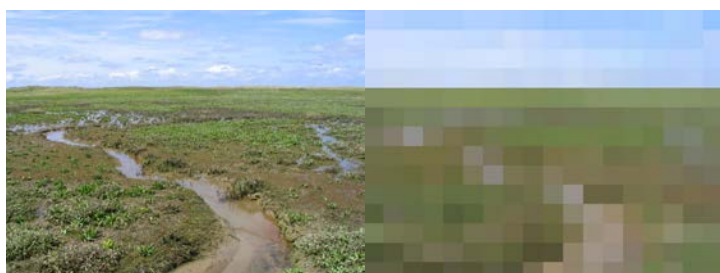


Sedimentatiemodel kwelders Ameland Fase 1: ontwerp en haalbaarheid

Alma V. de Groot, Willem E. van Duin, Bert Brinkman, Pepijn de Vries

Rapport C025/14



IMARES Wageningen UR

(IMARES - Institute for Marine Resources & Ecosystem Studies)

Opdrachtgever:

Nederlandse Aardolie
Maatschappij B.V.
Postbus 28000
9400 HH Assen

Publicatiedatum:

December 2014

IMARES is:

- een onafhankelijk, objectief en gezaghebbend instituut dat kennis levert die noodzakelijk is voor integrale duurzame bescherming, exploitatie en ruimtelijk gebruik van de zee en kustzones;
- een belangrijke, proactieve speler in nationale en internationale mariene onderzoeksnetwerken.

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, onderdeel van Stichting DLO.
KvK nr. 09098104,
IMARES BTW nr. NL 8113.83.696.B16.
Code BIC/SWIFT address: RABONL2U
IBAN code: NL 73 RABO 0373599285

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-V13.3

Inhoudsopgave

Inhoudsopgave.....	3
Samenvatting.....	5
1. Inleiding.....	8
1.1 Probleemstelling.....	8
1.2 Doelstelling.....	9
1.3 Afbakening.....	10
1.4 Leeswijzer.....	10
2. Processen.....	11
2.1 Maaiveldhoogte.....	11
2.2 Waterstand.....	11
2.3 Sedimentbeschikbaarheid.....	12
2.4 Opslibbing.....	12
2.5 Organische sedimentatie.....	12
2.6 Compactie.....	13
2.7 Bodemdaling.....	13
2.8 Sedimentinput door wind en overwash.....	13
2.9 Vegetatie.....	14
2.10 Klifvorming.....	14
3. Bestaande modellen.....	15
3.1 Puntmodellen.....	15
3.2 Eenvoudige ruimtelijke modellen.....	16
3.3 Procesgebaseerde modellen.....	17
3.4 Cellulaire automaten.....	17
4. Beschikbare veldgegevens.....	18
4.1 Maaiveldhoogte.....	18
4.2 Hoogte en opslibbing op detaillocaties.....	19
4.3 Bruto opslibbing (kleidikte) en hoogte op de Hon.....	20
4.4 Waterstanden.....	20
4.5 SSC (Suspended Sediment Concentration).....	21
4.6 Topografie.....	21
4.7 Vegetatie.....	21
4.8 Nestlocaties.....	21
4.9 Compactie.....	21

5.	Modelaanpak.....	23
5.1	Keuze voor model.....	23
	Beschikbare gegevens.....	23
	Processen.....	23
	Bestaande modellen.....	24
	Keuze.....	24
5.2	Model.....	25
	Slibafzetting.....	25
	Organische depositie.....	26
	Compactie.....	26
	Bodemdaling.....	26
5.3	Modelstructuur.....	27
	Tijdstap.....	27
	Ruimtelijke implementatie.....	27
	Programmeertaal.....	27
	Parameterisatie.....	28
	Randvoorwaarden bepalen.....	28
	Kalibratie en validatie.....	28
	Gevoeligheidsanalyse.....	29
5.4	Modelberekeningen.....	29
	Terugrekenen van 2008 naar 1986.....	29
	Vooruit rekenen van 1986 naar heden.....	29
5.5	Uitbreiding van het model met extra processen.....	29
	Vegetatie.....	29
	Afslag van de kwelderrand en veranderingen in krekenpatroon.....	30
	Overwash en eolisch transport.....	30
	Organisch materiaal.....	30
5.6	Betrouwbaarheid en nauwkeurigheid.....	30
	Algemeen.....	30
	Onzekerheden in invoerdata.....	31
5.7	Samenwerking.....	34
5.8	Planning.....	34
6.	Benodigd aanvullend veldwerk.....	35
6.1	Kalibratie LiDAR met nauwkeurige puntmetingen.....	35
6.2	Compactie.....	35
6.3	Hermeten maaiveldhoogte van bestaande raaien.....	35
7.	Discussie en conclusies.....	36
	Referenties.....	38
	Verantwoording.....	42
	Bijlage A Overzicht bestaande modellen.....	43

Samenvatting

Inleiding

Op Ameland vindt bodemdaling plaats als gevolg van gaswinning. Dit heeft consequenties voor de opslibbingsbalans en daarmee de maaiveldhoogte van de oostelijke kwelders Neerlands Reid en De Hon, vergeleken met wanneer er geen bodemdaling zou hebben plaatsgevonden. Dit kan weer gevolgen hebben voor het broedsucces van grondbroedende vogels, dat mede afhankelijk is van het overstromingsrisico. Om de impact van gaswinning op het ecosysteem te bepalen, is het dus mede van belang om inzicht te krijgen in hoe het overstromingsrisico op de kwelders op Ameland zou zijn geweest vanaf 1986 zonder de opgetreden bodemdaling. Daarvoor is het nodig de hoogteligging zonder bodemdaling te reconstrueren. Omdat de broedvogels zich over de gehele kwelder bevinden, moet dit een vlakdekkende reconstructie zijn.

De opslibbingssnelheid van kwelders is afhankelijk van meerdere factoren en varieert in ruimte en tijd. Voor het reconstrueren van vlakdekkende kaarten van de maaiveldhoogte zijn puntmetingen van de opslibbingssnelheden van voor de bodemdaling daarom niet voldoende, en is het nodig een model te gebruiken. IMARES is gevraagd om een sedimentatiemodel te ontwikkelen om daarmee de voorspelling van de ruimtelijke patronen in opslibbing en hoogteligging te verbeteren.

Het doel van het voorliggende rapport is te beschrijven:

- Of het überhaupt mogelijk is een model te maken, gegeven de onderzoeksvraag;
- Hoe de ontwikkeling van het sedimentatiemodel zal worden aangepakt;
- Welke data er nodig en beschikbaar zijn.

De keuze voor een model wordt bepaald door een combinatie van deze vraagstelling, de dominante processen, de beschikbare gegevens en de al beschikbare modellen.

Processen

Maaiveldhoogte is de resultante van de opslibbingbalans: het verschil tussen opslibbing, klink en bodemdaling. Deze is afhankelijk van een aantal processen en factoren:

- Waterstand en lokale hoogte van het maaiveld. Deze bepalen de inundatiefrequentie, de inundatieduur en de inundatiediepte van een bepaald punt op de kwelder.
- De hoeveelheid sediment in het water aan de rand van de kwelder en in de kwelderkreken. Deze bepaalt hoe veel sediment er maximaal in één getij op de kwelder afgezet kan worden.
- Opslibbing wordt bepaald door een combinatie van factoren: de hoeveelheid en soort sediment in het water dat richting kwelder stroomt; de hydrodynamiek (golven en stroming); de aanwezigheid en morfologie van kreken; de afstand tot de sedimentbron, namelijk wad en kreken.
- Organische sedimentatie.
- Compactie (klink), bestaande uit een combinatie van autocompactie en klink door externe druk (vee, voertuigen).
- Bodemdaling, in het geval van het studiegebied wordt deze gedomineerd door de bodemdaling door gaswinning.
- Sedimentinput door wind en overwash (doorbraakgeulen tijdens storm).
- Vegetatie, deze dempt golven en stromingen, vangt sediment in, legt het vast, en stuurt de kreekontwikkeling.
- Klifvorming, waardoor de kwelder geërodeerd wordt.

Bestaande modellen

Er bestaan verscheidene modellen voor kwelderopslibbing in de wetenschappelijke literatuur. Welk model bruikbaar is voor welke toepassing hangt af van de vraag die precies gesteld wordt. Ze vallen uiteen in puntmodellen, eenvoudige ruimtelijke modellen (vaak gebaseerd op statistische relaties), procesgebaseerde modellen en cellulaire automaten.

Beschikbare veldgegevens

De beschikbare gegevens (zowel de frequentie als de ruimtelijke spreiding) bepalen deels wat voor model gemaakt kan worden, omdat hiermee het model geparameteriseerd, gekalibreerd en gevalideerd moet worden. Er zijn gegevens beschikbaar van:

- Maaiveldhoogte: zowel kaarten als puntmetingen. De puntmetingen vallen uiteen in incidentele metingen en tijdseries (waaronder SEB-metingen). Er is geen gedetailleerde hoogtekaart van de beginsituatie van 1986 beschikbaar.
- Bruto opslibbing (kleidikte) op de Hon
- Waterstanden
- Suspended sediment concentration
- Topografie
- Vegetatie
- Nestlocaties.

Keuze en aanpak model

Er zijn gegevens beschikbaar om in tijdstappen van een jaar een reconstructie te maken van de maaiveldhoogte. Een goede ruimtelijke dekking van de metingen van opslibbing en/of hoogteverandering is essentieel voor een goede reconstructie, maar blijkt beperkt. Er zijn dus aanvullende metingen nodig om voldoende kalibratie- en validatiemetingen te verkrijgen. Ook kan de uitgangssituatie van 1986 alleen via modelleren worden bepaald, omdat de ruimtelijke dekking van de hoogtemetingen uit 1986 beperkt is.

In het model moeten in ieder geval de volgende processen en randvoorwaarden worden opgenomen: inundatie, maaiveldhoogte, waterstand, afstand tot kreek en wadrand, compactie, bodemdaling en sedimentaanbod. Processen waarvan de invloed minder duidelijk is, en die dus mogelijk in tweede instantie kunnen worden toegevoegd, zijn stormen, vegetatie, verandering kwelderrand en krekennetwerk, en bijdrage organisch materiaal.

Op dit moment is er niet één specifiek model beschikbaar dat direct toegepast kan worden voor de situatie van Ameland. Dit is of omdat de ruimtelijke component ontbreekt, er processen worden gesimuleerd die niet met de beschikbare data van Ameland kunnen worden gekalibreerd, of omdat de tijdschaal een andere is dan waarop hier gekeken wordt. Onderdelen van een aantal van de beschikbare modellen zijn echter wel goed bruikbaar, met name de combinatie van puntmodellen en eenvoudige (statistische) ruimtelijke modellen. Op dit moment zijn er twee opties om een model te gaan ontwikkelen:

- Een eenvoudige aanpak op basis van de beschikbare data met beperkt extra veldwerk.
- Een meer gedetailleerde aanpak waarbij uitgebreid aanvullend veldwerk wordt gedaan.

Er wordt voorlopig gekozen voor de eerste optie.

Het voorgenomen model wordt ontwikkeld in R in een kwelder-dekkend ruimtelijk grid, met cellen van minimaal 5 m x 5 m en een tijdstap van een jaar. De basis van het model wordt gevormd door de algemene vergelijking voor puntmodellen. De ruimtelijke component wordt meegenomen in de depositie-term via een afhankelijkheid van afstand tot krekken en wadrand, gebaseerd op een reeds gepubliceerd statistisch model dat wordt toegepast op bestaande data. Compactie wordt gebaseerd op nieuwe metingen, gebaseerd op ervaringen van andere Waddeneilanden. Bodemdaling is voor elk punt door de tijd bekend uit metingen en modellen van de NAM. Eerst wordt teruggerekend van de huidige situatie naar 1986, waarna vanuit deze uitgangssituatie de hypothetische situatie zonder bodemdaling wordt gesimuleerd.

De nauwkeurigheid van de modelresultaten is afhankelijk van de locatie op de kwelder, namelijk de afstand tot de kalibratiepunten, hoe goed de geparameteriseerde vergelijkingen de werkelijkheid benaderen en de kwaliteit van de invoerdata. Naar verwachting kan de gewenste onzekerheid van maximaal enkele centimeters in de maaiveldhoogte voor een belangrijk deel van de kwelder worden behaald met het voorgenomen model.

De voorgenomen modelontwikkeling valt uiteen in een aantal stappen die in een vervolgoefferte zullen worden opgenomen.

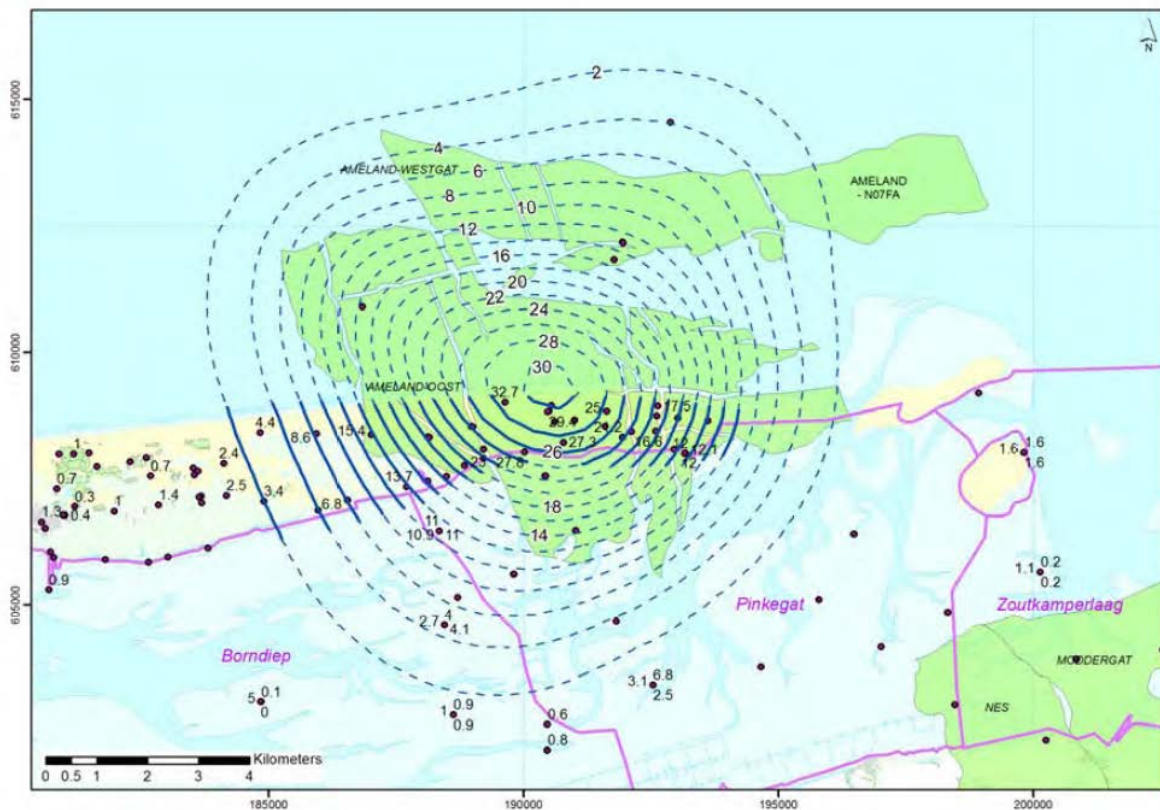
Conclusies

Naar verwachting is het mogelijk om een model te ontwikkelen dat een inschatting geeft van de maaiveldontwikkeling zonder bodemdaling, die een verbetering vormt op eerdere schattingen. Daarvoor wordt gebruik gemaakt van bestaande en enige aanvullende metingen. Het model wordt op maat gemaakt en gebaseerd op een combinatie van al bestaande puntmodellen en eenvoudige ruimtelijke modellen.

1. Inleiding

1.1 Probleemstelling

Op Ameland vindt sinds 1986 bodemdaling plaats als gevolg van gaswinning (Figuur 1). Dit heeft consequenties voor de opslibbingsbalans van de kwelders Neerlands Reid (ook wel Nieuwlandsreid genoemd) en De Hon, en dus de hoogte van het maaiveld vergeleken met wanneer er geen bodemdaling zou hebben plaatsgevonden (Dijkema et al., 2011). Omdat dit effect kan hebben op het ecosysteem te bepalen, worden verscheidene onderdelen van het systeem gemonitord en worden aanvullende onderzoeken gedaan. Onder andere wordt onderzocht in welke mate de nesten van op de kwelder broedende vogels sinds 1986 verloren kunnen zijn gegaan door een hogere kans op wegspoelen (Hallmann & Ens, 2011). Om daar inzicht in te krijgen moet met terugwerkende kracht worden berekend hoe de hoogteligging van Neerlands Reid en De Hon zou zijn geweest vanaf 1986 zonder de opgetreden bodemdaling, zodat daarmee de overstromingskans per locatie kan worden bepaald. Omdat de vogels verspreid over de kwelder broeden, zijn gegevens voor het hele kweldergebied nodig.



Figuur 1. Bodemdaling (in cm) op Ameland in de periode 1986-2009 (Ketelaar et al., 2011).

Het is echter niet zonder meer mogelijk om vanuit huidige opslibbingswaarden (De Groot & Van Duin, 2014) terug te rekenen op welke hoogte het maaiveld op elk willekeurig punt op de kwelder zou hebben gelegen zonder bodemdaling. De bodemdaling interfereert namelijk met de opslibbing: hoe vaker en met hoe meer water een gebied wordt overstroomd, hoe meer opslibbing er kan zijn. Daarnaast is de opslibbing op een locatie sterk afhankelijk van de afstand tot de wadrand en de kreken, en de sedimentconcentratie in het water (Allen, 2000; Townend et al., 2011). Dit betekent dat de opslibbing met bodemdaling plaatselijk hoger kan zijn dan zonder bodemdaling, zodat het effect van de bodemdaling op de maaiveldhoogte gedeeltelijk kan worden gecompenseerd.

Idealiter zou de reconstructie gemaakt moeten worden op basis van metingen van opslibbingssnelheden in de ongestoorde situatie, dat wil zeggen van voor de gaswinning. Die zouden dan in de tijd geëxtrapoleerd moeten worden naar het huidige moment en in de ruimte geïnterpoleerd om een vlakdekkend beeld te geven. Door deze te combineren met de mate van bodemdaling op enig punt op de kwelder (Ketelaar et al., 2011), zou dan de maaiveldhoogte berekend kunnen worden. Directe opslibbingmetingen van voor de gaswinning zijn echter niet beschikbaar (NB. een inventarisatie van de beschikbare data wordt in hoofdstuk 4 gegeven). Door middel van dateringen met $^{137}\text{Cs}/^{210}\text{Pb}$ of OSL (optically stimulated luminescence) aan bodemkernen is het wel mogelijk om historische sedimentatiesnelheden te bepalen. Dit zijn echter relatief dure methoden, waarmee noodzakelijkwijs een beperkt aantal punten kan worden bemonsterd. Deze moeten dan correct ruimtelijk geïnterpoleerd worden, rekening houdend met bijvoorbeeld krekken, en gecorrigeerd worden voor de toenemende maaiveldhoogte in de loop van de tijd. Dit betekent dat alleen al voor het gebruiken van gemeten waarden eigenlijk een modelbenadering nodig is om betrouwbare reconstructies te krijgen in ruimte en tijd. Daarom zijn metingen alleen niet voldoende om maaiveldhoogtes zonder bodemdaling te reconstrueren.

Om deze problemen te omzeilen is tot nu toe een nul-dimensionaal opslibbingmodel (puntmodel) gebruikt voor een deel van Neerlands Reid (Van Wijnen & Bakker, 2001 in Hallmann & Ens, 2011), gebaseerd op metingen aan de huidige opslibbing en de leeftijd van de kwelder. Dit model mist echter een ruimtelijke component, en bevat vrij grote onzekerheden in de parameterisatie¹.

IMARES is gevraagd om een sedimentatiemodel te ontwikkelen om daarmee de voorspelling van de ruimtelijke patronen in opslibbing en hoogteligging te verbeteren. In dit model moeten de meest recente relevante inzichten in ruimtelijke processen en terugkoppelingen worden opgenomen, en toegespitst zijn op de situatie van Ameland. Het moet leiden tot vlakdekkende kaarten van maaiveldhoogte, minimaal elke 5 jaar vanaf 1986.

Over de mogelijkheden een sedimentatiemodel te ontwikkelen is in januari 2013 gesproken met een afvaardiging van de Begeleidingscommissie Bodemdaling Ameland en in juli 2013 met Jeroen Jansen (NAM). Daarbij is afgesproken dat het model in stappen ontwikkeld zal worden, omdat de haalbaarheid en precieze hoeveelheid werk van tevoren niet goed in te schatten is. Dit rapport behandelt daarom alleen de eerste fase, namelijk het opstellen van een gedetailleerd plan van aanpak betreffende de ontwikkeling van een sedimentatiemodel.

1.2 Doelstelling

Het doel van het voorliggende rapport is te bepalen:

- of het überhaupt mogelijk is een model te maken gegeven de onderzoeksvraag;
- hoe de ontwikkeling van het sedimentatiemodel zal worden aangepakt;
- welke data er nodig en beschikbaar zijn.

¹ De inklink (compactie) is gebaseerd op een beperkte dataset (1 jaar), waarbij geen rekening is gehouden met reversibiliteit van de klink, en waar kwelders met een dunne kleilaag zwel zouden laten zien in plaats van compactie (dit is onrealistisch). Verder heeft het gebruikte lineaire verband tussen overstromingsfrequentie en opslibbingssnelheid, waar het model sterk op is gebaseerd, een R^2 van slechts 0.34. Het model is daarom met name geschikt om globaal kweldergedrag te visualiseren, maar is niet geschikt om de groei een bestaande kwelder in detail en in de ruimte te voorspellen.

1.3 Afbakening

Met de Begeleidingscommissie zijn de volgende zaken afgesproken:

- De bepaling van de maaiveldhoogte is het primaire doel.
- De effecten van het ruimtelijke aspect van waterstroming (d.w.z., niet alle punten met dezelfde hoogte hebben dezelfde overstromingsfrequentie, door de helling in de waterstand en de tijd die het water er over doet om een bepaald punt te bereiken) op het overstromingsrisico wordt niet meegenomen.
- Vegetatieveranderingen als gevolg van bodemdaling en de invloed van vegetatieveranderingen op het sedimentatieproces worden niet meegenomen. De vergelijking van de vegetatiekaarten vormt een aparte opdracht.
- Het beoogde model omvat alleen de kwelder, en niet het wad of duin.
- Kliferosie aan de wadrand wordt niet gemodelleerd, maar kan wel als externe sturende factor worden meegenomen.
- De broedvogelverdeling op de kwelder van Ameland, en het broedsucces gerelateerd aan de overstromingsfrequentie worden niet door IMARES bepaald. Dit gebeurt door SOVON in een eigen opdracht. Overstromingsfrequenties worden door EcoCurves bepaald n.a.v. de IMARES modeluitkomsten in een eigen opdracht.

1.4 Leeswijzer

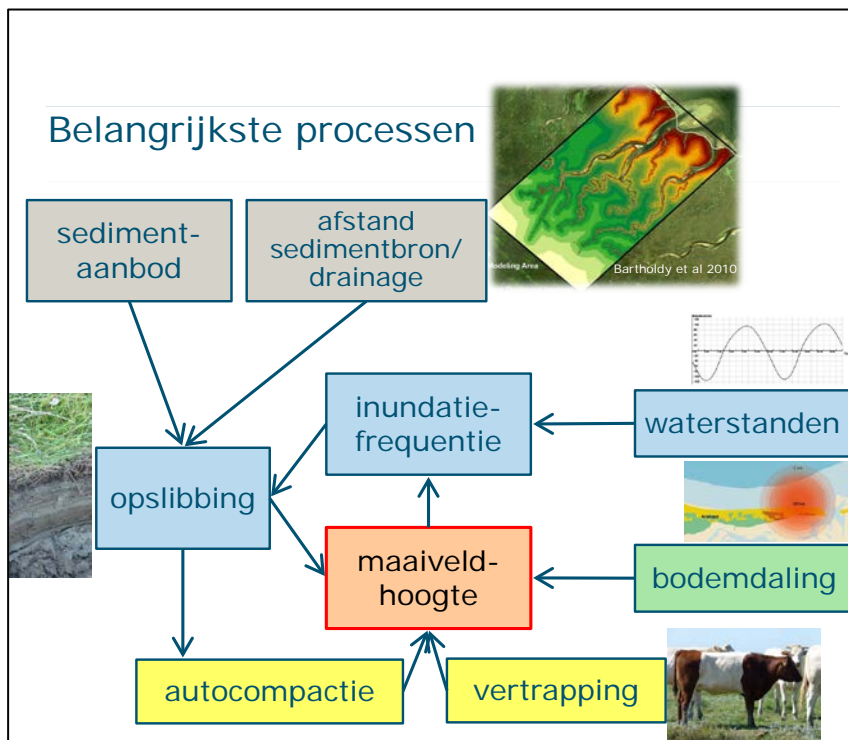
Voor het bepalen hoe de maaiveldhoogteverandering op Ameland het beste gesimuleerd kan worden, is eerst op een rij gezet welke processen en factoren het belangrijkste zijn in de balans tussen bodemdaling en sedimentatie, voor de specifieke situatie van de kwelder van Ameland (Hoofdstuk 2). Daarna is een overzicht gemaakt van de beschikbare modellen voor kwelderopslibbing uit de wetenschappelijke literatuur, en hun geschiktheid voor deze toepassing (Hoofdstuk 3). In Hoofdstuk 4 staan beschikbare veldgegevens en hun bruikbaarheid voor het huidige doel uitgewerkt. De combinatie van belangrijkste processen, bestaande modellen en beschikbare veldgegevens bepaalt de mogelijkheden voor het ontwikkelen van een model. De uitwerking van de gemaakt keuze voor Ameland staat in Hoofdstuk 5, inclusief enige technische details. Voor het implementeren van een model zijn de bestaande gegevens niet voldoende. In Hoofdstuk 6 worden daarom aanvullende metingen beschreven die, met als randvoorwaarde een beperkte inspanning, nodig zijn voor een goed functionerend model. In Hoofdstuk 7 wordt geëvalueerd of met een dergelijk model aan de vraagstelling kan worden voldaan.

2. Processen

2.1 Maaiveldhoogte

Het doel van het modelleren is het bepalen van de maaiveldhoogte. Deze is de resultante van de opslibbingbalans: het netto resultaat van opslibbing, inklink en bodemdaling. Bij onvoldoende compensatie van de bodemdaling door opslibbing is de opslibbingbalans negatief en daalt het maaiveld (Dijkema et al., 2011). De belangrijkste component is de sedimentatie van fijn sediment vanuit de Waddenzee, die bepaald wordt door een aantal factoren en processen (Figuur 2). Daarnaast kan er transport van zand optreden tijdens overwash vanuit de Noordzee en door wind vanuit de washovers en vanaf de oostelijke zandplaat. De kern van het model wordt gevormd door de 'normale' sedimentatie van slibrijk materiaal vanuit de Waddenzee. Deze processen en factoren worden in dit hoofdstuk besproken. Omdat het hier gaat om de kwelder van Ameland die wordt gedomineerd door de sedimentatie van mineraal slib (en waar de productie van organisch materiaal maar een kleine rol speelt), wordt met name verwezen naar literatuur over minerogene kwelders.

Dit hoofdstuk beschrijft de processen op zich. De keuze hoe deze processen op te nemen in het voorgestelde model, wordt in hoofdstuk 5 beschreven.



Figuur 2. Conceptueel model van de ontwikkeling van de maaiveldhoogte op de kwelder van Ameland.

2.2 Waterstand

De waterstand bepaalt, samen met de hoogte van het maaiveld, de inundatiefrequentie, de inundatieduur en de inundatiediepte van een bepaald punt op de kwelder. Het overstromingswater bevat sediment dat kan worden afgezet op de kwelder. Samen met de hoeveelheid water en hoe lang dit er staat bepaalt dit de potentie voor sedimentatie (Allen, 2000). De terugkoppeling tussen maaiveldhoogte en opslibbing leidt tot een met de tijd afnemende sedimentatiesnelheid volgens een verzadigingscurve (Allen, 2000). De waterstand aan de rand van de kwelder wordt bepaald door de getijkarakteristieken ter

plaatse, barometrische effecten (lage luchtdruk zorgt voor verhoging van het waterniveau, hoge luchtdruk voor verlaging), windrichting en –sterkte, en zeespiegelstijging. Op de kwelder kunnen eerder ruimtelijke variaties bestaan in de waterstand als gevolg van de tijd die het kost voor het water om van de ene naar de andere plaats te stromen, en door shoaling (d.z.w. opzet van de waterspiegel als gevolg van het ondieper worden van de bodem) (Van der Molen, 1997; Bockelmann et al., 2002; Jeroen Stark, presentatie Spiekeroog 2013).

2.3 Sedimentbeschikbaarheid

De hoeveelheid sediment in het water aan de rand van de kwelder en in de kwelderkreken bepaalt hoe veel sediment er maximaal in één getij op de kwelder afgezet kan worden. De sedimentconcentratie (vaak SSC, oftewel suspended sediment concentration genoemd) is zeer dynamisch, en is afhankelijk van de omstandigheden op het wad: de hydrodynamiek op het moment zelf en de hoeveelheid slib die er in de periode ervoor op het wad is geaccumuleerd (Allen & Duffy, 1998). Hetzelfde geldt voor de hoeveelheid slib in de kreken. Over het algemeen is de sedimentconcentratie het hoogst tijdens stormen (Stumpf, 1983; Reed, 1989) of in de dagen erna als gevolg van opgewoeld sediment in de waterkolom.

2.4 Opslibbing

Opslibbing vindt plaats doordat het water afremt door wrijving van bodem en vegetatie en doordat het vanaf de kreken uitspreid over de kwelder. Daardoor kan het sediment uitzakken naar de bodem. De grovere deeltjes (zand en silt) zakken het eerste uit, en zijn dus meestal op de oeverwallen en aan de kwelderrand te vinden. De fijnere deeltjes (klei) zakken pas uit als het water vrijwel stil staat, dus bij de kentering en meer naar binnen op de kwelder.

Hoe ver het sediment op de kwelder afgezet wordt, en hoeveel sediment er afgezet wordt of erodeert, wordt bepaald door een combinatie van factoren:

- de hoeveelheid en soort sediment in het water dat richting kwelder stroomt;
- de hydrodynamiek (golven en stroming);
- de aanwezigheid en morfologie van kreken (bijvoorbeeld afmetingen, ruwheid bodem, drainerende werking) als belangrijke aan- en afvoerroute voor water en sediment (Yapp et al., 1917; Stoddart et al., 1989; Reed et al., 1999);
- de afstand tot de sedimentbron, namelijk wad en kreken. Deze blijkt minstens zo belangrijk te zijn voor de snelheid van opslibbing als de hoogteligging (Dijkema et al., 2011; Stoddart et al., 1989; Esselink et al., 1998);
- de structuur van de vegetatie (soorten, hoogte, dichtheid). Vanwege de lage stroomsnelheden kan ook lage vegetatie al zeer effectief zijn in het vasthouden van sediment.

2.5 Organische sedimentatie

Kweldersediment bestaat voor een deel uit organische stof. Deze kan van extern aangevoerd zijn via het zelfde sedimentatieproces als voor klei, of door de planten zelf geproduceerd worden. De gemiddelde hoeveelheid organische stof in de kwelder van Schiermonnikoog, die vergelijkbaar is met die van Ameland, bedraagt circa 10% van de droge stof (Schrama, 2012).

2.6 Compactie

Compactie (of klink) bestaat uit een combinatie van autocompactie en klink door externe druk. Autocompactie is het proces dat optreedt als sediment door voortdurende opslibbing door eigen gewicht samengedrukt wordt. Het wordt veroorzaakt door fysische, chemische en biologische processen, zoals uitdroging (wind, weinig regen, (grond)waterstand), vertering van organisch materiaal en biologische activiteit in de bodem. Het is een asymptotisch proces, omdat er een grens is aan de compactiemogelijkheden van sediment. De autocompactie in een zandige bodem is minder dan in een kleiige bodem. Aangezien zand en klei niet gelijkmatig zijn verdeeld over een kwelder (bijvoorbeeld oeverwallen versus kommen) heeft autocompactie ook gevolgen voor de (micro)topografie van een kwelder (Verhoeven & Akkerman, 1967; Allen, 1999; Allen, 2000; Bartholdy et al., 2010b). Klink door externe druk ontstaat door vertrapping door vee (Elschot et al., 2013; Nolte et al., 2013), wilde dieren, mensen of voertuigen. De beweide kwelder Neerlands Reid ondergaat zowel autocompactie als vertrapping, de onbeweide kwelder van De Hon vrijwel alleen autocompactie.

Als gevolg van de compactie neemt de bulkdichtheid van de toplaag van kwelderafzettingen toe met de diepte. Compactie is ten dele reversibel omdat de bodem door zwel weer kan uitzetten. Ook kan door bioturbatie de dichtheid van de bodem weer verminderen, maar op het grootste deel van de kwelder ontbreken organismen die dit doen (Van Straaten, 1954).

2.7 Bodemdaling

Bodemdaling² komt op allerlei locaties waar kwelders liggen voor, bijvoorbeeld door tektonische processen (bijvoorbeeld Rybczyk & Cahoon, 2002), maar de situatie op Ameland is uniek in de snelheid en de grote ruimtelijke verschillen ervan. Bodemdaling verlaagt het maaiveld, maar doordat dit een terugkoppeling kan hebben op de opslibbingssnelheid, kan de daling (deels) weer teniet gedaan worden, of juist versterkt. Een direct effect van het afnemen van de maaiveldhoogte is dat daardoor de inundatiefrequentie en –duur kunnen toenemen, wat een hogere opslibbing kan veroorzaken. Een indirect effect kan ontstaan wanneer er veranderingen in de vegetatie optreden (soortensamenstelling en/of bedekkingspercentage), die zouden kunnen doorwerken op de sedimentatiesnelheid. Een complicerende factor is dat de vegetatie vertraagd reageert op een maaiveld daling, en dat de reactie sterk afhankelijk blijkt te zijn van de oorspronkelijke ligging ten opzichte van de ondergrens van de betreffende vegetatiezone en van de drainage (Dijkema et al., 2011). De vertraagde reactie van de vegetatie zou extra opslibbing mogelijk kunnen maken en daarmee voor zelfregulering zorgen (Dijkema et al., 1990).

2.8 Sedimentinput door wind en overwash

Zand kan door de wind of door overwash (doorbraak vanuit de Noordzee tijdens storm) op de kwelder afgezet worden. Eolisch (d.w.z. windgedreven) transport vindt op Ameland met name langs rand van het oostelijke deel van De Hon plaats, waar het wordt afgezet langs de kwelderrand. Dit is van belang omdat het de krekken (al dan niet tijdelijk) afsluit van de Waddenzee en de bodem lokaal sterk verhoogt. Washovers, de structuren waardoor overwash plaatsvindt, bevinden zich aan de noordzijde van De Hon. Het lijkt erop dat deze de laatste jaren aan het dichtstuiven zijn (Krol, 2011). Tijdens storm kan water grote massa's zand van strand en duinen verplaatsen, en daarna kan het zand verder verplaatst worden

² Zowel de hier onderscheiden bodemdaling als compactie worden veroorzaakt door het samendrukken van sediment/gesteente, en hebben invloed op de hoogte van het maaiveld. Met bodemdaling wordt het effect van samendrukken in de diepere ondergrond als gevolg van gaswinning bedoeld. Compactie wordt hier gebruikt voor het de klink in de bovenste laag (ca. 1 m) van de bodem als gevolg van bodemvormende processen en betreding.

door de wind de kwelder in. Voor de kwelder zelf zijn dit zijn waarschijnlijk geen grote hoeveelheden: voor Schiermonnikoog wordt de bijdrage van zand door washover aan de kwelder (waar kweldervegetatie aanwezig is) geschat op circa twee procent van de totale sedimentatie (De Groot et al., 2011). Op Neerlands Reid speelt eolische sedimentatie geen rol: er zijn geen washovers, het zand uit het oosten komt naar verwachting niet zo ver over het wad, er is een klif dat het zand van het wad tegen zou houden, en er zijn geen noemenswaardige kale duinen die als zandbron zouden kunnen fungeren.

2.9 Vegetatie

Planten spelen een essentiële rol in de kweldervorming. De belangrijkste pionierplant voor de Waddenzee is de eenjarige Zeekraal, die groeit vanaf enkele decimeters onder gemiddeld hoogwater (GHW). Hoewel Zeekraal als eenjarige het sediment niet permanent vastlegt en soms zelfs voor lokale erosie zorgt, faciliteert deze soort de eerste vorming van krekens en de vestiging van Gewoon kweldergras. Rond het niveau van GHW bereikt het meerjarige kweldergras voldoende bedekking om:

- De opslibbing op te voeren tot de hoogste waarden in de gehele kweldervorming (Wohlenberg, 1933; Jakobsen, 1954; Dijkema, 1987; Andresen et al., 1990; Dijkema et al., 2001);
- Het krekensysteem verder te ontwikkelen, wat leidt tot een betere ontwatering. Dit is doorslaggevend voor de groei van de meeste kwelderplanten en bevordert de successie naar de opvolgende vegetatietypen in de kwelderontwikkeling (Yapp et al., 1917; Grotjahn et al., 1983; Dijkema et al., 1991; French & Stoddart, 1992; Reents, 1995);
- Erosie van de jonge kwelder tegen te gaan (Wohlenberg, 1953; Kamps, 1957; Kamps, 1962; Von Weihe, 1979).

Naast invangen en vastleggen van sediment en het sturen van de kreekontwikkeling is het dempen van golven en stromingen een andere belangrijke bijdrage van de vegetatie aan het opslibbingsproces (bijvoorbeeld Möller et al., 1997).

Op lokale schaal is er al enige aandacht geweest voor de effecten van de vegetatie (bijvoorbeeld soorten, structuur, biomassa) op de opslibbing (Nolte et al., 2013; Langlois et al., 2001; Nyman et al., 1993), maar over de vertaling naar grotere schaal is weinig bekend.

2.10 Klifvorming

Door erosie kan een klif ontstaan, dat zich in de loop van de tijd terugtrekt en dat daarmee een deel van de kwelder doet verdwijnen. Dit is in veel gevallen een natuurlijk proces, dat onderdeel is van het cyclische gedrag van kwelders (Yapp et al., 1917; Dijkema, 1997). Op het westelijke deel van De Hon vindt kliferosie plaats (Slim et al., 2011, Figuur 3). Neerlands Reid is beschermd tegen kliferosie middels stortstenen dammen.



Figuur 3. Kliferosie aan de rand van De Hon (foto: Alma de Groot).

3. Bestaande modellen

Er bestaat een ruim aanbod aan modellen voor kwelderopslibbing in de wetenschappelijke literatuur (overzichten staan in Allen, 2000; French, 2006; Kirwan et al., 2010). Deze variëren van eenvoudige puntmodellen tot gecompliceerde driedimensionale modellen waarin zo veel mogelijk processen in detail worden gesimuleerd. Welk model bruikbaar is voor een bepaalde toepassing hangt af van de vraag die precies gesteld wordt. We geven hier een kort overzicht van modellen die in meer of mindere mate van toepassing zouden kunnen zijn voor de huidige vraagstelling voor Ameland. Omdat er een groot aantal modellen in omloop is, worden alleen de nieuwste en/of meest uitgebreide versies behandeld, en worden modellen die a priori niet van toepassing zijn (bijvoorbeeld omdat ze gemaakt zijn voor organogene kwelders) buiten beschouwing gelaten. Een overzicht in tabelvorm (inclusief een aantal hier niet behandelde modellen) is gegeven in Bijlage A.

3.1 Puntmodellen

Puntmodellen (nul-dimensionaal) worden veel toegepast. Ze zijn voor een groot gedeelte gebaseerd op de vergelijking (Allen, 2000; French, 2006):

$$\frac{dE}{dt} = \frac{dS_{min}}{dt} + \frac{dS_{org}}{dt} + \frac{dP}{dt}$$

E	= maaiveldhoogte ('elevation')
S_{min}	= minerale sedimentafzetting
S_{org}	= organische sedimentafzetting
P	= compactie

De mate van detail waarin de afzonderlijke termen zijn uitgewerkt verschilt van model tot model.

Een relatief simpele versie, die gebaseerd is op regressies op metingen van inundatiefrequentie, kleidikte en zomerse inklink, is het model van Van Wijnen & Bakker, (2011, weer gebaseerd op Olf et al., 1997). In de Bodemdalingstudie Ameland is dit model gebruikt om het effect van bodemdaling door gaswinning op het overstromingsrisico van broedvogels te bepalen (Hallmann and Ens, 2011) voor een deel van Neerlands Reid. Naast dat dit model een ruimtelijke structuur mist, bestaat het vermoeden (op basis van eigen kennis van de gebruikte data) dat de inklinking niet goed is geparameteriseerd. Verder is de beschikbaarheid van sediment in het water niet meegenomen in het model, en heeft het gebruikte lineaire verband tussen overstromingsfrequentie en opslibbingssnelheid een R^2 van slechts 0,34.

Een veel gebruikt model is het MARSSED model van Temmerman et al., (2003a), soms met kleine aanpassingen (French, 2006; Vandenbruwaene et al., 2011; Schuerch et al., 2013). Het is gebaseerd op de bovengenoemde massabalans-aanpak van Krone (1987), Allen (1990) en French (1993). Een belangrijke rol is weggelegd voor het aanbod aan gesuspendeerd sediment, dat uitzakt gedurende het getij. Temmerman et al. (2003b) vonden dat de variatie in sedimentconcentratie voor de Schelde efficiënt kon worden gemodelleerd door deze lineair afhankelijk te maken van de waterhoogte. Omdat de waterhoogte reageert op de wind en dus een proxy is voor stormen, wordt op deze manier het grotere sedimentaanbod tijdens stormen gesimuleerd. Volgens Temmerman (2003b) is een variabele SSC noodzakelijk om kwelderopslibbing juist te modelleren.

Compactie wordt in verschillende vormen meegenomen. Binnen de Bodemdalingstudie gaat dit model toegepast worden in het promotieonderzoek van Elske Koppenaar (Rijksuniversiteit Groningen), om de ontwikkeling van Ameland met bodemdaling en van Schiermonnikoog zonder bodemdaling te simuleren. Hoewel dit model wel voor verschillende zones op de kwelder toegepast kan worden, is het een puntmodel waarbij ruimtelijke terugkoppelingen en afhankelijkheden niet zijn meegenomen.

Een veel verder uitgewerkte versie is gemaakt voor de lagune van Venetië (Marani et al., 2007; Marani et al., 2010). Deze bevat meer detail in de hydrodynamica en de vegetatiegroei, en maakt onderscheid tussen uitzakken van sediment en invangen van sediment door de vegetatie. De toepassing van het model is met name gericht op het identificeren van stabiele configuraties van het systeem. Dit doet vermoeden dat het minder geschikt is voor het bepalen van nauwkeurige hoogteveranderingen op een bestaande kwelder.

Het model van Mudd (2010) bevat de algemene termen, maar heeft een belangrijke rol voor het invangen van het sediment door de vegetatie, hier *Spartina*.

Een ander eenvoudig model is van Van Prooijen et al., (2010), dat een procesgebaseerde balans tussen o.a. inkomend sediment, valsnelheid, effectiviteit van invang en erosie geeft. Het is vermoedelijk bedoeld voor tijdstappen van kleiner dan een getij. De relatie is niet geparаметeriseerd of gevalideerd, maar gebruikt om een grove inschatting van jaarlijkse opslibbing te maken.

3.2 Eenvoudige ruimtelijke modellen

Voor schorren langs de Schelde is een statistisch model voor korte-termijn opslibbing ontwikkeld (Temmerman et al., 2003b; Temmerman et al., 2005a). Het bestaat uit een niet-lineaire regressie op de parameters hoogte, afstand tot de kreek en afstand tot de kwelderrand:

$$SR = k e^{lH} e^{mD_c} e^{nD_e}$$

SR = sedimentatiesnelheid ('Sedimentation Rate') [g m^{-2} per tijdsinterval, hier springtij-dootij cyclus of getij),

H = maaiveldhoogte [m NAP],

D_c = afstand tot de dichtstbijzijnde kreek [m]

D_e = afstand tot de kwelderrand, gemeten langs de dichtstbijzijnde kreek [m].

$k, l, m,$ en n = regressieparameters.

Na validatie (kalibratie en validatie leverden R^2 -waarden tussen 0,63 en 0,87) is het ruimtelijk geïmplementeerd op een $1 \times 1 \text{ m}^2$ grid. Het bleek nodig te zijn om voor de lage kwelder een drempelwaarde voor D_c te gebruiken: als de afstand tot de dichtstbijzijnde kreek groter is dan deze drempelwaarde, wordt de invloed van de hoogte op de sedimentatie dominant en kunnen afstand tot kreek en wadrand worden verwaarloosd. De R^2 -waarden waren vergelijkbaar voor de zoet- en zoutwaterschor met sterk verschillende vegetatie, wat aangeeft dat de invloed van vegetatie waarschijnlijk van secundair belang is.

Een relatief eenvoudig ruimtelijk model is gemaakt door Bartholdy et al., (2010a, ontwikkeld vanuit Bartholdy et al., 2004 en Bartholdy et al., 2010b). Hier wordt de 'mass depth' (afgezette massa per oppervlakte) berekend voor cellen van $4 \times 4 \text{ m}^2$ op een gebied van ongeveer 3 km^2 op de kwelder van Skallingen. Deze mass depth is een functie van enkele empirische relaties met bulkdichtheid, aangenomen concentratieverschil, en als belangrijkste het afzettingspotentieel. Het afzettingspotentieel (een empirische constante, β) bepaalt de afzetting als functie van de afstand tot het wad en 2^e orde kreek (1^e orde kreek zijn die aan het wad, 2^e orde zijn de eerste vertakkingen). Autocompactie wordt middels een empirische relatie bepaald uit de bulkdichtheid van de bovenste 5 cm van de bodem. Daarnaast wordt er een 'karakteristiek concentratieverschil' gebruikt om de afzetting te bepalen, die via een logaritmische functie afhangt van het waterniveau en de maaiveldhoogte.

De organische productie werd in het Bartholdy model niet apart gesimuleerd, maar meegenomen in de totale massadepositie. De organische productie is namelijk meestal relatief klein is op dit type kwelders, waarmee het wegvalt in de ruis van de kalibratie. Het omrekenen van mass depth naar kleidikte (en daarmee maaiveldhoogte) gebeurt weer met een empirische relatie met de bulkdichtheid van de bovenste 5 cm van de bodem (Bartholdy et al., 2010b). Het model hangt sterk op een aantal empirische

relaties voor Skallingen. Het is de vraag of deze ook goede fits geven voor andere gebieden zoals Ameland.

3.3 Procesgebaseerde modellen

Procesgebaseerde modellen gebruiken zo min mogelijk empirische fits zoals hierboven, en beschrijven de fysische (en biologische) processen zo mechanistisch mogelijk. Het voordeel daarvan is dat ze zeer algemeen toepasbaar zouden moeten zijn, veel begrip opleveren, en goed reproduceerbaar zijn. Nadelen zijn dat vaak veel parameters nodig zijn (die geparameteriseerd en/of gekalibreerd moeten worden), dat het opnemen van meer processen vanwege foutenvoortplanting niet altijd tot betere modelresultaten leidt, en dat onvolledig of onjuist begrip van de processen of hun samenhang tot een incorrect model kan leiden.

Door Temmerman en anderen (Temmerman et al., 2005b; Temmerman et al., 2007; Schwarz et al., 2014) is het proces-gebaseerde Delft3D gebruikt om kweldervorming te simuleren. Daarvoor worden modules gebruikt voor hydrodynamica, sedimenttransport en vegetatiegroei. De focus ligt in deze toepassingen op de interactie tussen vegetatie, waterstroming en sedimentatie/erosie, om een verklaring te geven voor het ontstaan van patronen in sedimentatie en begroeiing. Een nauwkeurige hoogteontwikkeling is daarbij secundair (pers. comm. P. Herman).

3.4 Cellulaire automaten

Cellulaire automaten (CA) zijn modellen waarin (vaak ruimtelijke) interacties worden gesimuleerd door geobserveerd 'regels', al dan niet in combinatie met kansprocessen (Fonstad, 2006). Processen worden vaak sterk gesimplificeerd, maar het is ook mogelijk de regels steeds specifiek en uitgebreider te maken wanneer er meer procesinformatie beschikbaar is (Fonstad, 2006). De rekentijden zijn vaak kort ten opzichte van meer proces-gebaseerde ruimtelijke modellen. Voor kwelderopslibbing is dit voor zover bekend niet of nauwelijks toegepast; wel zijn er modellen bekend van duinen en rivieren (bijvoorbeeld Baas & Nield, 2007; Ye et al., 2010). Het model van Kirwan & Murray (2007) heeft CA aspecten in de vorm van regels voor o.a. waterstroming. Het transport tussen cellen en de afzetting van sediment zouden bijvoorbeeld als CA kunnen worden gemodelleerd. Echter, CA modellen zijn lastig te valideren (Fonstad, 2006) en zijn met name geschikt voor algemeen systeemgedrag, wat ze voor deze toepassing niet de eerste keus maakt.

4. Beschikbare veldgegevens

Er is een inventarisatie gemaakt van data die nodig en/of bruikbaar kunnen zijn voor het maken van een sedimentatiemodel. Voor een uitgebreide beschrijving van de meeste data wordt verwezen naar de diverse rapporten binnen het bodemdalingsonderzoek Ameland. De beschikbaarheid en bruikbaarheid van de data zijn zowel bepalend voor het soort model dat gemaakt kan worden, als de betrouwbaarheid die kan worden bereikt.

Hieronder wordt een overzicht gegeven van de bij IMARES bekende data, waarbij ook wordt aangegeven, voor zo ver bekend, welke partij de data verzameld heeft, het jaar waarin data verzameld zijn, op welke ruimtelijke schaal de data verzameld zijn en of de data digitaal beschikbaar zijn.

4.1 Maaiveldhoogte

Een beginsituatie van maaiveldhoogte is nodig om het model te kunnen draaien. Het liefst zou dat een vlakdekkende kaart zijn van net voor de bodemdaling, dus van rond 1986. Daarnaast zijn gegevens van hoogteontwikkeling en/of opslibbing door de tijd nodig om het model te kunnen kalibreren en valideren. Hoogtedata kunnen worden onderscheiden in vlakdekkende metingen, transecten en puntmetingen. Ze worden hier per type meetopzet behandeld.

- Algemeen Hoogtebestand Nederland (AHN):
 - o AHN1: **1998 – 1990**, 5 x 5 m², Minimaal 95,4% van de punten heeft een nauwkeurigheid van 35 cm (1 sigma systematische fout van 5 cm en stochastische fout van 15 cm)
 - o AHN2: **2008**, 0,5 x 0,5 m², Minimaal 95,4% van de punten heeft een nauwkeurigheid van 15 cm (1 sigma systematische fout van 5 cm en stochastische fout van 5 cm)
 - o AHN2: **2014**. Komt eind 2014 beschikbaar. Onduidelijk is of dit ook het studiegebied omvat.
- KustLiDAR (RWS, jaarlijks) (via Open Earth); omvatten het studiegebied echter amper
- LiDAR gecorrigeerd voor vegetatie (site NAM); voorjaar **2010** en voorjaar **2011**
- Bodemdalingsmetingen en prognoses NAM: voor het hele gebied te interpoleren in tijd (**1986 - 2011**) en ruimte, met xlsx-bestand (GRIDS)
- Vlakdekkende hoogtegegevens Neerlands Reid:
 - o Hoogtelijnen **1986** (1: 10 000; WL): Contouren-kaart, enkele punten; niet digitaal
 - o Hoogtemetingen en hoogtelijnen **1994** (1:5000; WL): Punten- (elke 50 m) en contourenkaart; niet digitaal
 - o Hoogtelijnen **1998** : Punten- (elke (≥)100 m) en contourenkaart (gebaseerd op waterpassing NAM 1998 en RWS altimetrie 1997); niet digitaal
- Vlakdekkende hoogtegegevens de Hon
 - o Hoogtelijnen **1988** (1:5000; NAM): Contourenkaart; elke 0.2 m; + GHW (0.9 Waddenzee, 0.8 Noordzee); + vegetatiegrens; + duinen; niet digitaal
 - o Hoogtemetingen en Hoogtelijnen **1993** (1:5000; NAM): Contourenkaart en puntenkaart (elke 50 m); contouren elke 0.2 m; + GHW (0.9 Waddenzee, 0.8 Noordzee); + vegetatiegrens; + duinen; niet digitaal
 - o Situatiekaart Vegetatiegrens/Hoogwaterlijn **1988–1993** (= verschilkaart vorige twee kaarten); niet digitaal
 - o Punten 1998, gehele Hon. Digitaal, waarschijnlijk WL (gekregen van Deltares).
- Waterpassing 9 profielen Neerlands Reid **1995** tussen Oerdsloot en Oerderduinen: 2 loodrecht op kwelderrand waarvan één ongeveer ter hoogte van raai III (Figuur 4) en zeven dwarsprofielen evenwijdig aan kwelderrand als kaart (NAM tekeningnr. H50-599 Blad 1: 13 nov 1995). Op kaart staat mededeling dat de hoogtes die in rood zijn aangegeven afkomstig zijn van de Heidemij 1994; niet digitaal

- Hoogte maaiveld Neerlands Reid **2009** behorend bij Scholekster stippenkaarten (SOVON).

De oudere kaarten van de eerste jaren van de bodemdaling zijn grotendeels alleen in papieren formaat voorhanden, naar de mogelijk aanwezige digitale data wordt gezocht.

De LiDAR-hoogtemetingen (AHN en KustLiDAR) hebben een onzekerheid door de aanwezigheid van vegetatie die vrij groot is ten opzichte van de hoogteverschillen op de kwelder. DPGS-metingen, met een kleinere onzekerheid, zijn in een aparte studie vergeleken met LiDAR-metingen van de zogenaamde 'cyclus 5' en AHN op enkele kwelders (Ens et al., 2014 in prep.). Daarin werd rekening gehouden met het vegetatietype. Het bleek echter dat het niet mogelijk is om een eenvoudige correctie toe te passen op de LiDAR-metingen, doordat er geen systematische afwijkingen werden gevonden.

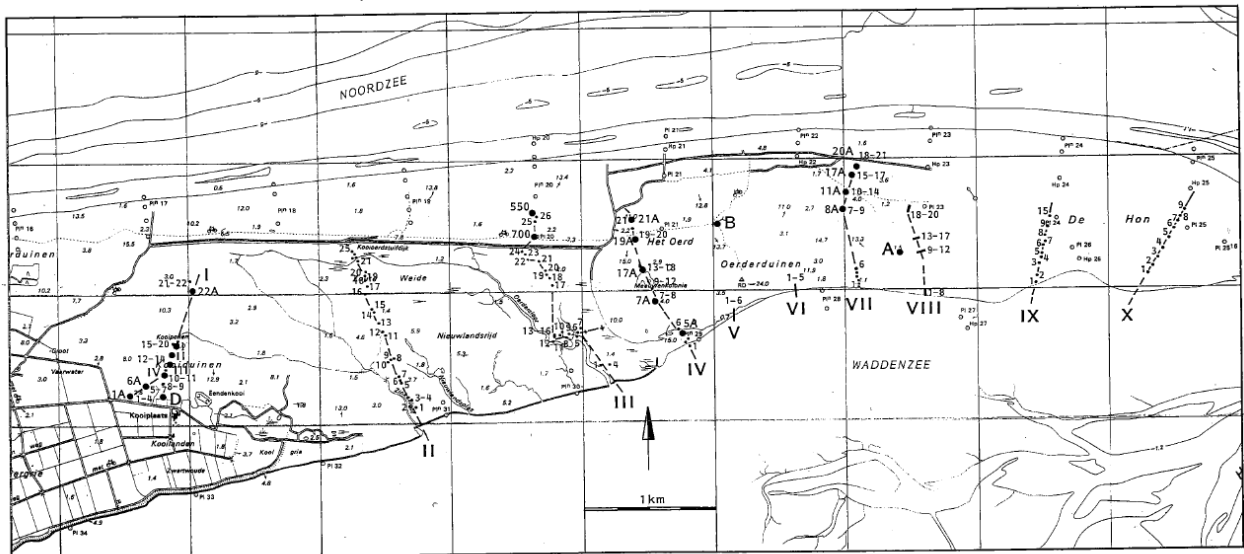
4.2 Hoogte en opslibbing op detaillocaties

Voor de jaarlijkse monitoring van de effecten van bodemdaling wordt gebruik gemaakt van een aantal raaien met daarop locaties met pq's, grondwaterbuizen, SEB-meetpunten en soms opslibbingsplaten (Figuur 4, De Groot & Van Duin, 2014). In 1986 zijn 10 van deze raaien geïnstalleerd, waarvan er nu nog twee geregeld worden bijgehouden. Op Nieuwlands Reid is dit raai 3 met 24 meetpunten, en op De Hon raai 9 met 14 meetpunten. Per raai zijn 3 meetpunten verstoord. Metingen op deze raaien die relevant zijn voor de huidige vraag:

- Hoogtemetingen
 - o Initiële hoogtemetingen raai I t/m X in **1986** (in rapport Dankers et al., 1987).
 - o Periodieke hoogtemeting pq's (raai 1,3,4,6,7, 8 en 9) **1988-1993** in NAM-rapport en deels digitaal (ook zijn de grondwaterpeilbuizen in raai 1,3,4,6,7 periodiek opgemeten maar deze zijn niet bruikbaar voor de opslibbing). Incidenteel zijn andere raaien later nog ingemeten. In 2014 zijn de raaien 2, 4, 7 en 8 (deels) met RTK/DGPS opnieuw ingemeten.
- Opslibbing ter hoogte van pq's door IMARES
 - o d.m.v. SEB³-meetpunten bodemdalingstudie **1993/1995 - heden**
 - 1993 – 2013 Neerlands Reid; 1995 – 2013 de Hon
 - Vanaf 2000 twee maal per jaar (ongeveer maart en september).
 - Via bodemdalingsgegevens omgezet naar jaarlijkse verandering van het maaiveld
 - o boven ingegraven plaat bij een deel van de pq's (301, 304, 307, 317, 321, 323, 904, 906, 908): **1986 - heden**
- Kleidiktemetingen door IMARES in **1986, 1993 en 2005/2006** bij SEB-meetpunten Neerlands Reid en De Hon.

Door verstoring is een aantal meetpunten maar een deel van de periode bruikbaar.

³ Er zijn zeer veel verschillende manieren om de opslibbing te meten, elk met voor- en nadelen (Nolte et al., 2013). Op Ameland wordt onder meer gebruik gemaakt van de Sedimentatie-Erosie Balk (SEB) om de veranderingen in maaiveldhoogte te bepalen. Voor SEB-metingen worden per meetpunt twee kunststof palen in de bodem geslagen tot in de zandlaag en waterpas gesteld. Op deze palen wordt bij elke meting de SEB geplaatst, een 2 m lange aluminium balk met 17 gaten die 10 cm van elkaar verwijderd liggen. Met behulp van een meetstok wordt met een nauwkeurigheid van 1 mm door deze 17 vaste gaten de maaiveldhoogte bepaald. Door verschillende metingen in de loop der tijd te verrichten kan worden vastgesteld of er een toename of afname van de maaiveldhoogte heeft plaatsgevonden. Omdat van de bovenkant van de palen de hoogte ten opzichte van NAP is bepaald (en regelmatig wordt gecontroleerd) is het mogelijk de veranderingen in maaiveldhoogte ten opzichte van NAP weer te geven.



- grondwaterpeilbuizen WL/RIN en RWS
- v 1.2.3 raai voor bodem- en vegetatieonderzoek

Fig.1. Lokaties grondwaterpeilbuizen en raaien voor bodem- en vegetatieonderzoek

Figuur 4. Meetpunten voor maaiveldhoogte (en vegetatie en grondwater) op kwelder en duinen van Ameland uit 1986, uitgezet in raaien (Dankers et al., 1987). Raai III en IX worden op dit moment nog gemonitord.

4.3 Bruto opslibbing (kleidikte) en hoogte op de Hon

Door de RuG (Elske Koppenaar) zijn data op De Hon verzameld. De beschikbaarheid is afhankelijk van gebruik in haar proefschrift.

- 'Grid' **2009 en 2011**: kleidikte en hoogte maaiveld in raster van 140 plots random verspreid over De Hon
- 'Catchment unit' **2011**: kleidikte en hoogte maaiveld in een grid rond kreek; in een gebied van 450 m x 600 m elke 15 m een punt
- 'Supertransect' **2010**: kleidikte; hoogteligging; vegetatie (100m x kwelderbreedte; 2x2m plots: noord/zuid elke 20m; oost/west elke 25m)
- 'Transect' **2009**: kleidikte; hoogteligging; vegetatie. Lopende van hoge kwelder naar lage kwelder in een vak van 10 m x 65 m, in vakken van 1 x 1 m².

4.4 Waterstanden

De waterstanden geven een indicatie betreffende inundatieduur en in combinatie met de SSC van de potentiële opslibbing.

- Gegevens RWS (**10-minuten waarden** meetstation Nes) (waterbase.nl)
 - o GHW en overschrijdingen per jaar berekend door Deltares voor bodemdaling Ameland.
- Hoogwatergegevens voor elk willekeurig punt op Ameland (door Kees Rappoldt (Ecocurves) via interpolatie berekend; synchronisatie vanuit diepe geulen).

4.5 SSC (Suspended Sediment Concentration)

Sedimentconcentraties in krekken en in kwelderoverspoelend water zijn ingewikkeld en arbeidsintensief om te meten. Daarom zijn er relatief weinig data van beschikbaar. Daarnaast is vanwege de grote temporele en ruimtelijke variatie de representativiteit voor een kwelder als geheel vaak niet goed te bepalen. Bestaande metingen die relevant zijn voor Ameland zijn:

- Metingen IMARES van SSC, stroomsnelheidsmetingen en de daar van afgeleide sedimentbudgetten in de Oerdsloot. Ca. 23 tijden in **1993-1994** voor EU-project
- SSC en stroomsnelheidsmetingen door Tauw (Assen) voor It Fryske Gea (jaar metingen, locatie data en beschikbaarheid zijn onduidelijk)
- Metingen RuG (Jan Bakker) Schiermonnikoog (**2003 – 2004**) op drie locaties langs de kwelderrand.
- SSC in Waddenzee; RWS-metingen drooggewicht zwevende stof (live.waterbase.nl).

4.6 Topografie

Vlakdekkende luchtfoto's kunnen worden gebruikt om de grenzen van het gebied aan te geven, zoals duinen en kwelderrand (bijvoorbeeld Slim et al., 2011) en kreekpatronen:

- Luchtfoto's Kadaster **2000, 2003, 2005, 2006, 2008, 2009, 2010**. Via Geodesk WUR. Resolutie variërend van 5 tot 0.25 m.
- Luchtfoto's NAM **2007**; gehele Waddenzee .

4.7 Vegetatie

Vegetatiekaarten kunnen een indicatie geven van de hoogteligging van het maaiveld. Uit het bodemdalingsonderzoek is echter gebleken dat reeds aanwezig vegetatie soms nauwelijks reageert op een opslibbingsachterstand en veel gevoeliger is voor veranderingen in drainage. Deze aspecten maken het vrijwel onmogelijk om vegetatie en hoogteligging te koppelen zonder een grote spreiding in de uitkomsten. Wel kan de vegetatie mogelijk als onderdeel in het model worden opgenomen.

- Vlakdekkende vegetatiekaarten RWS-DID **1988, 1993, 1997, 2003, 2009** (moeten nog uniform gemaakt worden door overgang naar nieuwe vegetatietypologie: SALT97 -> SALT2008).

4.8 Nestlocaties

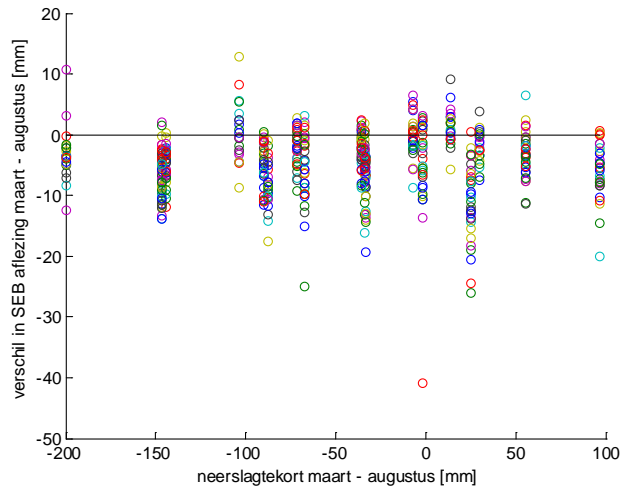
Het doel van het grotere onderzoek is uiteindelijk om de effecten van de bodemdaling op broedvogels aan te tonen. Daarvoor zijn de locaties van de nesten van belang. In een vlakdekkend sedimentatiemodel zijn deze locaties zelf niet nodig als invoer. Ze kunnen wel gebruikt worden om richting te geven aan locaties voor eventuele aanvullende metingen.

- Stippenkaarten De Hon vanaf 1990 (Fryske Gea; Natuurcentrum Ameland?)
- Stippenkaart Scholeksters zuidwestpunt Neerlands Reid (SOVON).
- Aanvullende metingen van nestlocaties 2013 (Ens et al., 2014 in prep.).

4.9 Compactie

Voor de situatie van Ameland is uitgezocht of de mate van jaarlijkse compactie kan worden gerelateerd aan goed beschikbare gegevens zoals neerslagtekort. Daarvoor is de compactie bepaald als klink: het verschil in bodemhoogte aan het eind van de winter en eind van de zomer, gebaseerd op de SEB metingen door IMARES. Er blijkt echter dat er geen duidelijk verband is tussen neerslagtekort en klink (Figuur 5). De puntenwolk geeft aan dat, als er al een significante relatie zou zijn, deze een lage

voorspellende waarde zou hebben. Om deze relatie met neerslagtekort als onderdeel van het model op te nemen is het gevonden verband onvoldoende sterk. Mogelijk is op Ameland de kleidikte één van de factoren die voor variatie in de relatie zorgt en daarmee een belangrijkere voorspeller. Ook kunnen sedimentsamenstelling van de bodem, jaar tot jaar verschillen in waterstanden en daarmee inundatie, lokale drainage, en opslibbing in voorjaar en zomer de compactie beïnvloeden. Dit zou nader uitgezocht moeten worden.



Figuur 5. Relatie tussen neerslagtekort (neerslag minus potentiële verdamping) tussen maart en augustus en het verschil in maaiveldhoogte (SEB aflezing) in dezelfde periode. De uitschieters naar beneden hebben waarschijnlijk te maken met verstoorde pq's.

5. Modelaanpak

5.1 Keuze voor model

Op basis van de informatie uit de voorgaande hoofdstukken, wordt in dit hoofdstuk beschreven welke mogelijkheden er zijn voor het ontwikkelen van een sedimentatiemodel.

Beschikbare gegevens

De beschikbare gegevens (zowel de frequentie als de ruimtelijke spreiding) bepalen deels wat voor model gemaakt kan worden, omdat hiermee het model geparameteriseerd, gekalibreerd en gevalideerd moet worden. Daarvoor moeten er ten eerste voldoende verschillende gegevens zijn voor de verschillende processen, anders is het aantal vrijheidsgraden te groot om alle processen te kunnen definiëren. Daarnaast moeten er voldoende ruimtelijke gegevens en voldoende gegevens door de tijd zijn. Omdat de bestaande metingen niet ontworpen zijn voor het huidige doel van het implementeren van een ruimtelijk model, zijn logischerwijs niet alle beschikbare metingen bruikbaar en ook niet alle gegevens beschikbaar die wenselijk zouden zijn.

De beschikbare metingen zijn bodemdaling, opslibbing/maaiveldhoogteverandering, waterstanden, kleidikte, hoogte, SSC (zeer beperkt), topografie en vegetatie. Met name de opslibbingsgegevens in ruimte en tijd zijn cruciaal om een goed model te krijgen. Omdat er vrijwel geen opslibbings- of hoogtegegevens beschikbaar zijn over kortere tijdspannes dan een half jaar, zullen de processen in het model op een (half)jaarlijkse tijdschaal/stap of groter moeten worden gesimuleerd. Processen met een kleinere tijdstap (getij, storm, of springtij-doodtij-cyclus) kunnen namelijk niet worden geparameteriseerd of gekalibreerd.

De ruimtelijke dekking van de metingen van opslibbing en/of hoogteverandering is beperkt. De best bruikbare gegevens, want elk (half) jaar gemeten, zijn die van de twee raaien die van 1986 tot nu zijn bijgehouden (raai 3 en 9). Als de verstoorte pq's uit deze raaien worden weggelaten, blijven er 21 bruikbare punten over op Neerlands Reid en 10 punten op De Hon. Voor de modelontwikkeling moeten die in tweeën gedeeld worden om de kalibratie en validatie onafhankelijk uit te kunnen voeren. Dit beperkt de mogelijkheden om ruimtelijke afhankelijkheden te identificeren sterk. Voor De Hon kan daarnaast gebruik gemaakt worden van kleidiktemetingen, die wel een goed ruimtelijk patroon van netto opslibbing leveren, maar geen goed beeld in de tijd.

Voor de berekeningen is een vlakdekkende hoogtekaart van rond 1986 nodig. De kaarten die beschikbaar zijn, hebben een te grove ruimtelijke dekking om de kweldertopografie in voldoende detail weer te geven. De nauwkeurigheid in de verticaal is wel voldoende. De AHN-data van 2008 hebben een goede ruimtelijke dekking, maar hebben een vrij grote onzekerheid in de verticaal. Dit betekent dat er manier gevonden moet worden om deze beide te combineren tot een vlakdekkende beginsituatie met goede ruimtelijke resolutie en verticale nauwkeurigheid.

Processen

Op basis van Hoofdstuk 2 is er voor gekozen de volgende processen en randvoorwaarden in ieder geval op te nemen in het model:

- Inundatie, als functie van in ieder geval maaiveldhoogte en indien mogelijk waterstand. De waterstand is een autonome factor, die, indien gebruikt, als randvoorwaarde wordt ingegeven.
- Afstand tot kreek en wadrand.
- Compactie, zowel autocompactie als door mensen en dieren geïnduceerde compactie.
- Bodemdaling.
- Sedimentaanbod.

In een aantal gevallen is niet a priori duidelijk hoe belangrijk een bepaald (deel)proces of de variatie in een externe factor voor de grootte van de opslibbing is. In dat geval wordt eerst voor de meest eenvoudige variant gekozen, en wordt naar aanleiding van de modeluitkomsten bepaald of er verder in detail naar processen gekeken moet worden, en welke dit dan zijn.

Nadat het model is gebouwd met bovenstaande aspecten als basis, wordt nagegaan of de modelbeschrijving met het opnemen van extra aspecten verbeterd kan worden. Bij de extra aspecten kan bijvoorbeeld gedacht worden aan:

- Stormen/waterhoogtes
- Vegetatie
- Afslag kwelderrand en/of verandering krekennetwerk als autonome factor
- bijdrage organisch materiaal.

Hoewel bekend is dat er op een kwelder ruimtelijke variatie kan bestaan in de waterstand (Bockelmann et al., 2002) is van tevoren afgesproken dat lokale waterstandsverschillen op de kwelder niet worden meegenomen. Aan de Universiteit van Antwerpen wordt op dit moment een promotieonderzoek uitgevoerd naar de waterstanden binnen de kwelder. Daaruit blijkt dat lokale verhogingen of verlagingen onder andere afhangen van afstand tot de kwelderrand, de geometrie van de krekken en de hoogte van het waterniveau ten opzichte van het kwelderoppervlak (Jeroen Stark, presentatie Coastal Ecology Workshop Spiekeroog 2013). Gezien de grootte en de topografie van de kwelder van Ameland, wordt verwacht dat de patronen in waterstanden op de kwelder te complex zijn om met een beperkt aantal metingen (loggers) goed te kwantificeren. Daarnaast zouden in detail de waterstromingen gemodelleerd moeten worden, wat met de huidige dataset waarschijnlijk eerder onzekerheden in de modeluitkomsten introduceert dan dat dit ze kleiner maakt.

Bestaande modellen

Op dit moment is er niet één specifiek model dat direct toegepast kan worden voor de situatie van Ameland. Dit is omdat of de ruimtelijke component ontbreekt, of er processen worden gesimuleerd die niet op basis van de beschikbare data van Ameland kunnen worden gekalibreerd (MASED), of omdat de tijdschaal een andere is dan waarop hier gekeken wordt (statistisch model van Temmerman et al., 2003b). Onderdelen van een aantal van de beschikbare modellen zijn echter wel goed bruikbaar.

Het implementeren van een procesgebaseerd model ligt niet voor de hand, omdat er geen gegevens op processchaal beschikbaar zijn waarop het model kan worden gebaseerd. Ook CA modellen zijn voor deze toepassing op een concreet gebied waarschijnlijk minder geschikt. Daarom wordt er voor gekozen om elementen uit de bestaande puntmodellen en eenvoudige ruimtelijke modellen te combineren, en aan te vullen. De aanvulling bestaat uit bodemdaling en andere processen waarvan voor Ameland gegevens zijn of die eenvoudig kunnen worden bepaald.

Keuze

Op dit moment zijn er twee opties om een model te gaan ontwikkelen.

1. De eerste optie is een zeer eenvoudige aanpak, op basis van de beschikbare data met beperkt extra veldwerk. De ruimtelijke patronen in sedimentatie zullen beperkt gekalibreerd en gevalideerd kunnen worden, en moeten worden aangevuld met schattingen op basis van metingen van andere locaties zoals Skallingen en de Schelde (Bartholdy et al., 2010a). Op De Hon kunnen de kleidiktemetingen van de RuG (netto sedimentatie) helpen met het maken van zo'n schatting. Dit levert een vrij eenvoudig model op, waarin extra sedimentatie door stormen bijvoorbeeld niet apart kan worden gesimuleerd. Toch is dit hoogstwaarschijnlijk een verbetering

ten opzichte van de bestaande berekeningen (Hallmann & Ens, 2011) omdat a) het hele gebied wordt meegenomen, b) gebruik wordt gemaakt van meer bestaande data om de nauwkeurigheid te verhogen, c) er alleen over de tijdsspanne van de bodemdaling wordt gerekend en niet vanaf een vrij onzeker beginmoment van kweldervorming.

2. De tweede optie is om uitgebreidere extra metingen te doen, om zo het ruimtelijke proces beter te kunnen modelleren en daarmee een betrouwbaarder model te kunnen maken. Voorlopige analyse van Schiermonnikoog en Ameland laat namelijk zien dat de sedimentatiepatronen niet altijd overeenkomen (Koppenaar et al., in prep.). Deze metingen zouden bestaan uit opslibingsmetingen over bijvoorbeeld doottijd-springtij cycli, verspreid over Neerlands Reid en De Hon. Tegelijkertijd zouden dan SSC waarden langs de kwelderrand worden gemeten, en de hoogte en precieze locatie van de opslibingsmetingen. Hiermee kan de sedimentatie als functie van hoogte en afstanden van de krekken en wadrand nauwkeuriger worden bepaald. Dit type metingen is echter arbeidsintensief, omdat er veel punten moeten worden gemeten voor het ruimtelijke patroon, en dit over meerdere periodes moet gebeuren om een representatief beeld voor verschillende omstandigheden te krijgen. De onzekerheden in het ruimtelijke patroon van sedimentatie zijn echter veel kleiner dan in de eerste optie. Ook kan de invloed van stormsedimentatie (een belangrijke factor, bijvoorbeeld Schuerch et al., 2012) beter worden weergegeven.

In de rest van dit rapport wordt de eerste optie uitgewerkt, omdat deze sneller tot resultaten zal leiden.

5.2 Model

De basis van het model wordt gevormd door de algemene vergelijking voor puntmodellen (hoofdstuk 3.1), aangevuld met een term voor bodemdaling:

$$\frac{dE}{dt} = \frac{dS_{min}}{dt} + \frac{dS_{org}}{dt} + \frac{dP}{dt} + \frac{dB}{dt}$$

E	= maaiveldhoogte (elevation)
S_{min}	= minerale sedimentafzetting
S_{org}	= organische sedimentafzetting
P	= compactie
B	= bodemdaling

De individuele termen worden vervolgens verder uitgewerkt.

Slibafzetting

$S_{min} = f$ (afstand wad en krekken, hoogte, sedimentaanbod)

De ruimtelijke component wordt verwerkt in S_{min} , door daar de afstand tot krekken en wadrand in te verwerken. Dit kan als bufferfunctie met afstand tot krekken en wadrand, of via transport over de cellen volgens een ruimtelijke massabalans.

De eerste invulling wordt gedaan met het statistische model van Temmerman (2003b)⁴, gebaseerd op kalibratie met SEB/transectdata (waar dan wel gecorrigeerd moet worden voor compactie). Er zijn meerdere vormen van dit statistische model mogelijk, als variatie op de standaardversie:

⁴ dit model is voor opslibbing op getij- en doottij/springtij-cycli gemaakt. We gebruiken het dus deels buiten de oorspronkelijke toepassing.

$$SR = k e^{lH} e^{mD_c} e^{nD_e}$$

(voor de symbolen zie 3.2). Door hiermee te variëren kan onderzocht worden welk type model de beste uitkomst produceert. De keuze van welk model de beste resultaten geeft ('goodness-of-fit') hangt af van de foutenstructuur van de waarnemingen; de onzekerheid in de modeluitkomsten hoort eveneens tot de resultaten van de berekeningen. Ook worden indien mogelijk aspecten uit het model van Bartholdy et al. (2010a) gebruikt.

Om de invloed van zeespiegelstijging op de inundatie te verwerken wordt in de toepassing door de tijd de hoogte H gecorrigeerd voor zeespiegelstijging.

De sedimentatie- en erosieprocessen in de kreken zelf zijn erg ingewikkeld en onvoldoende bekend. Aangezien deze processen bovendien niet het hoofddoel zijn van het beoogde model worden ze buiten beschouwing gelaten.

Organische depositie

S_{org} = inbegrepen bij S_{min} (c.f. Bartholdy et al., 2010a)

Er wordt in eerste instantie aangenomen dat het aandeel organische stof in het sediment klein en constant is. Daarmee wordt het geïncorporeerd in S_{min} .

Compactie

P = $f(\text{kleidikte, beweiding}) = f(\Sigma S, \text{beweiding})$.

De compactie wordt uitgewerkt aan de hand van een aantal bestaande methoden (Allen, 1999; Van Wijnen & Bakker, 2001; Bartholdy et al., 2010b). Hiervoor zijn op dit moment onvoldoende data beschikbaar, zodat aanvullende metingen gedaan moeten worden (zie 6.2). Op basis daarvan wordt bepaald wat de beste manier is om op deze kweldercompactie te modelleren: als lineaire functie van geaccumuleerd sediment (Van Wijnen & Bakker, 2001), of via het in de tijd volgen en compacteren van afgezette pakketjes sediment (Bartholdy et al., 2010a). Het gebied dat beweid wordt (Neerlands Reid), zal sterker compacteren dan het onbeweide gebied (De Hon). Daarom wordt voor beide een aparte parameterisatie geïmplementeerd.

Bodemdaling

B => invoer, uit data/model van de NAM (GRIDS).

Bodemdaling is een externe factor: deze reageert niet op één van de andere factoren of processen in het model. Bodemdaling is een functie van locatie en van tijd. De opgetreden bodemdaling is bekend, en wordt gebruikt om de bodem stapsgewijs te verlagen (of te verhogen, wanneer er teruggerekend wordt). Hiervoor moeten de berekeningen in GRIDS (NAM) worden omgezet naar de modelcode.

5.3 Modelstructuur

Tijdstap

Zoals eerder genoemd zijn maaiveldhoogte- en opslibbingsdata van Ameland beschikbaar in tijdsintervallen van enkele maanden tot jaren. Processen kleiner dan deze tijdsintervallen kunnen dus niet geparameteriseerd of gevalideerd worden. Daarom zal de uitvoer ook per jaar zijn. Om het model stabiel te kunnen draaien, is echter een kleinere tijdstap nodig, in de orde van een week. Hiermee worden geen echte weken of seizoenen meegenomen, maar het is een technische keuze om tot een stabiel model te komen.

Daarnaast is het van belang voor de beoogde aanpak dat het verschil tussen 'voorwaarts' en 'achterwaarts' rekenen (zie 5.4) zo klein mogelijk is: voorwaarts rekenen bepaalt de toestand op $t+1$ op basis van de toestand op tijdstip t , terwijl achterwaarts rekenen de toestand op $t-1$ bepaalt aan de hand van die op t . Om te zorgen dat deze twee methoden elkaar niet gaan ontlopen, moet de tijdstap voldoende klein zijn.

Ruimtelijke implementatie

Voor de grootte van de cellen wordt initieel $5 \times 5 \text{ m}^2$ gebruikt. Mocht dit te lange rekentijden opleveren dan worden de cellen groter gemaakt.

Kreken worden geïmplementeerd als lijnelementen, waarbij per cel de afstand van het middelpunt van de cel tot de kreek afzonderlijk wordt bepaald in een GIS-routine. Deze wordt als randvoorwaarde ingevoerd. In eerste instantie worden alleen tweede-orde kreken meegenomen (gebaseerd op Bartholdy et al., 2010a).

De Hon en Neerlands Reid worden apart gemodelleerd. Ten eerste is de leeftijd verschillend, en zal dus het krekensysteem op De Hon waarschijnlijk minder ver ontwikkeld zijn. Dit kan consequenties hebben voor het gedrag van het water en de sterkte van het verband tussen afstand tot de kreek en sedimentatie, ten opzichte van het belang van maaiveldhoogte (Temmerman et al., 2005a). Ten tweede is er geen uitwisseling van water tussen beide gebieden, omdat ze van elkaar gescheiden worden door het Oerd. Ten derde is Neerlands Reid beweid en De Hon niet, wat voor verschillen in compactie zal zorgen.

De afgegraven duinvallei ten noorden van de Kooierdstuifdijk wordt niet meegenomen. Dit is geen primair kweldergebied, en door het afgraven is hier de vraag over de effecten van bodemdaling en opslibbing op overstromingsrisico voor broedvogels niet relevant.

Programmeertaal

Voor de modelcode wordt R gebruikt (R Core Team, 2012). Dit is een open-source taal die binnen de ecologie veel gebruikt wordt, met name ook vanwege de zeer uitgebreide statistische routines die worden aangeboden. Ook kunnen de resultaten hiermee gevisualiseerd worden. Deze taal is niet geoptimaliseerd voor het gebruik van veel 'loops' in het model, maar zolang er geen massatransport tussen de cellen wordt gemodelleerd zouden de rekentijden acceptabel moeten blijven. Om rekentijden te beperken kan voor langere modelruns ook gebruik gemaakt worden van speciale snelle rekencomputers bij IMARES. Mochten er dan nog problemen met rekentijden zijn dan wordt het model, of delen ervan, omgezet naar C.

Parameterisatie

Parameteriseren wil zeggen dat de waarden van procesparameters of empirische relaties worden afgeleid uit onafhankelijke metingen, waarna die procesbeschrijving als bekend verondersteld onderdeel gebruikt wordt in het model. Parameterisatie wordt in ieder geval gedaan voor compactie, waarbij gegevens gebruikt worden van Schiermonnikoog (RuG), en Ameland (nog te meten, zie 6.2).

Randvoorwaarden bepalen

De randvoorwaarden zijn de externe factoren die niet in het model zelf worden berekend, maar die het model worden opgelegd. Voor de kwelder gaat dit om:

- Topografie: wadrand (inclusief erosie en aangroei), kreken en duinen. Deze worden met GIS bepaald uit luchtfoto's.
- Bodemdaling:
 - o opgetreden bodemdaling uit Excelbestand van NAM: GRIDS .
 - o Toekomstige bodemdaling wordt bepaald uit modelvoorspellingen van de NAM.
- Zeespiegelstijging.

Kalibratie en validatie

De parameters die niet geparameteriseerd kunnen worden met onafhankelijke data, moeten worden gefit in een kalibratieprocedure. Kalibreren wil zeggen dat de waarden van de procesparameters worden bepaald door het model te runnen en de uitkomsten te vergelijken met een aantal meetpunten van maaiveldhoogte. Door parameterwaarden te veranderen in de invoer worden de uitkomsten zo dicht mogelijk in de buurt van de gemeten waarden gebracht. Voor het kalibreren (en later valideren) wordt gebruik gemaakt van de uitgebreide set aan parameterschattingroutines in R (R Core Team, 2012). Deze zijn ook geschikt voor niet-lineaire systemen zoals het onderhavige. Welk van de routines het meest geschikt is kan op voorhand niet gezegd worden, dat is onderdeel van de uitvoering.

Na het kalibreren moet het model gevalideerd worden. Tijdens de validatie wordt het model gerund met de geoptimaliseerde parameterwaarden, en de uitkomsten worden vergeleken met meetpunten van maaiveldhoogte die nog niet gebruikt waren in een eerdere stap (en dus onafhankelijk zijn). De mate van overeenkomst geeft de betrouwbaarheid van de modeluitkomsten weer.

De data die gebruikt worden voor kalibratie en validatie bestaan uit metingen van bodemhoogte en eventueel kleidikte:

- 2 raaien met SEB + hoogte (halfjaarlijkse metingen, jaarlijks implementeren)
- Overige raaien uit beginperiode bodemdaling
 - o hermeten raaien die buiten de huidige monitoring vallen (zie Hoofdstuk 6)
- plaatmetingen
- kleidikte en maaiveldhoogte De Hon (RuG, Koppenaal)
- nesthoogtes (SOVON, Natuurcentrum)
- vlakdekkende hoogtemetingen uit 1993/94 en 1998.

De keuze welke set punten te gebruiken voor kalibratie en welke voor validatie kan bijvoorbeeld gemaakt worden zoals beschreven door Temmerman et al., 2005a). Dat zou betekenen dat de dataset wordt gesorteerd op de grootte van de sedimentatiesnelheid (of bodemdaling). De even rangnummers worden gebruikt voor kalibratie en de oneven voor validatie. Zo is er een goede spreiding van de waarden in beide datasets, beter dan wanneer random gekozen zou worden.

Gevoeligheidsanalyse

Een gevoeligheidsanalyse bestaat uit het één voor één variëren van de parameterwaarden (bijvoorbeeld een bepaald percentage hoger en daarna lager maken) en vergelijken met de standaardsimulatie. Dit geeft inzicht in de nauwkeurigheid van het model. Parameters die sterke veranderingen in de uitkomst veroorzaken moeten met de meeste zorgvuldigheid worden bepaald. Als het model in een volgende stap niet de gewenste uitkomsten geeft, zijn de gevoeligste parameters de meest voor de hand liggende om te veranderen.

5.4 Modelberekeningen

Terugrekenen van 2008 naar 1986

Het model wordt eerst 'achterstevoren' geïmplementeerd, dat wil zeggen met de maaiveldhoogte van 2008 (de vlakdekkende AHN LiDAR gegevens van 2008) als invoer. Deze data hebben een zeer goede ruimtelijke resolutie, maar hebben enkele centimeters onzekerheid in de hoogte. Daarna wordt teruggerekend naar de maaiveldhoogte van 1986. Deze uitkomst wordt vergeleken met de gemeten maaiveldhoogtes van 1986 via een goodness-of-fit procedure. De hoogtes uit 1986 zijn wel nauwkeurig, maar hebben geen hoge ruimtelijke dichtheid. Door iteratief de beginhoogte (AHN 2008) iets aan te passen en de modeluitkomst te vergelijken met de waarden uit 1986, wordt een optimale nul-situatie (d.w.z. 1986 aan het begin van de bodemdaling) met hoge ruimtelijke dichtheid geconstrueerd.

Vooruit rekenen van 1986 naar heden

Vervolgens wordt 'vooruit' gerekend met de gereconstrueerde hoogtekkaart 1986 als basis. Daarbij wordt de bodemdalingcomponent uitgezet om te simuleren hoe de hoogteligging van de kwelder zou zijn geweest zonder bodemdaling. Dit levert kaarten met hoogteligging door de tijd heen die gebruikt kunnen worden voor de inundatiefrequentie van nesten.

5.5 Uitbreiding van het model met extra processen

In deze stap wordt een aantal processen meegenomen waar van tevoren niet duidelijk is hoe groot de invloed op de opslibbing en dus maaiveldhoogte is. Deze processen worden stuk voor stuk aan het model toegevoegd, waarna wordt geëvalueerd hoeveel invloed dit op de uitkomst heeft (en of ze dus inderdaad moeten worden opgenomen voor een beter resultaat).

Vegetatie

De vegetatie kan in bijvoorbeeld drie groepen onderscheiden worden, die door hun groeiwijze elk een eigen effect op de sedimentatie kunnen hebben. De vegetatie wordt dan beschouwd als een externe factor die als invoer wordt gebruikt, en die zelf niet op maaiveldhoogte of kleidikte reageert. Onderscheid kan dan worden gemaakt naar:

- Pioniervegetatie (Zeekraal, Klein schorrenkruid): eenjarige vegetatie die niet jaarrond aanwezig is en dus netto relatief weinig fysieke invloed op de waterstroom en daarmee sedimentatie heeft.
- Meerjarige niet-grazige vegetatie (Zoutmelde, Lamsoor): legt met de wortels de bodem vast en remt de waterstroming, maar heeft veel kale grond tussen de planten.
- Meerjarige grazige vegetatie (Gewoon kweldergras, Rood zwenkgras, Zeekweek, Fioringras): legt met de wortels het sediment zeer efficiënt vast.

Het is niet a priori duidelijk of opnemen van vegetatie tot een verbetering van het model gaat leiden, omdat er nog veel onzekerheid is over de grootte van de invloed van vegetatie op opslibbing (o.a. Temmerman et al., 2003b). Daarom wordt deze niet in de eerste instantie toegevoegd maar pas later. De vlakdekkende vegetatiesamenstelling wordt van de bestaande vegetatiekaarten afgeleid.

Afslag van de kwelderrand en veranderingen in krek patroon

Afslag van de kwelderrand is een autonoom proces dat onafhankelijk is van het proces van opslibbing. Het bepaalt wel de afstand van een punt op de kwelder tot de kwelderrand, en daarmee te potentie voor opslibbing. De bewegingen van de kwelderrand zijn bekend (Slim et al., 2011), en kunnen daarmee als randvoorwaarde worden ingevoerd. Dit geldt alleen voor De Hon, omdat de kwelderrand op Neerlands Reid is vastgelegd met stortsteen.

Ook veranderingen in krek patroon hebben invloed op de verdeling van sediment over de kwelder. Eerst wordt kwalitatief op luchtfoto's bekeken in hoeverre het krekennetwerk is veranderd sinds het begin van de bodemdaling. Indien dit duidelijke veranderingen zijn, wordt het krekennetwerk als veranderende randvoorwaarde ingegeven. Daarbij worden de krekennetwerken gedigitaliseerd van opeenvolgende luchtfoto's.

Overwash en eolisch transport

Sedimentaanvoer door overwash en eolisch transport hebben een andere modelbenadering nodig, omdat de onderliggende processen anders zijn. Daarom worden ze hier in de eerste instantie niet opgenomen. Eventueel worden geobserveerde veranderingen (zoals duinvorming aan de rand van De Hon) aan het model opgelegd en gekeken hoe veel effect dit op de ontwikkeling van De Hon heeft. Om te bepalen hoe groot de invloed van eolische processen en overwash is op de opslibbing van De Hon, zouden de data van Elske Koppenaal geanalyseerd kunnen worden. Zij heeft op een groot aantal punten de dikte van de kleilaag op De Hon gemeten, en daarbij ook de dikte van de tussenliggende zandlaagjes genoteerd. Daarmee kan worden bekeken op welke locaties zandlaagjes liggen, hoeveel zand er per locatie aanwezig is, hoeveel het volume zand is ten opzichte van de totale kwelderafzettingen. Als dit substantieel is, kan zandaanvoer als externe input via apart een modelonderdeel worden geïmplementeerd. Dit kan bijvoorbeeld door zandafzetting een functie van de afstand tot de doorbraakgeul (washover) te maken. Daarbij moet dan ook de regressie voor opslibbing als functie van afstand (5.2) aangepast.

Organisch materiaal

In de eerste instantie wordt de redenering aangehouden dat de organische component van het sediment dermate laag is dat deze waarschijnlijk wegvalt in de ruis van kalibratie (Bartholdy et al., 2010a). Op basis van bestaande gegevens van onder andere Schiermonnikoog (in overleg met de RuG) wordt nagegaan of er een duidelijke relatie is tussen organische productie en andere bekende parameters, bijvoorbeeld vegetatiebedekking of maaiveldhoogte. Indien dit het geval is, wordt deze geïmplementeerd in het model.

5.6 Betrouwbaarheid en nauwkeurigheid

Algemeen

Een belangrijk criterium voor het slagen van het model is de vraag of op basis van de beschikbare inputdata voldoende nauwkeurige simulaties zijn te doen om de centimeters tot decimeters opslibbing te berekenen. Daarmee moet het een verbetering zijn ten opzichte van het model dat eerder voor Ameland is gebruikt (door Hallmann & Ens, 2011). Daarbij werden voor een gebied langs de rand van het Oerd gemiddelde waarden voor opslibbingssnelheid gevonden die goed overeen komen met enkele controlepunten, maar waar door de afwezigheid van ruimtelijke relaties geen puntsgewijze vergelijking is gedaan. In dit deelhoofdstuk proberen we een inschatting te maken van de te verwachten nauwkeurigheid van een te ontwikkelen model.

Voor het evalueren van de bruikbaarheid van modeluitkomsten geeft Sovon de volgende aandachtspunten:

- De onzekerheid in de berekende maaiveldhoogtes moet binnen enkele centimeters blijven (pers. comm. B. Ens, 20/11/2014)
- De broedvogels zitten verspreid over de hele kwelder en hoogtegradiënt (Ens et al., 2014 in prep. en Figuur 6), waarmee als interessegebied de hele kwelder geldt.
- Een deel van de nesten ligt hoger dan de omgeving (Hallmann & Ens, 2011). Dit is iets wat in de analyses van Sovon zelf kan worden meegenomen.

De onzekerheid in modeluitkomsten bestaat uit een combinatie van 1) hoe goed de geparameteriseerde modelvergelijkingen de werkelijkheid benaderen, 2) de kwaliteit (hoeveelheid en nauwkeurigheid) van de invoerdata (via foutenvoortplanting) en 3) de afstand tot de kalibratiepunten. Een kwantitatieve onzekerheid van de modelresultaten kan pas gegeven worden wanneer de modelvergelijkingen zijn geïmplementeerd en het model wordt gedraaid. Daarvoor worden dan de onzekerheden in de invoergegevens doorvertaald via foutenvoortplanting, en worden modelberekeningen vergeleken met onafhankelijke validatiepunten.

De kwelder van Ameland is niet uniform. De bodemdaling is het sterkst in de buurt van de NAM-locatie, en is gering aan de westzijde van Neerlands Reid (Figuur 1). Ook de opslibbingssnelheid laat een ruimtelijk patroon zien, met hoge waarden langs de wadrand en kreken, en lage waarden ver weg van het wad. Er zijn dus gebieden die snel opslibben en snel dalen (De Hon bij de wadrand), langzaam opslibben en snel dalen (De Hon in de buurt van de NAM-locatie), en langzaam opslibben en langzaam dalen (noordwestzijde Neerlands Reid). Locaties die snel opslibben en langzaam dalen zijn niet met zekerheid bekend. Daarnaast wordt de aanname gedaan dat de bodemdaling de opslibbingssnelheid eerder verhoogd dan verlaagd zal hebben, want een lager maaiveld betekent meer inundatie, en dus meer mogelijkheden voor opslibbing. Afhankelijk van de verhouding tussen opslibbingssnelheid en bodemdaling zal het een ander proces in het model zijn dat de grootste onzekerheden introduceert; bij weinig opslibbing is de compactie, en dus de onzekerheden daarin, waarschijnlijk dominant. Bij grote opslibbing is dat de opslibbingssnelheid zelf: als de snelheid van bodemdaling als de snelheid van opslibbing beide hoog zijn moet verwacht worden dat de nauwkeurigheid van de modeluitkomsten afneemt omdat we dan met het verschil van twee grote getallen te maken krijgen.

De kalibratie- en validatiemetingen zijn niet uniform over de kwelder verdeeld (Figuur 1 geeft er een groot deel van weer). Dat betekent dat rond raai 3 en 9, die jaarlijks gemeten worden, de modelresultaten beter zullen zijn dan gebieden die verder van de meetpunten af liggen, zoals het noordwesten van Neerlands Reid en de oostkant van De Hon.

Onzekerheden in invoerdata

De gemeten *opslibbingssnelheden* bedragen op dit moment tussen de -0,2 en 1,7 cm/jaar (punten in Figuur 7), waarbij verwacht wordt dat de range over de hele kwelder nog iets groter zal zijn (stippellijn in Figuur 7). De opslibbingssnelheden zonder bodemdaling liggen waarschijnlijk in dezelfde range, of iets lager omdat het maaiveld in die situatie gemiddeld hoger zou hebben gelegen. De opslibbingssnelheden kunnen worden geparameteriseerd en gekalibreerd op basis van de SEB-gegevens, die hiervoor de juiste nauwkeurigheid van 1 mm hebben: SEBs zijn ontworpen om juist deze variatie betrouwbaar te kunnen meten.

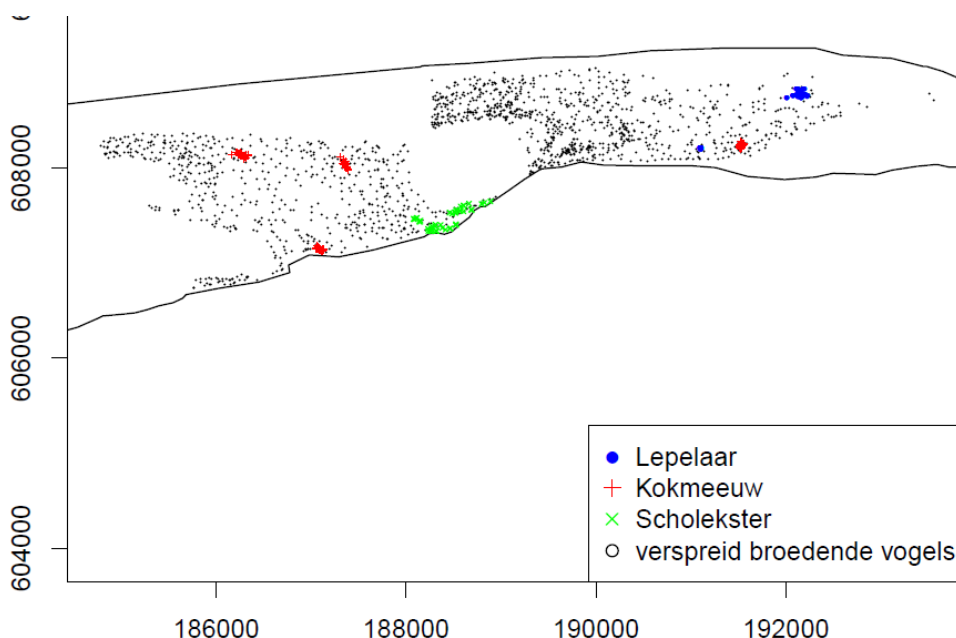
De *bodemdalingsnelheid* in het onderzoeksgebied ligt tussen ongeveer 0 en 1,2 cm/jaar (Figuur 7) en wordt geïnterpoleerd vanuit de peilmerkmetingen van de NAM. De peilmerken liggen over de kwelder en daarbuiten verspreid en worden gemiddeld elke drie jaar gemeten. Dit heeft intussen een ruimtelijke en temporele dataset opgeleverd met onzekerheden van ongeveer 2 cm als 1 sigma voor de daling op enig

moment sinds 1986 (pers. comm. Harry Piening, NAM). Dat betekent dat de onzekerheid in de snelheid $1/\Delta t * 2\sqrt{2}$ cm/jaar is (waar Δt het interval in jaren tussen begin- en eindwaarde is).

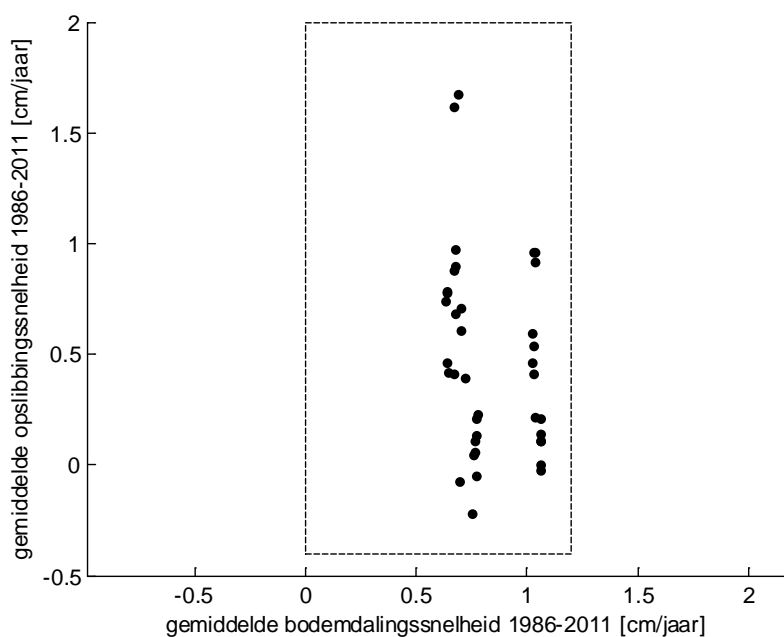
De gegevens van *maaiveldhoogte* hebben een onzekerheid van tussen de 5 en 15 cm voor de meer recente LiDAR-gegevens en naar schatting 1 tot enkele cm voor de oude vlakdekkende gegevens. Deze onzekerheid komt overeen met de afwijkingen van met RTK/DGPS gemeten punten ten opzichte van de beschikbare LiDAR-gegevens (Ens et al., 2014 in prep.). Deze vormen een systematische fout in zowel de werkelijke maaiveldniveaus als de simulaties zonder bodemdaling. Als die met elkaar worden vergeleken, valt de systematische fout daarmee tegen elkaar weg. Omdat de inundatiefrequentie een niet-lineaire functie van maaiveldhoogte is, maakt het daarvoor wel uit. Daarom worden de op dat moment beste LiDAR-gegevens gebruikt. Voor de kalibratie- en validatiepunten is de geschatte onzekerheid tussen enkele mm (SEB-locaties) en 1.5 cm (vervallen meetraaien). Deze laatste onzekerheid is over de gehele periode gezien klein ten opzichte van de opslibbing.

De jaarlijkse *compactie* ligt naar verwachting in de orde van millimeters (Figuur 5 geeft de maximale jaarlijkse compactie aan, die deels weer teniet gedaan kan worden door zwellen). Deze kan met behulp van bodemkernen naar verwachting voldoende nauwkeurig worden bepaald, en gecontroleerd aan de hand van de SEB-gegevens. Wel is de verwachting dat er duidelijke ruimtelijke verschillen zullen zijn, waardoor in een eventueel te gebruiken gemiddelde een onzekerheid van enkele mm zal zijn. Dit zal echter nog steeds een verbetering zijn ten opzichte van de relatie die door Van Wijnen en Bakker (2001) is gebruikt.

De *afstanden* van een punt op de kwelder ten opzichte van de kreken en wadrand zijn met een onzekerheid van enkele meters te bepalen uit luchtfoto's. Deze nauwkeurigheid is voldoende op de totale omvang van het studiegebied van enkele kilometers.



Figuur 6. Nestposities (lepelaar, scholekster (deel), kokmeeuw; uit 2013) en territoriastippen (verspreid broedende soorten; uit 2012) op Oost-Ameland. Data: Sovon.



Figuur 7. Geschatte range van bodemdalings- en opslibbingssnelheden (binnen de rechthoek met gebroken lijn) op de kwelder van Ameland, en de waarden op de beschikbare SEB-meetpunten (punten). De rechter cluster van punten correspondeert met De Hon, de linker met Neerlands Reid.

Tabel 1. Onzekerheden in invoerdata voor het model.

proces/factor	orde grootte	bijbehorende data	onzekerheid
opslibbing	-0,2 tot 1,7 cm/jaar	SEB	1 mm/jaar
bodemdalingsnelheid	0 tot 1,2 cm/jaar	GRIDS-bestand NAM	bodemdaling 2 cm op enig moment t.o.v. 1986; $1/\Delta t * 2\sqrt{2}$ cm/jaar
maaiveldhoogte	circa 0,9 m + NAP tot 2,50 m + NAP	verschillende typen hoogtemetingen	1 cm tot 15 cm
compactie	0 tot 0,5 cm/jaar	nog te nemen bodemkernen	0,1 cm/jaar
afstanden	meters tot kilometers	luchtfoto's	ca. 2 tot 5 m

Door tijdens de modelontwikkeling stapsgewijs meer processen te implementeren wordt gekeken wat een optimaal aantal processen is om de opslibbing goed te beschrijven. Daarnaast wordt gebruik gemaakt van een aantal hermetingen van oude raaien (2014), om zo een betere spreiding in kalibratie- en validatiepunten te hebben. Op basis van de onzekerheden in invoerwaarden (Tabel 1) wordt er vanuit gegaan dat het model in staat zal zijn om op het grootste deel van de kwelder een nauwkeurigheid van binnen enkele centimeters te behalen.

De belangrijkste bronnen van onzekerheden in het te ontwikkelen model worden op dit moment ingeschat als:

- Relatie opslibbing tot afstand van kreek en wadrand: is er voldoende data beschikbaar om een betrouwbare relatie te identificeren?
- Het kwantificeren van compactie door vee en voertuigen. Dit is variabel op kleine schaal (centimeters – decimeters), waardoor het lastig nauwkeurig te meten is.
- Vlakdekkende maaiveldhoogte. Mogelijk hebben de nog beschikbaar te komen gegevens (eind 2014) een betere nauwkeurigheid.

5.7 Samenwerking

Tijdens de modelontwikkeling wordt afgestemd met Elske Koppenaar (Rijksuniversiteit Groningen), die het 0-dimensionale model van Temmerman et al., (2003a) toepast op de situatie van De Hon op Ameland. De twee modellen worden daarmee zo veel mogelijk complementair. Indien mogelijk wordt gebruik gemaakt van dezelfde veldgegevens. Het belangrijkste verschil tussen de twee modellen zal zijn dat het hier voorgestelde model tweedimensionaal is, dus inclusief ruimtelijke terugkoppelingen. Daarnaast wordt contact opgenomen met Stijn Temmerman (Universiteit van Antwerpen, Temmerman et al., 2003b) en/of Aart Kroon (Universiteit van Kopenhagen, Bartholdy et al., 2010a) wanneer meer informatie nodig is over hun modellen.

5.8 Planning

De stappen die moeten worden doorlopen zijn als volgt:

- Model opbouwen met bestaande data
 - o Modelgrid implementeren
 - o Digitaliseren topografie
 - o Verzamelen resterende data, inclusief digitaliseren
 - data klaarmaken
 - kwaliteitscontrole
 - hermeten bestaande raaien
 - o Regressies uitvoeren
- Compactie kwantificeren
 - o Veldwerk
 - o Analyse
 - o inbouwen in model
- Kalibratie en validatie
- Gevoeligheidsanalyse
- Achteruit rekenen
- Vooruit rekenen
- Aanvullende processen toevoegen

De uitvoering van de extra metingen kan worden begonnen in 2014. Een belangrijke randvoorwaarde hierbij is toestemming van de beheerders om aanvullende metingen te doen.

Parallel kan het model gebouwd worden.

6. Benodigd aanvullend veldwerk

6.1 Kalibratie LiDAR met nauwkeurige puntmetingen

LiDAR heeft een zeer goede vlakdekking, maar de onzekerheid in de hoogte is groot ten opzichte van de snelheid van kwelderopslibbing. Dit komt o.a. doordat het lastig is om alle vegetatie volledig uit te filteren. Daarom is het gebruikelijk de data te vergelijken met nauwkeuriger puntmetingen, zoals gedaan met RTK-DGPS. Hiervoor kan gebruik gemaakt worden van gegevens van SOVON en RuG, en indien nodig kunnen aanvullende metingen worden gedaan in delen van het gebied waar nu geen controlemetingen voorhanden zijn.

6.2 Compactie

De mate van compactie kan worden uitgedrukt in de droge bulkdichtheid van het sediment. Deze varieert over de diepte, en wordt verwacht een functie te zijn van sedimentatiesnelheid en daarmee kleidikte, leeftijd van het sediment, wel of geen beweiding, korrelgrootte, organische stofgehalte, en de maximale compactiesnelheid. Bulkdichtheid en watergehalte over de diepte kunnen worden bepaald door het nemen van bodemkernen tot ca. 50 – 75 cm diep, die in het lab geanalyseerd worden. Daarmee kan de compactie als functie van de diepte, kleidikte en tijd (door in de buurt van SEBs te doen) bepaald worden. Door het op beide kwelders te doen, kunnen aparte relaties voor beweede en onbeweede gebieden worden gemaakt, waarmee het model betrouwbaarder wordt.

Het meten van korrelgrootte en organische stof levert meer inzicht in de achtergrond van het compactieproces, en verklaart waarschijnlijk een deel van de variatie in compactie. Daarnaast kan de combinatie van de gemeten kleidiktes bij alle SEBs en de grootte van de inklink in de zomer mogelijk helpen het compactieproces beter te begrijpen.

6.3 Hermeten maaiveldhoogte van bestaande raaien

Op dit moment zijn er relatief weinig punten waarop het model gekalibreerd en gevalideerd kan worden, namelijk de huidige twee raaien op NR en Hon, en een paar punten aan de zuidkant van het Oerd. Uit Figuur 7 blijkt dat de huidige SEB metingen daarnaast niet de gehele range van bodemdaling en opslibbing op de Amelander kwelders beslaan. Daarom is het verstandig om extra metingen te doen om wel de hele range aan verwachte combinaties te beslaan.

In 1986 waren er meer raaien waar maaiveldhoogte werd gemeten. De coördinaten van deze punten zijn nauwkeurig bekend, en door opnieuw de hoogte t.o.v. NAP in te meten kan de meetreeks naar 2014 getrokken worden. Daarmee worden ruimtelijke dekking, dekking van verwachte combinaties en aantallen van de kalibratie- en validatiepunten beter, wat leidt tot betrouwbaardere modeluitkomsten. Deze punten kunnen ook gebruikt worden om LiDAR te kalibreren.

7. Discussie en conclusies

In dit rapport is beschreven hoe een vlakdekkende reconstructie gemaakt kan worden van de maaiveldhoogte op Neerlands Reid en De Hon op Ameland in een situatie zonder bodemdaling.

Het meten (via $^{137}\text{Cs}/^{210}\text{Pb}$ of OSL) en extrapoleren van historische opslibbingssnelheden is alleen niet voldoende. Ten eerste zijn broedvogels over de gehele kwelder verspreid (Hoofdstuk 5.6), zodat een groot aantal dure metingen gedaan moet worden om een representatief beeld te krijgen. Ten tweede verandert de opslibbingssnelheid in de tijd door de terugkoppeling tussen toenemende maaiveldhoogte en inundatie (Hoofdstuk 2). Een opslibbingssnelheid van voor 1986 is niet meer representatief voor datzelfde punt op de kwelder nu, ook zonder bodemdaling. Ten derde is de afstand tot kreken en wadrand zo sterk bepalend voor het ruimtelijke patroon (Hoofdstuk 2 en voor Ameland Dijkema et al., 2011) dat eenvoudige ruimtelijke interpolatie en extrapolatie niet voldoende is om een goed ruimtelijk beeld te krijgen.

Daarom is in dit rapport een voorstel voor het opstellen van een sedimentatiemodel gedaan, toegespitst voor de situatie op Ameland. Daarvoor zijn eerst de belangrijkste processen en factoren geïdentificeerd die maaiveldhoogte op deze kwelders bepalen. Dat zijn: inundatie (hoogte en waterstand), afstand tot kreken en wadrand, compactie, bodemdaling en sedimentaanbod.

Na analyse van de bestaande kweldermodellen uit de wetenschappelijke literatuur, blijkt dat deze geen van allen geschikt zijn om direct op Ameland toe te passen. Wel kunnen delen uit de modellen worden gebruikt om een model op maat te maken. Daarvoor is een combinatie van bestaande puntmodellen en eenvoudige ruimtelijke modellen het meest geschikt.

Een belangrijke voorwaarde voor een reconstructie is dat er voldoende data van goede kwaliteit voorhanden zijn. Deze bepalen ten dele de onzekerheid in het eindresultaat. Dankzij de jarenlange monitoring zijn er veel relevante gegevens voorhanden, maar ze zijn niet allemaal toegespitst op deze specifieke vraagstelling. De bestaande gegevens van Ameland zijn geschikt voor parameterisatie en kalibratie op jaarschaal, en niet op kleinere tijdschaal. Daarmee is de tijdstap van het te ontwikkelen model vastgelegd. Er zijn kalibratie- en validatiepunten voorhanden waar jaarlijks de opslibbing en bodemhoogte worden gemeten, die kunnen worden gebruikt om het model mee af te regelen. Omdat kweldersedimentatie een sterke ruimtelijke component heeft, betekent het introduceren van ruimtelijke informatie automatisch een verbetering op de schattingen van een puntmodel.

De beschikbare kaarten van maaiveldhoogte van voor de bodemdaling zijn onvoldoende gedetailleerd in de ruimte. Om toch een goede nulsituatie te hebben, wordt voorgesteld om vanaf gedetailleerde hoogtedata van 2008 terug te rekenen, en dit te kalibreren met de grovere kaarten van 1986. Daarna wordt vanaf 1986 naar nu gerekend voor een situatie zonder bodemdaling.

Gegeven deze beperkingen, is de eerste optie voor modelontwikkeling om op beperkte schaal zeer gerichte aanvullende metingen te doen en een eenvoudig ruimtelijk model te implementeren. Deze aanvullende veldmetingen zijn maaiveldhoogte om LiDAR (maaiveldhoogte) te valideren, compactie te parameteriseren, en meer ruimtelijke informatie over veranderingen maaiveldhoogte te verkrijgen. Sommige parameterwaarden kunnen geschat worden op basis van gegevens van andere locaties, zoals Skallingen, maar dit vergroot de onzekerheid in de modeluitkomsten.

De tweede optie voor modelontwikkeling is om intensievere aanvullende metingen te doen. Daarmee kunnen de ruimtelijke aspecten van sedimentatie op Ameland beter worden geïmplementeerd. Nadeel voor de vraag vanuit de bodemdalingscommissie is dat de modelontwikkeling daarmee langer duurt en een meer academisch karakter krijgt.

Beide opties leveren naar verwachting een beter resultaat op dan op dit moment beschikbaar is: het hele gebied wordt meegenomen, er wordt gebruik gemaakt van meer bestaande data om de nauwkeurigheid te verhogen, en het is niet nodig om verder terug te rekenen dan 1986. Daarom is de eerste optie in dit rapport uitgewerkt. Daarbij vormen de meest belangrijke en makkelijkst te parameteriseren processen de kern van het model, en worden andere processen en factoren pas in de kalibratie- en validatiefase toegevoegd. Deze aanpak staat toe in de vrij beschikbare code R te programmeren en daarmee een hoge ruimtelijke resolutie te behalen.

Sovon, die de modelresultaten nodig heeft om overstromingsrisico's te reconstrueren, heeft aangegeven dat zij een onzekerheid van binnen enkele centimeters in de maaiveldhoogte verwachten. Op basis van de onzekerheden in de invoerdata en de hoeveelheid kalibratiegegevens, wordt ingeschat dat dit voor een aanzienlijk deel van de kwelder haalbaar is. De werkelijke onzekerheid van modelresultaten kan pas worden gegeven wanneer het model geïmplementeerd is en wordt vergeleken met onafhankelijke validatiemetingen. Implementatie van ruimtelijke afhankelijkheid van opslibbing geeft in ieder geval een verbetering van de onzekerheid ten opzichte van het tot nu toe gebruikte puntmodel.

Concluderend:

- Gegeven de onderzoeksvraag is het mogelijk om een sedimentatiemodel te ontwikkelen dat een betere ruimtelijke schatting van de maaiveldhoogte geeft dan enkel metingen en/of het tot nu toe toegepaste puntmodel.
- De ontwikkeling van het model wordt zo 'lean and mean' mogelijk aangepakt, met behulp van delen uit bestaande modellen en zo veel mogelijk bestaande data. Het model zal wel van het begin af opgebouwd moeten worden, maar is dan op maat gemaakt voor de situatie van Ameland.
- Er zijn historische data beschikbaar als invoergegevens en om het model te parameteriseren, kalibreren en valideren. Er moeten echter enige extra metingen gedaan worden om extra validatie- en kalibratiepunten te hebben, en om de compactie met voldoende betrouwbaarheid te kunnen schatten.

Referenties

- Allen, J.R.L., 1990. Salt-Marsh Growth and Stratification - A Numerical-Model with Special Reference to the Severn Estuary, Southwest Britain. *Marine Geology*, 95(2): 77-96.
- Allen, J.R.L., 1991. Salt-Marsh Accretion and Sea-Level Movement in the Inner Severn Estuary, Southwest Britain - the Archaeological and Historical Contribution. *Journal of the Geological Society*, 148: 485-494.
- Allen, J.R.L., 1999. Geological impacts on coastal wetland landscapes: some general effects of sediment autocompaction in the Holocene of northwest Europe. *Holocene*, 9(1): 1-12.
- 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.
- Allen, J.R.L., Duffy, M.J., 1998. Temporal and spatial depositional patterns in the Severn Estuary, southwestern Britain: intertidal studies at spring-reef and seasonal scales, 1991-1993. *Marine Geology*, 146(1-4): 147-171.
- Andresen, H., Bakker, J.P., Brongers, M., Heydemann, B., Irmeler, U., 1990. Long-Term Changes of Salt-Marsh Communities by Cattle Grazing. *Vegetatio*, 89(2): 137-148.
- Baas, A.C.W., Nield, J.M., 2007. Modelling vegetated dune landscapes. *Geophysical Research Letters*, 34(6). L06405 10.1029/2006gl029152.
- Bartholdy, A.T., Bartholdy, J., Kroon, A., 2010a. Salt marsh stability and patterns of sedimentation across a backbarrier platform. *Marine Geology*, 278(1-4): 31-42.
- Bartholdy, J., Christiansen, C., Kunzendorf, H., 2004. Long term variations in backbarrier salt marsh deposition on the Skallingen peninsula - The Danish Wadden Sea. *Marine Geology*, 203(1-2): 1-21.
- Bartholdy, J., Pedersen, J.B.T., Bartholdy, A.T., 2010b. Autocompaction of shallow silty salt marsh clay. *Sedimentary Geology*, 223(3-4): 310-319.
- Bockelmann, A.C., Bakker, J.P., Neuhaus, R., Lage, J., 2002. The relation between vegetation zonation, elevation and inundation frequency in a Wadden Sea salt marsh. *Aquatic Botany*, 73(3): 211-221.
- Callaway, J., Nyman, J., DeLaune, R., 1996. Sediment accretion in coastal wetlands: a review and a simulation model of processes. *Current topics in wetland biogeochemistry*, 2: 2-23.
- D'Alpaos, A., 2011. The mutual influence of biotic and abiotic components on the long-term ecomorphodynamic evolution of salt-marsh ecosystems. *Geomorphology*, 126(3-4): 269-278. 10.1016/j.geomorph.2010.04.027.
- D'Alpaos, A., Lanzoni, S., Marani, M., Rinaldo, A., 2007. Landscape evolution in tidal embayments: Modeling the interplay of erosion, sedimentation, and vegetation dynamics. *Journal of Geophysical Research-Earth Surface*, 112(F1).
- Dankers, N., Dijkema, K.S., Londo, G., Slim, P.A., 1987. De ecologische effecten van bodemdaling op Ameland. RIN-rapport 87/14. RIN, Texel.
- De Groot, A.V., Van Duin, W.E., 2014. Opslibbing en vegetatie kwelder Ameland-Oost; Jaarrapportage 2013. Rapport C082.14, IMARES Wageningen UR, IJmuiden etc., 31 pp.
- 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.
- Dijkema, K.S., 1987. Geography of Salt Marshes in Europe. *Zeitschrift Fur Geomorphologie*, 31(4): 489-499.
- Dijkema, K.S., 1997. Impact prognosis for salt marshes from subsidence by gas extraction in the Wadden Sea. *Journal of Coastal Research*, 13(4): 1294-1304.
- Dijkema, K.S., Bossinade, J.H., Bouwsema, P., De Glopper, R.J., Beukema, J.J., 1990. Salt marshes in the Netherlands Wadden Sea: rising high-tide levels and accretion enhancement Expected Effects of Climatic Change on Marine Coastal Ecosystems. Kluwer Academic Publishers, pp. 173-188.
- Dijkema, K.S., Bossinade, J.H., van den Bergs, J., 1991. Natuurtechnisch beheer van kwelderwerken in de Friese en Groninger Waddenzee : greppelonderhoud en overig grondwerk. Nota / Rijkswaterstaat, Directie Groningen; GRAN 1991-2002. Rijkswaterstaat, Directie Groningen [etc.], [Groningen etc.].
- 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 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: Begeleidingscommissie Monitoring Bodemdaling Ameland (Editor), Monitoring effecten van bodemdaling op Ameland-Oost.

- Elschot, K., Bouma, T.J., Temmerman, S., Bakker, J.P., 2013. Effects of long-term grazing on sediment deposition and salt-marsh accretion rates. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 133(0): 109-115. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecss.2013.08.021>.
- Ens, B., Kamplicher, C., Koffijberg, K., Krol, J., Oosterbeek, K., 2014 in prep. Onderzoek naar de relatie tussen bodemdaling en overstromingsrisico van kwelderbroedvogels op Ameland. Sovon-rapport 2014.042, Sovon Vogelonderzoek Nederland Nijmegen.
- 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.
- Fagherazzi, S., Carniello, L., D'Alpaos, L., Defina, A., 2006. Critical bifurcation of shallow microtidal landforms in tidal flats and salt marshes. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 103(22): 8337-8341. 10.1073/pnas.0508379103.
- Fonstad, M.A., 2006. Cellular automata as analysis and synthesis engines at the geomorphology-ecology interface. *Geomorphology*, 77(3-4): 217-234.
- French, J.R., 1993. Numerical-Simulation of Vertical Marsh Growth and Adjustment to Accelerated Sea-Level Rise, North Norfolk, Uk. *Earth Surface Processes and Landforms*, 18(1): 63-81.
- French, J.R., 1994. Wetland response to accelerated sea-level rise: a European perspective. *Journal of Coastal Research*, SI 12: 94-105.
- French, J.R., 2006. Tidal marsh sedimentation and resilience to environmental change: Exploratory modelling of tidal, sea-level and sediment supply forcing in predominantly allochthonous systems. *Marine Geology*, 235(1-4): 119-136.
- French, J.R., Stoddart, D.R., 1992. Hydrodynamics of salt marsh creek systems: implications for marsh morphological development and material exchange. *Earth Surface Processes & Landforms*, 17(3): 235-252.
- Grotjahn, M., Michaelis, H., Obert, B., Stephan, H.-J., 1983. Höhenentwicklung, Sediment, Vegetation und Bodenfauna in den Landgewinnungsfeldern beiderseits des Cappeler Tiefs, Jber.1982. Forschungsstelle für Insel- und Küstenschutz, pp. 64-93.
- Hallmann, C., Ens, B.J., 2011. Overstromingsrisico en broedsucces van Scholeksters op de kwelder van Ameland en Schiermonnikoog. In: Begeleidingscommissie Monitoring Bodemdaling Ameland (Editor), Monitoring effecten van bodemdaling op Ameland-Oost.
- Jakobsen, B., 1954. The tidal area in south-western Jutland and the process of the salt marsh formation. *Geografisk Tidsskrift*, 53: 49-61.
- Kamps, L.F., 1957. Slibhuishouding en landaanwinning in het Oostelijk Waddengebied. Rijkswaterstaat, Directie Landaanwinning, Baflo.
- Kamps, L.F., 1962. Mud distribution and land reclamation in eastern wadden shallows, Rijkswaterstaat, 1-73 pp.
- Ketelaar, G., Van de Veen, W., Doornhof, W., 2011. Bodemdaling. In: Begeleidingscommissie Monitoring Bodemdaling Ameland (Editor), Monitoring effecten van bodemdaling op Ameland-Oost, pp. 10-27.
- Kirwan, M.L., Guntenspergen, G.R., D'Alpaos, A., Morris, J.T., Mudd, S.M., Temmerman, S., 2010. Limits on the adaptability of coastal marshes to rising sea level. *Geophysical Research Letters*, 37(23).
- Kirwan, M.L., Murray, A.B., 2007. A coupled geomorphic and ecological model of tidal marsh evolution. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104(15): 6118-6122.
- Krol, J., 2011. Panoramafoto's 2004-2011. In: Begeleidingscommissie Monitoring Bodemdaling Ameland (Editor), Monitoring effecten van bodemdaling op Ameland-Oost.
- Krone, R.B., 1987. A method for simulating historic marsh elevations. In: N.C. Kraus (Editor), *Coastal Sediments '87*. American Society of Civil Engineers, New York, pp. 316-323.
- Marani, M., D'Alpaos, A., Lanzoni, S., Carniello, L., Rinaldo, A., 2007. Biologically-controlled multiple equilibria of tidal landforms and the fate of the Venice lagoon. *Geophysical Research Letters*, 34(11).
- Marani, M., D'Alpaos, A., Lanzoni, S., Carniello, L., Rinaldo, A., 2010. The importance of being coupled: Stable states and catastrophic shifts in tidal biomorphodynamics. *Journal of Geophysical Research F: Earth Surface*, 115(4).
- Morris, J.T., Sundareshwar, P.V., Nietch, C.T., Kjerfve, B., Cahoon, D.R., 2002. Responses of coastal wetlands to rising sea level. *Ecology*, 83(10): 2869-2877. 10.1890/0012-9658(2002)083[2869:rocwtr]2.0.co;2.
- Mudd, S.M., D'Alpaos, A., Morris, J.T., 2010. How does vegetation affect sedimentation on tidal marshes? Investigating particle capture and hydrodynamic controls on biologically mediated sedimentation. *Journal of Geophysical Research F: Earth Surface*, 115(3).

- Nolte, S., Müller, F., Schuerch, M., Wanner, A., Esselink, P., Bakker, J.P., Jensen, K., 2013. Does livestock grazing affect sediment deposition and accretion rates in salt marshes? *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 135: 296–305. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecss.2013.10.026>.
- 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.
- R Core Team, 2012. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org/>.
- Reed, D., Spencer, T., Murray, A., French, J., Leonard, L., 1999. Marsh surface sediment deposition and the role of tidal creeks: Implications for created and managed coastal marshes. 5(1): 81-90. 10.1007/bf02802742.
- Reed, D.J., 1989. Patterns of Sediment Deposition in Subsiding Coastal Salt Marshes, Terrebonne Bay, Louisiana - the Role of Winter Storms. *Estuaries*, 12(4): 222-227.
- Reents, S., 1995. Vergelijking van het kunstmatige afwateringssysteem in de kwelderwerken met natuurlijke kreekssystemen. Reents, [S.I.].
- Rybczyk, J.M., Cahoon, D.R., 2002. Estimating the potential for submergence for two wetlands in the Mississippi River Delta. *Estuaries*, 25(5): 985-998.
- Schrama, M.J.J., 2012. The assembly of a saltmarsh ecosystem: the interplay of green and brown food webs. PhD. Thesis, University of Groningen, Groningen.
- Schuerch, M., Rapaglia, J., Liebetrau, V., Vafeidis, A., Reise, K., 2012. Salt Marsh Accretion and Storm Tide Variation: an Example from a Barrier Island in the North Sea. *Estuaries and Coasts*, 35(2): 486-500. 10.1007/s12237-011-9461-z.
- Schuerch, M., Vafeidis, A., Slawig, T., Temmerman, S., 2013. Modeling the influence of changing storm patterns on the ability of a salt marsh to keep pace with sea level rise. *Journal of Geophysical Research: Earth Surface*. 10.1029/2012jf002471.
- Schwarz, C., Ye, Q.H., van der Wal, D., Zhang, L.Q., Bouma, T., Ysebaert, T., Herman, P.M.J., 2014. Impacts of salt marsh plants on tidal channel initiation and inheritance. *Journal of Geophysical Research: Earth Surface*: 2013JF002900. 10.1002/2013jf002900.
- Slim, P.A., Wegman, R.M.A., Sanders, M.E., Huiskes, H.P.J., Van Dobben, H.F., 2011. Monitoring kwelderrand Oerderduinen : onderzoek naar de effecten van bodemdaling door gaswinning op de morfologie en vegetatie van de kuststrook ten zuiden van Het Oerd en de Oerderduinen op Oost-Ameland. In: Begeleidingscommissie Monitoring Bodemdaling Ameland (Editor), Monitoring effecten van bodemdaling op Ameland-Oost: evaluatie na 23 jaar gaswinning. Begeleidingscommissie Monitoring Bodemdaling Ameland, Assen, pp. 125-176.
- Stoddart, D.R., Reed, D.J., French, J.R., 1989. Understanding Salt-Marsh Accretion, Scolt Head Island, Norfolk, England. *Estuaries*, 12(4): 228-236.
- Stumpf, R.P., 1983. The process of sedimentation on the surface of a salt marsh. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 17(5): 495-508.
- Temmerman, S., Bouma, T.J., Govers, G., Lauwaet, D., 2005a. Flow paths of water and sediment in a tidal marsh: Relations with marsh developmental stage and tidal inundation height. *Estuaries*, 28(3): 338-352.
- Temmerman, S., Bouma, T.J., Govers, G., Wang, Z.B., De Vries, M.B., Herman, P.M.J., 2005b. Impact of vegetation on flow routing and sedimentation patterns: Three-dimensional modeling for a tidal marsh. *Journal of Geophysical Research-Earth Surface*, 110(F4).
- 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.
- Temmerman, S., Govers, G., Meire, P., Wartel, S., 2003a. Modelling long-term tidal marsh growth under changing tidal conditions and suspended sediment concentrations, Scheldt estuary, Belgium. *Marine Geology*, 193(1-2): 151-169.
- Temmerman, S., Govers, G., Meire, P., Wartel, S., 2004a. Simulating the long-term development of levee-basin topography on tidal marshes. *Geomorphology*, 63(1-2): 39-55.
- Temmerman, S., Govers, G., Wartel, S., Meire, P., 2003b. Spatial and temporal factors controlling short-term sedimentation in a salt and freshwater tidal marsh, Scheldt estuary, Belgium, SW Netherlands. *Earth Surface Processes and Landforms*, 28(7): 739-755.

- Temmerman, S., Govers, G., Wartel, S., Meire, P., 2004b. Modelling estuarine variations in tidal marsh sedimentation: response to changing sea level and suspended sediment concentrations 11. *Marine Geology*, 212(1-4): 1-19.
- Townend, I., Fletcher, C., Knappen, M., Rossington, K., 2011. A review of salt marsh dynamics. *Water and Environment Journal*, 25(4): 477-488. 10.1111/j.1747-6593.2010.00243.x.
- Van der Molen, J., 1997. Tidal distortion and spatial differences in surface flooding characteristics in a salt marsh: Implications for sea-level reconstruction. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 45(2): 221-233.
- Van Prooijen, B.C., Den Heijer, C., Wang, Z.B., Vrijling, J.K., 2010. Review 'Waddenwerken' - morfologie -, TU Delft.
- Van Straaten, L.M.J.U., 1954. Composition and structure of recent marine sediments in the Netherlands. *Leidse Geologische Mededelingen*, XIX: 4-96.
- 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.
- Vandenbruwaene, W., Maris, T., Cox, T.J.S., Cahoon, D.R., Meire, P., Temmerman, S., 2011. Sedimentation and response to sea-level rise of a restored marsh with reduced tidal exchange: Comparison with a natural tidal marsh. *Geomorphology*, 130(3-4): 115-126.
- Verhoeven, B., Akkerman, J., 1967. Buitendijkse mariene gronden, hun opbouw, bedijking en ontginning. Van zee tot land. Rijksdienst voor de IJsselmeerpolders; no. 45. Tjeenk Willink, Zwolle.
- Von Weihe, K., 1979. Morphologische und ökologische Grundlagen der Vorlandsicherung durch *Puccinellia maritima* (Gramineae). *Helgoland Marine Research*, 32: 239-254.
- Wohlenberg, E., 1933. Das Andelpolster und die Entstehung einer charakteristischen Abrasionsform im Wattenmeer. Lipsius & Tischer, Kiel; Leipzig.
- Wohlenberg, E., 1953. Sinkstoff, Sediment und Anwachs am Hindenburgdamm. *Die Küste*, 2: 33-94.
- 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.
- Ye, F., Chen, Q.W., Li, R.A., 2010. Modelling the riparian vegetation evolution due to flow regulation of Lijiang River by unstructured cellular automata. *Ecological Informatics*, 5(2): 108-114. 10.1016/j.ecoinf.2009.08.002.

Verantwoording

Rapport C025/14

Projectnummer: 4306121701

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.

Akkoord: Martin Baptist
Onderzoeker

Handtekening:



Datum: 7 januari 2015

Akkoord: Jakob Asjes
Afdelingshoofd Ecosystemen

Handtekening:



Datum: 7 januari 2015

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.

Bijlage A Overzicht bestaande modellen

Auteurs	wat wordt gemodelleerd (uitkomst, processen)	ruimtelijk of niet	tijdsdimensie/ tijdstap	voordelen	nadelen	referentie	bruikbaar
<i>statistische modellen</i>							
Temmerman 2D	<ul style="list-style-type: none"> multiële non-lineaire regressiemodel: - intensiteit van inundatie - afstand tot dichtstbijzijnde kreek of kwelderrand - afstand tot kwelderrand langs dichtstbijzijnde kreek. 	ja	springtij-doodtij cyclus	ruimtelijk, goed gevalideerd	niet echt procesmatig	Temmerman et al., 2003b; Temmerman et al., 2005a	ruimtelijke belang van variabelen: deze zijn nodig voor Schelde. Checken voor Ameland door werk E. Koppenaar. Niet alle benodigde gegevens beschikbaar voor Ameland (nl opslibbing per getijcyclus of per sping-doodtij-cyclus).
<i>OD modellen (puntmodellen)</i>							
Temmerman OD: MARSED	<ul style="list-style-type: none"> nuldimensionaal model met tijdstappen, gesuspendeerd sediment en getij. - sedimentconcentratie en depositie gedurende getij (massabalans) - organische productie (=constant) - compactie (= 0 of constant) <p>Kwelderophoging, waarbij de ophoogsnelheid afhankelijk is van de getijdenamplitude en het verschil GHl en de kwelderhoogte. De opslibbing gaat in een 'snelle' stap naar ongeveer MHWL, en daarna langzaam naar een iets hoger niveau (ca. 10-120 cm + MHWL). Rekening gehouden met flocculatie van gesuspendeerde deeltjes Schuerch et al. (2013) past invoegen getijcurve iets aan. Geen resuspensie.</p>	nee: OD puntmodel	binnen getijcyclus, kwelderhoogte ge-update na elk overstromings-event (Schuerch) Rekenstap 5 min, gemiddeld over hele inundatieperiode.	door meerderen gebruikt: goed getest. Niet al te moeilijk, sedimentatieproces uitbreidbaar. Snel, en vooral simpel omdat het ruimtelijke aspect ontbreekt	Erg simpel Waarschijnlijk niet goed bruikbaar als het ruimtelijke aspect wél een belangrijke rol speelt (kwelder is oneffen, afstand tot slibbron is groot waardoor de slibaanvoer dichtbij de kwelderrand groter is dan verder op de kwelder.	Temmerman et al., 2003a, daarna Temmerman et al., 2004a; Temmerman et al., 2004b. Aangepaste versie in Schuerch et al., 2013. Gebaseerd op de massabalans-aanpak van Krone, 1987, Allen, 1990 en French, 1993.	Te simpel voor huidige doel, wel als vergelijkingsmateriaal (E. Koppenaar gebruikt deze voor situatie Hon Ameland).
VandenBruwaene	statistisch gesimplificeerd model, voorspelt opslibbingssnelheden als functie van inundatiediepte.	wel ruimtelijk gepresenteerd, geen ruimtelijke afhankelijkheden.	jaar	Ruimtelijke uitwerking beschreven	Alleen voor gebieden met gecontroleerd gereduceerd getij	Vandenbruwaene et al., 2011, gebaseerd op MARSED	Nee, alleen bruikbaar voor gebieden met gecontroleerd gereduceerd getij.
Olf et al.	sedimentatie als functie van hoogte (= > inundatie), gebaseerd op fit door (transect?) data Schiermonnikoog.	nee	jaarlijks	- simpel en duidelijk	- empirische fit voor Schier - compactie niet meegenomen	Olf et al., 1997	nee, beter Van Wijnen & Bakker, 2001

Auteurs	wat wordt gemodelleerd (uitkomst, processen)	ruimtelijk of niet	tijdsdimensie/ tijdstap	voordelen	nadelen	referentie	bruikbaar
Van Wijnen & Bakker	<p>hoogte_{t1} = hoogte_{t0} + depositie – compactie</p> <p>gebaseerd op statistische relaties tussen hoogte, getij en opslibbing (metingen van Schier)</p>	nee	jaarlijks	- simpel en duidelijk - inclusief compactie	- relatie voor compactie discutabel (nl. uitzetting bij kleine dikte) - empirische fit hoogte – opslibbing (door Alma R ² < 0.05 gevonden). Geen waterdiepte en/of sedimentbeschikbaarheid in opgenomen.	Van Wijnen & Bakker, 2001, gebaseerd op Oiff et al., 1997 (en Allen?)	basisprincipe: eenvoudig
French: MARSH-OD	<p>massabalans gebaseerd op</p> <ul style="list-style-type: none"> - valsnelheid - een dieptegemiddelde (maar in de tijd variërende) gesuspendeerd sedimentconcentratie => progressieve afzetting - autocompactie <p>'parameter space modelling' "It is argued that studies of marsh response to accelerated sea-level rise should focus not on crude measures of net sedimentary balance but on the estimation of sediment supply, and the efficiency with which this is depleted by deposition, as metrics of marsh resilience to external forcing"</p> <p>Voor minerogene kwelders</p>	nee	5 minuten (wanneer getij hoog genoeg) , geaccumuleerd per jaar		meer conceptueel dan op specifieke kwelder gericht.	French, 2006 "is an evolution of the mass balance model used by French, 1993; French, 1994. The underlying numerical scheme is similar to that of Krone, 1987 and Allen, 1990; Allen, 1991, but incorporates elements of later models by Callaway et al., 1996 and Temmerman et al., 2003b". Lijkt met name op Temmerman.	basisprincipe
De Groot	exponentiele functie voor bodemhoogte als functie van tijd. Als basishoogte, leeftijd en bodemhoogte bekend, kan door fit alle hoogtes/ leeftijden tussenin berekend worden.	nee (punt voor punt)	- terugrekenen per jaar - onvolgroeide kwelder	bruikbaar voor terugrekenen leeftijd (zand)laagjes bij zeer grote hoeveelheid datapunten en bekende kwelderleeftijd	- zeer gesimplificeerd - geen compactie	De Groot et al., 2011	nee: te simpel voor deze toepassing

Auteurs	wat wordt gemodelleerd (uitkomst, processen)	ruimtelijk of niet	tijdsdimensie/ tijdstap	voordelen	nadelen	referentie	bruikbaar
Mudd	<p>Sedimentatie =</p> <ul style="list-style-type: none"> - deeltjes ingevangen door plantenstengels: deeltjesflux, stengeloppervlak, invang-efficiëntie - deeltjes direct afgezet op oppervlak: effectieve valsnelheid (~ turbulentie) - organische productie - erosie - compactie <p>Biomassa is simpele sinusfunctie. Totale sedimentatiesnelheid lineaire functie van sedimentconcentratie.</p>	nee	instantaan, daarna geïntegreerd over twee getijcycli per dag gedurende 1 jaar	<p>gebaseerd op vele metingen Spartinakwelders.</p> <p>gevoeligheidsanalyse gedaan.</p>	<p>vooral voor Spartina-kwelders: daar zijn stengels goed te kwantificeren.</p> <p>vangst-efficiëntie moet worden gecheckt met veld, stengeldiameter als functie van biomassa ook (veel coëfficiënten).</p> <p>lijkt mechanistisch maar veel parameteriseren.</p>	Mudd et al., 2010	zie relatie biomassa - sedimentatie
Marani et al.	<p>Gekoppelde ontwikkeling vegetatie & sedimentatie. Erosie, sedimentatie, sedimentbeschikbaarheid, vegetatieontwikkeling is beschreven, maar op algemene manier, geen lokale details oid.</p> <p>ook inclusief microbiologische assemblages.</p> <ul style="list-style-type: none"> - sedimentaanbod - organische productie, trapping en settling - erosie - hydrodynamica <p>doel: vinden van stabiele toestand: $dz/dt=0$.</p>	Nee/ja nee omdat transport ontbreekt, ja omdat de uitkomst afhankelijk is van de hoogte (is dus wel 0-D)	afhankelijk van het proces, van binnen een getij tot een jaar.	Waarschijnlijk snel qua rekentijd	Bevat nogal wat beschrijvingen (en dus parameters) over erodeerbaarheid, en vegetatieontwikkeling	Marani et al., 2007; Marani et al., 2010	Interessant; maar lastig in te schatten in hoeverre ook geschikt voor Ameland. Als het gecombineerd kan worden met een beschrijving van de slibtoevoer, lijkt het misschien goed toepasbaar (?). Maar bevat dus wel nogal wat procesbeschrijvingen met dito parameters.
Van Prooijen et al.	Sedimentbalans. "de bodemhoogte wordt hoger door depositie (afhankelijk van de valsnelheid en de concentratie) en lager door erosie (door stroming en golven). De concentratie in het water wordt bepaald door in- en uitgaand water en door erosie en depositie." Procesgebaseerd.	Nee	niet gegeven, waarschijnlijk kleiner dan getijcyclus	concept	moelijk te parameteriseren/kalibreren	Van Prooijen et al., 2010	Nee, te procesgebaseerd en daar ontbreken data voor.
Fagherazzi et al.	Basis is golfmodel (gedreven door lokale winden), met erodeerbaarheid, dissipatie van energie agv bodemhoogte	Nee	Geen; er wordt naar evenwichtstoestand gezocht	Te gebruiken om uit te vinden of een gebied getijdenplaat is/wordt, of kwelder	Geen sedimentatiemodel	Fagherazzi et al., 2006	Nee

Auteurs	wat wordt gemodelleerd (uitkomst, processen)	ruimtelijk of niet	tijdsdimensie/ tijdstap	voordelen	nadelen	referentie	bruikbaar
Rybczyk & Cahoon	Cohort-aanpak: pakketjes sediment worden gevolgd in de bodem wanneer ze zijn afgezet. Processen: depositie van organische en minerale stof, decompositie, compactie, en ondergrondse productie. Output = dikte van afgezette sediment	nee	1 week		Bedoeld voor kwelders met belangrijke organische component. Minerale deel zeer simplistisch.	Rybczyk & Cahoon, 2002, gebaseerd op een aantal andere modellen (zie paper zelf)	nee
Morris (gebruikt door Kirwan)	Biomassa-productie				Specifiek voor organogene kwelders.	Morris et al., 2002; Kirwan et al., 2010	nee
<i>eenvoudige ruimtelijke modellen</i>							
Bartholdy et al	Massadiepte (gewicht per oppervlakte) is functie van enkele empirische relaties die te maken hebben met bulkdichtheid en aangenomen concentratieverschil. Belangrijk is deposition potential (empirische constante β), die functie is van afstand wad en 2 ^e orde krekken. Autocompactie gebaseerd op bulkdichtheid van bovenste 5 cm en empirische relaties. "the mass depth of the salt marsh sediment accumulated above the sand flat can be found as a function of clay thickness and BDD0.05" "characteristic concentration difference of suspended sediment, ΔC , which is place specific and related to the high water level (HWL) subtracted the level of salt marsh initiation (ZO) by a logarithmic function" Organische productie aangenomen als verborgen in ruis in relaties.	ja 4 m x 4 m grid, gebied van 3 km ² .	per getij	- compactie expliciet meegenomen. - redelijk vergelijkbare kwelder als Ameland	- (zeer) empirisch, deels iteratief - is het bruikbaar buiten Skallingen? (aannamen en kalibratie) - erg veel nadruk op empirische constante β -nogaal complexe uitleg	Bartholdy et al., 2010a gebaseerd op Bartholdy et al., 2004 en Bartholdy et al., 2010b	- Afstand tot krekken: deposition potential. - Beschrijving van compactie mogelijk bruikbaar.
<i>proces-gebaseerde 2D en 3D modellen</i>							
d'Alpaos et al.	- dieptegemiddeld hydrodynamisch veld - erosie en depositie van sediment - effecten van vegetatie	2D	afhankelijk van de module, kleinste tijdstap onderdeel van getij	vegetatie expliciet meegenomen, procesinzicht meegenomen	erg gedetailleerd en implementatie daardoor mogelijk tijdrovend. Gebruikte relatie tussen biomassa en hoogte is waarschijnlijk niet geldig voor Ameland.	D'Alpaos et al., 2007; D'Alpaos, 2011	te gedetailleerd.

Auteurs	wat wordt gemodelleerd (uitkomst, processen)	ruimtelijk of niet	tijdsdimensie/ tijdstap	voordelen	nadelen	referentie	bruikbaar
Delft3D Temmerman	Procesgebaseerd. Waterstroming & sedimentatie/erosie afhankelijk begroeiing; Doel is verklaring voor ontstaan sedimentatie/begroeiingspatroon. Als waterniveau < vegetatiehoogte: grote verschillen in stroomsnelheid tussen begroeide en onbegroeide delen; sedimentatie in begroeide delen > onbegroeide -> vorming patronen. Als waterniveau > vegetatiehoogte: meer uniforme stroming, -> meer homogene sedimentatiepatronen. 3 modules: hydrodynamische module, sedimenttransportmodule, vegetatiemodule (WAQ)	ja	Orde: seconden	Verklaring patronen, sterk procesgeoriënteerd.	Zeer gedetailleerd (en dus tijdrovend). Gaat vooral om patroonverklaring cq effecten patronen op sedimentatie, minder om exacte waarden voor opslibbing (op korte termijn wel gevalideerd)	Temmerman et al., 2005b; Temmerman et al., 2007; Schwarz et al., 2014	te complex
Kirwan & Murray 3D	Morfologie, als functie van: - waterstroming - depositie - erosie - biomassa productie - slope-driven sediment transport Heeft veel CA aspecten: regels voor o.a. waterstroming (CA = cellulaire automaat, zie Hoofdstuk 3)	ja	1 iteratie = 1 getijcyclus	Vrij eenvoudige aanpak van waterstroming en sedimenttransport.	Vrij veel simplificaties in modelregels en – berekeningen "These simplified treatments are not likely to produce an accurate simulation of the details of a particular locality."	Kirwan & Murray, 2007	meer geschikt voor exploratief modelleren van morfologie dan voor nauwkeurige opslibbing bestaande kwelder. CA regels mogelijk interessant voor massabalans sedimenttransport (eenvoudiger dan meeste toepassingen)