat voornamelijk uit zeekraal (*Salicornia* sp.) Deze eenjarige planten staan meestal niet al te dicht op elkaar, en vangen zo dus weinig extra sediment in ten opzichte van het kale wad. Hun wortels kunnen het sediment wel vasthouden, maar in de winter sterven de bovengrondse delen af. Ook komt in het Waddengebied Engels slijkgras (*Spartina anglica*) voor. Dit is een meerjarige, stevige en rechtopstaande grassoort, die dicht op elkaar in pollen groeit. Ze vergroten de slibvang in de pol zelf, maar kunnen leiden tot erosie om de pol heen (Van Wesenbeeck *et al.*, 2008b). In de zuidwestelijke Delta is deze plant de dominante kwelderbouwer in de pionierzone, maar in de Waddenzee is Engels slijkgras veel minder dominant.

Na verloop van tijd, als de bodem hoog genoeg is, wordt de pioniervegetatie achtereenvolgens opgevolgd door vegetatie van de lage, midden- en hoge kwelder. Het voorkomen van de plantensoorten is afhankelijk van de hoogteligging, leeftijd en begrazing van de kwelder. Wanneer meerjarige planten zich vestigen gaat de sedimentatiesnelheid omhoog. Gewoon kweldergras (*Puccinellia maritima*) legt met zijn wortels en uitlopers sediment vast, en wordt gezien als de belangrijkste kwelderbouwer in de Waddenzee (Dijkema *et al.*, 2001; Langlois *et al.*, 2003).

Randvoorwaarden

De meest duidelijke randvoorwaarde voor het ontstaan van kwelders is de bodemhoogte, en daarmee overstromingsfrequentie en -duur. De ondergrens ligt rond Gemiddeld Hoog Water, en de (landwaartse) bovengrens ligt waar het gebied nog 5 x per jaar wordt overstroomd (De Jong *et al.*, 1998). Aan de vastelandskust is de landwaartse grens de dijk, op de eilandstaarten de duinen en stormvloedgeulen.

Omdat het getijverschil in de Waddenzee en Eems-Dollard toeneemt van west naar oost, ligt de ondergrens van west naar oost steeds lager ten opzichte van NAP, terwijl de bovengrens steeds hoger ligt.

Een tweede randvoorwaarde is dat kwelders zich alleen ontwikkelen in de luwte waar het water relatief rustig is, met weinig golfinvloed. Dat is in de lijzijde van hoge wadplaten aan de vastelandskust, en aan de Waddenzeezijde van de eilanden.

Er moet voldoende sediment in het water zijn voor sedimentatiesnelheden die hoog genoeg zijn om de zeespiegelstijging bij te houden. Voor het huidige tempo van zeespiegelstijging is het slibgehalte in de Waddenzee en Eems-Dollard daarvoor voldoende. Daarnaast is de vorm van de kwelder en de kreken van belang voor de sedimentatiesnelheid.

De vestiging van kweldervegetatie gebeurt in de Waddenzee over het algemeen spontaan, zolang er goede uitwisseling via het zeewater is (W. van Duin, pers. com., Chang, 2006; Wolters, 2006).

Nutriënten kunnen limiterend zijn voor de plantengroei op de kwelders (Olff *et al.*, 1997). Op de vastelandskwelders is over het algemeen meer fijn materiaal aanwezig, met daardoor meer voedingsstoffen, dan op de eilandkwelders. De vegetatie op de vastelandskwelders kan daardoor hoger worden.

In Groot-Brittannië wordt geregeld een andere techniek ingezet bij het opnemen van kwelders als onderdeel van de waterveiligheid, namelijk ontpolderen of verkwelderen (managed realignment, French, 2006, <https://publicwiki.deltares.nl/display/BWN/Knowledge+-+Managed+Realignment+Schemes+-+Concept>). De principes zijn deels hetzelfde, namelijk golfreductie en meegroeien met de zee. Daarnaast wordt door het ontpolderen ruimte voor het water in estuaria gecreëerd, zodat tijdens stormvloed het water in de bovenloop van het estuarium minder hoog wordt opgestuwd. Dit wordt onder meer toegepast langs de Zeeschelde in Vlaanderen (gecontroleerde overstromingsgebieden met gecontroleerd gereduceerd getij, zie bijvoorbeeld Cox *et al.*, 2006). Benedenstrooms zijn de effecten echter relatief gering (Jeuken *et al.*, 2007). De techniek wordt vooral toegepast op plaatsen waar de waterkering niet meer voldoet, en het een reële optie is om een dijk landinwaarts te versterken als nieuwe primaire kering. In Nederland is hier ervaring mee bij de Peazemerlannen (per ongeluk tijdens een storm, Van Duin *et al.*, 2011) en Noord-Friesland Buitendijks (bewust, Van Duin *et al.*, 2007), beide voormalige zomerpolders.

Indirecte bijdrage aan de waterveiligheid

Er is op dit moment 8510 ha kwelders aanwezig in de Waddenzee. Globaal liggen opslibingssnelheden tussen 0,3 en 3 cm/jaar (Van Wijnen en Bakker, 2001; Dijkema *et al.*, 2009), gemiddeld 0,5 cm/jaar op de eilanden en 1 cm/jaar aan de vastelandskust. De totale opslibbing in de Waddenzee is daarmee in de orde van een half miljoen kubieke meter per jaar (Bijlage B). In de loop der tijd wordt dus een aanzienlijke hoeveelheid sediment vastgelegd: op dit moment is er $60 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ aanwezig (zie voor details van de berekening Bijlage B).

Het sediment bestaat met name uit kleiig materiaal, maar tijdens stormvloed kan ook zandig of zelfs grover materiaal worden afgezet (Allen, 2000; De Groot *et al.*, 2011). Het kweldersediment van Schiermonnikoog bestaat bijvoorbeeld voor een krappe tien procent uit zandlaagjes (De Groot *et al.*, 2011), maar ook de D50 korrelgrootte van het kleiige sediment kan in de silt-fractie liggen (De Groot, 2009). De vastelandskwelders zijn veel kleiiger, al kunnen hier ook zandlaagjes voorkomen (W. van Duin, pers. com.).

De volumes en snelheden zijn sterk beïnvloed door menselijke ingrepen. In het verleden was de Waddenzee veel groter, en waren de kwelders veel breder. Door voortdurende indijking, af en toe onderbroken door landverlies tijdens zware stormvloed, is dit land op de Waddenzee gewonnen. Een flink deel van de provincies Groningen en Friesland bestaat daarmee uit voormalige kwelders, en kwelders zijn dus al eeuwen invanggebieden van sediment. Deze inpolderingen zijn verantwoordelijk voor afname van het kwelderareaal, en daarnaast voor verandering in hydrodynamische omstandigheden en dus sedimenttransport. De afgelopen eeuw hebben de kwelderwerken en de aanleg van stuifdijken weer voor toename van het kwelderareaal, en dus sedimentinvang, gezorgd. Omdat kwelders over het algemeen stabiel zijn dan strand en duinen, en tijdens stormen geen significante erosie ondergaan, wordt het sediment hier langdurig (orde eeuwen) vastgelegd. Daarbij wordt onder het huidige beleid kwelderafslag in de meeste gevallen tegengegaan.

Een zeespiegelstijging van 0,9 cm per jaar (85 cm tussen 2005 en 2100, volgens het Warm/Stoom scenario van het Deltaprogramma) zou bij te houden moeten zijn voor grote delen van de vastelandskwelders. Deze hebben opslibbingssnelheden die in die orde van grootte liggen, maar een punt van aandacht is de ruimtelijke verdeling van het sediment in de kwelder. Sedimentatiesnelheid hangt onder andere af van de afstand tot de wadrand (Stumpf, 1983; Esselink *et al.*, 1998; Stock, 2011). Als de kwelder te breed wordt, bereikt het sediment de landwaartse zijde minder goed. Bijvoorbeeld op Ameland, waar een deel van de kwelder daalt als gevolg van gaswinning en daarmee dus een situatie van versnelde zeespiegelstijging simuleert, is de opslibbing aan de rand van de kwelder voldoende om deze bodemdaling bij te houden; meer naar binnen op de kwelder blijft evenwel de hoogteontwikkeling achter (Dijkema *et al.*, 2011). Met name het meer landwaartse deel van de kwelderwerken kan dus achterblijven ten opzichte van de zeespiegelstijging. In Schleswig-Holstein wordt geëxperimenteerd met het aanleggen van grote watergangen die diep de kwelder in reiken, om zo het gesuspendeerde sediment makkelijker bij het landwaartse deel van de kwelder te krijgen (J. Hofstede, pers. com.). Voor de eilandkwelders, waar opslibbingssnelheden gemiddeld lager zijn, is het wel de vraag of ze bovengenoemde zeespiegelstijging op grote schaal kunnen bijhouden. Om meer inzicht te krijgen in het meegroeivermogen zal meer studie gedaan moeten worden naar dit ruimtelijke aspect van opslibbing. Een tweede aspect is dat normaal gesproken de kwelder met zeespiegelstijging zowel in de hoogte meegroeit, als tegelijkertijd ook landwaarts verschuift met het hele intergetijdengebied mee. Door de aanleg van dijken is die landwaartse ruimte er echter niet meer (de zogenaamde "coastal squeeze"), en kan de kwelder op termijn toch verdrinken.

In zomerpolders (kwelders die met een lage dijk tegen milde overstroming worden beschermd) is de sedimentatiesnelheid meestal laag, waardoor deze gebieden eerder problemen zullen hebben om met de zeespiegel mee te groeien.

De stabiliteit van de kwelder is mede afhankelijk van de ontwikkeling op het voorliggende wad: wanneer de wadbodem zou achterblijven neemt de kans op kliferosie van de kwelder toe. Wadbodem en kwelder hebben ander sediment nodig om op te hogen. Het is mogelijk dat er wel voldoende slib in het water zit voor de kwelder, maar dat er onvoldoende zand wordt aangevoerd voor de wadplaten (zie bijvoorbeeld de situatie in de Oosterschelde, al zal het in de Waddenzee waarschijnlijk nooit zo extreem worden als daar).

Stabiliteit en stuurbaarheid

Kwelders zijn dynamisch, maar hun dynamiek is van een heel andere orde van grootte dan bijvoorbeeld stranden. Opslibbingssnelheden zijn maximaal ongeveer 3 cm per jaar in de pionierzone (Dijkema *et al.*, 2009), en maximale snelheden van kliferosie zijn in de orde van enkele meters per jaar (De Gopper, 1981; Erchinger, 1987). Aanzienlijke afslag als gevolg van stormvloed is niet bekend. Alleen tegen het opdringen van geulen zijn kwelders niet opgewassen: geulen die dichterbij dan 900 m bij de kwelderwerken liggen kunnen erosie veroorzaken (Janssen-Stelder, 2000).

Op de Waddeneilanden vinden vaak cycli van aangroei en afslag plaats, gerelateerd aan de dynamiek van de buitendelta's (Löffler *et al.*, 2008). Dit kan grote effecten op de aangroei en afslag van kwelders hebben: de kwelder op de Boschplaat van Terschelling slaat af doordat de hele staart terug schrijdt, terwijl de kwelder van Schiermonnikoog mee aangroeit met de aangroei van de eilandstaart.

Er kan op vele manieren gestuurd worden in de ontwikkeling van kwelders (uitgebreid beschreven in het DPW rapport 'Stuurbaarheid van kwelders' (De Groot *et al.*, 2013)). Er is in Nederland en daarbuiten ruime ervaring met het herstellen en beheren van kwelders, en het aantal technieken wordt nog steeds uitgebreid. Welke techniek wanneer geschikt is, hangt af van op welk aspect er gestuurd moet worden, de lokale omstandigheden (hydrodynamiek, bodemligging), en eventuele aanvullende eisen aan het gebied zoals natuurfuncties. Mogelijke technieken zijn bijvoorbeeld rijshoutdammen, kleisuppleties langs de kwelderrand, harde constructies (hoewel die vanuit het oogpunt van de waterveiligheidsfilosofie en natuurwaarden van de Waddenzee niet de voorkeur genieten), opbrengen van grond, en inzet van geotextiel.

Aan de vastelandskust van de Waddenzee en in de Eems-Dollard zijn zo goed als alle kwelders door mensenhanden gemaakt, oorspronkelijk voor de landaanwinning. Op wadplaten die bijna hoog genoeg waren, zijn rijshouten dammen in de vorm van bezinkvelden geplaatst, en zijn in regelmatige patronen greppels gegraven (Dijkema *et al.*, 2001). De bezinkvelden zorgen voor extra luwte, waardoor meer sediment bezinkt en de zaailingen minder snel worden ontworteld door de golven. Door deze luwte kunnen pionierzone en kwelder zich enkele decimeters lager ten opzichte van het getij ontwikkelen dan in de natuurlijke situatie. Oorspronkelijk zorgden de greppels voor snellere ontwatering en consolidatie van het sediment. Bovendien vingen ze zelf sediment in, dat met het jaarlijks uitgraven van de greppels op de 'akkers' werd gelegd en zo de kwelder ophoogde. Na onderzoek bleek echter dat dit voor een erg onnatuurlijk krekenspatroon zorgde, en dat het arbeidsintensieve werk niet noodzakelijk was voor een goede kwelderontwikkeling. Daarom worden tegenwoordig alleen de hoofdwaterringen zo nodig onderhouden (Dijkema *et al.*, 2001).

Bijlage E. Berekeningen van volume kweldersediment

Deze bijlage is een aangepaste versie van een in 2012 verschenen notitie voor DPW "Sedimentbudget kwelders Waddenzee", door Alma de Groot, 28 december 2012. De berekeningen zijn in de huidige versie verbeterd, en vervangen daarmee die van 2012.

Inleiding

In het Waddengebied bepalen de sedimentstromen en –budgetten de morfologische ontwikkeling op lange termijn. Voor het Deltaprogramma Waddengebied is dit van belang in verband met de veiligheid tegen overstromingen, omdat de morfologie bepaalt waar op welk moment sedimentbuffers liggen, en in welke mate golven, stroming en waterstanden het achterland kunnen bedreigen. Kwelders vormen één van deze buffers doordat zij golven deels dempen voordat deze de achterliggende duin of dijk bereiken.

Deze memo behandelt de hoeveelheid sediment die er door kwelders wordt vastgelegd. Dit bestaat grotendeels uit slib, maar bevat ook enig zand en organisch materiaal. Deze gegevens kunnen gebruikt worden om in te schatten binnen welke grenzen kwelders mee kunnen groeien, bij bijvoorbeeld bodemdaling en zeespiegelstijging.

Kwelders in het Waddengebied en Eems-Dollard bevinden zich aan de vastelandskust en op de eilanden. Het grootste deel van de vastelandskwelders bestaat uit kwelderwerken waar met behulp van rijshoutdammen en greppels kweldervorming is gestimuleerd. Van de eilanden hebben vooral Terschelling, Ameland, Schiermonnikoog en Rottumerplaat aanzienlijke kwelders, de rest is veel kleiner. De kwelders op de eilanden hebben gemiddeld lagere opslibbingssnelheden en zandiger sediment dan die aan de vastelandskust.

Deze bijlage geeft schattingen voor het hele Waddengebied en Eems-Dollard, aangevuld met een paar meer gedetailleerde schattingen voor locaties waar meer gegevens van beschikbaar zijn.

Methoden

Opslibbingssnelheid vastelandskwelders (kwelderwerken)

Voor de Groningse en Friese vastelandskwelders zijn in het verleden budgetberekeningen gedaan over de periode 1962 tot 1986 (Dijkema *et al.*, 1988). De berekeningen zijn gedaan op basis van hoogtemetingen. Deze zijn vervolgens geëxtrapoleerd per bezinkveld, vanwege de verschillen in watergehalte en bodemdichtheid tussen de bezinkvelden.

Schiermonnikoog

Door onderzoek door de Rijksuniversiteit Groningen is voor de kwelder van Schiermonnikoog een meer gedetailleerde schatting van het volume kweldersediment beschikbaar. Deze is gedaan op basis van grondboringen waarmee de dikte van de laag kwelderafzetting is bepaald voor een groot deel van de kwelder (details zie De Groot *et al.*, 2011). Dit volume geldt voor het gebied ten oosten van de derde slenk, oftewel ten oosten van het Kobbeduin. Dit is het gedeelte dat (grotendeels) in de luwte van de stuifdijk en vervolgens in het verlengde daarvan is ontstaan.

Totale hoeveelheid sediment

Vervolgens is de totale hoeveelheid sediment geschat die is opgeslagen in de kwelders in het Waddengebied en de Eems-Dollard. Dit is gedaan met behulp van het AHN2 (Actueel Hoogtebestand Nederland), dat per 5 x 5 m² cel een hoogte ten opzichte van NAP geeft. Op basis van vegetatiekaarten is bepaald welke gebieden kwelder zijn.

Daarvoor zijn de meest recente VEGWAD vegetatiekaarten gebruikt, waarbij de legenda-eenheden vertaald zijn in de SALT97-zonering. Daarbij is de pionierzone meegenomen (bedekking > 5 %), maar de pre-pionierzone (vegetatiebedekking < 5 %) niet. Ook duinen en water zijn buiten de berekeningen gehouden. Voor de oppervlaktes met kweldervegetatie is vervolgens het volume bepaald tussen de ondergrens van kweldervorming en AHN. Deze ondergrens is voor de kwelderwerken 25 cm onder GHW (Gemiddeld Hoog Water), en voor de andere kwelders GHW. Dit zijn de hoogtes waarop kwelderontwikkeling begint (bijvoorbeeld Dijkema *et al.*, 2001; Van Wijnen en Bakker, 2001). Door deze waarden te nemen, betreft het berekende volume voor het grootste gedeelte slib, afgezet in de tijd dat het gebied kwelder was. De waarden voor GHW nemen toe van west naar oost in de Waddenzee. Ze zijn bepaald aan de hand van de GHW lijnen uit begin jaren '70 (Rijkswaterstaat). Daarop loopt het GHW van 0,55 m + NAP bij Den Helder tot 1,39 m + NAP in de Dollard. Daarnaast is het GHW de afgelopen eeuw met ongeveer 0,15 - 0,2 cm per jaar gestegen (Wang en Eysink, 2011), waardoor het dus ook van de leeftijd van de kwelder af hangt op welke hoogte deze is begonnen. Door het gebruiken van waarden uit de jaren '70 wordt een gemiddelde waarde gebruikt.

Het AHN2 bevat op de grens van land en water veel 'missing values'. Daarom is gekozen voor een alternatieve berekenwijze, waarbij voor elk polygoon van een vegetatietype de gemiddelde hoogte van de aanwezige waarden is gekozen, die vervolgens (na aftrek van de kwelderondergrens) met het oppervlakte van het polygoon ter hoogte van de ondergrens is vermenigvuldigd. Dit voorkomt randeffecten door ontbrekende waarden bij de volumeberekeningen. De groene stranden van Terschelling, Ameland en Schiermonnikoog zijn buiten beschouwing gelaten

Onzekerheden in de berekeningen komen voort uit:

- de kweldervegetatie is niet 100 % uit het AHN te filteren, leidend tot een overschatting van hoogte en dus van volume.
- Griend en Rottum ontbreken omdat daar geen AHN data van beschikbaar waren.
- De waarde van GHW is een momentopname in een stijgende trend, en bovendien een interpolatie van een aantal meetstations.

Totale opslibbingssnelheden

De hoeveelheid sediment die per jaar worden vastgelegd in de kwelders is in de eerste orde geschat. Dit is omdat lang niet voor alle kwelders voldoende opslibbinggegevens beschikbaar zijn. Voor deze schatting is het areaal kwelders (uit Esselink *et al.*, 2009) vermenigvuldigd met een opslibbingssnelheid van 0,5 cm per jaar voor de eilandkwelders en 1 cm per jaar voor de vastelandskwelders. Deze gemiddelde snelheden zijn minimale waardes die binnen IMARES gebruikt worden op basis van ervaring met opslibbingcijfers in de Waddenzee kwelders.

Resultaten

Alle volumes die hier gegeven zijn, zijn natte volumes zoals ze in het veld liggen. Deze zijn niet omgerekend naar droge volumes of massa's, omdat dichtheid en watergehalte niet constant zijn maar afhangen van de leeftijd van de kwelder, sedimentsamenstelling, ontwatering en beweiding.

Opslibbingssnelheid vastelandskwelders (kwelderwerken)

De opslibbing op de landaanwinningswerken (later kwelderwerken genoemd) langs de Friese en Groningse noordkust was tussen 1962 en 1986 in de orde van een half miljoen kubieke meter per jaar (omgerekend naar m³ nat sediment per jaar, Tabel E 1, uit Dijkema *et al.*, 1988). Dit is inclusief de kale bezinkvelden. Het aanleggen dan wel verlaten van bezinkvelden heeft een grote invloed op de hoeveelheid sediment die ingevangen wordt, en de afname in jaarlijks afgezet volume tussen 1962 en 1986 heeft dan ook hier mee te maken.

In het oorspronkelijke document zijn de waarden ook omgerekend naar droge stof. Deze worden hier niet gerapporteerd omdat vergelijkbare gegevens van andere locaties ontbreken.

Tabel E 1. Opslibbing in de vastelandskwelders van Friesland en Groningen. Bron: Dijkema et al., 1988.

	1960/62-67 (m ³ /jaar)	1968-77 (m ³ /jaar)	1978-81 (m ³ /jaar)	1982-86 (m ³ /jaar)	gemiddeld 1962-86 (m ³ /jaar)
Friesland	421 333	238 200	285 000	179 600	277 920
Groningen	288 125	230 500	254 500	162 200	257 560
totaal	709 458	468 700	539 500	341 800	535 480

Vergeleken met de geschatte opslibbingssnelheden van het hele gebied zijn deze waarden aan de hoge kant. In deze periode werd veel inspanning gestoken in het damonderhoud en greppelen, en een groot oppervlak bestond uit lage kwelder waar opslibbingssnelheden meestal wat hoger liggen. Daardoor is de eerder gehanteerde vuistregel van 1 cm/jaar voor de vastelandskwelders aan de lage kant. Verder bestrijken de budgetberekeningen van Dijkema et al., 1988 de hele kwelderwerken inclusief kale delen, terwijl de eerder gebruikte kwelderoppervlaktes alleen de begroeide delen meenemen.

Na 1986 zijn geen budgetberekeningen meer gedaan. Wel zijn opslibbingssnelheden gemeten, die laten zien dat de opslibbing op de kwelder sindsdien hoog is (1 tot 3 cm/jaar), maar dat de buitenste bezinkvelden soms erosie vertonen. Deze erosie is gerelateerd aan het 'verlaten' van de buitenste, meestal kale, bezinkvelden. Het geërodeerde sediment daarvan kan echter weer ten goede zijn gekomen aan de meer landwaarts gelegen bezinkvelden met kweldervegetatie. Om de budgetten te bepalen zijn meer gedetailleerde berekeningen nodig, die vanwege het data-intensieve werk buiten de scope van deze memo vallen.

Schiermonnikoog

Ten oosten van het Kobbeduin op Schiermonnikoog is 924 700 m³ kweldersediment afgezet bestaande uit slib en dunne laagjes zand. Omdat de kwelder sterk varieert in leeftijd (de kwelder breidt zich al 200 jaar uit) kan dit niet worden gebruikt om gemiddelde opslibbingssnelheden te berekenen. Deze zijn echter bekend uit onafhankelijke metingen, en liggen tussen de 0 en 1,1 cm per jaar, afhankelijk van de bodemhoogte, met gemiddelden tussen 0,3 en 0,6 cm per jaar (Van Wijnen en Bakker, 2001, ongepubliceerde data Alma de Groot).

Totale hoeveelheid sediment

Het totale volume sediment dat is vastgelegd in de Noord-Nederlandse kwelders is 61 miljoen kubieke meter (Tabel E 2). Aan de vastelandskust (onderste deel van de tabel) ligt met $41 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ twee keer zo veel kweldersediment opgeslagen als op de eilanden ($19 \cdot 10^6 \text{ m}^3$).

Tabel E 2. Volumes kweldersediment per gebied.

kwelder	Volume (10⁶ m³)
Texel	0,36
Vlieland	1,35
Terschelling Boschplaat	6,8
Ameland	2,9
Schiermonnikoog	8,2
Balgzand	0,66
Friese Kwelderwerken	27,8

Groninger Kwelderwerken	6,4
Punt van Reide	0,39
Dollard	5,6
totaal	60,6

Totale opslibbingssnelheden

Gebaseerd op kwelderoppervlak en gemiddelde opslibbingssnelheden voor eilanden en vastelandskwelders, is de totale opslibbingssnelheid in het Waddengebied in de orde van een half miljoen kubieke meter per jaar (Tabel E 3). Hiervan dragen de vastelandskwelders ongeveer tweederde bij, en de eilandkwelders een derde.

In combinatie met 61 miljoen m³ opgeslagen sediment zou dat een gemiddelde leeftijd van de kwelders (bij het huidige areaal) van 120 jaar betekenen. Dat is iets aan de hoge kant, maar uit de getallen van Dijkema *et al.*, 1988 blijkt dat in het verleden de opslibbingssnelheden in de kwelderwerken hoger lagen waardoor deze combinatie van waarden plausibel lijkt.

Tabel E 3. *Inschatting van de hoeveelheid sediment die er per jaar op de Nederlandse kwelders wordt afgezet.*

deelgebied	oppervlakte (ha)	opslibbings-snelheid (cm/jaar)	volume (m ³ /jaar)
vasteland incl. pionierzone*	3910	1	391 000
vasteland ontpolderde gebieden	320	1	32 000
eilanden incl. pionierzone**	4280	0,5	214 000
totaal	8510		637 000

* pionierzone heeft >5 % vegetatiebedekking.

**zonder groene stranden of Kroons polders (bron oppervlaktes: Esselink *et al.*, 2009).

Conclusies en aandachtspunten

Het *totale volume sediment* dat ligt opgeslagen in de kwelders in de Waddenzee is 61 miljoen m³. De *geschatte totale opslibbingssnelheid* is op dit moment in de orde van een half miljoen kubieke meter per jaar.

De volumes en opslibbingssnelheden zijn sterk beïnvloed door menselijke ingrepen. Met name de kwelderwerken, stuifdijken en inpolderingen/afsluitingen spelen een grote rol. Stuifdijken en kwelderwerken hebben gezorgd voor versnelde kweldervorming.

Inpolderingen zijn verantwoordelijk voor afname van het kwelderareaal, en verandering in hydrodynamische omstandigheden en dus sedimenttransport.

Zonder de kwelderwerken en aanleg van stuifdijken zou er veel minder kwelderontwikkeling zijn geweest en dus veel minder slib ingevangen zijn. Omdat kwelders over het algemeen stabiel zijn dan strand en duinen, en tijdens stormen geen significante erosie ondergaan, wordt het sediment hier langdurig vastgelegd.

Verantwoording

Deze bijlage is geschreven door Alma de Groot; de berekeningen zijn deels uitgevoerd door Elze Dijkman. De interne review is gedaan door Willem van Duin.

Bijlage F. Berekeningen van duinvolumes

Introductie

Helm is al eeuwen ingezet als biobouwer ter versterking van de waterkering, op de Waddeneilanden zelfs al aantoonbaar sinds 1354 AD (Oost, 1995). Daarmee is een fors deel van de huidige duinen mede geholpen door de mens. Erg intensief werd de helmbepanting uitgevoerd bij de aanleg van stuifdijken op de staarten van de eilanden, met name in de 20^{ste} eeuw. Omdat stuifdijken op sommige plaatsen goed herkenbaar zijn in het landschap, kan berekenend worden hoe veel zand deze actieve inzet in kan vangen ten opzichte van spontane duinvorming zonder helmaanplant. Dit kan bijdragen om de vraag te beantwoorden of het noodzakelijk is om helm grootschalig actief in te zetten ten behoeve van lange-termijn meegroeien van de duinen op de eilanden met de zeespiegelstijging.

Berekeningen duinvolumes

Deze berekening dient om het volume zand dat ooit door de duinvegetatie moet zijn vastgelegd, af te zetten tegen het totale zandbudget van de Waddenzee. De totale volumes van de Waddeneilanden worden berekend op basis van het AHN, waarvan hier het volume boven + 2 m NAP wordt getoond. De keuze voor + 2 m NAP ligt in het feit dat het voor het zand boven dit niveau vrijwel zeker is dat het door duinplanten is vastgelegd, en geen kwelder of strand is. Voor Texel is de Pleistocene kern niet meegenomen in de berekening. Daarnaast is op basis van JARKUS-raaien 1985 – 2005 bepaald wat de aanzanding per jaar was.

Vervolgens zijn, op basis van luchtfoto's, veldkennis en expertkennis van ontwikkeling van eilanden, polygonen gedefinieerd om stuifdijken en natuurlijke duinen (Figuur F 1). Dit is gedaan voor Ameland en Schiermonnikoog. Het volume is berekend boven de referentievlakken + 2 m en + 3 m NAP. De laatste is de duinvoet zoals deze binnen RWS wordt gedefinieerd, en de + 2 m geeft het volume inclusief embryonale duinen. Met behulp van de kustlangse lengte van de geselecteerde duinen zijn deze volumes omgerekend naar m³/m.



Figuur F 1. Ligging van de polygonen die de verschillende duinmassieven omvatten op Ameland (boven) en Schiermonnikoog (onder).

Duinvolumes op de Waddeneilanden

Het totale duinvolume zand boven + 2 m NAP op de eilanden hangt globaal samen met de grootte van de eilanden (Tabel F 1). De grootste volumes liggen op Texel en Terschelling, die samen meer dan de helft van het totale volume bevatten. Op die eilanden is tussen 1985 en 2008 ook de aanzanding het sterkste, maar omdat de eilanden over een veel langere tijdsspanne zijn ontstaan, en de aanzandingssnelheid sterk kan wisselen, is het onduidelijk of er een relatie tussen beiden is.

Tabel F 1. Volumes en volumeveranderingen van duinen op de Waddeneilanden.

Eiland	Volume boven +2 m NAP Gebaseerd op AHN (10^6 m^3)	Aanzanding gebaseerd op JARKUS 1985-2005 ($10^6 \text{ m}^3/\text{jaar}$)	Aanzanding gebaseerd op laseraltimetrie boven +3 m NAP, 1997-2008 (Arens <i>et al.</i> , 2010) ($10^6 \text{ m}^3/\text{jaar}$)
Texel	126	0,425	0,42
Vlieland	66	0,115	0,11
Terschelling	158	0,46	0,53
Ameland	70	0,11	0,12
Schiermonnikoog	31	0,075	0,09
Rottumerplaat	1,1	-*	
Rottumeroog	0,3	-*	
totaal	451		1,27

*Geen Jarkus-gegevens aanwezig.

Netto invang door stuifdijk versus spontane duinvorming

Inzoomend op Ameland en Schiermonnikoog, blijkt dat op Ameland op de onderzochte locaties over het algemeen meer zand is opgeslagen per strekkende meter kust dan op Schiermonnikoog (Tabel F 2). Binnen zowel Ameland als Schiermonnikoog variëren de ingevangen hoeveelheden zand per strekkende meter eiland. De gebieden waar met takkenschermen en/of helmaanplant is gewerkt, bevatten met name boven de +3 m NAP meestal duidelijk meer zand per strekkende meter kust dan de spontaan gevormde duinen. Daarbij moet wel bedacht worden dat de "spontane duinen staart", "groene strand staart" en "eilandstaart" nog relatief jong zijn, en dat de stuifdijk op Schiermonnikoog de zandtoevoer voor de oogduinen en oude duintjes daar heeft afgesneden. Toch slaan de beplante duinen in tenminste een aantal gevallen meer zand op: vergelijk bijvoorbeeld de stuifdijk op Schiermonnikoog (aangelegd 1958) met de eilandstaartduinen op Schier (na 1977). Het Oerd maakte oorspronkelijk deel uit van het derde duinboogcomplex dat zich uitstrekte van Oerd tot het gehucht Oosterhuysen in het oosten van Ameland. In 1825 is het sterk aangetast en verwaaid tijdens en na een stormvloed. Vanwege de bewoning kan niet worden uitgesloten dat deze ook met helm is beplant. Het lijkt er dus op dat het actief inzetten van helm (oftewel: aanplanten) duinvorming in de hoogte kan stimuleren, maar omdat ongestoorde duinen met dezelfde leeftijd en overige omstandigheden ontbreken kan het niet met zekerheid geconcludeerd worden. Overigens is het effect van helmaanplant op de hoogtegroeï van duinen van andere locaties wel bekend (bijvoorbeeld Arens *et al.*, 2010).

Aanbevolen wordt om de samenhang tussen beplanting, duinvorming en suppletiebeleid nader te analyseren. Dit omdat momenteel breed wordt nagedacht over zowel het aanpassen van het suppletiebeleid (andere inzet van hoeveelheden en frequenties, bijv. zandmotoren) als het duinbeheer (van het nieuw aanleggen van stuifdijken op kunstwerken, tot het laten verstuiven van de zeereep).

Tabel F 2. Volumes per strekkende meter kustlangs die zijn opgeslagen in stuifdijken en natuurlijk gevormde duinen, gerangschikt naar volume boven + 3 m NAP. Voor de gebiedsaanduidingen zie Figuur F 1.

eiland	duin	helmaanplant in het verleden	volume boven +2 m NAP (m ³ /m)	volume boven +3 m NAP (m ³ /m)
Schiermonnikoog	oogduin2	-	0	0
Schiermonnikoog	oogduin4 (Willemsduin)	?	137	93
Schiermonnikoog	groene strand staart	-	183	96
Ameland	eilandstaart	-	291	194
Schiermonnikoog	oogduin3	-	328	194
Schiermonnikoog	oude duintjes	-	443	208
Schiermonnikoog	spontane duinen staart	-	330	226
Schiermonnikoog	stuifdijk	ja	552	432
Schiermonnikoog	omgewerkte stuifdijk	ja, maar verdwenen	694	445
Ameland	stuifdijk boven Oerd	ja	696	526
Schiermonnikoog	oogduin1	-	1039	648
Ameland	dubbele stuifdijk NR	ja	1588	1237
Ameland	Oerd	mogelijk	2274	1630

Verantwoording

Deze bijlage is geschreven door Alma de Groot en Albert Oost; de berekeningen zijn deels uitgevoerd door Elze Dijkman (IMARES) en deels door Pieter Doornenbal en Albert Oost (Deltares).

Bijlage G - Lijst met waterveiligheidsbegrippen

Begrip	Omschrijving
Afslaglijn	Deze lijn geeft aan welk deel van het duin afslaat bij een bepaalde stormvloed. Zo geeft de 1:500 afslaglijn de grens aan van het gebied dat bij een storm met een kans van voorkomen van 1:500 afslaat.
Afslagpunt	Punt op het rekenpeil in een dwarsprofiel van de duinenkust tot waar de afslag reikt (wordt bepaald uit de basisafslag en de toeslag).
Afslagzone	Zone van het duin die tijdens stormvloed afslaat.
Basiskustlijn	(BKL) kustlijn die in het kader van het kusthandhavingsbeleid als referentie dient (in het algemeen de positie van de 'gemiddelde' kustlijn op 1 januari 1990).
Basispeil	Peil van NAP +5 m (anno 1960) aan de peilschaal te Hoek van Holland en de daarmee vergelijkbare peilen op overige lokaties (peilen met een gelijke overschrijdingsfrequentie). De overschrijdingsfrequentie van basispeilen is per definitie gelijk aan 1/10.000 jaar (volgens de 1 ^e Deltacommissie).
Bekleding	Zie 'taludbekleding'.
Belasting	Op een constructie (een waterkering) uitgeoefende in- en uitwendige krachten, ofwel de mate waarin een constructie door in- en uitwendige krachten wordt aangesproken, uitgedrukt in een fysische grootheid.
Beschermingszone	Zone binnen het gebied dat onder werking van de Keur of Wbr valt en die als zodanig in de Legger is opgenomen; stroken grond ter weerszijden van de kernzone, die daadwerkelijk bijdragen tot het waarborgen van de stabiliteit van de waterkering.
Binnenberm	Extra verbreding aan de binnendijkse zijde van de dijk om het dijklichaam extra stabiliteit te bieden en/of om zandmeevoerende wellen te voorkomen.
Binnentalud	Hellend vlak van het dijklichaam aan de binnendijkse zijde van de dijk.
Binnenteen	Onderrand van het dijklichaam aan de binnendijkse zijde van de dijk (de overgang van dijk naar maaiveld).
BKL	Zie basiskustlijn.
Buitenberm	Extra verbreding aan de buitendijkse zijde van de dijk om het dijklichaam extra stabiliteit te bieden, om zandmeevoerende wellen te voorkomen en/of om de golfoploop te reduceren.
Buitenbeschermingszone	Zone binnen het gebied dat onder werking van de Keur of Wbr valt en die als zodanig in de Legger is opgenomen; stroken grond ter weerszijden van de beschermingszones, die verband houden met het voorkomen van schade door extreme mechanismen (zoals explosie of leidingbreuk).
Buitentalud	Hellend vlak van het dijklichaam aan de kerende zijde.

Buitenwater	Oppervlaktewater waarvan de waterstand direct invloed ondergaat bij hoge stormvloed, bij hoogwater van het IJsselmeer of bij een combinatie daarvan.
Dijkkringgebied	Gebied dat, door een stelsel van waterkeringen of hoge gronden, aaneengesloten beveiligd is tegen overstroming door het buitenwater.
Duinafslag	Verlies van duinareaal tijdens stormvloed.
Duinregel	Min of meer gesloten rij duinen.
Duinvoet	Benedenrand van het duin; overgang van het duinbeloop naar het strand of het terrein achter het duin. Meestal wordt de duinvoet aan de zeezijde bedoeld. Voor de berekening van de BKL en de MKL arbitrair vastgesteld op NAP +3 m.
Evenwichtsprofiel	Kustprofiel behorend bij gegeven constante hydraulische omstandigheden.
Golfoploop	Hoogte boven de waterstand tot waar een tegen het talud oplopende golf reikt.
Golfoploophoogte	Golfoploopniveau, verticaal gemeten ten opzichte van de lokale waterstand, waarbij het aantal oplopen dat dit niveau overschrijdt 2 % is van het aantal inkomende golven. Het aantal overschrijdingen wordt hierbij gerelateerd aan het aantal inkomende golven en dus niet aan het aantal oplopen. Het golfoploopniveau van een individuele oploop wordt bepaald door het niveau waarbij de watertong minder dan 2 cm dik wordt.
Golfoverslag	Debiet over een kruin per strekkende meter kering gemiddeld over een zekere tijd.
Golfoverslaghoogte	Hoogte ten opzichte van de waterstand, waarbij een bepaald opgegeven debiet optreedt. Iets preciezer gezegd is de golfoverslaghoogte het verschil tussen het niveau van de buitenkruinlijn en de lokale waterstand in de situatie dat de buitenkruinlijn zó hoog ligt dat de overslag daarover precies gelijk is aan het opgegeven debiet.
Golfperiode	Tijdsduur tussen twee opeenvolgende neergaande passages van de middenstand van een golf.
Grensprofiel	Profiel dat na duinafslag nog minimaal als waterkering aanwezig dient te zijn.
Intreepunt	(Theoretisch) punt waar het buitenwater tot de grondwaterstroming toetreedt, als gevolg van het verval over de waterkering.
Invloedszone	Tot de waterkering behorende gronden, die daadwerkelijk bijdragen aan het waarborgen van de stabiliteit, zowel aan de binnen als aan de buitenzijde van de waterkering.
Keur	Verordening met gebods- en verbodsbepalingen van een waterschap of hoogheemraadschap.

Keurzone	Zie waterkeringszone
Kernzone	Zone binnen het gebied dat onder de werking van de Keur of Wbr valt en die als zodanig in de Legger is opgenomen; bij duinen is dit de afslagzone met het grensprofiel.
Kruin	<ol style="list-style-type: none"> 1. Stroom tussen buitenkruinlijn en binnenkruinlijn; 2. Hoogste punt in het dwarsprofiel van het dijklichaam; 3. Buitenkruinlijn.
Kruinhoogte	Hoogte van de waterkering.
Kusterosie	Achteruitgang van de kust door het afslijpen van het land door de zee als gevolg van zandverlies.
Kustlijn	Algemeen begrip waarmee de overgang van zee naar land wordt aangeduid: grens tussen het 'droge' en het 'natte' deel van de waterkering.
Kwel	Uittreden van grondwater onder invloed van grotere stijghoogte buiten het beschouwde gebied.
Kwelweg	Mogelijk pad in de grond dat het kwelwater aflegt, van het intreepunt naar het uittreepunt.
Kwelweglengte	Lengte van de kwelweg.
Legger	Document, waarin de beschrijving is opgenomen van de minimale eisen waaraan de (primaire) waterkering moet voldoen naar ligging, vorm, afmeting en constructie en waarin de keurbegrenzings worden aangegeven.
Maatgevende Hoogwaterstand	(MHW) ontwerpwaterstand behorend bij een vastgestelde waterstand overschrijdingsfrequentie per jaar.
Macrostabieleit	Weerstand tegen het optreden van een glijvlak in het talud en de ondergrond.
Momentane kustlijn	(MKL) momentane ligging van de kustlijn die wordt berekend uit de zandinhoud van een speciaal gedefinieerde rekenschijf.
Ontwerppeil	Stormvloedwaterstand, die is afgeleid van het Basispeil en dient als uitgangspunt dient bij het dimensioneren van een waterkering (vergelijkbaar met de Maatgevende Hoogwaterstand volgens de 1 ^e Deltacommissie).
Ontwerpwaterstand	Soms gebruikt als synoniem voor Maatgevende Hoog Waterstand (MHW).
Opbarsten	Bezijken van de grond, door het ontbreken van verticaal evenwicht in de grond, onder invloed van wateroverdrukken.
Opdrijven	Opdrukken van het afdekkend pakket doordat de opwaartse waterdruk groter is dan het gewicht van het afdekkende pakket.
Overloop	Verschijsel waarbij water over de kruin van de dijk het achterland inloopt omdat de te keren waterstand hoger is dan de kruin.
Overschrijdingskans	Kans, dat binnen een zekere tijdsduur de waarde van een parameter op een lokatie een bepaalde drempel (bijvoorbeeld de ontwerpwaterstand) overschrijdt.

Overstromingskans	Kans dat een gebied overstroomt, doordat de waterkering rondom dat gebied (de dijkkring) op één of meer plaatsen faalt.
Piping	Verschijsel dat onder een waterkering een holle pijpvormige ruimte ontstaat doordat het erosieproces van een zandmeevoerende wel niet stopt.
Primaire waterkering	Waterkering, die beveiliging biedt tegen overstroming doordat deze ofwel behoort tot een stelsel dat een dijkkringgebied -al dan niet met hoge grondenomsluit (categorie a), ofwel vóór een dijkkringgebied (categorie b) is gelegen.
Rekenpeil	Rekenwaarde voor het stormvloedpeil dat (thans) moet worden ingevoerd ten behoeve van de berekeningen voor de beoordeling van de veiligheid van duinen als waterkering.
Reserve(rings)strook	Strook duin direct landwaarts van het grensprofiel, deel uitmakend van de primaire waterkering ten behoeve van de opvang van onder andere de effecten van de verwachte zeespiegelstijging.
Strand	Gedeelte van de kuststrook tussen de laagwaterlijn en de duinvoet.
Suppleren	Kunstmatig aanvullen van een kustprofiel met van buiten het balansgebied aangevoerd zand.
Taludbekleding	Afdekking van de kern van een dijk ter bescherming tegen golfaanvallen en langsstromend water. De taludbekleding bestaat uit een erosiebestendige toplaag, inclusief de onderliggende vlijlaag, filterlaag, kleilaag en/of geotextiel.
Teenbestorting	Horizontaal gedeelte van een dijk, aan de buitenzijde gelegen, als overgang tussen de harde bekleding en de rest van het talud of de vooroever. Ook wel 'kreukelberm' (Zeeland) of 'plasberm' genoemd.
Uittreepunt	Locatie aan de landzijde waar kwelwater het eerst aan het oppervlak treedt.
Veiligheidsnorm	Getal dat door de bevoegde autoriteit is toegekend aan een dijkvak of dijkkring, als relatieve maat voor de vereiste veiligheid in de bescherming tegen hoog water.
Veiligheidstoetsing	Controle van de sterkte van (onderdelen van) de waterkering.
Voorland	Het gebied aansluitend aan de buitenzijde van de waterkering. Dit gebied wordt ook wel vooroever genoemd. Ook een diepe steile stroomgeul bij een schaaldijk valt onder de definitie van voorland. Het voorland kan zowel onder als boven water liggen, en zelfs boven het Maatgevend Hoogwater.
Vooroever	Gedeelte van de kuststrook zeewaarts van de laagwaterlijn tot de zeebodem, ook wel onderwateroever genoemd.
Waterkeringszone	Zone die als waterkering wordt aangemerkt en door de waterkeringsbeheerder wordt beheerd (ook wel beheergebied; keurzone).
Wel	Geconcentreerde uitstroming van kwelwater.
Zandmeevoerende wel	Wel die zand meevoert uit de ondergrond.