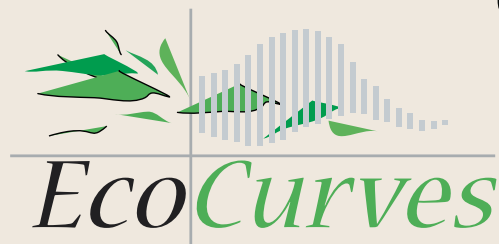


Het effect van bodemdaling op overwinterende scholeksters in de Waddenzee

Een modelstudie met WEBTICS

C. Rappoldt, B.J. Ens



Het effect van bodemdaling op
overwinterende scholeksters in de Waddenzee

In opdracht van de Nederlandse Aardolie Maatschappij

Het effect van bodemdaling op overwinterende scholeksters in de Waddenzee

Een modelstudie met Webtics

C. Rappoldt¹, B. J. Ens²

¹EcoCurves, Kamperfoelieweg 17, 9753 ER Haren
email: kees.rappoldt@ecocurves.nl

²Sovon Vogelonderzoek Nederland, Toernooiveld 1, 6525 ED Nijmegen
email: bruno.ens@sovon.nl

**EcoCurves rapport 17
Sovon-rapport 2013/19**

EcoCurves, Haren, 2013

REFERAAT

C. Rappoldt, B. J. Ens, 2013. *Het effect van bodemdaling op overwinterende scholeksters in de Waddenzee ; Een modelstudie met Webtics*. EcoCurves rapport 17, EcoCurves, Haren. Sovon-rapport 2013/19, Sovon Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen. 88 blz.

In dit rapport wordt verslag gedaan van berekeningen met het simulatiemodel Webtics aan het effect van bodemdaling op het aantal scholeksters. Dit model berekend voor iedere winter een stress niveau dat beschrijft hoe moeilijk de vogels het gehad hebben. Dit stress niveau is gerelateerd aan de sterftekans. Het effect van bodemdaling wordt vervolgens berekend door het aantal scholeksters in het model te verminderen zodanig dat het stress niveau gelijk blijft aan het niveau zonder bodemdaling. Omdat de bodemdaling optreedt op een termijn van vele jaren kan worden aangenomen dat de schelpdieren van plaats veranderen en hun droogvalduur gelijk houden. Onder deze aanname wordt een effect berekend van 1.5 ± 0.9 procent van de scholeksters per centimeter bodemdaling. Dat effect is vrijwel onafhankelijk van het gebruikte stress niveau en van de wijze waarop de vogels zich verspreiden over het wad bij laagwater (een belangrijke onbekende). In combinatie met een theoretische verwachting voor de bodemdaling impliceert dit een aantalsvermindering van ongeveer 800 vogels voor het Pinkegat en 350 vogels voor het Zoutkamperlaag. Omdat de bodemdaling tijdelijk is en na afloop van de gaswinning geleidelijk verdwijnt door opslibbing kan de stress verhoging door bodemdaling vergeleken worden met de natuurlijke variatie in het gemiddelde stress niveau over een periode van 40 jaar. Het effect van bodemdaling blijkt een factor 4 kleiner dan deze natuurlijke variatie wat overigens niet wil zeggen dat het effect niet bestaat. In de periode 2008–2010 heeft in het gebied ten zuiden van Ameland-Oost en Schiermonnikoog een jaarlijkse kokkelvisserij plaatsgevonden van ongeveer 5% van het lokale kokkelbestand. Het effect van een langjarige visserijdruk van die grootte wordt geschat op 6% van het lokale aantal scholeksters, ofwel 2600 vogels.

Trefwoorden: waddenzee, bodemdaling, scholekster, droogvalduur

ISSN 1872-5449

Als Sovon-rapport 2013/19 maakt dit rapport tevens deel uit van de serie
ISSN 2212-5027, uitgegeven door Sovon Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen.

© 2013 EcoCurves BV

Kamperfoelieweg 17, 9753 ER Haren (gn), Nederland
tel.: (050) 5370979; email: kees.rappoldt@ecocurves.nl

Voorplaat: “De zomerkade langs het Nieuwlandsreid op het oosten van Ameland”

Niets uit deze uitgave mag worden verveelvoudigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm of op welke andere wijze ook zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van EcoCurves BV.

EcoCurves BV aanvaardt geen aansprakelijkheid voor eventuele schade voortvloeiend uit het gebruik van de gegevens en de modelresultaten in dit rapport.

Inhoudsopgave

Lijst tabellen	7
Lijst figuren	8
Samenvatting	9
1 Inleiding	13
1.1 Het model Webtics	13
1.2 Het begrip draagkracht	14
1.2.1 Sterftekans	14
1.2.2 Waarom dan toch een berekend aantal?	14
1.2.3 Effectberekeningen	15
1.3 Verbeteringen sinds 2010	15
1.3.1 Natuurlijke variatie	16
1.3.2 Visserij	16
Dank	16
2 Gebruikte gegevens	17
2.1 Hoogtekaarten van Deltares	17
2.2 Waterstanden van Rijkswaterstaat	17
2.2.1 Gesynchroniseerde waterstanden	18
2.2.2 Droogvalduurkaart	19
2.3 Dagelijks weer van het KNMI	21
2.4 IMARES schelpdier surveys	21
2.5 Sovon vogeltellingen	23
3 Bodemdaling en Voedsel	24
3.1 Scenario 1: Het voedsel daalt mee met de bodem	24
3.2 Scenario 2: Het voedsel schuift op	25
4 Draagkracht van deelgebieden	28
4.1 Methode voor het berekenen van een draagkracht	28
4.1.1 De stress index	28
4.1.2 Draagkracht	29
4.1.3 Voorbeeld van een berekende draagkracht	29
4.1.4 Een effectberekening	30
4.1.5 Het belang van de droogvalduur	31
4.2 Natuurlijke deelgebieden	31
4.2.1 Discussie	33
4.3 De kombergsgebieden	34
5 Het effect van bodemdaling	36
5.1 Scenario 1: Het voedsel daalt mee met de bodem	36

5.1.1	Verandering van de draagkracht	36
5.2	Scenario 2: Het voedsel schuift op	38
6	De natuurlijke variabiliteit	40
6.1	Variatie in voedsel, weer en getij	40
6.1.1	Analyse voor Kom 6	41
6.1.2	De gemiddelde komberging	42
6.1.3	Drievoudige variantie-analyse: Kom, Weer & Getij, Voedsel	43
6.2	Het effect van bodemdaling op het stress niveau	45
6.3	Bodemdaling en natuurlijke variatie	46
6.3.1	Wat is een verwaarloosbaar effect?	47
	Een tijdelijk effect	47
6.3.2	Bij welke bodemdaling is het effect groter dan de ruis?	47
6.3.3	Discussie	48
7	De invloed van de verspreiding van de vogels tijdens laagwater	49
7.1	De ideaal vrije vogelverdeling	49
7.1.1	Lang droogvallend voedsel	51
7.2	Foerageren in de waterlijn	51
7.3	Discussie vogelverdeling	52
7.4	Effect van bodemdaling voor de waterlijn verdeling	53
7.5	Discussie	54
8	De Sibes bemonstering	55
8.1	Gebruik van Sibes data in Webtics	55
8.1.1	Omrekening gewichten	57
8.1.2	Oppervlakken	57
8.2	Resultaten	57
8.2.1	Pinkegat	58
8.2.2	Droogvalduur en dichtheden voor het kokkelbestand	59
8.2.3	Mossels in Kom 3	60
8.2.4	Nonnetje	61
8.2.5	Stress niveau	61
8.3	Conclusie	61
9	Het effect van visserij	63
9.1	Methode	63
9.1.1	Visserij strategie	63
9.1.2	Vogelverdeling	64
9.1.3	Kom1 en Kom 5	65
9.2	Resultaat van de simulaties	65
9.3	De kokkelvisserij in de jaren 2008–2010	65
9.4	Discussie	66
10	Conclusie en Discussie	67
	Effect van de netto bodemdaling	67
	Natuurlijke variatie	68
	Kokkelvisserij	69
	Tenslotte	69
	Bibliografie	71
	Appendix A Webtics en de Lidar hoogtekaarten 2010 en 2012	74
A.1	Berekening	74

A.2	Resultaat	74
A.3	Interpretatie	75
A.3.1	Probleem van oppervlakte correctie	76
A.4	Conclusie	76
Appendix B	Waterstanden	77
B.1	Ruimtelijke interpolatie tussen getijdestations	78
B.1.1	Verdeling van het gebied in driehoeken	78
B.1.2	Interpolatie binnen een driehoek	78
B.1.3	Berekening van de gewichten	79
B.1.4	Interpolatie langs een rand	80
B.2	De invloed van faseverschillen	81
B.3	Synchronisatie van de getijdestations	85
B.4	Droogvalduur met gesynchroniseerde stations	85
B.5	Geïnterpoleerde hoogwaterstanden	87

Lijst van tabellen

2.1	Gebruikte hoogtekaarten	17
4.1	Berekende draagkracht en gemiddeld getelde aantallen	32
4.2	Consistentie tussen de totale draagkracht berekend voor een indeling in eilanden en de totale draagkracht van de kombergingsgebieden . .	34
6.1	De voedseljaren 2001–2011 gecombineerd met 22 jaar weer en getij .	41
6.2	Variatie tengevolge van verschillen in voedsel, weer en getij voor Kom 6	42
6.3	Deze variatie voor alle kombergingen	43
6.4	Drievoudige variantie-analyse op berekende stress niveaus	44
6.5	Stress per cm bodemdaling voor alle kombergingen	46
7.1	Berekende aantallen voor de kommen met de "waterlijn verdeling" .	53
8.1	Sibes en IMARES kokkelbestanden voor de kommen	58
8.2	Sibes en IMARES mosselbestanden voor de kommen	58
8.3	Sibes en IMARES nonnetje bestanden voor de kommen	61
A.1	Berekeningen voor Pinkegat met Lidar 2010 en 2012 kaarten	75
A.2	Berekeningen voor Zoutkamperlaag met Lidar 2010 en 2012 kaarten	75
B.1	De gebruikte getijde stations.	77
B.2	Havengetallen voor de gebruikte getijdestations	83

Lijst van figuren

2.1	Getijdestations in het Nederlands Waddengebied (Rijkswaterstaat)	18
2.2	Voorbeeld van gesynchroniseerde waterstanden	19
2.3	Cyclus 5 droogvalduurkaart Waddengebied (Deltares)	20
2.4	Locaties IMARES schelpdiersurvey 2010	22
2.5	Kokkelbestand 2001–2011	22
2.6	Overwinterende scholeksters (Sovon)	23
3.1	Voorbeeld van een hoogteverdeling	25
3.2	Verandering van oppervlak door bodemdaling	26
3.3	Hoogteverdeling voor alle kombergingsgebieden	27
4.1	Voorbeeld van een draagkracht berekening met en zonder bodemdaling	30
4.2	Droogvalduur van de kokkels en het door scholeksters gegeten deel	31
4.3	Voor vogels natuurlijke deelgebieden	32
4.4	De kombergingsgebieden	33
5.1	Scenario 1: Effectberekening als aantalsverandering	37
5.2	Effectberekening als relatieve aantalsverandering	37
5.3	Scenario 2: Effect van bodemdaling voor opschuivend voedsel	38
6.1	Variatie tengevolge van verschillen in voedsel, weer en getij voor Kom 6	41
6.2	Het effect van bodemdaling op de stress index	45
7.1	Vogelverdeling 1: Ideaal vrije verdeling	50
7.2	Vogelverdeling 2: Foerageren aan de waterlijn	52
7.3	Effect van bodemdaling berekend met Vogelverdeling 2	54
8.1	Oppervlakken toegekend aan Sibes monsterpunten	56
8.2	Droogvaluur- en dichtheidsverdelingen kokkels IMARES 2009	59
8.3	Droogvaluur- en dichtheidsverdelingen kokkels SIBES 2009	60
9.1	De invloed van visserij op de draagkracht voor scholeksters	64
B.1	Getijdestations in het Nederlands Waddengebied	78
B.2	Interpolatie binnen een driehoek van getijdestations	79
B.3	Interpolatie langs de lijn tussen twee getijdestations	80
B.4	Het dempende effect van een faseverschil tussen twee getijdestations	82
B.5	Maximaal faseverschil binnen de interpolatie driehoeken	82
B.6	Voorbeeld van gesynchroniseerde waterstanden	84
B.7	Effect van synchronisatie van de getijdestations op de droogvalduur	86

Samenvatting

In dit rapport wordt verslag gedaan van berekeningen met het model Webtics aan het effect van bodemdaling op het aantal overwinterende Scholeksters in de Waddenzee. De berekeningen zijn gebaseerd op IMARES scheldiersurvey ([Kamermans et al., 2003](#); [Bult et al., 2004](#)), de hoogtemetingen van Rijkswaterstaat zoals gecombineerd door Deltares tot een aantal hoogtekaarten, de door Rijkswaterstaat iedere 10 minuten geregistreerde waterstanden bij 15 getijdestations en tenslotte de dagelijkse minimum en maximum temperatuur gemeten op Vlieland door het KNMI.

Simulaties op basis van deze gegevens zijn gecombineerd met een uniforme daling van het bodemoppervlak. Dat betreft dus de daling voorzover die niet door opslibbing wordt gecompenseerd ([Wang & Eysink, 2005](#)).

De jaarlijkse variatie in voedselaanbod en getij is groot. Scholeksters zijn langlevende dieren, en de aantallen zullen daarom niet instantaan reageren op die jaarlijkse fluctuaties. Er is veeleer sprake van een beïnvloeding van een *sterftekans* en de aantallen scholeksters zullen daarom met een vertraging van jaren reageren op veranderingen in gemiddelde omstandigheden. Om die reden worden berekeningen met Webtics gedaan voor een reeks van jaren met verschillend voedselaanbod en getij.

De periode die in dit rapport is aangehouden loopt van de winter 2001-2002 tot en met de winter van 2011-2012. Omdat aantallen scholeksters *met* en *zonder* bodemdaling worden berekend *voor precies dezelfde periode en voor dezelfde parameterwaarden*, is het berekende effect in hoge mate onafhankelijk van allerlei details omtrent waterstanden en voedselbestanden.

Twee scenario's voor de schelpdieren

Het berekende effect is echter *wel* sterk afhankelijk van aannames omtrent de reactie van schelpdierbestanden op de bodemdaling. Om dat te bestuderen zijn twee verschillende aannames gemaakt. De eerste is dat alles op zijn plaats blijft. Het voedsel voor de vogels komt dan gewoon langer onder water te staan waardoor het voor de vogels moeilijker wordt om in de winter aan voldoende voedsel te komen.

De bodemdaling treedt echter langzaam op, over meerdere generaties schelpdieren, en de voedselbestanden zullen dus vermoedelijk opschuiven en "hun hoogte en droogvalduur gelijk houden" ([Beukema, 2002](#)). Het voedsel op relatief hooggelegen wad krijgt dan een *geringer oppervlak* tot zijn beschikking en daardoor neemt de *hoeveelheid* hooggelegen voedsel af. Daarbij wordt aangenomen dat de vestigingskans en de dichtheid van de schelpdieren op iedere hoogte gelijk blijven. Onder deze aanname is het effect van bodemdaling op de scholeksters relatief klein.

Effectberekening

Omdat op het niveau van één enkele komberging de stochasticiteit in de schelpdierbestanden aanzienlijk is, zijn effectberekeningen voor *alle* kombergingen gedaan. De verschillen tussen de kombergingen kunnen dan gebruikt worden voor een schatting van de onzekerheid in het effect.

Als de schelpdieren niet van plaats zouden veranderen krijgen we een effect van 4.9 ± 2.2 procent van de scholeksters per centimeter *uniforme* bodemdaling. Verschuiven de schelpdierbestanden dan wordt het effect van droogvalduurverlies gecompenseerd, maar er treedt enig verlies van oppervlak op. Het effect wordt dan 1.5 ± 0.9 procent van de scholeksters per centimeter bodemdaling.

In Komberging 5, het Pinkegat, bedraagt de feitelijke bodemdaling tussen 1995 en 2035 naar verwachting maximaal 3.7 cm (Wang & Eysink, 2005). In scenario 2 voor opschuivend voedsel komt dat overeen met een draagkrachtverlies van $3.7 \times 1.5 = 5.6\%$ van het aantal. Dat correspondeert met ongeveer 800 scholeksters.

Komberging 6, Zoutkamperlaag, ligt tussen 2015 en 2055 ongeveer 1.0 cm lager dan het geval zou zijn geweest zonder bodemdaling (Wang & Eysink, 2005). Dat is een effect van $1.0 \times 1.5 = 1.5\%$ op 23700 aanwezige vogels ofwel een vermindering met 350 vogels.

Robuustheid van het effect

Een relatief slecht bekend aspect van het foerageren van de scholeksters is de wijze waarop ze zich tijdens laagwater over het droogvallend wad verspreiden. Dat is de reden waarom daar de laatste jaren met gezenderde vogels onderzoek naar is gedaan. Dat onderzoek is nog niet geheel afgerond, maar het is wel duidelijk geworden dat de in Webtics gebruikte ideaal vrije verdeling een te sterk associatie tussen vogeldichtheid en voedsel met zich mee brengt.

Om te zien of een heel andere vogelverdeling consequenties heeft voor de het effect van bodemdaling is een verdeling gebruikt waarbij de vogels foerageren rond laagwater (en niet meer zodra het kan bij afgaand water). Daarbij passen ze hun foerageerperiode aan aan hun voedselbehoefte. En verder is er een aanzienlijk effect van de waterlijn, de voedselopname in de waterlijn is effectiever. Beide aspecten maken de vogelverdeling realistischer, we hebben alleen nog geen parameter waarden die op metingen gefit zijn.

Met dit sterk gewijzigde foerageergedrag blijft het berekende effect van bodemdaling nagenoeg gelijk, 1.3 ± 0.6 procent van de scholeksters per centimeter daling en is bovendien onafhankelijk van het gebruikte kritische stress niveau in de aantalsberekening.

Sibes bemonstering

Het aantal jaren van de Sibes bemonstering is te klein voor een representatief beeld van de schelpdierbestanden en een volledige effectberekening is om die reden niet zinvol. Webtics kan echter gecombineerd worden met de Sibes data en model runs voor de afzonderlijke jaren laten zien dat de orde van grootte van de schelpdierbestanden in de kombergingen dezelfde is, maar dat er ook veel (stochastische) verschillen zijn.

De Sibes bemonstering bestaat uit een groot aantal kleine monsters zonder stra-

tificatie. Het bestand nonnetjes is groter dan dat in de IMARES survey, de kokkelbestanden zijn in het algemeen wat kleiner en de mosselbestanden een factor twee kleiner. Deze observaties zijn enigszins afhankelijk van het aan de Sibes monsterpunten toegekende oppervlak. Door rekening te houden met de ligging van de geulen en dijken aan de grenzen van het bemonsterde gebied kan daarin nog wat verbeterd worden.

De Sibes bemonstering van Pinkegat laat *grotere* kokkelbestanden zien dan de IMARES survey, terwijl de Sibes kokkelbestanden gemiddeld juist wat kleiner zijn. De lage IMARES kokkelbestanden voor die komberging berusten dus vermoedelijk (inderdaad) op bemonsteringsfouten.

Jaarlijkse variatie

De scholeksters hebben te maken met jaarlijkse variatie in voedsel, weer en getij. Deze variatie leidt tot variatie in de berekende stress index. De verschillende bronnen van variatie zijn in met behulp van een variantie analyse gekwantificeerd en leiden tot een gecombineerde standaard deviatie in de jaarlijkse stress index van 0.083.

Deze variatie leidt ook tot een variatie in het gemiddelde stress niveau over een bodemdalingsperiode van 40 jaar. We moeten dan de jaarlijkse standaarddeviatie delen door $\sqrt{N}$ waarin N het aantal jaren is. Dat leidt tot een variatie (of onzekerheid) in de *40-jarig gemiddelde stress index* van 0.013.

Het effect van bodemdaling uitgedrukt als een stress verhoging bedraagt voor opschuivend voedsel 0.0011 cm^{-1} . Voor een bodemdaling van 3.7 cm is de stress verhoging dus $3.7 \times 0.0011 = 0.004$, een factor drie kleiner dan de onzekerheid in het gemiddelde stress niveau over 40 jaar. Dat betekent dat we niet in staat zullen zijn om het berekende effect waar te nemen, zelfs niet als er een perfect referentiegebied zou bestaan zonder gaswinning.

Dat wil uitdrukkelijk niet zeggen dat het effect niet zou bestaan. In het algemeen is de variatie in natuurlijke ecosystemen immers groot. En een statistisch niet waarneembaar effect is niet *om die reden* per definitie onbelangrijk, al is het alleen maar omdat een groot aantal kleine en "niet significante" ingrepen vaak genoeg leiden tot een langzame maar gestage achteruitgang van natuurlijke populaties planten en dieren.

Het hier gebruikt criterium is wel een "streng criterium". De stress verhoging door bodemdaling is immers niet alleen klein ten opzichte van de jaarlijkse variatie, maar ook kleiner dan de natuurlijke variatie in het gemiddelde stress niveau over 40 jaar. Dat betekent dat variaties met dezelfde grootte als het berekende effect kunnen en zullen optreden tengevolge van de natuurlijke jaarlijkse variatie in voedsel, weer en getij.

Een definitieve beoordeling van het effect als groot of klein is echter niet het onderwerp van dit rapport.

Effect van Visserij

In de periode 2008–2010 heeft in het gebied ten zuiden van Ameland-Oost en Schiermonnikoog een jaarlijkse kokkelvisserij plaatsgevonden van ongeveer 5% van het lokale kokkelbestand. Het effect van een langjarige visserijdruk van die grootte wordt geschat op 6% van het lokale aantal scholeksters, ofwel 2600 vogels.

Inleiding

In dit rapport wordt verslag gedaan van berekeningen met het model Webtics¹ aan het effect van bodemdaling op het aantal overwinterende Scholeksters in de Waddenzee.

In Hoofdstuk 2 worden de gebruikte gegevens beknopt besproken. De twee methoden waarop bodemdaling in rekening is gebracht worden toegelicht in Hoofdstuk 3. In Hoofdstuk 4 wordt voor een aantal deelgebieden een draagkracht berekend die wordt vergeleken met getelde aantallen. Het effect van bodemdaling op de draagkracht wordt in Hoofdstuk 5 berekend voor *alle* kombergingsgebieden. Op die wijze wordt een indruk verkregen van de robuustheid van het berekende effect.

In de definitieve versie van dit rapport zal de effectberekening worden herhaald met een ander deelmodel voor de verspreiding van de vogels tijdens laagwater, gebaseerd op de studie van gezenderde vogels die de afgelopen jaren heeft plaatsgevonden. Ook dat geeft inzicht in de robuustheid van het model, omdat tot nu toe weinig bekend was van verspreiding van de vogels tijdens laagwater.

De grootte van het effect van bodemdaling wordt tenslotte in Hoofdstuk 9 vergeleken met de invloed van kokkelvisserij en in Hoofdstuk 6 met de natuurlijke variatie in getij en voedsel. Methodische aspecten van deze vergelijking worden ter plekke besproken.

Hieronder wordt nu eerst kort uiteengezet wat het model Webtics nu precies berekend. Daarna gaan we in op het begrip draagkracht en de wijze waarop dat in dit rapport gebruikt wordt.

1.1 Het model Webtics

Dit is niet de plaats voor een uitvoerige documentatie van het gebruikte model. Daarom slechts een korte verantwoording van de gebruikte gebiedsgegevens en een beschrijving van wat Webtics nu simuleert.

De berekeningen in dit rapport maken gebruik van de IMARES scheldiersurvey (Kamermans *et al.*, 2003; Bult *et al.*, 2004), de hoogtemetingen van Rijkswaterstaat zoals gecombineerd door Deltares tot een aantal hoogtekaarten (Referentie ???), de door Rijkswaterstaat iedere 10 minuten geregistreeerde waterstanden bij 15 getijdestations en tenslotte de dagelijkse minimum en maximum temperatuur gemeten op Vlieland door het KNMI.

¹De Wader Energy Balance and Tidal Cycle Simulator.

Simulaties op basis van deze gegevens zijn gecombineerd met een uniforme daling van het bodemoppervlak. Dat is dus de daling voorzover die niet door opslibbing wordt gecompenseerd (Wang & Eysink, 2005).

Het model Webtics simuleert het foerageren van de vogels in tijdstappen van 15 minuten voor alle getijdeperioden tussen september en maart. Daarbij wordt bijgehouden hoe hard de vogels moeten werken om aan voldoende voedsel te komen. Die inspanning wordt uitgedrukt als een "stress index", een getal tussen 0 en 1. Een daling van de bodem leidt tot een kleinere droogvalduur en tot een verhoging van deze stress index.

Door middel van calibratie aan vogelaantallen en sterftecijfers is voor deze stress index een kritisch niveau bepaald. De stress index moet, *gemiddeld over een reeks van jaren*, niet hoger zijn dan 0.50 voor een stabiel aantal scholeksters (Rappoldt *et al.*, 2003a,b). Met behulp van deze calibratie kan een verhoging van de stress index (tengevolge van bodemdaling) worden omgerekend naar een verlaging van het aantal vogels.

1.2 Het begrip draagkracht

Het ecologische begrip draagkracht wordt soms gezien als de absolute capaciteit van een gebied waarboven sterfte optreedt. In principe is dat correct, maar de verandering van de populatiegrootte vindt niet plaats door momentane sterfte of reproductie. Het aantal neemt af of neemt toe op een tijdschaal die bepaald wordt door de reproductie- en sterftesnelheid die karakteristiek zijn voor de populatie.

Scholksters hebben een laag reproductiecijfer, véél lager dan 1 jong per jaar, en een natuurlijke sterfte van eenmaal volwassen vogels van slechts enkele procenten per jaar (afgezien van strenge winters). Dat betekent dat het tientallen jaren kan duren voordat "een draagkracht" feitelijk wordt bereikt.

In het geval van een dergelijk grote tijdschaal is het zinvoller om de draagkracht te zien als de populatiegrootte waarbij reproductie en sterfte in balans zijn, de evenwichtswaarde. In de praktijk zal de populatie altijd op weg zijn naar dat evenwicht, dat meestal alweer zal zijn verschoven voordat het is bereikt.

1.2.1 Sterftekans

Het is dus zinvoller om te redeneren in termen van sterftekans. Een verhoging van de stress index (door een strenge winter, weinig voedsel of een kleinere droogvalduur) komt dan overeen met een verhoging van de sterftekans.

Omdat reproductie en overwintering niet in hetzelfde gebied plaatsvinden is het duidelijk dat een aantal overwinterende scholksters niet alleen bepaald wordt door de wintersituatie in de Waddenzee. Een hoog reproductiecijfer zal leiden tot een stijgend aantal scholksters, totdat reproductie en toegenomen sterfte weer in balans zijn.

1.2.2 Waarom dan toch een berekend aantal?

Een berekend aantal, of "draagkracht", kan vergeleken worden met getelde aantallen. En een effect op de draagkracht kan uitgedrukt worden als een percentage, dat onmiddellijk als "klein" of "groot" gezien kan worden.

In de tweede plaats zegt een berekend aantal vogels natuurlijk wel degelijk iets over het gebied. In de Waddenzee overwinteren veel meer scholeksters dan in de Oosterschelde omdat het gebied veel groter is, en er meer voedsel is. De draagkracht van de Waddenzee is dus groter.

1.2.3 Effectberekeningen

Een met Webtics berekend aantal is gebaseerd op een calibratie voor de negentiger jaren. Het heeft bovendien betrekking op een beperkte reeks winters met meestal slechts één enkele "kokkelpiek" en kan daarom niet gelijk gesteld worden met het "echte" evenwichtsniveau tussen de actuele reproductie en de sterfte. Met andere woorden, een berekende draagkracht impliceert geen *nauwkeurige voorspelling* over de toename of afname van het aantal scholeksters.

Waar we wel iets mee kunnen is met een verhoogd stress niveau tengevolge van bodemdaling bijvoorbeeld (een verminderde droogvalduur). We kunnen dan een nieuw aantal vogels bepalen zodanig dat het stress niveau *zonder* en *met* bodemdaling gelijk is. De wintersterfte blijft dan in evenwicht met de reproductie, maar bij een lager aantal scholeksters.

Een verminderde droogvalduur levert op die manier een verlaging van het berekende aantal scholeksters op die uitgedrukt kan worden als een relatief effect. Een effectberekening is dus eenvoudiger dan een absolute voorspelling van vogelaantallen.

Voor een geloofwaardige effectberekening moet een berekende aantal natuurlijk wel *ongeveer* overeenkomen met de getelde aantallen. Dat wordt dan ook geverifieerd in dit rapport. Een verschil in orde van grootte wijst op factoren die helemaal niet worden meegenomen.

1.3 Verbeteringen sinds 2010

Enkele verbeteringen die zijn aangebracht sinds de vorige rapportage ([Rappoldt & Ens, 2011](#)) worden hier beknopt beschreven.

Waterstanden op een bepaalde plaats worden berekend door lineaire interpolatie tussen drie omliggende getijdestations. Faseverschillen tussen de getijdestations leiden dan tot een damping van het getijde op tussenliggende plaatsen. Dat effect blijkt niet verwaarloosbaar maar is nu grotendeels uitgeschakeld door te rekenen met gesynchroniseerde getijdestations. De gemeten waterstanden zijn met behulp van de havengetallen verschoven zodanig dat de tijdstippen van hoog- en laagwater voor alle stations ongeveer samenvallen. In Appendix B wordt dit uitvoerig gedocumenteerd.

Simulaties met gesynchroniseerd getijde hebben het bijkomend voordeel dat de vogels tijdens de simulatie niet meer "met het tij mee" kunnen vliegen. In werkelijkheid doen scholeksters dat niet of nauwelijks omdat de afstanden waarover ze zich dan zouden moeten verplaatsen te groot zijn. In het model echter wordt soms (noodgedwongen) gebruik gemaakt van erg grote deelgebieden waardoor, bij gebruik van ongesynchroniseerd getij, het effect wel kan optreden.

Tenslotte heeft het onderzoek met behulp van gezenderde scholeksters nieuwe inzichten opgeleverd over de wijze waarop de vogels zich verspreiden over het voedselgebied. Dat heeft consequenties voor het ruimtelijk patroon van de predatie. Dit

onderzoek is nog niet afgerond, maar het effect van bodemdaling is wel berekend voor een heel andere dan de tot nog toe gebruikte vogelverspreiding. Daarbij beginnen de vogels niet direct bij afgaand water te eten en is de voedselopname in de waterlijn ook hoger dan ver daarvandaan. Dat leidt tot een minder grote rol van de lang droogvallende kokkels, maar tot vrijwel hetzelfde effect van bodemdaling.

1.3.1 Natuurlijke variatie

Omdat de tijdschaal waarop scholekster aantallen veranderen veel groter is dan één jaar is het niet zinvol om over een jaarlijkse variatie in de draagkracht te spreken. Het aantal scholeksters is immers het resultaat van de *gemiddelde* sterftekans over een reeks van jaren. Wat wel jaarlijks varieert is die sterftekans, of de stress index die in Webtics berekend wordt voor iedere winter.

In Hoofdstuk 6 wordt het effect van bodemdaling daarom ook expliciet uitgedrukt als een verandering van de stress index die vervolgens vergeleken wordt met de jaarlijkse fluctuaties in de stress index tengevolge van voedsel en getij.

1.3.2 Visserij

Behalve aan het effect van bodemdaling hebben we ook gerekend aan het effect van kokkelvisserij. De bedoeling daarvan is om het effect van bodemdaling te kunnen vergelijken met dat van bijvoorbeeld 5% visserij in een kombergingsgebied. Het was uitdrukkelijk niet de bedoeling om allerlei opties voor visserij door te rekenen of om deelgebieden te identificeren waar de visserij grotere of kleinere effecten heeft. In het bijzonder is het geviste percentage gelijk gehouden in alle gesimuleerde seizoenen en varieert dus niet met de bestands grootte.

Dank

Wij danken het IMARES voor het gebruik van hun schelpdiersurveys, in het bijzonder Elze Dijkman voor haar hulp met de bestanden en Margriet van Asch voor haar uitleg over de kokkels en mossels. Tanya Compton, Sander Holthuijsen en Anita Koolhaas stelden de schelpdiergegevens van de Sibes bemonstering van het NIOZ beschikbaar en hielpen bij het gebruik van de datafiles. Tenslotte danken wij George Wintermans voor alle discussies en voor zijn vasthoudendheid inzake de natuurlijke variabiliteit en Jeroen Jansen voor zijn belangstelling en zijn commentaar.

Gebruikte gegevens

In dit hoofdstuk geven we een beknopte opsomming van de gebruikte gegevens: hoogtekarten, waterstanden, weer, schelpdier surveys en vogeltellingen.

2.1 Hoogtekarten van Deltares

De hoogtekarten die van belang zijn voor de gebruikte simulatieperiode 2001–2011 zijn gebaseerd op metingen van Rijkswaterstaat in verschillende zogenaamde lodingscycli. De resultaten zijn door Deltares opgewerkt tot een aantal hoogtekarten (Referentie ???).

In Webtics kunnen verschillende hoogtekarten worden afgelezen, bijvoorbeeld voor 2001, 2005 en 2010. Ten behoeve van de simulatie voor een bepaald winterseizoen wordt dan geïnterpoleerd tussen de afgelezen hoogtes.

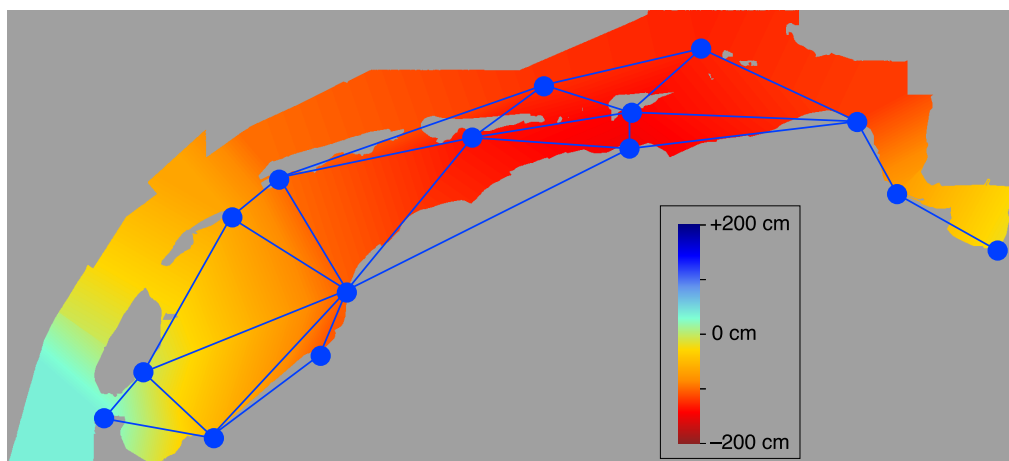
Bij iedere hoogtekaart hoort maar één datum. In werkelijkheid zijn de lodingen gedurende een reeks van jaren uitgevoerd. Een datum in het midden van de meetperiode is steeds als kaartdatum gekozen. In Tabel 2.1 is het gebruikte tijdstip vermeld.

Tabel 2.1. De gebruikte hoogtekarten van Deltares met de "kaartdatum". De kaarten zijn gebaseerd op lodingen van Rijkswaterstaat. De kaartdatum ligt ruwweg in het midden van de periode waarin de belangrijkste delen van het droogvallend wad zijn gelood.

Webtics Kaartdatum	Deltares file
1 juli 1999	wadsea_cycle3
1 juli 2004	wadsea_cycle4
1 juli 2010	wadsea_cycle5

2.2 Waterstanden van Rijkswaterstaat

Simulatie van foeragerende scholeksters vergt elke tijdstap een waterstand voor iedere "spot" waarvoor voedselgegevens bekend zijn. De waterstand wordt vergeleken de hoogte om te bepalen of de spot onder water staat of niet. De waterstand op



Figuur 2.1. Interpolatie tussen *ongesynchroniseerde* getijdestations in het Waddengebied. De waterstanden worden gevonden door interpolatie binnen de ingetekende driehoeken of door interpolatie langs de dichtstbijgelegen rand. Voor details zie Appendix B. De interpolatie in deze figuur heeft plaatsgevonden met de gemeten en ongesynchroniseerde waterstanden. In Webtics wordt met gesynchroniseerde waterstanden gewerkt, zie Figuur 2.2.

een bepaalde plaats en tijd wordt berekend uit de door Rijkswaterstaat om de 10 minuten bij 15 getijdestations gemeten waterstanden.

De gebruikte getijdestations zijn als blauwe stippen ingetekend in Figuur 2.1. Gaande van Den Helder over de eilanden zijn dat: Den Helder, Oudeschild, Vlieland haven, West-Terschelling, Nes, Wierumergronden, Schiermonnikoog en Huibertgat. En gaande van Den Helder langs de afsluitdijk en het vaste land: Den Helder, Den Oever buiten, Kornwerderzand, Harlingen, Lauwersoog, Eemshaven, Delfszijl en Nieuwstatenzijl.

Figuur 2.2a toont een voorbeeld van gemeten waterstanden. Duidelijk is te zien dat de getijgolf zich verplaatst van west naar oost. Ook het aanzienlijke getijverschil in het Eems Dollard gebied is opvallend.

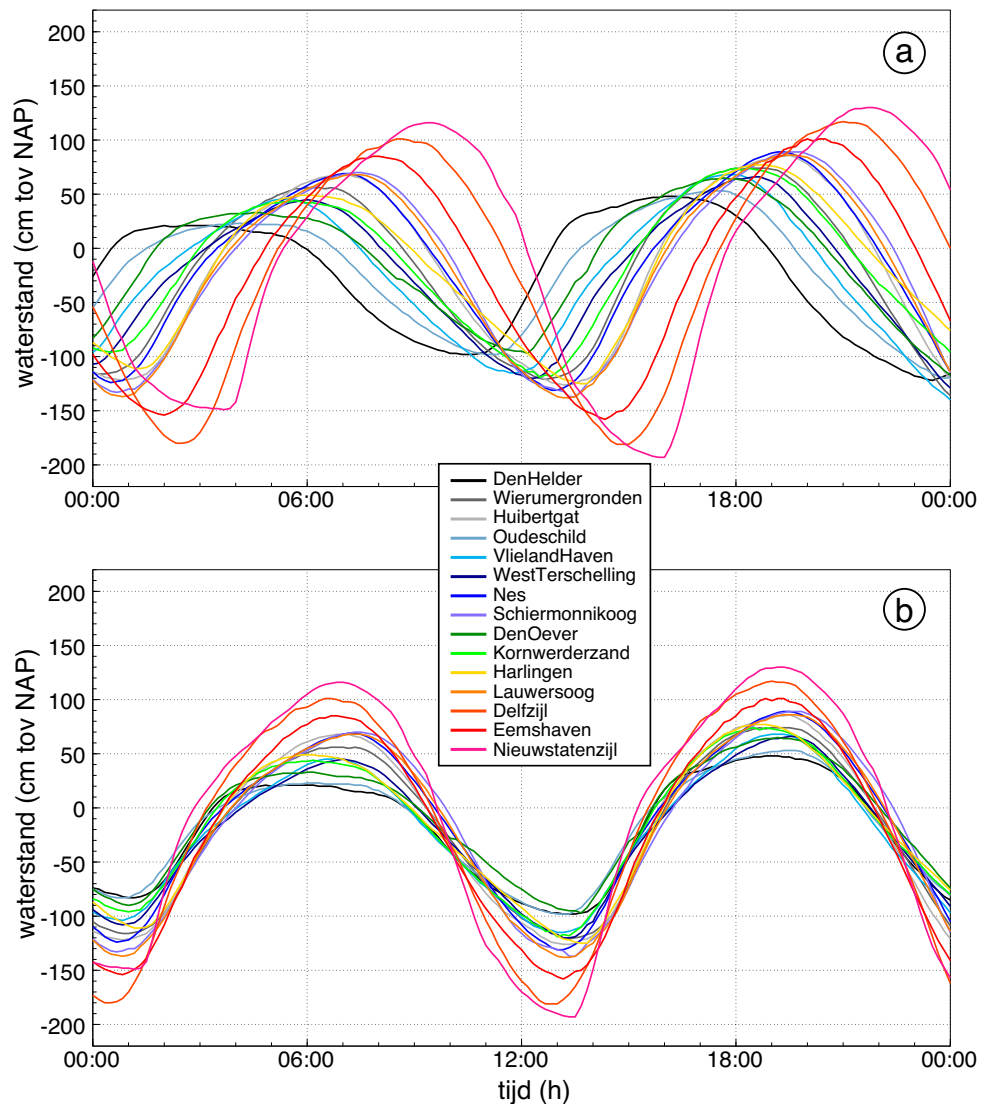
Om tijdens de simulatie met Webtics voor een bepaald punt en voor een bepaald tijdstip de waterstand te bepalen wordt er ruimtelijk geïnterpoleerd tussen de nabijgelegen getijdestations. Figuur 2.1 laat een voorbeeld zien van geïnterpoleerde waterstanden voor het Nederlands Waddengebied.

2.2.1 Gesynchroniseerde waterstanden

Figuur 2.2b toont ook gemeten waterstanden maar nu in de tijd verschoven om de tijdstippen voor hoog- en laagwater bij de 15 getijdestations zo goed mogelijk te laten samenvallen. Het zijn deze gesynchroniseerde waterstanden die gebruikt worden in de ruimtelijke interpolatie in Webtics¹. In Appendix B wordt de gebruikte methode gedetailleerd beschreven.

Het werken met gesynchroniseerde getijdestations leidt dus tot een nauwkeuriger interpolatie, maar heeft voor het simuleren van foeragerende scholeksters nog een tweede voordeel. Het verhindert de vogels in het model namelijk "met de getijgolf mee te vliegen". Dat doen ze in werkelijkheid niet omdat hun verspreidingsgebied

¹De interpolatie in Figuur 2.1 is uitgevoerd met de ongesynchroniseerde metingen. Daarom is in de figuur de getijdegolf zichtbaar. De faseverschillen tussen de meetstations leiden echter tot interpolatiefouten die gecorrigeerd kunnen worden door met gesynchroniseerd getij te werken.

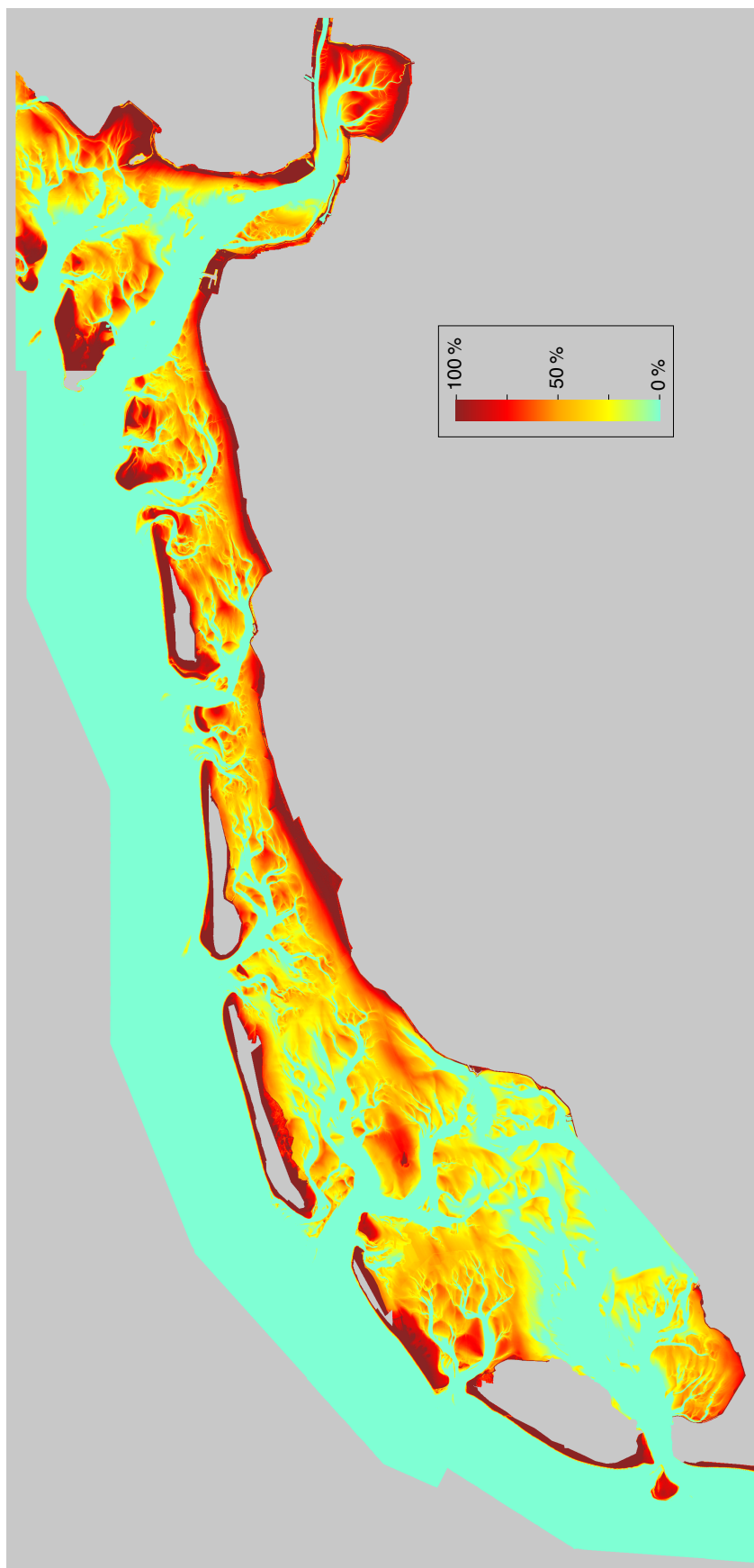


Figuur 2.2. De waterstanden van 24 april 2006. (a) Zoals gemeten met de 15 getijdestations van Rijkswaterstaat en (b) De gemeten waterstanden zijn gesynchroniseerd door ze te verschoven in de tijd met behulp van de havengetallen voor hoogwater en laagwater. De tijdstippen van hoogwater en laagwater voor alle stations vallen nu ongeveer samen. Zie voor details Appendix B.

tijdens laagwater daarvoor te klein is. Bij gebruik van wat grotere deelgebieden in Webtics zouden de vogels het met ongesynchroniseerde waterstanden echter *wel* kunnen doen (ook nog omdat de daartoe benodigde vlieggkosten in Webtics niet in rekening worden gebracht).

2.2.2 Droogvalduurkaart

De aanwezige en gegeten schelpdieren worden in de uitvoer van Webtics ingedeeld in droogvalduurklassen. Daartoe moet een droogvalduurkaart worden afgelezen die wordt berekend uit de hoogtekaart en de waterstanden tijdens een periode van 5 jaar rondom de kaartdatum (Tabel 2.1).



Figuur 2.3. Droogvalduur kaart berekend met Cyclus 5 hoogtekkaart van Rijkswaterstaat en Deltares in combinatie met geïnterpoleerde en gesyn-chroniseerde waterstanden (zie hoofdstuk 2.2 and Appendix B). De in dit rapport opgenomen kaart heeft een resolutie van 40×40 m.

De meest recente hoogtekaart van Rijkswaterstaat en Deltares voor het Wadden-gebied heeft betrekking op de periode 2006–2012 en heeft een resolutie van 20 m. Bij wijze van voorbeeld is voor deze hoogtekaart een droogvalduurkaart berekend met behulp van geïnterpoleerde en gesynchroniseerde waterstanden over de periode 2008–2012 (zie ook Appendix B). Het resultaat is de kaart in Figuur 2.3 op bladzijde 20. De geïnterpoleerde waterstanden zijn berekend voor iedere 10 minuten, in overeenstemming met de registraties van Rijkswaterstaat.

Voor de eigenlijke simulatie in Webtics is overigens geen droogvalduurkaart nodig omdat de waterstanden voor de gridpunten van de schelpdiersurvey tijdens de simulatie worden berekend uit de metingen van Rijkswaterstaat. In de tijd wordt lineair geïnterpoleerd binnen een interval van 10 minuten.

2.3 Dagelijks weer van het KNMI

Voor het weer in het Waddengebied, en in het bijzonder voor de dagelijkse minimum en maximum temperatuur, worden de KNMI gegevens van het weerstation op Vlieland gebruikt.

2.4 IMARES schelpdier surveys

De IMARES scheldiersurvey (Kamermans *et al.*, 2003; Bult *et al.*, 2004) wordt gebruikt als het voedsel voor de overwinterende scholeksters. Aan de bemonsterde punten wordt door het IMARES een oppervlak toegekend ten behoeve van een schatting van het totale schelpdierbestand². Deze oppervlakken worden ook in Webtics gebruikt als de "spots" of "cellen" waar de scholeksters kunnen foerageren. Voor iedere cel wordt tijdens de simulatie de waterstand berekend (met de coördinaten van de monsterlokatie) om te bepalen of het voedsel in de cel droog ligt of niet.

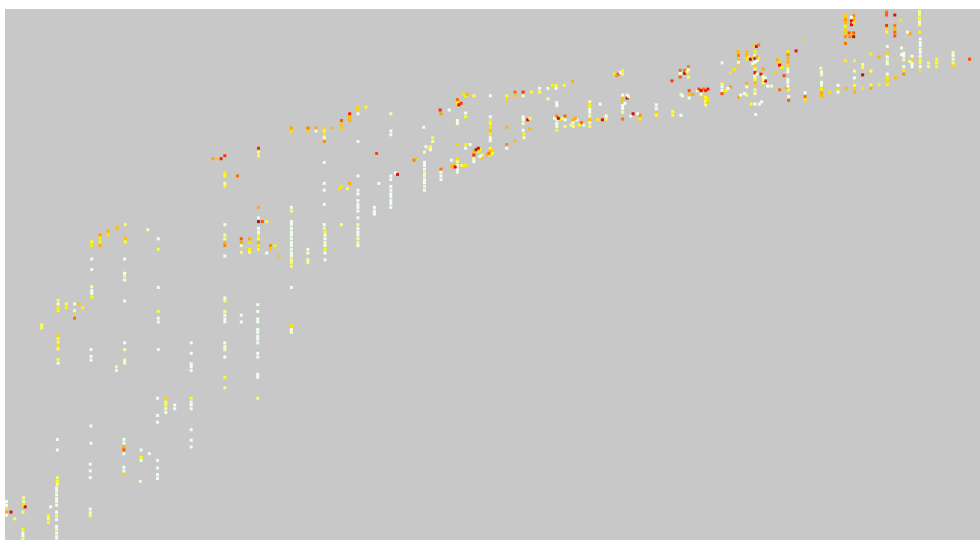
In Figuur 2.4 is een schets te zien van de monsterlokaties tijdens de survey in 2010. De kleur is een indicatie van de lokale voedseldichtheid ("hoe roder hoe meer").

Omdat de jaarlijkse survey primair is bedoeld voor het bepalen van het schelpdierbestand voor de gehele Waddenzee is het aantal monsterpunten in één kombergingsgebied niet overweldigend. Dat betekent dat er in de scholekster simulaties voor één komberging veelal gerekend zal worden met hoeveelheden voedsel die afwijken van wat er in werkelijkheid lag. Dat probleem speelt met name bij de kleine kombergingen.

Met dit stochastische element in de voedselgegevens moet bij de interpretatie van de resultaten rekeningen worden gehouden. Het is een belangrijke reden om het effect van bodemdaling te berekenen voor *alle kombergingen* en niet slechts voor Kom 5 en Kom 6 (Pinkegat en Zoutkamperlaag) waar de bodemdaling door gaswinning feitelijk optreedt.

In Figuur 2.5 is tenslotte nog een grafiek te zien van het kokkelbestand, het belangrijkste voedsel. De in mei bepaalde kokkelgewichten nemen tijdens de zomer toe, terwijl de dichtheid (het aantal kokkels per m²) afneemt tengevolge van de zomersterfte. Deze door Kamermans *et al.* (2003, daarin Figuur 4.5, Tabel 4.2, Ta-

²Dit oppervlak is verschillend voor de mossel- en de kokkelsurvey. Omdat in Webtics de mosselen ook niet gemengd worden met de overige prooien kan deze systematiek worden overgenomen in de inputfiles voor de simulatieruns.

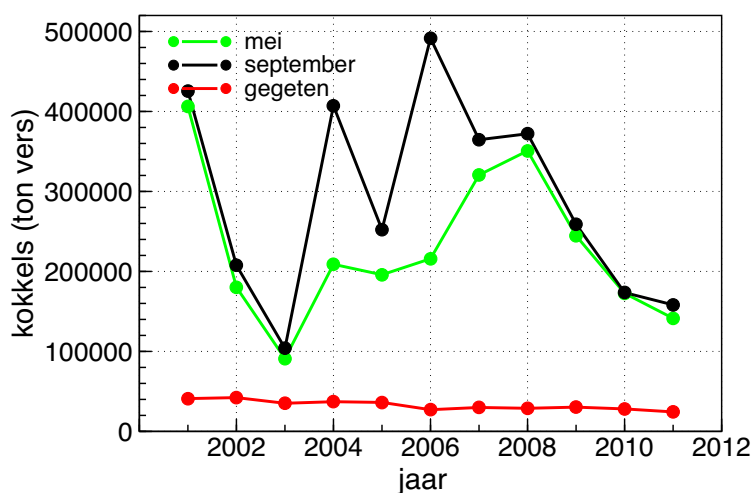


Figuur 2.4. Monsterposities van de IMARES Waddenzee schelpdiersurvey 2010. De kleur (wit–geel–oranje–rood) is een indicatie van de hoeveelheid schelpdiervlees per m^2 .

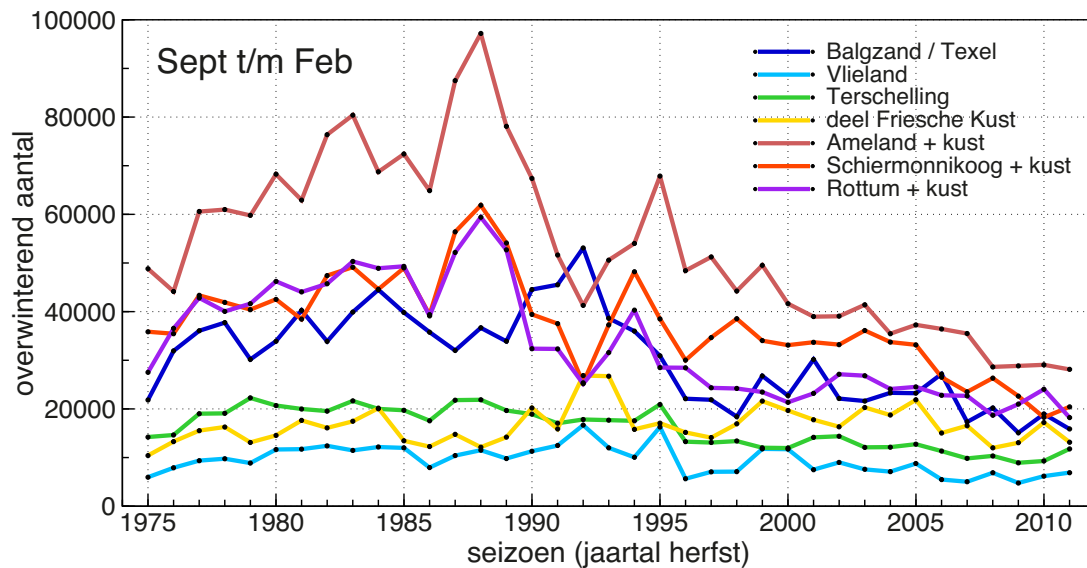
bel 3.9) in kaart gebrachte zomergroei en zomersterfte worden op de mei-gegevens van iedere survey toegepast.

In Figuur 2.5 is te zien dat de zomergroei en zomersterfte in jaren met een jong kokkelbestand (2004–2006) leiden tot een netto toename van het totale versgewicht gedurende de zomer. In jaren met een ouder bestand nemen de individuele kokkels nog wat in gewicht toe, maar de totale biomassa verandert nauwelijks.

In Figuur 2.5 is tevens de met Webtics gesimuleerde kokkelpredatie in grafiek gebracht (in de winterperiode volgens op het jaar van de survey). We zien dat deze predatie invloed zal hebben op het kokkelbestand, vooral in jaren waarin een verouderend kokkelbestand langzaam afneemt.



Figuur 2.5. Het kokkelbestand in de periode 2001–2011 uitgedrukt als versgewicht (schelp inclusief ingesloten water). De zomergroei en zomersterfte zijn in rekening gebracht volgens Kamermans *et al.* (2003). De predatie is gesimuleerd met Webtics voor de winterperiode volgend op het jaar van de survey.



Figuur 2.6. Het aantal overwinterende scholeksters (gemiddelden voor september t/m februari) voor "eilandgebieden" (zie een kaartje in Figuur 4.3 op bladzijde 32). De aantallen zijn gebaseerd op tellingen uitgevoerd door een groot aantal vrijwilligers, vroeger georganiseerd door Piet Zegers en tegenwoordig door het Sovon.

2.5 Sovon vogeltellingen

Overwinterende scholeksters in de Waddenzee foerageren met laagwater op het droogvallende wad en overtijen meestal op enkele vaste hoogwatervluchtplaatsen. De vogels verdelen zich met afgaand water weer over het foerageergebied en leggen daarbij meestal niet meer dan 5–10 km af.

Ongeveer 5 keer per jaar worden in het Waddengebied de steltlopers, eenden en ganzen tijdens hoogwater geteld. Het seizoensverloop en de langjarige aantalsontwikkeling worden door het Sovon uit deze tellingen gereconstrueerd in de vorm van een maandelijks aantal in alle telgebieden. Deze maandelijks aantallen worden ingevoerd in Webtics. Als voor andere aantallen wordt gerekend dan gebeurt dat door middel van een vermenigvuldigingsfactor, zodat het seizoensverloop realistisch blijft.

Ten behoeve van de berekeningen met Webtics worden telgebieden overigens wel samengevoegd tot iets grotere deelgebieden (zie Hoofdstuk 4. Voor de indeling in Figuur 4.3 op bladzijde 32 laat Figuur 2.6 voor de afgelopen 30 jaar het aantalsverloop zien het overwinterende aantal, het gemiddeld aantal scholeksters van september t/m februari.

Bodemdaling en Voedsel

De bodemdaling ten gevolge van gaswinning leidt in eerste instantie tot de vorming van een bodemdalingsschotel rond de winplaats. Door de grote dynamiek van het stelsel van geulen en platen in een kombergingsgebied treedt echter een grote mate van compenserende opslibbing op.

Volgens Wang & Eysink (2005) is daarom het "netto resultaat" van de bodemdaling dat de komberging als geheel hoogte verliest. Op de schaal van de hele komberging wordt de daling slechts relatief langzaam gecompenseerd door aanvoer van sediment van buitenaf. Om die reden wordt in dit rapport gerekend met een uniforme daling in een heel kombergingsgebied.

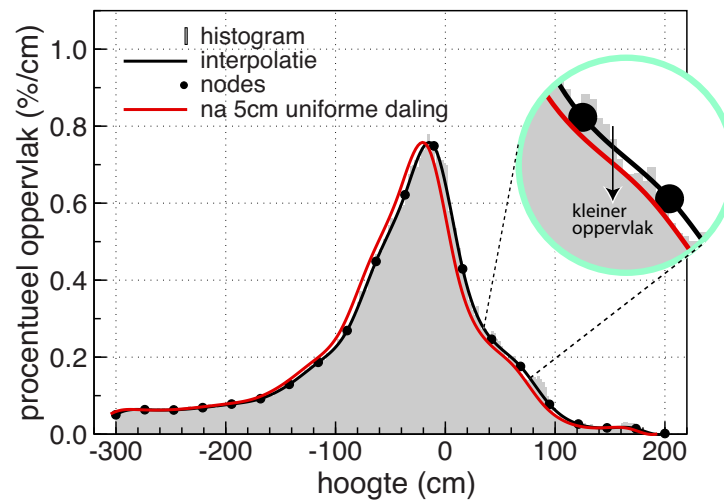
Voor de scholeksters is in feite niet de hoogte van de wadplaten van belang maar de hoogte van het voedsel. Kokkelbanken bereiken een leeftijd van een jaar of vijf terwijl de bodemdaling optreedt over een periode van tientallen jaren. Als we aannemen dat kokkels zich vestigen in een bepaalde hoogterange (Beukema, 2002), dan zal de vestigingsplaats dus langzaam opschuiven terwijl de bodem daalt.

Het effect van bodemdaling wordt daarom voor twee scenario's berekend.

- **Het voedsel daalt mee met de bodem.** De droogvalduur neemt af en daarmee de foerageertijd voor de vogels. Dit leidt tot een relatief groot effect op de draagkracht voor overwinterende scholeksters.
- **Het voedsel schuift op terwijl de bodem daalt.** Als de bodemdaling langzaam optreedt, over meerdere generaties schelpdieren, dan kan het voedsel opschuiven. Is dan bovendien voor iedere droogvalduur het beschikbare wadoppervlak gelijk, dan schuiven de schelpdierbanken op, maar blijven even groot. Er zou dan voor de vogels niets veranderen. Dat is echter niet het geval. De kokkels op relatief hooggelegen wad krijgen een geringer oppervlak tot hun beschikking. Voor laaggelegen kokkels kan het beschikbaar oppervlak toenemen tengevolge van bodemdaling. Omdat de draagkracht voor scholeksters gevoelig is voor de hoeveelheid lang droogvallende kokkels is er ook in dit scenario een negatief effect.

3.1 Scenario 1: Het voedsel daalt mee met de bodem

Dit is voor berekeningen met Webtics het eenvoudigste scenario. Webtics rekent op basis van een schelpdierbemonstering. Voor ieder monsterpunt wordt een hoogte afgelezen van de hoogtekaart. Van die hoogte wordt een aantal centimeters bodem-



Figuur 3.1. Voorbeeld van een hoogteverdeling. Het histogram is gemaakt voor een klassebreedte van 2 cm. De stippen zijn de "nodes" van de berekende gladde curve. In het uitvergrote gedeelte van de grafiek is te zien hoe deze gefitte curve door het histogram loopt. De rode curve heeft dezelfde vorm als de zwarte, maar is 5 cm naar links geschoven. Zie de tekst voor verdere uitleg.

daling afgetrokken. Het simulatiemodel combineert vervolgens de nieuwe hoogtes met de waterstanden van een reeks van jaren, zoals uiteengezet in hoofdstuk 2.2.

Schelpdierbestanden die op deze manier meedalen met de bodem komen steeds langer onder water te liggen. Daardoor wordt de groei van de schelpen echter groter, wat *niet* in de berekeningen wordt meegenomen. Een berekend effect van bodemdaling op basis van dit scenario zal dus ook om deze reden een overschatting zijn.

3.2 Scenario 2: Het voedsel schuift op

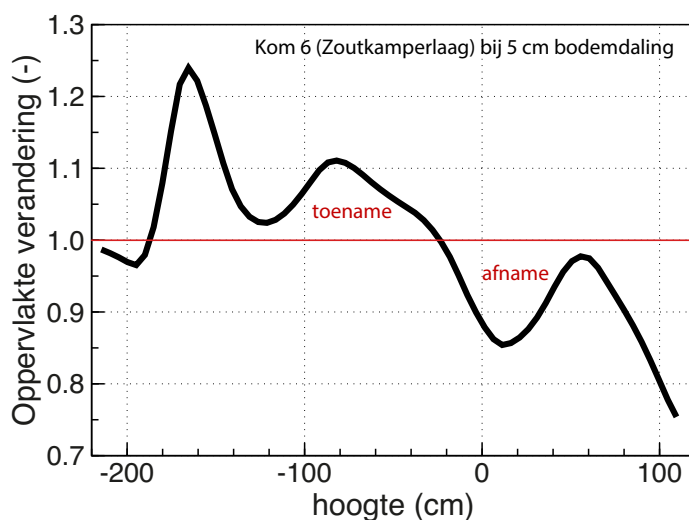
Iets lastiger is het om het opschuiven van de schelpdierbestanden in rekening te brengen. Daartoe wordt eerst de hoogteverdeling afgeleid van de hoogtekaart 2003–2008.

De gridcellen (20×20 m) van de hoogtekaart worden ingedeeld in een groot aantal hoogteklassen tussen -300 cm en $+200$ cm. De scores geven een histogram waardoor een gladde functie wordt gefit¹ die weergeeft hoeveel oppervlak aanwezig is op een bepaalde hoogte. Figuur 3.1 laat een voorbeeld zien voor het Zoutkamperlaag (Kom 6 in Figuur 4.4 op bladzijde 33). Het histogram en de resulterende verdeling zijn geschaald zodanig dat het totale oppervlak onder de curve 100% bedraagt.

Een uniforme bodemdaling betekent dat de hoogteverdeling naar links schuift. In het voorbeeld van Figuur 3.1 is dat gedaan voor een bodemdaling van 5 cm. Als nu (bijvoorbeeld) kokkels zich vestigen op een hoogte van $+50$ cm dan zien we in het uitvergrote deel van de hoogteverdeling dat het beschikbaar oppervlak iets kleiner geworden is. Links van de top gebeurt het omgekeerde. De hoeveelheid laag gelegen oppervlak neemt iets toe door een uniforme bodemdaling.

Deze toe- of afname is eenvoudig in rekening te brengen op bestaande schelpdier-

¹Least-squares cubic spline fit berekend met subroutine SC2FIT beschreven in NASA's JPL laboratory (1994).



Figuur 3.2. Voorbeeld van het effect van bodemdaling. De curve is berekend voor het Zoutkamperlaag (kom 6) uit de Cyclus 5 hoogtekaart van Deltares en voor een daling van 5 cm. Het oppervlak bij hoogten beneden -30 cm neemt toe. Daarboven neemt het oppervlak af.

surveys door het oppervlak dat aan een monsterpunt is toegekend te vermenigvuldigen met een correctiefactor². Deze correctiefactor ligt iets boven de 1,00 voor laaggelegen voedsel en iets onder de 1,00 voor hooggelegen voedsel en wordt (in het voorbeeld van Figuur 3.1) berekend als de verhouding tussen de rode en zwarte curve. Voor een daling van 5 cm toont Figuur 3.2 de correctiefactor als functie van de hoogte.

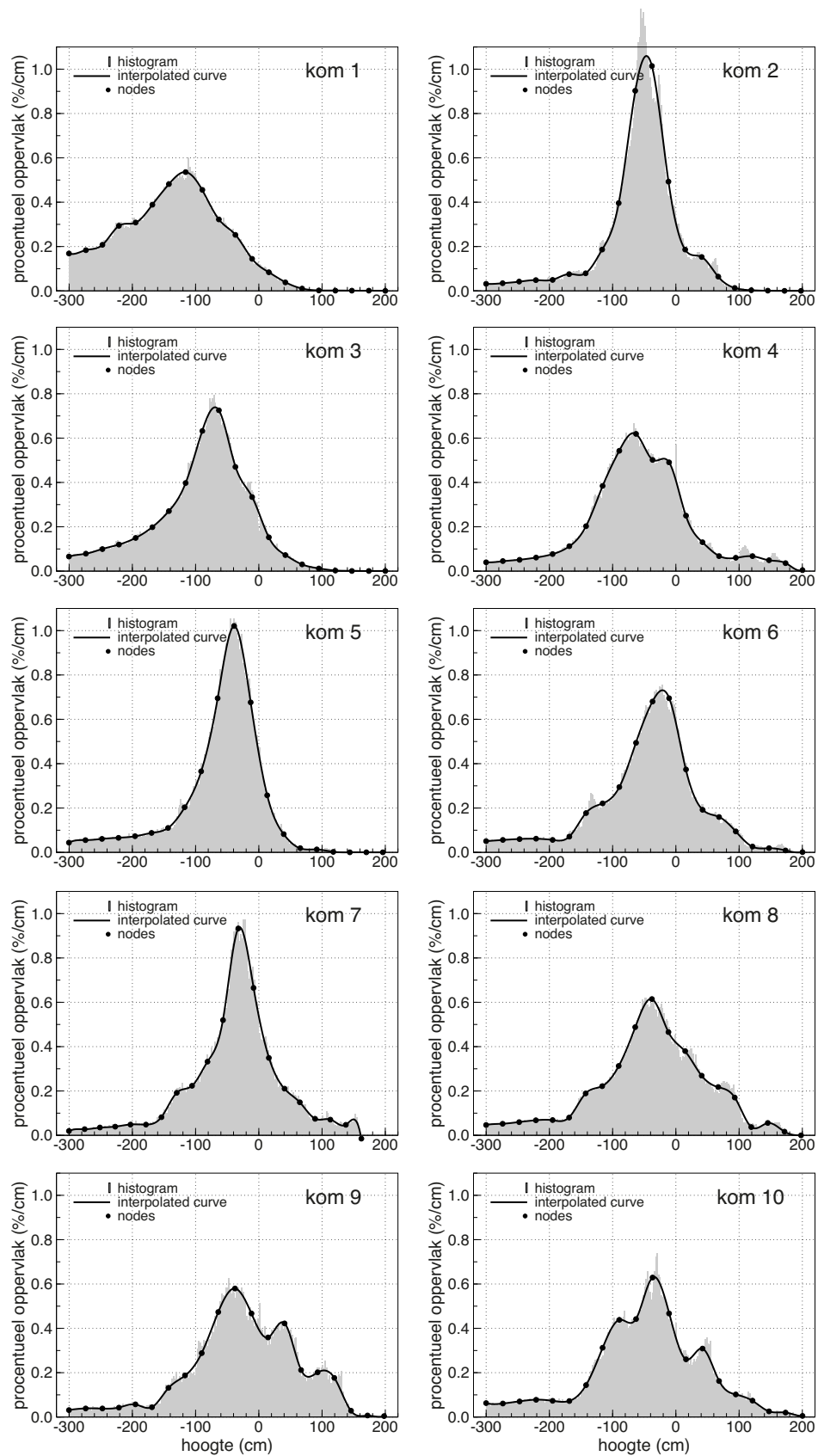
Inderdaad neemt het oppervlak toe voor hoogten beneden -18 cm en daarboven neemt het af. De slingers in de grafiek zijn het gevolg van verschillen in helling van de hoogteverdeling. Ze *kunnen* in overeenstemming zijn met de werkelijkheid, maar *kunnen* ook het gevolg zijn van artefacten of fouten in de hoogtekaart. Belangrijk is het verschil tussen de lage en hoge delen van het wad en dat komt tot uitdrukking in de berekende curve.

Figuur 3.3 op bladzijde 27 geeft voor alle kombergingen (zie Figuur 4.4 op bladzijde 33) de hoogteverdeling berekend voor de cyclus 5 hoogtekaart.

De gefitte curves zijn voldoende "glad" voor een oppervlakte correctie die op een nette manier verloopt zoals in Figuur 3.2. Een uitzondering betreft hoogtes waarvoor de functiewaarden kleiner zijn dan $0.01\% \text{ cm}^{-1}$. De gefitte curve loopt dan vlak boven de x-as (en soms net eronder, niet zichtbaar in de figuren). Correcties in dat gebied (de verhouding tussen twee functiewaarden) hebben een grillig karakter en zijn veel te groot. Voor functiewaarden kleiner dan $0.01\% \text{ cm}^{-1}$ is daarom het oppervlak niet gecorrigeerd³.

²Het oppervlak dat aan een monsterpunt wordt toegekend hoort bij de schelpdiersurvey. Dat oppervlak wordt hier dus gecorrigeerd om in rekening te brengen dat het totale oppervlak op de hoogte van het monsterpunt groter of kleiner wordt door bodemdaling.

³Voor de meeste kombergingen treedt die situatie overigens helemaal niet op. Voor Kom 5 is er één spot in 2001 waarvan het oppervlak om deze reden niet gecorrigeerd kon worden.



Figuur 3.3. Hoogteverdeling voor alle kombergingsgebieden (zie Figuur 4.4 op bladzijde 33) berekend voor de cyclus 5 hoogtekaart van Rijkswaterstaat en Deltares.

Draagkracht van deelgebieden

Een draagkracht berekening moet gedaan worden voor deelgebieden. De reden is dat scholeksters nu eenmaal niet de hele Waddenzee doorvliegen tijdens een laagwaterperiode, maar vanuit de hoogwatervluchtplaatsen een beperkt bereik hebben, van 5 à 10 km. Het zou dus niet juist zijn om alle scholeksters te laten profiteren van een paar heel goede mosselbanken bij Rottum, bijvoorbeeld.

Na een beknopte uitleg van de gebruikte methode wordt eerst de draagkracht berekend van deelgebieden *tussen* de grote geulen. Voor de vogels zijn dat de natuurlijke deelgebieden omdat ze elk tij door het water vanuit de geulen naar hun hoogwatervluchtplaatsen worden teruggedreven. Vervolgens berekenen we de draagkracht van de kombergingsgebieden.

In Hoofdstuk 5 volgen dan berekeningen aan het effect van bodemdaling.

4.1 Methode voor het berekenen van een draagkracht

Het model Webtics¹ simuleert in tijdstappen van een kwartier de voedselopname van de scholeksters in een bepaald deelgebied. De voedselgegevens zijn afkomstig van de schelpdiersurvey van IMARES. Het gebied is ingedeeld in "cellen" waarvoor voedselgegevens beschikbaar zijn. Elk kwartier minuten wordt bepaald welk van de cellen droogliggen. De scholeksters worden dan verdeeld over de droogvallende cellen en foerageren totdat ze genoeg hebben.

4.1.1 De stress index

Tijdens de simulatie wordt tevens berekend wat de scholeksters *maximaal* aan voedsel zou kunnen vinden, als ze niet stoppen als ze genoeg hebben en ook nooit een volle maag hebben. De verhouding tussen de voedselbehoefte en deze hypothetische maximale voedselopname is een getal tussen 0 en 1 dat aangeeft hoe hard de vogels (in de betreffende getijperiode) moeten "werken" om in hun voedselbehoefte te voorzien. Het gemiddelde van al deze getallen over de meteorologische winter (de maanden december, januari en februari) wordt de *stress index* genoemd.

Een berekende stress index karakteriseert de overwintering van de vogels en is hoger naarmate:

¹Wader Energy Budget and Tidal Cycle Simulator

- er meer scholeksters zijn omdat (1) de maximale voedselopname bij het foerageren in een hogere dichtheid lager is, en (2) in de loop van het seizoen de voedseldichtheid sneller afneemt,
- de droogvalduur kleiner is omdat de maximale voedselopname dan kleiner is,
- de temperatuur lager is omdat de voedselbehoefte dan groter is,
- er minder voedsel is omdat de maximale voedselopname dan kleiner is en de behoefte gelijk blijft.

4.1.2 Draagkracht

Als model en werkelijkheid identiek zouden zijn, dan zou de maximale stress index 1.00 kunnen bedragen. Dat is echter niet zo. In het model worden impliciet allerlei vereenvoudigende veronderstellingen gemaakt. Zo foerageren de vogels op grote cellen met binnen iedere cel een uniforme voedseldichtheid. Er worden in het model ook geen vlieggkosten in rekening gebracht en er wordt aangenomen dat de vogels het gehele gebied perfect kennen.

De scholeksters in het model zijn verder allemaal gelijk terwijl er in werkelijkheid grote verschillen zijn. Met name jonge vogels hebben een grotere sterftekans. En het is het aantal jongen dat de eerste winter overleeft is uiteraard van grote invloed op de aantalsontwikkeling. Voor een stabiel aantal scholeksters moet dit aantal in balans zijn met de sterfte onder volwassen vogels.

Het maximale, gemiddelde stress niveau voor overwinterende scholeksters ligt dan ook aanzienlijk lager dan 1.00. Met behulp van sterftecijfers en het aantalsverloop van de scholeksters in de negentiger jaren is voor dit maximale stress niveau een waarde bepaald van 0.50 ([Rappoldt *et al.*, 2006](#)), *te bepalen als een gemiddelde over een reeks van jaren*. Deze waarde is bepaald voor de Oosterschelde en het Waddengebied² en bleek ook uitstekend te werken voor de Westerschelde ([Rappoldt & Ens, 2005, 2006, 2007](#)).

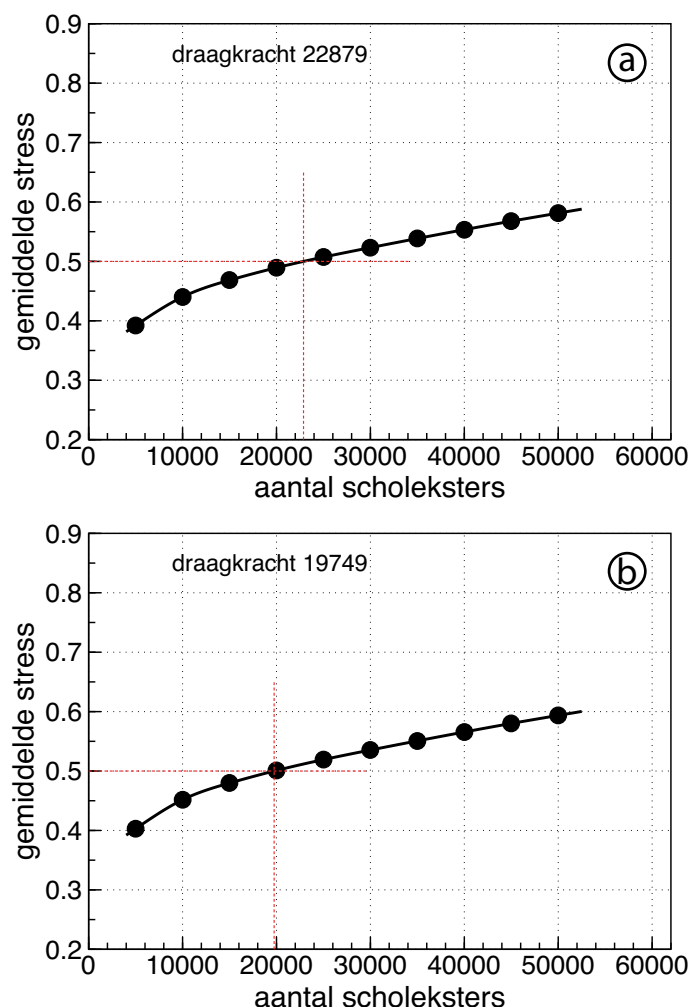
Het maximale (of kritische) stress niveau wordt dus niet geïnterpreteerd als een absolute grens waarboven de vogels dood gaan, maar als een index die correspondeert met een toenemende sterftekans³, met name van jonge vogels, of een verlaagde reproductie door een slechte conditie in het voorjaar (zie ook hoofdstuk 1.1 voor een uitvoeriger bespreking van stress index en draagkracht).

4.1.3 Voorbeeld van een berekende draagkracht

Figuur 4.1a toont een voorbeeld van een draagkrachtberekening. Voor kombergingsgebied 6 (de Zoutkamperlaag tussen de Engelsmanplaat en het wantij van Schiermonnikoog) is een draagkracht berekend voor de voedselbestanden uit de jaren 2001–2011. Voor ieder seizoen is een stress index berekend en de gemiddelde waarde over 2001–2011 wordt bepaald als functie van het aantal overwinterende vogels (waarvoor in een reeks simulaties waarden worden gekozen).

²In de eerste rapporten over Oosterschelde ([Rappoldt *et al.*, 2003a](#)) en Waddenzee ([Rappoldt *et al.*, 2003b](#)) werd nog gewerkt met een kwadratische index. Dat is echterodeloos gecompliceerd en de calibratie is daarom in [Rappoldt *et al.* \(2006\)](#) herhaald voor een lineaire index.

³Een eenmaal volwassen scholekster kan tientallen jaren oud worden ([Goss-Custard, 1996](#)). De jaarlijkse aanwas door reproductie en de jaarlijkse sterfte liggen in de orde van procenten.



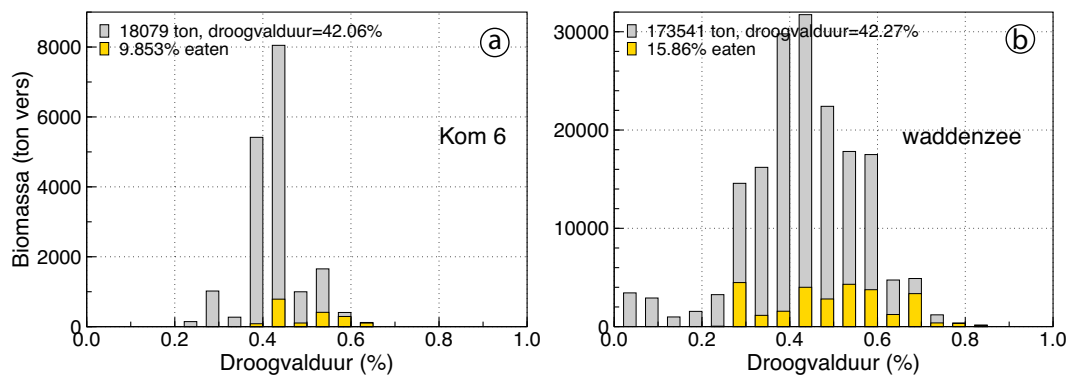
Figuur 4.1. Draagkracht berekening voor Kom 6 (Zoutkamperlaag) voor de voedselbestanden over de periode 2001–2011. (a) Bodem hoogte geïnterpoleerd tussen de kaarten van Rijkswaterstaat/Deltares (zie hoofdstuk 2.1). (b) Met daarop toegepast een uniforme bodemdaling van 40 mm.

De grafiek in Figuur 4.1a laat zien dat de gemiddelde stress index inderdaad oploopt met het aantal vogels. Door de grafiek af te lezen bij het kritisch stress niveau van 0.50 wordt de draagkracht geschat op 22900 vogels.

4.1.4 Een effectberekening

In Figuur 4.1b is de hele procedure herhaald onder toepassing van een uniforme bodemdaling van 40 mm over het gehele kombergingsgebied. Dat levert hogere stress indices op, een hoger gemiddelde, en daardoor een lagere draagkracht. Het verschil in draagkracht, $22879 - 19749 = 3130$ vogels is het resultaat van de opgelegde bodemdaling.

Dit voorbeeld illustreert tevens een belangrijk methodisch punt. Er zitten natuurlijk allerlei afwijkingen in een berekende draagkracht ten gevolge van stochastische afwijkingen in de voedselgegevens, het kritisch stress niveau, modelparameters rond voedselbehoefte, parameters rond de groei en het vleesgewicht van schelpdieren,



Figuur 4.2. Droogvalduur van de kokkels in 2010 met het deel gegeten door scholeksters op draagkracht (in geel). (a) Kom 6. (b) Gecombineerd histogram voor alle kombergingen.

etc. Als deze waarden zijn echter gelijk in de draagkrachtberekening met en zonder bodemdaling.

Als het effect, in dit geval 3130 vogels, dan ook nog eens wordt uitgedrukt als percentage ten opzichte van de berekende draagkracht, dan ontstaat een zekere robuustheid tegen de onzekerheid in de model input.

Hieronder worden allereerst draagkracht berekeningen gedaan voor deelgebieden waarvoor ook aantallen vogels bekend zijn (de "eilandgebieden"). Vervolgens wordt nagegaan of de draagkracht van de kombergingsgebieden consistent is met die van de eilandgebieden. Effectberekeningen voor de kombergingsgebieden worden beschreven in Hoofdstuk 5.

4.1.5 Het belang van de droogvalduur

Scholeksters eten kokkels als ze droogvallen, dus het is evident dat de droogvalduur van de kokkels invloed zal hebben op de draagkracht van een gebied voor scholeksters. Het in Figuur 4.1 berekende effect van bodemdaling wordt geheel daardoor veroorzaakt omdat het effect van de daling op de kokkels zelf buiten beschouwing is gebleven.

Figuur 4.2 illustreert nog eens hoe het werkt. De figuur laat histogrammen zien van de droogvalduur van de kokkels met daarin aangegeven het door scholeksters gegeten deel. De (model)vogels eten het meest van de lang droogvallende kokkels. Door bodemdaling verschuift het gehele histogram naar links en de droogvalduur van de voor scholeksters interessante kokkels neemt daardoor relatief snel af.

In Hoofdstuk 7 zal blijken dat deze afhankelijkheid van lang droogvallende kokkels *gedeeltelijk* ontstaat door de manier waarop de vogels in Webtics verdeeld worden over het droogvallend voedselgebied en door de periode waarin de vogels foerageren. Het effect van bodemdaling wordt in Hoofdstuk 7 nogmaals berekend voor een andere vogelverdeling.

4.2 Natuurlijke deelgebieden

De vogels die van dezelfde foerageergebieden gebruik maken worden ook wel een "getijdepopulatie" genoemd. De vogels overtuigen op een kwelder, zandplaat of in een polder, verspreiden zich met laagwater over het wad, en worden met opkomend

Tabel 4.1. Berekende draagkracht en gemiddeld getelde aantallen. De draagkracht berekening is gedaan voor zowel verspreid foeragerende vogels als onder de aanname van "ideal free" verdeelde vogels. In dat laatste geval worden alleen de beste plekken gebruikt.

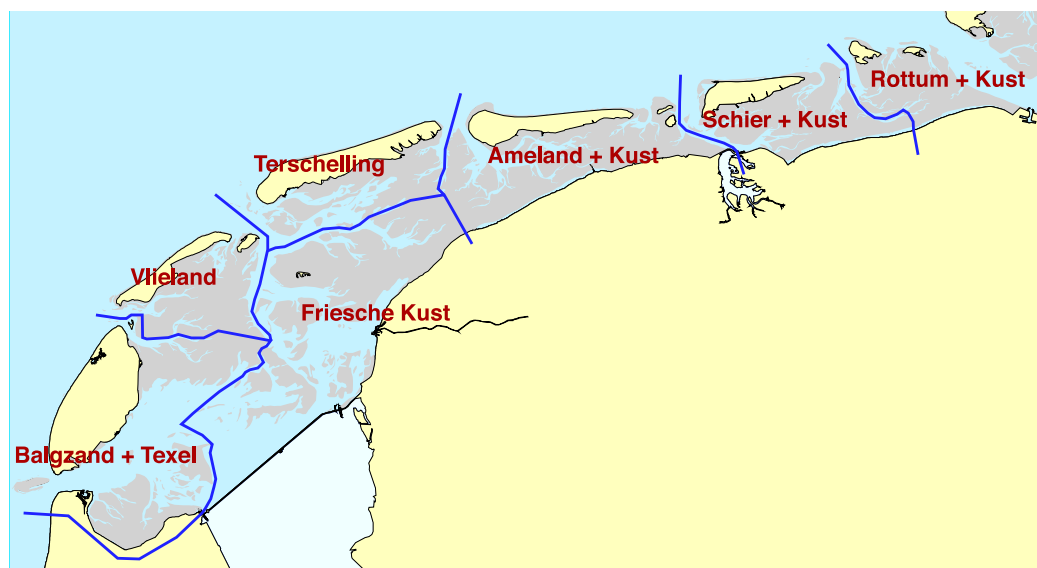
deelgebied	Webtics	geteld
Balgzand+Texel	5377	21152
Friesche Kust	7555	16344
Vlieland	12395	6716
Terschelling	10576	11476
Ameland+Kust	27595	34324
Schiermonnikoog+Kust	37383	27895
Rottum+Kust	36393	22845
Totaal	137274	140752

water vanaf de geulen tussen de eilanden weer teruggedreven naar hun hoogwatervluchtplaats. Dat betekent dat grote geulen de natuurlijke scheiding vormen tussen getijdepopulaties en dat de natuurlijke deelgebieden voor vogels dus eerder de eilanden zijn dan de kombergingen.

Door middel van tellingen op de hoogwatervluchtplaatsen zijn voor die deelgebieden bovendien aantallen scholeksters bekend zodat een vergelijking gemaakt kan worden tussen een berekende draagkracht en getelde aantallen.

De gebruikte indeling in Figuur 4.3 bestaat uit de 5 grote eilanden, het gebied bij Rottum en een deel van de Friesche kust. De kust oostelijk van Zwarte Haan is ingedeeld bij de tegenover liggende eilanden.

De draagkracht is berekend met het voedsel voor de seizoenen 2001–2002 tot en met 2011–2012. Voor ieder seizoen zijn het historische getij en weer gebruikt. De draagkracht is dan het aantal vogels waarbij de gemiddelde stress index het kritisch niveau van 0.50 overschrijdt.



Figuur 4.3. Omdat vogels voor een groot deel op de eilanden overtijen en zich vandaar met afgaand water verspreiden over het wad zijn de natuurlijke deelgebieden voor vogels de "eilandgebieden" en niet de kombergingsgebieden.

De berekeningen zijn gedaan voor ideal free verdeelde vogels. Dat is de verdeling over het drooggevalen wad waarbij de opnamesnelheid maximaal is, gegeven de voedselverdeling en de "interference" (de vermindering van de opnamesnelheid bij een toenemende dichtheid vogels). Het resultaat is te zien in Tabel 4.1.

4.2.1 Discussie

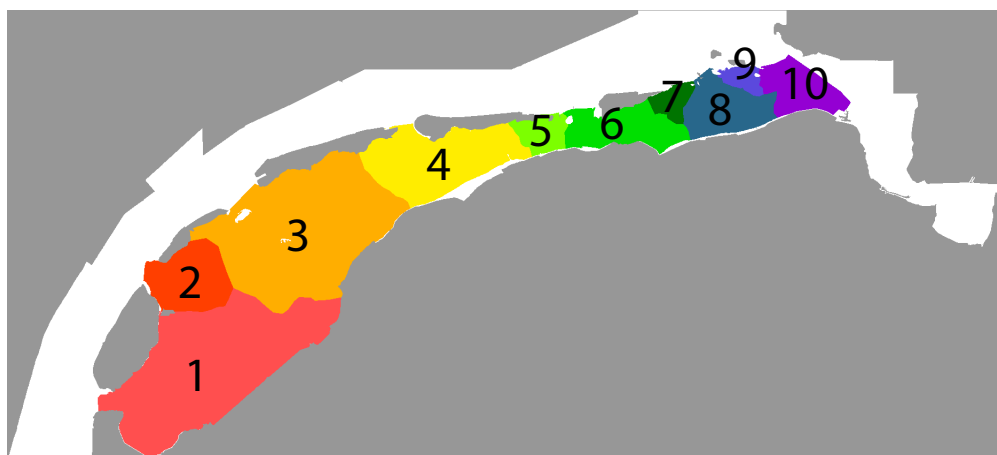
Het verschil in Tabel 4.1 tussen de totale berekende draagkracht van 137000 vogels en het gemiddeld getelde aantal 141000 is klein. Dat bevestigt dat de *orde van grootte* van een berekende draagkracht correct is. Consistentie tussen aantallen vogels in het model en in werkelijkheid is een belangrijke voorwaarde voor een betrouwbare effectschatting. Maar het verschil van slechts enkele procenten moet worden aangemerkt als toeval om de volgende redenen.

In Figuur 2.5 op bladzijde 22 is te zien dat de gebruikte periode 2001–2011 slechts iets meer dan één "kokkelpiek" omvat. Een berekende draagkracht zal dus behoorlijk veranderen als voor de periode een andere keuze wordt gemaakt. Verder heeft ook de gebruikte methode voor de verspreiding van de vogels over het drooggevalen deel van het voedselgebied invloed op de berekende draagkracht⁴. En tenslotte is ook de stochasticiteit tengevolge van variaties in weer en getij aanzienlijk zoals we in Hoofdstuk 6 zullen zien.

Het is om deze redenen dat de *effectberekening* in Hoofdstuk 5 gedaan wordt *als een verschilberekening*. Alles wordt constant gehouden behalve de bodemhoogte en dan wordt *het relatieve effect* van de bodemdaling berekend ten opzichte van precies dezelfde situatie zonder bodemdaling.

In het resultaat voor de deelgebieden in Tabel 4.1 valt verder nog op dat voor de

⁴De gebruikte Ideal Free verspreiding is een limietgeval waarbij de vogels worden verondersteld altijd hun opnamesnelheid te maximaliseren. Met behulp van gezenderde vogels is de laatste paar jaar onderzoek gedaan naar de wijze waarop de verspreiding in werkelijkheid plaatsvindt. Verschillende nieuwe verspreidingsmodellen zijn in Webtics geïmplementeerd, en worden vergeleken met de veldgegevens. Dit werk is echter nog niet afgerond en het effect van bodemdaling kon daarom nog niet met een nieuwe en realistischer vogelverspreiding worden bepaald. In de vorige rapportage (Rappoldt & Ens, 2011) hebben we al wel laten zien dat een andere vogelverspreiding weliswaar invloed heeft op een berekende draagkracht maar dat het *relatieve effect* van bodemdaling op die draagkracht slechts weinig wordt beïnvloed.



Figuur 4.4. Indeling in kombergingsgebieden. Het Pinkegat gebied is Kom 5, de komberging van het Zoutkamperlaag is Kom 6.

Tabel 4.2. Berekende draagkracht voor de kombergingsgebieden en een vergelijking van het totale aantal met dat voor de indeling in eilanden in Tabel 4.1. De kolommen met kokkelgegevens hebben betrekking op twee- en meerjarige kokkels, het voornaamste wintervoedsel van scholeksters.

Kom	berekend aantal
1	2989
2	14737
3	15120
4	17806
5	2067
6	21524
7	10118
8	17141
9	12415
10	7790
Totaal	121707

deelgebieden Balgzand+Texel en Friesche Kust het aanwezige aantal vogels hoger is dan het berekende aantal. Voor de twee oostelijke deelgebieden is dat omgekeerd: de berekende draagkracht ligt aanzienlijk boven de getelde aantallen.

Dit verschil tussen westelijke en oostelijke deelgebieden *kan* veroorzaakt worden door afwijkingen in de input of door fouten in het model. De berekende aantallen *zouden ook kunnen* ook wijzen op een werkelijk bestaande situatie. Door het herstel van de mosselbanken in het oosten zou de wintersituatie voor de daar aanwezige scholeksters dan relatief goed zijn. Na enkele goed broedseizoenen zouden de aantallen in het oosten dan weer wat kunnen toenemen.

4.3 De kombergingsgebieden

Sediment transport speelt zich van nature af in de kombergingsgebieden die door een geul tussen de eilanden met de Noordzee in verbinding staan. In Figuur 4.4 is de gebruikte indeling weergegeven.

De draagkracht is berekend voor alle kombergingsgebieden apart. Het totaal aantal voor de Waddenzee in Tabel 4.2 is kleiner dan het totaal van de voor de eiland gebieden berekende aantallen en ook kleiner dan het getelde aantal. Voor de komgebieden 1 en 5 is de berekende draagkracht echter erg klein. Het gaat in werkelijkheid in Kom 1 om ongeveer 22000 vogels⁵. En in Kom 5 gaat het waarschijnlijk om ongeveer 15000 vogels⁶.

De afwijkingen voor de kommen 1 en 5 illustreren het enigszins stochastische karakter van aantalsberekeningen op de schaal van komgebieden. Door het beperkte aantal monsters in de schelpdiersurvey ontstaat een zekere grilligheid die groter

⁵Het getal van 22000 is berekend over de seizoenen volgend op september 2001–2008, als een gemiddelde over de maanden september tot en met februari, en met behulp van de volgende SOVON telgebieden: een kwart van WG11 (Texel), WG14 (Harlingen-Afsluitdijk), WG15 (Afsluitdijk), WG16 (Wieringen), WG17 (Balgzand), WG18 (kust Den Helder).

⁶Berekend op dezelfde manier als het getal voor Kom1, maar nu met de telgebieden WG26 (Holwerd-Lauwersoog), de helft van WG22 (Ameland), de helft van WG23 (Engelsmanplaat).

wordt naarmate de gebruikte deelgebieden kleiner zijn⁷ (zie Figuur 2.4). Verder kunnen natuurlijk ook afwijkingen in berekende waterstanden of ander fouten in het moel een rol spelen. Belangrijk is dat *effecten* op het aantal scholeksters (zoals dat van bodemdaling) worden berekend *relatief* ten opzichte van het berekende aantal.

Meer inzicht in de situatie in Kom1 en Kom 5 kan wellicht worden verkregen door een vergelijking met de SIBES bemonstering van het NIOZ (Aarts *et al.*, 2010). Stochasticiteit op het niveau van één komberging is er ook de reden van dat we in het volgende hoofdstuk het effect van bodemdaling berekenen voor *alle* kombergingen apart. De verschillen tussen de kombergingen geven dan een indruk van de nauwkeurigheid van het berekende gemiddelde effect.

⁷Bult *et al.* (2004, Figuur 4.2) geven voor het totale kokkelbestand van de Waddenzee een 95%-betrouwbaarheidsinterval van $\pm 30\%$ voor kleine bestanden en $\pm 10\%$ voor grote bestanden. Voor één enkel kombergingsgebied zal de foutenmarge aanzienlijk groter zijn in verband met het veel kleinere aantal monsters.

Het effect van bodemdaling

Als de bodem daalt neemt bij gelijkblijvende waterstanden de droogvalduur af. Dat leidt tot hogere stress niveaus voor de gesimuleerde seizoenen, en daarmee tot een lagere waarde voor een berekende draagkracht.

Doordat voor ieder kombergingsgebied slechts een beperkte hoeveelheid voedselgegevens beschikbaar is, ontstaan stochastische afwijkingen in de berekende draagkrachten, en mogelijk ook in het effect van bodemdaling. De berekeningen zijn daarom niet alleen voor de kommen 5 en 6 gedaan (waar de bodemdaling feitelijk heeft plaatsgevonden of nog plaatsvindt), maar voor *alle* kombergingen.

De berekeningen zijn gedaan voor schelpdierbestanden die gewoon meedalen (of meestijgen) met de bodem en voor schelpdierbestanden die verschuiven en op die wijze een gelijke gemiddelde droogvalduur handhaven. Deze opschuiving compenseert gedeeltelijk het effect van bodemdaling en levert inderdaad een kleiner effect op voor de gesimuleerde scholeksters.

5.1 Scenario 1: Het voedsel daalt mee met de bodem

De scheldierssurveys over de periode 2001–2008 leveren monsterpunten waarvoor de hoogtekaart van Rijkswaterstaat (periode 2003–2008) is afgelezen. De hoogtes worden eenvoudig verminderd met de bodemdaling. In dit scenario schuiven de schelpdieren dus niet op.

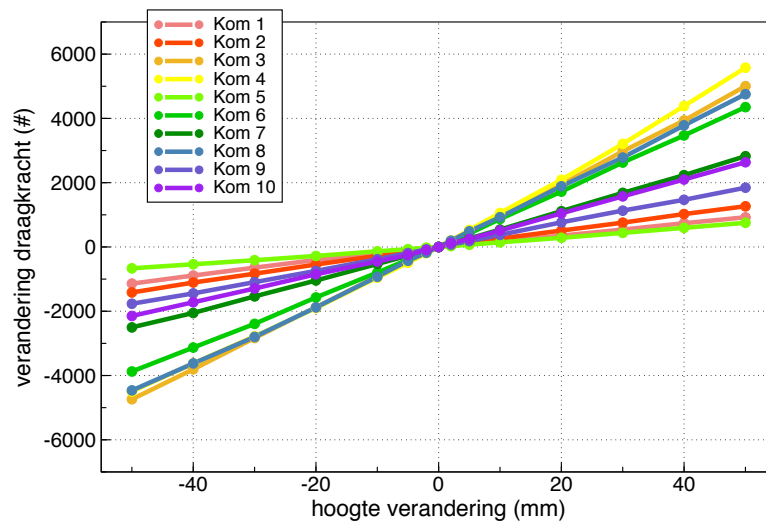
5.1.1 Verandering van de draagkracht

Tabel 4.2 op bladzijde 34 geeft de berekende draagkracht voor de komgebieden *zonder bodemdaling*, dus bij een hoogteverandering van 0,0 mm. Figuur 5.1 geeft aan wat er met de berekende draagkracht gebeurt als de bodem *in de hele komberging* gedaald is (hoogteverandering negatief) of gestegen is (hoogteverandering positief¹), *bij gelijkblijvende waterstanden en hetzelfde voedsel*.

Het in Figuur 5.1 weergegeven effect is berekend voor ideal free foeragerende vogels, voor een constante (niet tussen jaren geïnterpoleerde) hoogte (de cyclus 5 kaart van Rijkswaterstaat en Deltares) over de gesimuleerde periode en combinatie met het historische weer en getij.

Het effect van bodemdaling zal voor een groot gebied met veel scholekters groter

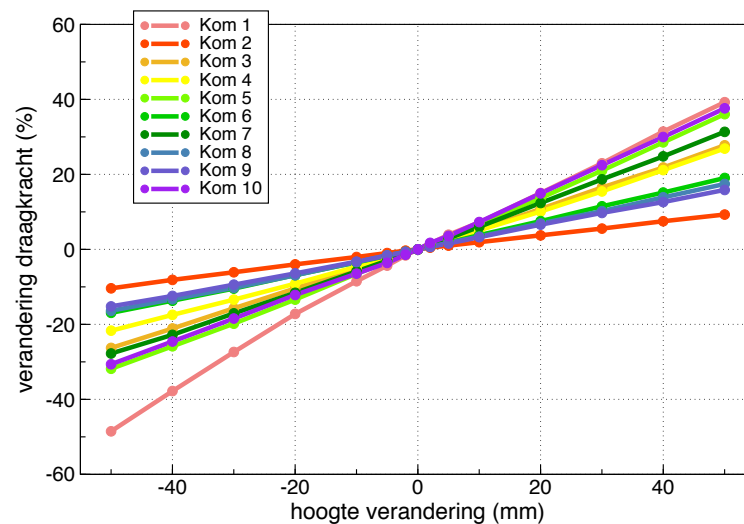
¹De bodemdaling in het Pinkegat heeft al voor een belangrijk deel plaatsgevonden. Er is daarom gerekend met zowel een daling als een stijging van de bodem.



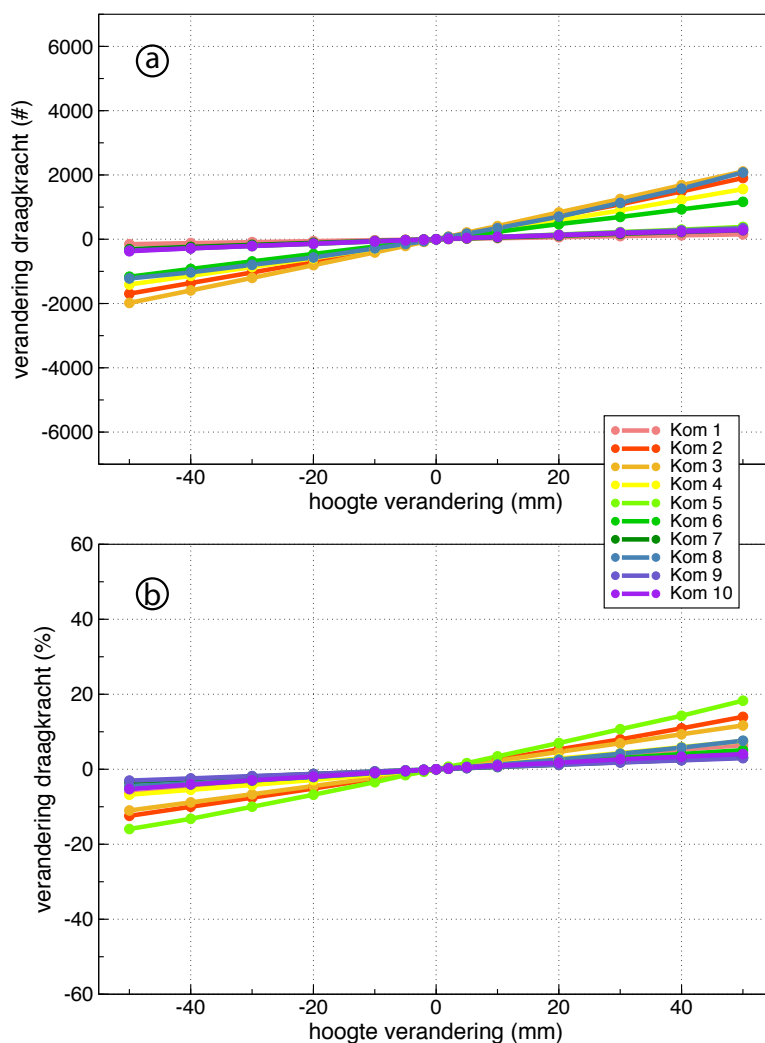
Figuur 5.1. De verandering van het berekende aantal scholeksters bij een uniforme daling of stijging van de bodem, als het voedsel met de bodem meedaalt (scenario 1). De punten geven een berekende waarde weer. De kleuren van de lijnen komen overeen met de kleuren op de kaart in Figuur 4.4.

zijn dan dat voor een klein gebied met relatief weinig vogels. Het ligt daarom voor de hand om het in Figuur 5.1 berekende effect uit te drukken als een percentage van de draagkracht zonder bodemdaling.

Figuur 5.2 laat het resultaat zien. Het effect bedraagt gemiddeld 4.9% per centimeter bodemdaling. Als we de verschillen tussen de kombergingsgebieden als toevallige variabiliteit beschouwen dan kunnen we een standaarddeviatie gebruiken als onzekerheidsmarge. Het gemiddelde procentuele effect is dan $4.9 \pm 2.2 \% \text{ cm}^{-1}$.



Figuur 5.2. Het effect van bodemdaling en bodemstijging uitgedrukt als percentage ten opzichte van het berekende aantal zonder bodemdaling. De kokkels dalen (of stijgen) mee met de bodem (scenario 1).



Figuur 5.3. Effect van een uniforme daling of stijging van de bodem, als het voedsel opschuift zodat de droogvalduur gelijk blijft (scenario 2). De verticale schalen zijn dezelfde als die in Figuur 5.1 en Figuur 5.2. De kleuren van de lijnen komen overeen met de kleuren op de kaart in Figuur 4.4. (a) Absolute verandering. (b) Relatief ten opzichte van het berekende aantal zonder hoogteverandering.

5.2 Scenario 2: Het voedsel schuift op

Als voor alle hoogtes het oppervlak aan wadplaat hetzelfde zou zijn, dan kan het voedsel opschuiven terwijl de bodem daalt. In dat geval zou er voor de vogels niets veranderen. Bij de gegeven plaatmorfologie leidt bodemdaling echter tot een vermindering van het lang droogvallend oppervlak. Dat betekent dat het opschuiven van het voedsel de bodemdaling slechts gedeeltelijk zal compenseren.

In Webtics wordt aan dit scenario gerekend door het oppervlak dat aan ieder monsterpunt van een survey is toegekend² te veranderen. Het oppervlak wordt vermenigvuldigd met een factor afgeleid uit de hoogteverdeling van de betreffende

²De oppervlakken die aan de monsterpunten worden toegekend maken deel uit van de IMA-RES schelpdiersurvey. Ze zijn ook nodig voor het maken van een jaarlijkse schatting van het schelpdierbestand.

komberging. Deze factor beschrijft de verkleining (of vergroting) van het beschikbare oppervlak als het voedsel opschuift en zodoende op gelijke hoogte blijft. We nemen hierbij dus aan dat de kans op vestiging en de dichtheid van de kokkels op een bepaalde hoogte gelijk blijven. In hoofdstuk 3.2 is de berekening van de correctiefactoren uitvoerig beschreven.

Figuur 5.3 toont het berekende absolute en relatieve effect bij opschuivend voedsel. Het effect is weer vrijwel lineair met de grootte van de hoogteverandering.

Zoals verwacht is het effect is kleiner dan dat in scenario 1 voor meedalend voedsel. Dat is overigens niet noodzakelijkerwijs het geval. Als het oppervlak lang droogvallend wad snel afneemt bij bodemdaling (zoals aan de top van een wadplaat), dan kunnen de lang droogvallende delen van het voedsel (bijna) geheel verdwijnen en kan het effect met opschuivend voedsel zelfs groter zijn dan met meedalend voedsel. Voor kom 2 is dat inderdaad het geval³.

Het gemiddelde procentuele effect bedraagt $1.5 \pm 0.9 \% \text{ cm}^{-1}$, waarbij de onzekerheidsmarge (standaard deviatie) weer is geschat uit de verschillen tussen de verschillende kombergingen.

³Voor meedalend voedsel $2.0 \% \text{ cm}^{-1}$ en voor opschuivend voedsel $2.5 \% \text{ cm}^{-1}$.

De natuurlijke variabiliteit

In dit hoofdstuk vergelijken we het effect van bodemdaling met de grootte van de natuurlijke variatie. We doen dat door de stress verhoging tengevolge van bodemdaling te vergelijken met de variatie tengevolge van de jaarlijkse verschillen in voedsel, weer en waterstanden.

De natuurlijke variatie wordt uitgedrukt als een standaard deviatie die de spreiding aangeeft ten opzichte van een langjarig gemiddelde. De variatie in voedsel en de variatie in weer & getij leiden elk tot een eigen standaard deviatie in de stress index. De twee effecten worden van elkaar gescheiden door middel van een variantie-analyse.

We maken daarbij uitvoerig gebruik van de mogelijkheid om in modelberekeningen het voedselbestand uit een bepaald jaar te combineren met het weer en de waterstanden van een willekeurig ander jaar.

6.1 Variatie in voedsel, weer en getij

We hebben de voedselbestanden gebruikt uit dezelfde periode als die waarvoor in Hoofdstuk 5 de effectberekening is gedaan, de jaren 2001–2011. Elk van deze 11 voedselbestanden is gecombineerd met het weer en de waterstanden uit de jaren 1990 t/m 2011. Dat levert dus voor elk voedselbestand 22 modelruns op, steeds voor een ander jaar weer en getijde. Omdat weer en waterstanden niet onafhankelijk van elkaar zijn, zijn de waterstanden voor een bepaalde winter steeds gecombineerd met het weer van diezelfde winter.

De simulatieruns voor het berekenen van de stress indices zijn alle gedaan voor het aantal scholeksters op draagkracht, dus met een gemiddeld stress niveau van 0.50 over de periode 2001–2011. Dat is niet omdat dat aantal "het juiste aantal" zou moeten zijn, maar omdat de berekende draagkracht consistent is met de gebruikte voedselbestanden. Het zou immers niet juist zijn om de invloed van weer en getijde te schatten voor scholeksters die gemiddeld over de jaren hongeren of die gemiddeld erg eenvoudig aan hun voedsel komen. Bovendien kunnen de verschillende kombergingen op deze manier met elkaar worden vergeleken.

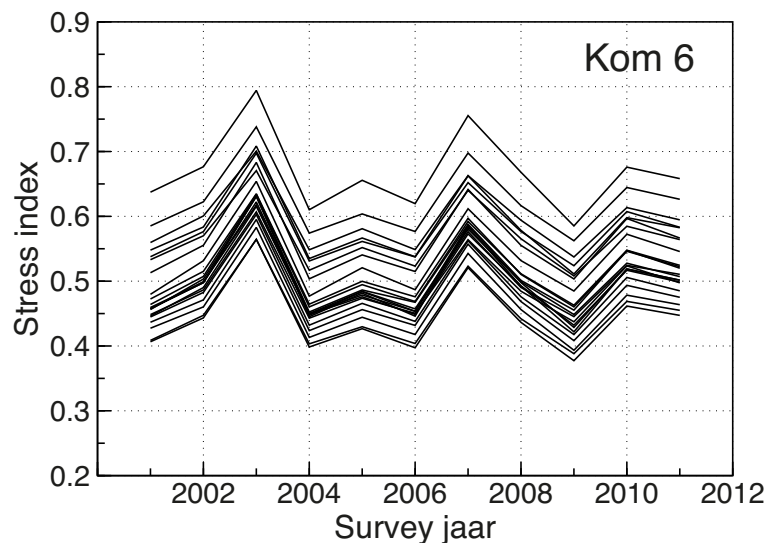
De tijdens de simulatie gebruikte hoogten (t.o.v. NAP) zijn steeds de hoogten behorende bij de gebruikte schelpdiersurvey om ervoor te zorgen dat de voedselbestanden gecombineerd blijven met de bijbehorende plaathogten. Er is daartoe geïnterpoleerd tussen de drie gebruikte hoogtekaarten (zie hoofdstuk 2.1) op dezelfde wijze als in Hoofdstuk 5.

Tabel 6.1. Stress niveaus berekend voor de 11 schelpdiersurveys in de periode 2001–2011 in combinatie met het weer en getij uit de jaren 1990–2011. De hier weergegeven resultaten zijn die voor kom 6 met 21520 scholeksters (draagkracht berekend in hoofdstuk 5).

Weer & Getijde	Voedseljaar (schelpdier survey)										
	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011
1990	0.5596	0.6006	0.7006	0.5484	0.5809	0.5487	0.6628	0.5940	0.5373	0.6135	0.5946
1991	0.4573	0.4992	0.6174	0.4487	0.4758	0.4488	0.5729	0.4927	0.4321	0.5168	0.4986
1992	0.5377	0.5764	0.6975	0.5311	0.5613	0.5374	0.6520	0.5766	0.5238	0.6073	0.5831
1993	0.5331	0.5700	0.6705	0.5169	0.5518	0.5232	0.6401	0.5654	0.5080	0.5847	0.5641
1994	0.5130	0.5553	0.6831	0.5036	0.5405	0.5149	0.6415	0.5552	0.5034	0.5967	0.5665
1995	0.6373	0.6765	0.7942	0.6102	0.6556	0.6196	0.7554	0.6680	0.5852	0.6759	0.6582
1996	0.5479	0.5835	0.7084	0.5349	0.5666	0.5377	0.6625	0.5784	0.5111	0.5980	0.5824
1997	0.4448	0.4826	0.6029	0.4321	0.4657	0.4379	0.5623	0.4759	0.4176	0.5057	0.4851
1998	0.4575	0.4977	0.6222	0.4501	0.4843	0.4572	0.5802	0.4990	0.4485	0.5277	0.5070
1999	0.4725	0.5151	0.6348	0.4645	0.4998	0.4759	0.5970	0.5104	0.4603	0.5461	0.5223
2000	0.4274	0.4603	0.5829	0.4132	0.4443	0.4177	0.5428	0.4562	0.3934	0.4784	0.4637
2001	0.4797	0.5315	0.6539	0.4769	0.5207	0.4868	0.6117	0.5317	0.4848	0.5724	0.5457
2002	0.4594	0.4982	0.6312	0.4473	0.4838	0.4535	0.5857	0.4978	0.4286	0.5186	0.5016
2003	0.4640	0.5073	0.6341	0.4603	0.4946	0.4686	0.5921	0.5114	0.4629	0.5477	0.5244
2004	0.4462	0.4901	0.6154	0.4499	0.4786	0.4535	0.5764	0.4902	0.4453	0.5244	0.5105
2005	0.4086	0.4473	0.5643	0.4033	0.4297	0.4038	0.5231	0.4420	0.3881	0.4688	0.4550
2006	0.4562	0.5033	0.6305	0.4524	0.4864	0.4674	0.5877	0.5011	0.4553	0.5474	0.5200
2007	0.4484	0.4864	0.6069	0.4429	0.4736	0.4504	0.5639	0.4845	0.4373	0.5236	0.4974
2008	0.4065	0.4433	0.5646	0.3984	0.4267	0.3972	0.5208	0.4364	0.3773	0.4616	0.4472
2009	0.4579	0.4978	0.6327	0.4451	0.4815	0.4460	0.5833	0.4924	0.4218	0.5190	0.5014
2010	0.4366	0.4711	0.5951	0.4237	0.4561	0.4317	0.5572	0.4685	0.4082	0.4936	0.4751
2011	0.5852	0.6224	0.7381	0.5741	0.6037	0.5766	0.6977	0.6165	0.5623	0.6445	0.6263

6.1.1 Analyse voor Kom 6

Bovenstaande procedure levert voor elk kombergingsgebied een totaal van $11 \times 22 = 242$ simulatieruns op. De 242 stress indices voor kom 6 zijn te vinden in Tabel 6.1 en Figuur 6.1 geeft een indruk van de groottes. Het berekende stress niveau varieert



Figuur 6.1. Stress niveaus voor Kom 6 berekend met de schelpdiersurveys 2001–2011 in combinatie met de 22 jaren weer & getij uit de periode 1990–2011 (de 22 lijnen). Het aantal scholeksters is op draagkracht (21520 vogels).

Tabel 6.2. Tweevoudige variantie-analyse voor het schatten van de variabiliteit in het stress niveau tengevolge van verschillen in voedsel (uitgedrukt als een standaard deviatie σ_v) en de variabiliteit tengevolge van verschillen in weer en getij (uitgedrukt als een standaard deviatie σ_{wg}), gebaseerd op de simulatie resultaten in Tabel 6.1 voor Kom 6.

	ssq	df	$\overline{ssq}$	schatter van	st.dev.
Weer & Getij	0.7659	21	0.0365	$\sigma^2 + 11 \sigma_{wg}^2$	0.058
Voedsel	0.6931	10	0.0693	$\sigma^2 + 22 \sigma_v^2$	0.056
Rest	0.0067	210	0.0000	σ^2	0.000
Totaal	1.4657	241			

tengevolge van de verschillen in voedsel en de verschillen in weer en getijde. Met behulp van een tweevoudige variantie-analyse kunnen deze twee factoren worden gescheiden en geschat.

Tabel 6.2 laat de variantie-analyse voor Kom 6 zien. De variatie tengevolge van de jaarlijkse verschillen in voedsel wordt uitgedrukt als een standaard deviatie σ_v waarvan de waarde geschat wordt als 0.056. De variatie tengevolge van de jaarlijkse verschillen in weer en getij wordt uitgedrukt als een standaard deviatie σ_{wg} waarvan de waarde geschat wordt als 0.058.

De restspreiding is vrijwel nul, hetgeen laat zien dat de verschillen in stress geheel te wijten zijn aan de verschillen in voedsel en weer & getij (dat is ook het enige dat varieert), en dat deze twee bronnen van variatie bij benadering additief zijn (er is geen interactie).

Omdat het hier modelberekeningen betreft is er niet echt een stochastische "error term" in de zin dat er verschil is tussen herhalingen. De variantie-analyse wordt hier slechts gebruikt om de verschillende effecten te scheiden en te schatten¹.

De totale jaarlijkse variabiliteit tengevolge van zowel voedsel als weer en getij wordt nu voor Kom 6 berekend als $\sigma_{tot} = \sqrt{0.056^2 + 0.058^2} = 0.080$, een waarde die betrokken moet worden op een gemiddeld stress niveau van 0.500.

6.1.2 De gemiddelde komberging

Bovenstaande analyse voor Kom 6 is herhaald voor de overige kombergingen en de resultaten zijn samengevat in Tabel 6.3. De variatie door weer & getij is opvallend constant en bedraagt gemiddeld 0.058. Het effect van voedsel verschilt sterker tussen de kombergingen. Daarbij vallen vooral de hoge waarden van σ_v voor kom 1 en kom 2 op.

Om te voorkomen dat de natuurlijke variatie te hoog wordt ingeschat voor de overige kombergingen kunnen de resultaten voor kom 1 en kom 2 ook worden weg gelaten. De gemiddelde waarde van σ_v bedraagt dan 0.054 en het gemiddelde van de totale natuurlijke variabiliteit $\bar{\sigma}_{tot}$ wordt dan 0.080.

Deze schatting ($\bar{\sigma}_{tot} = 0.080$) is consistent met het resultaat van een drievoudige variantie-analyse voor het effect van kommen, voedsel en weer & getij. Die analyse

¹Er kan wel getoetst worden tegen de residuele variantie, de effecten van voedsel en weer&getij zijn dan beide overweldigend significant, maar dat is een tamelijk triviale constatering.

Tabel 6.3. Geschatte variabiliteit in het stress niveau tengevolge van verschillen in voedsel (uitgedrukt als een standaard deviatie σ_v) en verschillen in weer en getij (uitgedrukt als een standaard deviatie σ_{wg}). Gebaseerd op tweevoudige variantie-analyse tabellen zoals die voor Kom 6 in Tabel 6.2.

kom	weer & getij	voedsel	totaal
	σ_{wg}	σ_v	σ_{tot}
1	0.0565	0.1204	0.1329
2	0.0550	0.1405	0.1509
3	0.0600	0.0583	0.0836
4	0.0571	0.0444	0.0724
5	0.0554	0.0373	0.0667
6	0.0576	0.0561	0.0804
7	0.0584	0.0302	0.0657
8	0.0592	0.0637	0.0870
9	0.0586	0.0889	0.1065
10	0.0597	0.0518	0.0790
gemiddeld	0.0577	0.0692	0.0925
kom 3-10	0.0582	0.0538	0.0802

wordt hieronder uitgevoerd en laat als extra resultaat zien dat goede en slechte voedseljaren slechts in beperkte mate dezelfde zijn in de verschillende kombergingen. De variatie door verschillen in voedsel verloopt dus niet geheel synchroon in de verschillende kombergingen.

6.1.3 Drievoudige variantie-analyse: Kom, Weer & Getij, Voedsel

In een drievoudige variantie-analyse kan de invloed van de komberging als aparte factor worden meegenomen, naast de invloed van voedsel en weer & getij. In Tabel 6.4 staat het resultaat, berekend met weglating van de stress niveaus voor kom 1 en kom 2.

We bespreken de effecten in de volgorde waarin ze in Tabel 6.4 staan:

Kom De standaard deviatie σ_{kom} is slechts 0.0025. De gemiddelde stress niveaus voor de kombergingen verschillen dus nauwelijks. Dat komt omdat voor iedere komberging het aantal vogels op draagkracht gehouden is, zodat de gemiddelde stress niveaus voor de jaren 2001–2011 (elk met het "eigen" getij) per definitie gelijk zijn. Toevoeging van andere jaren weer & getij verandert daar weinig aan.

WG De standaardafwijking $\sigma_{wg} = 0.0578$ voor weer & getij is consistent met het gemiddelde van 0.0582 voor de kommen 3–10 in Tabel 6.3.

V De standaardafwijking $\sigma_{v1} = 0.0338$ tengevolge van verschillen in voedsel is aanzienlijk kleiner dan de waarde van σ_v in Tabel 6.3 (0.0538). De hier gevonden standaardafwijking σ_{v1} betreft echter *alleen* de verhoging of verlaging van de stress in *alle kombergingen simultaan*, in de hele Waddenzee, tengevolge van de verschillen in voedsel.

Tabel 6.4. Drievoudige variantie-analyse voor het schatten van de variabiliteit in het stress niveau tengevolge van verschillen tussen 8 kombergingen ("Kom"), tussen 11 voedseljaren ("V") en tussen 22 jaren weer en getij ("WG"). De resultaten voor Kom 1 en Kom 2 zijn uit deze analyse weggelaten.

	ssq	df	$\overline{\text{ssq}}$	schatter van	st.dev.
Kom	0.0111	7	0.00159	$\sigma^2 + (8 \times 11) \sigma_{\text{kom}}^2$	0.0025
WG	6.1811	21	0.29434	$\sigma^2 + (11 \times 22) \sigma_{\text{wg}}^2$	0.0578
V	2.0115	10	0.20115	$\sigma^2 + (8 \times 22) \sigma_{\text{v1}}^2$	0.0338
Kom $\times$ V	3.5931	70	0.05133	$\sigma^2 + 22 \sigma_{\text{v2}}^2$	0.0483
WG $\times$ V	0.0149	210	0.00007		0.0022
WG $\times$ Kom	0.0974	147	0.00066		0.0076
rest	0.0487	1470	0.00003	σ^2	0.0058
Totaal	11.9579	1935			

Kom $\times$ V Het betreft hier de komspecifieke verschillen tussen voedseljaren. De standaardafwijking $\sigma_{\text{v2}} = 0.0483$ beschrijft de variatie tengevolge van verschillen in voedsel, voorzover die geen deel uitmaken van het simultane voedselseffect σ_{v1} .

WG $\times$ V Dit effect is heel klein wat laat zien dat een verandering in de stress index tengevolge van weer & getij in hoge mate onafhankelijk is van de variatie in voedsel. De twee effecten zijn additief.

WG $\times$ Kom Ook een klein effect omdat weer & getij nauwelijks verschillend zijn in de verschillende kombergingen. Hoog- en laagwaterstanden zijn in sterke mate ruimtelijk gecorreleerd en voor het weer is slechts één station gebruikt (Vlieland).

rest Kleine, niet-additieve effecten op de stress leiden tot deze term die iets groter is dan die in de tweevoudige analyse voor één kom in Tabel 6.1.

Het gecombineerde effect van voedseljaren $\sigma_{\text{v}} = \sqrt{\sigma_{\text{v1}}^2 + \sigma_{\text{v2}}^2} = 0.059$ is consistent met het gemiddelde van 0.054 voor de kommen 3–10 uit Tabel 6.3.

Het totale effect van voedsel en weer & getij vinden we tenslotte uit $\sigma_{\text{tot}} = (\sigma_{\text{v1}}^2 + \sigma_{\text{v2}}^2 + \sigma_{\text{wg}}^2)^{0.5} = (0.0578^2 + 0.0338^2 + 0.0483^2)^{0.5} = 0.083$, ook in overeenstemming met het gemiddelde van 0.080 voor de kommen 3–10 in Tabel 6.3.

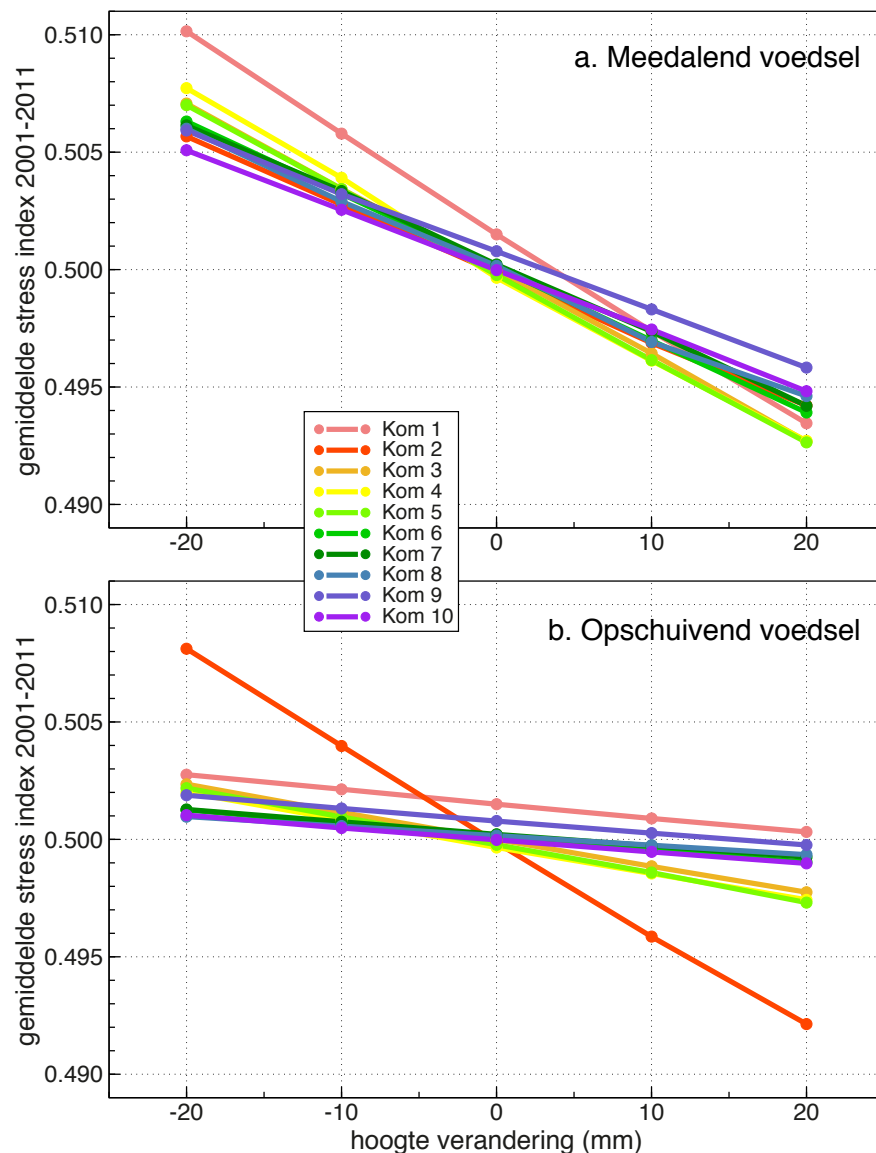
De kleine effecten met een gezamenlijke grootte van $(0.0025^2 + 0.0022^2 + 0.0076^2 + 0.0058^2)^{0.5} = 0.010$ kunnen hier ook (kwadratisch) bij worden opgeteld, maar leiden niet tot een verdere verhoging van de totale spreiding van 0.083.

Deze hele analyse is natuurlijk ook uitgevoerd inclusief de stress niveaus voor de kommen 1 en 2. De zuivere effecten WG en V komen overeen ($\sigma_{\text{wg}} = 0.057$ en $\sigma_{\text{v1}} = 0.037$), terwijl (zoals te verwachten) het komspecifieke voedselseffect Kom $\times$ V veel groter wordt ($\sigma_{\text{v2}} = 0.072$). De totale natuurlijke variatie wordt 0.099.

Om te voorkomen dat we de natuurlijke variatie te hoog inschatten gebruiken we het resultaat van de analyse zonder kom 1 en kom 2: een standaard deviatie in het stress niveau van 0.083 tengevolge van jaarlijkse verschillen in weer, getij en voedsel, bij een gemiddeld stress niveau van 0.500.

6.2 Het effect van bodemdaling op het stress niveau

Net als hierboven in hoofdstuk 6.1 beschouwen we weer de kombergingsgebieden met het aantal scholeksters op draagkracht. In combinatie met het voedsel over de jaren 2001–2011 gebruiken we gewoon het historische weer en getij. Het gemiddelde stress niveau voor 2001–2011 komt dan uiteraard uit op 0.500, *zonder* bodemdaling. Het gemiddelde stress niveau wordt nu ook bepaald worden in combinatie met een uniforme verandering van de bodemhoogte. En net als in Hoofdstuk 5 kan de hoogteverandering worden toegepast met *dalend* of met *opschuivend* voedsel.



Figuur 6.2. Het effect van een uniforme bodemdaling op de gemiddelde stress index voor de periode 2001–2011, berekend per komberging met het historisch weer & getij, geïnterpoleerde hoogtekaarten, en het aantal vogels op draagkracht. a. Het voedsel daalt (of stijgt) mee met de bodem. b. Het voedsel verschuift zodanig dat het op dezelfde hoogte t.o.v. NAP blijft liggen (zie hoofdstuk 3.2).

Tabel 6.5. Het effect van een uniforme bodemdaling op de stress index voor alle kombergingen. De getallen geven de helling van de lijnen in Figuur 6.2.

kom	Toename stress per centimeter daling	
	Voedsel daalt mee	Voedsel schuift op
1	0.004180	0.000612
2	0.002882	0.004009
3	0.003577	0.001150
4	0.003781	0.001144
5	0.003600	0.001212
6	0.003104	0.000556
7	0.002986	0.000508
8	0.002875	0.000406
9	0.002510	0.000529
10	0.002562	0.000514
gemiddeld	0.0032	0.0011
Kom 3–10	0.0031	0.0008

In Figuur 6.2 zijn de resultaten te zien. De lijnen horen eigenlijk precies door het punt (0.0,0.5) te gaan, maar doen dat niet precies vanwege kleine afwijkingen in de gebruikte draagkracht aantallen in combinatie met het bijzonder kleine verloop in stress niveau (de y-as van de grafieken loopt van 0.49 tot 0.51). Dat heeft echter geen invloed op de richting van een lijn die weergeeft hoe gevoelig de stress index voor een komgebied is voor een verandering in de bodemhoogte.

Het effect van bodemdaling voor opschuivend voedsel zijn in het algemeen kleiner dan voor meedalend voedsel, net als in Hoofdstuk 5. Alleen voor Kom 2 is het omgekeerd (zie de oranje lijnen in Figuur 6.2), wat ook al geconstateerd was in hoofdstuk 3.2 op bladzijde 39.

In Tabel 6.5 zijn al de hellingen bij elkaar gezet, uitgedrukt als een verhoging van de stress index per centimeter bodemdaling. Het gemiddelde effect voor meedalend (of meestijgend) voedsel is 0.0032 cm^{-1} en dat voor opschuivend voedsel is drie keer kleiner, ongeveer dezelfde verhouding als in de effecten op draagkracht (hoofdstuk 3.1 en hoofdstuk 3.2). De grootste gevoeligheid van ongeveer 0.004 cm^{-1} is gevonden voor Kom 1 (dalend voedsel) en voor Kom 2 (opschuivend voedsel).

6.3 Bodemdaling en natuurlijke variatie

We vergelijken nu het effect van bodemdaling met de grootte van de natuurlijke variatie. Omdat het aantal scholeksters in de Waddenzee bepaald wordt door meerjarige ecologische processen kunnen we deze vergelijking niet maken in termen van aantallen vogels.

We hebben daarom hierboven in hoofdstuk 6.1 eerst de natuurlijke variatie in het jaarlijkse stress niveau berekend en hebben vervolgens in hoofdstuk 6.2 het effect van bodemdaling uitgedrukt als een effect op het *gemiddelde stress niveau* per centimeter daling².

²De jaarlijkse variatie is uitgedrukt als een standaard afwijking van 0.083 bij een langjarig gemiddelde van 0.500. Het effect van bodemdaling op het gemiddelde stress niveau is 0.0032 cm^{-1} voor dalend voedsel en 0.0011 cm^{-1} voor opschuivend voedsel.

6.3.1 Wat is een verwaarloosbaar effect?

Er zijn vele redenen denkbaar om een negatief effect op de natuur te accepteren. Een effect kan klein zijn ten opzichte van andere, reeds bestaande invloeden, het kan subjectief als klein of irrelevant beoordeeld worden, of het kan gecompenseerd worden door andere, positieve effecten.

Waar het hier over gaat is of een effect dat klein is ten opzichte van de natuurlijke variatie om die reden verwaarloosd kan worden. Het antwoord op die vraag is in het algemeen ontkennend. Een eenvoudig voorbeeld zal duidelijk maken waarom dat zo is.

Stel, we hebben te maken met een populatie die jaarlijks 20% fluctueert. Een effect van 5% lijkt dan in eerste instantie klein en niet direct zichtbaar, maar het is een effect *op het gemiddelde* en tien dergelijke effecten leiden tot een halvering van de populatie. Een dergelijke gang van zaken is niet alleen theoretisch denkbaar. Het lijkt de manier waarop het vaak gaat met "kleine en acceptabele" effecten op de natuur.

Een effect kan dus niet zonder meer verwaarloosd worden *omdat* het kleiner is dan de jaarlijkse variatie. Een effect dat kleiner is dan de vaak aanzienlijke, natuurlijke variatie hoeft ook niet klein te zijn in andere opzichten. Voorzichtigheid is daarom op zijn plaats.

Een tijdelijk effect

De kwestie wordt nog wat gecompliceerder in het geval van een tijdelijk effect, zoals het effect van de gaswinning op de plaathogten in de Waddenzee dat zich naar verwachting voordoet over een periode van zo'n 40 jaar.

Indien we een gemiddelde μ_{40} (van een populatie of van een stress niveau) zouden kunnen bepalen over zo'n periode zouden we immers niet altijd hetzelfde "echte gemiddelde" μ_{∞} vinden, maar een deel van de jaarlijkse variatie blijft aanwezig in het 40 jarig gemiddelde μ_{40} . We kunnen dan de vraag stellen of het geschatte effect groter of kleiner is dan de toevallige variatie σ_{40} in het 40 jarig gemiddelde.

Als het effect kleiner is ($\text{effect} < \sigma_{40}$), dan zou een dergelijke verandering ook (nog net) van nature kunnen plaatsvinden. Een effect dat klein is volgens dit criterium ($\text{effect} \ll \sigma_{40}$) is niet waarneembaar, zelfs niet als we een kopie van de Waddenzee zonder gaswinning zouden hebben³.

6.3.2 Bij welke bodemdaling is het effect groter dan de ruis?

Als de bodemdaling over een periode van 40 jaar optreedt dan kunnen we het effect ervan vergelijken met de variatie in het 40-jarig gemiddelde stress niveau. Deze variatie wordt bij benadering gevonden door de jaarlijkse spreiding (standaard deviatie) te delen door de wortel uit het aantal jaren.

Met behulp van de in hoofdstuk 6.1 gevonden jaarlijkse spreiding in het stress niveau $\sigma_{tot} = 0.083$ wordt het criterium voor een effect dat (net) niet boven de

³In deze kopie zouden dan het voedsel, weer, en getij niet identiek zijn, maar wel op dezelfde manier fluctueren.

natuurlijke variatie uitkomt (voor één komberging) gegeven door

$$\text{effect} < \frac{0.083}{\sqrt{40}} = 0.013 \quad (6.1)$$

Dit is niet de grens voor een praktisch meetbaar effect, maar boven deze grens komt een *tijdelijk* effect boven de natuurlijke variatie en is daarmee in theorie statistisch waarneembaar.

Door de waarde 0.013 te vergelijken met de gevoeligheid van de stress index voor bodemdaling (hoofdstuk 6.2) kan een schatting worden gemaakt van het aantal centimeters bodemdaling waarvan het effect boven de ruis uitkomt.

Voor meedalend voedsel krijgen we dan voor één komberging een waarneembaar effect bij een bodemdaling van $0.013/0.0032 = 4.1$ cm. Volgens de effectberekening in Hoofdstuk 5 gaat het dan om $4.1 \times (4.9 \pm 2.2)\% = 20 \pm 9\%$ van het aantal vogels op draagkracht (afgelezen in Figuur 5.2).

Voor opschuivend voedsel is de grens voor de bodemdaling $0.013/0.0011 = 12$ cm wat overeenkomt met $12 \times (1.5 \pm 0.9)\% = 18 \pm 11\%$ van het aantal vogels op draagkracht (*extrapolatie* van Figuur 5.3b).

De twee scenario's komen op een vergelijkbaar aantal vogels uit. Dat is niet verwonderlijk omdat het hier immers het effect betreft dat gelijk is aan de natuurlijke variatie op kombergingsniveau.

6.3.3 Discussie

De natuurlijke variatie in het stress niveau is aanzienlijk en een even groot effect van bodemdaling is daarom niet "slechts een paar procent". Dat wijst er nogmaals op dat de natuurlijke variabiliteit niet het enige criterium kan vormen bij het beoordelen van een effect.

Dat betekent echter niet dat bovenstaande vergelijking geen nut heeft. Hoe verder een effect *onder* de hierboven genoemde grens blijft hoe vaker een vergelijkbare verandering zich ook van nature zal voordoen. De grens geeft daarmee (voor een tijdelijk effect) een limietwaarde voor wat (nog net) als "natuurlijk" kan worden aangemerkt.

De invloed van de verspreiding van de vogels tijdens laagwater

De voedselbehoefte van de vogels en ook de modelparameters die bepalen hoe snel een scholekster gemiddeld kokkels kan vinden en eten zijn gebaseerd op metingen in het laboratorium en in het veld. Dat is niet het geval voor de verspreiding van de vogels tijdens laagwater. De wijze van verspreiding bepaalt mede waar het meest gegeten wordt en waar dus de schelpdier dichtheid het meest wordt beïnvloed.

De simulaties in Hoofdstuk 5 zijn uitgevoerd voor een zogenaamde "ideaal vrije verdeling" van de vogels¹. Dat is een verdeling waarbij de vogels op elk moment hun (potentiële) voedselopname maximaliseren. Deze verspreiding wordt in Webtics gecombineerd met de aanname dat de scholeksters beginnen te foerageren zodra dat mogelijk, dus op het eerst droogvallende wad.

Deze aannames leiden tot erg hoge dichtheden vogels op de beste voedselgebieden en bovendien tot een relatief zware predatie op voedsel dat snel na hoogwater droogvalt (het langst droogvallend voedsel). Deze beide aspecten van het model zijn vermoedelijk niet realistisch.

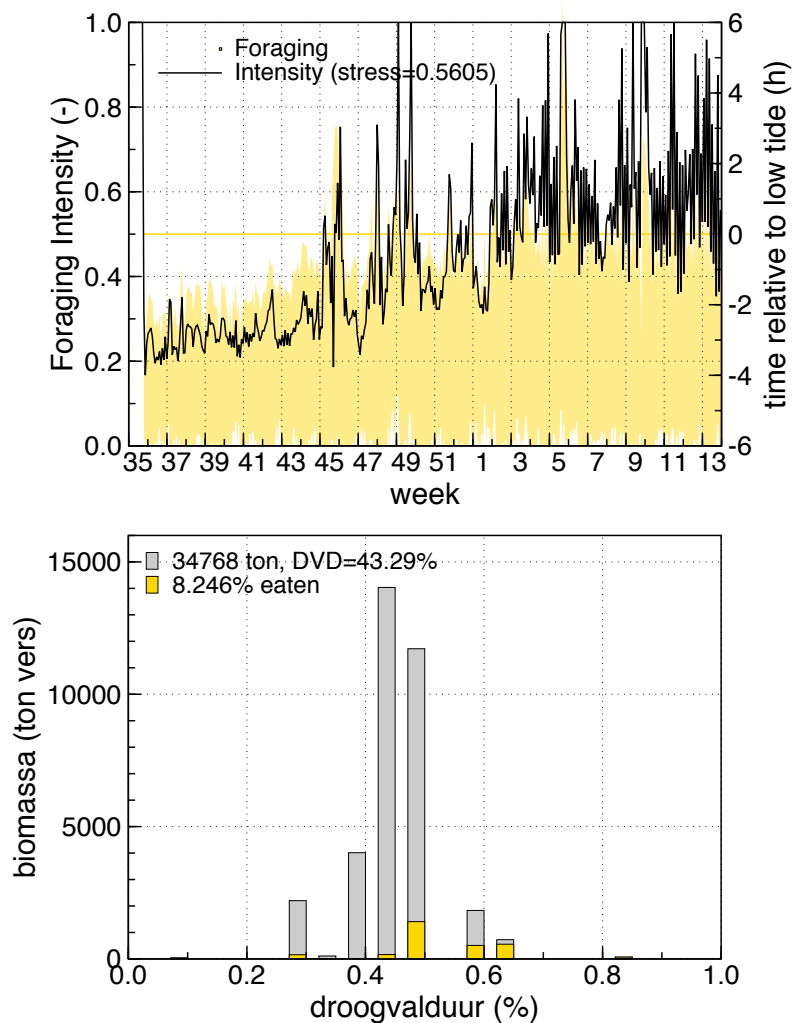
Om te komen tot betere simulaties van de verspreiding tijdens laagwater wordt sinds enkele jaren onderzoek gedaan met behulp van gezenderde vogels. De resultaten van dit veldwerk worden op het moment uitgewerkt. In het kader daarvan zijn in Webtics verschillende alternatieve verspreidingsmodellen ingebouwd met de bedoeling om uiteindelijk modelparameters af te leiden van de metingen.

In dit hoofdstuk gaan we na of het in Hoofdstuk 5 berekende effect van bodemdaling gevoelig is voor de verspreiding tijdens laagwater. We doen dat door de effectberekening voor opschuivend voedsel te herhalen met een vogelverdeling die in een aantal opzichten verschilt van de ideaal vrije verdeling.

7.1 De ideaal vrije vogelverdeling ; Figuur 7.1

Een extreme maar wel heel duidelijke aanname voor de laagwatersverspreiding is de zogenaamde "ideaal vrije verdeling". We gaan er dan van uit dat de vogels op elk moment en zonder extra "kosten" hun verdeling over het voedselgebied

¹De term "ideaal" staat voor de aanname dat de vogels worden verondersteld een perfecte kennis van het gebied te hebben. De term "vrij" staat voor de aanname dat ze zich elk moment zonder kosten kunnen verplaatsen tussen verschillende delen van hun foerageergebied.



Figuur 7.1. Enkele resultaten van een simulatie voor Komberging 6 (2007) met een ideaal vrije verdeling van de vogels en foerageren vanaf afgaand water totdat de energiebehoefte gedekt is. (a) Het verloop van de foerageer intensiteit gedurende de overwintering en (als lichtgeel vlak t.o.v. de rechter y-as) de gesimuleerde foerageertijd ten opzichte van het tijdstip van laagwater. (b) De droogvalduur van de kokkels in de IMARES schelpdiersurvey en de gesimuleerde predatie.

zodanig regelen dat de voedselopname zo groot mogelijk is. Dat is het geval als de vogeldichtheid (het aantal vogels per hectare) het grootst is op de plekken met het meeste voedsel. De vogels hebben op die plekken dan ook relatief veel last van elkaar en daarom kan op de iets minder goede plekken een even grote opname gehaald worden, zij het bij een wat lagere vogeldichtheid.

Op deze wijze kan, uitgaande van parameters die we kennen, een optimale verdeling van de vogels berekend worden over het drooggevalen deel van het voedselgebied. In Webtics foerageren de vogels vanaf afgaand water totdat hun energiebehoefte voor de betreffende getijdeperiode gedekt is. In Figuur 7.1a is een voorbeeld te zien van de op die wijze gesimuleerde foerageertijd.

Deze grootst mogelijke voedselopname wordt in Webtics gecombineerd met een foerageerperiode die begint zodra het eerste voedsel droogvalt. Dat is te zien aan het lichtgele gebied in Figuur 7.1a dat de foerageertijd weergeeft ten opzichte van het

tijdstip van laagwater. De vogels beginnen vlak na hoogwater (meer dan 5 uur vóór laagwater) al te foerageren. In de herfst hebben ze dan al vóór laagwater voldoende gegeten. In de winter gaat het foerageren langer door omdat de voedselbehoefte dan groter is en de kokkels minder vlees bevatten.

7.1.1 Lang droogvallend voedsel

Een belangrijk gevolg van deze gang van zaken is dat er intensief gevoerageerd wordt op relatief kleine oppervlakken aan hoog gelegen, lang droogvallende kokkels. Deze kokkels met een droogvalduur boven de 50% worden dan ook voor een groot deel opgegeten zoals te zien is in Figuur 7.1b waarin de gesimuleerde predatie (september t/m maart) geel gekleurd is.

De grote predatiedruk op lang droogvallende kokkels in de herfst is niet realistisch. Scholeksters brengen in de herfst nog veel tijd door op de hoogwatervluchtplaatsen en beginnen in het algemeen pas enkele uren na hoogwater met foerageren. Ze kunnen zich dan direct over een groot deel van het foerageergebied verspreiden en het langst droogvallende voedsel wordt niet of nauwelijks gepredeerd.

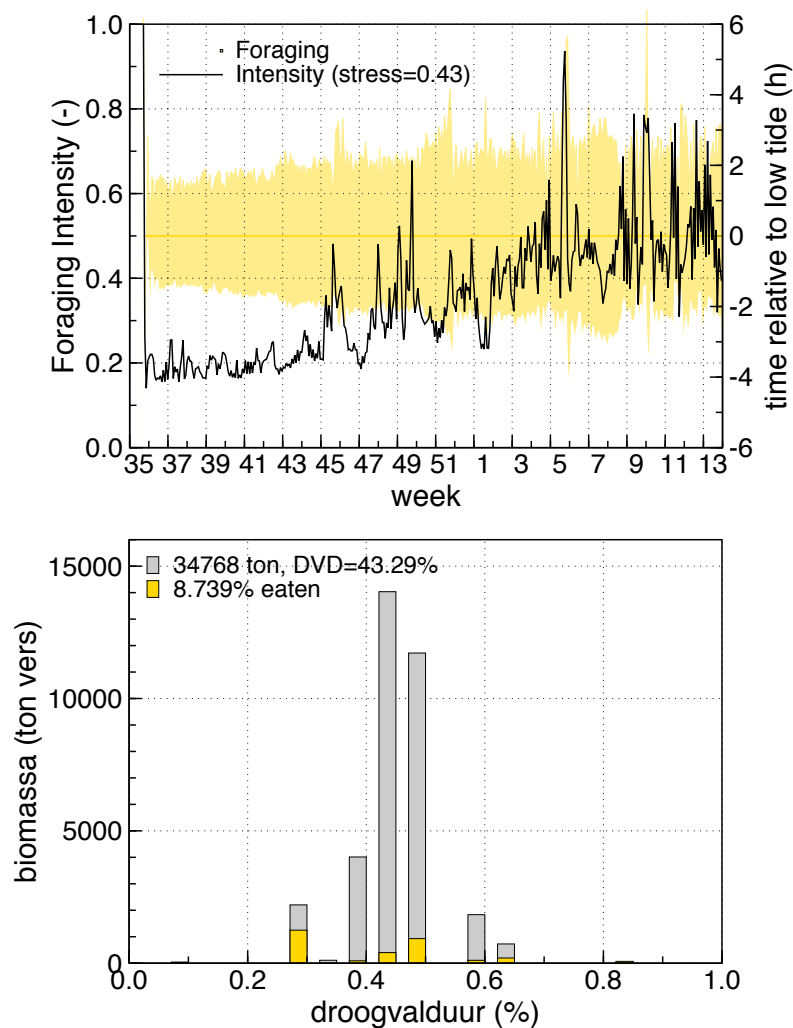
Het prederen van de lang droogvallende kokkels in de herfst heeft consequenties voor de stress index. De potentiële voedselopname gedurende een laagwaterperiode in de winter wordt daardoor aanzienlijk verlaagd. Deze potentiële opname wordt immers bepaald door de maximaal mogelijke opname gedurende de gehele laagwaterperiode. Het ontbreken van lang droogvallend voedsel in de winter verlaagt dus de potentiële opname. Dit leidt vervolgens tot een hogere foerageer intensiteit in de winter en daarmee tot een hogere stress index dan het geval zou zijn zonder deze herfstpredatie.

7.2 Foerageren in de waterlijn ; Figuur 7.2

Een verdeling van de vogels die in een aantal opzichten verschilt van de ideaal vrije verdeling wordt gerealiseerd op de volgende manier:

- De maximale opnamesnelheid in de waterlijn is twee keer zo groot dan ver van de waterlijn.
- De vogels foerageren gedurende een aantal uren *rondom het tijdstip van laagwater*. De foerageertijd reageert op de behoefte maar blijft gecentreerd rondom het tijdstip van laagwater. Dat maximaliseert het droogvallend oppervlak tijdens het foerageren.
- De opnamesnelheid van de vogels wordt met ten hoogste 50% gereduceerd ten opzichte van de maximale opnamesnelheid, als de voedselsituatie en de droogvalduur van het voedsel dat toelaten.
- Deze reductie maakt het mogelijk om de associatie tussen voedsel en vogeldichtheid te verminderen en om dus ook gebruik te maken van minder goede plekken. Op die manier wordt een groter deel van het voedselgebied ook echt gebruikt.

Herhalen we de simulatie voor Kom 6 (seizoen 2007–2008) met deze verspreiding dan krijgen we Figuur 7.2. De foerageerperiode ligt overduidelijk rond laagwater, er worden nauwelijks hooggelegen kokkels gegeten en het stress niveau in de winter is aanzienlijk gedaald omdat de mogelijkheid van predatie op lang droogvallende kokkels in de winter behouden is gebleven.



Figuur 7.2. Als Figuur 7.1 met de volgende veranderingen: De voedselopname bij foerageren in de waterlijn is hoger. De vogels beginnen niet te foerageren zodra het eerste voedsel droogvalt maar pas later, en er wordt meer gebruik gemaakt van minder goede voedselgebieden (zie de tekst voor details). Dat leidt tot een veel minder sterke predatie van de hoog gelegen en lang droogvallende kokkels.

7.3 Discussie vogelverdeling

Bij een ideaal vrije vogelverdeling wordt een berekende draagkracht voor een belangrijk deel bepaald door de hoeveelheid lang droogvallende kokkels. Duidelijk is nu geworden dat dit effect op twee manieren tot stand komt:

1. Lang droogvallende kokkels dragen bij aan een grotere potentële voedselopname en leiden dus tot een lagere foerageer intensiteit en een lagere stress index.
2. Lang droogvallende kokkels worden in de herfst opgegeten doordat de vogels bij afgaand water direct beginnen te foerageren. Dat leidt tot een verminderde potentële voedselopname in de winter.

Het tweede effect is een artefact van de default vogelverdeling in Webtics en is bij het gebruik van de "waterlijn verdeling" verdwenen.

Tabel 7.1. Berekende aantallen voor de kommen met de "waterlijn verdeling" (zie hoofdstuk 7.2). De aantallen zijn gegeven voor twee waarden van de stress index omdat het model (nog) niet gecalibreerd is voor dit type verdeling.

Kom	berekend aantal bij stress niveau	
	0.425	0.450
1	4800	7684
2	12064	14658
3	20630	29821
4	25481	37148
5	1981	4581
6	26418	35991
7	8922	14886
8	23815	36962
9	10728	15129
10	6683	13256
Totaal	141522	210116

Dat betekent nog niet dat lang droogvallend voedsel nu onbelangrijk is. Het eerste effect blijft immers bestaan. Zelfs als het lang droogvallende voedsel in simulaties met Webtics nauwelijks gegeten wordt is het nog steeds belangrijk in situaties met langdurig verhoogde waterstanden en vermoedelijk ook voor jonge vogels die minder goed kunnen foerageren.

Door het grote waterlijn effect zullen gesimuleerde stress niveaus omlaag gaan en zal dus ook een gecalibreerd kritisch niveau lager liggen dan de gebruikelijke waarde 0.500. De lagere stress niveaus betekenen dus niet dat berekende aantallen hoger worden. We hebben immers het model veranderd en zouden daarom eerst een nieuw kritisch stress niveau moeten bepalen.

Omdat dit niet de plaats is om dat te doen² berekenen we hieronder het effect van bodemdaling voor twee verschillende stress niveaus, 0.425 en 0.450.

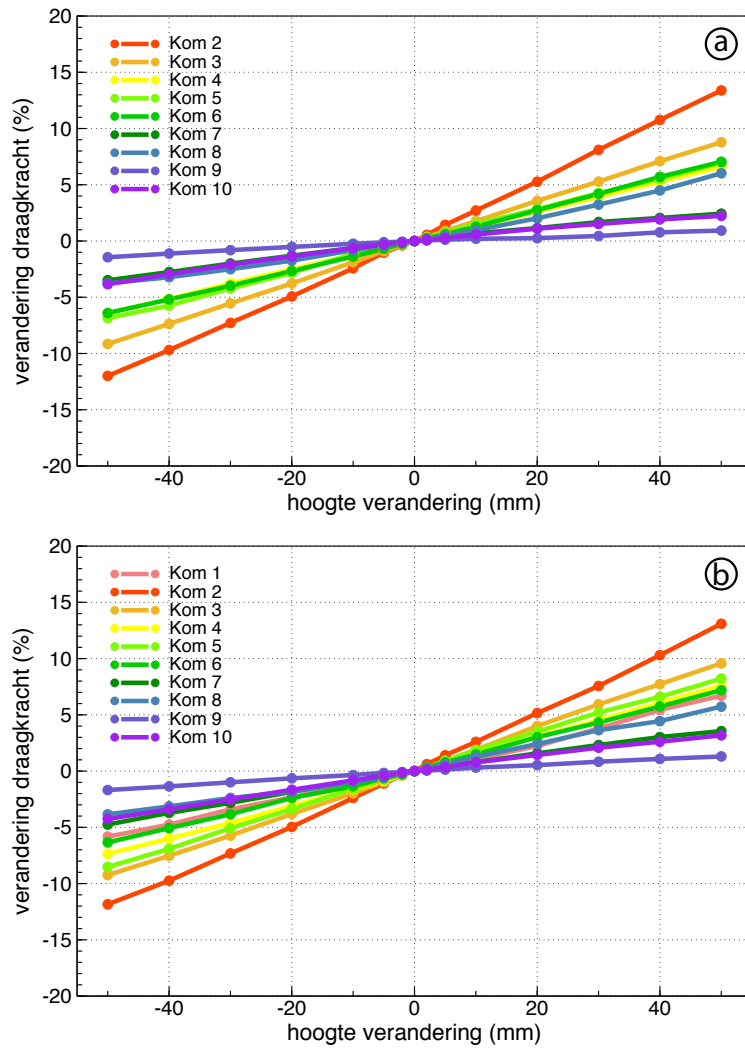
7.4 Effect van bodemdaling voor de waterlijn verdeling

Tabel 7.1 geeft de met een waterlijn verdeling berekende aantallen scholeksters. Omdat het model niet gecalibreerd is voor de nieuwe vogelverdeling zijn de aantallen berekend voor twee verschillende waarden van het kritische stress niveau. Een kritisch niveau van 0.425 leidt tot een totaal aantal van 142000 scholeksters, in de buurt van de aantallen in Hoofdstuk 4 voor een ideaal vrije verdeling. Een kritisch niveau van 0.450 leidt tot hogere aantallen.

Het effect van een uniforme bodemdaling is op dezelfde manier berekend als in Hoofdstuk 5. Figuur 7.3 toont de aantalsverandering ten opzichte van het berekende aantal voor de kritische stress niveaus 0.425 en 0.450. Het gemiddelde effect voor een niveau van 0.425 bedraagt $1.2 \pm 0.7 \% \text{ cm}^{-1}$ (Figuur 7.3a³). Voor een stress niveau van 0.450 is het effect van bodemdaling $1.3 \pm 0.6 \% \text{ cm}^{-1}$ (Figuur 7.3b).

²Berekeningen voor de Oosterschelde en Waddenzee voor de negentiger jaren moeten daartoe opnieuw gedaan worden.

³Een curve voor Kom 1 ontbreekt in deze figuur omdat voor een stress niveau van 0.425 het berekende aantal 0 is. Dat lijkt inconsistent met de aantallen in Tabel 7.1, maar dat komt omdat de effectberekeningen zijn gedaan voor de Cyclus 5 hoogtekaart in combinatie met de bestanden 2001–2011 terwijl de aantallen in Tabel 7.1 zijn berekend met hoogten geïnterpoleerd tussen de



Figuur 7.3. Effect van een uniforme bodemdaling met opschuivend voedsel berekend met de "waterlijn verdeling" van de vogels tijdens laagwater beschreven in hoofdstuk 7.2. Het effect is uitgedrukt als een relatieve verandering van het berekende aantal. (a) Voor een kritisch stress niveau van 0.425. Zie voor het ontbreken van Kom 1 de voetnoot op bladzijde 53. (b) Voor een kritisch stress niveau van 0.425. Merk op dat de verticale schaal anders is dan die in Figuur 5.3 op bladzijde 38.

7.5 Discussie

Bovenstaande effectschattingen zijn consistent met de berekening in Hoofdstuk 5 voor een ideaal vrije vogelverdeling (zie Figuur 5.3b met een effect van gemiddeld $1.5 \pm 0.9\% \text{ cm}^{-1}$). Het berekende effect blijft vrijwel gelijk voor een heel andere vogelverspreiding en een ander ruimtelijk patroon van gegeten schelpdieren.

Ook de onzekerheid in het kritisch stress niveau (het gecalibreerde niveau waarvoor de sterfte in evenwicht is met de reproductie) maakt uiteindelijk voor de relatieve grootte van het effect van bodemdaling erg weinig uit.

De Sibes bemonstering

Er zijn een aantal belangrijke verschillen in opzet tussen de IMARES schelpdiersurvey en de Sibes bemonstering van het NIOZ. We hebben de gegevens voor kokkel, nonnetje en mossel van de Sibes bemonstering ook in Webtics ingevoerd om na te gaan of de geschatte bestanden ongeveer overeenkomen, de droogvalduurverdeling van de schelpdieren overeenkomt, de gesimuleerde stress indices overeenkomen.

Het resultaat laat zien dat er in grote lijnen overeenstemming is, maar dat er ook erg grote verschillen zijn die voortkomen uit de stochasticiteit van de bemonstering of uit de methodische verschillen tussen de twee surveys.

8.1 Gebruik van Sibes data in Webtics

Er zijn enkele belangrijke verschillen tussen de IMARES survey en Sibes bemonstering

De Sibes bemonstering wordt uitgevoerd vanaf 2008. Er zijn drie jaren beschikbaar, 2008–2010. De IMARES survey wordt vanaf 1990 gedaan. Er zijn 22 jaar beschikbaar 1990–2011, waarvan de 12 jaar 2001–2011 worden gebruikt in dit rapport.

De Sibes bemonstering wordt uitgevoerd op een grid, aangevuld met random punten. Het aantal Sibes monsters is veel groter.

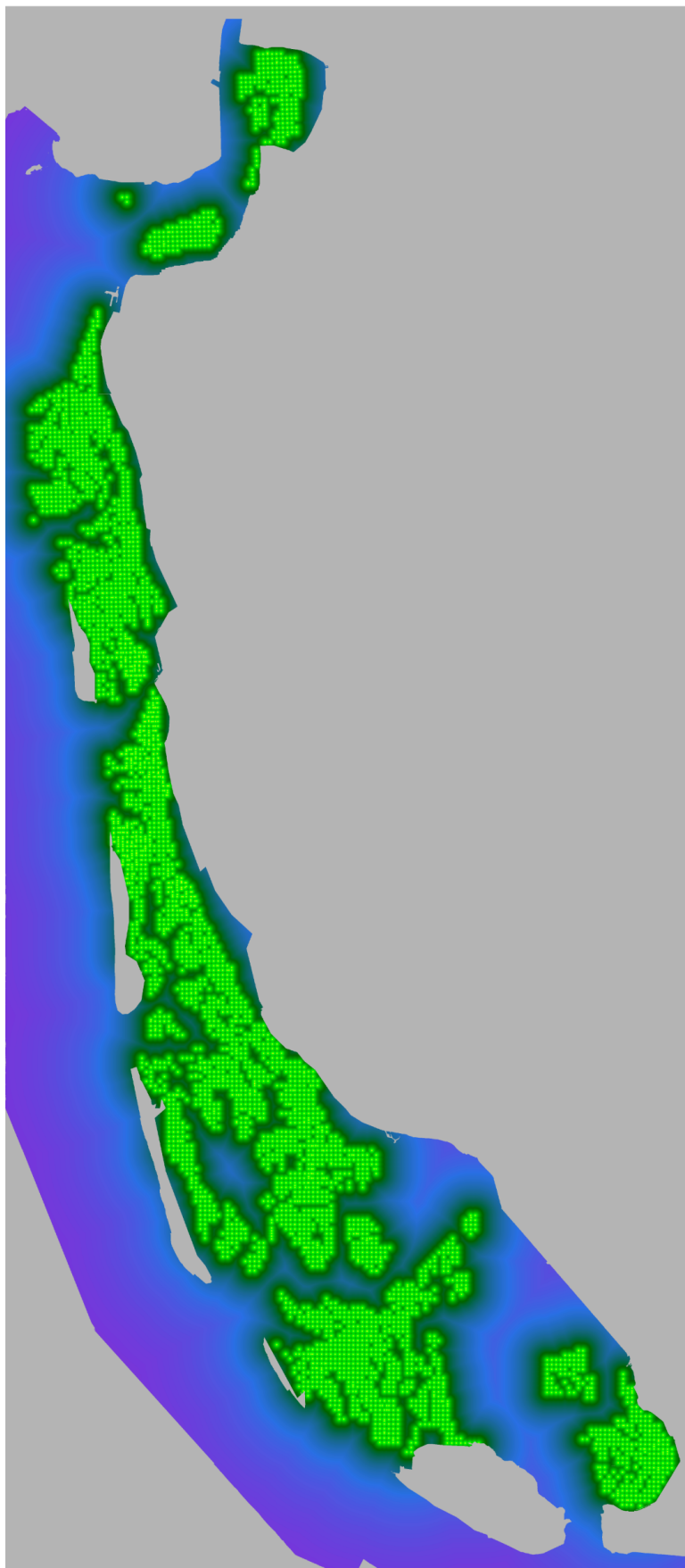
Daar staat tegenover dat de Sibes steekbuismonsters ($\approx 0.017 \text{ m}^2$) veel kleiner zijn dan de IMARES schelpdiermonsters.

De IMARES survey is gestratificeerd: waar veel schelpdieren gevonden worden, wordt extra gemonsterd. De Sibes bemonstering is één stratum.

De Sibes bemonstering wordt uitgevoerd in de zomer en bevat ook de broedval van dat jaar. De IMARES survey bevat in het algemeen geen broedval omdat de bemonstering grotendeels in mei plaatsvindt.

Tijdens de IMARES survey worden versgewichten gemeten. Bij de Sibes bemonstering meet de asvrije drooggewichten gemeten.

Deze meeste van deze verschillen vormen geen technische belemmering voor het gebruik van de Sibes data in Webtics. Er zijn twee punten van aandacht echter, de omrekening van asvrij drooggewicht naar versgewicht en de oppervlakken die bij de monsterpunten horen.



Figuur 8.1. Kaart van de afstand tot het dichtstbijzijnde Sibes monsterpunt (jaar 2010). Een oppervlak is toegekend aan elk Sibes monsterpunt op basis van "nearest neighbour" regio rond elk punt. Deze methode staat bekend onder de namen "Voronoi tegels" op "Thiessen polygonen". Aan de randen van het bemonsterde gebied worden de oppervlakken beperkt door de eis dat de maximale afstand tot het monsterpunt 300 m bedraagt en de hoogte op de Cyclus 5 hoogtekartaar onder de 100 cm +NAP moet liggen.

8.1.1 Omrekening gewichten

Ten behoeve van toepassing in Webtics moeten de asvrije drooggewichten worden omgerekend naar versgewichten. Voor nonnetje en kokkel gebeurt dat met dezelfde omrekeningen die later in het model zelf worden gebruikt om uit de versgewichten weer vleesgewichten en energie te berekenen. Voor de mossel hebben we de body mass index voor juli (Rob Dekker, pers. comm.) gebruikt in de omrekening (van asvrij drooggewicht naar grootte) omdat de meeste Sibes monsters in de zomer zijn genomen.

8.1.2 Oppervlakken

De Sibes bemonstering is onder andere gericht op het bestuderen van ruimtelijke patronen (Compton *et al.*, 2013) en is niet primair gericht op het schatten van totale schelpdierbestanden. Om een model als Webtics toe te passen moeten echter wel "cellen" worden gedefinieerd met voedsel en een oppervlak. Er zijn daartoe in principe twee mogelijkheden.

1. Het fitten van een landschap van schelpdierdichtheden op de monsterpunten, rekening houdend met stochasticiteit en effecten van slibgehalte, droogvalduur, waterkwaliteit, etc.
2. Het toekennen van een oppervlak aan elk monsterpunt. Dit is de methode die ook wordt gebruikt voor de IMARES schelpdiersurvey.

De eerste methode hoort thuis bij het schelpdieronderzoek zelf en valt buiten de mogelijkheden van de exploratieve berekeningen in dit hoofdstuk.

We hebben hier dus de tweede methode gebruikt en aan elk Sibes punt een oppervlak toegekend. Daartoe is een kaart gemaakt van de afstand tot het dichtstbijzijnde Sibes punt (Figuur 8.1 op bladzijde 56). Het oppervlak van de "Thiessen polygoon" rond elk monsterpunt wordt aan het punt toegekend, met de beperking dat de maximale afstand tot het monsterpunt 300 m bedraagt en dat punten van de hoogtekaart boven 100 m +NAP buiten beschouwing blijven.

8.2 Resultaten

Omdat er slechts 3 jaren Sibes data kunnen worden gebruikt zijn voor de Sibes data geen draagkrachtberekeningen gedaan. Wel zijn de schelpdierbestanden en de gesimuleerde stress niveaus voor 2008–2010 vergeleken met de waarden voor gebruik van de IMARES survey uit dezelfde jaren.

De Webtics simulaties zijn gedaan voor alle kombergingen, met de getelde aantallen vogels, met hoogtes bepaald door interpolatie tussen de cyclus 4 en cyclus 5 hoogtekaarten, met het weer- en getij uit de surveyjaren en met de vogelverdeling zoals besproken in Hoofdstuk 7, dus met foerageren rond laagwater en inclusief een effect van de waterlijn.

In Tabel 8.1 zijn voor alle kombergingen de Sibes en IMARES kokkelbestanden te vinden. Tabel 8.2 bevat de mosselbestanden. De orde van grootte van de bestanden komt overeen, maar de verschillen zijn groot.

Er is geen bij benadering constante factor tussen de Sibes en de IMARES bestanden. Dat suggereert een aanzienlijke stochasticiteit in de bestanden wat niet als een verrassing komt. Het is op basis van deze resultaten ook niet te zeggen in welke van de twee bemonsteringen de stochasticiteit het grootst is, in de Sibes bemonstering

Tabel 8.1. Kokkelbestanden (ton vers) voor de periode 2008–2010 berekend met gegevens van de Sibes bemonstering en van de IMARES schelpdiersurvey.

kom	Sibes (zomer)			IMARES (sept)		
	2008	2009	2010	2008	2009	2010
1	8052	13292	8492	6225	19985	15785
2	5219	3680	6791	12081	17686	5887
3	15608	20604	16049	25030	37395	32358
4	52654	38693	16749	103699	72760	32032
5	16591	17145	10521	14409	14025	3647
6	26101	41179	31706	43739	25415	18079
7	15713	19660	8726	17577	16967	16877
8	42403	63781	25918	111364	35736	28207
9	7718	8300	9369	13532	8531	9246
10	13331	12146	13076	24442	10450	11423
Totaal	203388	238481	147397	372099	258950	173541

Tabel 8.2. Mosselbestanden (ton vers) voor de periode 2008–2010 berekend met de gegevens van de Sibes bemonstering en van de IMARES schelpdiersurvey.

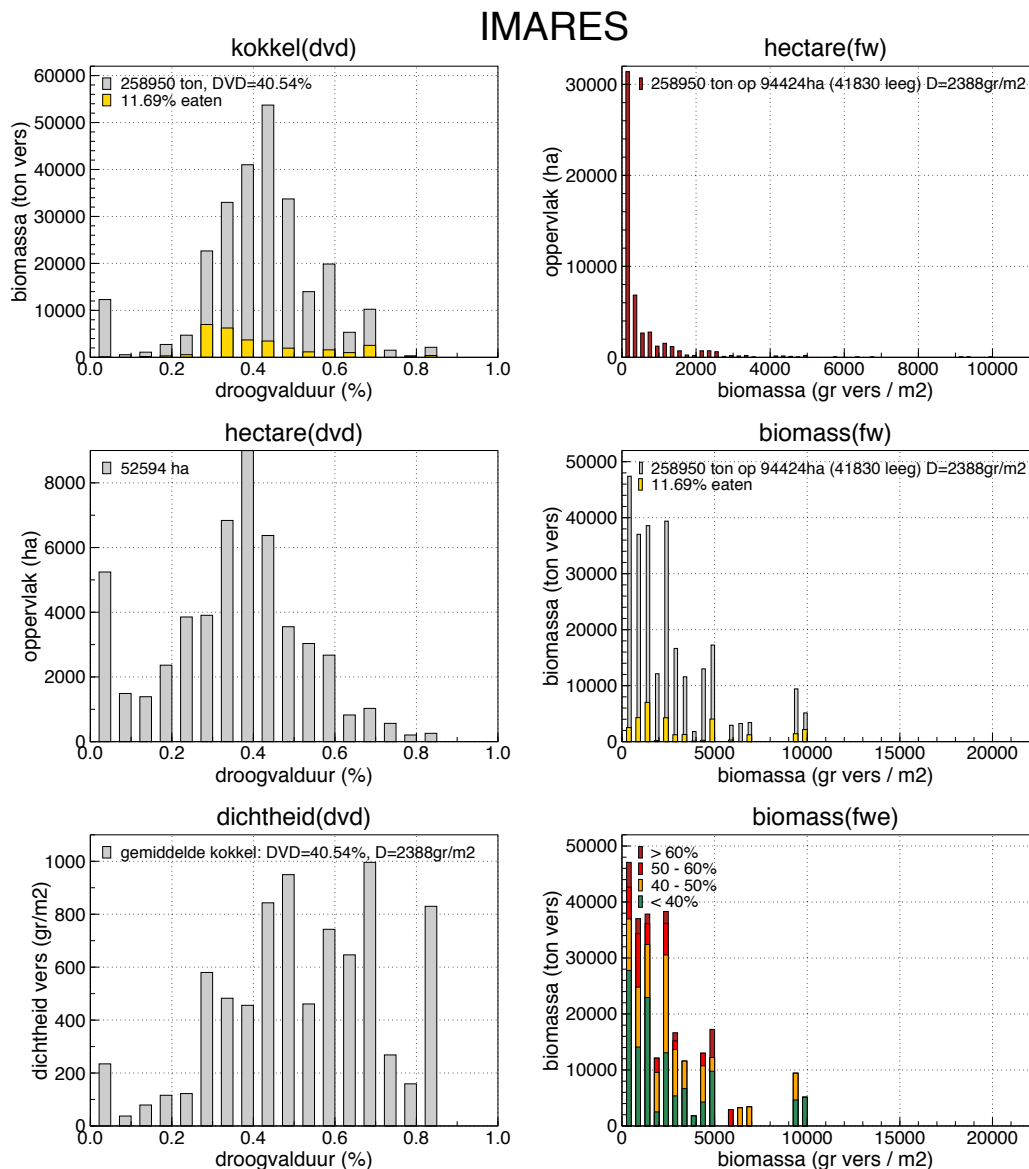
kom	Sibes (zomer)			IMARES (sept)		
	2008	2009	2010	2008	2009	2010
1	337	1950	2743	6321	5367	4850
2	1624	142	1079	188	0	176
3	4643	22714	2580	3247	1638	14893
4	3268	2938	2694	5055	7868	10270
5	133	1638	2604	782	1484	2253
6	3950	8676	7621	24175	26982	15326
7	1092	2690	4147	7879	3650	5955
8	3211	3351	5733	5429	3238	4417
9	3597	279	581	10161	529	2512
10	73	362	0	641	679	2699
Totaal	21929	44740	29782	63878	51436	63351

met de vele kleine monsters, of in de gestratificeerde IMARES survey met een veel kleiner aantal, grotere monsters. We beperken ons daarom tot enkele opvallende punten.

8.2.1 Pinkegat

De lage IMARES kokkelbestanden in 2010 en 2011 voor het Pinkegat leiden tot een relatief laag berekend aantal scholeksters, aanzienlijk lager dan het getelde aantal (zie Tabel 4.2 op bladzijde 34). In [Rappoldt & Ens \(2011\)](#) hebben we eerder dat dit berust op een toevallig resultaat in de IMARES bemonstering, mogelijk verergerd door bemonstering van beviste kokkelbanken.

In Tabel 8.1 is het IMARES bestand 2010 voor Kom 5 (Pinkegat) slechts ongeveer een kwart van dat in 2009. De Sibes bemonstering laat hier een veel minder scherpe

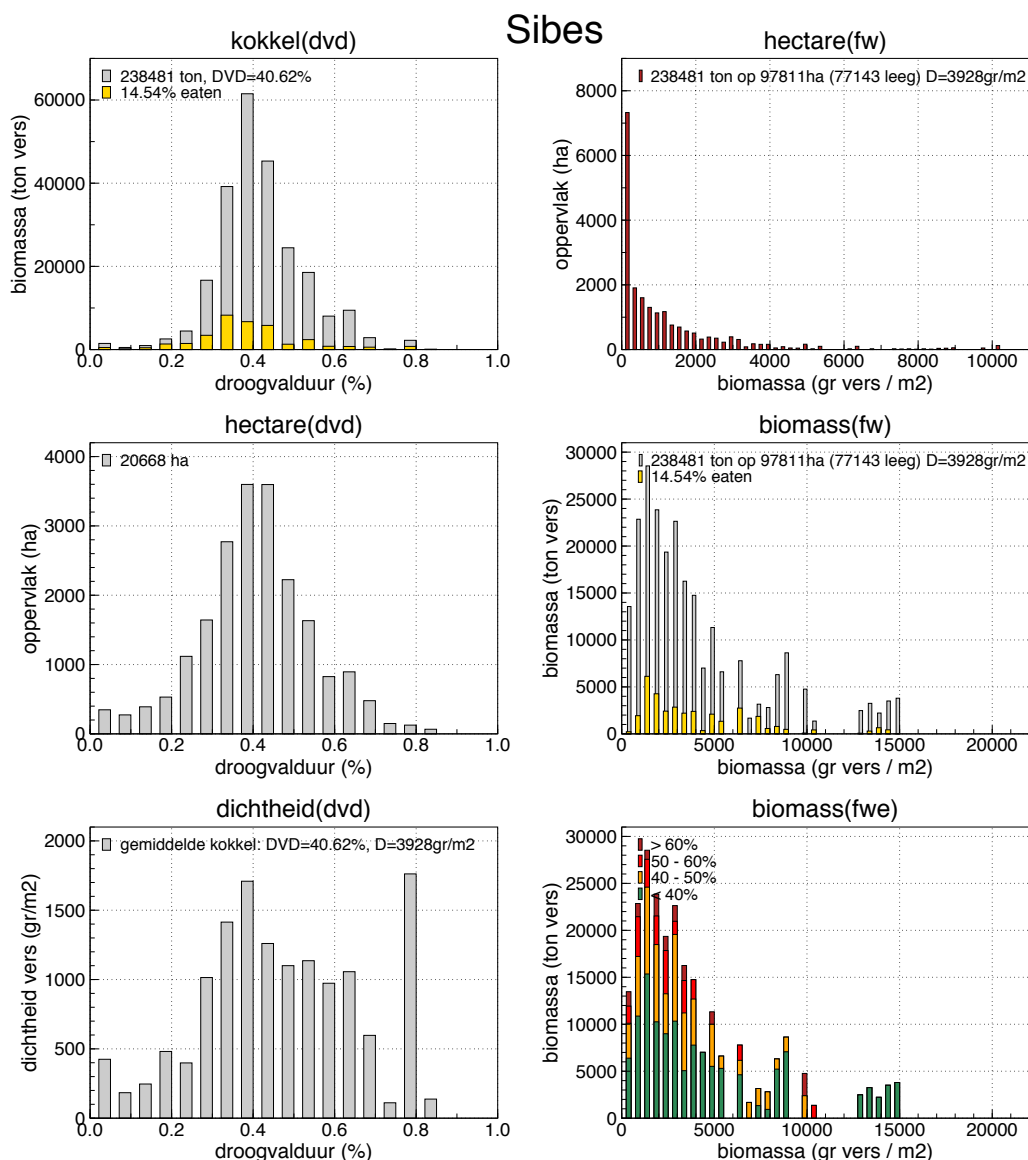


Figuur 8.2. Kokkel droogvalduur- en dichtheidsverdelingen voor alle kombergingen voor de IMARES 2009 survey. In de verschillende grafieken zijn ook totalen en gemiddelden aangegeven. Merk op dat D de dichtheid is waarin de gemiddelde kokkel zich bevindt. Dat is iets anders dan het (veel kleinere) oppervlakte-gemiddelde van de kokkeldichtheid.

afname zien en bovendien grotere bestanden, terwijl de Sibes bestanden *gemiddeld* juist 30% lager zijn dan de IMARES bestanden. Dit resultaat bevestigt ons vermoeden dat de IMARES bestanden voor het Pinkegat onvoldoende representatief zijn.

8.2.2 Droogvalduur en dichtheden voor het kokkelbestand

In de Figuren 8.2 en 8.3 zijn verschillende karakteristieken te zien van respectievelijk het IMARES en Sibes bestand voor 2009 in de gehele Waddenzee. Door de grotere aantal monsters zijn de Sibes histogrammen minder grillig dan de IMARES histogrammen.



Figuur 8.3. Kokkel droogvaluur- en dichtheidsverdelingen voor alle kombergingen voor de Sibes bemonstering 2009. In de verschillende grafieken zijn ook totalen en gemiddelden aangegeven. Merk op dat D de dichtheid is waarin de gemiddelde kokkel zich bevindt. Dat is iets anders dan het (veel kleinere) oppervlakte-gemiddelde van de kokkeldichtheid.

Opvallend zijn de hogere lokale biomassa dichtheden (in gram m^{-2}) bij hoge droogvalduren (grafiek "dichtheid(dvd)"). De biomassa dichtheid waarin de gemiddelde kokkel zich bevindt (de grootte D in de figuren) is ook hoger voor de Sibes data. Dat is natuurlijk een voordeel voor foeragerende vogels in Webtics.

8.2.3 Mossels in Kom 3

De Sibes mosselbestanden in Tabel 8.2 zijn slechts half zo groot als de IMARES bestanden. Waardoor dit wordt veroorzaakt is ons niet duidelijk. We vermoeden dat de gestratificeerde bemonstering van de mosselbanken van de IMARES survey waarschijnlijk een beter beeld van de werkelijkheid.

Tabel 8.3. Nonnetje bestanden (ton vers) voor de periode 2008–2010 berekend met de gegevens van de Sibes bemonstering en van de IMARES schelpdiersurvey.

kom	Sibes (zomer)			IMARES (sept)		
	2008	2009	2010	2008	2009	2010
1	676	891	980	1144	1680	1277
2	345	599	829	1515	814	189
3	3255	3355	4074	2595	2038	2507
4	2396	2050	52040	1838	2139	1397
5	555	872	1333	275	672	456
6	954	1080	1803	996	1111	970
7	517	830	976	428	736	546
8	1047	12977	2676	1504	1259	1207
9	275	307	504	195	236	542
10	442	771	1573	352	1013	1219
Totaal	10462	23732	66788	10841	11697	10311

De Sibes resultaten voor de mossels vallen verder nog op door de 22700 ton in Kom 3 in 2009. Bij nadere beschouwing blijkt dit getal tot stand te komen door een groot aantal heel grote mosselen op slechts een paar plaatsen. We vragen ons af of dit geen fout is in de database. Als dat zo is dan is het gemiddelde Sibes mosselbestand nog lager.

8.2.4 Nonnetje

Voor het nonnetje zij de bestanden per komberging te vinden in Tabel 8.3. Het totale IMARES bestand is bijna constant ongeveer 11000 ton (vers). Het Sibes bestand voor 2008 is daar geheel consistent. De bestanden voor 2009 en 2010 laten een spectaculaire toename zien die echter voor het overgrote deel voor rekening komt van Kom 8 (jaar 2009) en Kom 4 (jaar 2010). Zorgvuldige checks op de database en de gebruikte omrekeningen lijken hier op zijn plaats voordat er conclusies worden getrokken.

8.2.5 Stress niveau

Het gemiddelde stress niveau in simulaties met de Sibes data is 0.045 lager dan dat met de IMARES data, ondanks het feit dat de Sibes kokkelbestanden gemiddeld 30% lager zijn. Het verschil in stress ontstaat voornamelijk door de grotere kokkel biomassa op de lang droogvallende delen van het wad. Voor ongeveer een kwart ontstaat het verschil door de enorme hoeveelheid Sibes mossels in Kom 3 in 2009 en het kleine IMARES kokkelbestand voor Kom 5 in 2010.

8.3 Conclusie

Het oppervlak dat wordt toegekend aan een Sibes monsterpunt heeft uiteraard een grote invloed op de bestandsschattingen. Voor punten langs de rand van het gebied en langs geulen kan deze oppervlakteberekening nog worden verbeterd.

Het is goed mogelijk om simulaties met Webtics te doen op basis van de Sibes data. De resultaten daarvan zullen niet wezenlijk verschillen van die met de IMARES data. Aantalsberekeningen en effectberekeningen met een gecalibreerd kritisch stress niveau vergen echter een veel langere reeks data dan een periode van drie jaar. Op het niveau van één komberging blijft altijd de stochasticiteit van de survey een rol spelen. Dat geldt voor beide surveys.

De gekozen aanpak van de effectberekeningen in dit rapport is daarvan echter grotendeels onafhankelijk doordat effecten zijn berekend ten opzichte van berekende aantallen vogels, berekend op basis van de survey zoals die nu eenmaal is. Het relatieve effect, ten opzichte van het berekende aantal, kan dan vervolgens vertaald worden naar het werkelijk aantal vogels zoals in Hoofdstuk 10 ook zal gebeuren. Verder zijn de effectberekeningen, mede vanwege deze stochasticiteit, gedaan voor *alle* kombergingen.

Het effect van visserij

Bij het beoordelen van de grootte van het effect van bodemdaling is het van belang om ook andere invloeden op het aantal scholeksters te kennen. Omdat de kokkelvisserij ook in de kombergingen met bodemdaling aanzienlijk is geweest worden hier dan ook berekeningen gemaakt aan het effect van visserij.

9.1 Methode

In het model Webtics wordt kokkelvisserij in rekening gebracht door op 1 oktober een opgegeven hoeveelheid kokkels weg te halen. Dat gebeurt in de berekeningen voor dit rapport voor ieder kombergingsgebied apart. Voor deelgebied worden dus de kokkels verwijderd van de plekken met de grootste dichtheid aan kokkels die voldoende groot zijn voor consumptie. Die plekken worden, beginnend bij de grootste dichtheid, voor 85% leeg gevist totdat de opgegeven hoeveelheid is gerealiseerd.

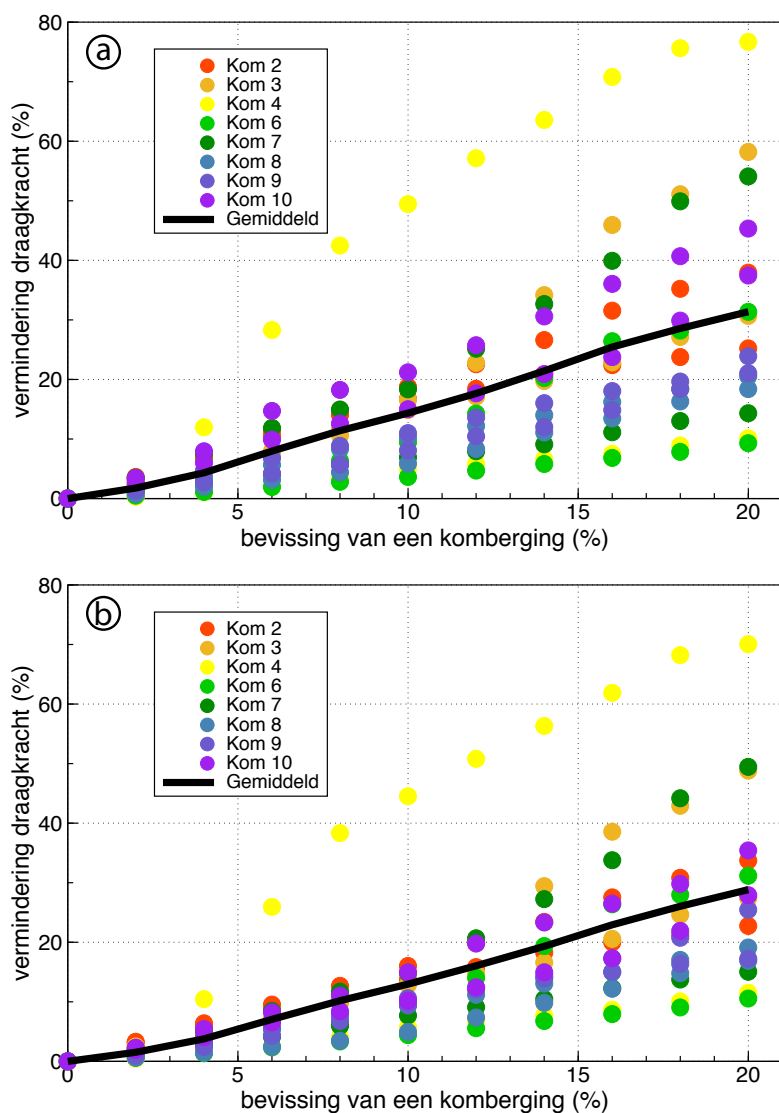
De berekeningen zijn gedaan met een voor alle jaren gelijke visserijdruk tussen 2% en 20% van de bestands grootte in september. Dat gaat aanzienlijk verder dan de maximale visserij van 5% voor de gehele Waddenzee. Echter, als 5% van het *totale bestand* uit één of enkele kombergingen wordt weggevist, dan is de *lokale visserijdruk* automatisch aanzienlijk groter dan de globale 5%.

De effecten zijn berekend ten opzichte van de berekende aantallen per komberging in Tabel 7.1, dus met gebruik van de schelpdiersurveys uit de periode 2001–2011 en met de hoogteligging berekend voor elk jaar door interpolatie tussen de hoogtekarten voor Cyclus 4 en Cyclus 5 (zie Tabel 2.1 op bladzijde 17).

9.1.1 Visserij strategie

Over de plekken waar de kokkelvisserij in werkelijkheid heeft plaatsgevonden zijn weinig gegevens beschikbaar. We hebben daarom het effect van visserij bestudeerd per komberging, en met een variabel percentage. Omdat het effect van visserij sterk afhangt van de droogvalduur van de opgeviste kokkels laten we in de berekeningen de visserij op twee manieren plaatsvinden, op de kokkels met een droogvalduur onder 45% of op de kokkels met een droogvalduur boven 45%.

De bedoeling van deze berekeningen is om het effect van bodemdaling te kunnen vergelijken met het effect van bijvoorbeeld 10% visserij in een kombergingsgebied. Het is uitdrukkelijk niet de bedoeling om allerlei opties voor visserij door te rekenen



Figuur 9.1. Relatieve vermindering van de draagkracht voor scholeksters als functie van het percentage visserij, berekend met gebruik van de "waterlijn vogelverdeling" uit hoofdstuk 7.2. De visserij is per kombergingsgebied toegepast. (a) Voor een kritisch stress niveau van 0.425. (b) Voor een kritisch stress niveau van 0.450.

of om deelgebieden te identificeren waar de visserij grotere of kleinere effecten heeft. In het bijzonder is het geviste percentage gelijk gehouden in alle gesimuleerde seizoenen en varieert dus niet met de bestands grootte.

9.1.2 Vogelverdeling

De draagkracht van een gebied wordt voor een aanzienlijk deel bepaald door de aanwezigheid van hooggelegen en lang droogvallende kokkels (hoofdstuk 4.1.5). In Hoofdstuk 7 is gebleken dat deze afhankelijkheid van lang droogvallend voedsel nog wordt versterkt als de vogels in de herfst het lang droogvallend voedsel wegeten, zoals het geval is bij gebruik van een ideaal vrije vogelverdeling. Bij gebruik van de "waterlijn verdeling" (beschreven op bladzijde 51) is dat niet langer het geval.

Om te voorkomen dat het wegvissen van lang droogvallende kokkels een onrealistisch grote invloed heeft op de berekende draagkracht, zijn de visserij berekeningen in dit hoofdstuk ook gedaan met de waterlijn verdeling beschreven op bladzijde 51.

9.1.3 Kom1 en Kom 5

Al eerder is gebleken dat de berekende aantallen vogels voor Kom 1 en Kom 5 te laag zijn. De berekeningen een het effect van visserij laten voor deze twee kombergingen een effect zien van bijna 100% bij 10% bevissing. Dit zeer grote visserij effect hangt vermoedelijk samen met de (te) lage berekende aantallen. We hebben hier niet uitgezocht waar dit gedrag precies uit voortkomt, maar we hebben de kommen 1 en 5 weggelaten uit de resultaten.

9.2 Resultaat van de simulaties

Figuur 9.1 toont de relatieve effecten voor alle kombergingen (behalve Kom 1 en Kom 5, zie hoofdstuk 9.1.3) en voor zowel het bevissen van alleen de lang droogvallende als alleen de kort droogvallende kokkels (hoofdstuk 9.1.1). Opnieuw blijkt dat het voor een effectberekening weinig uitmaakt met welk kritisch stress niveau de berekening gemaakt wordt (vergelijk de Figuren 9.1a en 9.1b).

Het verschil tussen het bevissen van alleen lang en alleen kort droogvallende kokkels is inderdaad aanzienlijk kleiner dan bij gebruik van een ideaal vrije vogelverdeling (niet getoond in Figuur 9.1). Voor sommige kombergingen leidt het bevissen van kort droogvallende kokkels zelfs tot een groter effect. Dat wordt hier niet verder geanalyseerd. De zwarte curves in Figuur 9.1 tonen het gemiddelde visserij effect bepaald als een gewogen gemiddelde over de kombergingen¹.

Bij een kleine visserijdruk is het gemiddelde effect op de scholeksters ongeveer gelijk aan het percentage visserij. Het effect neemt iets toe met de visserij druk en bedraagt bij 20% visserij ongeveer 30% van de scholeksters.

9.3 De kokkelvisserij in de jaren 2008–2010

De Waddenzee is ingedeeld in 8 visserij gebieden en het overgrote deel van de kokkelvisserij heeft de afgelopen jaren plaatsgevonden in de visserij deelgebieden 6, 7 en 8. Dit gebied komt min of meer overeen met dat van de kombergingen 5, 6 en 7 (Pinkegat, Zoutkamperlaag, en de geul tussen Schiermonnikoog en Simonszand).

Volgens een opgave van de provincie Friesland is er in deze visserij deelgebieden in de jaren 2008, 2009 en 2010 gemiddeld 2900 ton (vers) gevist. Het gemiddelde totale kokkelbestand in die periode bedroeg 56900 ton in de genoemde kombergingen. Dat levert een gemiddeld percentage jaarlijkse kokkelvisserij van 5.1% van het totale bestand in het gebied ten zuiden van Ameland-Oost, Engelsmanplaat en Schiermonnikoog.

Een langjarige visserijdruk van deze grootte heeft volgens de grafiek in Figuur 9.1 een effect op het aantal scholeksters van ongeveer 6% van het aantal. Dat is een

¹Het gemiddelde effect is berekend als het totale absolute effect voor alle kombergingen gedeeld door het totaal van de berekende aantallen voor alle kombergingen. Kombergingen met veel vogels dragen daar meer aan bij dan kombergingen met weinig vogels. Het procentuele effect in de grafiek is dus een gewogen gemiddelde met het aantal als gewichtsfactor.

gemiddelde voor het vissen op lang of op kort droogvallende kokkels, en voor alle kombergingen. In de drie genoemde kombergingen was het gemiddeld aantal scholeksters ongeveer 43000 vogels in de jaren 2001–2011. Bij een effect van 6% gaat het dan om ongeveer 2600 scholeksters.

9.4 Discussie

Het effect van visserij in Figuur 9.1 is alleen het *directe effect* van de visserij in een bepaald jaar. Het uitgangspunt van ieder gesimuleerd seizoen is immers het kokkelbestand van dat jaar, ook als dat al beïnvloed is door visserij in de voorgaande jaren.

Een analyse van het volledige effect van visserij vraagt een vergelijking tussen simulaties met visserij en de kokkelbestanden zoals die zouden zijn geweest zonder visserij. Dat is geen gemakkelijke kwestie, maar voor kokkelbanken met meerjarige kokkels is de situatie relatief eenvoudig. Die kokkels groeien nauwelijks meer en ze verdwijnen langzaam door natuurlijke sterfte, predatie door vogels, en visserij.

In de situatie van schaarser wordend voedsel "aan het einde van een kokkelpiek", heeft dus een jaarlijks herhaalde bevissing een aanzienlijk cumulatief effect op de vogels dat in de berekeningen met Webtics niet wordt meegenomen.

Conclusie en Discussie

De berekeningen in dit rapport aan het effect van een *uniforme bodemdaling*¹ in een kombergingsgebied laten zien dat de draagkracht voor scholeksters lineair afneemt met $4.9 \pm 2.2 \% \text{ cm}^{-1}$ daling (hoofdstuk 5.1), als er géén aanpassing optreedt van de lokatie van de bodemdieren en het voedsel dus gewoon meedaalt met de bodem.

Omdat de bodemdaling optreedt over een periode van enkele decaden, aanzienlijk langer dan de leeftijd van een kokkelbank, is dit ecologisch gezien onwaarschijnlijk (Beukema, 2002). Als de schelpdieren langzaam opschuiven en "hun droogvalduur gelijk houden" bedraagt het effect $1.5 \pm 0.9 \% \text{ cm}^{-1}$ bodemdaling (hoofdstuk 5.2). Voor deze berekening is aangenomen dat vestigingskans en dichtheid van de kokkels op een bepaalde hoogte gelijk blijven (en niet het totale bestand).

Deze berekening is herhaald met gebruik van een andere verspreiding van de vogels over het droogvallend deel van het voedselgebied. Deze "waterlijn verspreiding" leidt tot minder predatie van lang droogvallende kokkels. Het berekende effect van bodemdaling wordt inderdaad iets kleiner, $1.3 \pm 0.6 \% \text{ cm}^{-1}$, maar het verschil is niet groot.

Alle berekeningen aan het effect van bodemdaling zijn uitgevoerd met de schelpdierbestanden en het weer en het getij uit de periode 2001–2011, in combinatie met de Cyclus 5 hoogtekaart.

De verschillen tussen de kombergingsgebieden zijn deels het gevolg van de stochasticiteit in de schelpdiersurvey die primair bedoeld is voor een schatting van de scheldierbestanden voor de *hele Waddenzee*. Door simpelweg voor *alle kombergingen* te rekenen ontstaat een betrouwbaarder schatting van het effect van bodemdaling. De onzekerheid kan dan worden geschat als de standaard deviatie in de effecten voor de 10 afzonderlijke kombergingsgebieden.

Effect van de netto bodemdaling

De feitelijke bodemdaling is het resultaat van de daling van de diepe ondergrond tengevolge van de gaswinning en de compenserende opslibbing. Omdat de gaswinning tijdelijk is leidt dat tot een tijdelijke verlaging van de wadplaten. Na afloop van de gaswinning nadert de plaathoogte weer naar het niveau dat er ook zonder gaswinning zou zijn geweest (Wang & Eysink, 2005, Figuur 4.5).

¹Dat is een bodemdaling die overal in de komberging even groot is. Er is dus geen "bodemdalingsschotel" gebruikt.

In de effectberekening hieronder wordt de door Wang & Eysink (2005) berekende maximale daling gecombineerd met ruw geschatte periode in jaren waarin de daling feitelijk bestaat². Voor de Zoutkamperlaag is deze periode langer dan voor het Pinkegat.

In Komberging 5, het Pinkegat, bedraagt de feitelijke bodemdaling tussen 1995 en 2035 naar verwachting maximaal 3.7 cm. In scenario 2 voor opschuivend voedsel komt dat overeen met een draagkrachtverlies van $3.7 \times 1.5 = 5.6\%$ van het aantal. Dat correspondeert met ongeveer 800 scholeksters³.

Komberging 6, Zoutkamperlaag, ligt tussen 2015 en 2055 ongeveer 1.0 cm lager dan het geval zou zijn geweest zonder bodemdaling (Wang & Eysink, 2005, Figuur 4.5). Dat is een effect van $1.0 \times 1.5 = 1.5\%$ op 23700 aanwezige vogels⁴, ofwel een vermindering met 350 vogels.

De beoordeling van deze effecten als zijnde groot of klein is niet het onderwerp van dit rapport. Hieronder echter enkele opmerkingen die daarbij van belang zijn.

Natuurlijke variatie

In Hoofdstuk 6 is de variatie in het stress niveau bestudeerd die het gevolg is van verschillen in voedsel en verschillen in weer en getij. Deze variatie is vergeleken met de verhoging van het stress niveau tengevolge van een centimeter bodemdaling. De vraag kan dan gesteld worden welke bodemdaling een effect heeft dat uitkomt boven de natuurlijke variatie, dat wil zeggen, dat niet meer "vanzelf" tengevolge van natuurlijke variatie optreedt.

In het geval van een *permanente* bodemdaling komt een effect in theorie altijd boven de ruis uit. Zouden we over een zeer lange periode een vergelijking maken tussen een Waddenzee *met* en *zonder* bodemdaling dan is een klein, permanent effect in principe altijd onderscheidbaar van de ruis. Dat is niet het geval voor een tijdelijk effect.

In Hoofdstuk 6 is voor een bodemdaling over een periode van 40 jaar een "detectiegrens" berekend van 12 cm (voor opschuivend voedsel). Dat is ongeveer 3 maal zoveel als de maximale daling in het Pinkegat⁵. De daling van 1.0 cm voor het Zoutkamperlaag is een factor 12 kleiner dan de detectiegrens voor een bodemdaling over 40 jaar.

Deze berekening betekent dat het berekende effect op het aantal scholeksters zodanig groot (of klein) is dat het ook vanzelf kan optreden tengevolge van de natuurlijke jaarlijkse variatie in voedsel en in weer en getij.

Dat wil uitdrukkelijk niet zeggen dat het effect niet zou bestaan. In het algemeen is de variatie in natuurlijke ecosystemen immers groot. En een statistisch niet waarneembaar effect is niet *om die reden* per definitie onbelangrijk, al is het alleen

²In Wang & Eysink (2005, Figuur 4.5) verdwijnt het effect van diepe bodemdaling langzaam na afloop van de gaswinning.

³Berekend op basis van het aanwezige aantal van 14700, geschat voor het winterseizoen in de periode 2001–2011 uit de telresultaten voor de SOVON telgebieden WG26 (Holwerd-Lauwersoog), de helft van WG22 (Ameland), de helft van WG23 (Engelsmanplaat).

⁴Berekend uit de overwinterende aantallen over 2001–2011 in de SOVON telgebieden: de helft van WG23 (Engelsmanplaat), driekwart van WG31 (Schiermonnikoog) en WG35a (kust van Linthorstthomanpolder tot Lauwersoog)

⁵Een daling van 3.7 cm over 40 jaar is natuurlijk een vereenvoudiging. Na 2015 neemt de daling langzaam af over een langere periode, en is dan uiteraard kleiner dan het maximum van 3.7 cm wat wij hier gebruiken voor de effectberekening.

maar omdat een groot aantal kleine en "niet significante" ingrepen vaak genoeg leiden tot een langzame maar gestage achteruitgang van natuurlijke populaties planten en dieren.

Anderzijds is het hier gebruikt criterium een "streng criterium". De stress verhoging door bodemdaling is niet alleen klein ten opzichte van de jaarlijkse variatie, maar ook kleiner dan de natuurlijke variatie in het gemiddelde stress niveau over een periode van 40 jaar⁶.

Kokkelvisserij

De laatste jaren heeft een aanzienlijke visserij plaatsgevonden onder Ameland-Oost, Engelsmanplaat en Schiermonnikoog. De visserij bedroeg daar in de jaren 2008, 2009 en 2010 gemiddeld 5.1% van het kokkelbestand (zie hoofdstuk 9.3). Volgens de berekeningen in hoofdstuk 9.3 (zie Figuur 9.1 op bladzijde 64) heeft een langjarige visserijdruk van die grootte een effect van ongeveer 6% op het aantal scholeksters, hetgeen overeenkomt met ongeveer 2600 vogels.

Tenslotte

Een geheel andere kwestie is of de veronderstelde bodemdaling ook werkelijk optreedt. Die beantwoording van die vraag valt buiten het kader van dit rapport.

⁶De variatie in een gemiddelde over N jaar is $\sqrt{N}$ keer zo klein als de jaarlijkse variatie.

Referenties

- Aarts, G., Dekinga, A., Holthuijsen, S., ten Horn, J., Smith, J., Kraan, C., Brugge, M., Bijleveld, A., Piersma, T., v.d. Veer, H., 2010. Benthic macrofauna in relation to natural gas extraction in the Dutch Wadden Sea. Technical report, NIOZ Royal Netherlands Institute for Sea Research, Texel, the Netherlands.
- Beukema, J. J., 2002. Expected changes in the benthic fauna of Wadden Sea tidal flats as a result of sea-level rise or bottom subsidence. *Journal of Sea Research* 47, 25–39.
- Bult, T. P., Ens, B. J., Baars, D., Kats, R. K. H., Leopold, M. F., 2004. Evaluatie van de meting van het beschikbare voedselaanbod voor vogels die grote schelpdieren eten. Rapportage in het kader van EVA-II deelproject B3. Technical report, Wageningen IMARES, voorheen RIVO, Yerseke, the Netherlands. RIVO Rapport C018/04.
- Compton, T. J., Holthuijsen, S., Koolhaas, A., Dekinga, A., ten Horn, J., Smith, J., Galama, Y., Brugge, M., van der Wal, D., van der Meer, J., van der Veer, H. W., Piersma, T., 2013. Distinctly variable mudscapes: Distribution gradients of intertidal macrofauna across the Dutch Wadden Sea. *J. Sea Research* In press.
- Goss-Custard, J. D., 1996. *The Oystercatcher, from individuals to populations*. Oxford University Press, New York.
- Kamermans, P., Kesteloo-Hendrikse, J. J., Baars, D., 2003. Evaluatie van de geschatte omvang en ligging van kokkelbestanden in de waddenzee, ooster- en Westerschelde. Rapportage in het kader van EVA-II deelproject H2. Technical report, Wageningen IMARES, voorheen RIVO, Yerseke, the Netherlands. RIVO Rapport C054/03.
- NASA's JPL laboratory, 1994. Math77, Mathematical Subprograms for FORTRAN 77. Language Systems Corporation, Sterling VA 20164, USA. Based on Math77 of NASA's Jet Propulsion Laboratory, currently distributed by Math à la Carte, www.mathalacarte.com.
- Rappoldt, C., Ens, B. J., 2005. Scholeksters en hun voedsel in de Westerschelde; een verkenning van de voedselsituatie voor de scholeksters in de Westerschelde over de periode 1992–1993 met het simulatiemodel WEBTICS. Technical report, Alterra, Wageningen, the Netherlands. Alterra-rapport 1209.
- Rappoldt, C., Ens, B. J., 2006. Scholeksters en kokkels in de Westerschelde; modelberekeningen voor de periode 1992–2003 op basis van een verbeterde schatting van de groei en overleving van kokkels in de zomer. Technical report, EcoCurves, Haren, the Netherlands. EcoCurves rapport 1.

- Rappoldt, C., Ens, B. J., 2007. Scholeksters en de verruiming van de Westerschelde; Modelberekeningen voor de periode 1992-2015 aan het effect van de voorgenomen verruiming van de vaargeul op het aantal scholeksters. Technical report, EcoCurves, Haren, the Netherlands. EcoCurves rapport 5.
- Rappoldt, C., Ens, B. J., 2011. Het effect van bodemdaling op het aantal scholeksters dat kan overwinteren in de waddenzee ; exploratieve berekeningen met het model webtics. Technical report, EcoCurves, Haren, the Netherlands. EcoCurves rapport 12.
- Rappoldt, C., Ens, B. J., Berrevoets, C. M., Geurts van Kessel, A. J. M., Bult, T. P., Dijkman, E. M., 2003a. Scholeksters en hun voedsel in de Oosterschelde, rapport voor deelproject D2 thema 1 van EVA-II, de tweede fase van het evaluatieonderzoek naar de effecten van schelpdiervisserij op natuurwaarden in de Waddenzee en Oosterschelde 1999-2003. Technical report, Alterra, Wageningen, the Netherlands. Alterra-rapport 883.
- Rappoldt, C., Ens, B. J., Bult, T. P., Dijkman, E. M., 2003b. Scholeksters en hun voedsel in de Waddenzee, rapport voor deelproject B1 van EVA-II, de tweede fase van het evaluatieonderzoek naar de effecten van schelpdiervisserij op natuurwaarden in de Waddenzee en Oosterschelde 1999-2003. Technical report, Alterra, Wageningen, the Netherlands. Alterra-rapport 882.
- Rappoldt, C., Kersten, M., Ens, B. J., 2006. Scholeksters en de droogvalduur van kokkels in de Oosterschelde; Modelberekeningen voor de periode 1990-2045 aan het effect van zandhonger en zeespiegelstijging op het aantal scholeksters. Technical report, EcoCurves, Haren, the Netherlands. EcoCurves rapport 2.
- Wang, Z. B., Eysink, W. D., 2005. Abiotische effecten van bodemdaling in de Waddenzee door gaswinning ; Vloedkommen van het Friesche Zeegat. Technical report, Waterloopkundig Laboratorium, Delft, the Netherlands. Rapport Z3995.

Appendices

Webtics en de Lidar hoogtekaarten 2010 en 2012

Exploratieve berekeningen met Webtics zijn gemaakt met de Lidar 2010 en Lidar 2012 kaarten voor de kombergingen Pinkegat (Kom 5) en Zoutkamperlaag (Kom 6).

Het resultaat is dat we in het geval van een *niet uniforme* daling of stijging van de bodem buitengewoon goed moeten oppassen geen artefacten te berekenen van het gebruik van schelpdiergegevens voor andere bodemhoogten en droogvalduren dan die waarbij de bemonstering is uitgevoerd.

A.1 Berekening

Aantallen scholeksters zijn berekend met de IMARES survey (jaren 2001–2011) en de Sibes survey (2008–2010). Weer en getij zijn gebruikt van uit de survey jaren en de berekeningen zijn gedaan voor de vogelverspreiding uit Hoofdstuk 7, dus voor foerageren rond laagwater en inclusief een waterlijn effect.

De periode van de Sibes data is veel te kort voor een representatief beeld van het kokkelbestand. Bovendien is het te gebruiken stress niveau in combinatie met de Sibes bemonstering mogelijk anders. De absolute aantallen vogels hebben daarom geen betekenis. Alleen het relatieve procentueel effect van het kaart jaar is interessant.

A.2 Resultaat

De resultaten in Tabel A.1 voor Kom 5 met de IMARES survey zijn niet erg bruikbaar door het veel te kleine aantal vogels. Dat probleem zijn we al eerder tegengekomen. De Sibes data laten daar inderdaad grotere aantallen zien en een verhoging in 2012 van ongeveer 5% ten opzichte van de Lidar kaart 2010, onafhankelijk van het gebruikte stress niveau.

Voor Kom 6 (Tabel A.1) is het procentuele verschil tussen 2010 en 2012 verschillend voor IMARES en Sibes. Dit kan heel goed het gevolg zijn van de ligging van de monsterpunten. De IMARES bemonstering (met weinig punten) kan toevallig zo liggen dat het verschil tussen de kaarten kleiner is. Het verschil tussen 2010 en 2012 is aanzienlijk, tussen 10% en 30%.

Tabel A.1. Berekend aantal scholeksters in Kom 5 (Pinkegat) voor Lidar 2010 en Lidar 2012 kaarten. De curve van de stress als functie van het aantal scholeksters is afgelezen voor verschillende niveaus. Deze kritische niveaus zijn niet gecalibreerd en zijn *niet* hetzelfde voor IMARES en Sibes data. Het gaat hier alleen om de verschillen tussen 2010 en 2012 kaart.

stress	IMARES survey			Sibes data		
	Lidar 2010	Lidar 2012	verschil (%)	Lidar 2010	Lidar 2012	verschil (%)
0.350	0	679	-	4718	5044	6.9
0.375	789	2174	-	7393	7802	5.5
0.400	2292	4599	-	10392	10833	4.2
0.425	5051	7091	40.4	13393	13837	3.3

Tabel A.2. Berekend aantal scholeksters in Kom 6 (Zoutkamperlaag) voor Lidar 2010 en Lidar 2012 kaarten. De curve van de stress als functie van het aantal scholeksters is afgelezen voor verschillende niveaus. Deze kritische niveaus zijn niet gecalibreerd en zijn *niet* hetzelfde voor IMARES en Sibes data. Het gaat hier alleen om de verschillen tussen 2010 en 2012 kaart.

stress	IMARES survey			Sibes data		
	Lidar 2010	Lidar 2012	verschil (%)	Lidar 2010	Lidar 2012	verschil (%)
0.350	17779	19059	7.2	30909	40217	30.1
0.375	24700	26576	7.6	41226	49824	20.9
0.400	32743	35111	7.2	51476	59351	15.3
0.425	41737	44334	6.2	61676	68881	11.7

A.3 Interpretatie

Een hoger berekend aantal vogels voor Lidar 2012 zou kunnen wijzen op een toegenomen "effectieve plaathoogte". Dat is echter alleen geloofwaardig als ook de gemiddelde droogvalduur van het kokkelbestand is toegenomen. Voor de Sibes data in Kom 6 is dat het geval, de droogvalduur toename in de survey jaren 2008, 2009 en 2010 is respectievelijk 0.15%, 0.26% en 0.44%. Met de IMARES survey voor 2001–2011 is dat echter *niet* het geval: 0.46%, 0.60%, 0.35%, 0.35%, –0.64%, –0.11%, –0.64%, –0.38%, –0.70%, –0.58%, –0.82% (ook voor Kom 6), voor de meeste bestanden dus effectief een afname van de droogvalduur¹.

Nu kan het berekend aantal vogels ook toenemen terwijl de gemiddelde droogvalduur van de kokkels afneemt. Dat gebeurt als de hoeveelheid lang droogvallende kokkels *wel* toeneemt, een effect dat kan ontstaan als de bodem in sommige delen van het gebied omhoog komt en elders omlaag gaat. Een effect op de droogvalduur van lang droogvallende kokkels kan dan ook een artefact zijn zoals hieronder wordt uitgelegd.

Voordat we concluderen dat er een toename is van de "voor de vogels effectieve plaathoogte", moet gekeken worden hoe groot die lokale hoogteveranderingen zijn op de plaatsen waar de kokkels liggen, en of het geloofwaardig is dat die kokkelbestanden dan blijven waar ze zijn. Het is niet eenvoudig om een oppervlakte correctie toe te passen zoals we dat gedaan hebben bij een *uniforme* bodemdaling.

¹Een verandering van bodemhoogte van 1 cm correspondeert ongeveer met een droogvalduur verandering van 0.3%.

A.3.1 Probleem van oppervlakte correctie

De oppervlakte correctie zoals besproken in Hoofdstuk 3 is gebaseerd op een uniforme daling of stijging van de bodem. De bodemfauna "kruipt het strand op" bij een dalende bodem en "kruipt het strand af" bij een stijgende bodem om op die manier de droogvalduur gelijk te houden. Voor de niet-rechte geometrie van wadplaten leidt datzelfde mechanisme tot een verandering van oppervlak zoals uitgewerkt in hoofdstuk 3.2.

Deze methode werkt echter *niet* voor het vergelijken van twee bodemkaarten waar zich op verschillende plaatsen verschillende hoogteveranderingen voordoen. In het geval van een "kwispelende geul" hoeft de droogvalduur verdeling als geheel immers helemaal niet te veranderen. Een bodemmonster genomen in het jaar van kaart 1 kan op kaart 2 een stuk hoger of lager liggen terwijl de droogvalduur verdeling geen aanknopingspunt biedt om dat te corrigeren.

Zonder correctie kan het ook natuurlijk, we doen dan net alsof er aan de schelpdieren niets verandert terwijl de bodem lokaal daalt en stijgt. Wat we dan krijgen als we schelpdier surveys ongewijzigd gebruiken is een verbreding van de droogvalduur verdeling van de kokkels omdat sommige rijke plekken (rond NAP) lager en andere hoger komen te liggen dan tijdens de bemonstering. Dat leidt tot een vergroting van de potentiële foerageertijd en daarmee tot een hoger berekend aantal vogels, terwijl er in feite aan het systeem niets is verandert.

A.4 Conclusie

Zonder gedetailleerd werk aan de lokale hoogteveranderingen op de Lidar 2010 en 2012 kaarten is een verschil in berekende aantallen vogels niet interpreteerbaar.

Waterstanden

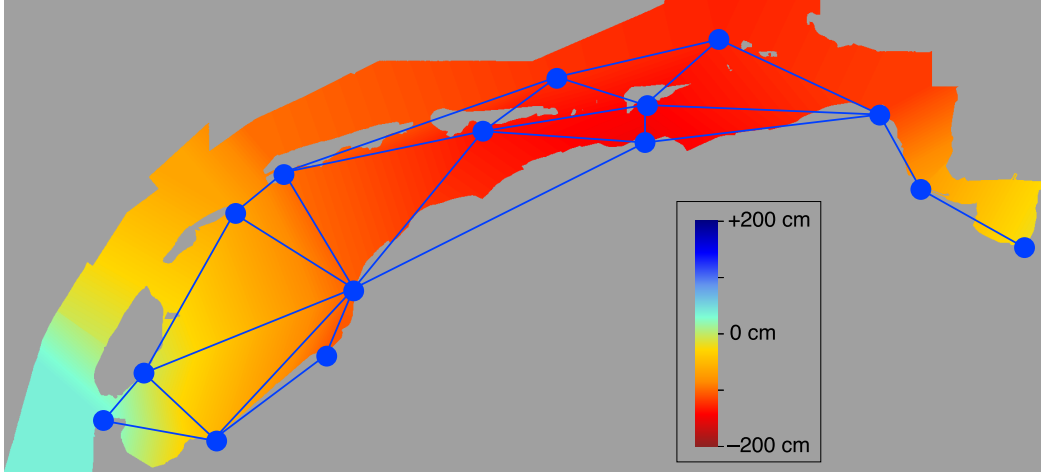
Om een waterstand te kunnen vergelijken met de hoogtekaart, moet de waterstand eerst zelf worden berekend. Beschikbaar zijn metingen met een interval van 10 minuten voor een reeks getijdestations. Zouden we echter voor ieder punt van de kaart de waterstand van het dichtstbijgelegen getijdestation gebruiken, dan ontstaan er storende discontinuïteiten. Er moet dus geïnterpoleerd worden tussen de stations.

De interpolatie wordt op zuiver geometrische wijze uitgevoerd. Er wordt dus geen rekening gehouden met het plaatselijk verloop in de waterstand tengevolge van stroming in de geulen of met effecten van wind. De 15 getijdestations in het Nederlands Waddengebied leveren echter ook zonder fysisch model een heel redelijke weergave van de wijze waarop de "getijgolven" zich van west naar oost door het gebied verplaatsen. Bovendien zullen lokale verschillen in waterstand bij opkomend water grotendeels gecompenseerd worden door de omgekeerde verschillen bij afgaand water. Voor ecologische berekeningen lijkt de geometrische aanpak dus voldoende nauwkeurig.

De gebruikte getijgegevens zijn afkomstig van Rijkswaterstaat (www.waterbase.nl). Ook de hoogtekaart van de Waddenzee, die de basis vormt voor een berekende droogvalduurkaart is afkomstig van Rijkswaterstaat.

Tabel B.1. De gebruikte getijde stations.

XRD	YRD	GetijStation =
111850,	553230,	'DenHelder',
132030,	549440,	'DenOever',
151610,	564780,	'Kornwerderzand'
156480,	576550,	'Harlingen',
208850,	602790,	'Lauwersoog',
250750,	607900,	'Eemshaven',
276540,	584310,	'Nieuwstatenzijl',
258000,	594430,	'Delfzijl',
221990,	621330,	'Huibertgat',
209170,	609500,	'Schiermonnikoog',
192882,	614562,	'Wierumergronden',
179707,	604916,	'Nes',
143870,	597420,	'WestTerschelling',
135280,	590000,	'VlielandHaven',
118980,	561460,	'Oudeschild'



Figuur B.1. Interpolatie tussen getijdestations in het Waddengebied. De waterstanden worden gevonden door interpolatie binnen de ingetekende driehoeken of door interpolatie langs de dichtstbijgelegen rand. Voor details zie de tekst in hoofdstuk 2.2.

B.1 Ruimtelijke interpolatie tussen getijdestations

Tabel B.1 geeft de lijst gebruikte getijdestations met de coördinaten in het Rijksdriehoek stelsel.

B.1.1 Verdeling van het gebied in driehoeken

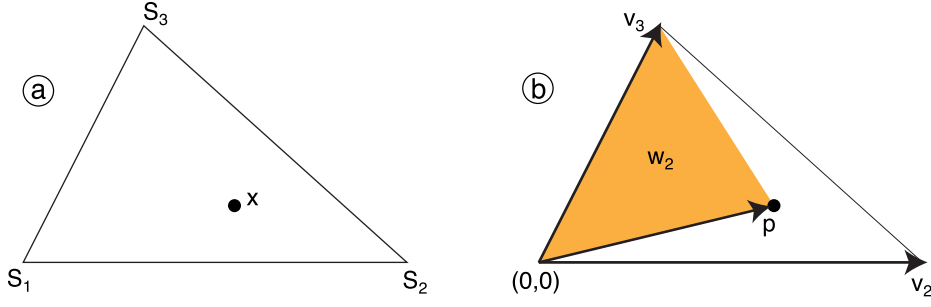
Figuur B.1 laat geïnterpoleerde waterstanden zien voor het Nederlands Wadden-gebied. De gebruikte getijdestations zijn als blauwe stippen ingetekend. Gaande van Den Helder over de eilanden zijn dat: Den Helder, Oudeschild, Vlieland haven, West-Terschelling, Nes, Wierumergronden, Schiermonnikoog en Huibertgat. En gaande van Den Helder langs de afsluitdijk en het vaste land: Den Helder, Den Oever buiten, Kornwerderzand, Harlingen, Lauwersoog, Eemshaven, Delfszijl en Nieuwstatenzijl.

Het grootste deel van het gebied wordt afgedekt met driehoeken gevormd door getijdestations. Binnen die driehoeken wordt de waterstand gevonden als een gewogen gemiddelde van de drie waterstanden op de hoeken. Dat wordt besproken in hoofdstuk B.1.2. Voor de punten die niet in een driehoek liggen wordt geïnterpoleerd langs de dichtstbijzijnde rand. Dat geldt met name voor enkele zeegaten in het westen, voor het Balgzand en voor het Eems-Dollard gebied. De details daarvan worden uiteengezet in hoofdstuk B.1.4.

Tenslotte, ligt een punt niet *naast* één van de lijnstukken van de rand, dan wordt de waterstand voor het dichtstbijzijnde station gebruikt.

B.1.2 Interpolatie binnen een driehoek

Figuur B.2a laat een punt $\vec{x}$ zien dat ligt in een driehoek gevormd door drie getijdestations, met coördinaten gegeven door $\vec{S}_1$, $\vec{S}_2$ en $\vec{S}_3$ (bijvoorbeeld Rijksdriehoek coördinaten). We verschuiven de oorsprong naar de plaats van het eerste station. Het resultaat is te zien in Figuur B.2b, waarin de vectoren $\vec{v}_2 = \vec{S}_2 - \vec{S}_1$ en



Figuur B.2. Een driehoek gevormd door drie getijdestations. Voor een punt binnen de driehoek wordt de waterstand berekend als een gewogen gemiddelde van de waterstanden bij de stations. Het gekleurde oppervlak is het gewicht w_2 behorende bij station S_2 .

$\vec{v}_3 = \vec{S}_3 - \vec{S}_1$ de driehoek weergeven (samen met de oorsprong) en het beschouwde punt P gegeven wordt door $\vec{p} = \vec{x} - \vec{S}_1$. De interpolatie wordt uitgevoerd door de positie $\vec{p}$ van het punt te beschrijven als lineaire combinatie van $\vec{v}_2$ en $\vec{v}_3$. Dus

$$\vec{p} = w_2 \vec{v}_2 + w_3 \vec{v}_3. \quad (\text{B.1})$$

Voor $\vec{x} = \vec{S}_1 + \vec{p}$, betekent dat

$$\vec{x} = w_2 \vec{S}_2 + w_3 \vec{S}_3 + (1 - w_2 - w_3) \vec{S}_1,$$

wat met $w_1 = 1 - w_2 - w_3$ geschreven wordt als

$$\vec{x} = w_1 \vec{S}_1 + w_2 \vec{S}_2 + w_3 \vec{S}_3.$$

Met deze drie gewichten wordt de waterstand in punt P gevonden volgens

$$L_P = w_1 L_1 + w_2 L_2 + w_3 L_3, \quad (\text{B.2})$$

waarin L_1 , L_2 en L_3 de niveaus bij de drie getijdestations. Wat rest is de berekening van de drie gewichten.

B.1.3 Berekening van de gewichten

De vector vergelijking B.1 in het xy -vlak is equivalent aan

$$\begin{cases} p_x = w_2 v_{2x} + w_3 v_{3x} \\ p_y = w_2 v_{2y} + w_3 v_{3y} \end{cases}$$

met als oplossing

$$\begin{cases} w_2 = \frac{(p_x v_{3y} - p_y v_{3x})}{(v_{2x} v_{3y} - v_{2y} v_{3x})} \\ w_3 = \frac{(v_{2x} p_y - v_{2y} p_x)}{(v_{2x} v_{3y} - v_{2y} v_{3x})} \end{cases}$$

De teller van de uitdrukking voor w_2 is twee keer het oppervlak van de driehoek opgespannen¹ door de vectoren $\vec{p}$ en $\vec{v}_3$. De noemer is gelijk aan het door de

¹Voor twee vectoren $\vec{v}_2$ en $\vec{v}_3$ in het horizontale vlak is $(v_{2x} v_{3y} - v_{2y} v_{3x})$ gelijk aan de z -component van het vector uitproduct $\vec{v}_2 \times \vec{v}_3$. De z -component is gelijk aan het oppervlak van het opgespannen parallelogram, twee keer zo groot als het oppervlak van de opgespannen driehoek.

vectoren $\vec{v}_2$ en $\vec{v}_3$ opgespannen oppervlak (en dat is twee keer het oppervlak van de hele driehoek). Het gewicht w_2 is dus gelijk aan de *verhouding* tussen het in Figuur B.2b ingekleurde gebied en het totale oppervlak van de driehoek.

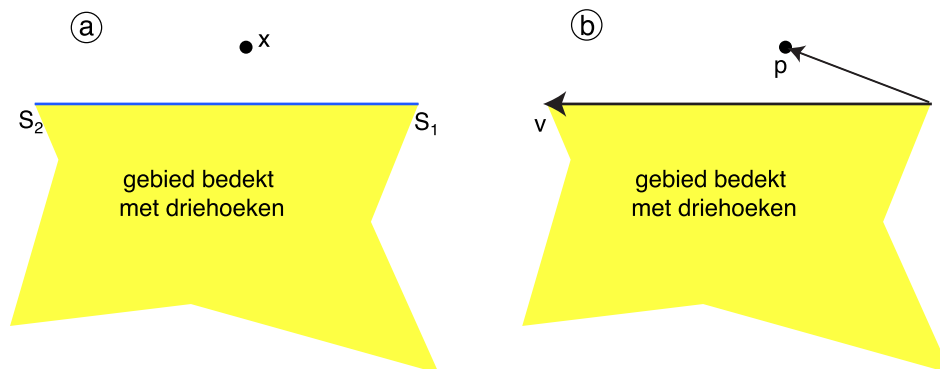
De gewichten w_2 en w_3 zijn niet noodzakelijkerwijs positief. Het oppervlak opgespannen door $\vec{v}_2$ en $\vec{v}_3$ is positief als de hoek tussen $\vec{v}_2$ en $\vec{v}_3$ positief is (van $\vec{v}_2$ kom je links draaiend naar $\vec{v}_3$) en negatief is als de hoek negatief is. Dat betekent dat het gewicht w_2 *alleen* positief is als $\vec{p}$ en $\vec{v}_2$ *aan dezelfde kant* van $\vec{v}_3$ liggen², met andere woorden, als $\vec{p}$ aan de juiste kant van $\vec{v}_3$ ligt (naar binnen). Iets dergelijks geldt voor het gewicht w_3 , dat positief is als $\vec{p}$ en $\vec{v}_3$ aan dezelfde kant van $\vec{v}_2$ liggen.

Tenslotte, als de som van w_2 en w_3 groter is dan 1, dan zal de lineaire combinatie $\vec{p}$ ook buiten de driehoek liggen. Dat betekent dat ook $w_1 = 1 - w_2 - w_3$ positief is voor een punt binnen de driehoek.

We hebben dus met het berekenen van de drie gewichten ook de vraag beantwoord of punt P binnen de driehoek ligt of niet. Als de gewichten alle drie positief zijn ligt punt P binnen de driehoek.

B.1.4 Interpolatie langs een rand

Voor een punt P dat *naast* het met driehoeken bedekte gebied ligt wordt de waterstand gevonden door interpolatie langs een rand. De waterstand op het punt wordt dan het gewogen gemiddelde van *twee* gemeten standen.



Figuur B.3. Een randlijn tussen twee tijdstations. Gaande van station 1 naar station 2 ligt het gebied bedekt met driehoeken links van de rand. Een punt buiten dat gebied ligt dus altijd rechts van de rand. Als de gewichten in Vergelijking (B.1.4) beide positief zijn ligt het punt *naast* de rand.

In Figuur 2.1 bestaat de rand uit een verzameling lijnstukken, elk tussen twee stations. Daarbij wordt het gebied linksom gaand omsloten. Beginnen in Den Helder volgen Den Oever, Kornwerderzand, Harlingen, Lauwersoog en Eemshaven. Vanaf de Eemshaven krijgen we eerst een rand naar Delfzijl, dan van Delfzijl naar Nieuwstatenzijl, en vervolgens weer terug van Nieuwstatenzijl naar Delfzijl, Eemshaven, Huibertgat, Wierumergronden, en via de eiland stations terug naar Den Helder.

Voor het bepalen van de twee gewichten beschouwen we Figuur B.3. Het eerste station van een lijnstuk is station 1 en het tweede is station 2. Dat wil zeggen dat, gaande van station 1 naar station 2, het met driehoeken bedekte gebied links ligt

²De teller en de noemer zijn dan beide positief of beide negatief.

en het "buitengebied" rechts. Kiezen we weer de oorsprong bij getijdestation 1, dan wijst de vector $\vec{v} = \vec{S}_2 - \vec{S}_1$ van station 1 naar station 2. De vector $\vec{p} = \vec{x}_2 - \vec{S}_1$ wijst van station 1 naar het punt P . De gewichten worden dan gegeven door

$$\begin{cases} w_2 = \frac{p_x v_x + p_y v_y}{v_x^2 + v_y^2} \\ w_1 = 1 - w_2 \end{cases}.$$

Zijn beide gewichten positief dan ligt het punt *naast* de lijn tussen de twee stations³. Als dat niet het geval is dan worden de twee stations *niet* gebruikt in berekeningen voor het betreffende punt. Verder moet het punt ook buiten het door driehoeken bedekte gebied liggen en *rechts* van het lijnstuk⁴.

Tenslotte moet het gebruikte lijnstuk ook dicht bij het punt liggen dan enig individueel station. Dat voorkomt dat een "verweg gelegen" rand van een grillig gevormd gebied gebruikt worden voor de interpolatie.

Ligt een punt naast meerdere lijnstukken dan wordt het dichtstbijzijnde gebruikt. Ligt een punt naast geen enkel lijnstuk dan wordt slechts één waterstand gebruikt, die van het dichtstbijgelegen station.

B.2 De invloed van faseverschillen

De meest eenvoudige situatie die zich kan voordoen bekijken we nog eens nader in Figuur B.4. Er zijn twee getijdestations met sinusvormig getij. Doordat de getijgolf zich verplaatst is er tussen station 1 en station 2 een vertraging van 2 uur. Passen we nu de methode uit hoofdstuk 2.2 toe op het punt halverwege de twee stations dan vinden we de rode curve voor de waterstanden. De geïnterpoleerde waarde is hier voor elk tijdstip gewoon het gemiddelde van de twee "gemeten" waterstanden.

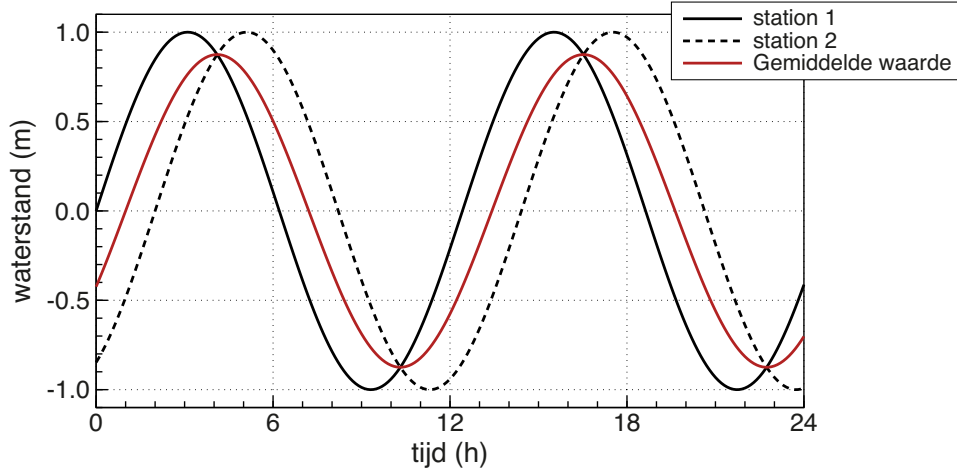
Het probleem is nu dat de amplitude van de geïnterpoleerde waterstand (de rode curve in Figuur B.4) kleiner is dan de amplitude bij de twee stations, terwijl we toch moeten aannemen dat de getijgolf zich gewoon verplaatst van station 1 naar station 2. Naarmate de tijdsvertraging tussen de stations groter is zal dit effect ook groter zijn. Door te werken met geïnterpoleerde waterstanden wordt het getij *tussen* de stations dus gedempt tengevolge van de faseverschillen tussen de meetstations.

De grootte van dit effect kan worden geschat uit de eenvoudige situatie in Figuur B.4. Voor een vertraging α (in uren) berekenen we hieronder de amplitude van het geïnterpoleerde getij, gebruik makend van de gemiddelde periode van het getij op aarde van 12.421 uur. Voor een gelijke amplitude A bij de stations wordt de geïnterpoleerde waterstand $w(t)$ halverwege de stations gegeven door⁵

³Dat wil zeggen, er bestaat een loodlijn vanaf het punt P naar het lijnstuk die uitkomt *tussen* de twee getijdestations.

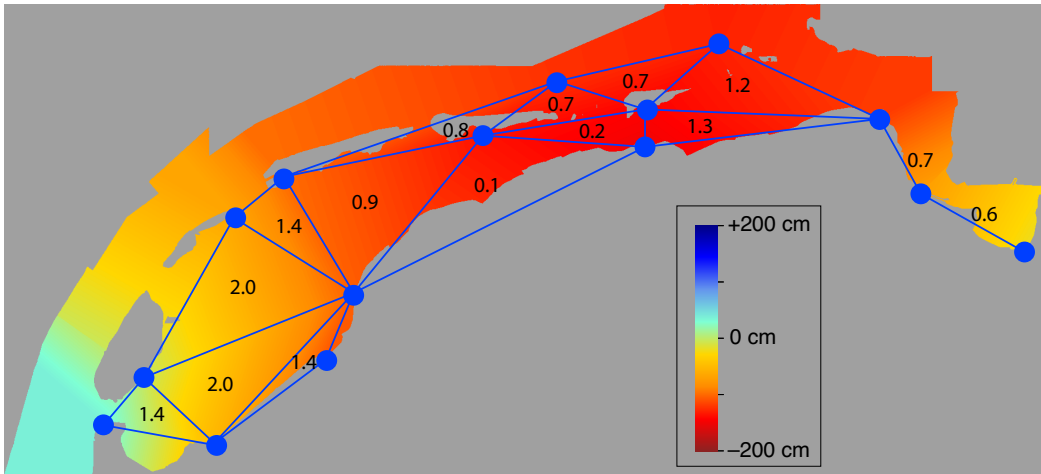
⁴Dat voorkomt dat lijnstukken langs de kust worden gebruikt voor interpolatie bij de zeegaten. De positie van het punt ten opzichte van het lijnstuk volgt uit het teken van $(p_x v_y - p_y v_x)$.

⁵De afleiding maakt gebruik van $\sin(x) + \sin(x - 2y) = 2\cos(y)\sin(x - y)$, waarin y het halve faseverschil is. Dat kan als volgt worden bewezen: $\sin(x) + \sin(x - 2y) = \sin(x) + \sin(x)\cos(2y) - \cos(x)\sin(2y)$. Met $\cos(2y) = 2\cos(y)\cos(y) - 1$ en $\sin(2y) = 2\sin(y)\cos(y)$ valt de eerste term $\sin(x)$ weg en staat er $2\sin(x)\cos(y)\cos(y) - 2\cos(x)\sin(y)\cos(y)$ hetgeen gelijk is aan $2\cos(y)\sin(x - y)$.



Figuur B.4. De lijnen voor station 1 en station 2 beschrijven een hypothetisch getij dat op alle plaatsen hetzelfde is, sinusvormig met een amplitude van 1 m. Het getij loopt van station 1 naar station 2 en doet daar 2 uur over. De rode curve is de geïnterpoleerde waterstand op een punt halverwege de twee stations en is gelijk aan het gemiddelde van de twee "gemeten" waterstanden. De amplitude van het geïnterpoleerde getijde is 13% te klein tengevolge van het tijdsverschil van 2 uur.

$$\begin{aligned}
 w(t) &= \frac{A}{2} \left[\sin\left(\frac{2\pi t}{12.421}\right) + \sin\left(\frac{2\pi(t - \alpha)}{12.421}\right) \right] = \\
 &= A \cos\left(\frac{2\pi\alpha/2}{12.421}\right) \times \sin\left(\frac{2\pi(t - \alpha/2)}{12.421}\right) = \\
 &= A \left[1 - 2\sin^2\left(\frac{\pi\alpha}{24.842}\right) \right] \times \sin\left(\frac{2\pi(t - \alpha/2)}{12.421}\right) = \\
 &= A [1 - \epsilon] \times \sin\left(\frac{2\pi(t - \alpha/2)}{12.421}\right).
 \end{aligned} \tag{B.3}$$



Figuur B.5. Het maximale faseverschil (in uren) tussen twee stations van de interpolatie driehoeken. Tijdsverschillen zijn berekend als het gemiddelde van het verschil in havengetal voor hoogwater en het verschil in havengetal voor laagwater (zie Tabel B.2).

Tabel B.2. De havengetallen van de gebruikte getijdestations gesorteerd op het hoogwater havengetal van laag naar hoog (ruwweg van west naar oost). Bron: De waternormalen of normaalwaarden voor de waterstanden op de website van Rijkswaterstaat www.rws.nl. De stations zijn gesynchroniseerd door middel van een tijdsverschuiving in minuten ten opzichte van Harlingen, berekend als het gemiddelde van verschuivingen voor hoogwater en laagwater. De waarde is afgerond op het meetinterval van 10 min.

Station	Havengetal		Verschuiving (min)
	Hoogwater	Laagwater	
Den Helder	6:11	12:56	−170
Oudeschild	7:12	13:29	−120
Den Oever	7:30	14:20	−90
Vlieland Haven	7:50	14:08	−80
Kornwerderzand	8:17	15:14	−30
West Terschelling	8:21	14:28	−60
Wierumergronden	8:30	14:56	−40
Harlingen	8:37	16:04	0
Lauwersoog	9:18	15:22	0
Huibertgat	9:09	15:34	0
Nes	9:13	15:16	−10
Schiermonnikoog	9:29	15:21	0
Eemshaven	10:20	16:50	+70
Delfzijl	11:05	17:32	+120
Nieuwstatenzijl	11:42	-	+150

Deze waterstand $w(t)$ is dus weer een sinusgolf maar met de halve vertraging $\alpha/2$. Dat komt overeen met het idee van een zich voortbewegende getijdegolf. De golf komt na $\alpha/2$ uur aan op het punt halverwege de twee stations.

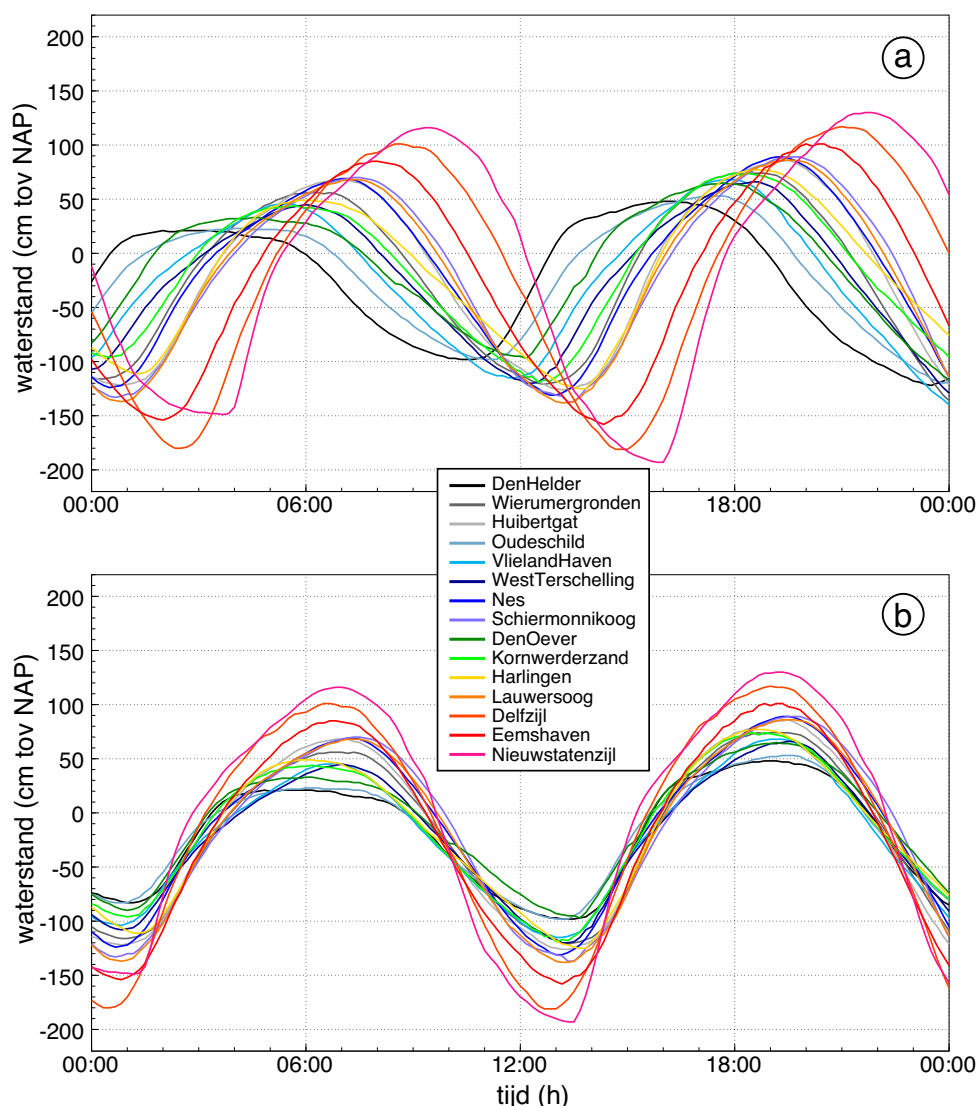
De amplitude van de geïnterpoleerde waterstand is echter niet gelijk aan A . In Vergelijking (B.3) wordt de amplitude geschreven als $A(1-\epsilon)$ waarin ϵ de *relatieve vermindering* is ten opzichte van de amplitude A bij beide stations. Uit de afleiding blijkt dat

$$\begin{aligned}\epsilon &= 2 \sin^2\left(\frac{\pi\alpha}{24.842}\right) \approx \\ &\approx 2 \left(\frac{\pi\alpha}{24.842}\right)^2 \approx \frac{\alpha^2}{31.3}.\end{aligned}\tag{B.4}$$

De laatste twee stappen zijn een benadering die geldig is voor niet al te grote waarden van de vertraging α , maximaal een uur of 3. Vergelijking (B.4) laat zien dat de relatieve afwijking ϵ kwadratisch toeneemt met het faseverschil tussen de stations. Voor $\alpha = 0.5$ uur is de afwijking slechts 0.8%. Voor $\alpha = 1.5$ uur is de afwijking al 7%.

De faseverschillen tussen de getijdestations in de Waddenzee blijken direct uit de zogenaamde havengetallen in Tabel B.2. Dat zijn de tijdstippen van hoogwater en laagwater ten opzichte van een referentiestation. Voor elk van de gebruikte interpolatie driehoeken is in Figuur B.5 de maximilale tijdsvertraging weergegeven die in de driehoek optreedt⁶.

⁶Tijdsverschillen zijn berekend als het gemiddelde van het verschil in havengetal voor hoogwater en het verschil in havengetal voor laagwater (zie Tabel B.2). Het laagwater havengetal voor Nieuwstatenzijl is geschat uit dat voor Delfzijl en de hoogwater getallen. Het laagwater bij Nieuwstatenzijl wordt sterk beïnvloed door het spuien.



Figuur B.6. De waterstanden van 24 april 2006. (a) Zoals gemeten met de 15 getijdestations van Rijkswaterstaat en (b) De gemeten waterstanden verschoven in de tijd zodanig dat de tijdstippen van hoogwater en laagwater zo goed mogelijk samenvallen. De verschuiving is berekend uit de havengetallen voor hoogwater en laagwater (zie Tabel B.2).

Voor het gebied ten westen van Harlingen en het gebied tussen Schiermonnikoog en Rottum zijn de tijdsverschillen tussen de stations groter dan 1 uur. Daar zullen dus de grootste fouten in het geïnterpoleerde getij optreden. Voor het wad onder Terschelling, Ameland en de Engelsmanplaat zullen de afwijkingen klein zijn.

De afwijkingen tengevolge van tijdsverschillen kunnen grotendeels worden vermeden door de getijdegolven op de verschillende stations eerst te synchroniseren en daarna met gesynchroniseerde waterstanden de interpolatie uit te voeren. Om een correcte tijdserie terug te krijgen kunnen de waterstanden berekend voor een bepaald punt daarna worden verschoven met een faseverschil dat door interpolatie wordt berekend uit de fases van de nabijgelegen stations.

Dat wordt hieronder gedaan en in hoofdstuk B.4 worden de consequenties voor berekende droogvalduren bekeken.

B.3 Synchronisatie van de getijdestations

Figuur B.6a laat waterstanden zien gemeten door Rijkswaterstaat bij de 15 getijdestations in en bij de Waddenzee. De getijdegolf loopt van west naar oost door het gebied en dat is duidelijk zichtbaar in de figuur. De tijdsverschillen worden ook weergegeven door de havengetallen in Tabel B.2.

Aan de hand van deze havengetallen kunnen de verschillende stations gesynchroniseerd worden. De gemeten waterstanden worden dan verschoven zodanig dat de tijdstippen van hoog- en laagwater samenvallen. Dat is niet helemaal haalbaar omdat de *vorm* van de curves op de verschillende stations niet dezelfde is. Als we de hoogwaters synchroniseren dan vallen de laagwaters niet precies samen. Als we de laagwaters synchroniseren dan vallen de hoogwaters niet precies samen. De gesynchroniseerde waterstanden in Figuur B.6b zijn daarom berekend door een gemiddelde verschuiving toe te passen, halverwege die voor de hoog- en laagwater.

Overigens kan ook om andere redenen geen exacte synchronisatie bereikt worden. De havengetallen hebben betrekking op het gemiddelde tij en de exacte verschillen tussen de tijdstippen van hoog- of laagwater variëren gedurende de springtij en doodtij cyclus en hangen af van windinvloeden. Figuur B.6 laat echter zien dat de tijdsverschillen tussen de stations grotendeels worden geneutraliseerd door de metingen te verschuiven.

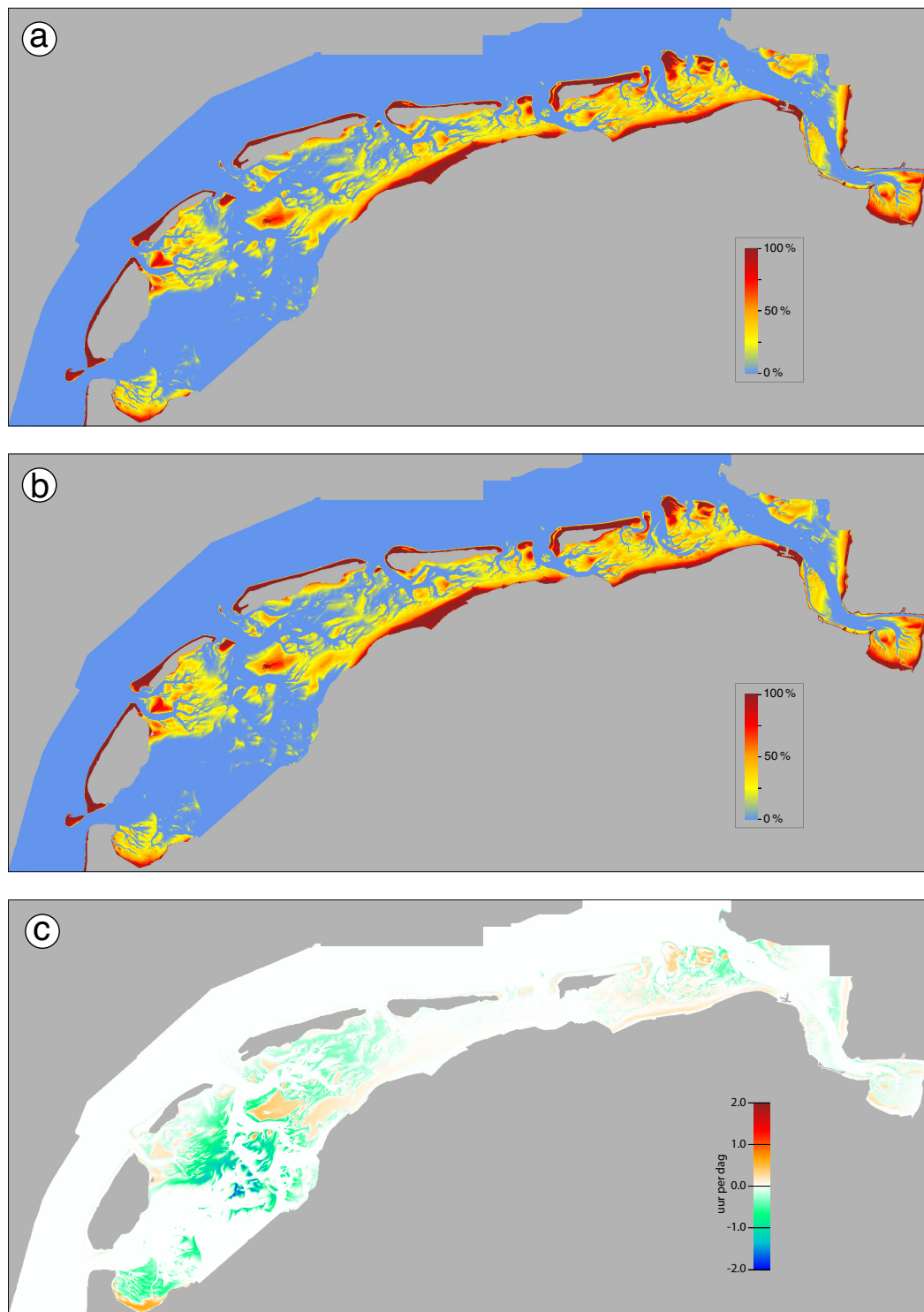
B.4 Droogvalduur met gesynchroniseerde stations

De hierboven beschreven afwijking heeft niet alleen invloed op geïnterpoleerde waterstanden, maar ook op berekende droogvalduren, die immers met behulp van een lange reeks waterstanden berekend worden. En te kleine amplitude zal tot gevolg hebben dat hoog gelegen wadplaten minder vaak onderstromen (in de berekening). De droogvalduur voor hooggelegen plekken wordt daardoor overschat. Aan de andere kant, laag gelegen plekken vallen in de berekeningen minder vaak droog dan in werkelijkheid en de droogvalduur voor lage delen van het wad wordt dus onderschat.

Om de grootte van dit effect kwantitatief in kaart te brengen zijn droogvalduur berekeningen gemaakt voor de periode 2003 t/m 2008, eerst voor gemeten, niet-synchroon getijde en daarna voor synchroon getijde. Vervolgens is een verschilkaart berekend waarin de afwijkingen zijn uitgedrukt in uren droogvaltijd per dag. De twee droogvalduurkaarten en de verschilkaart zijn te vinden in Figuur B.7.

Figuur B.7c laat zien dat voor de gebieden in Figuur B.5 met de grootste tijdsverschillen tussen de stations inderdaad aanzienlijke effecten optreden. Voor laaggelegen platen in het gebied tussen Harlingen en Texel levert het rekenen met synchroon getij een extra droogvaltijd op van 1 à 2 uur per dag. Voor hooggelegen wad in de buurt van de kust en de kleine eilanden (waar geen getijdestation is) is het effect omgekeerd maar minder groot.

Niet alleen voor de gemiddelde droogvalduur maar ook voor de dagelijkse droogvalduren in simulaties met Webtics zullen afwijkingen tengevolge van faseverschillen tussen de stations optreden. Een extra droogvaltijd van *gemiddeld* één uur per dag is van groot belang voor de simulaties die daarom met synchroon getijde zijn gedaan.



Figuur B.7. Effect van synchronisatie van de getijdestations op de gemiddelde droogvalduur berekend met de waterstanden en hoogtekaart voor de periode 2003 t/m 2008. (a) Droogvalduur (als percentage van de dag) berekend voor niet gesynchroniseerd getijde (zoals in Figuur B.6a), (b) Idem maar nu voor gesynchroniseerd getijde (zoals in Figuur B.6b), (c) Verschilkaart met een legenda in uren droogvaltijd per dag. Negatieve waarden (groen-blauw) betekenen een langere droogvaltijd bij synchroon getij.

B.5 Geïnterpoleerde hoogwaterstanden

Gesynchroniseerd getijde is ook gebruikt voor het schatten van hoogwaterstanden ten behoeve van berekeningen aan het risico van nestoverstroming door het SOVON. Voor de lokatie Linthorst (met rijksdriehoekcoördinaten [228935, 605079]) is de gemiddelde hoogwaterstand in de periode 1990 t/m 2011 berekend als 109.67 cm voor gemeten waterstanden en 111.76 cm voor gesynchroniseerd getij. Het gemiddelde van de hoogste 10% van de hoogwaterstanden is 176.46 cm respectievelijk 179.53 cm.

Correctie voor faseverschillen tussen de getijdestations levert dus voor de lokatie Linthorst een enkele centimeters hogere waterstand op en dat is zeker van invloed op berekende overstromingskansen van de vogelnesten in het voorjaar. Voor de overige twee lokaties, Noorderleech en Paesumerlannen, is het effect van synchronisatie kleiner.

De correctie wordt in geringe mate beïnvloed door de manier waarop de synchronisatie wordt gedaan, met de havengetallen voor hoogwater, laagwater of gemiddeld. De hierboven vermelde resultaten zijn berekend voor een gemiddelde verschuiving van de gemeten waterstanden (zie Figuur B.6).

Gebruiken we inplaats daarvan de havengetallen voor alleen hoogwater dan interpoleren we in feite tussen de hoogwaterstanden van de verschillende getijdestations. We kunnen dan een nog iets hogere hoogwaterstand verwachten. Dat is inderdaad het geval, maar het gaat daar slechts om millimeters. Voor Linthorst wordt het gemiddelde hoogwater 111.97 cm en de hoogste 10% komt gemiddeld op 179.68 cm. Desalniettemin zijn de aan het SOVON geleverde hoogwaterstanden berekend met een synchronisatie op de hoogwater havengetallen.

