

Scholeksters en hun voedsel in de Waddenzee

In opdracht van het ministerie van LNV

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

C. Rappoldt, B. J. Ens, T. P. Bult, E. M. Dijkman

Alterra–Rapport 882

Alterra, Wageningen, 2003

REFERAAT

Cornelis Rappoldt, Bruno J. Ens, Tammo P. Bult, Elze M. Dijkman, 2003. *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*. Wageningen, Alterra–Rapport 882. 152 blz. 65 fig.; 5 tab.; 95 ref.

Dit rapport bevat een analyse van de voedselsituatie van scholeksters gedurende de negentiger jaren in de Waddenzee. Het aantal overwinterende scholeksters is afgenomen van 266 000 in de jaren tachtig tot 170 000 aan het eind van de jaren negentig. De oorzaak is een tekort aan voedsel dat in de eerste plaats is veroorzaakt door het ontbreken van mosselbanken die rond 1990 zijn verdwenen ten gevolge van strenge winters, bevissing en stormen. De tweede oorzaak is de kokkelvisserij die de draagkracht van het Waddengebied voor scholeksters met ongeveer 12% heeft verminderd. De hoeveelheid voedsel die nodig is voor een stabiel aantal scholeksters bedraagt naar schatting 200 kg kokkelvles per scholekster of 1 ha stabiele mosselbank voor iedere 35 scholeksters. Aan het eind van de negentiger jaren was die hoeveelheid kokkelvles aanwezig en is het aantal scholeksters ook weer licht gestegen.

Trefwoorden: wadvogels, voedsel, schelpdier, voedselreservering, visserij, model, draagkracht, droogvalduur, mosselbank, kokkelbank

ISSN 1566–7197

Dit rapport kunt u bestellen door Euro 36,– over te maken op banknummer 36 70 54 612 ten name van Alterra, Wageningen, onder vermelding van Alterra–Rapport 882. Dit bedrag is inclusief BTW en verzendkosten.

Het rapport is ook beschikbaar op het internet als PDF file (gecomprimeerd als ZIP file) op www.alterra.nl (doorklikken naar publicaties, rapporten, rapportenlijst).

© 2003 Alterra

Postbus 47; 6700 AA Wageningen; Nederland

Tel.: (0317) 474700; fax: (0317) 419000; e-mail: info@alterra.nl

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 Alterra.

Alterra aanvaardt geen aansprakelijkheid voor eventuele schade voortvloeiend uit het gebruik van de resultaten van dit onderzoek of de toepassing van de adviezen.

Inhoudsopgave

Lijst van figuren	8
Lijst van tabellen	11
Woord vooraf	13
Samenvatting	15
1 Inleiding	21
1.1 Achtergrond en bestaande rapporten	21
1.2 Vraagstelling	22
1.3 Scholeksters	22
1.4 De negentiger jaren	24
1.5 Leeswijzer	25
1.6 Technische opmerkingen	26
2 De afname van het aantal scholeksters	27
2.1 De vogels	27
2.2 De schelpdieren	29
2.2.1 Kokkel	29
2.2.2 Mossel	29
2.2.3 Nonnetje	31
2.3 Aantalsveranderingen en het voedsel	31
2.4 De betekenis van het Terugkeergetal	34
2.4.1 Getijdepopulaties	34
2.4.2 Het Terugkeergetal	34
3 Modelstudie	37
3.1 Doelstelling	37
3.2 Beknopte modelbeschrijving	38
3.2.1 Een simulatiemodel	38
3.2.2 Deelgebieden	38
3.2.3 Invoergegevens	39
Kokkels en Nonnetjes	39
Mosselen	41
Getijde- en Weerstations	42
Visserij	45
Aantallen scholeksters	45
3.2.4 Voedseleecologie van de scholekster	46
Voedselbehoefte	46
Functionele respons	46

	Digestive bottleneck	47
	Interferentie	47
	Verspreiding van de vogels	48
	Belangrijke aannamen	48
	Langer Foerageren	48
3.2.5	Alternatieve prooien	50
3.2.6	Winter effecten	51
3.2.7	De stress index	52
3.3	Enkele resultaten voor de gesimuleerde jaren	54
3.3.1	De Kokkelbalans	54
	Constructie van de kokkelbalans	54
	Verklaringen voor de afwijking	55
	Discussie van de kokkelbalans	59
3.3.2	Vogel gewichten	60
3.4	Analyse van stress factoren	62
3.4.1	De stress Index voor de historische gegevens	62
3.4.2	1998: een gemiddelde zachte winter	63
3.4.3	Stress verhoging door strenge winters	64
3.4.4	Voedselstress	65
3.4.5	Stress verhoging door weggevisst voedsel	66
3.5	De relatie tussen de stress index en het voedsel	68
3.6	Voedselreservering	70
3.6.1	Referentie-aantal scholeksters	70
3.6.2	Het terugkeergetal en de berekende stress index	71
3.6.3	Het gebruik van een terugkeergetal van 1	72
3.6.4	Fluctuaties in het kokkelbestand	73
3.6.5	Voedselreservering	74
3.6.6	Consistentie met de resultaten voor deelgebieden	75
3.7	De rol van de kokkeldichtheid	77
3.8	Robuustheid van de resultaten	79
3.8.1	Verhoging van de minimale opnamesnelheid	79
3.8.2	De invloed van andere parameters	81
3.9	De draagkracht van de Waddenzee voor scholeksters	82
4	Visserij, vogels en het verloop van het kokkelbestand	85
4.1	Inleiding	85
4.2	Berekening van het kokkelbestand	85
4.3	Verloop van het kokkelbestand	87
4.4	Invloed op de draagkracht	88
4.5	Discussie	89
5	Deelgebieden	93
5.1	Balgzand	93
5.2	Friesche Kust	94
5.3	Rottum	96
6	Discussie	101
6.1	Bepaling van de voedselreservering	101
6.2	De achteruitgang van de Scholekster	103
6.3	De functie van goede kokkeljaren	104
6.4	De rol van mosselen	105
6.5	Een lager (of hoger) aantal Scholeksters?	107
6.6	Cumulatieve effecten	107

6.7	Resterende problemen	108
6.8	Conclusie	109
Bibliografie		111
Bijlagen		119
A	Wat veroorzaakt de huidige achteruitgang van Scholeksters in Nederland?	119
B	Het terugkeergetal	124
C	"Imputing" van ontbrekende waarnemingen bij strandvondsten van dode Scholeksters	125
	<i>Paul Goedhart</i>	
	Inleiding	126
	Teltrajecten	126
	Analyse	127
D	Shellfish fishery severely reduces condition and survival of waders despite creation of large marine protected areas	131
	<i>Simon Verhulst, Kees Oosterbeek, Anne Rutten en Bruno J. Ens</i>	
	Methods	137
	Data collection	137
	Calculations and statistical analysis	137
	Acknowledgements	138
E	Oordeel Audit-commissie	139
	<i>P.L. de Boer, C.H.R. Heip en W.J. Wolff</i>	
	Algemeen	140
	Oorzaak van de afname van de scholekster	141
	Betrouwbaarheid van het model	141
	Betrouwbaarheidsgebieden	142
	Ecologische voedselbehoefte	144
	Stress-index	145
	Hoeveelheid te reserveren voedsel	146
	Detailopmerkingen	148

Lijst van figuren

2.1	Het aantal scholeksters gemiddeld over het hele winterseizoen	27
2.2	Het aantal scholeksters gemiddeld over de maanden september, oktober en november	28
2.3	Het terugkeergetal voor het Waddengebied voor de jaren 1990 tot en met 2000	29
2.4	Het bestand kokkels, mosselen en nonnetjes in de Waddenzee	30
2.5	Het terugkeergetal voor de Waddenzee als functie van de hoeveelheid voedsel per vogel	32
2.6	Aantal dood gevonden vogels	33
3.1	Een kaart met de deelgebieden (met afkortingen)	39
3.2	De verspreiding van kokkel en nonnetje in 1993 en 2001	40
3.3	Kaart van de gerealiseerde droogvalduur voor de simulatie van 1991–1992	44
3.4	Voor 1993 gesimuleerde visserij	45
3.5	Functionele respons van scholeksters op kokkels	46
3.6	Gesimuleerd diëet voor een zodanige verspreiding van de vogels dat de momentane opnamesnelheid maximaal is (“Ideal Free Distribution”)	49
3.7	Gesimuleerd diëet voor een verspreiding van de vogels over zoveel mogelijk verschillende plekken	49
3.8	Gesimuleerd gewichtsverloop in een strenge en zachte winter	51
3.9	Gewichtsverloop in een strenge en zachte winter gesimuleerd met een hogere minimale opnamesnelheid	52
3.10	Gesimuleerde foerageerintensiteiten voor deelgebied AMS	53
3.11	De kokkelbalans voor de Waddenzee	55
3.12	De totstandkoming van de balanspunten voor de seizoenen 1997–1998 en 1998–1999	56
3.13	Gelijk aan Figuur 3.12 met een correctie op de zomergroei van de kokkels volgens Kamermans <i>et al.</i> (2003b)	57
3.14	De kokkelbalans voor de Waddenzee gecorrigeerd voor een bestandsafhankelijke zomergroei	58
3.15	Gesimuleerde vogelgewichten voor de jaren 1990–1995	61
3.16	Gesimuleerde vogelgewichten voor de jaren 1996–2001	62
3.17	Met historische gegevens berekend stress niveau voor de winters 1990–1991 tot en met 2001–2002	63
3.18	De voedselsituatie van 1998 gecombineerd met het weer en getij van de overige jaren.	64
3.19	De stress index voor de standaard zachte winter vergeleken met de historische runs	64
3.20	De stress index berekend met 263000 vogels vergeleken met de runs voor historische aantallen	65

3.21	De stress index berekend voor de ruime hoeveelheid voedsel van 1998 vergeleken met de historische runs	66
3.22	Hoeveelheid weggeviste kokkels tussen 1990 en 2001	67
3.23	De stress index berekend zonder visserij vergeleken met die voor historische runs	67
3.24	De stress index voor de historische gegevens als functie van de hoeveelheid vlees per vogel	68
3.25	De stress index als functie van de voedselvoorraad per vogels berekend voor het getij en weer van 1998 toegepast op alle jaren	69
3.26	Het terugkeergetal als functie van de gesimuleerde stress index	72
3.27	Grafiek voor het afleiden van de voedselreservering	73
3.28	Het terugkeergetal als functie van de hoeveelheid niet opgeviste kokkels per vogel	74
3.29	Terugkeergetal voor de deelgebieden als functie van de gesimuleerde stress index	76
3.30	Terugkeergetal voor de 5 deelgebieden als functie van de hoeveelheid niet opgeviste kokkels per vogel	76
3.31	De maximale dagelijkse opname per plek uitgezet tegen de dichtheid aan schelpdiervlees in september	78
3.32	Fractie van het kokkelbestand dat voorkomt met een dichtheid van meer dan 50 gram vlees per m ²	79
3.33	Gesimuleerd diëet voor een verhoogde waarde van de minimale opnamesnelheid	80
3.34	Stress niveau voor de winters 1990–1991 tot en met 2001–2002 voor een verhoogde waarde van de minimale opnamesnelheid	80
3.35	Het terugkeergetal als functie van de gesimuleerde stress index voor een verhoogde waarde van de minimale opnamesnelheid	81
3.36	De stress index als functie van de hoeveelheid kokkelvlees per vogel voor een verhoogde waarde van de minimum opnamesnelheid	82
3.37	Draagkrachtberekening voor het Waddengebied in de jaren negentig	83
4.1	Gesimuleerde predatie van kokkels als functie van het bestand	86
4.2	Vergelijking tussen berekende kokkelbestanden en de RIVO survey	88
4.3	Vergelijking tussen het berekende september bestand en de schatting in rapport H2 (Kamermans <i>et al.</i> , 2003b)	89
4.4	Vergelijking tussen het berekende september bestand met en zonder de visserij in de voorafgaande jaren	90
4.5	Vergelijking tussen stress indices berekend met <i>WEBTICS</i> en stress indices berekend met alleen de éénjarige kokkelbestanden.	90
4.6	Draagkracht berekening rekening houdend met effecten van visserij en aantal vogels op de ontwikkeling van het kokkel bestand	91
5.1	Enkele basisgegevens en modelresultaten voor deelgebied BLG	94
5.2	Gesimuleerd diëet voor deelgebied BLG	95
5.3	De kokkelbalans voor het deelgebied BLG (Balgzand)	95
5.4	Enkele basisgegevens en modelresultaten voor deelgebied FRK	96
5.5	Gesimuleerd diëet voor deelgebied ROT	97
5.6	De kokkelbalans voor het deelgebied FRK (Friesche Kust)	97
5.7	De kokkelbalans voor het deelgebied ROT (Rottum)	98
5.8	Gesimuleerd diëet voor deelgebied ROT	98
5.9	Enkele basisgegevens en modelresultaten voor deelgebied ROT	99

6.1	Kokkelreservering in aanwezigheid van stabiele mosselbanken waarop een deel van de scholeksters foerageert. Ook de bestaande reservering is aangegeven.	106
C.1	Teltrajecten in het kader van de <i>beached bird survey</i>	126
C.2	Waargenomen en gefitte aantallen dood gevonden vogels	129
C.3	Waargenomen en "geïmputeerde" totaal aantallen dood gevonden vogels	130
D.1	Number of oystercatchers declined in recent years, but relative numbers in protected and unprotected areas did not change	133
D.2	Body size, age and condition of oystercatchers and MPAs	135
D.3	Mortality in relation to condition and shellfish fisheries	136

Lijst van tabellen

3.1	Totaal versgewicht en oppervlakte van mosselbanken	41
3.2	Gemiddelde droogvalduur voor de mosselbestanden in Tabel 3.1 . . .	43
3.3	Getijde- en weerstations voor de verschillende deelgebieden	44
3.4	Berekening van het referentie-aantal scholeksters	71
C.1	Voorbeeld berekening	127

Woord vooraf

Voor u ligt het rapport “Scholeksters en hun voedsel in de Waddenzee” dat door Alterra–Texel, het Centrum voor Schelpdier Onderzoek van het Nederlands Instituut voor Visserij Onderzoek (RIVO-CSO) en het Rijksinstituut voor Kust en Zee (RIKZ) vervaardigd is ten behoeve van de tweede evaluatiefase van het Nederlands schelpdiervisserij–beleid, EVA II. Het onderzoek is verricht met financiering vanuit het ministerie van LNV in het kader van het EVA II deelproject B1 “voedselreservering voor scholeksters in de Waddenzee”. Daarnaast is een deel van het werk gefinancierd met geld uit het door LNV betaalde bestek 5a “Voedselaanbod voor vogels”.

Dit rapport bevat een analyse van de voedselsituatie van scholeksters gedurende de negentiger jaren in de Waddenzee. Uit die analyse worden conclusies getrokken met betrekking tot oorzaak van de achteruitgang van het aantal scholeksters ten opzichte van de jaren tachtig en met betrekking tot het niveau van de benodigde voedselreservering. Eerdere versies van dit rapport zijn becommentarieerd door het onderzoeksmanagement, de stuurgroep en de audit–commissie van EVA II. Het verslag van de audit–commissie is als Bijlage [E](#) in dit rapport opgenomen.

De berekeningen aan scholeksters en hun voedsel waarvan dit rapport verslag doet zijn gebaseerd op een grote hoeveelheid gegevens over de Waddenzee in de negentiger jaren. Wadvogeltellingen worden al sinds jaar en dag door vrijwilligers verricht en hun gegevens zijn via het SOVON aan ons ter beschikking gesteld. Met vragen over de schelpdiergegevens van het RIVO ben ik vele malen te rade gegaan bij Pauline Kamermans en Joke Kesteloo-Hendrikse. De heer G. Oskam van het RIKZ is behulpzaam geweest bij het inlezen van waterstanden en ook de gebruikte hoogtekaarten zijn afkomstig van het RIKZ. Elze Dijkman tenslotte heeft een groot deel van al deze basisgegevens beheerd en bewerkt ten behoeve van het EVA II onderzoek.

Een heel andere verzameling gegevens betreft de voedsel ecologie van scholeksters. Ik heb op dat gebied veel geleerd van Marcel Kersten, Bruno Ens, Richard Stillman, Jaap de Vlas en Leo Zwarts. Het is opmerkelijk dat veel van de hier toegepaste kennis het resultaat is van wat nog geen 10 jaar geleden fundamenteel onderzoek aan wadvogels was, beschreven in proefschriften en tijdschriftartikelen.

Bert Brinkman heeft geholpen met het berekenen van de verdeling van de vogels over droogvallende voedselgebieden. De stress–index voor het karakteriseren van een winter is het resultaat van een avond praten met Marcel Kersten. Het gebruik van terugkeergetallen is een suggestie van Cor Berrevoets. Rob Dekker heeft geholpen met de omrekening van mosselgewichten en Jaap van der Meer met een statistische

analyse.

Resultaten van modelberekeningen zijn een aantal keren besproken met collega's van het EVA II onderzoek en met Marnix van Stralen. Veel ideeën en verbeteringen vinden hun oorsprong in die bijeenkomsten op Texel en in Yerseke. Tenslotte dank ik mijn collega's in Wageningen voor hun interesse in deze voor hen vreemde tak van toegepaste wetenschap en voor het ter beschikking stellen van hun computers toen er tenslotte gerekend moest worden.

Wageningen, november 2003
Kees Rappoldt

Samenvatting

Aantalsverloop en voedsel

Het gemiddeld aantal scholeksters dat overwintert in de Waddenzee, berekend voor de maanden september t/m maart, is in de jaren negentig afgenomen van ruim 250000 tot 170000. De draagkrachtberekeningen in dit rapport wijzen uit dat deze afname voor een belangrijk deel veroorzaakt is door het vrijwel ontbreken van mosselbanken in de Waddenzee gedurende de jaren negentig. Dat heeft tot gevolg gehad dat de scholeksters veel sterker dan voorheen afhankelijk werden van kokkels en in sommige deelgebieden ook van nonnetjes.

Deze afhankelijkheid betekent niet dat het aantal scholeksters heftig op en neer is gegaan samen met het van nature sterk fluctuerende kokkelbestand. Scholeksters zijn een lang levende vogelsoort en ook in slechte kokkeljaren kunnen de meeste *volwassen* vogels overleven met behulp van allerlei marginale prooien. Massale sterfte onder de vogels treedt eigenlijk alleen op tijdens ijswinters als *alle* prooien langere tijd onbereikbaar zijn door de vorst. Het aantal overwinterende scholeksters is dus veeleer het netto resultaat van vestiging van jonge vogels in het Waddengebied, sterfte van jonge en van volwassen vogels, en van emigratie en immigratie van volwassen vogels.

We verwachten dus, ook als het kokkelbestand op de lange termijn het aantal overwinterende scholeksters beperkt, geen éénduidig verband tussen het kokkelbestand en het aantal scholeksters. De rol van andere prooien, fluctuaties veroorzaakt door goede en slechte broedseizoenen, de mogelijke concurrentie met eidereenden, de variatie in de ligging van de kokkelbanken en tenslotte de statistische onzekerheden in de gegevens vormen de oorzaak van een aanzienlijke “ruis” in het verband tussen de kokkelstand en het aantal scholeksters.

Wél verwachten we dat het aantal overwinterende scholeksters na goede kokkeljaren *gemiddeld* iets toeneemt en na slechte kokkeljaren gemiddeld afneemt (omdat sommige vogels elders gaan overwinteren bijvoorbeeld). Op die wijze kan zich op den duur een evenwicht instellen tussen de scholekster populatie en een fluctuerend kokkelbestand. Dat lijkt voor de acht zachte winters tussen 1990 en 2001 inderdaad het geval te zijn geweest. Voor de aantallen scholeksters in vijf deelgebieden is er een significant verschil in aantalsontwikkeling tussen de (zachte) winters met een kokkelbestand *onder* en *boven* de 200 kg kokkelvlees per vogel. Ook voor de Waddenzee als geheel reageert het aantal scholeksters op de kokkelvoorraad per vogel. Er is echter een kans van 10% dat het gevonden verband op toeval berust. Bij het beoordelen van die kans moet bedacht worden dat het aantal winterseizoenen in de analyse slechts 8 bedraagt en dat het onderscheidend vermogen van de statistiek gering is. Het afwijzen van een verband tussen de aantalsontwikkeling en het kokkelbestand (omdat de kans op toeval groter is dan 5%) is met een waarschijnlijkheid van 69%

onjuist.

De Nederlandse scholeksterpopulatie is zowel in de broedgebieden als in de overwinteringsgebieden afgenomen. De oorzaak van de afname zou dus zowel in de broedgebieden, met name de Nederlandse polderlandschappen, als in het wintergebied, d.w.z. de Waddenzee en de Deltawateren, gezocht kunnen worden (of in allebei). Echter, twee goed onderzochte broedpopulaties op respectievelijk Texel en Schiermonnikoog, die voor hun voedselvoorziening geheel en het jaar rond afhankelijk zijn van de Waddenzee en eventueel andere getijdengebieden, zijn ook sterk afgenomen. Om die reden is het aannemelijk dat de oorzaak van de achteruitgang van de scholekster vooral in de Waddenzee en de Deltawateren gezocht moet worden.

Een simulatiemodel

Om meer te kunnen zeggen en ook om de hoeveelheid voedsel die er aan het begin van de winter moet zijn (de ecologische voedselbehoefte) te kunnen schatten, is het foerageren van scholeksters gesimuleerd met behulp van een daartoe geschreven computer programma. De dagelijkse voedselopname van de scholeksters wordt bepaald door de snelheid waarmee de vogels de schelpdieren kunnen vinden en opeten, door het vleesgewicht van de schelpdieren dat in de loop van de winter behoorlijk afneemt, door de mate waarin scholeksters last hebben van elkaar, en natuurlijk van de droogvalduur van de prooien. De dagelijkse voedselbehoefte van de vogels hangt af van de temperatuur en ook enigszins van het gewicht van de vogels. De schelpdierbestanden zoals aangeleverd door het RIVO specificeren voor een groot aantal plekken het bestand aan kokkels, nonnetjes en mosselen en die plekken hebben elk hun droogvalduur.

Door het rekenwerk aan de voedselopname uit te voeren als een simulatie van de voedselopname van uur tot uur, de hele winter door, kunnen ook andere, subtielere factoren in rekening worden gebracht. In tijden van schaarste laten we de vogels in de polder op wormen foerageren. De snelheid waarmee de vogels hun voedsel kunnen verteren is begrensd en ook hun maaginhoud is begrensd. Daardoor kunnen de vogels bijvoorbeeld niet in heel korte tijd voldoende eten, zelfs al ligt het voedsel voor het oprapen. Verder worden voor de periode 1990–2001 de door het RIKZ gemeten waterstanden en de dagelijkse minimum en maximum temperaturen gemeten door het KNMI gebruikt. Het aantalsverloop van de scholeksters is voor elk van de winterseizoenen geschat door het SOVON op basis van de beschikbare tellingen. De visserij wordt in rekening gebracht via de vangstgegevens en ruimtelijke verspreiding van de visserij wordt afgeleid van de black box gegevens.

Enkele belangrijke processen zijn echter moeilijk te kwantificeren. In strenge winters is door ijsvorming het voedsel onbereikbaar voor de scholeksters en hebben ze de keuze tussen honger, uitwijken naar de Oosterschelde, of een enigszins riskant verblijf in Frankrijk. De modelparameters die het effect van vorst op de foerageersnelheid beschrijven kunnen slechts grof geschat worden en de resultaten voor de strenge winters 1990–1991, 1995–1996 en 1996–1997 zijn daarom niet gebruikt in de berekening van de voedselreservering.

Verder is het onmogelijk om de verspreiding van de scholeksters tijdens laagwater op realistische wijze te simuleren. Het gedrag van de vogels in de simulatie is daarom gebaseerd op enkele vereenvoudigingen: (1) er zijn geen verschillen in voedselbehoefte en fourageerefficiëntie tussen de individuen, (2) de scholeksters hebben een

volledige kennis van het schelpdierbestand en (3) de vogels kunnen zich momentaan en zonder energetische kosten verplaatsen binnen elk van de vijf onderscheiden deelgebieden. De scholeksters in het model kunnen dus hun opnamesnelheid maximaliseren door zich voortdurend optimaal te verspreiden over de droogvallende delen van het voedselgebied.

Deze optimistische aannamen over het gedrag van de vogels worden gecompenseerd door het uitrekenen, en uiteindelijk begrenzen, van een stress niveau. Dat stress niveau is een maat voor de inspanning die de vogels hebben moeten leveren gedurende een heel winterseizoen. Het berekende stress niveau stijgt kwadratisch met de “werkdruk” en de maximale prestatie van de alwetende en ideale vogel komt overeen met een stress niveau van 1. Een stress niveau van 0.36 komt overeen met een effectieve werkdruk die 60% is van het maximum ($\sqrt{0.36}=0.6$).

Voedselstress in de jaren negentig

De stress index berekend voor 266000 Scholeksters (het gemiddelde voor de periode 1980–1990) heeft in vier van de acht winters tussen 1990 en 1997 waarden een waarde bóven de 0.6. Dat betekent dat de *gemiddelde* en *ideale* vogel tenminste 80% van de maximale inspanning heeft moeten leveren om de winter door te komen. Dit resultaat is een tweede aanwijzing voor voedseltekort als de belangrijkste oorzaak voor de afname van het aantal overwinterende Scholeksters in de periode 1990–1997.

De voor werkelijke aantallen vogels in de zachte winters berekende stress indices zijn gerelateerd aan mate waarin de vogels de volgende herfst zijn terug gekomen (gemeten aan de aantalsverandering). Dat verband is weer statistisch significant als we resultaten voor de onafhankelijk van elkaar doorgerekende deelgebieden bij elkaar nemen. Voor de Waddenzee als geheel gebruiken we een (gewogen) gemiddelde stress index en berust het verband tussen stress index en terugkeer met een kans van 13% op toeval. Er zijn echter ook hier slechts 8 datapunten in de grafiek en het afwijzen van een verband is met een kans van 75% een onjuiste beslissing.

Voedselreservering

Om te komen tot een voedselreservering moeten we ons realiseren dat de kokkelstand van nature sterk fluctueert. De enorme bestanden die na een goede broedval tot ontwikkeling komen, kunnen niet door de scholeksters worden geëxploiteerd. De scholekster is immers een lang levende vogelsoort met een lage reproductie en een sterfte van slechts enkele procenten in zachte winters. Het aantal scholeksters kan daarom nooit zo snel fluctueren als de kokkelstand hetgeen impliceert dat er in de rijkste kokkeljaren gevist kan worden zonder dat dat invloed heeft op de vogels.

Het aantal scholeksters dat van een fluctuerende kokkelstand kan leven zal uiteindelijk bepaald worden door de voedselstress die de vogels in slechte jaren ervaren. Scholeksters kunnen een voedseltekort echter voor een belangrijk deel opvangen door allerlei marginale prooien te eten. Ze gaan niet zo gauw dood, maar de kans om dood te gaan neemt wel toe en dat kan sommige (jonge) vogels doen besluiten om het volgend jaar elders heen te gaan (met alle risico's van dien). Dat is meer dan speculatie: het aantal in Noord-Frankrijk doortrekkende scholeksters is de laatste jaren aanzienlijk toegenomen.

Als de frequentie van slechte voedseljaren te hoog is, dan zal het aantal scholeksters dus langzaam afnemen, totdat er een situatie bereikt is waarbij de risico's van slechte jaren weer gecompenseerd worden door goede jaren. Een op de lange termijn stabiel aantal scholeksters moet dus in goede jaren iets kunnen toenemen, bijvoorbeeld door de vestiging en overleving van jonge vogels in hun eerste winter. Dat betekent een voedselreservering die zodanig is dat goede jaren ook goed blijven en niet door visserij in gemiddelde jaren worden veranderd. Een lichte stijging van het stress niveau is dus wel acceptabel, maar mag niet leiden tot een druk op het aantal vogels.

De modelberekeningen in combinatie met de veranderingen in het aantal vogels leveren een schatting van de voedselreservering van 200 kg kokkelvles per vogel, ofwel 3.1 keer de fysiologische voedselbehoefte. Dit getal wordt in essentie bepaald door de snelheid waarmee de vogels hun voedsel kunnen vinden, de droogvalduur van de prooien en de vermagering van de prooien in de loop van de winter. Dit zijn goed bekende eigenschappen van de vogelsoort en het gebied. De berekende reservering komt daarom overeen met de eerdere schatting van [de Vlas \(2002\)](#), die een minder gedetailleerd rekenmodel heeft gebruikt. Een reservering van 200 kg is verder consistent met de basisgegevens die bij *minder* voedsel gemiddeld een daling en bij *meer* voedsel een stijging van de aantallen laten zien. De onzekerheid in de benodigde voedselreservering bedraagt enkele tientallen kg kokkelvles. Voor een nauwkeuriger kwantificering en het berekenen van betrouwbaarheidsintervallen zijn de gegevens echter niet toereikend.

Een lichte stijging van de stress index door visserij komt conceptueel geheel overeen met de britse aanpak ([Goss-Custard et al., 2003](#)). Daar wordt een model gebruikt waarin de variatie tussen individuen in rekening wordt gebracht en waarmee een toename van de sterfte kan worden geschat. Een toename van de sterfte met 0.5% wordt acceptabel geacht en voor 3 verschillende estuaria leidt dat tot een reservering van 2.5, 5.0 en 5.5 keer de fysiologische behoefte.

Een reservering van 200 kg per kokkelvles per vogel correspondeert met 53200 ton vlees, een hoeveelheid die er slechts 3 keer heeft gelegen in de negentiger jaren. Het aantal goede jaren lijkt dus te klein (en de gemiddelde voedselstress te hoog) om het aantal scholeksters op peil te houden. Dat aantal is dan ook gedaald. We kunnen dat ook uitdrukken door de draagkracht van het Waddengebied te schatten. Een ruwe schatting met behulp van het simulatiemodel levert een draagkracht op van 119200 scholeksters voor het Waddengebied in de negentiger jaren (met visserij). Deze draagkracht ligt inderdaad ver onder het referentie-aantal van 266000. Vanwege een grote onzekerheidsmarge is het echter niet zeker of de berekende draagkracht ook onder het huidige aantal van ongeveer 170000 ligt. Dat betekent dat het aantal scholeksters nog verder zou kunnen dalen als de jaren negentig representatief zijn voor de toekomst, maar of dat ook zou gebeuren is niet zeker.

Draagkrachtberekening en de rol van mosselen

De geschatte draagkracht *zonder* visserij voor de negentiger jaren bedraagt 134300 scholeksters, ongeveer 15000 méér dan de draagkracht *met* visserij. Alhoewel de draagkracht getallen zelf onnauwkeurig zijn is het verschil redelijk robuust: het visserij effect bedraagt ongeveer 12% van de draagkracht van het gebied. Dat betekent dat de kokkelvisserij wel tot een verhoging van de voedselstress heeft geleid, maar dat de daling van het aantal scholeksters niet primair daardoor is veroorzaakt. De draagkracht van de Waddenzee is aanzienlijk verder afgenomen dan alleen met het

draagkrachteffect van de kokkelvisserij.

Dat resultaat is geheel consistent met de afwezigheid van mosselbanken in de jaren negentig. De structuren van stabiele banken komen slechts heel langzaam terug nadat ze in de tachtiger jaren eerst hebben geleden door twee achtereenvolgende strenge winters en vervolgens door bevissing. Als het herstel doorzet dan zullen de scholeksters een stabiele voedselbron terugkrijgen en zal de afhankelijkheid van het sterk fluctuerende kokkelbestand verminderen.

Dat kan uitgedrukt worden als een verminderde voedselreservering in termen van kokkelvlees. 4000 ha mosselbank met 35 vogels per hectare betekent dat 140000 scholeksters weer van mosselen kunnen leven en voor de overige 126000 (van het referentie-aantal 266000) zou dan nog 25000 ton kokkelvlees gereserveerd moeten worden. Een dergelijke hoeveelheid ligt er veel vaker en een aantal van 140000 scholeksters is ook in overeenstemming met de berekende draagkracht van het kokkelbestand. Dergelijke berekeningen met hectaren mosselbank moeten overigens wel betrekking hebben op *stabiele* mosselbanken omdat het voor scholeksters vermoedelijk niet eenvoudig is om van jaar op jaar over te schakelen. Ook zaadbanken tellen niet omdat zaadmosselen alleen als marginale prooi interessant zijn.

Cumulatieve effecten

Om te voorkomen dat grote fouten worden gemaakt in het verloop van het kokkelbestand gedurende de winter, is het simulatiemodel voor foeragerende scholeksters elk jaar opnieuw gestart met de geschatte bestanden voor september van dat jaar. Dat heeft tot gevolg dat *wel* de effecten van de visserij in datzelfde najaar kunnen worden geschat, maar *geen* meerjarige en cumulatieve effecten. Daartoe is het nodig dat een kokkelbestand gedurende een periode van meer dan één jaar kan worden doorge-rekend zowel met als zonder visserij. Dat kon niet met voldoende nauwkeurigheid gedaan worden.

Een recente verbetering in de berekende zomergroei (in rapport H2) van éénjarige kokkels brengt een berekening over meerdere jaren binnen bereik. Verkennende berekeningen wijzen uit dat weggeviste kokkels leidt tot een bestandsvermindering in volgende jaren met meer dan de helft van het weggeviste tonnage. Dit effect van de kokkelvisserij op de ontwikkeling van het kokkelbestand kan leiden tot voedseltekort in jaren waarin dat zonder visserij niet was gebeurd. Dat zal met name het geval zijn in perioden met een afnemende bestandsgrootte (tegen het eind van een piek in het kokkelbestand) indien een strenge winter en een nieuwe broedval uitblijven.

Een voorbehoud

In dit rapport worden de scholeksters beschouwd in samenhang met kokkels, non-netjes en mosselen in termen van hectaren, kilogrammen, vleesgewichten en droog-valduur. Het gaat daarbij om de voedselreservering, over de hoeveelheid voedsel die er aan het begin van de winter moet liggen voor een gezonde scholekster populatie. Dat leidt echter niet automatisch tot het behoud van andere natuurwaarden zoals de overige wadvogelsoorten, de bodemfauna zelf, oude mosselbanken als habitat, etc. Voedselreservering is dus niet de enige voorwaarde voor natuurbehoud, wel een noodzakelijke voorwaarde.

Hoofdstuk 1

Inleiding

1.1 Achtergrond en bestaande rapporten

In het kader van de structuurnota Zee- en Kustvisserij ([LNV, 1993](#)) is voor wat betreft de schelpdiervisserij in de Waddenzee een beleid ingezet van voedselreservering voor vogels. Dit houdt in dat beperkingen aan de schelpdiervisserij worden opgelegd in jaren met schaarste om extra voedseltekorten onder vogels als gevolg van schelpdiervisserij voorkomen. Het gaat hierbij vooral om de eidereend en de scholekster, met als belangrijkste prooidieren de kokkel en de mossel. Uitgangspunt vormen de aantallen vogels die in de periode 1980–1990 in de Waddenzee aanwezig waren. In de officiële beleidsdocumenten is wel deze periode gedocumenteerd, maar niet de aantallen vogels. Voor de evaluatie van de voedselreservering voor de Eiderendeen wordt verwezen naar [Ens & Kats \(2003\)](#). Het voorliggende rapport gaat over de voedselreservering voor scholeksters in de Waddenzee.

Volgens het in 1993 van kracht geworden beleid werd mosselzaadvisserij op de platen gesloten als er minder dan 2.5 miljoen kg mosselvlees lag. De mechanische kokkelvisserij werd gesloten als er minder dan 7.6 miljoen kg kokkelvlees lag (kokkels van 1 jaar of ouder en in dichtheden hoger dan 50 m^{-2}). De berekeningen en aannames die ten grondslag liggen aan dit beleid zijn door [Ens \(2000\)](#) aan een kritische analyse onderworpen. De belangrijkste conclusie was dat in de onderliggende berekeningen onvoldoende rekening is gehouden met het feit dat de vogels slechts een deel van het aanwezige schelpdierbestand kunnen oogsten. Dit geldt met name voor mosselen en in minder mate voor de kokkels. In het rapport "Scholeksters en voedselreservering" komt ([de Vlas, 2002](#)) tot dezelfde conclusie. Hij berekent dat in september ongeveer 3.6 maal zo veel kokkelvlees in de bodem aanwezig moet zijn dan de beoogde voedselopname door scholeksters.

Het schelpdiervisserijbeleid is tussentijds geëvalueerd in [LNV \(1998\)](#). Omdat de aantallen scholeksters in de Oosterschelde terugliepen is de voedselreservering in de Oosterschelde verhoogd en is gevraagd die voedselreservering nog eens door te rekenen. Dit is gebeurd in het "Korte Termijn Advies Voedselreservering Oosterschelde" ([Bult *et al.*, 2000](#)). Hoewel de aantallen scholeksters ook in de Waddenzee terugliepen is het beleid voor de Waddenzee toen niet aangepast. In 2000 kwam die aanpassing er wel ([LNV, 2000a](#)), maar de belangrijkste conclusie uit [Ens \(2000\)](#), namelijk dat de gehanteerde hoeveelheden te laag zijn, werd niet vertaald in nieuw beleid. Wel is een uitwisseling tussen kokkel en mossel van kracht geworden. Sinds

2000 mag er niet meer op de platen van de Waddenzee worden gevisd als er minder dan 10 miljoen kg vlees van kokkels en mosselen ligt. Voor mosselen gaat het om alle mosselen op de platen. Kokkels moeten 1 jaar of ouder zijn en in dichtheden hoger dan 50 m^{-2} liggen.

1.2 Vraagstelling

Bij de instelling van het nieuwe beleid in 1993 is besloten dat in 2003 een definitieve evaluatie zou plaatsvinden. Voor de periode 1999–2003 is een onderzoeksplan opgesteld (Ens *et al.*, 2000) waarin het totale evaluatieonderzoek naar de effecten van schelpdiervisserij op natuurwaarden in de Waddenzee en Oosterschelde 1999–2003 wordt beschreven (EVA II). In het voorliggende rapport B1 staan twee vragen centraal:

- (A) Wat is de oorzaak van de afname in de aantallen overwinterende scholeksters in de Waddenzee?
- (B) Biedt het huidige beleid van voedselreservering voldoende garanties aan de populatie scholeksters tegen door schelpdiervisserij veroorzaakte voedseltekorten?

Om deze vragen te beantwoorden wordt gebruik gemaakt van de gedetailleerde gegevens over vogelaantallen en schelpdierbestanden welke voor de jaren negentig beschikbaar zijn. Allereerst is nagegaan of er een verband bestaat tussen de aantallen scholeksters en de schelpdierbestanden in de Waddenzee. Vervolgens maken we gebruik van de beschikbare gegevens over de voedselbehoefte van scholeksters, het foerageergedrag van scholeksters en de abiotische omstandigheden, om na te gaan bij wat voor een grootte van het schelpdierbestand de vogels in moeilijkheden komen.

In dit rapport worden de scholeksters beschouwd in samenhang met kokkels, nonnetjes en mosselen in termen van hectaren, kilogrammen, vleesgewichten en droogvalduur. Bij deze aanpak past een wetenschappelijk voorbehoud. De hier beschouwde natuurwaarde is “het aantal overwinterende scholeksters”. Andere aspecten van natuurbehoud komen in dit rapport uitdrukkelijk niet aan de orde. Daarbij kan gedacht worden aan andere wadvogelsoorten, de bodemfauna zelf, oude mosselbanken als habitat, etc. Dat wil dus zeggen dat voedselreservering wel een noodzakelijke voorwaarde is voor natuurbehoud, maar niet de enige voorwaarde.

1.3 Scholeksters

De scholekster (*Haematopus ostralegus*) behoort tot de best bestudeerde vogelsoorten en de uitgebreide wetenschappelijke literatuur is goed toegankelijk via het boek van Goss-Custard (1996a), een speciaal nummer van het tijdschrift Ardea (Blomert *et al.*, 1997), het proefschrift van Leo Zwarts (1997), de Nederlandstalige ecologische atlas van van der Kam *et al.* (1999), de in deze publicaties genoemde referenties en een aantal artikelen van recenter datum. Er kan in dit rapport onmogelijk recht gedaan worden aan alle betrokken auteurs, maar er zal toch iets gezegd moeten worden over enkele relevante aspecten van de ecologie van de scholekster.

Scholeksters hebben een snavel die het de vogels mogelijk maakt grotere mosselen (*Mytilus edulis*) en kokkels (*Cerastoderma edule*) open te krijgen en het schelpdier-vlees op te eten (Hulscher, 1996). Dat kunnen andere wadvogelsoorten niet en het stelt scholeksters in staat om in grote aantallen te overwinteren in het Waddengebied en de Oosterschelde.

Scholeksters eten tijdens de winterperiode voornamelijk kokkels en mosselen. Dat blijkt uit het feit dat de verspreiding van de vogels tijdens laagwater overeenkomt met de ligging van kokkel- en mosselbanken. Lokaal worden ook de wat kleinere strandgapers (*Mya arenaria*), platte slijkgapers (*Scrobicularia plana*) en nonnetjes (*Macoma baltica*) gegeten. De bestanden van die soorten zijn echter veel kleiner dan de mossel- en kokkelbestanden. Bovendien zitten strandgapers, slijkgapers en nonnetjes 's winters dieper in de bodem (Zwarts & Wanink, 1993) waardoor de feitelijke beschikbaarheid van de prooien veel geringer is dan die van mosselen en kokkels. Ook met behulp van zeeduizendpoten (*Nereis diversicolor*) kunnen scholeksters niet de winter doorkomen zoals onder andere blijkt uit het feit dat er in de Dollard, waar wel veel wormen maar geen kokkels en mosselen voorkomen, ook geen scholeksters overwinteren.

Tijdens perioden met verhoogde waterstanden, tengevolge van noordwesten wind en doortij bijvoorbeeld, kan het gebeuren dat de wadplaten niet of slechts kort droogvallen. Dan verspreiden de scholeksters zich tijdens de lange hoogwaterperioden over nabijgelegen weilanden en foerageren op regenwormen. Dit doen de vogels overigens alleen bij daglicht en de wormen zijn alleen bereikbaar als het niet vriest.

Scholeksters zijn een langlevende vogelsoort. In zachte winters bedraagt de sterfte onder volwassen individuen slechts enkele procenten (zie bijvoorbeeld Atkinson *et al.* (2003); Bruinzeel & van de Pol (2003) en Rappoldt *et al.* (2003c, Hoofdstuk 3)). Dat betekent dat scholeksters gemakkelijk 10 of 20 jaar oud kunnen zijn. Van de in de jaren tachtig in de Oosterschelde geringde vogels, bijvoorbeeld, is ongeveer de helft nog in leven.

Dat impliceert ook dat bij een stabiele populatie de jaarlijkse reproductie, gemeten als het aantal jonge vogels dat ook volwassen wordt, verrassend klein is, van de orde van 0.1 per paar per jaar. Dat is véél minder dan het aantal eieren of pullen dat wordt geproduceerd. Het verlies van legsels, de sterfte van pullen en de sterfte onder jonge vogels (zie bijvoorbeeld Kersten & Brenninkmeijer, 1995) vertegenwoordigen een aanzienlijke beperking van de maximale jaarlijkse populatiegroei. Bij kort levende dieren is een verdubbeling van de populatie in één jaar een gewoon verschijnsel, maar voor een lang levende soort als de scholekster verlopen groei en achteruitgang van de populatie veel geleidelijker.

In strenge winters met drijfs en een bevroren wadbodem treedt onder scholeksters soms massale sterfte op doordat de vogels hun voedsel niet meer kunnen bereiken (zie over wintereffecten Camphuysen *et al.*, 1996; Hulscher, 1989, 1990, 2000). Als de kou aanhoudt kan dat meer dan 10% van de scholeksters het leven kosten. Om het verhongeren te vermijden verlaat bij invallende vorst een deel van de scholeksters de Waddenzee. In de Oosterschelde en in Frankrijk nemen de aantallen dan tijdelijk toe, maar die reis is ook niet zonder risico's.

Atkinson *et al.* (2003) rapporteren over enkele jaren met massale sterfte van scholeksters in de Wash door voedselgebrek:

"The three mass mortality events were associated with atypical behavi-

our for oystercatchers around the Wash. Large numbers of birds vacated the normal intertidal feeding grounds and moved inland to feed on earth worms and other invertebrates on grass fields, in gardens and even in the centre of busy roundabouts.”

Bij een gebrek aan voedsel steken de scholeksters dus extreem veel tijd in het foerageren en gaan op zoek naar allerlei marginale prooien. Deze flexibiliteit leidt ertoe dat massale en opvallende sterfte niet snel zal optreden en gebeurtenissen zoals in de Wash zijn dan ook zeldzaam. Het gevolg van voedselgebrek is veeleer een verhoogde kans om de winter niet te overleven. Juist de lange levensduur en de lage sterfte- en reproductiecijfers impliceren dat een geringe toename van de jaarlijkse sterfte een heel gelijdelijke achteruitgang van het aantal scholeksters kan bewerkstelligen (Goss-Custard *et al.*, 1996a).

De grootte van de scholekster populatie moet daarom gezien worden als een tamelijk traag gereguleerde en dynamische grootte die het netto resultaat is van broedsucces, overleving van jonge vogels, sterfte onder volwassen vogels en extra sterfte in strenge winters (Goss-Custard *et al.*, 1996a, Table 13.1). Het beeld van een populatiegrootte die van jaar tot jaar gereguleerd wordt door één bepaalde beperkende factor zoals een “de capaciteit van de overwinteringsgebieden” of “de grootte van het broedgebied” is onjuist.

Het is overigens niet zo dat broedsucces en overwintering geheel onafhankelijk zijn van elkaar. Voor trekkende kust- en weidevogels is herhaaldelijk een verband gevonden tussen investeringen en broedsucces enerzijds en de conditie van de vogels anderzijds (Ebbinge & Spaans, 1995; Madsen, 1994; Hegyi & Sasvári, 1998b,a).

Scholeksters kunnen in principe de gevolgen van een te krappe hoeveelheid voedsel ook vermijden door (op termijn) naar andere overwinteringsgebieden uit te wijken (Van Latesteijn & Lambeck, 1986). Ook dat leidt tot een vermindering van het aantal vogels in de Waddenzee, terwijl de populatiegrootte niet noodzakelijkerwijs daalt. Dat dit niet alleen een hypothetische mogelijkheid is blijkt uit een recente mededeling van Patrick Triplet (pers. comm.) over het passeren van een “great number of Oystercatchers in Baie de Somme at the end of July and in August, while a few years ago, these passages were mainly at the end of August and September and dealt with less birds”.

Het kan niet de bedoeling zijn van dit rapport om het laatste woord te spreken over de regulatie van de scholekster populatie en over de regulatie van het aantal scholeksters dat in de Waddenzee overwintert. Aan de orde is hier slechts of de overwinterende vogels in de jaren negentig in de Waddenzee een voedseltekort hebben gehad en hoe groot de voedselreservering dient te zijn om dat te voorkomen. Het antwoord op die vragen moet echter wel consistent te zijn met wat we over de ecologie van de scholekster weten.

1.4 De negentiger jaren

In de jaren tachtig is er een groot bestand aan littorale mosselen in de waddenzee geweest waarop ook veel gevist is. Aan het einde van de tachtiger jaren nam het bestand af en toen is er ook op de bulten van de stabiele mosselbanken gevist. Daarbij is schade toegebracht aan de stabiele structuur van die banken die toch al geleden

hadden van twee strenge winters in de tachtiger jaren ¹. Instabiele banken zijn gevoelig voor stormen en in het begin van de jaren negentig waren de mosselbanken bijna geheel verdwenen. Het herstel lijkt nu op gang te komen maar heeft lang op zich laten wachten.

Smit *et al.* (1998) schatten met behulp van verschillende methoden dat in de jaren zeventig en tachtig tenminste 50% van de scholeksters in de Nederlandse Waddenzee 's winters op mosselen foerageerde. In de jaren negentig moesten de scholeksters overwinteren zonder mosselen als voedselbron en werden grotendeels afhankelijk van kokkels.

Stabiele mosselbanken vertegenwoordigen een zekerder bron van voedsel voor de scholeksters dan de sterk fluctuerende kokkelbestanden. Bij herstel van de mosselbanken zal daarom de draagkracht van het Waddengebied weer toenemen. Deze kwestie wordt in de Discussie (Hoofdstuk 6) verder besproken maar de analyse in dit rapport is gebaseerd op gedetailleerde gegevens uit de negentig jaren.

1.5 Leeswijzer

In Hoofdstuk 2 wordt ingegaan op de afname van de scholekster in het Nederlands Waddengebied. Dat gebeurt met behulp van een eenvoudige analyse van de relatie tussen het aantal scholeksters en de bestanden aan kokkels, nonnetjes en mosselen in de Waddenzee over de periode 1990 tot 2001. Deze analyse levert een duidelijke aanwijzing voor het feit dat het aantal vogels achteruit is gegaan ten gevolge van een tekort aan voedsel.

In Hoofdstuk 3.2 wordt een computerprogramma besproken waarmee kan worden berekend hoe groot de inspanning is die de vogels moeten leveren om aan hun dagelijkse energiebehoefte te voldoen. Deze inspanning wordt grotendeels bepaald door het foerageergedrag van de vogels, de droogvalduur van de prooien, de hoeveelheid en verspreiding van de prooien, het aantal vogels en het weer. Deze factoren zijn voor de jaren negentig alle bekend en elk seizoen kan vervolgens worden gekarakteriseerd door middel van een index die aangeeft hoe moeilijk of makkelijk de scholeksters het die winter gehad hebben.

Met behulp van dit computerprogramma (het model *WEBTICS* ofwel de “Wader Energy Budget and Tidal Cycle Simulator”) wordt in de Hoofdstukken 3.4 en 3.5 nagegaan bij wat voor een schelpdierbestand de vogels in moeilijkheden komen. Het resultaat komt overeen met de statistische schatting uit Hoofdstuk 2.

In Hoofdstuk 3.6 wordt vervolgens getracht een zo goed mogelijke schatting te geven van de voedselreservering die nodig is voor een op de lange termijn stabiel aantal scholeksters, *voor de situatie waarin de Waddenzee in de jaren negentig verkeerde*. In Hoofdstuk 3.9 wordt voor diezelfde jaren negentig een schatting gegeven van het

¹Er bestaat discussie over de vraag of hiervoor de term overbevissing kan worden gebruikt. In de schelpdiervisserij wordt een economische definitie van overbevissing gehanteerd. Dat betekent dat alleen het aantasten van toekomstige schelpdieroogsten als overbevissing wordt gezien. Voor natuurbeschermers is van belang hoe snel een systeem zich herstelt nadat er menselijke activiteiten hebben plaatsgevonden. Een systeem dat zich niet of slechts heel langzaam herstelt is aan overexploitatie bloot gesteld. Het beschadigen van de stabiele bulten van mosselbanken valt daarom voor natuurbeschermers bijna per definitie onder overbevissing. Om misverstanden te voorkomen zal het begrip in dit rapport niet verder worden gebruikt.

aantal scholeksters dat op langere termijn gemiddeld in de Waddenzee kan overwinteren.

In Hoofdstuk 4 wordt de invloed van visserij en het aantal vogels op het verloop van het kokkelbestand bekeken. Er wordt daarbij niet bedoeld op effecten van visserij op de broedval, maar op het effect van het wegvissen of opeten van kokkels op het kokkelbestand in volgende jaren.

In Hoofdstuk 6 worden de resultaten van de analyse vervolgens bediscussieerd in het licht van de wetenschappelijke literatuur over voedselreservering, het grotendeels ontbreken van mosselbanken en mogelijk autonome ontwikkelingen in de broedgebieden.

1.6 Technische opmerkingen

De verschillende winters worden in dit rapport aangeduid met het jaar waarin het schelpdierbestand gemeten is. Dat is dus *het eerste* van de twee jaartallen. dat is dus *niet* het jaar waarin de maand januari valt. In tabellen en figuren heeft dus bijvoorbeeld het seizoen 1994 betrekking op de overwinterende vogels tussen de nazomer van 1994 en het voorjaar van 1995.

Tenzij anders aangegeven worden foutenmarges in dit rapport aangegeven als standaard deviaties. Het gebruik van 95%-intervallen vereist nauwkeurige kennis over de statistische verdeling van de grootte in kwestie. Bij het beoordelen van opgegeven foutenmarges moet worden bedacht dat het schatten van een foutenmarge weliswaar belangrijk is, maar niet het doel is van een meting of bepaling.

Op enkele plaatsen in dit rapport is een poweranalyse uitgevoerd voor een lineaire regressie. Daarbij wordt nagegaan wat de kans is om een niet-significant verband te vinden, gegeven een regressie coëfficiënt met een zekere spreiding en een bepaald significantieniveau. Deze kans is de type 2 fout, de kans dat er wel een effect is maar dat dat niet wordt gevonden en dat een verband dus mogelijk onterecht wordt genegeerd.

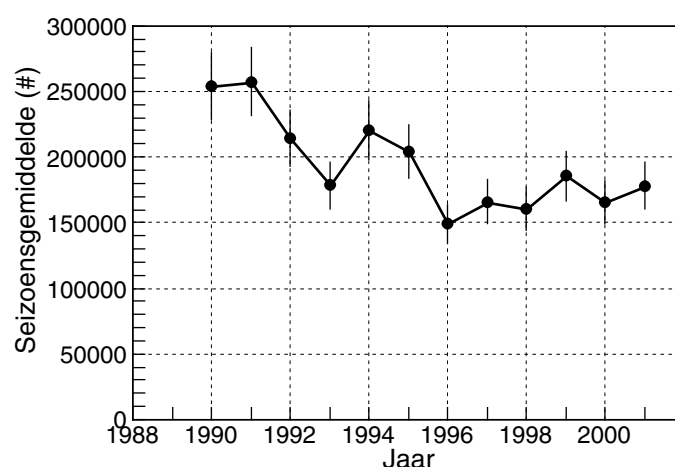
In verband met het automatisch bewerken van gegevens en het grote aantal grafieken in dit rapport was het ondoenlijk om de Nederlandse decimale comma te gebruiken zoals bijvoorbeeld in “0,45”. In plaats daarvan wordt de decimale punt gebruikt zoals in de engelstalige literatuur. Duizendtallen worden *niet* aangegeven met een punt of comma. Af en toe, zoals in 200000, leidt dat tot “het tellen van nullen”, waarvoor excuses aan de lezer.

Hoofdstuk 2

De afname van het aantal scholeksters

2.1 De vogels

Figuur 2.1 toont het aantal scholeksters aanwezig in het Waddengebied gemiddeld tussen 1 september en 1 april. Hierin is het jaarnummer steeds het jaar waarin de maand september ligt. Het aantal voor 1994 is dus het gemiddeld aantal vogels tussen september 1994 en april 1995.

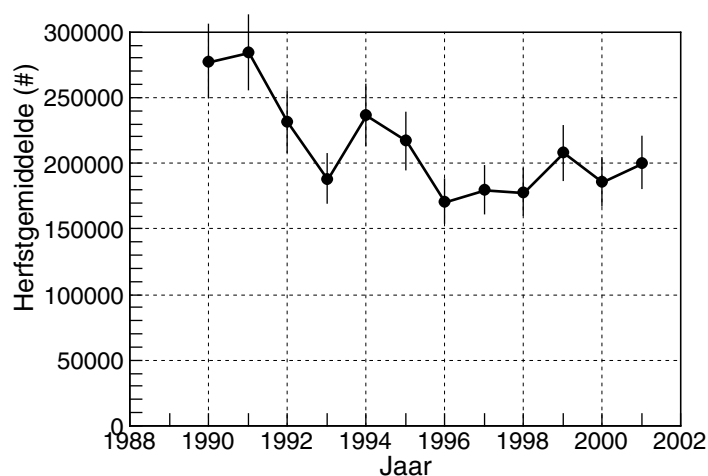


Figuur 2.1. *Het aantal scholeksters in het Waddengebied (met uitzondering van de Hond en de Paap) gemiddeld over de periode 1 september tot 1 april. De aantallen zijn door het SOVON afgeleid van complete en incomplete tellingen met behulp van imputing.*

De in Figuur 2.1 getoonde aantallen zijn gebaseerd op integrale vogeltellingen in het Waddengebied die drie tot zes maal per jaar gehouden worden. De seizoensgemiddelden zijn berekend uit het aantalsverloop voor ieder winterseizoen dat met behulp van imputing geschat is uit enkele complete en een groot aantal incomplete tellingen. De standaard deviatie in het totale aantal scholeksters in een complete telling van het Nederlands Waddengebied bedraagt ongeveer 5% (Rappoldt *et al.*, 1985).

De standaard deviatie in een berekend seizoensgemiddelde is vermoedelijk groter dan 5%, maar omdat het aantal scholeksters in ieder seizoen een tamelijk geleidelijk verloop heeft, zal de onzekerheid in het gemiddelde aantal niet een veelvoud van die 5% bedragen. In de figuur is een geschatte standaard deviatie aangegeven van 10%.

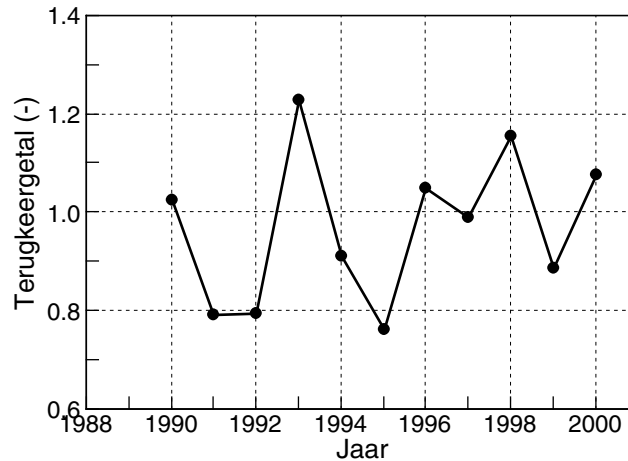
Met inachtneming van deze standaard deviatie kan het aantalsverloop als volgt geschetst worden. Na de winters van 1991 en 1992 is het aantal scholeksters scherp gedaald. Een gedeeltelijk herstel in 1994 wordt gevolgt door een hernieuwde daling. Vanaf 1996 lijkt het aantal scholeksters langzaam toe te nemen.



Figuur 2.2. Het aantal scholeksters in het Waddengebied (met uitzondering van de Hond en de Paap) gemiddeld over de periode 1 september tot 1 december. De aantallen zijn afgeleid van complete en incomplete tellingen met behulp van de technieken beschreven in Bijlage C.

Figuur 2.2 ziet er net zo uit als Figuur 2.1 maar geeft het gemiddelde aantal in de herfst (de periode tussen 1 september en 1 december). De herfst aantallen gebruiken we om het zogenaamde terugkeergetal te berekenen. Dat is voor ieder jaar X de verhouding tussen het herfst aantal in het *volgende* jaar $X + 1$ en in jaar X zelf. Aantalsveranderingen worden veroorzaakt door de feitelijke terugkeer van oude vogels en de vestiging van jonge vogels. Het betreft dus de ontwikkeling van de populatie (sterfte en reproductie) *in combinatie met* emigratie en immigratie van volwassen vogels. Voor het gemak echter zal het netto resultaat van deze processen met “terugkeer” worden aangeduid. Als de terugkeer groter is dan 1 neemt het aantal dus toe. Is de terugkeer kleiner dan 1 dan is “volgend jaar” het aantal lager (zie verder Bijlage B voor een correctie op terugkeergetallen die sterk afwijken van 1).

Figuur 2.3 laat het terugkeergetal zien tussen 1990 en 2000. Deze grafiek geeft dus een kwantitatieve beschrijving van de toe- en afname van de scholekster in het Waddengebied.



Figuur 2.3. *Het terugkeergetal voor het Waddengebied voor de jaren 1990 tot en met 2000. Het terugkeergetal voor jaar n is de verhouding tussen het gemiddeld herfst aantal (zie Figuur 2.2) in jaar $n + 1$ en dat in jaar n zelf.*

2.2 De schelpdieren

2.2.1 Kokkel

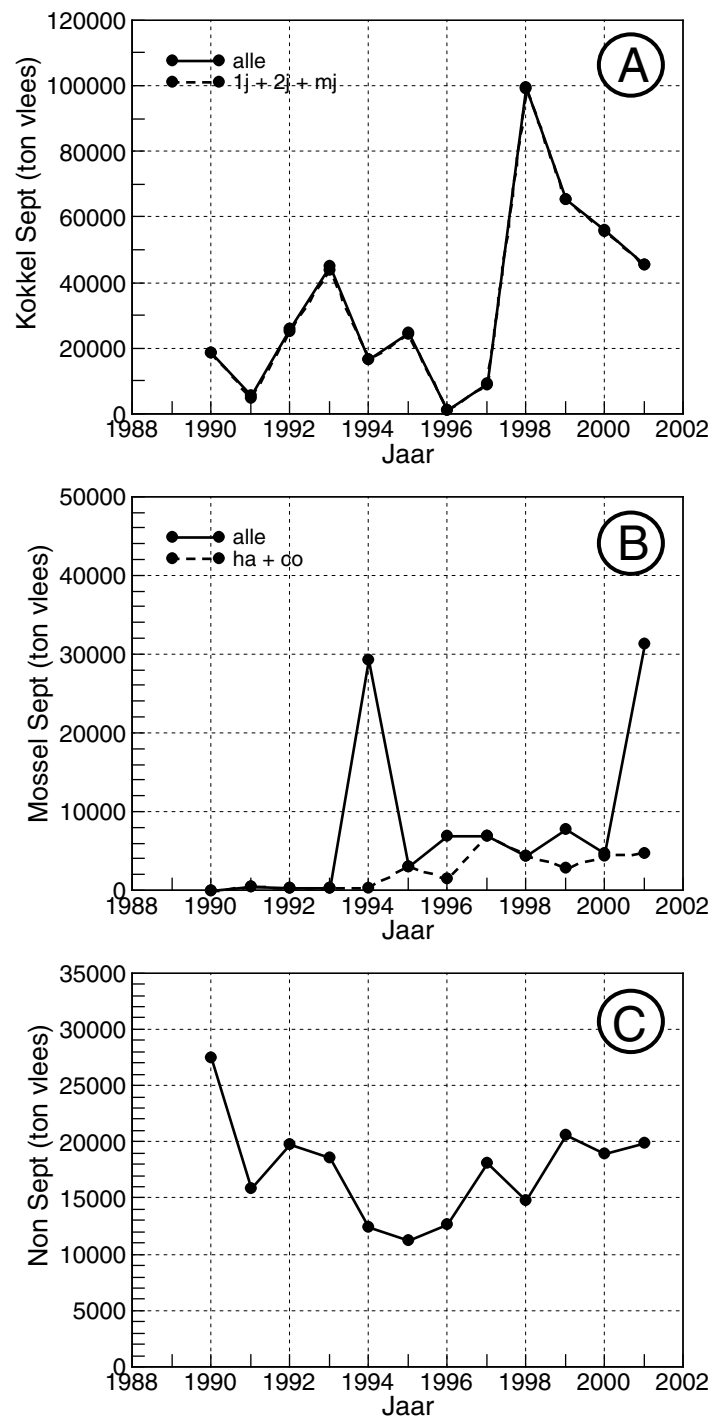
Figuur 2.4A geeft voor elk jaar het kokkelbestand weer in tonnen vlees zoals dat wordt berekend uit de gegevens van de RIVO schelpdiersurvey. De biomassa zijn omgerekend naar 1 september volgens de methode die door [Kamermans et al. \(2003b, Bijlage B.1\)](#) wordt aangeduid als de “tussenstand”. Voor details omtrent de verhouding tussen versgewicht en vleesgewicht verwijzen we naar de technische documentatie in [Rappoldt et al. \(2003b\)](#). In seizoen 1996–1997 bereikte de kokkelstand in het Nederlands Waddengebied een uitzonderlijk laag niveau. Een grote broedval leidde vervolgens tot een herstel in de daarop volgende jaren. Merk op dat broedval (0-de jaars kokkels) in de maanden van de survey nog niet aanwezig is.

Voor schattingen van de foutenmarges in deze bestanden verwijzen we naar [Kamermans et al. \(2003b\)](#) en [Bult et al. \(2003\)](#).

2.2.2 Mossel

Voor de mosselgegevens in Figuur 2.4B is *geen* gebruik gemaakt van de gegevens uit de schelpdiersurvey maar van aparte gegevens van het RIVO (zie Tabel 3.1) waarin, naast informatie van de voorjaarsurvey ook informatie is opgenomen verkregen door het inlopen van mosselbanken in het najaar. Via de najaarsgegevens is er ook informatie over de broedval verwerkt in de basisgegevens voor deze studie.

Het enige jaar waarvoor wij afwijken van de RIVO gegevens betreft 1990 (toen er nog geen mosselbanken werden ingelopen in de herfst). Volgens de door het RIVO aangeleverde gegevens zou er in het najaar van 1990 ca. 18 miljoen kg versgewicht mosselen (voornamelijk van consumptie formaat) op het Balgzand hebben gelegen. Dit getal is gebaseerd op een survey uit het voorjaar van 1990 en gextrapoleerd naar



Figuur 2.4. Het bestand kokkels, mosselen en nonnetjes in de Waddenzee (met uitzondering van de Hond en de Paap) uitgedrukt in tonnen nat vlees. De afkortingen gebruikt in de legenda zijn 1j, 2j en mj voor respectievelijk eerste-jaars, tweede-jaars en meerjarige kokkels, ha voor halfwas mosselen en co voor consumptiemosselen.

het najaar. Dat er in het voorjaar van 1990 veel mosselen op de Balgzand lagen is net zo zeker als het feit dat er in het najaar vrijwel niets meer lag. [Beukema \(1993\)](#) beschrijft hoe in het voorjaar van 1990 de mosselbanken van het Balgzand werden gevist, waarbij gebruik werd gemaakt van ondiepe kokkelboten, die zeer hoog op de droogvallende platen konden vissen. In maart 1990 werd door Beukema een biomassa dichtheid van $8.5 \text{ gr AVD m}^{-2}$ gemeten, een zeer hoge waarde in de lange meetreeks van het Balgzand. In augustus 1990 werd een biomassa dichtheid van $0.2 \text{ gr AVD m}^{-2}$, de laagste waarde ooit in de lange meetreeks. Daarbij komt dat in de meeste jaren de biomassa aan mosselen in augustus het dubbele was van de biomassa in maart. Er kan dus geen twijfel bestaan dat er in het najaar van 1990 vrijwel geen mosselen meer op het Balgzand lagen.

De totale schatting voor de Waddenzee van het RIVO voor het najaar van 1990 bedraagt 42 miljoen kg versgewicht mosselen. De niet aanwezige 18 miljoen kg van het Balgzand vormen daarvan een aanzienlijk deel. Het is aannemelijk dat ook de rest van de geschatte 42 miljoen kg er in het najaar van 1990 niet meer lag. [Beukema \(1993\)](#) schrijft hierover

”Large mussel beds disappeared in areas where they had been present since time immemorial. Mussels survived only on culture plots, on a few very small banks, which were apparently overlooked ([Dankers & de Vlas, 1992](#)), and locally on dikes (which were in some places illegally scraped for seed mussels)”.

Om deze reden is voor alle deelgebieden de schatting van het bestand in het najaar van 1990 op nul gesteld.

2.2.3 Nonnetje

Ook de gegevens over het nonnetje (Figuur 2.4C) zijn ontleend aan de voorjaarssurvey van het RIVO. In de grafiek is te zien dat in het midden van de jaren negentig een minimum werd bereikt waarna het bestand weer is toegenomen.

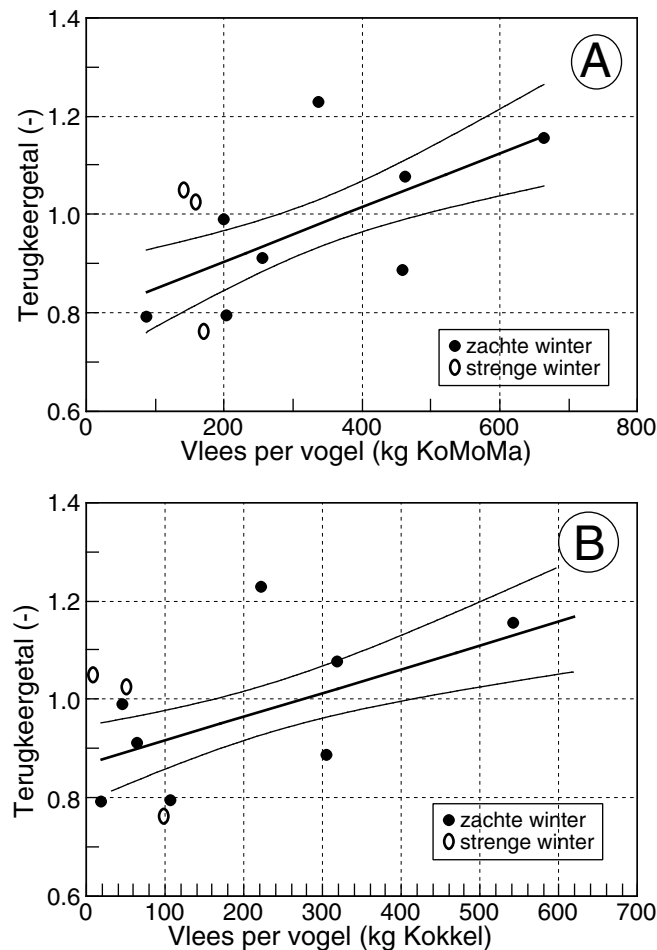
2.3 Aantalsveranderingen en het voedsel

De eenvoudigste verklaring voor de afname van het aantal scholeksters is voedselgebrek. Een winter met weinig voedsel zou kunnen leiden tot een geringer aantal scholeksters in de volgende winter, dus tot een terugkeertal kleiner dan 1. Omgekeerd biedt een winter met veel voedsel gelegenheid aan jonge vogels om zich te vestigen en hun eerste herfst en winter te overleven. Dat leidt tot een ”terugkeertal groter dan 1.

De belangrijkste prooien van de scholekster zijn kokkel, mossel en nonnetje. In Figuur 2.5A is daarom het terugkeertal uitgezet tegen de hoeveelheid schelpdiervlees per vogel (minus de geviste hoeveelheid kokkels). Omdat de terugkeer na strenge winters mogelijk anders is dan na zachte winters is de regressielijn berekend op basis van alleen de 8 zachte winters (de punten voor strenge winters van 1990, 1995 en 1996 zijn apart aangegeven).

De regressielijn geeft aan dat er waarschijnlijk een verband is tussen de hoeveelheid voedsel per vogel en het terugkeertal in het volgende jaar ($n = 8$, $R^2 = 0.40$,

$P = 0.09$, $\beta_{0.05} = 0.67$). De dunne, kromme lijnen in de grafiek geven het betrouwbaarheidsinterval (de standaarddeviatie) voor afgelezen gemiddelde waarden van het terugkeergetal bij een bepaald voedselaanbod (Draper & Smith, 1981).



Figuur 2.5. Het terugkeergetal voor de Waddenzee als functie van de hoeveelheid voedsel per vogel in september, berekend voor de gegevens in de Figuren 2.3 en 2.4. Bij het berekenen van een hoeveelheid vlees per vogel is steeds het gemiddelde seizoensaantal vogels gebruikt (september t/m maart) en de in de herfst opgeviste kokkels zijn van de voedselvoorraad afgetrokken. A. Als functie van de hoeveelheid vlees in de kokkels en mosselen en nonnetjes. B. Als functie van de hoeveelheid vlees in alleen de kokkels.

Figuur 2.5B laat het terugkeergetal zien als functie van de hoeveelheid (niet opgevist) kokkelvlees per vogel. De kwaliteit van de regressielijn is dezelfde als die in Figuur 2.5A ($n = 8$, $R^2 = 0.38$, $P = 0.10$, $\beta_{0.05} = 0.69$).

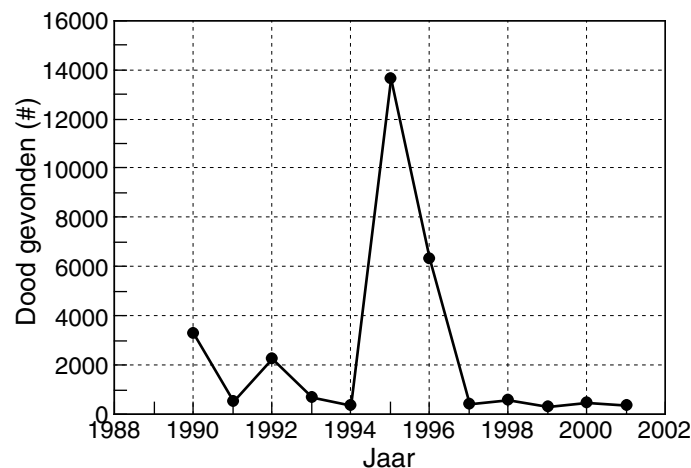
Statistisch gesproken is er ongeveer 10% kans dat het direct uit de schelpdierbestanden en vogelaantallen gevonden verband op toeval berust. We zouden daarom het verband tussen voedsel en terugkeergetal kunnen afwijzen, maar ook dat zou ook een onjuiste beslissing zijn omdat de zogenaamde type 2 fout ongeveer 70% bedraagt. Dat wil zeggen dat het afwijzen van een verband met een waarschijnlijkheid van 70% een onjuiste beslissing is.

Het onderscheidend vermogen van de regressie analyse is dus onvoldoende groot om met een grote mate van zekerheid een besluit te nemen omtrent het verband tussen terugkeer en voedsel. Die onzekerheid heeft verschillende oorzaken. Zowel in de vogelaantallen als in de schelpdierbestanden zijn onzekerheden aanwezig. Een biologische reden voor een zwak verband is verder nog dat een kokkelbestand in tonnen niet hetzelfde is als beschikbaar voedsel. Dichtheden en grootte van de kokkels kunnen verschillen bij eenzelfde bestandsgrootte evenals de droogvalduur.

De regressielijnen worden daarom beschouwd als een duidelijke aanwijzing dat er een verband bestaat tussen de ontwikkeling van de Scholekster aantallen en het schelpdierbestand. Als een verband bestaat dan is in een zachte winter een hoeveelheid kokkelvles van tussen de 160 en 400 kilogram per vogel (afgelezen in Figuur 2.5B) voldoende voor een zodanige overwintering van de scholeksters dat ze het volgend jaar weer terugkomen.

Om de impasse die besloten ligt in de statistiek van Figuur 2.5 te doorbreken worden in Hoofdstuk 3 berekeningen gedaan aan de voedselopname van scholeksters gebaseerd op het foerageergedrag van scholeksters, de hoeveelheid en verspreiding van de prooien, het aantal vogels en het weer. De berekeningen zijn erop gericht om een tweede schatting te verkrijgen van de grens, in termen van voedsel, tussen een gemakkelijke en een moeilijke overwintering voor de vogels.

Figuur 2.6 laat het aantal dood gevonden scholeksters zien voor de bestudeerde periode. De vondsten hebben betrekking op kalenderjaren. Voor de winterseizoenen waarmee hier gewerkt wordt zijn steeds de cijfers gebruikt voor het kalenderjaar waarin januari ligt. Dus voor seizoen 1992–1993 (met label 1992 in de grafieken) hoort het aantal dood gevonden vogels van kalenderjaar 1993. Het aantal dood gevonden vogels is gecorrigeerd voor niet of slecht onderzochte deelgebieden (zie Bijlage C).



Figuur 2.6. Aantal dood gevonden vogels in het Nederlands Waddengebied. De gegevens hebben betrekking op kalenderjaren! De gegevens voor bijvoorbeeld kalenderjaar 1993 zijn weergegeven voor de overwintering 1992–1993 (vanwege de sterfte in januari en februari), dus bij 1992 in deze grafiek!

De grafiek in Figuur 2.6 wordt volledig gedomineerd door de strenge winters van 1990, 1995 en 1996. Het is dan ook niet mogelijk gebleken de aantallen uit zachte

winters te relateren aan terugkeergetallen of met het model in Hoofdstuk 3 berekende stress getallen. Dat kan gedeeltelijk komen doordat kalenderjaar en winterseizoen niet op elkaar passen, maar ook doordat scholeksters ook in jaren met weinig voedsel met behulp van allerlei marginale prooien wel de winter doorkomen (zie Hoofdstuk 1.3).

2.4 De betekenis van het Terugkeergetal

Het is van belang hier iets op te merken over de biologische betekenis van het terugkeergetal dat in Figuur 2.5 gebruikt is. Die betekenis is namelijk verschillend voor “terugkeer metingen” op verschillende schaalniveaus (zie ook de beschouwing over schaalniveaus van Simon Verhulst in Bijlage D op bladzijde 134).

2.4.1 Getijdepopulaties

De vogels die tijdens laagwater op wadplaten foerageren kunnen verdeeld worden in “getijdepopulaties”. De vogels van een getijdepopulatie verdelen zich tijdens afgaand water over een bepaald droogvallend gebied en worden tijdens opkomend water naar één of enkele hoogwatervluchtplaatsen teruggedreven. Bepaalde hoogwatervluchtplaatsen “horen” dus meestal bij bepaalde foerageergebieden en de indeling in getijdepopulaties is vrijwel onveranderlijk omdat deze voortkomt uit de wijze waarop het water opkomt en afgaat. De vogels leggen daarbij aanzienlijke afstanden lopend af.

Een voorbeeld vormt het wad onder Ameland (Kersten *et al.*, 1997). Dat kan verdeeld worden in een gebied ten oosten en een gebied ten westen van Nes en de veerhaven. Het water komt op een zodanige manier op dat de wadvogels die foerageren ten westen van de veerhaven opgedreven worden naar hoogwatervluchtplaatsen ten westen van Nes en vogels die oostelijk foerageren overtijen ook op oostelijke hoogwatervluchtplaatsen. Er is dus geen getijdetrek van de wadvogels over de veerdam en er zijn twee getijdepopulaties scholeksters.

De grootte van het foerageergebied dat bij een bepaalde getijdepopulatie vogels behoort vormt een maatstaf voor de begrippen kleinschalig en grootschalig. De kleinschalige verspreiding van de vogels is de verspreiding binnen het foerageergebied van een getijdepopulatie, of nog kleiner, de verspreiding over plekken met een verschillende voedseldichtheid. De grootschalige verspreiding is de verspreiding van de vogels over verschillende getijdepopulaties.

2.4.2 Het Terugkeergetal

Binnen een foerageergebied wordt de terugkeer gedomineerd door de keuze van de vogels voor bepaalde plaatsen. De verspreiding van de vogels over een foerageergebied kan op kleine schaal worden voorspeld door aan te nemen dat de vogels hun opnamesnelheid maximaliseren (Goss-Custard, 1996b; Stillman *et al.*, 2000). Terugkeer van jaar tot jaar op kleine schaal is bestudeerd door Leo Zwarts *et al.* (1996d, page 422). Zij laten zien dat de scholekster dichtheid op het foerageergebied sterk gerelateerd is aan de biomassa van (vangbare) prooien. In jaren met een lage bio-

massa en (dientengevolge) een opname snelheid van minder dan 1.0 mg s^{-1} bedroeg de vogeldichtheid ongeveer 5 vogels per hectare of minder. Opnamesnelheden boven 1.0 mg s^{-1} corresponderen met vogeldichtheden van meer dan 20 ha^{-1} . Op kleine schaal reageren scholeksters dus heel snel op verschillen in de voedselsituatie.

Op de schaal van getijdepopulaties en estuaria speelt plaatstrouw een belangrijke rol. Dat gaat zover dat vogels soms nog eerder dood gaan ten gevolge van voedselgebrek dan dat ze het gebied waarin ze overwinteren verlaten (Lambeck *et al.*, 1996; Atkinson *et al.*, 2003). Uiteraard treedt op den duur een herverdeling van de vogels op als voedselgebieden ten opzichte van elkaar in kwaliteit veranderen. Maar dat verwacht je zelfs in het geval van volledige plaatstrouw, tengevolge van sterfte in het ene gebied en vestiging van jonge vogels in het andere gebied.

Op de schaal van het Waddengebied waar een belangrijk deel van de scholekster populatie overwintert valt er *relatief* minder te kiezen voor de vogels. Het aantal scholeksters en het terugkeergetal op die schaal zal dus in sterkere mate de populatie ontwikkeling weerspiegelen dan in het geval van een klein deelgebied. Dat wil dus zeggen, hoe groter de schaal waarop we een terugkeergetal berekenen, des te sterker is de terugkeer gekoppeld aan de populatiegrootte en des te minder aan keuzes die de vogels maken (emigratie en immigratie). Dat betekent niet dat emigratie en immigratie voor het Waddengebied geen rol spelen, maar het gebied is zo belangrijk dat aantalsveranderingen op zijn minst voor een deel zullen samenhangen met (of leiden tot) populatieschommelingen.

Hoofdstuk 3

Modelstudie

3.1 Doelstelling

De scholekster is bijna de enige soort wadvogel waarvan zoveel gedetailleerde gegevens bekend zijn dat het mogelijk is uit te rekenen hoeveel voedsel de vogels nodig hebben en hoelang ze daarvoor moeten foerageren, gegeven het aantal vogels en de verspreiding en droogvalduur van de belangrijkste prooien. Een andere soort waarvan ondertussen veel bekend is, is de Kanoetstrandloper ([van Gils *et al.*, 2003](#)).

De berekeningen aan de voedselopname worden in de eerste plaats gedaan om uit te zoeken of er nu wel of niet sprake is geweest van een voedseltekort in de jaren met relatief lage kokkelbestanden. Dat blijkt inderdaad het geval. Vervolgens wordt het model gebruikt om effecten van variatie in weer, strenge winters en voedseltekort kwantitatief met elkaar te vergelijken.

De voedselreservering is een waarde in kilogram kokkelvles per vogel, ergens op de horizontale as van Figuur 2.5B. Modelberekeningen worden gebruikt bij het zo nauwkeurig mogelijk schatten van de benodigde reservering. Vervolgens wordt ook de draagkracht van het Waddengebied voor scholeksters berekend zoals die in de jaren negentig geweest is.

De berekeningen zijn uitgevoerd met een daartoe geschreven computer programma *W&BTICS*, de afkorting van “Wader Energy Budget and Tidal Cycle Simulator” ([Rappoldt *et al.*, 2003b](#)). Hieronder wordt het model *beknopt* beschreven waarbij resultaten voor de Waddenzee dienen als illustratie. Hieronder worden de essentiële bestanddelen van het model besproken en geprobeerd wordt om recht te doen aan enerzijds de beschikbare kennis over de scholekster en anderzijds de toch altijd noodzakelijke vereenvoudigingen die het kenmerk zijn van iedere modelbeschrijving.

In wetenschappelijk onderzoek worden modellen voor veel verschillende doeleinden gebruikt. Het karakter van het hier gebruikte computer programma is in hoge mate het doorrekenen van beschikbare informatie over foerageergedrag, prooidierbestanden en abiotische factoren. Daarbij moeten enkele aannamen worden gemaakt over de vogels en hun gedrag, maar de modelparameters die bepalend zijn voor de uitkomst van de analyse zijn alle bekend en hoeven niet uit de modeluitkomsten zelf (achteraf) geschat te worden. Voor enkele minder belangrijke parameters die wel geschat moesten worden wijst een gevoeligheidsanalyse uit dat ze inderdaad van

weinig belang zijn. Verder wordt het moeilijk te kwantificeren effect van ijswinters buiten de analyse van de voedselreservering gehouden.

3.2 Beknopte modelbeschrijving

3.2.1 Een simulatiemodel

Het model *WETICS* bootst de getijdencyclus van de vogels na door met tijdstappen van een kwartier te berekenen welke plekken van het wad droogliggen. De vogels worden op een bepaalde manier (zie Hoofdstuk 3.2.4) over de droogvallende plekken verdeeld. Afhankelijk van het type prooi en de dichtheid kunnen de vogels met een bepaalde snelheid eten. Na een kwartier kan de verspreiding van de vogels weer veranderen en het eten gaat verder. Dit gaat zo door totdat de vogels voor de betreffende getijdeperiode genoeg gegeten hebben of totdat er geen droogvallend wad meer is.

In principe kan de voedselbehoefte van de vogel voor een heel seizoen vrij eenvoudig uit het gewichtsverloop van de vogels en de dagelijkse temperaturen worden berekend. Ook kan maximale voedselopname voor een gemiddelde droogvalduur wel op eenvoudiger wijze worden geschat dan door 400 getijdencycli te simuleren.

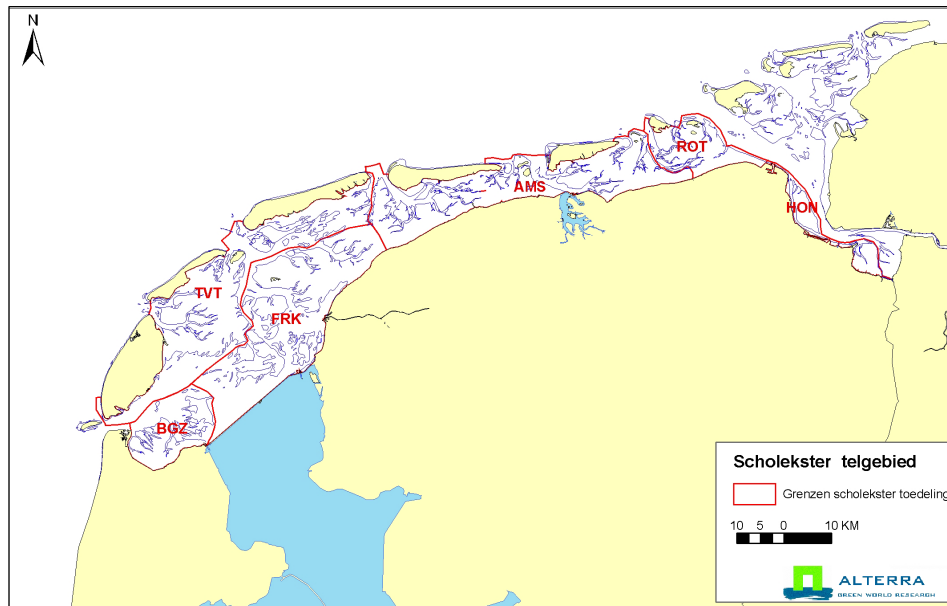
Een simulatiemodel heeft als grootste voordeel dat heel veel basisgegevens over het getij, het weer, het schelpdier bestand en de visserij als invoergegevens functioneren zonder dat ze eerst bewerkt (gemiddeld, geïnterpreteerd en vereenvoudigd) worden. Het simulatiemodel koppelt de basisgegevens over getij, weer en voedsel met een beschrijving van de voedsel生态学 van de scholeksters.

Een simulatiemodel maakt het bovendien mogelijk om met een paar belangrijke “effecten” op een heel natuurlijke manier rekening te houden. Zo is van de scholeksters bekend dat ze niet in heel korte tijd hun maag kunnen volproppen en vervolgens urenlang gaan verteren. Bij verhoogde waterstanden kunnen de vogels daardoor voedselgebrek hebben, zelfs al ligt er elke laagwaterperiode een heel goed voedselgebied voor een korte tijd droog. In het simulatiemodel kan één en ander vrij eenvoudig worden opgenomen ([Rappoldt et al., 2003b](#), Chapter 5) en het resultaat is dat de vogels inderdaad voedselgebrek hebben tijdens perioden met verhoogde waterstanden. Als reactie daarop gaan de scholeksters dan binnendijs foerageren. Daar is de voedselopname weliswaar onvoldoende groot om van te leven, maar het helpt natuurlijk wel.

3.2.2 Deelgebieden

De indeling in deelgebieden wordt getoond in Figuur 3.1. De grenzen tussen de deelgebieden zijn zo gekozen dat ze samenvallen met zowel grenzen tussen SOVON telgebieden voor de wadvogels, als met grenzen tussen visserijgebieden, gebieden waarvoor geviste hoeveelheden kokkels worden bijgehouden.

Modelberekeningen zijn gemaakt voor de deelgebieden afzonderlijk behalve voor het kleine deelgebied HON (Hond en Paap), waarvoor de basisgegevens ontoereikend waren. Dat betekent dat de vogels in elk deelgebied zich, in de modelberekeningen, vrijelijk bewegen over alle voedselgebieden die tot dat deelgebied behoren. De



Figuur 3.1. De op de kaart aangegeven deelgebieden zijn BGZ (Balgzand), TVT (Texel, Vlieland, Terschelling), FRK (Friesche Kust), AMS (Ameland, Schiermonnikoog), ROT (Rottum) en HON (Hond en Paap). Het model is toegepast op de deelgebieden afzonderlijk, behalve voor gebied HON waarvoor de invoergegevens niet toereikend waren en waar ook weinig scholeksters overwinteren. Omdat in de Dollard geen Scholeksters overwinteren betreft het weg gelaten gebied in feite het Eems-Dollard gebied ten zuiden van de Eemshaven.

nauwkeurigheid van de schelpdiersurvey laat een groter aantal kleinere deelgebieden echter niet toe. Dat is jammer want de nu onderscheiden deelgebieden zijn altijd nog aanzienlijk groter dan een getijdepopulatie. Dat betekent dat de binnen het model gesimuleerde verplaatsingen van de vogels onrealistisch groot zijn. Verder kan, in het model, voedseltekort in een bepaalde getijdepopulatie worden gecompenseerd door een ruime hoeveelheid voedsel elders in het deelgebied. In werkelijkheid gebeurt dat alleen als een deel van de vogels een ander voedselgebied en andere hoogwatervluchtplaatsen kiest.

3.2.3 Invoergegevens

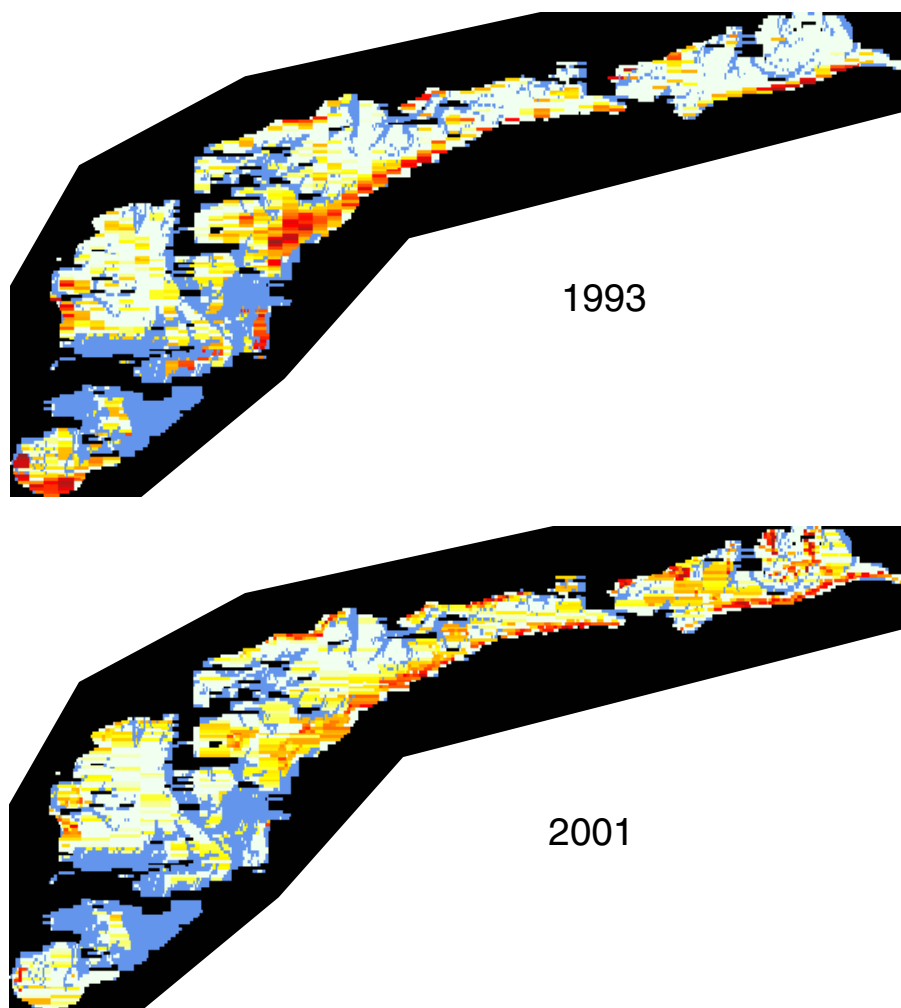
Hieronder worden de gegevens met betrekking tot de prooien van de scholekster, het getij, het weer en de visserij kort besproken. In het simulatiemodel worden deze gegevens gecombineerd met een beschrijving van de voedsel生态学 van de scholeksters, waarvan enkele essentiële elementen in Hoofdstuk 3.2.4 wordt besproken.

Kokkels en Nonnetjes

De jaarlijkse kokkelsurvey van het RIVO is omgerekend naar bestanden voor september (Kamermans *et al.*, 2003b). De daartoe gebruikte methode is beschreven door Kamermans *et al.* (2003b, Bijlage B.1) en wordt door hen wordt aangeduid als de “tussenstand”. De allerlaatste schattingen van het bestand (aangeduid als “alterna-

tief”) konden in verband met de beschikbare tijd niet meer worden gebruikt voor de modelberekeningen (zie echter Hoofdstuk 3.3.1). De bemonstering is gestratificeerd en op rijke stukken is elke 12.9 ha een monster genomen. Het gehele droogvallende gebied is daarom in “plekken” of “spots” van die grootte verdeeld. Daar waar slechts 1 prooidichtheid bekend is voor een groot aantal plekken kon natuurlijk slechts die ene waarde gebruikt worden.

Figuur 3.2 laat de *verspreiding* van kokkels en nonnetjes zien voor 1993 en 2001 (hoeveelheid vlees per oppervlak). De hoogste dichtheden zijn rood en de kleur wit geeft aan dat de dichtheid een factor 1000 kleiner is. Brede strepen van dezelfde kleur laten zien dat er een behoorlijke extrapolatie van lokaal gemeten dichtheden optreedt. Wel is aan de fijnere details in de kaart van 2001 te zien dat de mate van stratificatie in 2001 sterker was dan in 1993.



Figuur 3.2. De verspreiding van kokkel en nonnetje in 1993 en 2001 uitgedrukt in nat vlees per oppervlak op een relatieve kleurschaal (rood is de maximum waarde, wit is 1000 of meer keer kleiner).

Mosselen

Voor het seizoen 1990–1991 zijn alle mosselgegevens in de modelberekeningen op nul gesteld vanwege de gedocumenteerde extreem lage mosselstand in het *najaar* van 1990 (zie Hoofdstuk 2.2.2).

Tabel 3.1. *Totaal versgewicht (in miljoenen kg) en oppervlakte (in ha) van droogvallende zaad, halfwas en consumptie mosselen. Schattingen zijn gebaseerd op de jaarlijkse schelpdiersurveys in het voorjaar, op ingelopen mosselbanken in het najaar en op andersoortige historische gegevens. De gegevens zijn in deze voorlopige vorm gebruikt omdat reconstructie van de historische mosselbestanden nog niet beschikbaar is. Deze tabel moet dus niet meer gebruikt worden als er later nieuwere en betere gegevens beschikbaar komen. Voor de droogvalduur zie Tabel 3.2.*

gebied	jaar	zaad		halfwas		consumptie	
		10 ⁶ kg	ha	10 ⁶ kg	ha	10 ⁶ kg	ha
AMS	1990			4.556	151.9	13.668	455.6
	1991			0.171	5.7	0.513	17.1
	1992			0.129	4.3	0.386	12.9
	1993			0.146	4.9	0.438	14.6
	1994	60.793	1815.7	0.854	28.5		
	1995			5.921	511.3	1.196	39.9
	1996	12.687	513.9	1.317	43.9	1.975	65.8
	1997			3.753	224.4	2.295	76.5
	1998			3.196	127.8	2.601	104.0
	1999	9.287	969.4	1.310	43.7	4.317	143.9
	2000	1.022	34.1	4.957	883.1	7.995	266.5
	2001	73.892	3002.3	2.186	72.9	10.993	366.4
BGZ	1990			4.016	133.9	12.047	401.6
	1991			0.137	4.6	0.411	13.7
	1992			0.103	3.4	0.309	10.3
	1993			0.117	3.9	0.351	11.7
	1994	4.592	145.9	0.065	2.2		
	1995			0.988	32.9	0.200	6.7
	1996	2.117	72.5	0.220	7.3	0.330	11.0
	1997			0.598	19.9	0.365	12.2
	1998			1.878	62.6	1.528	50.9
	1999	3.467	115.6	0.489	16.3	1.612	53.7
	2000	0.093	3.1	0.451	18.0	0.728	24.3
	2001	3.809	127.0	0.113	3.8	0.567	18.9
FRK	1990			0.208	6.9	0.623	20.8
	1991			0.006	0.2	0.019	0.6
	1992			0.005	0.2	0.014	0.5
	1993			0.005	0.2	0.016	0.5
	1994	8.368	167.7	0.118	3.9		
	1995			1.256	41.9	0.254	8.5
	1996	2.691	357.7	0.279	9.3	0.419	14.0
	1997			5.900	96.8	3.608	120.3
	1998			3.352	111.7	2.728	90.9
	1999	1.842	79.4	0.260	6.5	0.856	21.4
	2000	0.055	1.8	0.265	8.8	0.427	14.2

wordt vervolgd op de volgende bladzijde

Tabel 3.1. *vervolg*

gebied	jaar	zaad		halfwas		consumptie	
		10 ⁶ kg	ha	10 ⁶ kg	ha	10 ⁶ kg	ha
	2001	12.837	427.9	0.380	12.7	1.910	63.7
ROT	1990			1.546	51.5	4.638	154.6
	1991			0.001	0.0	0.004	0.1
	1992			0.001	0.0	0.003	0.1
	1993			0.001	0.0	0.003	0.1
	1994	0.652	16.9	0.009	0.3		
	1995			0.707	23.6	0.143	4.8
	1996	1.515	50.5	0.157	5.2	0.236	7.9
	1997						
	1998			0.089	3.4	0.073	2.4
	1999	0.062	50.5	0.009	0.3	0.029	1.0
	2000	0.040	10.6	0.194	6.5	0.313	10.4
	2001	4.370	973.6	0.129	3.7	0.650	18.6
TVT	1990			0.082	2.7	0.245	8.2
	1991			0.111	3.7	0.332	11.1
	1992			0.083	2.8	0.250	8.3
	1993			0.095	3.2	0.284	9.5
	1994	29.139	593.3	0.409	13.6		
	1995			0.435	87.0	0.088	17.6
	1996	0.932	103.5	0.097	21.8	0.145	4.8
	1997			5.335	177.8	3.263	108.8
	1998			0.336	11.6	0.273	6.8
	1999	2.623	87.4	0.370	12.3	1.219	40.6
	2000	0.036	1.2	0.174	5.8	0.280	9.3
	2001	0.564	28.5	0.017	0.6	0.084	2.8

Voor de overige seizoenen is in de modelberekeningen gebruik gemaakt van wat in feite een voorlopige versie is van een poging de mosselbestanden uit vroeger tijden te reconstrueren. Het is een combinatie van cijfers uit de RIVO surveys met gegevens van in het najaar ingelopen mosselbanken (waaronder zaadbanken). In Tabel 3.1 staan deze gegevens voor de 90-er jaren per deelgebied gespecificeerd. Voor ieder deelgebied zijn de hectares verdeeld over (virtuele) plekken met verschillende droogvalduur. Het relatieve voorkomen van de verschillende droogvalduren is afgeleid uit de ligging van mosselbanken welke de laatste jaren zijn ingelopen in het najaar. Deze cijfers zijn te vinden in Tabel 3.2.

De consequentie van deze aanpak is dat mosselbanken niet echt een geografische positie hebben. Het model werkt met een “plekken” die een oppervlak hebben, een hoeveelheid mosselen en een gemiddelde droogvalduur. Uit de gemiddelde droogvalduur wordt een hoogteligging afgeleid en de “mosselspots” kunnen dan in de modelberekeningen door de vogels gebruikt worden op dezelfde wijze als de overige plekken met Kokkels en Nonnetjes.

Getijde- en Weerstations

Voor de gebruikte stations zijn de gemeten waterstanden door het RIKZ ter beschikking gesteld. Uit de waterstanden (elke 10 minuten) zijn alle hoog- en laag-

Tabel 3.2. Gemiddelde droogvalduur voor de mosselbestanden in Tabel 3.1. De droogvalduren zijn afgeleid van gegevens uit de tweede helft van de jaren 90 van ingelopen mosselbanken. De gemiddelde droogvalduur is gegeven als fractie van het oppervlak uit Tabel 3.1 dat valt in de iedere droogvalduur categorie. Per deelgebied tellen de percentages op tot 100%. De droogvalduren zelf zijn fracties van de totale tijd.

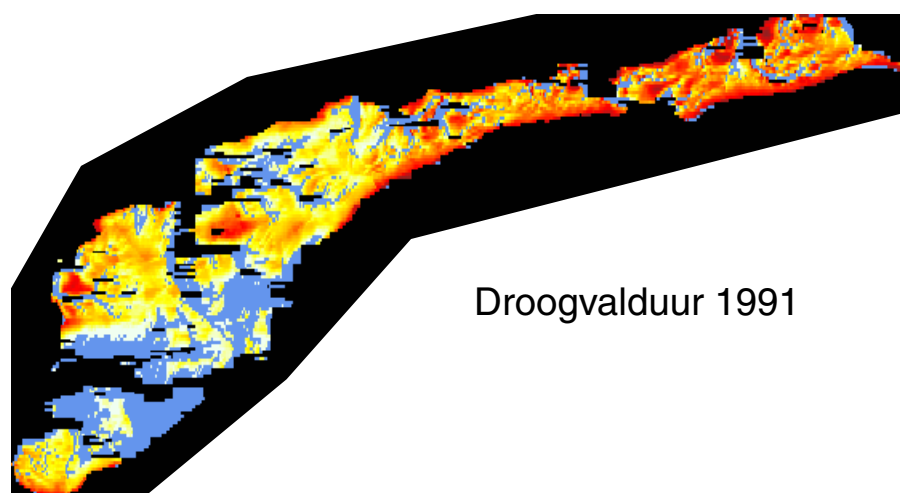
gebied	klasse	Fractie bestand	
		Zaad	Overige
TVT	0–10%	40.4	25.6
	11–20%	9.6	11.8
	21–30%	20.1	34.0
	31–40%	11.5	21.7
	41–50%	14.1	5.7
	51–60%	3.3	1.1
	61–70%	0.8	0.0
	71–80%	0.3	0.0
AMS	0–10%	2.8	2.4
	11–20%	3.5	1.9
	21–30%	8.9	6.2
	31–40%	23.8	22.9
	41–50%	44.6	52.7
	51–60%	16.3	13.9
	61–64%	0.1	0.0
BGZ	0–10%	3.7	31.9
	11–20%	1.8	8.0
	21–30%	15.5	19.6
	31–40%	41.0	31.6
	41–50%	35.8	8.5
	51–56%	2.3	0.4
ROT	0–10%	0.9	0.0
	11–20%	0.7	0.0
	21–30%	2.7	2.0
	31–40%	15.0	15.8
	41–50%	70.5	79.2
	51–60%	10.1	3.0
FRK	0–10%	30.0	13.4
	11–20%	10.3	14.8
	21–30%	23.7	41.1
	31–40%	26.7	30.2
	41–50%	8.7	0.4
	51–54%	0.6	0.0

watertijden en standen berekend, alsmede de karakteristieken van het getijdestation die in het model gebruikt worden (zie [Rappoldt et al., 2003b](#), Hoofdstuk 2.4). De getijgegevens worden gecompleteerd door voor iedere “plek” of “spot” in het model de hoogteligging en de gemiddelde droogvalduur af te lezen van de betreffende kaarten van het RIKZ. Tussen deze kaarten, die gemaakt zijn voor de jaren 1998 en 2002 wordt geïnterpoleerd in de tijd, maar *niet* geëxtrapoleerd. Dat impliceert onder andere dat tussen 1990 en 1998 de waarden voor 1998 worden aangehouden.

Tabel 3.3. *Getijde- en weerstations voor de verschillende deelgebieden. Het gebruik van slechts twee getijdestations wordt verklaard in de tekst.*

deelgebied	weerstation	getijdestation
AMS	Eelde	Lauwersoog
BGZ	DeKooy	Harlingen
FRK	LeeuwVliet	Harlingen
ROT	Eelde	Lauwersoog
TVT	LeeuwVliet	Harlingen

De getijde- en weerstations zoals die voor de verschillende deelgebieden gebruikt worden genoemd in Tabel 3.3. Er wordt gewerkt met slechts twee getijdestations. Dat lijkt erg weinig, maar voor iedere “plek” of “spot” in het model wordt de hoogteligging zodanig gecorrigeerd dat de voor die plek opgegeven *gemiddelde* droogvalduur precies wordt gerealiseerd door de waterstanden van het getijdestation waar de plek bij hoort. Dat betekent dat alleen afwijkingen van de gemiddelde droogvalduur (ten gevolge van verhoogde of verlaagde waterstanden) van de specifieke waterstanden bij het getijdestation afhangen. De afwijkingen van gemiddeld getij leiden in het model tot een verlenging of verkorting van de foerageerduur op bepaalde plekken, maar slechts op sommige dagen tot een andere voedselopname. Voor het simuleren van deze effecten lijken twee getijdestations, een oostelijk en een westelijk, daarom voldoende.



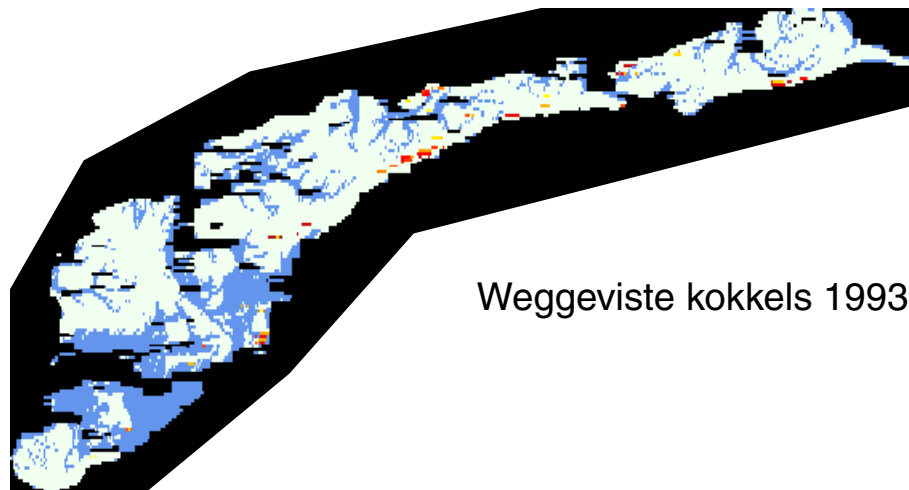
Figuur 3.3. *Kaart van de gerealiseerde droogvalduur voor de simulatie van 1991–1992. De droogvalduur is uitgedrukt op een lineaire kleurschaal van rood (maximum droogvalduur) tot wit (nul).*

Figuur 3.3 geeft voor de simulatie van het seizoen 1990–1991 de gerealiseerde gemiddelde droogvalduur op een kleurschaal van rood tot wit.

Visserij

De black box gegevens van de schepen zijn in bewerkte vorm invoer gegevens voor het model. Voor iedere “spot” in het model (zie Hoofdstuk 3.2.3) is een uit de black box gegevens geschat welke fractie van het oppervlak bevist is. In het model wordt “gevist” door op 1 oktober een deel van de kokkels te verwijderen.

Een probleem daarbij is dat er een grote foutenmarge zit in de voedselgegevens voor de individuele spots. Er zijn relatief rijke spots en relatief arme maar die liggen in het model ongetwijfeld iets anders verdeeld dan in werkelijkheid. Daarom worden ten behoeve van de visserij berekening de spots verdeeld in klassen van gelijke droogvalduur. Per klasse wordt dan de beviste fractie van het totale oppervlak berekend en er wordt vervolgens op de rijkste spots van die klasse gevestigd. Figuur 3.4 geeft een voorbeeld van het resultaat.



Figuur 3.4. Kaart van de voor 1993 gesimuleerde visserij uitgedrukt in een hoeveelheid kokkels per oppervlak op een relatieve kleurschaal van rood (maximum waarde) tot wit (1000 of meer keer kleiner). Het kokkelbestand van 1993 is te zien in Figuur 3.2. In 1993 is ongeveer 9.5% van het kokkelbestand weggevestigd.

De bedoeling van deze procedure is het verkrijgen van een *patroon* van visserij dat past bij de survey gegevens van de kokkels. Dat patroon kan anders zijn dan de ruimtelijke verdeling van de visserij zoals die in werkelijkheid is geweest. Beschadiging (en sterfte) van te kleine kokkels en nonnetjes wordt berekend volgens de in Rappoldt *et al.* (2003b, Hoofdstuk 7.2) gegeven parameters.

Aantallen scholeksters

Omdat het aantalsverloop voor de scholekster in de winterperiode meestal nogal geleidelijk is (behalve na plotseling invallende vorst) is het mogelijk om schattingen van de maandelijkse aantallen te maken op basis van de beschikbare reeks volledige

en onvolledige hoogwatertellingen van het Waddengebied. Dat is gedaan door het SOVON en de aangeleverde aantallen zijn gebruikt in de modelberekeningen.

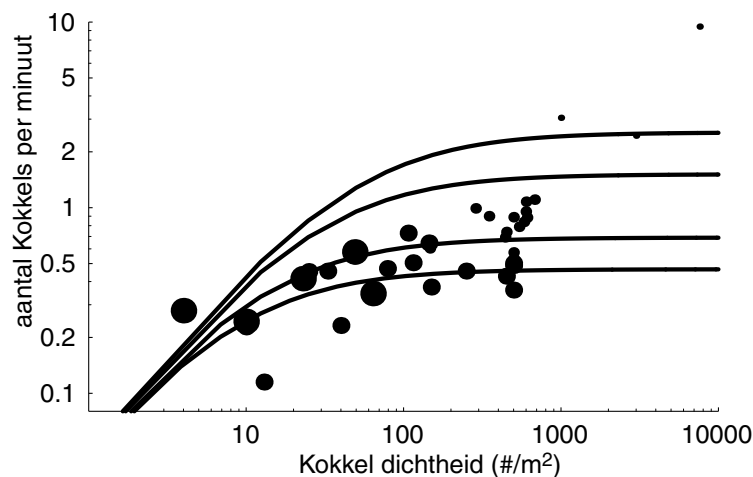
3.2.4 Voedseleecologie van de scholekster

Voedselbehoefte

Hoeveel voedsel een scholekster iedere dag nodig heeft is goed bekend (zie bijvoorbeeld [Kersten & Piersma, 1987](#)) en een uitvoerig overzicht in ([Zwarts *et al.*, 1996a](#)). De in *WEBTICS* gebruikte energiebehoefte is beschreven in [Rappoldt *et al.* \(2003b, Hoofdstuk 5.2\)](#). Die hoeveelheid hangt enigszins af van het gewicht van de vogel en neemt verder bij lage temperaturen toe. In de modelberekeningen wordt nagegaan, voor iedere laagwaterperiode tussen 1 september en 1 maart, of de vogels aan hun voedselbehoefte kunnen voldoen. Kunnen ze dat niet, dan nemen ze in gewicht af. Kunnen ze dat wel dan eten ze niet *meer* dan ze nodig hebben, behalve als hun gewicht onder hun normale gewicht ligt.

Functionele respons

De functionele respons is de hoeveelheid voedsel die een vogel kan opnemen afhankelijk van de hoeveelheid die er ligt. Er is heel veel veldwerk naar de functionele respons van de scholekster verricht en [Zwarts *et al.* \(1996b\)](#) heeft de resultaten voor het eten van kokkels samengevat in een grafiek die hier gegeven is als [Figuur 3.5](#).



Figuur 3.5. *Functionele respons van scholeksters op kokkels met datapunten van [Zwarts *et al.* \(1996b\)](#). De lijnen zijn berekend uit het regressiemodel voor kokkelgewichten van 20, 50, 200 and 400 mg AFDW (dezelfde waarden als die in [Zwarts *et al.* \(1996b, Figure 16\)](#)), zie voor details de technische documentatie ([Rappoldt *et al.*, 2003b](#)).*

In [Rappoldt *et al.* \(2003b\)](#) wordt een regressiemodel beschreven waarin de voedselopname afhangt van de dichtheid en de grootte van de kokkels. Dit model verklaard 83% van de variantie in de data in [Figuur 3.5](#). In de figuur zijn voor vier kokkelgrootten regressielijnen ingetekend.

Het foerageren op nonnetjes is beschreven door [Hiddink \(2003\)](#) en is gebaseerd op gegevens in [Bunskoeke et al. \(1996\)](#), [Hulscher \(1982\)](#) en Ens(pers. comm.). Het combineren van de functionele respons voor plekken waar kokkels in meerdere grootten aanwezig zijn, eventueel samen met nonnetjes, wordt beschreven in [Rappoldt et al. \(2003b, Hoofdstuk 5.8\)](#).

In het model gaat het eten van mosselen *niet* samen met dat van kokkels en/of nonnetjes. “Mosselspots” zijn plekken met een hoeveelheid mosselen van een bepaalde grootte en een oppervlak in hectares waar de scholeksters alleen mosselen kunnen eten (zie ook Hoofdstuk 3.2.3). Omdat mosselen in zulke hoge dichtheden voorkomen en bovendien duidelijk zichtbaar zijn is de functionele respons onafhankelijk van de dichtheid aan mosselen. De opnamesnelheid hangt echter wel af van de grootte van de mosselen. Dat is beschreven in [Zwarts et al. \(1996b, Fig. 12B\)](#). In het model wordt de opname snelheid bij extreem lage mossel dichtheden *wel* gereduceerd om te voorkomen dat de scholeksters altijd kunnen blijven dooreten op het niveau van een grote mosseldichtheid. *In het model* zou anders, in het geval van een voedseltekort, de mosseldichtheid negatief kunnen worden. Details over de gebruikte mosselgewichten, de omrekening van versgewicht naar vleesgewicht en dergelijke zijn te vinden in [Rappoldt et al. \(2003b\)](#).

Digestive bottleneck

Evenals andere dieren beschikken scholeksters een over beperkte maaginhoud en een beperkte snelheid waarmee het voedsel verteerd en opgenomen kan worden. Deze beperkingen zijn gemeten door middel van zeer gedetailleerd ecologisch veldwerk beschreven in [Kersten & Visser \(1996\)](#).

De beperkte verteringssnelheid in combinatie met een relatief hoge energiebehoefte in de winter betekent dat de vogels maximaal 378 gr vlees per dag kunnen verteren. Bij een behoefte die ‘s winters gemakkelijk 300 gr per dag kan bedragen (afhankelijk van de temperatuur) moeten de vogels dus zorgen dat ze bijna voortdurend iets in hun maag hebben om te verteren. Als het voedselgebied slechts korte tijd droogvalt dan kunnen de vogels hun maag weliswaar snel vol eten (mits er veel voedsel ligt), maar een volle maag levert slechts ongeveer 5 uur verteren op. Dat betekent dat er behalve voldoende voedsel ook voldoende foerageertijd moet zijn. Als de goede voedselgebieden slechts kort droogvallen, doordat ze laag liggen of doordat de waterstanden verhoogd zijn, dan kunnen de vogels dus honger leiden omdat ze onvoldoende voedsel kunnen meenemen in hun maag om aan de dagelijkse energiebehoefte te voldoen.

Interferentie

Interferentie tussen dicht bij elkaar foeragerende vogels kan allerlei vormen aannemen, prooien van elkaar stelen bijvoorbeeld en elkaar ontlopen. De vogels raken hierdoor tijd en prooien kwijt en de gemiddelde opname snelheid is kleiner als de dichtheid aan vogels (het aantal vogels per hectare) groter is. [Ens & Cayford \(1996\)](#) geven een samenvatting van wat er bekend is op dit gebied voor scholeksters. [Stillman et al. \(2002\)](#) geven voor verschillende prooien ook een reductiefactor voor de opnamesnelheid afhankelijk van de dichtheid aan vogels. De reductiefactor blijkt heel dicht bij een eenvoudige exponentiële functie te liggen ([Rappoldt et al., 2003b](#),

Bijlage) en daarvan hebben we gebruik gemaakt in onze berekeningen.

Verspreiding van de vogels

Op een bepaald moment in de getijdecyclus zijn een aantal plekken voor de vogels bereikbaar en andere staan nog onder water. Er kan dan een vogelverdeling worden uitgerekend zodanig dat de opnamesnelheid maximaal is. Op de rijkste plekken is de dichtheid aan vogels groot en wordt de opnamesnelheid gereduceerd door interferentie. Op armere plekken is de vogeldichtheid kleiner, de reductie door interferentie dus minder sterk en daardoor kan opnamesnelheid er even hoog zijn als op rijke plekken. Overigens zitten op veel plekken helemaal geen vogels doordat ook bij zeer lage vogeldichtheid de opnamesnelheid lager is dan wat elders gehaald kan worden.

Deze wijze van verspreiding staat bekend als de “Ideal Free Distribution” van de vogels ([Fretwell & Lucas, 1970](#)). De momentane opname snelheid is maximaal en ten gevolge daarvan zal de foerageertijd die nodig is om de behoefte te dekken minimaal zijn. In Hoofdstuk 3.2.4 hieronder wordt nog een alternatief besproken waarbij de vogels langer foerageren op een lagere snelheid. Dat biedt de mogelijkheid tot verspreiding van de vogels over *meer* plekken.

Belangrijke aannamen

Achter deze berekeningswijze gaan enkele belangrijke aannamen schuil:

Alle vogels zijn gelijk In werkelijkheid zijn er verschillen tussen individuen wat betreft de opnamesnelheid voor verschillende prooien en de mate van dominantie in interactie met andere vogels.

Perfekte kennis van het gebied De vogels beschikken alle over een perfecte kennis van de verspreiding van het voedsel in het gebied. Dat kan natuurlijk niet juist zijn, hetgeen betekent dat de mate waarin de schelpdier bestanden geëxploiteerd kunnen worden door het model zal worden overschat.

Geen verplaatsingskosten In het model wordt aangenomen dat er geen extra energetische kosten verbonden zijn aan de verplaatsing van de ene plek naar de andere. Nu zijn die kosten in werkelijkheid inderdaad niet erg groot omdat de vogels veel lopen en slechts korte afstanden vliegend afleggen tijdens de getijdecyclus. Deze beperking is in het model echter niet aanwezig hetgeen ook weer leidt tot een overschatting van de mogelijkheden van de vogels.

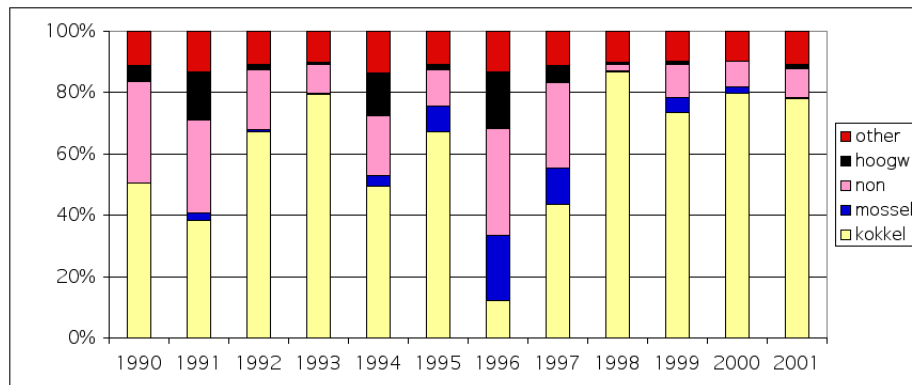
Onder deze aannamen, waarop we hieronder zullen terugkomen, berekend het model dus voor ieder tijdstip van de getijdecyclus een maximale opnamesnelheid.

Langer Foerageren

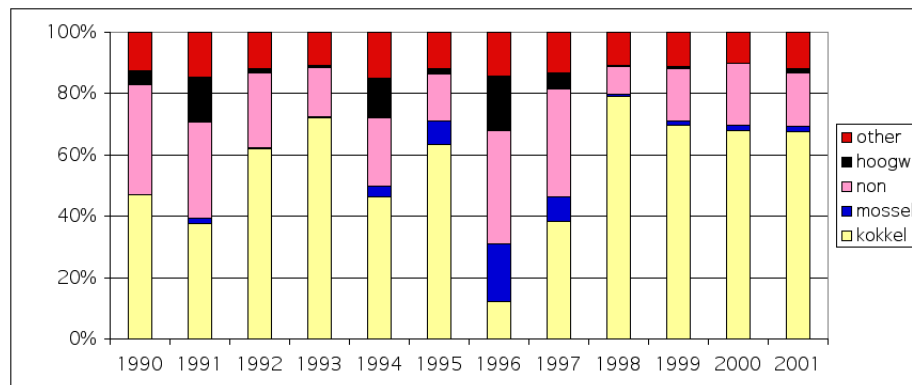
Onder normale omstandigheden komt het vaak voor dat de dagelijkse voedselbehoefte kan worden gedekt door slechts een beperkte tijd te foerageren. Verder kunnen de vogels in goede voedselgebieden hun maag snel vol te eten en vervolgens

moeten ze hun opnamesnelheid beperken tot de verteringssnelheid. Als de vogels echter, in plaats van een relatief korte tijd met maximale snelheid, een langere tijd met gereduceerde snelheid eten, dan is het eindresultaat hetzelfde. In het model wordt daarvan gebruik gemaakt.

Zonder de totale voedselopname voor een gesimuleerde laagwaterperiode te beïnvloeden kan de opnamesnelheid worden teruggebracht tot het gemiddelde niveau. De consequentie is dat op alle plaatsen waar dat gemiddelde niveau kan worden gehaald ook kan worden gevoerd. Dat biedt dus de mogelijkheid de vogels over méér verschillende “spots” te verspreiden, zonder dat de totale opname voor de getijdeperiode verandert. Het diëet van de vogels verandert echter wel, omdat het aandeel prooien dat in lagere dichtheden over grote oppervlakken voorkomt zal stijgen ten koste van de prooien die de grootste opnamesnelheid bieden (mossel en kokkel).



Figuur 3.6. *Diëet met (“ideal free”) vogelverdeling voor een maximale opnamesnelheid en een minimale foerageerduur. De vogels bezoeken alleen de beste plekken en daardoor worden er iets meer mosselen en kokkels gegeten dan bij een gelijkmatiger verspreiding van de vogels (vergelijk Figuur 3.7).*



Figuur 3.7. *Diëet van de vogels voor de “standaard” parameter settings met historische gegevens. De verspreiding van de vogels over droogvallend wad wordt uitgerekend met behulp van de methode beschreven in Hoofdstuk 3.2.4. De vogels worden verspreid over zoveel mogelijk verschillende plekken, maar wel zodanig dat ze gedurende de laagwater periode aan hun voedselbehoefte kunnen voldoen (indien dat mogelijk is).*

Figuur 3.6 toont het gesimuleerde diëet voor een “Ideal Free” verdeling van de vogels

(de maximale opname snelheid tot het genoeg is). In Figuur 3.7 is te zien dat in het geval van een langere foerageerduur, een wat lagere momentane opnamesnelheid en een gelijkmatiger verspreiding van de vogels er inderdaad wat minder mosselen en kokkels eten en wat meer nonnetjes, maar het verschil is niet groot. Deze laatste verspreidingsmethode (die van Figuur 3.7) is in de berekeningen voor het Waddengebied gebruikt.

Als de vogels door voedselschaarste gedurende de hele laagwaterperiode op maximale snelheid moeten foerageren, dan werkt deze methode uiteraard niet meer. Zouden de vogels dan anders verspreid worden dan “Ideal Free” dan daalt de voedselopname.

3.2.5 Alternatieve prooien

Als de vogels tijdens gesimuleerde laagwaterperioden “hard moeten werken” om aan hun behoefte te voldoen gaan ze ook tijdens hoogwater in de weilanden op wormen foerageren. De mate waarin dat gebeurt neemt toe bij toenemende “werkdruk” (zie voor details [Rappoldt et al., 2003b](#)). In overeenstemming met veldobservaties gebeurt dit echter alleen overdag als het licht is (bij nachtelijk hoogwater overtijden de vogels meestal *niet* binnendijs) en ook niet als het vriest omdat dan de bodem bevriest en de wormen te diep zitten. De opnamesnelheid voor het foerageren op wormen bedraagt 0.53 mg s^{-1} ([Stillman et al., 2000](#), after Goss-Custard, unpublished data).

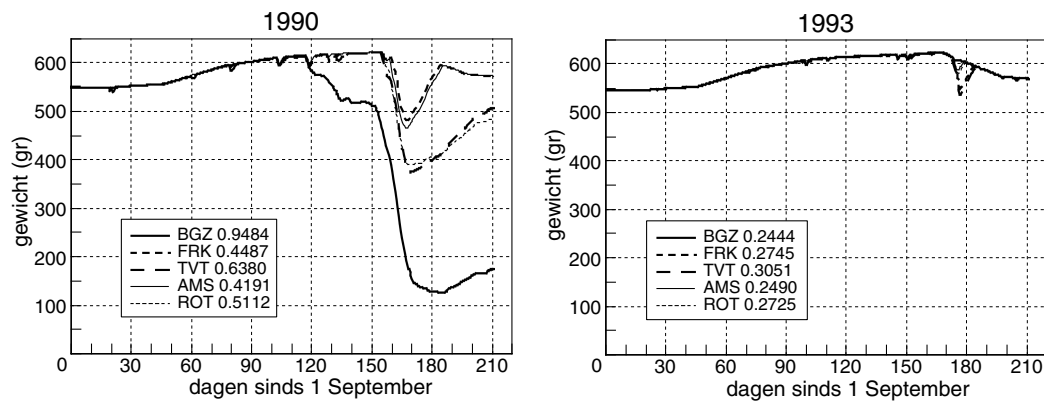
Naast kokkels, mosselen en nonnetjes is aangenomen dat er op de droogvallende platen nog ander voedsel wordt gegeten. Wat dat is wordt niet gespecificeerd in het model, maar we kunnen denken aan andere schelpdiersoorten, wormen en kreeftachtigen. Op twee manieren wordt een bijdrage van zulke “andere prooien” in rekening gebracht. In de eerste plaats wordt voor alle spots een minimale opnamesnelheid aangenomen van 0.3 mg s^{-1} , ook als er geen reguliere prooien (kokkel, nonnetje, mossel) aanwezig zijn. Zijn er wel reguliere prooien dan wordt bij een functionele respons onder deze minimale waarde, de opnamesnelheid “aangevuld” met andere prooien tot het aangenomen minimum. Op dit minimum zijn vervolgens nog wel het effect van interferentie en het effect van vorst (zie Hoofdstuk 3.2.6) van toepassing. Onder normale omstandigheden is 0.3 mg s^{-1} geen interessante opnamesnelheid voor een scholekster (minder dan de helft van de verteringssnelheid), maar het vormt een aanvulling vlak voor en vlak na hoogwater of in tijden van schaarste.

De tweede bijdrage van “andere prooien” is een fractionele. Van de berekende opname van mosselen, kokkels en nonnetjes wordt een fractie niet in rekening gebracht op de betreffende prooibestanden. Deze fractie van de functionele respons (10%) wordt toegekend aan de “andere prooien”. Dit veroorzaakt dus niet een hogere opnamesnelheid, maar wel een iets minder snelle achteruitgang van de bestanden door predatie en daardoor heeft het voor een heel winterseizoen toch een effect. De achtergrond van deze bijdrage is dat mossel- en kokkelbanken op rijke delen van het wad liggen waar ook niet nader gespecificeerde andere prooien (gemiddeld) een bijdrage leveren. De momentane opnamesnelheid van individuele vogels gaat daar echter niet door omhoog.

In Figuur 3.7 is te zien dat het aandeel “andere” prooien in de simulaties voor het Waddengebied tussen de 10% en 15% bedraagt, afhankelijk van het jaar. Omdat het moeilijk te zeggen is wat hiervoor een redelijke waarde is, zijn de berekeningen ook gedaan voor een minimale opnamesnelheid van 0.5 mg s^{-1} op alle spots (zie ook

3.2.6 Winter effecten

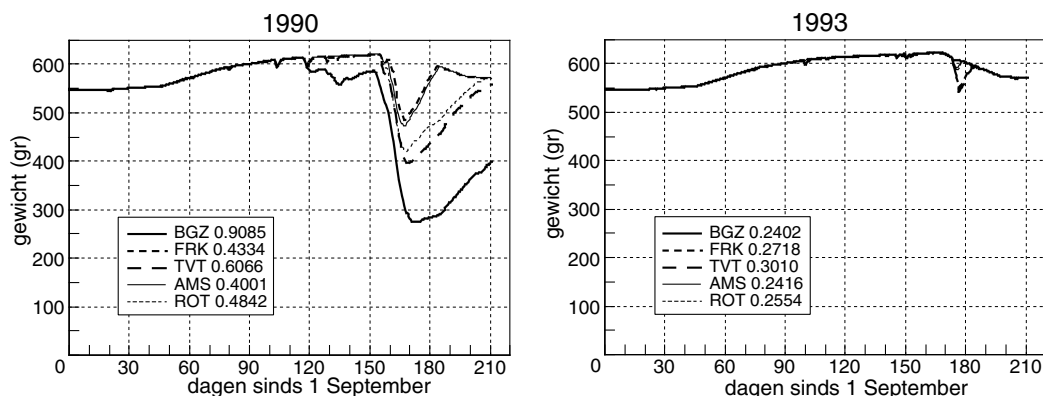
In perioden met aanhoudend strenge vorst wordt een belangrijk deel van het voedsel door ijs en bevriezing van het wad onbereikbaar voor de vogels. Bij invallende strenge vorst verlaat een deel van de scholeksters het gebied voor een riskant verblijf in Frankrijk waar op de vogels wordt gejaagd (zie over strenge winters [Camphuysen et al., 1996](#); [Hulscher, 1989, 1990, 2000](#)). De weggetrokken scholeksters worden deels vervangen door vogels die uit koudere delen van het Waddengebied in Duitsland en Denemarken naar het westen komen (Kersten, pers. comm.). Met deze uitwisseling van vogels wordt in het model *geen* rekening gehouden. Het aantal vogels in januari van de betreffende seizoenen is lager dan in zachte winters, maar verder wordt gedaan alsof deze vogels er ook in december al waren.



Figuur 3.8. Gewichtsverloop gesimuleerd in een strenge winter (1990–1991) en in een zachte winter (1993–1994). De simulaties zijn gedaan voor het in de tekst beschreven koude effect en met de een minimale opnamesnelheid van 0.3 mg s^{-1} (zie Hoofdstuk 3.2.5). De stress indices (Hoofdstuk 3.2.7) voor de deelgebieden zijn gegeven in de legenda. Zie Figuur 3.9 voor het resultaat met een hogere opnamesnelheid.

Zonder een effect van de vorst op de bereikbaarheid van het voedsel kunnen echter geen zinvolle berekeningen voor strenge winters worden gedaan. Hoe slecht bekend ook, ten behoeve van de seizoenen waarin dit optreedt (1990–1991, 1995–1996 en 1996–1997) wordt de opnamesnelheid van de vogels gereduceerd als de gemiddelde etmaal temperatuur onder 0°C komt en wel zodanig dat bij -10°C er helemaal niet meer gegeten kan worden. De reductie tussen -10°C en 0°C is lineair. De grens van -10°C is in overeenstemming met het feit dat bij ijzige koude veel vogels inderdaad niets meer doen en hopen dat het over gaat ([Hulscher, 2000](#)), maar kwantitatieve gegevens over de relatie tussen temperatuur en voedselbeschikbaarheid zijn niet beschikbaar. De gekozen grenswaarde is zodanig dat, in het model, de *gemiddelde* vogel in de meeste deelgebieden de winter door komt. Figuur 3.8 laat gesimuleerde gewichtsverlopen zien voor een zachte en strenge winter gesimuleerd met een minimale opnamesnelheid van 0.3 mg s^{-1} .

Het verschil tussen net wel en net niet voldoende voedsel krijgen is echter zodanig subtiel dat de gesimuleerde vogelgewichten voor strenge winters gevoelig zijn voor de precieze waarde van de minimale opnamesnelheid (zie Hoofdstuk 3.2.5).



Figuur 3.9. Gewichtsverloop gesimuleerd in een strenge winter (1990–1991) en in een zachte winter (1993–1994). De simulaties zijn gedaan voor het in de tekst beschreven koude effect en met de een minimale opnamesnelheid van 0.5 mg s^{-1} (zie Hoofdstuk 3.2.5). De stress indices (Hoofdstuk 3.2.7) voor de deelgebieden zijn gegeven in de legenda. Zie Figuur 3.8 voor het resultaat met een lagere minimale opnamesnelheid.

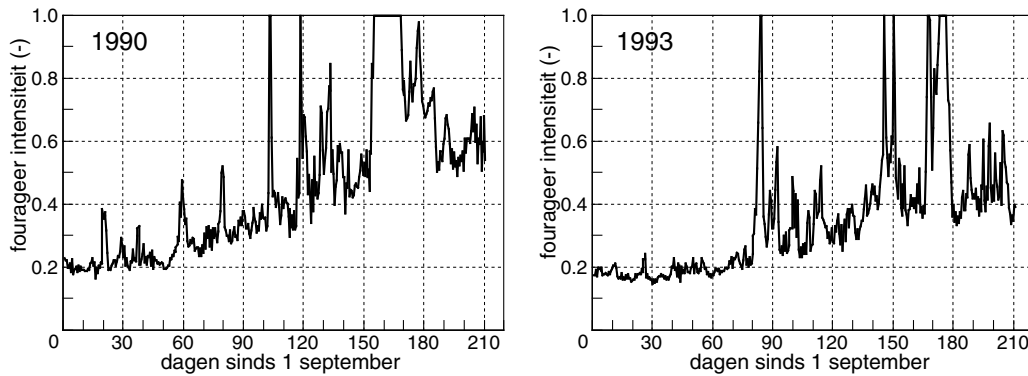
De berekeningen zijn daarom herhaald met een hogere waarde voor dat minimum (Figuur 3.9). De grote gevoeligheid van het gesimuleerde vogelgewicht betekent dat bijvoorbeeld het minimum gewicht geen goede maat is voor de mate waarin de vogels in moeilijkheden zijn geweest. Op deze gevoeligheid wordt nog terug gekomen in Hoofdstuk 3.3.2 waar de gesimuleerde gewichten voor alle jaren worden besproken.

In een situatie met lage temperaturen en/of voedselgebrek beginnen de moeilijkheden bovendien veel eerder dan dat zichtbaar is in een gesimuleerd gewicht. Het gewicht begint pas te dalen als de voedselopname onder de behoefte zakt. Daarvóór moeten de vogels al 100% van hun tijd op maximale snelheid voedsel zoeken en, gezien de aannamen in Hoofdstuk 3.2.4 zijn er dan al problemen. In Hoofdstuk 3.2.7 wordt daarom een index geïntroduceerd waarmee de mate van stress gekwantificeerd kan worden.

3.2.7 De stress index

Tijdens de simulatie van een laagwaterperiode wordt door het model bijgehouden hoeveel voedsel de vogels maximaal zouden kunnen eten bij een ongelimiteerde behoefte en ook zonder beperking van de maag inhoud. De fractie van dit maximum die ze werkelijk eten wordt de foerageerintensiteit genoemd. Het is de “werkdruk” onder de omstandigheden van de betreffende laagwaterperiode en wordt bepaald door het voedselaanbod, de droogvalduur. Ook het aantal vogels speelt een rol (via interferentie, Hoofdstuk 3.2.4).

Figuur 3.10 laat twee voorbeelden zien van gesimuleerde foerageerintensiteiten voor het deelgebied AMS. De foerageerintensiteit stijgt in de loop van de winter doordat de schelpdieren vermageren en er dus steeds meer moeten worden gevonden en gegeven en verder, in geval van een krappe hoeveelheid voedsel, ook door een geleidelijke uitputting. De pieken hebben betrekking op perioden met verhoogde waterstanden of lagere temperaturen. Bij lage temperaturen neemt de voedselbehoefte toe terwijl bij vorst bovendien de bereikbaarheid van het voedsel slechter wordt.



Figuur 3.10. Voorbeeld van de gesimuleerde foerageerintensiteiten voor deelgebied AMS. De intensiteiten berekend voor 1990 worden samengevat door een waarde van de stress index van 0.42. De intensiteiten voor 1993 leiden tot een stress index van 0.25 (zie ook Figuur 3.8).

Nu wordt in het model de *gemiddelde* vogel gesimuleerd onder een aantal tamelijk optimistische veronderstellingen (zie Hoofdstuk 3.2.4). De mate waarin een deel van de vogels problemen heeft zal daarom toenemen met de grootte van de foerageerintensiteit. Omdat het met name de hoge waarden voor de foerageerintensiteit zijn die bijdragen aan deze “stress” worden de berekende waarden voor de foerageerintensiteit per getijcyclus gekwadraterd. Vervolgens wordt het gemiddelde van al deze kwadraten berekend over de meteorologische winter (december, januari en februari).

Het resultaat is een stress index die “meet” hoe frequent hoge waarden van de foerageerintensiteit zijn voorgekomen. Door de kwadratering telt een foerageerintensiteit van 0.80 immers 16 maal zo zwaar als een intensiteit van 0.20. In het theoretische geval van een constante intensiteit van bijvoorbeeld 0.6 (een werkdruk van 60% van het maximum voor de gemiddelde vogel) wordt de stress index 0.36, het kwadraat van 0.6. Een constante werkdruk van 90% leidt tot een stress index van 0.81. Bij hogere waarden van de werkdruk (de foerageerintensiteit) loopt de stress index dus snel op tot een maximale waarde van 1. De foerageerintensiteiten voor het deelgebied AMS in Figuur 3.10 leiden tot een stress index van 0.42 in 1990 en 0.25 in 1993 (zie ook Figuur 3.8).

De stress index biedt in de eerste plaats de mogelijkheid een heel seizoen te karakteriseren met behulp van een enkel getal. Dat is belangrijk voor het vergelijken van winters en voor het uitvoeren van “experimenten” met het model, het weglaten van de visserij bijvoorbeeld, of het toevoegen van vogels. In de tweede plaats biedt de stress index de mogelijkheid om te compenseren voor de optimistische aannamen die op bladzijde 48 gemaakt zijn over de foeragerende vogels. Dat kan door middel van het opleggen van een grenswaarde aan de stress index. Het negeren van de variatie tussen vogels (in werkelijkheid heeft de één eerder voedselgebrek dan de ander) en de aannamen over het foerageergedrag worden dan gecompenseerd door een beperking van de inspanning die de *gemiddelde* vogel hoeft te leveren.

3.3 Enkele resultaten voor de gesimuleerde jaren

Hieronder worden allereerst enkele resultaten getoond van model runs met het weer, getij, het voedsel, de vogels en de visserij zoals die beschreven worden in de invoerfiles voor de jaren negentig. Dit zijn de “historische runs”. In Hoofdstuk 3.4 wordt vervolgens de stress index met behulp van enkele model experimenten nader geanalyseerd en in Hoofdstuk 3.6 wordt ingegaan op de voedselreservering.

Bij de bespreking beperken we ons eerst tot de resultaten voor het Waddengebied als geheel. Die zijn berekend uit de resultaten voor de 5 deelgebieden door aantallen en hoeveelheden op te tellen, en stress indices te middelen met gebruikmaking van het aantal scholeksters in de winter als gewichtsfactor. In Hoofdstuk 5 wordt kort ingegaan op de resultaten per deelgebied.

We merken verder nogmaals op dat de seizoenen worden genoemd naar het jaar waarin september valt, de beginmaand van de simulatie. Resultaten voor 1995 hebben dus betrekking op een simulatie voor de periode van september 1995 tot en met maart 1996.

3.3.1 De Kokkelbalans

Constructie van de kokkelbalans

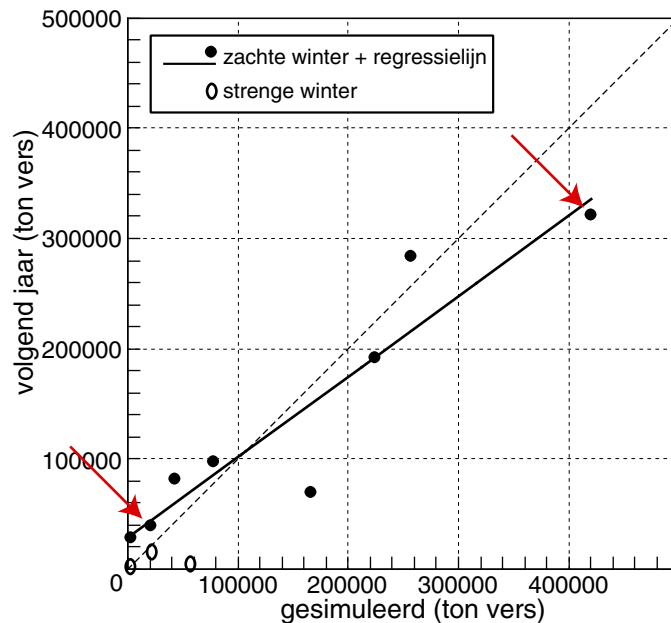
Figuur 3.11 toont de kokkelbalans voor modelruns tussen 1990 en 2001. Op de horizontale balans staat de hoeveelheid kokkels in ton versgewicht die aan het eind van de simulatie (eind maart) run “over” is. Op de verticale as staat de hoeveelheid tweejarige en meerjarige kokkels die een maand later in de schelpdiersurvey is gevonden (eigenlijk de schatting van de gewichten per 1 mei op basis van de survey in mei/juni).

De strenge winters zijn apart aangegeven omdat in die jaren er soms veel kokkels dood gaan door ijsvorming. Dat verschijnsel is niet gemodelleerd en de betreffende balanspunten liggen relatief dicht bij de horizontale as.

Als de invoergegevens exact zouden kloppen en het model ook precies de werkelijke voedselopname zou beschrijven, dan zouden alle punten op de gestippelde diagonaal van de grafiek liggen. Dat is niet het geval en de regressielijn in Figuur 3.11 voor zachte winters laat een te kleine helling zien, wat wil zeggen dat een deel van de afwijkingen systematisch van aard is. Hieronder gaan we in op verschillende verklaringen voor de systematische afwijking. Het is echter van belang om het tot stand komen van de punten op de balans eerst nog wat nauwkeuriger te bekijken.

Het gesimuleerde verloop van het totale versgewicht kokkels voor de seizoenen 1997–1998 en 1998–1999 is te zien in Figuur 3.12. De hoeveelheid kokkels die tijdens de simulatie wordt gegeten door de scholeksters is in beide grafieken weergegeven door een stippellijn en de dunne doorgetrokken lijn is berekend op basis van een natuurlijke achtergrondsterfte van de kokkels van 1% per maand.

In het seizoen 1997–1998 was het kokkelbestand relatief klein. De schatting van de zomergroei betekent bijna een verdubbeling van het bestand en de afname ten gevolge van predatie domineert het beeld voor de winterperiode. Het kokkelbestand



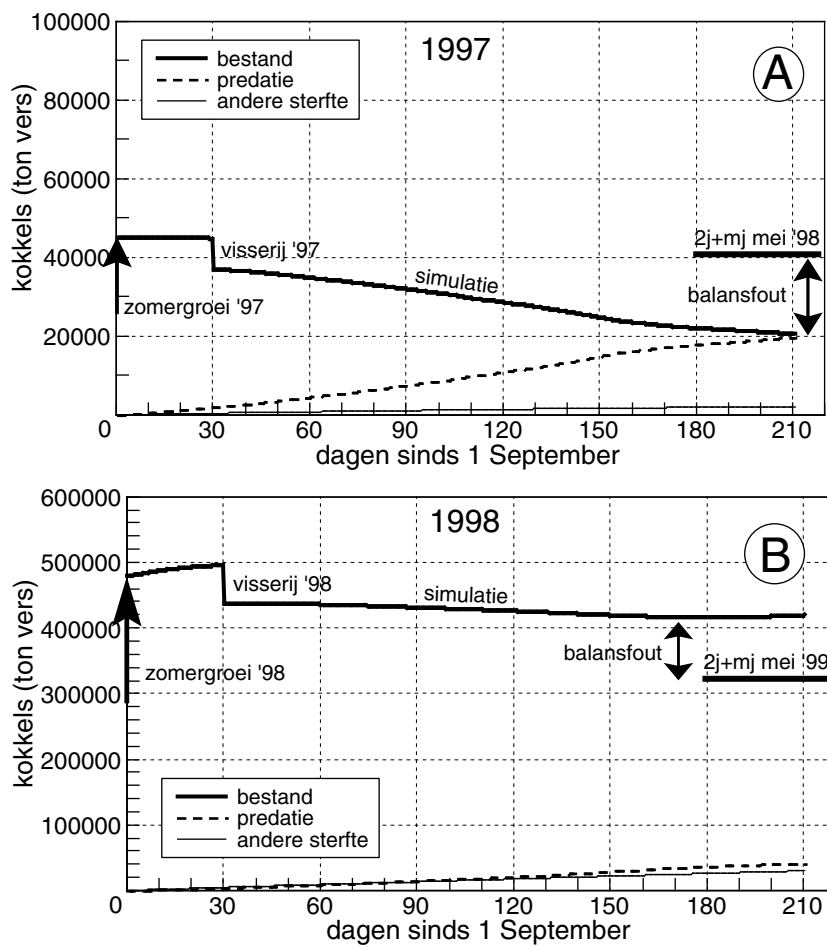
Figuur 3.11. De kokkelbalans voor de Waddenzee berekend als de combinatie van de balans voor de 5 deelgebieden BLG, TVT, FRK, AMS en ROT (zie Figuur 3.1). De richting van de regressielijn (0.73 ± 0.12) voor zachte winters wijkt af van 1. De twee rode pijlen wijzen naar de balanspunten voor de seizoenen 1997–1998 en 1998–1999 die in Figuur 3.12 nader bestudeerd worden. In strenge winters gaat soms een groot deel van de kokkels dood door vorst.

aan het einde van de simulatie (210 dagen na 1 september) is aanzienlijk lager dan wat er werkelijk lag. In het seizoen 1998–1999 daarentegen was het kokkelbestand relatief hoog en zowel predatie als achtergrondsterfte zijn klein ten opzichte van de totale hoeveelheid kokkels. Desalniettemin is het kokkelbestand aan het einde van de simulatie nu groter dan in werkelijkheid.

Deze twee voorbeelden geven een indruk van de kwantitatieve opbouw van de kokkelbalans zoals die uiteindelijk tot stand komt in de verschillende punten van Figuur 3.11. Bij het beoordelen van de toevallige afwijkingen van de balanspunten moet worden bedacht dat elk punt gebaseerd is op twee schelpdierbestanden en de vogelaantallen zoals die in de simulatie zijn gebruikt. De toevallige afwijkingen in deze invoergegevens zijn een toevallige fout van ruwweg 10% in de vogelaantallen (standaard deviatie) en een marge van ongeveer 20% in de kokkelbestanden (95%-interval, zie Kamermans *et al.* (2003b); Bult *et al.* (2003)). De toevallige afwijkingen in de kokkelbalans zijn niet in tegenspraak met deze foutenmarges.

Verklaringen voor de afwijking

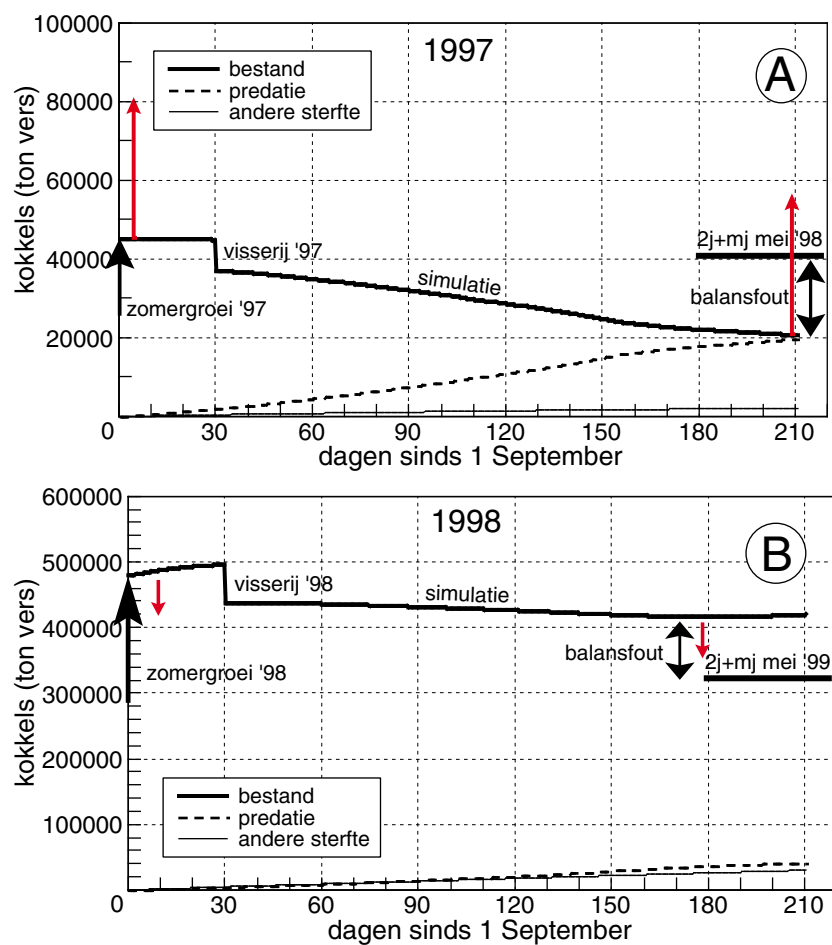
De balanspunten voor de twee in detail beschouwde seizoenen zijn in Figuur 3.11 met een pijltje aangegeven en passen in het beeld dat door de afwijkende helling wordt weergegeven: kleine bestanden in jaar n leiden tot een onderschatting van het werkelijke bestand in jaar $n + 1$ en grote bestanden tot een overschatting. Er zijn verschillende verklaringen mogelijk voor deze systematische afwijking.



Figuur 3.12. Een punt van de kokkelbalans in Figuur 3.11 komt tot stand door omrekening van de gegevens uit de voorjaarssurvey naar 1 september (de pijl links), simulatie van een geringe najaarsgroei van de kokkels, visserij (in het model per 1 oktober), gesimuleerde predatie en achtergrond sterfte. De dubbele pijl rechts geeft de afwijking in de kokkelbalans aan. A. Seizoen 1997–1998 is een jaar met weinig kokkels en de predatie vormt een grote post op de balans. B. Seizoen 1998–1999 is een jaar met veel kokkels (ruim 10 maal zoveel als in 1997–1998). Predatie en achtergrond sterfte zijn dan van vergelijkbaar belang.

1. De predatie door scholeksters in arme jaren wordt overschat. Een lagere predatie betekent een groter bestand aan het einde van de simulatie en daarmee gemiddeld een verbetering van de kokkelbalans voor lage bestanden.
2. Een bestandsafhankelijke groei van de kokkels in de zomer. Dat leidt in arme jaren tot een snellere groei en een hoger kokkelbestand in september, en daarmee ook aan het einde van de simulatie. In rijke jaren leidt een langzamer zomergroei tot een lagere bestandsschatting voor september en via het gesimuleerde verloop weer tot een verkleining van de balansfout.
3. Een hogere achtergrondsterfte in goede kokkeljaren. Dat leidt tot een vermindering van het bestand aan het einde van de simulatie en een verbetering van de kokkelbalans voor seizoenen met een groot kokkelbestand.

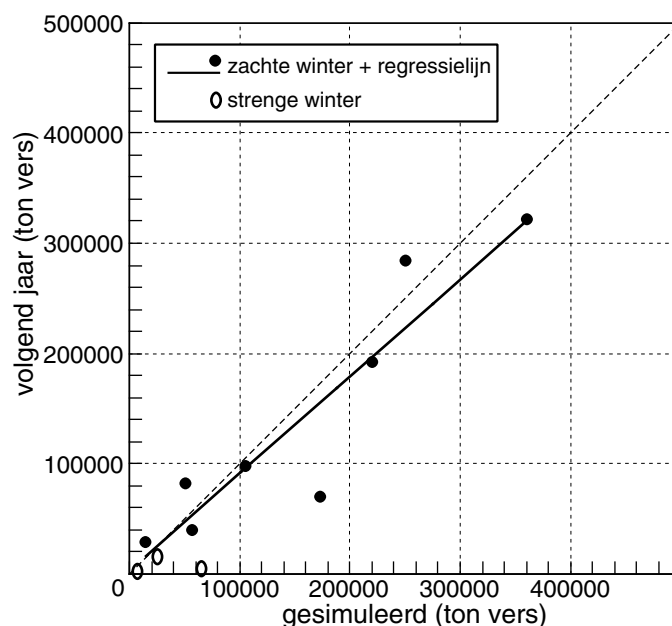
Verklaring 1 impliceert dat de scholeksters in jaren met relatief weinig kokkels minder kokkels eten dan wordt berekend uit droogvalduur, functionele respons en voedselbehoefte. In de modelberekeningen wordt de aanname gemaakt dat de vogels volledige kennis hebben van de aanwezige voedselvoorraad (zie Hoofdstuk 3.2.4 op bladzijde 48). Juist voor kleinere kokkelbestanden zou deze aanname tot een overschatting van de kokkelpredatie kunnen leiden. Ook als de vogels de beste plekken wel kan het juist bij kleinere bestanden moeilijker worden om de maximale opname ook daadwerkelijk te halen in verband de af te leggen afstanden. Een overschatting van de opname bij kleine kokkelbestanden impliceert dat de vogels het in de betreffende arme jaren (nog) moeilijker gehad hebben dan het model aangeeft. Verder lijken de afwijkingen in de kokkelbalans te groot om op deze wijze te corrigeren: de afwijking in Figuur 3.12A kan op deze wijze alleen gecorrigeerd worden als de scholeksters helemaal geen kokkels eten.



Figuur 3.13. *Gelijk aan Figuur 3.12 met een correctie op de zomergroei van de kokkels, aangegeven als rode pijlen. De correctie is berekend als het verschil tussen de kokkelbestanden “tussenstand” en “alternatief” in Kamermans et al. (2003b, figuur B1). A. Seizoen 1997–1998. B. Seizoen 1998–1999.*

Verklaring 2 is gebaseerd op de aanname dat ook de grootte van de kokkelpopulatie, hoe variabel ook, toch op een of andere wijze gereguleerd wordt. Op theoretische

gronden moet dat zo zijn, maar de vraag is alleen bij wat voor dichtheden die effecten merkbaar worden. In de laatste versie van hun rapport hebben [Kamermans et al. \(2003b, figuur 4.5\)](#) inderdaad een dichtheidsafhankelijkheid beschreven en wel een bestandsafhankelijke zomergroei van de éénjarige kokkels. In [Figuur 3.13](#) zijn de resultaten uit [Figuur 3.12](#) nogmaals te zien, maar daarbij is nu aangegeven wat de consequenties zijn van de correctie op de zomergroei. Voor het seizoen 1997–1998 draait de balansfout van teken om, maar de correctie voor dat jaar is ook groot. Voor seizoen 1998–1999 is er sprake van een duidelijke verkleining van de balansfout.



Figuur 3.14. De kokkelbalans voor de Waddenzee met een gesimuleerde hoeveelheid die gecorrigeerd is voor het verschil tussen de bestanden “tussenstand” en “alternatief” in [Kamermans et al. \(2003b, figuur B1\)](#).

Verklaring 3 betreft het vergroten van de achtergrondsterfte die nu op 1% per maand gesteld is, de waarde die ook gebruikt is door [de Vlas \(2002\)](#). Bij deze waarde is er nauwelijks invloed van de achtergrondsterfte op de bestandsontwikkeling en daarmee op de foerageermogelijkheden voor scholeksters (zie [Figuur 3.11](#)). Er is dus een aanzienlijke verhoging nodig om gaten in de balans te dichten en in het licht van het bovenstaande over bestandsafhankelijke zomergroei lijkt er geen aanleiding voor zo’n verhoging. In gegevens over sterfte van kokkels is het aandeel “predatie door vogels” altijd een onzekere factor zodat ook een onafhankelijke schatting van de achtergrondsterfte heel moeilijk is.

Corrigeren we voor alle jaren de eindstand van de simulatie met de correctie op de zomergroei uit [Kamermans et al. \(2003b, figuur B1\)](#) dan krijgen we de kokkelbalans in [Figuur 3.14](#). De richting van de regressielijn (0.88 ± 0.15) wijkt niet meer sterk af van 1. De systematische afwijking van de kokkelbalans van in [Figuur 3.11](#) wordt dus op zijn minst voor een belangrijk deel verklaard door het ontbreken van bestandsafhankelijkheid in de zomergroei van de voor de simulaties gebruikte kokkelbestanden.

Discussie van de kokkelbalans

Hierbij moet worden aangetekend dat de kokkelpredatie ten opzichte van de balans in Figuur 3.11 gelijk gehouden is. In een simulatie op grond van de meest recente bestandsschatting (de “alternatief” bestanden in Kamermans *et al.* (2003b, figuur B1)) zou dat niet helemaal zo zijn en zou er dus mogelijk nog steeds een systematische fout overblijven. De verklaringen 1 en 3 in bovenstaande beschouwing kunnen dus nog steeds een rol spelen.

De bestandsafhankelijke zomergroei wordt door Kamermans *et al.* (2003b) beschreven als een verfijning. De gemiddelde correctie van het geschatte kokkelbestand in september bedraagt 14 miljoen kg op een schaal van 0 tot 500 miljoen kg. *Relatief* is de verfijning echter van groter belang en blijkt bovendien een niet onaanzienlijke effect te hebben op de kokkelbalans. Dit kan begrepen worden uit het feit dat de balanspunten worden opgemaakt door van een septemberbestand de weggeviste kokkels, de sterfte en de predatie af te trekken en het resultaat vervolgens te vergelijken met het bestand aan twee- en meerjarige kokkels in het volgende jaar. Deze procedure leidt ertoe dat kleine fouten in de verschillende termen tot een *relatief* grote balansfout kunnen leiden.

De beoordeling van de balansfouten in de simulaties die voor dit verslag zijn gebruikt (Figuur 3.11) hangt af van het doel van de berekeningen. Als het model gebruikt zou worden voor het voorspellen van de kokkelstand over een aantal jaren, dan is een balans als die in Figuur 3.11 een aanwijzing voor afwijkingen van het model. Het feit dat een bestandsafhankelijke zomergroei deze afwijkingen voor een belangrijk deel teniet doet is op zichzelf interessant. Samen met een wellicht wat grotere achtergrondsterfte kan de met het model berekende predatiedruk een element vormen van berekeningen aan de bestandsontwikkeling van kokkels. Dergelijke berekeningen zijn noodzakelijk indien we de meerjarige effecten van visserij willen kwantificeren. Dan moeten we over een reeks van jaren zonder visserij (als die in werkelijkheid wel heeft plaats gevonden) de bestandsontwikkeling na een broedval doorrekenen.

De bedoeling van de modelstudie in dit rapport is echter te berekenen bij wat voor kokkelbestand de vogels in de problemen komen en of het resultaat van die berekening overeen komt met dat van de analyse van de basisgegevens in Hoofdstuk 2. Juist omdat het (nog) niet de bedoeling is om kokkelbestanden te voorspellen is het model elk jaar opnieuw geïnitieerd met de door het RIVO geschatte schelpdierbestanden voor september. Dat garandeert dat de gesimuleerde winterbestanden ongeveer zullen zijn wat ze in werkelijkheid ook waren, maar impliceert tegelijkertijd dat alleen effecten van de visserij in het gesimuleerde jaar doorgerekend kunnen worden.

Het is natuurlijk jammer dat de berekeningen niet meer konden worden herhaald voor de allerlaatste schattingen van het RIVO, waarin de bestandsafhankelijke zomergroei is opgenomen. Met name voor enkele slechte kokkeljaren (seizoenen 1991–1992, 1996–1997 en 1997–1998) zijn de nieuwe bestanden *relatief* aanzienlijk hoger dan de gebruikte. Ook met de grotere zomergroei blijven het echter slechte kokkeljaren en de invloed op de resultaten van de modelstudie is klein. Bij de bespreking van de resultaten zal deze kwestie daarom niet altijd opnieuw genoemd worden. In de Discussie wordt er wel op terug gekomen.

3.3.2 Vogel gewichten

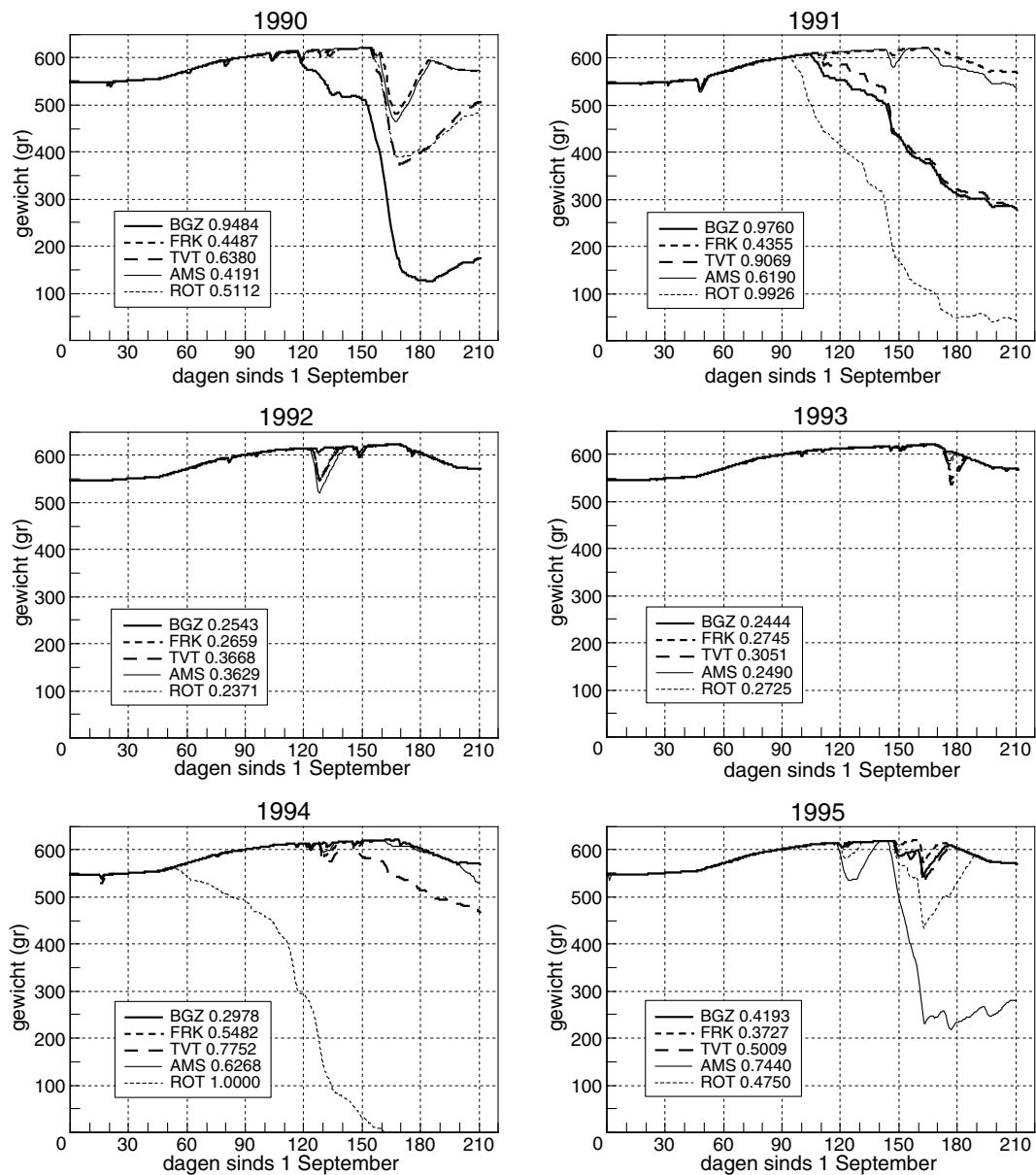
De Figuren 3.15 en 3.16 laten de gesimuleerde vogelgewichten zien per deelgebied. In de legenda zijn bovendien de stress getallen voor de verschillende deelgebieden vermeld. We zien dat in zachte winters de curve van het “streefgewicht” gewoonlijk nauwkeurig wordt gevolgd (het streefgewicht is een invoer gegeven dat voor de Waddenzee iets hoger is dan voor de Oosterschelde). In strenge winters of door voedselgebrek, kunnen de gewichten omlaag gaan. Hoever omlaag hangt af van de beschikbare hoeveelheid voedsel, van alternatieve voedselbronnen, en van de kwantificering van het effect van vorst (zie Hoofdstukken 3.2.6 en 3.2.5). De gevoeligheid voor de betreffende parameter waarden is aanzienlijk omdat het verschil tussen een afname en een toename van het gewicht afhangt van “net genoeg te eten” of “net niet genoeg” te eten. Ook statistische afwijkingen op het niveau van de deelgebieden, een onderschatting van de voedselvoorraad of een overschatting van het aantal vogels, kunnen leiden tot scherp dalende gewichten.

Het is niet mogelijk om allerlei bijzondere prooien die in tijden van schaarste gebruikt worden in het model op te nemen (zie ook Hoofdstuk 1.3). In 1996 is er bijvoorbeeld broedval van kokkels geweest die de winter *niet* overleefd hebben maar die wel gegeten zijn in de winter 1996–1997 (Kamermans *et al.*, 2003a). Deze broedval is dus noch in de survey van 1996 noch in die van 1997 aanwezig. Een ander voorbeeld is het gebruik van dode aangespoelde schelpen op het Noordzee strand. Tijdelijk aanwezige en/of suboptimale prooien worden door de vogels gebruikt om in moeilijke tijden zoveel mogelijk op gewicht te blijven. Dat lukt sommige vogels beter en andere slechter (die dan dood gaan). In een model is dat allemaal niet volledig te beschrijven.

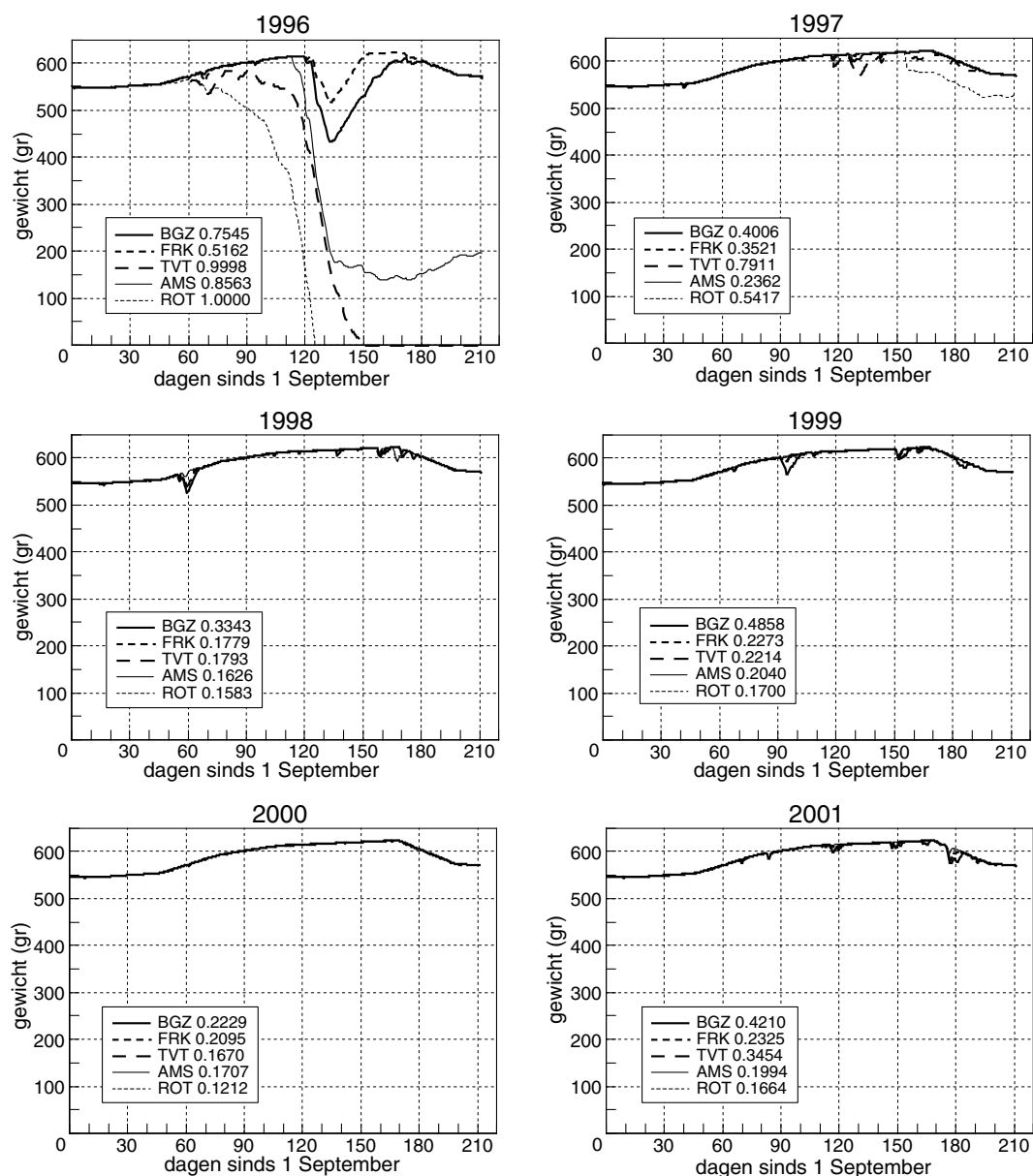
Het probleem dat in de simulaties voor historische aantallen vogels en historische schelpdierbestanden de gesimuleerde gewichten te lage waarden bereiken wordt ook deels opgelost als de simulaties zouden worden herhaald voor de in Hoofdstuk 3.3.1 al besproken “alternatieve” schelpdierbestanden (Kamermans *et al.*, 2003b, figuur B1). Ten gevolge van bestandsafhankelijke zomergroei van de kokkels zijn die recente schattingen voor de slechte kokkeljaren tientallen procenten hoger dan de hier feitelijk gebruikte bestanden.

De gewichten in de Figuren 3.15 en 3.16 kunnen om al deze redenen niet als een realistische simulatie gezien worden. Dat betekent echter zeker niet dat de vogels het niet moeilijk gehad zouden hebben. Vanwege de gevoeligheid van de gesimuleerde gewichten werken we echter verder met de stress index (zie Hoofdstuk 3.2.7). Deze stress index wordt groter naarmate de vogels harder hebben moeten werken en is ongevoelig voor het “net wel” of “net niet” in gewicht afnemen. Daarom is de stress index een meer robuuste maat voor de mate waarin de vogels problemen hebben gehad.

Interessant aan de gesimuleerde gewichten is nog wel dat ook in gemakkelijke jaren de gewichten af en toe iets naar beneden gaan. Dat komt door perioden met verhoogde waterstanden.



Figuur 3.15. Gesimuleerde vogelgewichten voor de jaren 1990–1995 (zie Figuur 3.16 voor de jaren 1996–2001). De stress indices voor de deelgebieden zijn gegeven in de legenda. Het gewichtsverloop in strenge winters is gevoelig voor de aanwezigheid van marginale en/of uitzonderlijke prooien en voor de kwantitatieve beschrijving van het effect van ijsgang. Het gebruik van de gewichten als stress indicatie is ook niet wenselijk omdat de vogels al lang voordat ze in gewicht gaan afnemen in moeilijkheden kunnen zijn (in WEBTICS wordt alleen de gemiddelde vogel gesimuleerd). Deze nadelen gelden niet voor de “stress index” die berekend wordt uit de benodigde foerageertijd (zie Hoofdstuk 3.2.7).



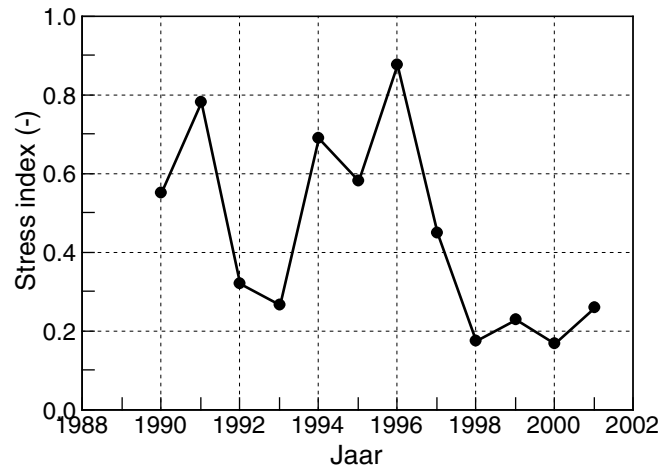
Figuur 3.16. vervolg op Figuur 3.15.

3.4 Analyse van stress factoren

3.4.1 De stress Index voor de historische gegevens

Figuur 3.17 toont de stress index voor de verschillende jaren, berekend met de historische gegevens (de “historische stress index”). Tussen 1990 en 1997 zijn er veel hoge waarden.

Bij het beoordelen van die waarden moet worden bedacht dat een waarde van 0.6 bijvoorbeeld, overeenkomt met een foerageer intensiteit van bijna 80% (zie Hoofd-



Figuur 3.17. Met historische gegevens berekend stress niveau voor de winters 1990–1991 tot en met 2001–2002. Het stress niveau is de gemiddelde waarde van de het kwadraat van de foerageer inspanning. Dus een constante inspanning van 0.8 (80% van het maximum) voor de gemiddelde vogel onder de aannamen in Hoofdstuk 3.2.4 levert een stress index op van 0.64.

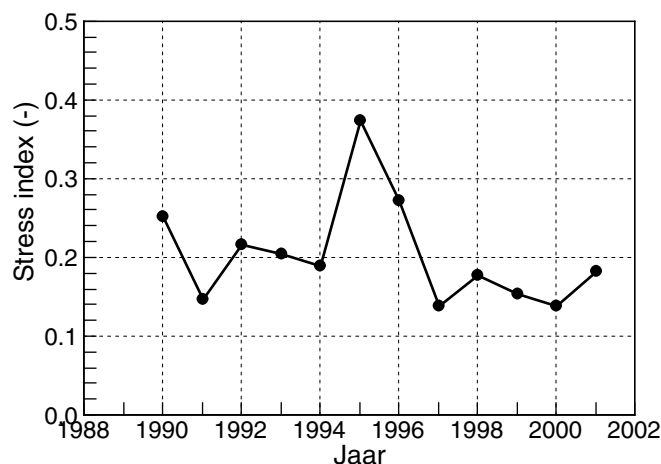
stuk 3.2.7). Gegeven de aannamen van het model, alle vogels zijn gelijk en kennen de voedselvoorraad perfect, is tijdsbesteding van 80% heel veel. Bovendien worden de mogelijkheden van de vogels ook nog eens overschat door met deelgebieden te rekenen die veel groter zijn dan de getijdepopulaties (zie Hoofdstuk 2.4.1). In het model kunnen de vogels hun voedselopname optimaliseren door over grote afstanden zonder energieverlies en zonder tijdverlies heen en weer te vliegen tussen de droogvallende en onderstromende kokkelbanken.

Uit de *hoogte* van de stress indices blijkt dus al dat de vogels het tussen 1990 en 1997 vermoedelijk erg moeilijk gehad hebben. Hieronder wordt één en ander nog nader geanalyseerd door in model experimenten bepaalde oorzaken van stress of bronnen van variatie weg te laten. Eén van de instrumenten daarvoor is het gebruik van een gemiddelde zachte winter.

3.4.2 1998: een gemiddelde zachte winter

Figuur 3.18 laat de stress zien voor alle gesimuleerde seizoenen waarbij echter de mogelijkheid van voedselstress is uitgeschakeld door voor alle jaren met de survey gegevens van 1998 te werken. In Figuur 3.18 is het resultaat te zien. De strenge winters van 1990–1991, 1995–1996 en 1996–1997 springen er uit met een verhoogde stress tengevolge van een grotere voedselbehoefte en effecten van kou op de beschikbaarheid van de prooien. De stress index in de overige winters ligt iets onder de 0.2 en het gemiddelde resultaat voor een zachte winter (een stress van 0.172) wordt het dichtst benaderd in het jaar 1998 met een stress index van 0.177.

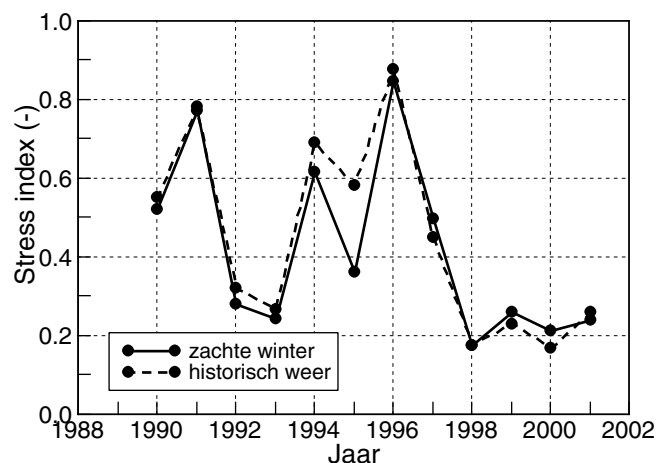
De variatie veroorzaakt door verschillen in weer en getij kan uit de simulatie weg worden gefilterd door het werkelijke weer en getij te vervangen door dat van 1998.



Figuur 3.18. De voedselsituatie van 1998 gecombineerd met het weer en getij van de overige jaren. De strenge winters van 1990–1991, 1995–1996 en 1996–1997 leiden tot extra koudstress.

3.4.3 Stress verhoging door strenge winters

In Figuur 3.19 wordt de historische stress index vergeleken met die voor het gebruik van de standaard zachte winter (1998) voor alle jaren. De resultaten voor zachte winters schommelen inderdaad rond die voor de standaard zachte winter en voor 1998 vallen de twee waarden uiteraard samen.



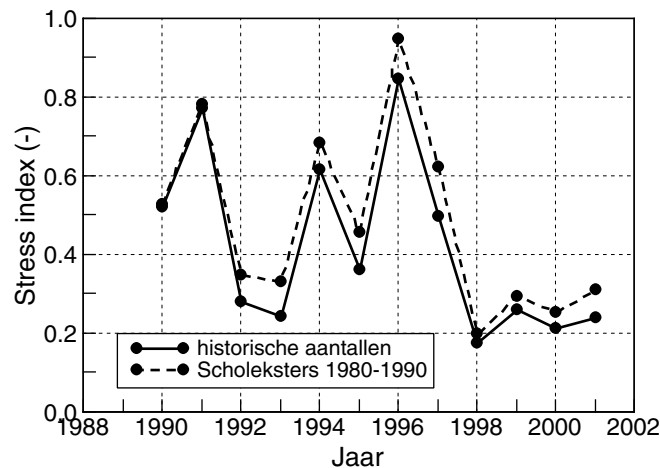
Figuur 3.19. De stress index voor de standaard zachte winter (1998) vergeleken met de historische runs. De kou in de strenge winters leidt tot een relatief kleine verhoging op de met zacht winterweer al hoge stress niveaus tussen 1990 en 1997.

Het is opmerkelijk dat alleen in 1995 (seizoen 1995–1996) de winterkou tot een duidelijke verhoging van het stress niveau heeft geleid (van 0.36 tot 0.58). De andere twee strenge winters, 1990 en 1996 laten geen duidelijke verhoging zien. De verklaring daarvoor is de al zeer hoge voedselstress in die jaren. Kijken we naar de gesimuleerde gewichten voor de jaren 1990 en 1996 dan liggen die met zacht winterweer wel hoger

dan voor het historisch weer. Dat komt echter niet tot uitdrukking in de stress index omdat de foerageer inspanning ook zonder winterkou al buitengewoon hoog was.

3.4.4 Voedselstress

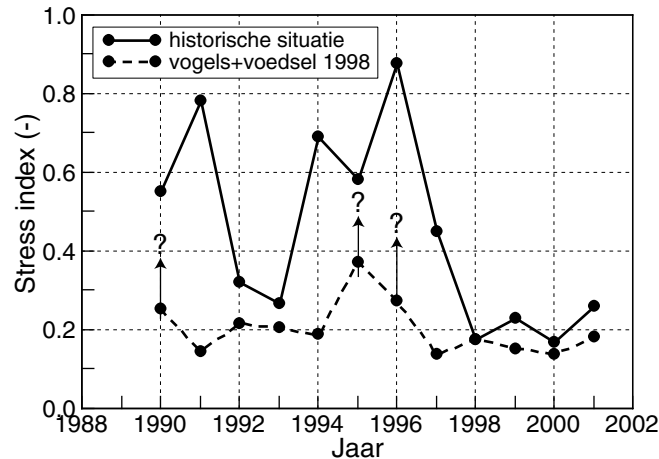
Eén manier om voedselstress in beeld te brengen is om het aantal vogels gelijk te houden op het referentie-aantal van 263000 (zie Tabel 3.4 in Hoofdstuk 3.6.1) en te kijken of dat tot een grote verhoging van de stress leidt ten opzichte van de historische (dalende) aantallen. In Figuur 3.20 is het resultaat te zien. Het hogere aantal vogels leidt in de periode 1992–1997 tot een verhoging van de stress met gemiddeld 0.09, dat is een aanzienlijke verhoging over een reeks van jaren. Het lijkt daarom niet verwonderlijk dat het referentie-aantal scholeksters niet meer aanwezig is in het Waddengebied.



Figuur 3.20. De stress index berekend met 263000 vogels (het gemiddelde voor 1980–1990) vogels in een standaard zachte winter (weer en getij 1998) vergeleken met het resultaat voor de historische vogelaantallen (ook voor weer en getij van 1998). De verhoging ten opzichte van de historische aantallen vogels wijst op voedseltekort. Tussen 1992 en 1997 bedroeg de verhoging gemiddeld 0.090.

Wat opvalt is dat de historische stress getallen in die periode zo hoog zijn. Vergeleken met de vergelijkbare analyse van de Oosterschelde gegevens zouden we een sterkere daling van het aantal scholeksters hebben verwacht. De verklaring is vermoedelijk dat scholeksters de Waddenzee minder snel verlaten dan de Oosterschelde, wellicht omdat een alternatief voor de veel grotere Waddenzee niet te vinden is. Een uiteindelijke daling van het aantal in de Waddenzee leidt dan in sterkere mate tot een daling van de populatiegrootte dan in het geval van een veel kleiner gebied (zie ook Hoofdstuk 2.4 over de betekenis van het terugkeer getal).

Een voor de hand liggende manier om de voedselstress in het model op te heffen is verder om de prooisurvey te vervangen door een jaar met heel grote schelpdierbestanden. Inspectie van Figuur 2.4 leert dat 1998 een goede keuze moet zijn (dat is *toevallig* ook het jaar waarvan weer en getij gebruikt wordt als standaard zachte winter). Het resultaat van deze berekening wordt in Figuur 3.21 vergeleken met de historische runs.



Figuur 3.21. De stress index berekend voor de ruime hoeveelheid voedsel van 1998 (dezelfde als in Figuur 3.18) vergeleken met de historische runs. Voor beide series is het historische weer en getij gebruikt. Het verschil tussen de twee stressniveaus is de (extra) stress door de lagere hoeveelheid voedsel (per vogel) in alle jaren behalve 1998. Voor een hele reeks winters tussen 1990 en 1997 is zichtbaar dat de hoge stressniveaus zijn ontstaan door voedseltekort. Het pijltje bij de strenge winters geeft aan dat de daar zichtbare stress verhoging door koude en ijsgang hoger kan zijn geweest (het kwantificeren van de effecten van een ijswinter is moeilijk).

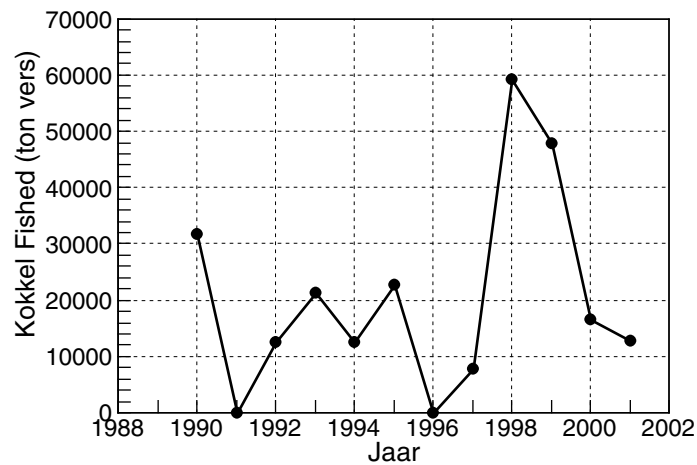
De stress indices voor het voedsel van 1998 laten voor de zachte winters een basis niveau zien van ongeveer 0.17. Tengevolge van de vorst in 1990 1995 en 1996 is in die jaren de stress hoger. Hoeveel hoger hangt af van het aanbod van marginale prooien in de winter en van de grootte van het effect van ijsgang, zaken die moeilijk te modelleren zijn (zie Hoofdstuk 3.2.6). In de figuur is daarom het stress niveau voor de strenge winters met een pijltje en een vraagteken gemarkeerd. Het afstand tussen de twee curven is echter groot, gemiddeld 0.34 over de periode 1990 tot en met 1997. Vooral de hoge stress in de zachte winters van 1991, 1994 en 1997 is opvallend en komt voort uit een tekort aan voedsel.

3.4.5 Stress verhoging door weggevisst voedsel

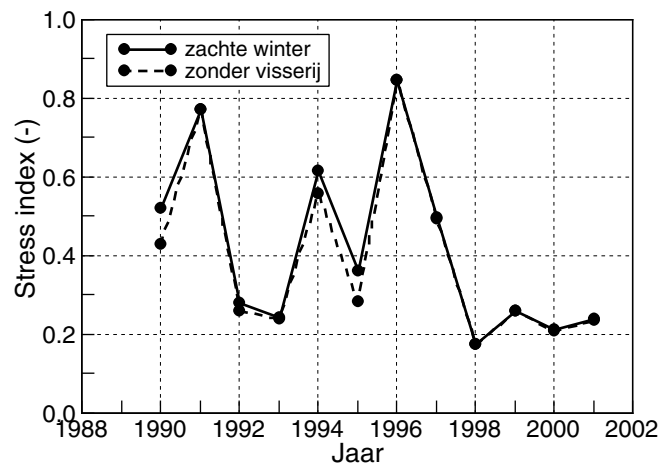
In Figuur 3.22 geeft voor elk jaar het gewicht van de door kokkelvisserij verdwenen en beschadigde kokkels. Om de tonnen vers te vergelijken met de tonnen vlees in Figuur 2.4A moeten de tonnen versgewicht door ongeveer een factor 5 gedeeld worden.

In Figuur 3.23 worden de met *WEBTICS* berekende stress indices met en zonder visserij met elkaar vergeleken. De vergelijking is gemaakt voor de gemiddelde stress niveaus berekend voor het gehele Waddengebied, dus inclusief de gesloten gebieden. Daarbij is voor alle jaren gebruik gemaakt van het weer en getij van de “standaard zachte winter” 1998 (zie Hoofdstuk 3.4.2). Dit om te voorkomen dat visserij effecten ondergaan in het effect van winterkou en verschillen tussen weer en getij.

We zien een beperkt maar duidelijk aanwezig effect van het wegvissen van kokkels op de stress index. De stressverhoging voor 1990, 1994 en 1995 bedroeg gemiddeld 0.08. Dat komt bovenop de toch al aanzienlijke voedselstress in die jaren. De kokkelvisserij



Figuur 3.22. Hoeveelheid weggeviste kokkels tussen 1990 en 2001 plus de door het vissen beschadigde en gedode schelpdieren (Rappoldt et al., 2003b, Hoofdstuk 7.2). Om de tonnen vers te vergelijken met de tonnen vlees in Figuur 2.4A moeten de tonnen versgewicht door ongeveer een factor 5 gedeeld worden.

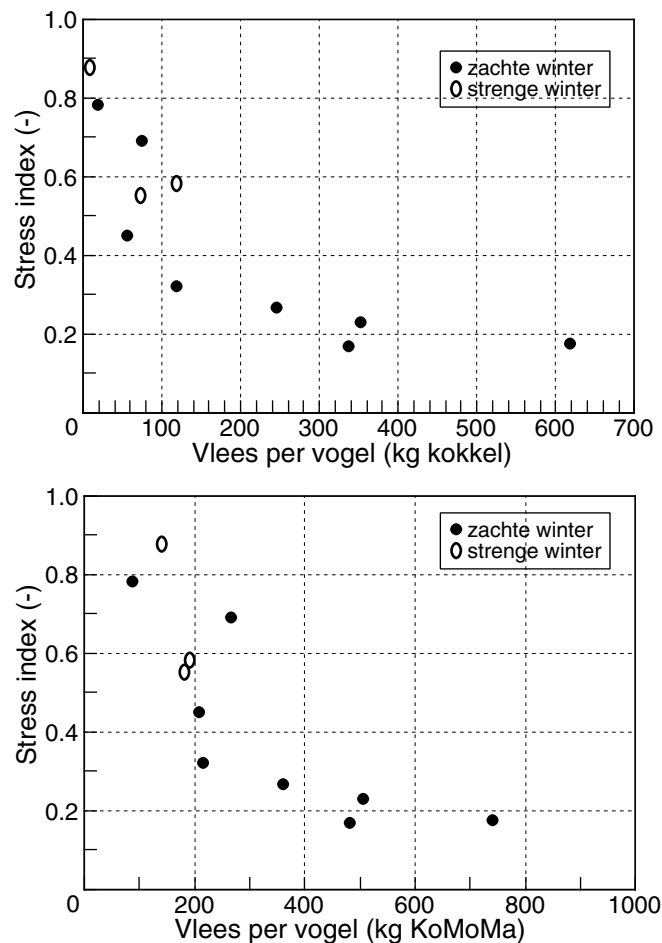


Figuur 3.23. De stress index berekend zonder visserij vergeleken met die voor historische runs. De directe invloed van wegvissen van voedsel lijkt zeer beperkt, maar vond in de jaren 1990, 1994 en 1995 plaats in jaren met voedselstress. Door met het weer en getij van de standaard zachte winter (1998) te rekenen zijn effecten van ijswinters in deze grafiek afwezig. Voor ieder afzonderlijk jaar is het visserij effect berekend door met en zonder visserij te rekenen. Er is dus geen meerjarig cumulatief effect via berekend dat werkt via grotere de kokkelbestanden (zie Hoofdstuk 4).

heeft de situatie voor de vogels dus wel verergerd, maar het wegvangen van kokkels is niet de primaire oorzaak van de voedselstress geweest. Dit uiteraard onder de veronderstelling dat het voedseltekort niet langs indirecte weg, via de populatie ontwikkeling van de kokkelstand, tot stand is gekomen. Alleen het directe effect van het vissen in de afzonderlijke jaren is hier bekeken.

3.5 De relatie tussen de stress index en het voedsel

Figuur 3.24 laat zien wat de relatie is tussen het voedselaanbod en de stress index. De voor de historische situatie berekende stress index is uitgezet tegen zowel de hoeveelheid kokkelvlees per vogel in september als de hoeveelheid kokkel, mossel en nonnetjes vlees per vogels in september. Deze grafiek laat zien dat bij een heel grote hoeveelheid voedsel een bepaald basisniveau aan “stress” bereikt wordt. De vogels kunnen gemakkelijk voedsel vinden en het enige wat tijd kost is het openmaken van de schelpen en het eten.

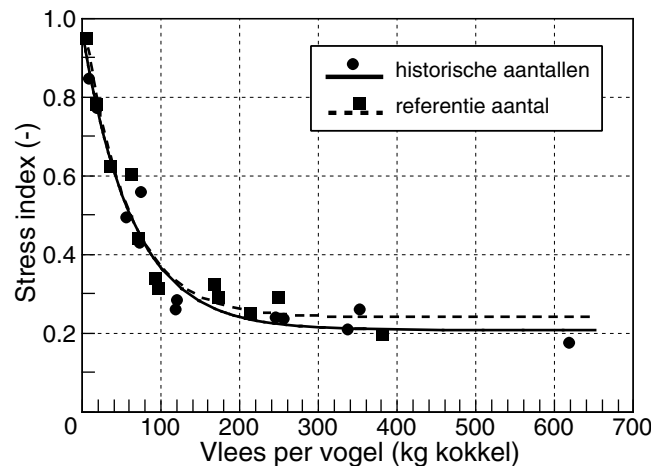


Figuur 3.24. De relatie tussen de stress index berekend voor de historische gegevens en de hoeveelheid vlees per vogel. A. De hoeveelheid vlees per kokkel. B. Met de som van kokkel, mossel en nonnetjes vlees (KoMoMa) per vogel op de horizontale as.

De relatie tussen voedselaanbod en stress niveau is een model eigenschap die zich ook los van de historische gegevens laat beschrijven. Figuur 3.25 laat het resultaat zien van berekeningen uitgevoerd met het weer en getij van de standaard zachte winter (1998) in combinatie met de historische schelpdierbestanden, zonder visserij. De doorgetrokken regressielijn is de gefitte exponentiële curve

$$y = 0.210 + 0.747 \exp\left(-\frac{x}{63.7}\right) \quad (3.1)$$

waarin y de stress index en x de hoeveelheid kokkelvlees in september per vogel is. De overblijvende spreiding rond deze lijn is het gevolg van verschillen in de droogvalduur van de kokkels tussen de verschillende jaren en verschillen in het aantal vogels.



Figuur 3.25. De stress index als functie van de voedselvoorraad per vogels berekend voor het getij en weer van 1998 toegepast op alle jaren en met weglating van visserij. De regressielijn voor historische aantallen scholeksters is gegeven in Vergelijking (3.1). De curve voor het referentie-aantal 263000 (exclusief deelgebied HON) wordt gegeven door $y = 0.242 + 0.767 \exp(-x/56.0)$.

Deze laatste bron van spreiding is nog te verwijderen door het aantal vogels over de reeks jaren gelijk te houden. In Figuur 3.25 is het resultaat te zien van een berekening voor 263000 scholeksters, het in Tabel 3.4 berekende referentie-aantal voor de periode 1980–1990 (exclusief het deelgebied HON, zie Figuur 3.1). Alhoewel het totaal aantal vogels in deze simulatieruns dus niet het historische aantal is, is de relatieve verdeling van de vogels over de deelgebieden wél gelijk gehouden aan de historische verdeling. Merk op dat de resultaten voor de verschillende jaren (de vierkante punten in Figuur 3.25) liggen bij andere x -waarden dan die voor historische vogelaantallen (de ronde punten) omdat de kokkelvoorraad door andere aantallen vogels gedeeld wordt.

De regressielijn voor het referentie-aantal vogels (de stippellijn in Figuur 3.25) ligt iets boven die voor historische aantallen. Dat wil zeggen dat een hoger aantal vogels bij eenzelfde kokkelvoorraad per vogel *toch* een iets hogere stress index oplevert. Dat komt door de interferentie tussen de scholeksters. Voor het foerageren op kokkels is het belang van interferentie blijkbaar niet erg groot en de analyse in Figuur 3.25 laat zien dat de stress index voor kokkel etende scholeksters bij benadering een functie is van de hoeveelheid kokkelvlees per vogel.

Figuur 3.25 laat verder zien dat bij een grote voedselvoorraad de stress index een

zeker basisniveau bereikt. Dat niveau wordt bepaald door de inspanning die de vogels altijd moeten leveren, ook al is er een overmaat aan voedsel. Voor de kokkelbestanden van de negentiger jaren (zonder mosselbanken) wordt het basisniveau bereikt bij ongeveer 300 kilogram kokkelvles per vogel in september. Dat resultaat is onafhankelijk van de historische ontwikkeling van het aantal scholeksters en het kokkelbestand, omdat de grens tussen een makkelijk en een moeilijk jaar in het model bepaald wordt door het kokkelbestand, de daarbij behorende droogvalduren, het foerageergedrag en de voedselbehoefte van de scholeksters, en de omstandigheden van een zachte winter.

De range in voedselvoorraad waarover de berekende stress index daalt in Figuur 3.25 komt overeen met de range in Figuur 2.5B waarover het terugkeergetal oploopt. Dat wil zeggen, jaren met minder dan 100 kg kokkelvles per vogel zijn ook volgens het model jaren met een sterk verhoogde stress index en boven de 300 kg kokkelvles per vogel verwachten we geen veranderingen meer in de terugkeer van de vogels en is er ook geen verdere verlaging van de stress index. De analyse van de terugkeergetallen in Figuur 2.5B is dus consistent met de uitkomsten van het mechanistische foerageermodel in Figuur 3.25.

3.6 Voedselreservering

De analyse van de basisgegevens in Hoofdstuk 2.3 en de modeluitkomsten kunnen gebruikt worden voor een schatting van de benodigde voedselreservering. Op grond de analyse in het voorgaande Hoofdstuk 3.5 ligt het voor de hand dat de benodigde voedselreservering ergens tussen de 100 en 300 kilogram kokkelvles per vogel ligt. De marge van zo'n schatting is echter onwerkbaar groot. Het gaat er nu om die schatting te verbeteren, zo goed mogelijk gebruik makend van de beschikbare gegevens.

3.6.1 Referentie-aantal scholeksters

Het referentie-aantal scholeksters dat gebruikt wordt in de onderstaande berekeningen is gebaseerd op de aantallen in de periode 1980–1990. Per deelgebied en per seizoen is een berekend seizoensgemiddelde gegeven in Tabel 3.4. De gemiddelden zijn berekend uit het aantalsverloop voor ieder seizoen dat is gereconstrueerd door middel van lineaire interpolatie tussen de door het SOVON aangeleverde maandelijkse aantallen. Het totale aantal in Tabel 3.4 is inclusief het in de analyse weggelaten deelgebied HON (Hond en Paap). Zonder dat gebied bedraagt het referentie-aantal ongeveer 263000 scholeksters.

Het hier berekende referentie-aantal is berekend op basis van een recente bewerking van de basis gegevens en heeft betrekking op de periode september tot en met maart. In maart en daarna neemt het aantal scholeksters in de waddenzee snel af daarom horen de maanden april en mei niet in een analyse van de wintersituatie thuis.

Tabel 3.4. Vogelaantallen gemiddeld over de hele winterperiode (van 1 september tot 1 april) in de door het SOVON bewerkte gegevens over de periode 1980 tot 1990. De aantallen zijn gegeven voor de in Figuur 3.1 onderscheiden deelgebieden. Zonder het deelgebied HON bedraagt het gemiddelde totaal aantal 262913 dat afgerond wordt tot 263000.

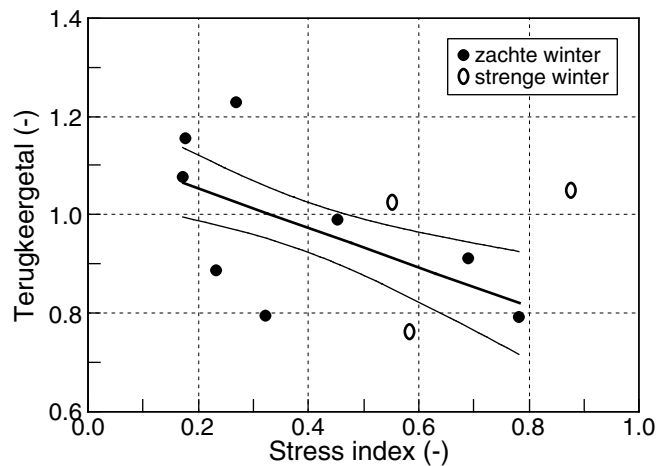
jaar	AMS	BGZ	FRK	HON	ROT	TVT	Totaal
1980	104751	18665	15915	2591	41028	71190	254140
1981	97194	24072	16503	2594	44785	63718	248866
1982	110476	19811	17336	3019	40654	67359	258655
1983	117184	31043	19395	3074	49709	73651	294056
1984	108305	23450	17746	2675	44147	67557	263880
1985	103455	24175	14040	3003	41760	65386	251819
1986	97101	24542	13805	2848	37556	63745	239597
1987	115931	22572	16568	2650	43616	67117	268454
1988	133755	25370	15502	3660	47638	78564	304489
1989	116377	24571	16748	3331	45947	69872	276846
1990	108633	27397	19288	3154	38587	66778	263837
gemiddeld							265876

3.6.2 Het terugkeergetal en de berekende stress index

Figuur 3.26 laat de het terugkeergetal zien als functie van de met het model gesimuleerde (historische) stress index. De regressielijn is berekend uit de punten voor de zachte winters. Statistische analyse laat zien dat de regressie niet significant is, maar dat er waarschijnlijk wel een verband is tussen de twee grootheden ($n=8$, $R^2=0.33$, $P=0.13$, $\beta_{0.05}=0.75$). Opvallend is de grote variatie in het terugkeergetal tussen jaren met een grote voedselvoorraad (en een lage stress index). Dat zou te maken kunnen hebben met verschillen in broedsucces maar er is geen poging gedaan dat nader te analyseren.

Voor de Oosterschelde is het verband tussen terugkeer en stress index significant en is stress niveau afgelezen voor een terugkeergetal van 1 gelijk aan 0.26 ± 0.03 (Rappoldt *et al.*, 2003c). In de terugkeergetallen voor strenge winters in de analyse voor de Oosterschelde liggen hoger dan voor zachte winters, behalve in het geval van een ijswinter met massale sterfte (een mortaliteit van 17%). De voor de hand liggende verklaring daarvoor is dat een strenge winter geen reden is om *niet* naar een gebied terug te keren terwijl een krappe hoeveelheid voedsel dat wel is. Om die reden, en omdat het effect van ijswinters moeilijk met het model is te schatten, houden we de strenge winters buiten de analyse, ook voor de Waddenzee.

Voor de Waddenzee laat Figuur 3.26 geen onafhankelijke en nauwkeurige schatting van een acceptabel stress niveau toe. De grafiek in Figuur 3.26 levert een stress index van 0.34 met een grote onzekerheidsmarge. Omdat dit resultaat niet wezenlijk verschilt van dat voor de Oosterschelde gebruiken we Figuur 3.26 voor de berekeningen hieronder.



Figuur 3.26. Het terugkeergetal als functie van de gesimuleerde stress index voor de jaren 1990–2000 (met historisch weer en getij). Het terugkeergetal voor 2001 vergt vogel aantallen voor 2002 en kon nog niet berekend worden. De regressielijn. De regressielijn zonder de strenge winters is $y = 1.135 - 0.402x$ ($n = 8$, $R^2 = 0.33$, $P = 0.13$, $\beta_{0.05} = 0.75$) en met de strenge winters $y = 1.080 - 0.237x$ ($n = 8$, $R^2 = 0.15$, $P = 0.24$, $\beta_{0.05} = 0.83$).

3.6.3 Het gebruik van een terugkeergetal van 1

Aangenomen dat gemiddeld over een lange reeks van jaren het aantal scholeksters gelijk blijft dan is het *gemiddelde* terugkeergetal 1.0. Gemiddeld voor alleen zachte winters is het terugkeergetal iets hoger omdat in ijswinters extra sterfte optreedt. Om te compenseren voor een extra sterfte van 10% elke 5 jaar moeten we de regressielijn in Figuur 3.26 aflezen voor een terugkeergetal van 1.02. Dat levert een stress niveau op van 0.29 met een onzekerheidsmarge van 0.10 tot 0.41 (één standaard deviatie). De ondergrens van deze onzekerheidsmarge is ecologisch niet realistisch. Het basisniveau van de stress index voor de Waddenzee ligt immers rond de 0.22 (Figuur 3.25).

Het stress niveau van 0.29 mag *gemiddeld* niet overschreden worden om het aantal vogels over een reeks van jaren *gemiddeld* gelijk te houden. Dit betekent dus *niet* dat er in jaren dat het stress niveau onder de 0.29 ligt gevist kan worden totdat, door vermindering van de hoeveelheid voedsel, een niveau van 0.29 is bereikt. In jaren met veel voedsel bereikt de stress een basisniveau van slechts ongeveer 0.20. Als dan visserij ertoe zou leiden dat de stress in die jaren alsnog 0.29 gaat bedragen, dan stijgt daarmee het gemiddelde hetgeen leidt tot een afname van het aantal scholeksters dat in de Waddenzee overwintert.

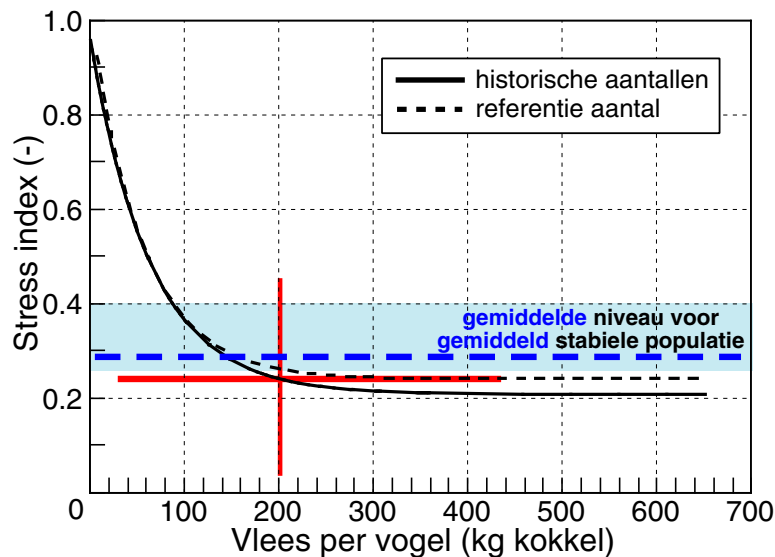
Nog afgezien van de grote onzekerheidsmarge in het kritisch niveau van 0.29 is het niet goed voorstelbaar hoe een *gemiddelde* over een reeks van jaren als uitgangspunt zou moeten dienen voor de voedselreservering. Het is immers onduidelijk hoe dan, in een *bepaald* jaar een visbare hoeveelheid kokkels kan worden bepaald. Bovendien zal het gebied ook aan lange termijn veranderingen onderhevig zijn ten gevolge van veranderingen in het Noordzeewater, in het klimaat en in de zeespiegel. Het lijkt dus zo goed als onmogelijk om op basis van een *gemiddeld* stress niveau voedsel te reserveren.

3.6.4 Fluctuaties in het kokkelbestand

De grote fluctuaties in het kokkelbestand zijn een natuurlijke karakteristiek van het gebied. We kunnen daarom niet doen alsof het systeem afgeregeld kan worden rond een stabiel gehouden populatie scholeksters die leeft van een voor die scholeksters gereserveerde hoeveelheid voedsel (Goss-Custard *et al.*, 1996b). Dat beeld is onjuist en kan ook niet “bij benadering” worden gebruikt als uitgangspunt voor de voedselreservering.

We moeten dus grote fluctuaties in het kokkelbestand als een natuurlijke factor beschouwen. Het zijn echter ook precies die fluctuaties die het mogelijk maken om in rijke jaren op kokkels te vissen zonder de scholekster populatie te beïnvloeden. scholeksters zijn een langlevende vogelsoort met een verbazend lage reproductiesnelheid (zie ook Hoofdstuk 1.3) en zijn beslist niet in staat om de kokkelbestanden in de jaren na een grote broedval volledig te exploiteren. In dergelijke jaren staan de overwinterende scholeksters niet onder voedselstress en kan in principe gevestigd worden zonder, of met slechts een marginale invloed op het stress niveau van de vogels.

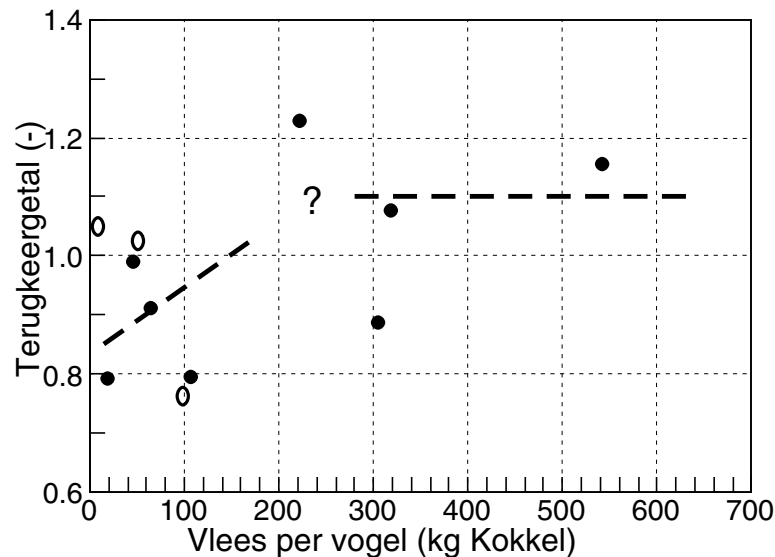
Dat de rijke kokkeljaren de meeste mogelijkheden voor visserij opleveren is natuurlijk niets nieuws, maar de reservering kan dus *niet* gebaseerd zijn op een *gemiddeld* te halen stressniveau, maar het uitgangspunt moet zijn een marginale verhoging van de stress in goede jaren. Dat komt overeen met het criterium van Goss-Custard *et al.* (2003) voor voedselreservering. Zij simuleren het effect van voedselstress als een toegenomen sterfte omdat verschillen tussen individuen in hun model expliciet beschouwd worden. Een marginale verhoging van de sterfte in hun model komt dus overeen met een marginale verhoging van de stress index in *WEBTICS*.



Figuur 3.27. De stress index als functie van de hoeveelheid kokkelvlees per vogel in september voor model runs met een standaard zachte winter en zonder visserij met hetzij historische vogelaantallen, hetzij een vast referentie-aantal van 263000 (ofwel 266000 inclusief deelgebied HON, zie Figuur 3.1 en Tabel 3.4). De horizontale blauwe stippellijn is het gemiddelde stress niveau dat correspondeert met een stabiele populatie scholeksters. De rode lijnen geven de in de tekst besproken voedselreservering weer.

3.6.5 Voedselreservering

In Figuur 3.27 staan nogmaals de regressielijnen uit Figuur 3.25 in grafiek. De curven geven het verband tussen de stress index en de voedselvoorraad, berekend met behulp van simulatieruns voor een gemiddelde zachte winter (1998) en zonder visserij. In de grafiek is verder ingetekend een blauw gestreepte horizontale lijn op het stress niveau van 0.29 dat *gemiddeld* noodzakelijk is voor stabiele populatie.



Figuur 3.28. *Het terugkeergetal als functie van de hoeveelheid niet opgeviste kokkels per vogel*

De blauwe lijn snijdt de doorgetrokken de twee curven bij ongeveer 150 kg kokkelvlees per vogel. Het stress niveau voor de voedselreservering moet echter lager liggen dan het gemiddeld noodzakelijke en de hoeveelheid voedsel dus hoger dan 150 kg (zie Hoofdstuk 3.6.3 en 3.6.4). In de grafiek is een waarde gekozen van 200 kg. Dat is een bescheiden 33% boven het snijpunt van 150 kg, maar méér is ook niet nodig voor een stress index die slechts weinig boven het basisniveau ligt. Deze procedure correspondeert met die van [Goss-Custard et al. \(2003\)](#) die een criterium kiezen in termen van een verhoogde sterfte van 0.5%.

Een onzekerheid in deze schatting is heel moeilijk aan te geven. De volgende overwegingen geven wel aanknopingspunten.

De onzekerheidsmarge in het stress niveau van 0.29 is groot, tussen 0.10 en 0.41 (Hoofdstuk 3.6.3). De gevonden waarde is echter goed in overeenstemming met die voor de Oosterschelde ([Rappoldt et al., 2003c](#)) die veel nauwkeuriger bepaald kon worden (0.25 ± 0.03). Er is geen ecologische reden waarom de gemiddelde stress index voor een stabiele populatie in de Waddenzee véél hoger zou zijn dan die voor de Oosterschelde. Een iets hogere waarde, bijvoorbeeld 0.35, leidt via bovenstaande redenering tot een reservering van 150 kg kokkelvlees per vogel.

De ondergrens 0.10 van de onzekerheidsmarge van het stress niveau is lager dan het plateau van de stress index voor zeer grote prooibestanden. Daar kan dus geen bovengrens voor de voedselreservering uit worden afgeleid.

In Figuur 3.28 zijn de basisgegevens uit Figuur 2.5B nogmaals weergegeven, maar nu met weglating van de alsmaar stijgende regressielijn. Bij een voedselvoorraad boven de 300 kg is het terugkeergetal vermoedelijk vrijwel onafhankelijk van de voedselvoorraad en daarom is daar een vlakke stippellijn getekend. Bekijken we de grafiek dan is een voedselreservering van bijvoorbeeld 120 kg duidelijk te laag. Bij een dergelijke hoeveelheid zijn terugkeertallen onder de 1 te verwachten. Een redelijk minimum lijkt eerder een hoeveelheid van 150 kg. Dat komt ook overeen met het betrouwbaarheidsgebied van 160 tot 400 kg voor de regressielijn in Figuur 2.5B afgelezen bij een terugkeergetal van 1.

Lezen we de regressielijn in Figuur 2.5B echter af voor een terugkeergetal van 1.02 (zie Hoofdstuk 3.6.3) dan wordt het interval [200, 480]. De lineaire regressielijn houdt echter geen rekening met het feit dat de terugkeer een plateau zal bereiken voor een grote hoeveelheid voedsel, zoals aangegeven met een stippellijn in Figuur 3.28.

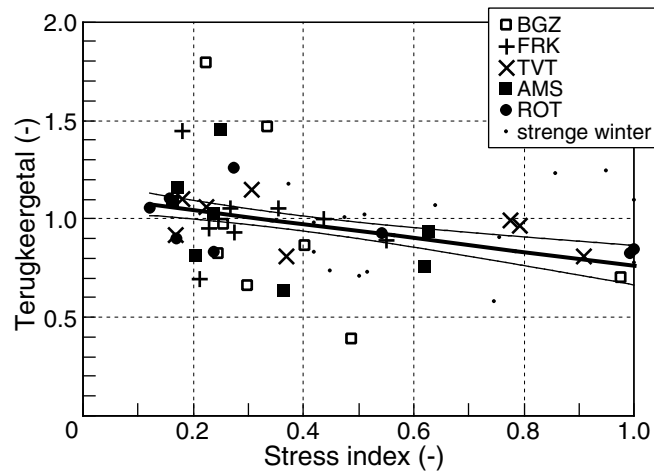
In termen van een kansverdeling is het niet te verwachten dat de voedselreservering normaal verdeeld is met een symmetrisch betrouwbaarheidsinterval. Naar beneden zal de kansverdeling “afgekapt” worden door de voedselbehoefte en de foerageerefficiëntie van de vogels. Naar boven toe kan de verdeling een veel bredere “staart” hebben.

Deze overwegingen leiden tot een geschatte marge in de voedselreservering van enkele tientallen kg kokkelvlees. We kunnen dat niet nauwkeuriger aangeven en dus ook niet zeggen of dat nu 30, 40 of 50 kg moet zijn. De schatting van “enkele tientallen kg kokkelvlees” geeft een indruk van de breedte van de waarschijnlijkheidsverdeling, de standaard deviatie, maar er kan niet een bepaald overschrijdingspercentage aan worden gekoppeld zoals dat voor een normaal verdeelde grootheid mogelijk is. In het bijzonder kan de opgegeven marge niet gebruikt worden om een 95%-interval te schatten. Daartoe ontbreekt de benodigde kennis over de vorm van de statistische verdeling.

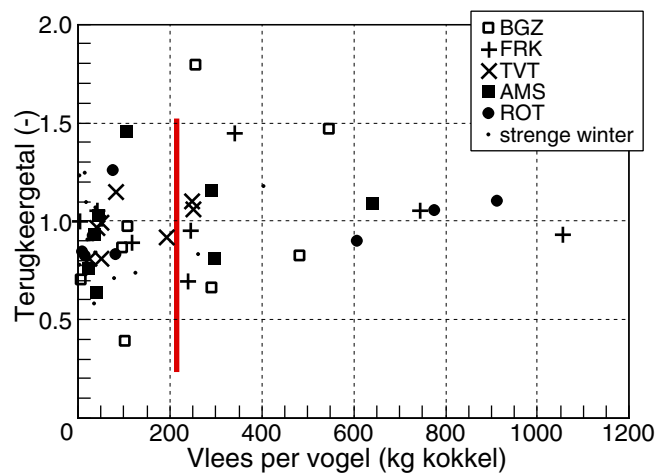
3.6.6 Consistentie met de resultaten voor deelgebieden

De analyse is tot nu toe gebaseerd op totale hoeveelheden voedsel, totale aantallen vogels en een gewogen gemiddelde stress index voor de gehele Waddenzee. De onderliggende resultaten op het niveau van de 5 deelgebieden (zie Figuur 3.1 op bladzijde 39) bevestigen het resultaat van de bovenstaande analyse.

In Figuur 3.29 staat het terugkeergetal in grafiek als functie van het gesimuleerde stress niveau (vergelijk Figuur 3.26 op bladzijde 72). De regressielijn is significant en consistent met die voor het hele Waddengebied. Het stress niveau voor een terugkeer van 1.02 bedraagt nu 0.28 (tegen 0.29 in Figuur 3.26). Wel is het zo dat de spreiding in de terugkeertallen veel groter is. Daarbij spelen twee zaken een rol. In de eerste plaats is de gewone statistische spreiding groter omdat de toevallige fouten op het niveau van deelgebieden groter zijn dan voor Waddenzee totalen. In de tweede plaats speelt vermoedelijk een rol dat de vogels in beperkte mate verhuizen van het ene deelgebied naar het andere, afhankelijk van de voedselsituatie in het voorafgaande jaar. Zoals uiteengezet in Hoofdstuk 2.4 verwachten we op kleine schaal altijd grotere aantalschommelingen, en dus ook een grotere spreiding in de terugkeertallen, dan op grote schaal.



Figuur 3.29. *Terugkeergetal voor de 5 deelgebieden (zie Figuur 3.1 op bladzijde 39) als functie van de gesimuleerde stress index. De simulaties voor de deelgebieden zijn onafhankelijk van elkaar. Er is dus geen uitwisseling van vogels of voedsel in het model binnen elk van de winterseizoenen. De regressielijn zonder de strenge winters is $y = 1.117 - 0.352x$ ($n=40$, $R^2=0.13$, $P=0.025$). De stress waarde voor een gemiddelde terugkeer van 1.02 na een zachte winter van 1.02 bedraagt 0.28.*



Figuur 3.30. *Terugkeergetal voor de deelgebieden (zie Figuur 3.1 op bladzijde 39) als functie van de hoeveelheid niet opgeveste kokkels per vogel. De simulaties voor de deelgebieden zijn onafhankelijk van elkaar. Er is dus geen uitwisseling van vogels of voedsel in het model binnen elk van de winterseizoenen. Voor een voedselvoorraad beneden de 200 kg vlees per vogel bedraagt het gemiddelde terugkeergetal $\mu_1 = 0.92$ ($n = 23$). Voor een voedselvoorraad boven de 200 kg vlees per vogel bedraagt het gemiddelde terugkeergetal $\mu_2 = 1.07$ ($n = 17$). Het verschil is significant volgens zowel een parametrische t-toets voor de gemiddelden van twee steekproeven met verschillende variantie ($H_0 : \mu_1 = \mu_2$ verworpen tegen $H_a : \mu_1 < \mu_2$ met $P=0.040$) als met de niet-parametrische Mann-Whitney U toets op de medianen ($P=0.035$).*

In Figuur 3.30 is het terugkeergetal in grafiek gebracht als functie van het voedselaanbod, opnieuw onder aftrek van het opgeviste deel. Voor een groot voedselaanbod en een zachte winter verwachten we een gemiddeld niveau dat wat groter is dan 1 en voor een klein voedselaanbod een stijging van het terugkeergetal met de hoeveelheid voedsel. Vergelijken we alle punten met een kokkelaanbod boven de 200 kg per vogel met die eronder dan blijkt er significant verschil van van 0.15 in het gemiddelde terugkeergetal (zie de legenda van Figuur 3.30 voor de toetsgegevens). De punten onder 200 kg per vogel laten echter geen duidelijke stijging zien. Het gebruik van een gewogen som van kokkels, nonnetjes en mosselen (in plaats van alleen het hoofdvoedsel kokkels) zou hier mogelijk verandering in brengen, maar dat kon niet meer worden gedaan in de beschikbare tijd.

3.7 De rol van de kokkeldichtheid

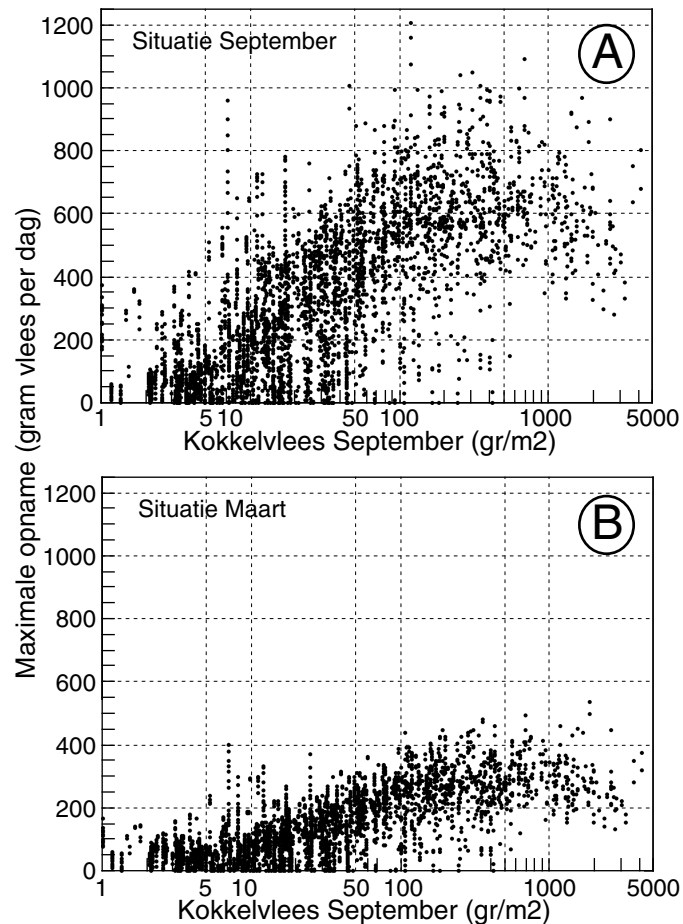
In dit hoofdstuk wordt gepoogd de hoogte van de voedselreservering te begrijpen in termen van de foerageer efficiëntie van de vogels, de fysiologische voedselbehoefte en de droogvalduur van de wadplaten. De bedoeling van dit hoofdstuk is dus niet de schatting van 200 kg kokkelvles per vogel te verbeteren maar om te begrijpen waarom er een paar honderd kilogram per vogels uitkomt en niet bijvoorbeeld 80.

Ten behoeve van de modelberekeningen is de Waddenzee verdeeld in ruim 14000 “spots” van 12.9 ha (zie Hoofdstuk 3.2.3). Voor iedere plek is het product van de functionele respons en de fractionele droogvalduur berekend. Bedraagt de functionele respons bijvoorbeeld 1200 gram schelpdiervles per dag (overeenkomend met 2.2 mgAFD s^{-1}) en de droogvalduur 0.3 (30% van de dag) dan is het product daarvan de dagelijkse opname die op die plek mogelijk is, in dit voorbeeld 360 gram vlees.

Op iedere plek waar de aldus berekende dagelijkse opname groter is dan de voedselbehoefte kan een scholekster in zijn behoefte voorzien. Dit in de veronderstelling dat de scholeksters vanaf hun hoogwatervluchtplaatsen ergens heen gaan, daar voldoende eten en weer terug vliegen. Dat is een sterk vereenvoudigde voorstelling van zaken. In werkelijkheid (en ook in het model) bezoeken de vogels meerdere plaatsen gedurende een getijdeperiode, onder andere vanwege het feit dat ze niet in heel korte tijd heel veel kunnen eten (zie Hoofdstuk 3.2.4) en ook omdat rijke voedselgebieden die maar kort droogvallen worden bezocht in combinatie met gebieden die langer droog liggen.

Desalniettemin geeft de maximale opname een indruk van het relatieve belang van de verschillende plekken voor de scholeksters. In Figuur 3.31A (berekend voor het schelpdierbestand van 1999) is voor ieder van de plekken de maximale opname in september uitgezet tegen de dichtheid aan kokkelvles per m^2 in september. Bij toenemende dichtheid neemt de maximale opname toe totdat een plafond bereikt is van ongeveer 700 gram vlees per dag. Dat is ruim boven de energiebehoefte van 250 tot 350 gram vlees per dag, afhankelijk van de temperatuur.

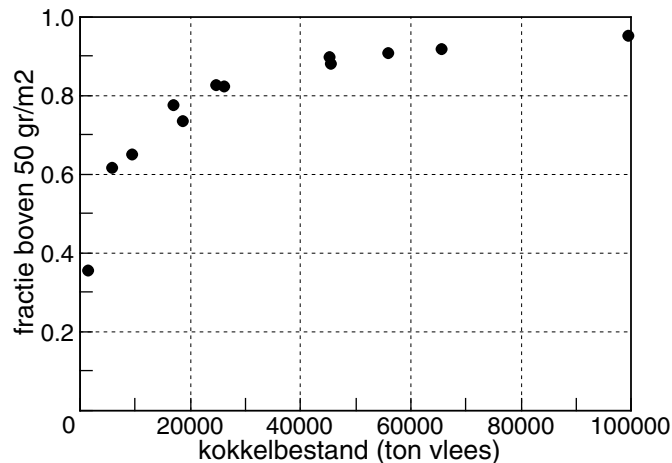
Enkele bijzonderheden in Figuur 3.31 zijn een aantal hoge opnames bij lage kokkeldichtheid. Dat komt door het eten van nonnetjes. Verder gaat de opname weer iets naar beneden bij zeer hoge kokkeldichtheid. Dat komt door de korte droogvalduur van de allerbeste plekjes.



Figuur 3.31. De maximale dagelijkse opname per plek uitgezet tegen de dichtheid aan schelpdiervlees in september 1999 voor elk van de plekken waarmee het model *WEBTICS* rekent. De voedselvoorraad in dat jaar bedroeg 305 kg per vogel. (A) De opname in september en (B) de opname in maart berekend voor dezelfde plekken.

In Figuur 3.31B zien we hoe al deze plekjes erbij liggen in maart. De maximale opname is drastisch afgenomen door verschillende oorzaken. De belangrijkste daarvan is dat de schelpdieren ongeveer een factor 2 lichter zijn geworden. De voedingswaarde per gegeten schelpdier is dus gehalveerd. Verder is een deel van de kokkels verdwenen door visserij (13%) doordat ze zijn opgegeten (15%) en door de natuurlijke sterfte van 1% per maand waarmee het model rekent. Er zijn aan het eind van de winter niet zo heel veel plekken meer waar de vogels zonder meer hun behoefte kunnen dekken. Vanaf februari verlaten veel scholeksters het Waddengebied en dit is vermoedelijk een van de redenen.

Nu was het seizoen 1999–2000 een jaar zonder problemen (met 305 kg schelpdiervlees per scholekster). In jaren met weinig voedsel (zie Figuur 2.4A) wordt een groter deel ervan opgegeten en zakt de maximale opname van individuele plekken tot onder de voedselbehoefte. Het foerageren wordt ingewikkeld. Kort droogvallende rijke plekken *moeten* bezocht worden en interferentie effecten zullen toenemen. Dat vormt de biologische achtergrond van een reserveringsniveau van 200 kg per vogel.



Figuur 3.32. *Fractie van het kokkelbestand dat voorkomt met een dichtheid van meer dan 50 gram vlees per m².*

In Figuur 3.31B is tevens te zien dat plekken waar in september de kookeldichtheid lager is dan 50 gr vlees m⁻² niet of nauwelijks interessant zullen zijn voor de scholeksters in de winter. In Figuur 3.32 is te zien welk deel van het kokkelbestand voorkomt in dichtheden bóven de 50 gr vlees m⁻². De fractie van het bestand die interessant is voor scholeksters blijkt toe te nemen met de bestands grootte. Bij het hanteren van een reserveringsniveau is het belangrijk om met dit verband rekening te houden. Omdat de 200 kg vlees per vogels in de jaren negentig correspondeert met grote kokkelbestanden kan van die 200 kg per vogel 10% worden afgetrokken (zie Figuur 3.32), mits de betreffende kilogrammen vlees dan ook in een dichtheid boven 50 gr vlees m⁻² aanwezig zijn (De 10% is ongeveer het plateau in Figuur 3.32 voor een groot kokkelbestand). Dat maakt voor een theoretische reservering in bijvoorbeeld 1999 niets uit, maar het maakt wel uit als de kokkelverdeling in de toekomst verandert of als men voor lagere aantallen vogels en kleinere kokkelbestanden reserveert.

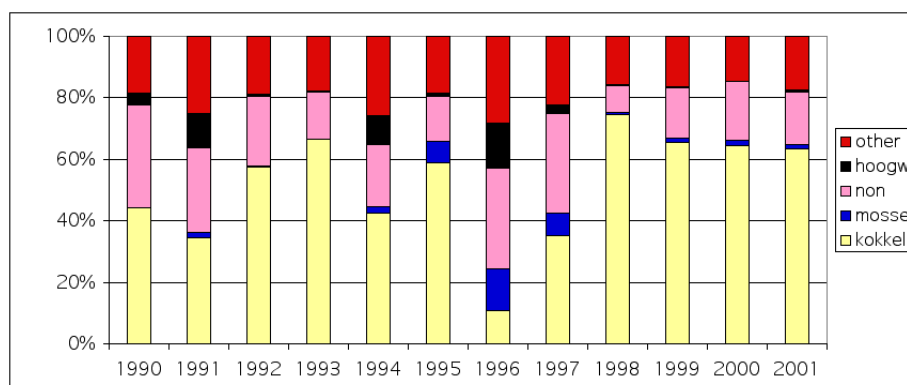
3.8 Robuustheid van de resultaten

3.8.1 Verhoging van de minimale opnamesnelheid

In Hoofdstuk 3.2.6 is al opgemerkt dat de gesimuleerde vogelgewichten gevoelig zijn voor de waarde van de minimale opnamesnelheid (zie ook Hoofdstuk 3.2.5). Dat is een modelparameter die beschrijft dat de vogels overal op het droogvallend wad tenminste *iets* kunnen eten, ook bij afwezigheid van mosselen, kokkels en nonnetjes. Wormen zijn een voorbeeld van een dergelijke prooi. Het is onwaarschijnlijk dat de vogels kunnen overwinteren op deze “restpost”. In de Dollard bijvoorbeeld zitten veel wormen en weinig schelpdieren en daar overwinteren niet of nauwelijks scholeksters. Dat neemt niet weg echter dat de opname van schelpdieren natuurlijk kleiner is naarmate er meer van dergelijke, niet nader omschreven prooien worden gegeten.

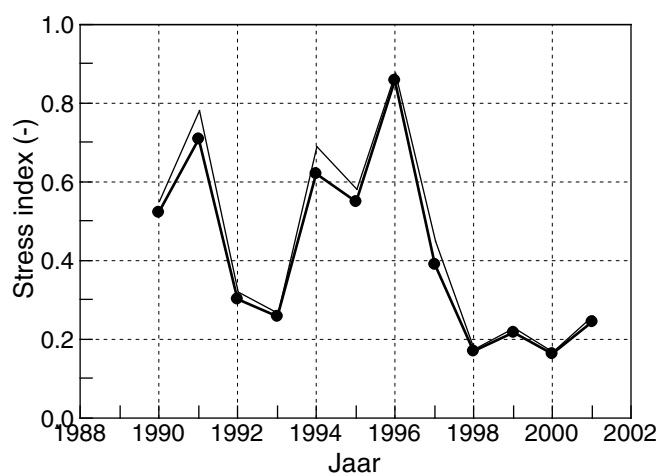
De minimale opnamesnelheid krijgt in de modelberekeningen een tamelijk willekeurig gekozen waarde onder de verteringssnelheid van (0.7 mgAFD s⁻¹ ofwel 1.7 mg vlees s⁻¹).

De berekeningen die hierboven zijn besproken zijn gemaakt met 0.3 mgAFD s^{-1} en de berekeningen zijn herhaald met een waarde van 0.5 mgAFD s^{-1} .



Figuur 3.33. *Diëet van de vogels voor voor een verhoogde minimale opnamesnelheid (0.5 mg s^{-1} in plaats van 0.3 mg s^{-1}). Zie Figuur 3.7 op bladzijde 49 voor het diëet bij 0.3 mg s^{-1} .*

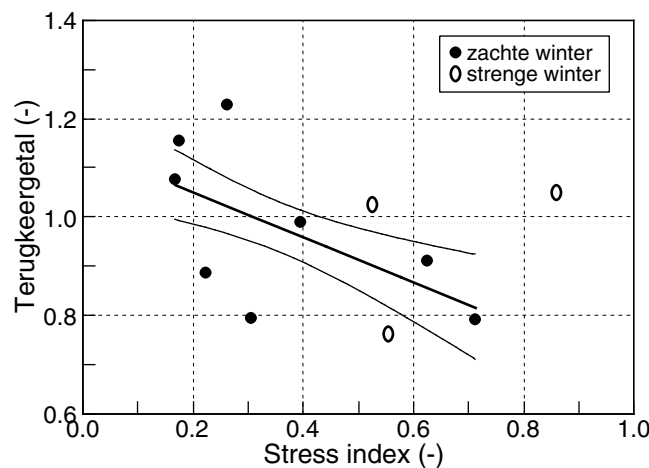
Naast een effect op de gesimuleerde gewichten (zie de Figuren 3.8 op bladzijde 51 en 3.9 op bladzijde 52), heeft deze verhoging een effect op het gesimuleerde diëet. Dat is te zien in Figuur 3.33. Ongeveer 20% van het voedsel is nu afkomstig van “andere” prooien.



Figuur 3.34. *Stress niveau voor de winters 1990–1991 tot en met 2001–2002, berekend voor een verhoogde minimale opnamesnelheid (0.5 mg s^{-1} in plaats van 0.3 mg s^{-1}). De dunne lijn geeft de resultaten voor 0.3 mg s^{-1} uit Figuur 3.17 op bladzijde 63.*

Omdat er meer alternatieve prooien gegeten worden zijn de gesimuleerde stress niveaus nu lager, vooral in de moeilijke jaren (zie Figuur 3.34). De stress niveaus zijn echter veel robuuster dan de gesimuleerde vogelgewichten, omdat het stress niveau een maat is voor de mate waarin de vogels het moeilijk hebben gehad, onafhankelijk van het feit of ze nu net wel of net niet op gewicht konden blijven.

Figuur 3.35 toont de invloed van de iets lagere stress niveaus op het verband tussen het terugkeertal en de stress index. Voor een *gemiddelde* terugkeer van 1.02 in



Figuur 3.35. Het terugkeergetal als functie van de stress index voor de jaren 1990–2000, berekend voor een verhoogde minimale opnamesnelheid (0.5 mg s^{-1} in plaats van 0.3 mg s^{-1}). De regressielijn zonder de strenge winters is $y = 1.142 - 0.456x$ ($n = 8$, $R^2 = 0.33$, $P = 0.13$) en met strenge winters is $y = 1.072 - 0.233x$ ($n = 8$, $R^2 = 0.13$, $P = 0.29$). Zie Figuur 3.26 op bladzijde 72 voor de grafiek op basis van 0.3 mg s^{-1} .

zachte winters wordt nu een *gemiddeld* stress niveau afgelezen van 0.27 (in plaats van 0.29 uit Figuur 3.26 op bladzijde 72).

Echter, *ook* het verband tussen het stress niveau en het voedsel is naar iets lagere stress niveaus verschoven, zoals te zien is in Figuur 3.36. Die grafiek vormt, samen met Figuur 3.28 op bladzijde 74 het gereedschap voor het schatten van de voedselreservering. Figuur 3.28 is berekend uit de basisgegevens en wordt dus helemaal niet beïnvloed door modelparameters.

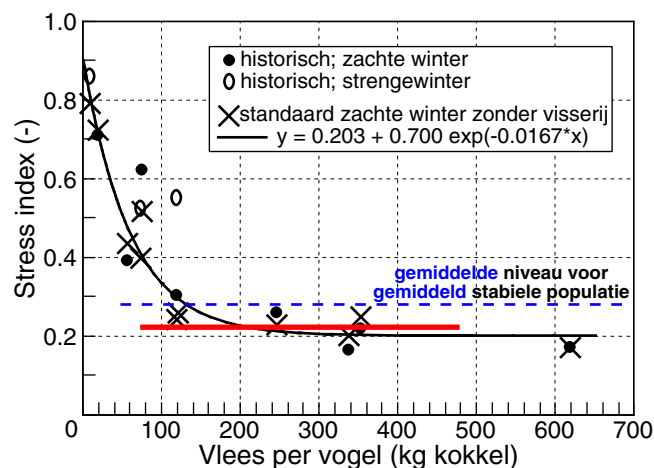
Dit impliceert dat het resulterende getal voor de voedselreservering in Figuur 3.36 niet of nauwelijks zal afhangen van de gekozen waarde van de minimale opnamesnelheid.

3.8.2 De invloed van andere parameters

Een andere parameter die moeilijk te kwantificeren is, is de invloed van vorst op de beschikbaarheid van het voedsel (zie Hoofdstuk 3.2.6). De strenge winters worden echter grotendeels uit de analyse weggelaten, zodat ook deze parameter weinig invloed op de modelresultaten uitoefent.

Alle andere modelparameters zijn gebaseerd op metingen in het laboratorium en in het veld. De onzekerheid in de gebruikte waarden zal op dezelfde wijze in het resultaat doorwerken als hierboven uiteengezet voor de minimale opnamesnelheid. De calibratie van gebruikte stress niveaus tegen de terugkeergetallen in combinatie met het gebruik van de data in Figuur 3.28 leidt tot een robuust eindresultaat.

Natuurlijk kunnen bijvoorbeeld voor de functionele respons van scholeksters op kokkels, mosselen en nonnetjes parameter waarden gekozen worden die het modelresultaat kwalitatief beïnvloeden. Het zijn echter juist de energiebehoefte van de vogels



Figuur 3.36. De stress index als functie van de hoeveelheid kokkelvlees per vogel, berekend voor een verhoogde minimale opnamesnelheid (0.5 mg s^{-1} in plaats van 0.3 mg s^{-1}). Vergelijk met Figuur 3.27 op bladzijde 73 voor 0.3 mg s^{-1} .

en de functionele respons van scholeksters op kokkels die berusten op zeer degelijk laboratorium onderzoek en veldwerk en het doen verdwijnen van het voedseltekort in de jaren negentig zou erg onrealistische waarden van de modelparameters vergen.

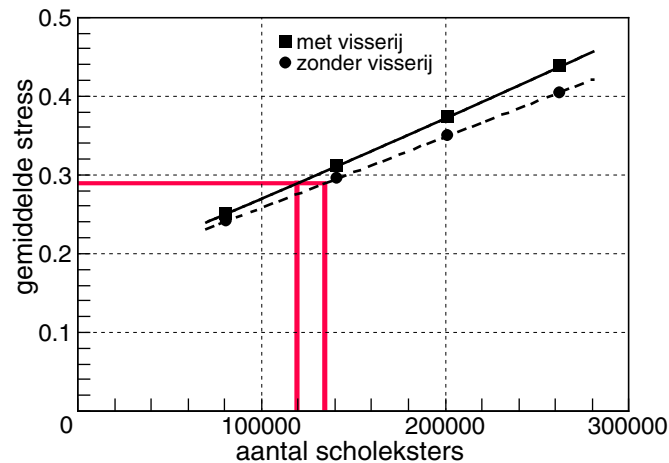
De conclusie is dan ook dat de onzekerheid in de modelparameters geen invloed heeft op de conclusie met betrekking tot het voedseltekort in de jaren negentig en dat de onzekerheid in het niveau van de voedselreservering niet nog eens extra vergroot wordt door de onzekerheid in de modelparameters.

3.9 De draagkracht van de Waddenzee voor scholeksters

Het gemiddelde stress niveau voor zachte winters bedroeg in de bestudeerde periode 0.39. Dat is veel hoger dan de waarde van 0.29 die nodig is om de populatie op niveau te houden volgens de regressielijn in Figuur 3.26, rekening houdend met een extra wintersterfte van 10% elke 5 jaar (zie Hoofdstuk 3.6.3 op bladzijde 72). Dat is consistent met het feit dat de aantallen zijn afgenomen over de periode 1990–2001.

We kunnen nu het foerageermodel gebruiken om uit te rekenen hoe groot het aantal scholeksters is waarbij de gemiddelde stress index over zachte winters gelijk is aan de waarde 0.29 voor een gemiddeld stabiel aantal vogels. We gaan er daarbij van uit dat de kokkelbestanden in de jaren negentig representatief zijn voor de komende jaren. Of beter gezegd: we rekenen de draagkracht van de Waddenzee voor scholeksters uit voor de voedselsituatie in de jaren negentig.

In Figuur 3.37 staan twee lijnen. De bovenste is berekend met visserij zoals die historisch heeft plaatsgevonden en de onderste zonder visserij. Elk van de vier punten waarmee de lijnen zijn berekend is het resultaat van een simulatierun over de jaren 1990 tot 2001 voor een bepaald vast gekozen aantal vogels (op de horizontale as). Voor ieder jaar is de historische voedselsituatie gecombineerd met het weer en getij van de standaard zachte winter (1998). De lijnen door de berekende punten



Figuur 3.37. Gemiddelde stress niveau berekend voor de voedselsituatie in de jaren negentig in combinatie met een standaard zachte winter, berekend voor 4 verschillende (vaste) aantallen Scholeksters zowel met als zonder visserij. Het aantal Scholeksters afgelezen bij een gemiddeld stress niveau van 0.29 is een schatting van de draagkracht van het gebied.

zijn parabolen en de fit is nagenoeg perfect.

Omdat het de schelpdierbestand in het seizoen 1996 extreem klein is, gaat de gesimuleerde stress index voor dat jaar vrijwel niet omlaag bij afnemend aantal scholeksters. Dat jaar is daarom als zijnde onrealistisch uit de analyse weg gelaten. Dat is overigens ook het jaar met een relatief grote correctie (naar boven) op het kokkelbestand volgens de allerlaatste schattingen van [Kamermans et al. \(2003b, Bijlage B.1\)](#).

We kunnen nu uit [Figuur 3.37](#) het aantal Scholeksters aflezen dan overeenkomt met een gemiddeld stress niveau van 0.29. Het resultaat is een “draagkracht” van 119200 met visserij en 134300 zonder visserij. In beide getallen zit een grote onzekerheid die voortkomt uit de onzekerheid in het gebruikte stress niveau (zie [Figuur 3.26](#)). Het is daarom niet zeker of deze aantallen ook echt lager zijn dan de huidige aantallen scholeksters, maar ze zijn wel duidelijk lager dan het referentie-aantal van 263000 vogels.

Het verschil tussen de draagkracht met en de draagkracht zonder visserij bedraagt 15000 vogels ofwel ongeveer 12%. Hierbij moet worden opgemerkt dat dit alleen een schatting is van het directe effect van visserij op de draagkracht van het gebied voor Scholeksters. Het cumulatieve effect van visserij op het kokkelbestand wordt in [Hoofdstuk 4](#) beschouwd. Dat leidt niet tot een groter visserij effect op de draagkracht voor de negentiger jaren.

Hoofdstuk 4

Visserij, vogels en het verloop van het kokkelbestand

4.1 Inleiding

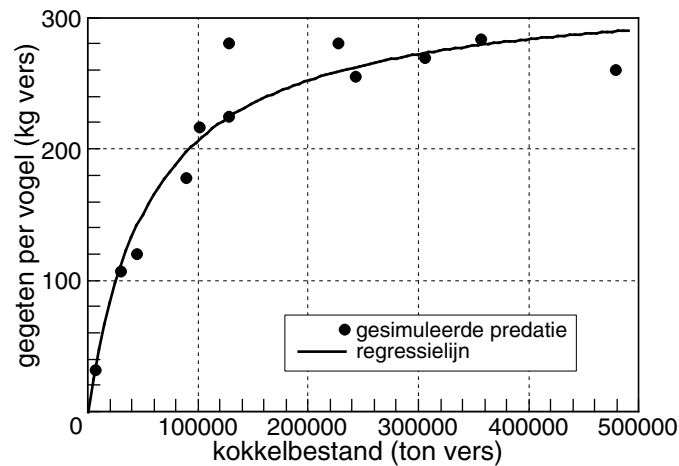
Het effect van kokkelvisserij zoals dat in Hoofdstuk 3 met het simulatiemodel geanalyseerd, is slechts het directe effect op de voedselsituatie in het seizoen waarin de visserij plaats vind. Dat komt omdat het model elk jaar opnieuw geïnitieerd wordt met de geschatte schelpdierbestanden van september. Het weglaten van de visserij in de herfst heeft dan effect op de simulatie van de scholeksters in dat betreffende seizoen maar, door de initialisatie in de volgende maand september, *niet* op de resultaten van volgende seizoenen.

Zoals opgemerkt in Hoofdstuk 3.3.1 leidt de de bestandsafhankelijke groei van éénjarige kokkels tot een aanzienlijke verbetering van de voorspelde kokkelbestanden voor het volgend voorjaar, hetgeen impliceert dat we dan ook *zonder* her-initialisatie zouden kunnen door rekenen en het effect van de visserij over meerdere jaren schatten.

In dit hoofdstuk doen we dat niet met het simulatiemodel *WEBTICS* maar met een zeer veel eenvoudiger rekenmodel. Daarin wordt elke jaarklasse kokkels geïnitieerd in het jaar volgend op de broedval, dus in het jaar dat de jaarklasse als “1j” wordt aangeduid. Vervolgens worden overleving, sterfte, groei, predatie en visserij in rekening gebracht volgens de inzichten uit rapport H2 (Kamermans *et al.*, 2003b) en dit rapport. Dat leidt tot een berekend kokkelbestand, elk jaar “gevoed” door slechts de nieuwe éénjarige kokkels. Dit berekende bestand kan eerst worden vergeleken met het werkelijke en vervolgens wordt de visserij weggelaten om te zien wat er gebeurt.

4.2 Berekening van het kokkelbestand

Voor elk jaar worden de gegevens uit de RIVO survey voor de klassen “0j” en “1j” samengevoegd, omdat de classificatie van “0j” in de voorjaarssurvey meestal betrekking heeft op kleine en late kokkels van het vorige jaar. Vervolgens wordt door optelling een hoeveelheid kokkels (versgewicht) bepaald per gewichtsklasse met een klassebreedte van 1 gram (vers). De gewichten en hoeveelheden worden vervolgens



Figuur 4.1. Met *WEBTICS* Gesimuleerde predatie van kokkels als functie van het bestand. De regressielijn is $y = 0.00574x / (1 + 0.0000177x)$.

voor ieder volgend jaar onderworpen aan de volgende operaties:

1. **Zomergroei en overleving** worden berekend volgens de bestandsafhankelijke groei in Kamermans *et al.* (2003b, Figuur 4.5) voor de éénjarige kokkels en de groeicurven in Kamermans *et al.* (2003b, Tabel 4.2) voor de jaren dat de jaarklasse 2 of meer jaren oud is. De sterfte door predatie en ander oorzaken in de zomer bedraagt 28% Kamermans *et al.* (2003b, Tabel 3.9).
2. **Groei in de herfst** In Figuur 3.12B was al te zien dat de groei in de herfst niet geheel verwaarloosbaar is. In Rappoldt *et al.* (2003b, Hoofdstuk 6.4) is een curve berekend door groeicijfers voor de Oosterschelde in Kamermans *et al.* (2003b, Figuur 4.4). Deze curven zijn in het simulatiemodel *WEBTICS* gebruikt voor het berekenen van groeicijfers op dagbasis. Hier worden dezelfde curven slechts gebruikt om voor 1 oktober een relatieve groeisnelheid af te lezen van 35.4% per jaar voor éénjarige kokkels, 27.3% per jaar voor tweejarige kokkels en 0% per jaar voor meerjarige kokkels. Deze snelheden zijn toegepast voor een periode van 2 maanden, dus de gewichtstoename bedraagt een zesde van de genoemde percentages.
3. **Bevissing** De bevissing is in rekening gebracht volgens de gegevens verkregen via het RIVO. Een extra sterfte van 5% is in rekening gebracht en de geviste hoeveelheden komen vrijwel exact overeen met die in Figuur 3.22. De visserij wordt verdeeld over de gewichtsklassen door voor iedere gewichtsklasse een grootte uit te rekenen met de parameters in Rappoldt *et al.* (2003b, Hoofdstuk 6.7). De relatieve bijdrage aan de bevissing is dan voor kokkels kleiner dan 22.0 mm op 0 gesteld en voor kokkels groter dan 30.0 mm op 1. Daartussen wordt lineair geïnterpoleerd.
4. **Predatie** De predatie door scholeksters wordt berekend met behulp van een curve die gefit is door de in Hoofdstuk 3 gesimuleerde predatie (zie Figuur 4.1). Om de curve af te lezen is het bestand na bevissing gebruikt. De relatieve bijdrage aan het predatie is dan voor kokkels lichter dan 2.0 gram (vers) op 0 gesteld en voor kokkels zwaarder dan 8.0 gram op 1. Daartussen wordt lineair geïnterpoleerd.

5. **Sterfte** Voor de sterfte zijn percentages van 0.0%, 10% en 20% toegepast en de keuze voor 10% is op basis van de uitkomsten gemaakt.
6. **Voorjaarsgroei** Op dezelfde wijze als voor de groei in de herfst zijn groeipercentages toegepast op de gewichten van de kokkels, weer voor een periode van 2 maanden (maart en april). De gebruikte percentages zijn 46.4% per jaar voor éénjarige kokkels, 12.3% per jaar voor tweejarige kokkels en 0% per jaar voor meerjarige kokkels. Voor de groei over 2 maanden moeten deze percentages weer worden gedeeld door 6.

Het resultaat van deze operatie is een kokkel bestand in mei dat kan worden vergeleken met het werkelijk gevonden bestand aan twee- en meerjarige kokkels en waaraan dan vervolgens de nieuwe éénjarige kokkels worden toegevoegd. Na een strenge winter echter (1990–1991, 1995–1996 en 1996–1997) is veelal een groot deel van de kokkels doodgevroren. Het berekende bestand wordt in die jaren door proportionele verlaging in alle gewichtsklassen gelijk gemaakt aan het (kleine) waargenomen bestand. Dat betekent dat het hierboven beschreven model in essentie het verloop van een bestand berekend na één of enkele jaren met broedval en totdat de kokkels in een strenge winter grotendeels doodvriezen.

Voor het eerste jaar van de berekening (1990) worden de twee- en meerjarige kokkels gebruikt om de kokkelhoeveelheden voor de jaargang 1988 en 1987 te initialiseren (de éénjarige kokkels vormen jaargang 1989).

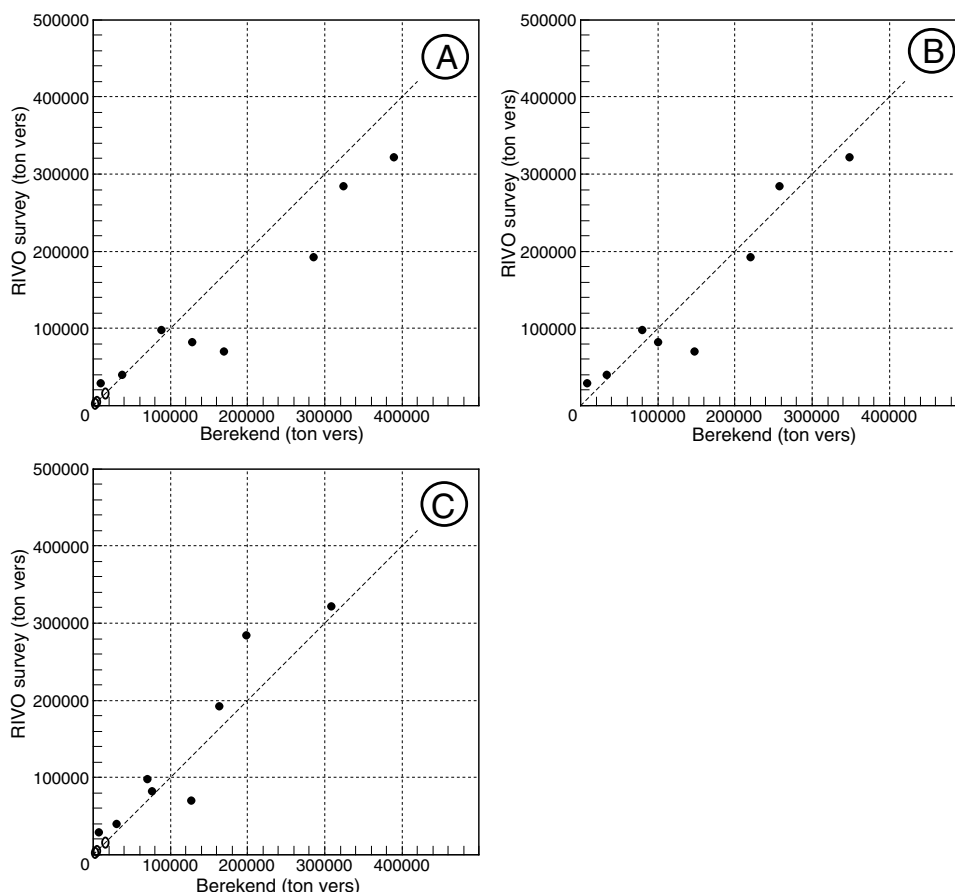
Zoals in de opsomming hierboven is vermeld, is de groei in herfst en voorjaar op ongeveer dezelfde wijze beschreven als in het simulatiemodel *WEBTICS* in Hoofdstuk 3, terwijl de wintergroei op 0 gesteld is. In essentie hebben we dus een vereenvoudigde versie van de beschrijving die in *WEBTICS* is gebruikt voor het simuleren van de groei van dag tot dag.

De meest foutgevoelige balans tussen berekende bestanden en waargenomen hoeveelheden is de vergelijking tussen het kokkel bestand aan het einde van de winter en nog *voor* de nieuwe éénjarige kokkels in mei bij het kokkelbestand opgeteld worden. Figuur 4.2 laat deze balans zien voor de bestanden na zachte winters en voor drie keuzen van de wintersterfte. Een wintersterfte van 10% lijkt de beste van de drie. Die keuze is niet verder geoptimaliseerd.

De herfst- en voorjaarsgroei zijn uiteraard tot op zekere hoogte uitwisselbaar met de wintersterfte. Er is echter een verschil. De groei hangt af van de ouderdom van de kokkels en is een toename van gewicht en grootte, terwijl de wintersterfte een vermindering van het *aantal* kokkels bewerkstelligd. Er is geen uitgebreide analyse gedaan van het effect van verschillende keuzen. De berekening is consistent gehouden met de simulaties in Hoofdstuk 3 en voor de wintersterfte komt er dan ook een getal te voorschijn dat iets hoger is dan de 1% per maand, hetgeen overeenkomt met de analyse in Hoofdstuk 3.3.1 over de kokkelbalans.

4.3 Verloop van het kokkelbestand

Figuur 4.3 laat het verloop zien van het kokkelbestand in september, zowel volgens de schatting van Kamermans *et al.* (2003b) als op de hierboven beschreven wijze berekend. De meerjarige berekening op basis de éénjarige bestanden komt goed overeen met de september-schatting op basis van alleen zomergroei en zomersterfte.

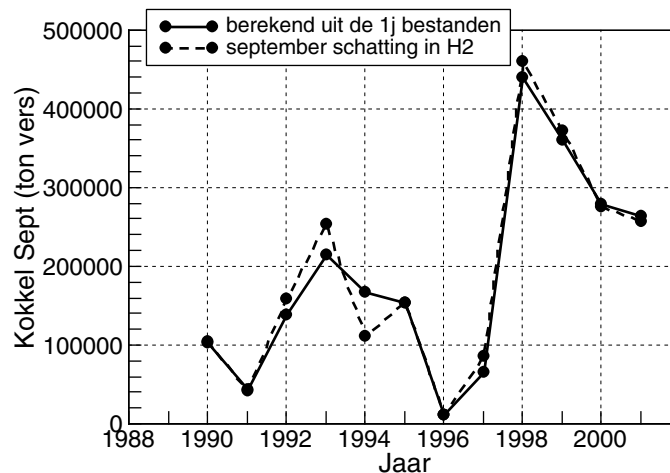


Figuur 4.2. *Vergelijking tussen berekende kokkelbestanden en de RIVO survey. De berekening is uitgevoerd op basis van alleen de gegevens over éénjarige kokkels. Die bestanden worden over de periode 1990–2001 doorgerekend met behulp van de gegevens over groei, zomersterfte, predatie en visserij uit [Kamermans et al. \(2003b\)](#) en dit rapport. Na een strenge winter wordt het berekende bestand gelijk gemaakt aan het (lage) waargenomen bestand. Voor die jaren zijn de punten weggelaten. A. Een wintersterfte van 0%, B. Een wintersterfte van 10% en C. Een wintersterfte van 20%.*

We kunnen nu de visserij weglaten en het effect daarvan op de ontwikkeling van het kokkelbestand bekijken. In [Figuur 4.4](#) wordt de vergelijking gemaakt tussen het berekende bestand met visserij (hetzelfde als in [Figuur 4.3](#) en dat zonder visserij. het effect van visserij wordt vooral zichtbaar tegen het einde van een “kokkelpiek”. Er is in 1998 en 1999 ongeveer 110000 ton gevisst (versgewicht), en het kokkelbestand in 2000 zou volgens deze berekeningen 82000 ton hoger zijn geweest. Dat betekent dat de kokkelvisserij in aanzienlijke mate heeft bijgedragen aan de afname van het kokkelbestand na 1998.

4.4 Invloed op de draagkracht

Stress indices kunnen worden berekend door gebruikt te maken van regressielijnen zoals die in [Figuur 3.25](#) op bladzijde [3.25](#). Uit de hoeveelheid kokkelvles per vogel



Figuur 4.3. *Vergelijking tussen het kokkel bestand berekend uit de éénjarige kokkelbestanden en de september schatting in rapport H2 (Kamermans et al., 2003b, Figuur B1 “alternatief”). De berekeningen met de éénjarige kokkels zijn hier gedaan in combinatie met de historische aantallen vogels en de historische visserij*

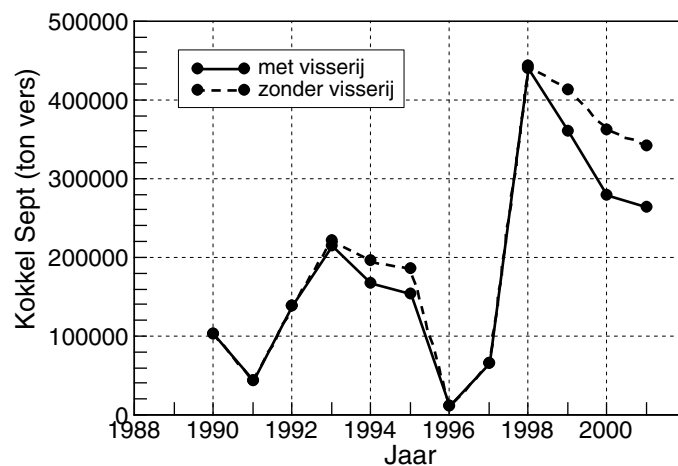
(minus de bevinging) in september wordt via een regressielijn de stress index voor het betreffende seizoen geschat (onder de aanname van een zachte winter en een vleesfractie van 17%). In Figuur 4.5 worden op de deze wijze berekende indices vergeleken met de *WETICS* berekeningen voor de standaard zachte winter in Figuur 3.19 op bladzijde 3.19). Voor het jaar 1994 constateren we een grote afwijking. De oorzaak is het verschil tussen de kokkelbestanden voor 1994 dat ook zichtbaar is in Figuur 4.3. De gemiddelde stress indices zijn 0.420 voor de simulaties op basis van septemberbestanden en 0.395 voor de in dit hoofdstuk gebruikte berekeningswijze.

In Figuur 4.6 wordt de draagkracht berekend met behulp van berekende gemiddelde stress indices met en zonder visserij (zie ook Figuur 3.37 op bladzijde 3.37). De draagkracht schatting hangt nogal af van het al of niet weglaten van 1996. Zonder 1996 krijgen we een draagkracht van 145488 scholeksters voor de jaren negentig en een 17000 scholeksters hogere draagkracht zonder visserij. Met 1996 is de draagkracht 106250 en is het visserij effect 11000 vogels. Deze draagkracht schattingen hangen sterk af van het stress niveau dat waarop het aantal scholeksters gelijk blijft (zie Hoofdstuk 3).

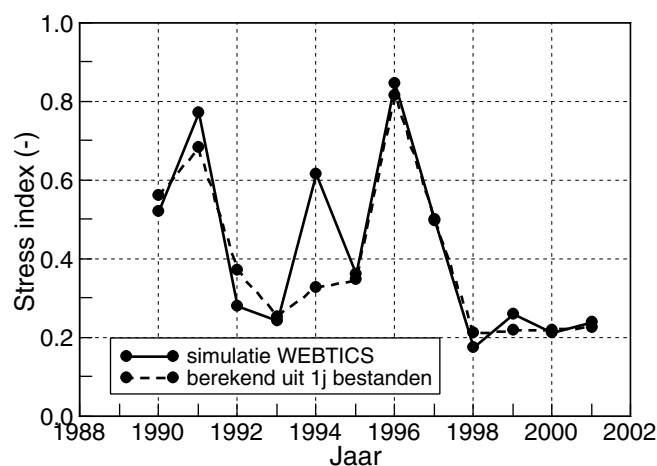
4.5 Discussie

De draagkracht schatting met weglating van 1996 (Figuur 4.6A) kunnen we vergelijken met die in Figuur 3.37 op bladzijde 83. De berekende stress niveaus inclusief cumulatieve effecten liggen *lager!* en de resulterende draagkracht getallen zijn ongeveer 25000 scholeksters hoger. Er zijn daar verschillende redenen voor te geven.

De bestandsafhankelijke groei leidt in slechte kokkeljaren tot een hogere bestandsschatting en een lager stress niveau. Dit effect is het grootst voor de jaren 1991, 1996 en 1997 (zie Kamermans et al., 2003b, Figuur B1). In Figuur 4.5 zien we dat de grotere bestanden voor die jaren echter niet of nauwelijks tot



Figuur 4.4. *Vergelijking tussen het berekende september bestand met en zonder de (historische) visserij in de voorafgaande jaren. Hier is het cumulatieve effect van visserij op de bestandsontwikkeling te zien.*

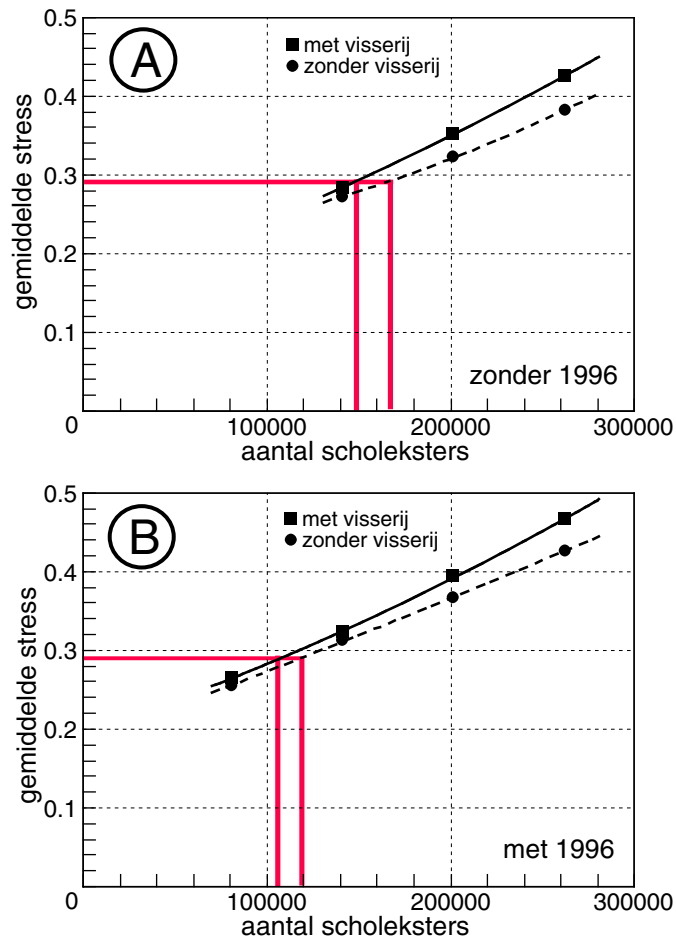


Figuur 4.5. *Vergelijking stress indices berekend met WEBTICS voor een standaard zachte winter (Figuur 4.3) en stress indices berekend met het rekenmodel uit Hoofdstuk 4.2 met historische aantallen vogels en de historische bevissing.*

een lager stress niveau leiden.

De afwijking tussen de simulatie met *WEBTICS* en de in dit hoofdstuk gebruikte methode. Deze afwijking komt door een fout in de bestandsberekening voor 1994 en bedraagt ongeveer 0.02 op de stress schaal.

Het effect van lagere vogelaantallen. Evenals de visserij hebben ook de aantallen vogels een effect op de ontwikkeling van het kokkelbestand. Bij lagere aantallen blijven meer kokkels over en die liggen er voor een deel het volgend jaar nog. Dat effect wordt in dit hoofdstuk in rekening gebracht en in Figuur 3.37 niet.



Figuur 4.6. Gemiddeld stress niveau berekend voor de voedselsituatie in de jaren negentig in combinatie met een standaard zachte winter, berekend voor 4 verschillende (vaste) aantallen Scholeksters zowel met als zonder visserij. De stress niveaus zijn berekend met het rekenmodel beschreven in Hoofdstuk 4.2 op bladzijde 85 dat het effect van visserij en aantal vogels op de ontwikkeling van het kokkelbestand in rekening brengt. Het aantal Scholeksters afgelezen bij een gemiddeld stress niveau van 0.29 is een schatting van de draagkracht van het gebied. A. Zonder 1996 (als in Figuur 3.37 met aflezingen op de x-as (de rode lijnen) van 145488 en 162861 scholeksters, B. Met 1996 en aflezingen 106250 en 117114 scholeksters.

Een schatting van de draagkracht (inclusief visserij) met behulp van de historische september bestanden zoals in Figuur 3.37 houdt impliciet rekening met de cumulatieve effecten van de visserij. Die zijn immers aanwezig in de gemeten september bestanden. Gaan we nu de bestanden dynamisch schatten, dan leidt dat tot een wat hogere waarde voor een lage draagkracht omdat een laag aantal vogels een positief effect heeft op de dynamisch geschatte bestanden. De draagkracht schattingen in Figuur 4.6 zijn echter nog steeds aanzienlijk lager dan de scholekster aantallen tussen 1980 en 1990 (zie Tabel 3.4 op bladzijde 71).

Het effect van de visserij op de draagkracht blijft in essentie gelijk, ongeveer 12% van de de geschatte draagkracht. Dat wil dus zeggen dat de directe effecten het belangrijkste zijn geweest. Kijken we naar Figuur 4.4, dan is ook duidelijk waarom. De visserij heeft vooral gevolgen voor de bestandsgrootte tegen het einde van een piek

in het kokkelbestand. Dan accumuleren de effecten van het vissen in de voorafgaande jaren. Volgt dan een strenge winter, zoals in 1995–1996, dan is het afgelopen met de kokkels, ook zonder visserij. In de jaren 2000 en 2001 is het geschatte effect van visserij op het kokkelbestand aanzienlijk, ongeveer 30%, maar dat zijn jaren met een geringe voedselstress voor de nog aanwezige scholeksters. Na een verdere daling van het kokkelbestand kan dat echter veranderen.

Hoofdstuk 5

Deelgebieden

Hieronder worden modelresultaten voor enkele deelgebieden besproken. Zowel in de vogelaantallen als in de schelpdiergegevens zijn er op het niveau van deelgebieden grotere onzekerheden dan op het niveau van de hele Waddenzee. Dat betekent dat we, nog minder dan voor het hele gebied, waarde kunnen hechten aan allerlei bijzonderheden die betrekking hebben op individuele jaren. De resultaten zullen daarom slechts beknopt worden besproken en daarbij zal vooral worden gewezen op interessante trends die zich in sommige gebieden hebben voorgedaan, langjarige afwijkingen van de gemiddelde Waddenzee en dergelijke.

De berekeningen zijn gemaakt voor de “standaard” modelruns op basis van de historische invoergegevens en een minimale opnamesnelheid van 0.3 mgs^{-1} voor elke spot, dezelfde runs dus die in Hoofdstuk 3.3 besproken zijn.

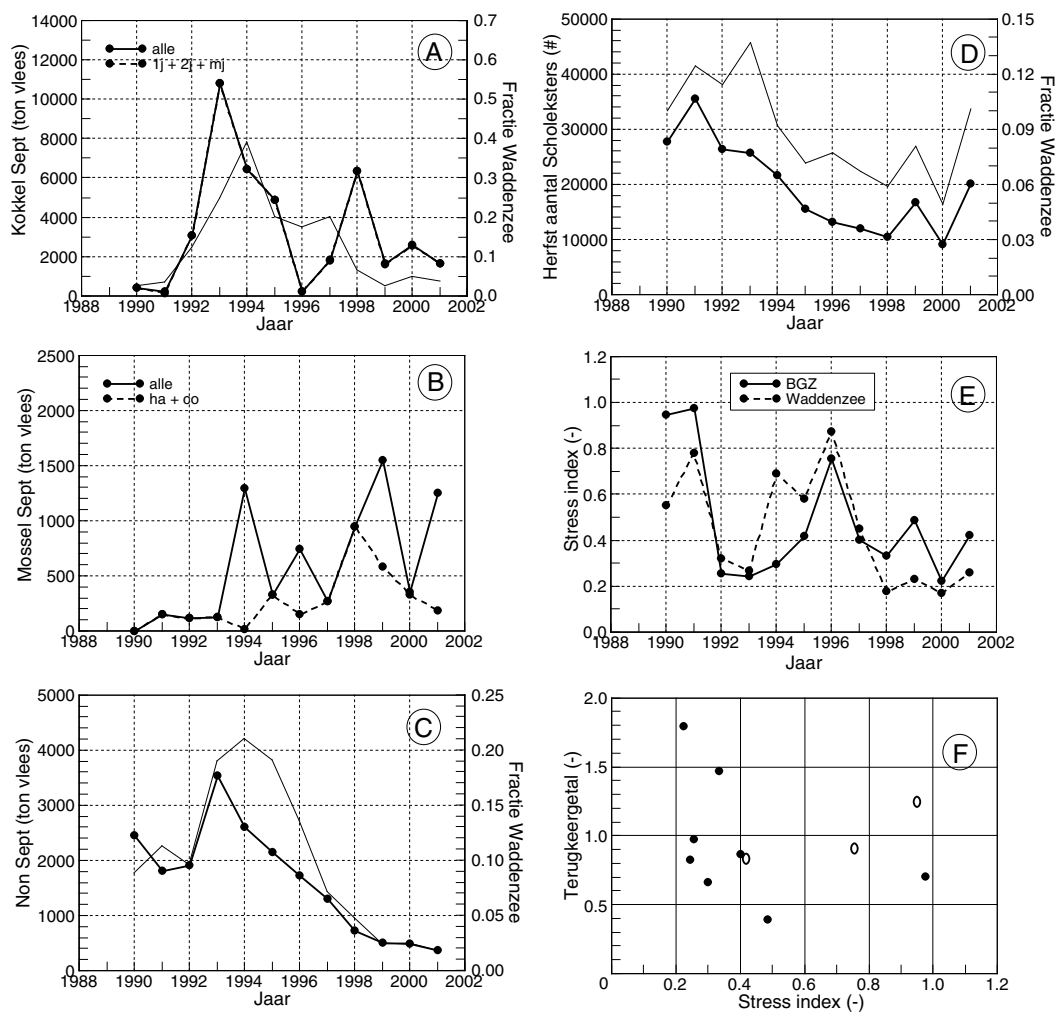
5.1 Balgzand

Figuur 5.1 geeft een aantal gegevens en modelresultaten voor het Balgzand. De dunne doorgetrokken lijnen in enkele van de grafieken geven het relatieve belang van het balgzand ten opzichte van de hele Waddenzee.

Het valt op dat het relatieve belang van het balgzand eerst is toegenomen (zie Figuur 5.1A voor de kokkels en Figuur 5.1C voor de nonnetjes) en na 1994 weer is afgenomen. De scholekster aantallen volgen dat beeld. De daling van het aantal treedt vooral na 1993 op terwijl dat in de rest van het Waddengebied wat eerder heeft plaatsgevonden.

In het diët valt het snel kleiner wordend aandeel nonnetjes op (Figuur 5.2). Mede daardoor is de situatie de laatste jaren relatief ongunstig voor de vogels (Figuur 5.2E).

Voor de laatste 4 jaren van de studieperiode bedroeg de hoeveelheid kokkels per vogel in het Balgzand deelgebied 124, 721, 94 en 200 kg per vogel. Voor de hele Waddenzee was dat 53, 592, 346 en 328 kg per vogel. In het Balgzandgebied is de voedselsituatie dus zeker niet rooskleuriger dan elders in de Waddenzee. Dat betekent dat de daling van de aantallen gewoon te begrijpen is uit de daling van het voedselaanbod, die voor wat betreft de nonnetjes wellicht mede is veroorzaakt door overexploitatie door de vogels.



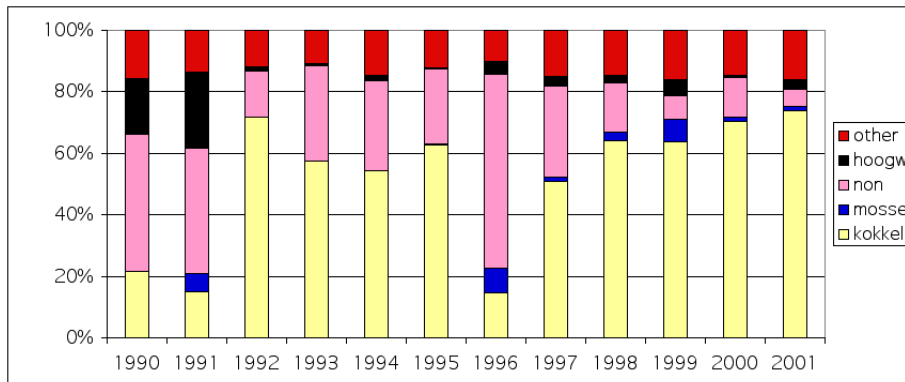
Figuur 5.1. Enkele basisgegevens en modelresultaten voor deelgebied BLG. (A, B, C) De kokkel-, mossel- en nonnetje bestanden per 1 september in tonnen vlees. (D) Het gemiddelde aantal vogels in de herfst. (E) De gesimuleerde stress index. (F) Het terugkeergetal als functie van de stress index. De dunne lijnen in (A), (C) en (D) refereren aan de verticale schaal aan de rechter zijde van de grafiek en geven de betreffende grootte weer als frakctie van de waarde voor de hele Waddenzee.

De fouten in de kokkelbalans (Figuur 5.3) komen kwalitatief overeen met die voor de Friesche Kust. Gegeten wordt een hoeveelheid kokkels in de orde van 5000 ton.

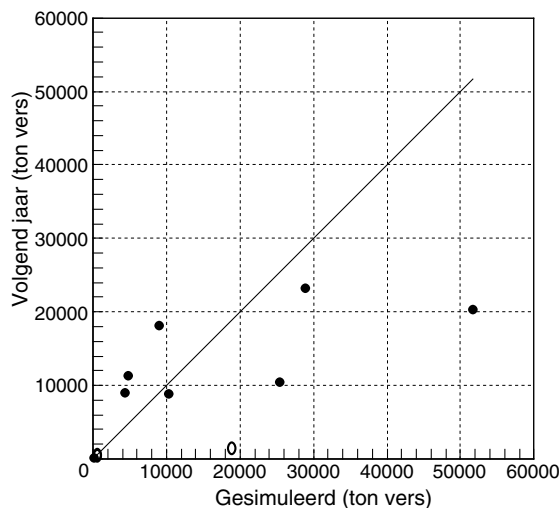
5.2 Friesche Kust

Figuur 5.4 geeft een aantal gegevens en modelresultaten voor het Friesche Kust. De dunne doorgetrokken lijnen in enkele van de grafieken geven het relatieve belang van het Friesche Kust ten opzichte van de hele Waddenzee.

Het valt op dat het relatieve belang van het Friesche Kust langzaam is toegenomen.



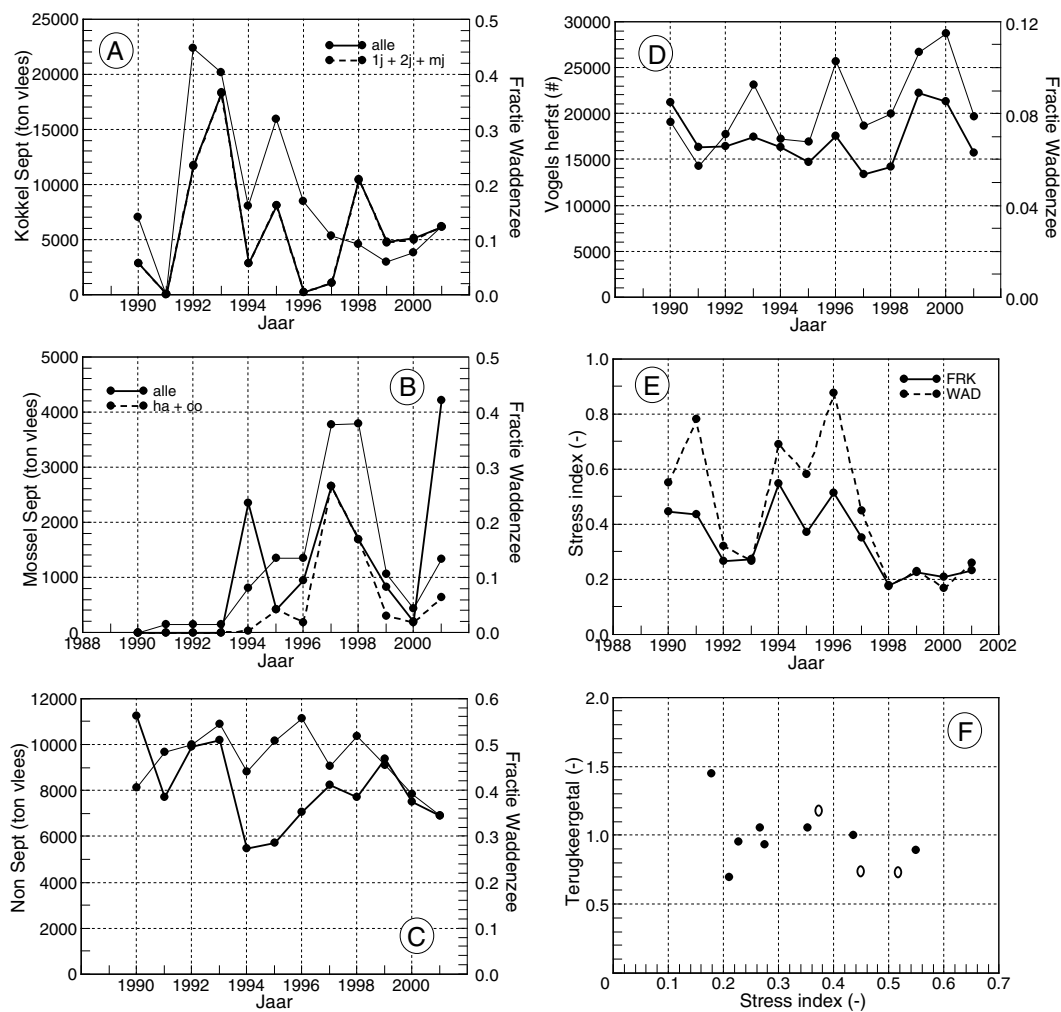
Figuur 5.2. *Gesimuleerd diëet voor deelgebied BLG op basis van de historische invoergegevens. Sinds 1997 daalt het aandeel nonnetjes snel.*



Figuur 5.3. *De kokkelbalans voor het deelgebied BLG (Balgzand, zie de kaart in Figuur 3.1).*

Dat geldt niet voor de kokkels, maar er is wel een groot en stabiel bestand nonnetjes (meer dan 500 kilo vlees per vogel). Dat heeft wellicht andere scholeksters uit de Waddenzee aan, hetgeen geverifieerd zou kunnen worden met foerageer waarnemingen. De langzame toename van het aantal vogels is in overeenstemming met de gesimuleerde stress indices die voor de Friesche Kust aanzienlijk lager zijn dan voor de gemiddelde Waddenzee, ongetwijfeld mede door de nonnetjes, die dan ook een aandeel van gemiddeld 45% hebben in het diëet (Figuur 5.5) en (in het model) een belangrijke buffer vormen in slechte kokkeljaren.

De kokkelbalans laat een paar zeer grote afwijkingen zien die wijzen op extra sterfte van kokkels in die jaren *of* op een overschatting van de groei van de kokkels tussen mei (de survey) en september (de initiële hoeveelheid in het model). Voor het Waddengebied wordt namelijk slechts met 1 groeicijfer voor de zomer gewerkt en dat is mogelijk een te grove benadering.

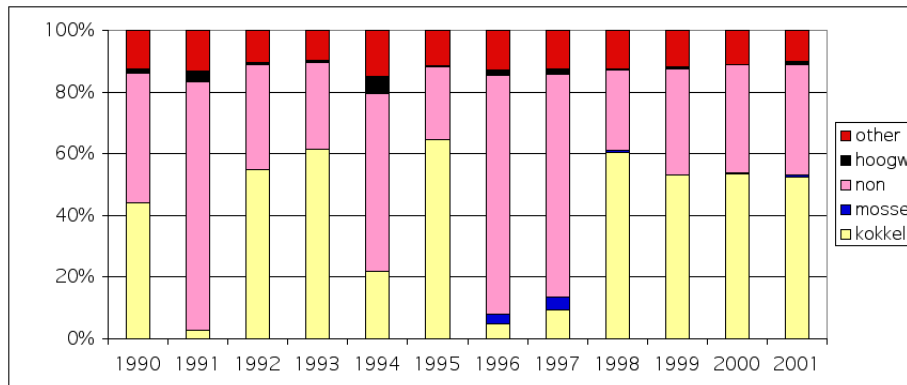


Figuur 5.4. Enkele basisgegevens en modelresultaten voor deelgebied FRK. (A, B, C) De kokkel-, mossel- en nonnetje bestanden per 1 september in tonnen vlees. (D) Het gemiddelde aantal vogels in de herfst. (E) De gesimuleerde stress index. (F) Het terugkeergetal als functie van de stress index. De dunne lijnen in (A), (C) en (D) refereren aan de verticale schaal aan de rechter zijde van de grafiek en geven de betreffende grootte weer als fractie van de waarde voor de hele Waddenzee.

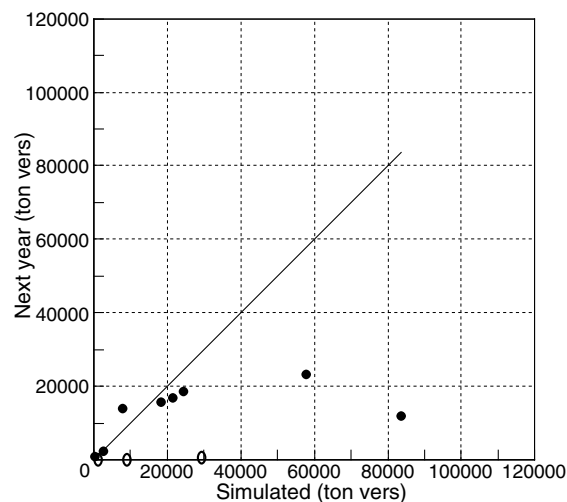
5.3 Rottum

De kokkelbalans in Figuur 5.7 klopt heel behoorlijk al valt direct op dat er weinig goede voedsel jaren zijn geweest.

De hoeveelheden kokkels, mosselen en nonnetjes zijn te vinden in Figuur 5.9A, 5.9B, en 5.9C. Aan de stress index in Figuur 5.9E is te zien dat de voor kokkels en scholteksters in de hele Waddenzee slechte jaren 1991, 1994 en 1996 (zie Figuur 2.4) voor Rottum wel extreem slecht zijn geweest. Aan het diëet in Figuur 5.8 en aan de Figuur 5.9C is te zien hoe dat komt: er waren weinig nonnetjes (vergelijk Figuur 3.7 op bladzijde 49 voor de hele Waddenzee). Na de toename van de kokkels in 1998 tot meer dan 900 kg vlees per vogel (voor de hele Waddenzee was dat in 1998 600 kg)



Figuur 5.5. *Gesimuleerd diët voor deelgebied ROT op basis van de historische invoergegevens. Sinds 1997 daalt het aandeel nonnetjes snel.*

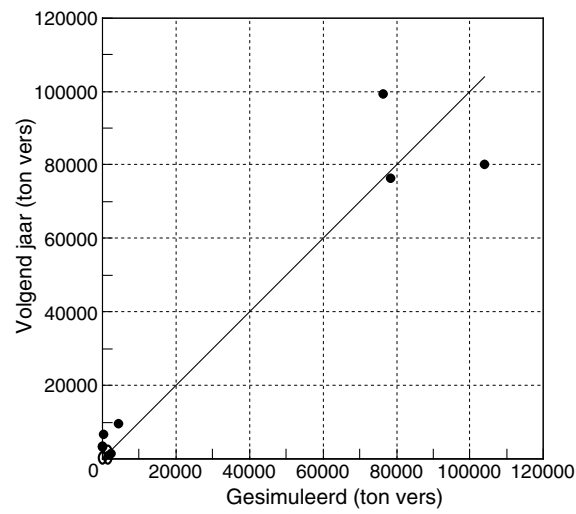


Figuur 5.6. *De kokkelbalans voor het deelgebied FRK (Friesche Kust, zie de kaart in Figuur 3.1).*

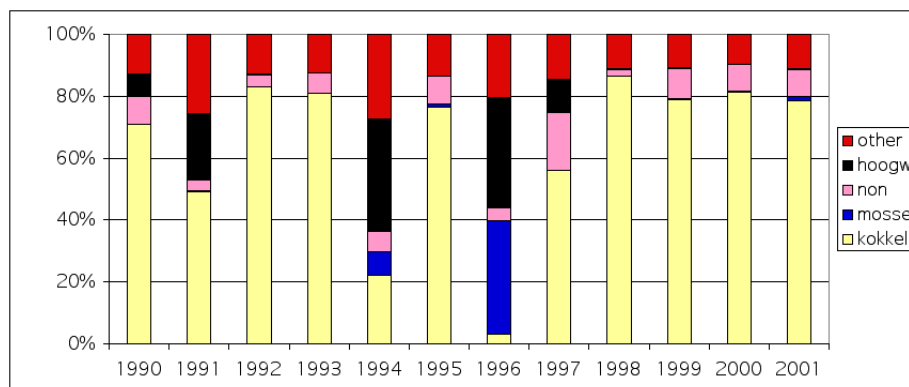
stijgt het aandeel kokkels in het gesimuleerde diët tot rond de 80% en neemt het bestand aan nonnetjes snel toe. Het aantal scholeksters blijft dan verder gelijk.

Figuur 5.9F laat nog de terugkeergetallen zien als functie van het gesimuleerde stress niveau. Het verband tussen het terugkeergetal en de stress index is ongeveer gelijk aan dat voor de hele Waddenzee in Figuur 3.26 op bladzijde 72.

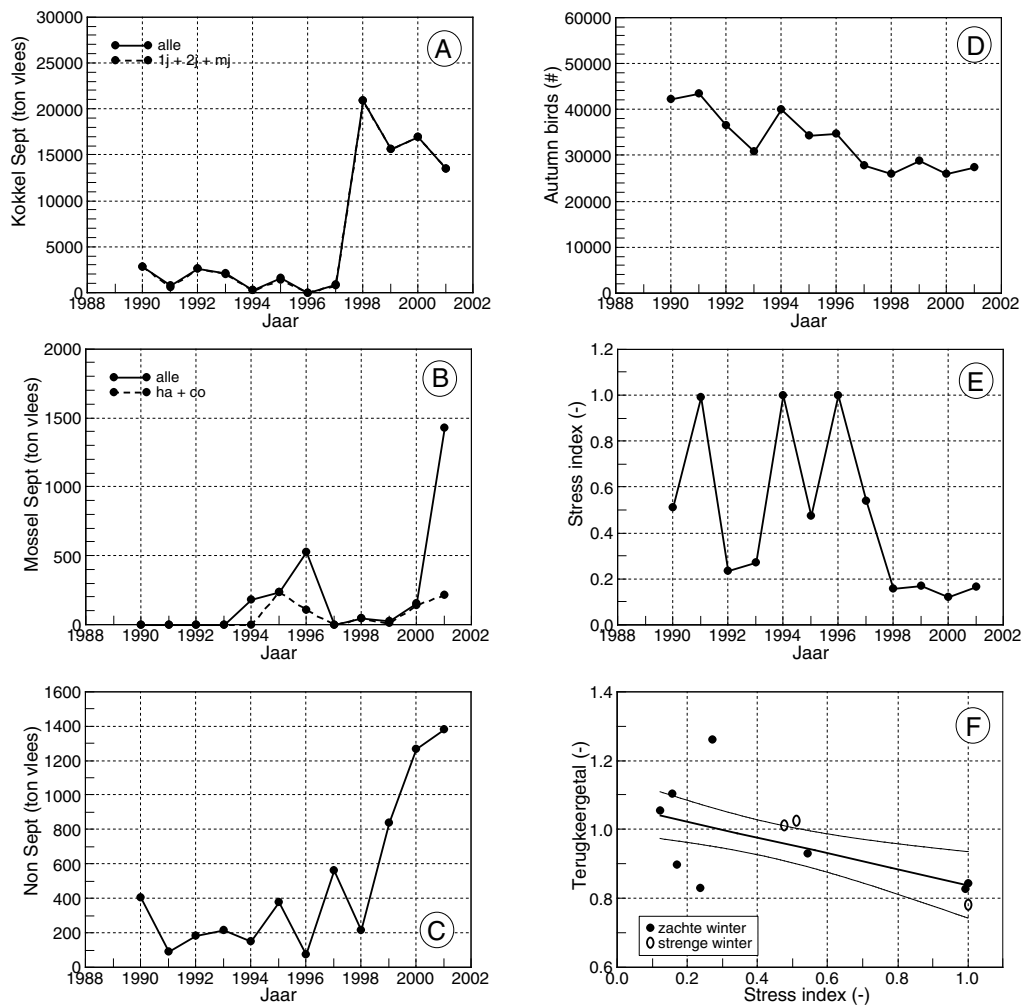
Het ontbreken van een alternatief voor kokkels in jaren met een lage kokkelstand uiteraard extra problemen. De stress indices voor die jaren zijn daardoor dan ook helemaal naar 1 gegaan en de vogels hebben overleefd door het eten van mosselen (in 1996), allerlei marginale prooien en door tijdens hoogwater te foerageren (zie Figuur 5.8). Een eventuele extra daling van de aantallen ten opzichte van de Waddenzee als geheel kan dus begrepen worden uit het grotendeels ontbreken van nonnetjes in de periode 1990–1996.



Figuur 5.7. De kokkelbalans voor het deelgebied ROT (Rottum, zie de kaart in Figuur 3.1).



Figuur 5.8. Gesimuleerd diët voor deelgebied ROT op basis van de historische invoergegevens. Het aandeel nonnetjes is veel kleiner dan gemiddeld voor de hele Waddenzee (zie Figuur 3.7 op bladzijde 49).



Figuur 5.9. Enkele basisgegevens en modelresultaten voor deelgebied ROT. (A, B, C) De kokkel-, mossel- en nonnetje bestanden per 1 september in tonnen vlees. (D) Het gemiddelde aantal vogels in de herfst. (E) De gesimuleerde stress index. (F) Het terugkeergetal als functie van het gesimuleerde stress niveau.

Hoofdstuk 6

Discussie

Hieronder worden de resultaten van dit rapport verder besproken in het licht van de wetenschappelijke literatuur over voedselreservering, de rol van mosselbanken en mogelijk autonome ontwikkelingen in de broedgebieden.

6.1 Bepaling van de voedselreservering

De voedselreservering van 200 kg kokkelvlees per scholekster die in dit rapport wordt afgeleid is gebaseerd op verschillende analyses en op hun onderlinge consistentie. Deze reservering geldt voor de bijdragen van nonnetjes en mosselen zoals die zich in de jaren negentig hebben voorgedaan. Het is dus niet zo dat een bijdrage van nonnetjes van de reservering kan worden afgetrokken. Op een in de toekomst grotere rol van mosselen wordt hieronder in Hoofdstuk 6.4 uitgebreid ingegaan.

De analyse *zonder model* in Figuren 2.5 (bladzijde 32) en 3.30 (bladzijde 76) geeft een aanwijzing voor een verband tussen de aantalsontwikkeling en de schelpdierbestanden. Bij kokkelbestanden van minder dan 200 kg vlees per vogel daalt het aantal scholeksters in de Waddenzee. Bij kokkelbestanden boven de 200 kg per vogel is er een gemiddelde stijging en het verschil is significant. Voor de gecombineerde resultaten van de 5 beschouwde deelgebieden in Figuur 3.30 is dit verschil significant. Voor de Waddenzee als geheel is er, voor 8 zachte winters, een niet significant verband tussen terugkeer en kokkelbestand ($P=0.10$, $\beta_{0.05}=0.69$). Volgens deze regressielijn ligt de grens tussen een dalend en een stijgend aantal scholeksters ergens tussen de 160 en 400 kg kokkelvlees per vogel.

Met behulp van het computer programma *WEBTICS* is het foerageergedrag van de scholeksters doorgerekend voor de schelpdierbestanden van de jaren negentig, de droogvalduur van die bestanden en de energiebehoefte van de vogels. Uit deze berekeningen blijkt dat de inspanning die de vogels moeten leveren om aan hun energiebehoefte te voldoen afneemt van een theoretisch maximum zonder kokkels tot een basisniveau dat bereikt wordt bij ongeveer 300 kg kokkelvlees per vogel in september. Dit resultaat wordt bepaald door de efficiëntie waarmee de vogels hun voedsel kunnen verzamelen, door de afname van de prooigewichten in de loop van de winter en door de droogvalduur. Het staat dus los van de aantallen scholeksters en de analyse van terugkeertallen.

De range in hoeveelheid kokkelvles per vogel waarover de inspanning (stress-index) daalt is in overeenstemming met de analyse van de terugkeergetallen. Deze consistentie maakt aannemelijk dat zich bij kleine kokkelbestanden inderdaad een aanzienlijke voedselstress heeft voorgedaan.

Door de resultaten van het foerageermodel te combineren met terugkeergetallen kan een waarde voor de stress index niveau worden bepaald waarvoor het aantal scholeksters *gemiddeld* gelijk blijft. Met dat stress niveau correspondeert een hoeveelheid kokkelvles per vogel en de benodigde voedselreservering is nog wat hoger omdat goede jaren voor de scholeksters niet allemaal door kokkelvisserij in gemiddelde jaren veranderd kunnen worden. Scholeksters zijn een lang levende vogelsoort en in goede jaren moet gecompenseerd kunnen worden voor de slechte jaren die met kokkels als voornaamste voedselbron onvermijdelijk zijn.

Een reservering van 200 kg kokkelvles komt overeen met ongeveer 3.1 maal de energiebehoefte van de vogels van september tot en met maart (equivalent aan ongeveer 65 kg vlees). Dat de ecologische voedselbehoefte aanzienlijk groter is dan de fysiologische werd ook al vastgesteld door [de Vlas \(2002\)](#) die voor de Waddenzee een getal geeft van 3.6 maal de kokkelconsumptie (uitgaande van 90% kokkels). Dat komt goed overeen met het resultaat van dit rapport.

[Goss-Custard et al. \(2003\)](#) rapporteren in een overzichtsartikel over voedselreserveringen berekend voor vijf verschillende Britse en Franse estuaria. Voor drie van die estuaria zijn de reserveringen in termen van kokkels 2.5, 5.0 en 5.5 maal de energiebehoefte van de vogels.

Voedselreservering is het reserveren van een hoeveelheid kokkels die er moet blijven liggen voor een overwintering van scholeksters zonder, of met slechts een heel geringe voedselstress, de ecologische voedselbehoefte. Winters zonder voedselstress vormen een noodzakelijke compensatie voor winters met een kleine kokkelstand en voor strenge winters. De ecologische voedselbehoefte is aanzienlijk hoger dan de energiebehoefte van de vogels. De redenen daarvoor zijn:

Schelpdieren vermageren in de loop van de winter. Een hoeveelheid vlees in september is dus groter dan wat er uiteindelijk van wordt opgegeten.

De vogels kunnen een schelpdierbestand nooit geheel benutten. Een beperkte efficiëntie in het zoeken van prooien maakt het onmogelijk om voldoende te eten bij lage prooidichtheden.

Een beperkte droogvalduur van de prooien.

Concurrentie tussen vogels beperkt het aantal vogels dat per hectare kan foerageren. Ook dat leidt ook tot een beperkte benutting van dichte kokkel- en mosselbanken.

Deze factoren zijn in dit rapport uitgebreid aan de orde geweest en behoren tot de basis van een ecologische beschouwing over voedselreservering. Ook in verwant onderzoek elders komen altijd weer deze punten terug (zie bijvoorbeeld [Atkinson et al., 2003](#); [Goss-Custard et al., 2003](#))

De geschatte marge in de voedselreservering van enkele tientallen kg kokkelvles kan niet nauwkeuriger worden gekwantificeerd. Het is een schatting van de breedte

van een kansverdeling, de standaard deviatie, maar er kan niet een bepaald overschrijdingspercentage aan worden gekoppeld zoals dat voor een normaal verdeelde grootheid mogelijk is. In het bijzonder kan de opgegeven marge niet gebruikt worden om een 95%-interval te schatten. Daartoe ontbreekt de benodigde kennis over de vorm van de statistische verdeling.

6.2 De achteruitgang van de Scholekster

Uit de analyse in Hoofdstuk 3.4 komt naar voren dat er tussen 1990 en 1997 in zes van de acht winters sprake is geweest van een aanzienlijke verhoging van de stress index ten opzichte van het basis niveau (zie de Figuur 3.17 op bladzijde 63). Ten behoeve van het berekenen van stress niveaus zijn enkele vereenvoudigende veronderstellingen gedaan over het foerageergedrag van vogels: De “ideale” vogels zijn allemaal gelijk, kennen de voedselvoorraad perfect en verplaatsen zich zonder energetische kosten zodat ze ten allen tijde hun voedselopname kunnen maximaliseren als dat nodig is.

De stress index voor referentie-aantallen Scholeksters, berekend voor het weer en getij van een zachte winter, heeft onder deze aannamen, in vier van de acht jaren tussen 1990 en 1997 waarden bereikt van bóven de 0.6 (Figuur 3.17 op bladzijde 63) hetgeen impliceert dat de *gemiddelde* en *ideale* vogel tenminste 80% van de maximale inspanning heeft moeten leveren om de winter door te komen. Het is daarom niet verbazend dat het overwinterende aantal Scholeksters in die periode aanzienlijk is afgenomen. Het verband tussen het terugkeergetal en de stress index is significant als we de resultaten voor de onderscheiden deelgebieden (met afzonderlijk berekende terugkeergetallen en stress indices) bij elkaar in een grafiek zetten (Figuur 3.29 op bladzijde 76). Voor de Waddenzee als geheel is er voor 8 zachte winters, een niet significant verband tussen terugkeer en stress niveau (Figuur 2.5B, $P = 0.10$, $\beta_{0.05} = 0.69$).

Vanaf 1996 lijkt het aantal overwinterende scholeksters stabiel of het neemt zelfs langzaam toe. Dat is in overeenstemming met het feit dat er tussen 1996 en 2001 méér 200 kg kokkelvlees per vogel aanwezig was (zie de Figuren 2.1 en 2.4).

De achteruitgang tussen 1990 en 1996 betekent niet noodzakelijkerwijs dat de verdwenen vogels zijn dood gegaan. Conditieverlies en verminderd broedsucces (Ebbinge & Spaans, 1995; Madsen, 1994; Hegyi & Sasvári, 1998b,a) zijn ook mogelijk. Er kunnen ook andere overwinteringsgebieden worden opgezocht. Het is in dat verband opvallend dat het aantal in Noord-Frankrijk doortrekkende Scholeksters de laatste jaren aanzienlijk is toegenomen (Patrick Triplet, pers. comm.)

Dat de waargenomen daling in de aantallen kan voortkomen uit tamelijk subtiele processen blijkt ook als we de daling per jaar uitrekenen. Die bedraagt gemiddeld 3%. Het betekent wél een daling van bijna 30% over de 11 beschouwde winter seizoenen. Zonder de strenge winters bedroeg de gemiddelde daling 2% per jaar, terwijl dat in het geval van een stabiele populatie natuurlijk een kleine stijging zou moeten zijn. Het is daarom goed te begrijpen dat de achteruitgang niet terug te vinden is in grote aantallen dode vogels *buiten* de strenge winters.

Op basis van de consistentie tussen een eenvoudige analyse van de gegevens en de modelstudie concluderen we dat voedseltekort de oorzaak is geweest van de achteruitgang van de Scholeksters in het Nederlandse deel van de Waddenzee. De kokkel-

visserij in jaren met voedselstress heeft tot die achteruitgang bijgedragen maar het additionele effect van visserij is vermoedelijk te klein om de kokkelvisserij in de jaren negentig als belangrijkste oorzaak te beschouwen (tenzij er grote indirecte effecten van visserij op de kokkelpopulatie zijn ; zulke effecten worden in dit rapport buiten beschouwing gelaten).

De analyse van de situatie bij het Balgzand in Hoofdstuk 5 laat zien dat de achteruitgang van de Scholeksters ook daar goed te begrijpen is uit het voedselsituatie.

6.3 De functie van goede kokkeljaren

Een laag stress niveau in goede jaren is noodzakelijk om het *gemiddelde* niveau, en daarmee de populatiegrootte niet of slechts marginaal te beïnvloeden. Het is van belang iets op te merken over het ecologische belang van winters zonder voedselstress. In die winters kunnen jonge vogels relatief eenvoudig hun eerste winter doorkomen, iets dat anders vaak mis gaat. Zonder dergelijke jaren zal een Scholekster populatie vermoedelijk langzaam kleiner worden totdat een niveau bereikt is waarbij de pieken in het kokkelbestand ook weer de mogelijkheid bieden voor populatiegroei. Marginale prooien stellen de vogels weliswaar in staat om winters met voedselstress te overleven, maar een stabiele populatie vraagt meer dan dat.

We wijzen hier nogmaals op het dynamische karakter van zowel de scholekster populatie als het kokkelbestand. Er bestaat geen statisch kokkelbestand en een stabiele populatie vogels waar sterfte door ouderdom netjes in evenwicht is met de reproductie. Voor een lang levende vogelsoort in een dynamisch milieu bestaan slechts reproductie en overleving in goede jaren, voedseltekort in slechte jaren en extra sterfte in koude winters (Goss-Custard *et al.*, 1996a, Tabel 13.1). De populatiegrootte wordt bepaald door het netto resultaat van dit alles. Er bestaat dus ook niet zoiets als “de beperkende factor voor de populatiegrootte”, die in discussies dan soms in het overwinteringsgebied gezocht wordt en soms in het broedgebied van de vogels. Een citaat van Goss-Custard (1993) is in dit verband illustratief:

“It is not useful to ask whether a population is limited on its breeding or its wintering grounds, as often has been done; to do so is rather asking whether the area of a rectangle depends on its width or its breadth”

Overigens zijn goede jaren niet alleen belangrijk voor de overleving van jonge vogels, maar ook voor de conditie waarmee vogels uit de winter komen. Die conditie op zijn beurt bepaalt in ieder geval bij andere soorten trekvogels mede het broedsucces (bijvoorbeeld Ebbinge & Spaans, 1995; Madsen, 1994; Hegyi & Sasvári, 1998b,a). Het is in dit verband opvallend dat het broedsucces in de negentiger jaren zo sterk achteruit is gelopen (Hulscher & Verhulst, 2003), maar dat kan ook komen door autonome ontwikkelingen in het broedgebied.

Een te klein broedsucces dat *niet* veroorzaakt wordt door problemen in de winter betekent dat de vogels problemen hebben in het broedgebied zelf. Zoals hierboven uiteengezet betekent dat niet dat overwintering dan niet meer van belang is. De voedselreservering blijft van evenveel belang voor de vogels, al was het maar om te voorkomen dat de aantallen nog sneller afnemen. Echter, de *afleiding* van de voedselreservering in dit rapport kan wel beïnvloed zijn doordat alle terugkeergetallen systematisch te laag liggen ten gevolge van problemen in het broedgebied. Onder de aanname dat de achteruitgang over de onderzoeksperiode *geheel* wordt veroorzaakt

door problemen in het broedgebied zouden we dan een terugkeergetal van 0.99 kunnen hanteren in plaats van 1.02, waarmee een stressniveau correspondeert van 0.36. De voedselreservering zou dan uitkomen op ongeveer 150 kg kokkelvles per vogel.

Autonome ontwikkelingen in de weilanden als *enige* verklaring voor de achteruitgang van de scholeksters in het Waddengebied is in ieder geval in strijd met wat we weten over het optreden van voedselstress in de Waddenzee in de jaren negentig, de achteruitgang van de scholeksters op Schiermonnikoog en Texel¹, waar *niet* van weilanden gebruik wordt gemaakt en waar geen vossen voorkomen, en de toenemende doortrek van scholeksters in Noord-Frankrijk.

Zelfs als de achteruitgang van de scholekster deels geweten wordt aan het broedgebied dan dient er wel duidelijkheid te zijn over de *aard* van die problemen en met name over het al of niet autonome karakter ervan (zie ook [Ens *et al.* \(2003\)](#) opgenomen in dit rapport als Bijlage A). Als het slechte broedsucces het gevolg is van problemen gedurende de winter, dan hebben we gewoon te maken met het *mechanisme* van de achteruitgang en niet met een onafhankelijk proces.

6.4 De rol van mosselen

Een reservering van 200 kg vlees levert voor 266000 vogels (Tabel 3.4 op bladzijde 3.4) een reservering op van 53200 ton kokkelvles. Dat is 3.1 keer de energiebehoefte van de vogels uitgedrukt in vleesgewicht (64.7 kg tussen 1 september en 1 april). Een dergelijke hoeveelheid is in de beschouwde periode slechts 3 keer voorgekomen. Dit werpt de vraag op of het aantal Scholeksters op de lange termijn wel 266000 kan bedragen, ook geheel zonder visserij.

Het antwoord op deze vraag is heel waarschijnlijk “nee, niet op basis van de schelpdierbestanden zoals die zich in de negentiger jaren hebben voorgedaan”. [Smit *et al.* \(1998\)](#) maken aannemelijk dat in de jaren zeventig en tachtig tenminste 50% van de scholeksters in de Nederlandse Waddenzee ’s winters op mosselen foerageerde. In de jaren negentig moesten de scholeksters overwinteren zonder mosselen als voedselbron en werden grotendeels afhankelijk van kokkels.

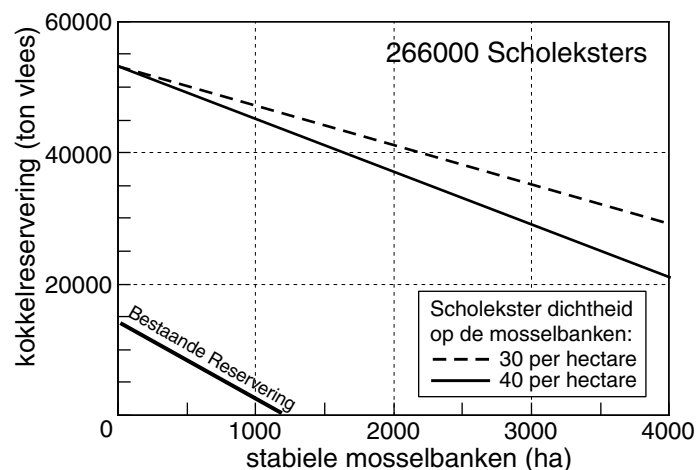
Het is dan niet verwonderlijk dat zich een aanzienlijke daling van het aantal overwinterende scholeksters heeft voorgedaan. De draagkrachtberekening in Hoofdstuk 3.9 laat zien dat die daling nog verder zou kunnen gaan als de kokkelstand van de jaren negentig representatief is voor de toekomst.

Pas tegen het einde van de studieperiode begonnen zich weer grote oppervlaktes droogvallende mosselbanken te ontwikkelen, met name op het oostelijk wad in het seizoen 2001/2002. Het betrof echter voornamelijk zaadbanken. Zaadmosselen zijn in het algemeen niet interessant als prooidier voor de scholekster (inderdaad worden zaadmosselen ook “in het model” alleen gegeten als marginale prooi onder voedselstress). Het is opvallend hoe langzaam de mosselstand zich herstelt. De totale hoeveelheden zijn nog klein vergeleken met het kokkelbestand en de rol van mosselen is nog zeer beperkt (zie de Figuren 3.7 en 3.6).

Omdat we in deze studie uitgegaan zijn van voedselbestanden in de periode 1990–2001, zijn geen berekeningen gemaakt in combinatie met mosselbestanden uit vroe-

¹Zie hierover ook de audit-commissie op bladzijde 141.

ger jaren. De reconstructie van die bestanden liet ook te lang op zich wachten om dat alsnog te kunnen doen. Wel kunnen oudere gegevens over het gebruik van mosselbanken gecombineerd worden met de de in dit rapport berekende kokkelreservering om tot een iets genuanceerder beeld te komen van de mogelijkheden voor visserij.



Figuur 6.1. Kokkelreservering in aanwezigheid van stabiele mosselbanken waarop 30 (van der Kam et al., 1999, Figuur 4.38) of 40 (Smit et al., 1998) scholeksters per hectare foerageren. De bestaande reservering bedraagt 10 miljoen kg vlees dat aanwezig is in de vorm van kokkels met dichtheden boven de 50 m^{-2} (Dat is een bestand van ruwweg 14 miljoen kg kokkelvlees, zie Figuur 3.32 waar het echter grammen vlees per m^2 betreft) of mosselen (dat is een oppervlak van 1200 ha berekend met een vleesfractie van 28% en 3 kg versgewicht per m^2)

Leo Zwarts noemt in van der Kam et al. (1999, Figuur 4.38) een gemiddelde dichtheid van 30 scholeksters per hectare, foeragerend op mosselbanken onder Schiermonnikoog in de jaren 1971–1973. Smit et al. (1998) noemen een dichtheid van 40 scholeksters per hectare (refererend aan Zwarts & Drent (1981) en Ens & Cayford (1996)). We kunnen nu aannemen dat een deel van de scholeksters op mosselen foerageert, afhankelijk van het areaal stabiele mosselbanken dat daarvoor gereserveerd wordt. Voor de overige scholeksters reserveren we 200 kg kokkelvlees. In Figuur 6.1 staat de totale kokkelreservering uitgezet als functie van het oppervlak aan mosselbanken, berekend voor zowel 30 als 40 scholeksters per hectare mosselbank.

Bijvoorbeeld, met 3000 ha mosselbank waarop 40 scholeksters per hectare foerageren, leven 120000 scholeksters van mosselen. Dat is een stabiele voedselbron (als de mosselbanken stabiel zijn) en voor de overige $266000 - 120000 = 146000$ scholeksters zou dan nog $146000 \times 200 \text{ kg} = 29200 \text{ ton}$ kokkelvlees moeten worden gereserveerd. Het aantal scholeksters dat dan van kokkels afhankelijk is (146000), ligt veel dichterbij de geschatte draagkracht van 134000 vogels voor de kokkelstand van de negentiger jaren (zie Hoofdstuk 3.9) en de te reserveren hoeveelheid kokkels ligt er natuurlijk ook vaker dan de 53200 ton die zonder mosselbanken gereserveerd zou moeten worden (een hoeveelheid die bovendien te weinig voorkomt om het referentie-aantal scholeksters in het Waddengebied te houden).

In Figuur 6.1 is ook de huidige reservering aangegeven gebaseerd op 10 miljoen kg vlees dat in de vorm van kokkels met dichtheden boven de 50 m^{-2} of mosselen aanwezig mag zijn.

De toevoeging “stabiel” langs de horizontale Figuur 6.1 heeft als achtergrond dat het vermoedelijk niet eenvoudig is voor scholeksters om van jaar op jaar over te schakelen op een andere voedselbron. Gedoeld wordt daarom op mosselbanken die er echt jaren lang liggen en niet alleen die mosselvelden die toevallig de vorige winter doorstaan hebben.

Verder moet bij het reserveren (en vangen) van kokkels ook gedacht worden aan de jaren die nog komen en aan effecten van visserij die in dit rapport niet aan de orde zijn (zie het voorbehoud op bladzijde 22). De mogelijkheid van berekeningen aan de ontwikkeling van de kokkelpopulatie *met* en *zonder* visserij wordt nog kort besproken in Hoofdstuk 6.7 hieronder.

6.5 Een lager (of hoger) aantal Scholeksters?

De grote rol van droogvallende mosselbanken in de jaren zeventig en tachtig is consistent met een daling van het aantal Scholeksters in de jaren negentig. Die daling verloopt wat sneller als er weinig kokkels zijn en wat langzamer als er veel zijn (zie ook de analyse van de situatie in het Balgzandgebied in Hoofdstuk 5.1). Dat betekent dat de Scholekster populatie zich in de jaren negentig heeft aangepast aan het overwinteren op een fluctuerend bestand aan kokkels en nonnetjes en dat herstel van de populatie alleen mogelijk lijkt na terugkeer van de mosselbanken.

Het is dan niet erg realistisch om een voedselreservering van 200 kg te betrekken op 266000 Scholeksters die er alleen zullen zijn in combinatie met mosselbanken. Voedselreservering op basis van actuele aantallen vogels is echter heel gevaarlijk omdat dat systeem instabiel is: een te lage reservering leidt tot een lager aantal vogels waarvoor dan nog minder gereserveerd wordt, etc. Reserveren op het actuele aantal vogels is dus ecologisch gezien heel gevaarlijk. Men moet volstrekt zeker zijn van een voldoende hoge reservering en het is vermoedelijk wenselijker om een minimum aantal vogels te hanteren.

Het reserveren voor actuele aantallen, bijvoorbeeld in combinatie met een bijdrage van stabiele mosselbanken zoals in Figuur 6.1, betekent anderzijds dat een herstel van de scholekster populatie een steeds grotere reservering (in tonnen) met zich meebrengt. Op die wijze wordt recht gedaan aan de dynamiek van het Waddengebied en wordt alleen geoogst als het kan.

6.6 Cumulatieve effecten

Enkele malen is opgemerkt dat het effect van visserij zoals dat met behulp van het simuleren van foeragerende scholeksters in Hoofdstuk 3 geanalyseerd is, slechts het directe effect is op de voedselsituatie in het seizoen waarin de visserij plaats vond. Dankzij de recent verbeterde schatting van de zomergroei van kokkels door Kamermans *et al.* (2003b, Figuur 4.5) kon in Hoofdstuk 4 het kokkelbestand worden doorgerekend op basis van *alleen* éénjarige kokkels als invoer. Een eventueel effect van visserij op broedval wordt hiermee dus niet beschreven.

De ecologie van predatie, kokkelgroei en visserij kan met behulp van deze berekeningen beter worden verkend. Daarbij kan bijvoorbeeld worden gekeken hoe de totale

kokkelgroei uiteindelijk verdeeld wordt over predatie door vogels, visserij en overige sterfte. Dat kon in het kader van dit rapport echter nog niet uitvoerig gedaan worden. Een eerste analyse heeft wel enkele aanvullingen opgeleverd op de resultaten van het simulatiemodel.

Op basis van de inzichten over groei en sterfte uit [Kamermans *et al.* \(2003b\)](#) en dit rapport kan de ontwikkeling van het kokkelbestand uitstekend beschreven op basis van slechts de éénjarige kokkels als invoer. Het wegvissen van kokkels leidt tot een aanzienlijke vermindering van het bestand in de daarop volgende jaren. In verkennende berekeningen op basis van historische gegevens neemt het bestand in het volgend jaar af met 70% van het weggevisste tonnage. Vooral tegen het einde van een enkele jaren durende “kokkelpiek” zijn er dus cumulatieve effecten van de visserij die aanzienlijk kunnen zijn (zie [Figuur 4.4](#)), maar die ook plotseling kunnen verdwijnen als er een strenge winter komt en alle kokkels vriezen dood. Hoe in het kader van voedselreservering met cumulatieve effecten kan worden omgegaan is niet uitgewerkt, maar bij het reserveren van een bepaalde hoeveelheid kokkels kan er zijn minst ook naar de toestand in het volgend jaar gekeken worden.

Niet alleen de visserij heeft echter effect op het kokkelbestand, ook de predatie door vogels. Een kleiner aantal vogels leidt dus tot een hoger kokkelbestand. Dat betekent dat de getallen voor draagkracht van het gebied in de negentiger jaren wat te laag zijn. Immers, als het aantal vogels inderdaad een dergelijke lage waarde zou bereiken, dan zou de kokkelstand beter zijn. In evenwicht is het aantal vogels dus hoger dan berekend met de statische kokkel september bestanden in [Hoofdstuk 3](#) (zie [Figuur 3.37](#) op bladzijde [83](#)). Het effect bedraagt ongeveer 25000 scholeksters. Een draagkracht (met visserij) van rond de 150000 vogels ligt altijd nog aanzienlijk onder de aantallen voor de periode 1980–1990.

Het effect van visserij op de draagkracht in de negentiger jaren blijft onveranderd ongeveer 12% van het bestand of ongeveer 17000 scholeksters.

6.7 Resterende problemen

Bij de hierboven geschetste mogelijkheden voor het reserveren van kokkels in aanwezigheid van stabiele mosselbanken is geen rekening gehouden met het feit dat mosselbanken het effect van slechte kokkeljaren gedeeltelijk zouden kunnen opvangen. Dat komt omdat er nog geen berekeningen konden worden gedaan met een enkele duizenden hectaren aan mosselbanken over een reeks van jaren.

In [Bijlage D](#) wordt verslag gedaan van onderzoek aan de conditie van scholeksters in de open en gesloten gebieden. Die studie laat zien dat de conditie in gesloten gebieden beter was dan in de voor visserij opengestelde gebieden. De analyse in dit rapport laat echter zien dat de kokkelvisserij niet de overheersende factor is geweest in de jaren negentig, maar dat het ontbreken van mosselbanken de voornaamste oorzaak is geweest voor het tekort aan voedsel. De kokkelvisserij heeft in sommige jaren wel tot een verhoging geleid van de voedselstress maar bij een vergelijking tussen open en gesloten gebieden is de vroegere bijdrage van mosselbanken vermoedelijk van grotere betekenis dan de visserij in de jaren negentig.

Het is dus niet duidelijk hoe de op zichzelf zorgwekkende resultaten in [Bijlage D](#) moeten worden geïnterpreteerd in het licht van de analyse in dit rapport. In prin-

cipe is het mogelijk dat vogels in jaren dat er visserij plaats vind in problemen komen als de kokkelbank waarop ze dachten de winter door te komen wordt weggevisst. Wij hebben niet geprobeerd om na te gaan of een dergelijke verklaring in overeenstemming is met de conditiemetingen en de visserij gegevens. Het kan ook zijn dat er geen visserij effect is en dat de verschillen in conditie een andere oorzaak hebben.

6.8 Conclusie

De effecten van kokkelvisserij kunnen niet los gezien worden van het verdwijnen van de mosselbanken aan het begin van de jaren negentig. Vóór 1990 vormden stabiele mosselbanken een betrouwbare bron van voedsel voor overwinterende scholeksters en het verdwijnen van die stabiele structuren tengevolge van ijsgang en visserij heeft de scholeksters in de negentiger jaren bijna geheel afhankelijk gemaakt van kokkels. Dit probleem is verergerd door kokkelvisserij in jaren met voedseltekort.

Onder de huidige omstandigheden, dus met een beperkte rol van mosselen, vergt een stabiele scholekster populatie een reservering van ongeveer 200 kg kokkelvlees per vogel. De draagkracht van het kokkelbestand in de Waddenzee van de negentiger jaren bedraagt slechts ongeveer 160000 scholeksters (zonder visserij), aanzienlijk minder dan de 266000 scholeksters die in de jaren tachtig in de Waddenzee overwinterden. Dat verklaard de achteruitgang van de scholeksters in de negentiger jaren en bevestigt het belang van de mosselbanken zoals ook beschreven door [Smit *et al.* \(1998\)](#). De achteruitgang is dus niet primair door de kokkelvisserij veroorzaakt, maar het effect van de kokkelvisserij kan uitgedrukt worden als een extra verlaging van de draagkracht met zo'n 17000 vogels.

Bij herstel van de droogvallende mosselbanken kan het aantal scholeksters zich herstellen en zal nog slechts een deel van de vogels afhankelijk zijn van kokkels.

Bibliografie

- Adams, D. C., Anthony, C. D., 1996. Using randomization techniques to analyse behavioural data. *Anim. Behav.* 51, 733–738.
- Atkinson, P. W., Clark, N. A., Bell, M. C., Dare, P. J., Clark, J. A., Ireland, P. L., 2003. Changes in commercially fished shellfish stocks and shorebird populations in the Wash, England. *Biological Conservation* 114, 127–141.
- Beukema, J. J., 1993. Increased mortality in alternative bivalve prey during a period when the tidal flats of the dutch wadden sea were devoid of mussels. *Netherlands Journal of Sea Research* 31, 395–406.
- Blomert, A., Ens, B. J., Goss-Custard, J. D., Hulscher, J. B., Zwarts, L., 1997. Oystercatchers and their estuarine food supplies. Speciaal aan scholeksters gewijd nummer.
- Bruinzeel, L., van de Pol, M., 2003. De afname van de Scholekster op Schiermonnikoog. *Limosa* 76, 24–38. Onderdeel van "Studiedag van de NOU en de NSWG over de achteruitgang van de Scholekster in Nederland".
- Bult, T. P., Baars, D., Ens, B. J., Kats, R. K. H., Leopold, M. F., 2003. Pooi-beschikbaarheid en alternatieve prooien voor vogels die grote schelpdieren eten. rapportage in het kader van EVA II deelproject b3. Technical report, RIVO, Yerseke, the Netherlands. RIVO Rapport.
- Bult, T. P., Ens, B. J., Lanthers, R. L. P., Smaal, A. C., Zwarts, L., 2000. Korte termijn advies voedselreservering Oosterschelde: Samenvattende rapportage in het kader van EVA II. Technical report, RIKZ, Middelburg, the Netherlands. Rapport RIKZ/2000.042.
- Bunskoeke, E. J., Ens, B. J., De Vlas, S. J., 1996. Why do oystercatchers *Haematopus ostralegus* L. switch from feeding on baltic tellin *Macoma balthica* to feeding on the ragworm *Nereis diversicolor* during the breeding season? *Ardea* 84A, 91–104.
- Camphuysen, C. J., Ens, B. J., Heg, D., Hulscher, J. B., van der Meer, J., Smit, C. J., 1996. Oystercatcher *Haematopus ostralegus* L. winter mortality in the netherlands: the effect of severe weather and food supply. *Ardea* 84A, 469–492.
- Camphuysen et al., C. J., 2002. Mass mortality of common eiders (its shape *Somateria mollissima*) in the dutch wadden sea, winter 1999/2000: starvation in a commercially exploited wetland of international importance. 106 303–317, 2002.
- Collie, J. S., Hall, S. J., Kaiser, M. J., Poiner, I. R., 2000. A quantitative analysis of fishing impacts on shelf-sea benthos. *J. Anim. Ecol.* 69, 785–798.

- Craeymeersch, J. A., Kesteloo-Hendrikse, J. J., Kamermans, P., 2000. Het kokkelbestand in de oosterschelde, de westerschelde, de waddenzee en de voordelta in het voorjaar van 2000. Technical Report RIVO-rapport C022/00, RIVO, Yerseke.
- Crick, H. Q. P., Dudley, C., Glue, D. E., Thomson, D. L., 1997. UK birds are laying eggs earlier. *Nature* 388, 526.
- Crick, H. Q. P., Sparks, T. H., 1999. Climate change related to egg-laying trends. *Nature* 399, 423–424.
- Dankers, N., de Vlas, J., 1992. Multifunctioneel beheer in de waddenzee: integratie van natuurbeheer en schelpdiervisserij. Technical report, RIKZ, Leeuwarden, the Netherlands. RIN-RAPPORT 92/15.
- de Vlas, J., 2000. Welke gebieden zijn waarom gesloten voor de mechanische kokkel- en mosselvisserij? (which area were closed and why for mechanical shellfish fisheries?). Unpublished.
- de Vlas, J., 2002. Scholeksters en voedselreservering, berekeningen naar aanleiding van de voedselreservering in de vorm van kokkels in Waddenzee en Oosterschelde gedurende de periode 1993-1998. Technical report, RIKZ, Haren, the Netherlands. Rapport RIKZ/2002.042.
- Dijkse, L. J., 1980. Enige gegevens over broedseizoen en broedsukses bij scholeksters *Haematopus ostralegus* L. in de duinen. *Watervogels* 5, 3–7.
- Draper, N. R., Smith, H., 1981. *Applied Regression Analysis*, Second Edition. John Wiley & Sons, New York.
- Ebbinge, B. S., 1989. A multifactorial explanation for variation in breeding performance of brent geese *Branta bernicla*. *Ibis* 131, 196–204.
- Ebbinge, B. S., Spaans, B., 1995. The importance of body reserves accumulated in spring staging areas in the temperate zone for breeding in dark-bellied brent geese *branta b. bernicla* in the high arctic. *J. Avian Biol.* 26, 105–113.
- Ens, B. J., 2000. Berekeningsmethodiek voedselreservering Waddenzee. Technical report, Alterra, Wageningen, the Netherlands. Alterra-rapport 136.
- Ens, B. J., 2003. What we know and what we should know about mollusc fisheries and aquacultures in the wadden sea. In: Wolff, W. J., Essink, K., Kellerman, A., van Leeuwe, M. A. (Eds.) *Proceedings of the 10th International Scientific Wadden Sea Symposium*, pp. 121–146.
- Ens, B. J., Berrevoets, C., Bruinzeel, L., Bult, T., Haanstra, L., Hulscher, J., Koks, B., van de Pol, M., Rappoldt, K., Teunissen, W., Verhulst, S., 2003. Synthese: wat veroorzaakt de huidige achteruitgang van scholeksters in nederland? *Limosa* 76, 24–38. Onderdeel van "Studiedag van de NOU en de NSWG over de achteruitgang van de Scholekster in Nederland".
- Ens, B. J., Cayford, J. T., 1996. Feeding with other oystercatchers. In: Goss-Custard, J. D. (Ed.) *The Oystercatcher: From Individuals to Populations*, pp. 77–104. Oxford University Press, Oxford.
- Ens, B. J., Kats, R. K. H., 2003. EVA II rapport B2: voedselreservering Eidereenden in de Waddenzee. Technical report, Alterra, Wageningen, the Netherlands. In prep.

- Ens, B. J., Lanthers, R., Smaal, A. C., 2000. Onderzoeksplan EVA II. Technical report, RIKZ, Den Burg/ Den Haag/ Yerseke, the Netherlands.
- Fretwell, S., Lucas, H. L., 1970. On territorial behavior and other factors influencing habitat distribution in birds. 1. theoretical development. *Acta Biotheor.* 19, 16–36.
- Gell, F. R., Roberts, C. M., 2003. The fishery effects of marine reserves and fishery closures. Technical report, World Wildlife Fund, US, Washington.
- Goss-Custard, J. D., 1993. The effect of migration and scale on the study of bird populations: 1991 witheby lecture. *Bird Study* 40, 81–96.
- Goss-Custard, J. D., 1996a. The Oystercatcher, from individuals to populations. Oxford University Press, New York.
- Goss-Custard, J. D., 1996b. Where to feed. In: Goss-Custard, J. D. (Ed.) *The Oystercatcher, from individuals to populations*, pp. 105–132. Oxford University Press, New York.
- Goss-Custard, J. D., Clarke, R. T., Briggs, K. B., Ens, B. J., Exo, K. M., Smit, C. J., Beintema, A. J., Caldow, R. W. G., Catt, D. C., Clark, N. C., le V. dit. Durell, S. E. A., Harris, M. P., Hulscher, J. B., Meininger, P. L., Picozzi, N., Prys-Jones, R., Safriel, U. N., West, A. D., 1995. Population consequences of winter habitat loss in a migratory shorebird: I. estimating model parameters. *Journal of Applied Ecology* 32, 320–336.
- Goss-Custard, J. D., le V. dit Durell, S., Clarke, R. T., Beintema, A. J., Caldow, R. W. G., Meininger, P. L., Smit, C. J., 1996a. Population dynamics: predicting the consequences of habitat change at the continental scale. In: Goss-Custard, J. D. (Ed.) *The Oystercatcher, from individuals to populations*, pp. 352–381. Oxford University Press, New York.
- Goss-Custard, J. D., Stillman, R. A., West, A. D., Caldow, R. W. G., Triplet, P., le V. dit Durell, S. E. A., McGrorty, S., 2003. When enough is not enough: shorebirds and shellfishing. In press.
- Goss-Custard, J. D., West, A. D., Clarke, R. T., Caldow, R. W. G., le V. dit. Durell, S. E. A., 1996b. The carrying capacity of coastal habitats for oystercatchers. In: Goss-Custard, J. D. (Ed.) *The Oystercatcher: From Individuals to Populations*, pp. 327–351. Oxford University Press, Oxford.
- Gustafsson, L., Nordling, D., Andersson, M. S., Sheldon, B. C., Qvarnström, A., 1994. Infectious diseases, reproductive effort and the cost of reproduction in birds. *Phil. Trans. Roy. Soc. London B* 346, 323–331.
- Hair, J. F., Anderson, R. E., Tatham, R. L., Black, W. C., 1998. *Multivariate data analysis*, Fifth edition. Prentice Hall, New Jersey.
- Hegyí, Z., Sasvári, L., 1998a. Components of fitness in lapwings *Vanellus vanellus* and black-tailed godwits *Limosa limosa* during the breeding season: do female body mass and egg size matter? *Ardea* 86, 43–50.
- Hegyí, Z., Sasvári, L., 1998b. Parental condition and breeding effort in waders. *Journal of Animal Ecology* 67, 41–53.

- Hiddink, J. G., 2003. Modelling the adaptive value of intertidal migration and nursery use in the bivalve *Macoma balthica*. Marine Ecology Progress Series 252, 173–185.
- Hulscher, J. B., 1982. The oystercatcher *Haematopus ostralegus* L. as a predator of the bivalve *Macoma balthica* in the dutch wadden sea. Ardea 70, 89–152.
- Hulscher, J. B., 1985. Growth and abrasion of the oystercatcher bill in relation to dietary switches. Neth. J. Zool. 35, 124–154.
- Hulscher, J. B., 1989. Sterfte en overleving van Scholeksters *Haematopus ostralegus* bij strenge vorst. Limosa 62, 177–181.
- Hulscher, J. B., 1990. Survival of Oystercatchers during hard winter weather. Ring 13, 167–172.
- Hulscher, J. B., 1996. Food and feeding behaviour. In: Goss-Custard, J. D. (Ed.) The Oystercatcher, from individuals to populations, pp. 7–29. Oxford University Press, New York.
- Hulscher, J. B., 2000. Winterharde wadvogels: over vorstvluchten en elfstedentochten. In: Tinbergen, J. M., Bakker, J. P., Piersma, T., van den Broek, J. M. (Eds.) The Oystercatcher, from individuals to populations, pp. 170–176. KNNV Uitgeverij, Utrecht, The Netherlands.
- Hulscher, J. B., Exo, K. M., Clark, N. A., 1996. Why do oystercatchers migrate? In: Goss-Custard, J. D. (Ed.) The Oystercatcher: From Individuals to Populations, pp. 155–185. Oxford University Press, Oxford.
- Hulscher, J. B., Verhulst, S., 2003. Opkomst en neergang van de scholekster *Haematopus ostralegus* in friesland in 1966–2000. Limosa 76, 11–22.
- Jackson et al., J. B. C., 2001. Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. Science 293, 629–637.
- Kamermans, P., Bult, T., Kater, B., Baars, D., Kesteloo, J., Perdon, J., Schuiling, E., 2003a. deelproject h4: Invloed van natuurlijke factoren en kokkelvisserij op de dynamiek van bestanden aan kokkels (*Cerastoderma edule*) en nonnen (*Macoma balthica*) in de waddenzee, ooster- en westerschelde. Technical report, RIVO (Nederlands Instituut voor Visserijonderzoek), Yerseke, the Netherlands.
- Kamermans, P., Kesteloo-Hendrikse, J. J., Baars, D., 2003b. EVA II deelproject H2: Evaluatie van de geschatte omvang en ligging van kokkelbestanden in de waddenzee, ooster- en westerschelde. Technical report, RIVO, Yerseke, the Netherlands. RIVO Rapport.
- Kersten, M., Brenninkmeijer, A., 1995. Growth, fledging success and post-fledging survival of juvenile oystercatchers *Haematopus ostralegus*. Ibis 137, 396–404.
- Kersten, M., Piersma, T., 1987. High levels of energy expenditure in shorebirds: metabolic adaptations to an energetically expensive way of life. Ardea 75, 175–187.
- Kersten, M., rappoldt, K., van Scharenburg, K., 1997. Wadvogels op ameland. In: Versluys, M., Engelmoer, R., Blok, D., van der Wal, R. (Eds.) Vogels van Ameland, pp. 56–87. Friese pers boekerij,, Leeuwarden, The Netherlands.

- Kersten, M., Visser, W., 1996. The rate of food processing in the oystercatcher: food intake and energy expenditure constrained by a digestive bottleneck. *Functional Ecology* 10, 440–448.
- Koffijberg, K., van Roomen, M., Berrevoets, C. M., Noordhuis, R., 2000. Tellen van watervogels in nederland: verder ontwikkelingen en integratie vanaf 2000 (counting waterbirds in the netherlands: developments and integration since 2000). Technical Report SOVON-Research report 2000/5, SOVON, Beek-Ubbergen.
- Lambeck, R. H. D., Goss-Custard, J. D., Triplet, P., 1996. Oystercatchers and man in the coastal zone. In: Goss-Custard, J. D. (Ed.) *The Oystercatcher, from individuals to populations*, pp. 289–326. Oxford University Press, New York.
- le V. dit. Durell, S. E. A., Goss-Custard, J. D., Caldow, R. W. G., 1993. Sex-related differences in diet and feeding method in the oystercatcher *Haematopus ostralegus*. *J. Anim. Ecol.* 62, 205–215.
- LNV, 1993. Vissen naar evenwicht: Regeringsbeslissing structuurnota zee- en kustvisserij (fishing for balance government decision sea and coastal fishery). Technical report, Department of Agriculture of the Netherlands, Den Haag, The Netherlands.
- LNV, 1998. Structuurnota zee- en kustvisserij evaluatie kustvisserijbeleid 1993 - 1997. Technical report, Department of Agriculture of the Netherlands, Den Haag, Groningen, The Netherlands.
- LNV, 2000a. Aanpassing beleid voedselreservering waddenzee. Technical report, Department of Agriculture of the Netherlands, Den Haag, The Netherlands. Brief aan de tweede kamer, vergaderjaar 2000-2001, 27 400 XIV, nr. 11.
- LNV, 2000b. Nb-wet vergunning mechanische kokkelvisserij in de waddenzee (license mechanical cockle fishing in the wadden sea). Technical report, Department of Agriculture of the Netherlands, Den Haag, The Netherlands.
- Lubchenco, J., Palumbi, S. R., Gaines, S. D., Andelman, S., 2003. Plugging a hole in the ocean: the emerging science of marine reserves. *Ecol. Appl.* 13, S3–S7.
- Madsen, J., 1994. Impacts of disturbance on migratory waterfowl. *Ibis* 137, S67–S74.
- Moreno, J., De Leon, A., Fargallo, J. A., Moreno, E., 1998. Breeding time, health and immune response in the chinstrap penguin *Pygoscelis antarctica*. *Oecologia* 115, 312–319.
- Nève, G., van Noordwijk, A., 2000. De overleving van scholeksters in de waddenzee 1980-1994: de effecten van leeftijd, voedselaanbod en vorst. Technical report, Alterra, Heteren, the Netherlands. Interim rapport, NIOO-CTO.
- Piersma, T., Everaarts, J. M., Jukema, J., 1996. Build-up of red blood cells in refuelling bar-tailed godwits in relation to individual migratory quality. *Condor* 98, 363–370.
- Rappoldt, C., Ens, B., Kersten, M., 2003a. Modelberekeningen aan de voedselsituatie van scholeksters in de oosterschelde. *Limosa* 76, 24–38. Onderdeel van "Studiedag van de NOU en de NSWG over de achteruitgang van de Scholekster in Nederland".

- Rappoldt, C., Ens, B., Kersten, M., Dijkman, E., 2003b. Wader Energy Balance & Tidal Cycle Simulator WEBTICS, technical documentation version 1.0. Rapport voor de deelprojecten B1 en D2 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 869.
- Rappoldt, C., Ens, B. J., Berrevoets, C., Geurts van Kessel, A. J. M., Bult, T. P., Dijkman, E., 2003c. 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., Kersten, M., Smit, C., 1985. Errors in large-scale shorebird counts. *Ardea* 73, 13–24.
- Schekkerman, H., Meininger, P. L., Meire, P. M., 1994. Changes in the waterbird populations in the Oosterschelde (SW Netherlands) as a result of large-scale coastal engineering works. *Hydrobiologia* 282/283, 509–524.
- Schlaepfer, M. A., Runge, M. C., Sherman, P. W., 2002. Ecological and evolutionary traps. *Trends Ecol. Evol.* 17, 474–480.
- Smit, C. J., Dankers, N., Ens, B. J., Meijboom, A., 1998. Birds, mussels, cockles and shellfish fishery in the dutch wadden sea: How to deal with low food stocks for eiders and oystercatchers? *Senckenbergiana maritima* 29, 141–153.
- Stillman, R. A., Goss-Custard, J. D., West, A. D., le V. dit. Durell, S. E. A., Caldow, R. W. G., McGrorty, S., Clarke, R. T., 2000. Predicting mortality in novel environments: tests and sensitivity of a behaviour-based model. *Journal of Applied Ecology* 37, 564–588.
- Stillman, R. A., Poole, A. E., Goss-Custard, J. D., Caldow, R. W. G., Yates, M. G., Triplet, P., 2002. Predicting the strength of interference more quickly using behaviour-based models. *Journal of Animal Ecology* 71, 532–541.
- Strasser et al., M., 2003. How predictable is high bivalve recruitment in the wadden sea after a severe winter? *J. Sea Res.* 49, 47–57.
- Sutherland, W. J., Ens, B. J., Goss-Custard, J. D., Hulscher, J. B., 1996. Specialization. In: Goss-Custard, J. D. (Ed.) *The Oystercatcher, from individuals to populations*, pp. 56–76. Oxford University Press, New York.
- Swennen et al., C., 1984. Differences in quality of roosting flocks of oystercatchers. In: Evans, P. R., G., J. D. G.-C. W., Hale (Eds.) *Coastal waders and wildfowl in winter*, pp. 177–189. Cambridge University Press, Cambridge.
- Teunissen, W., 2003. Scholeksters en andere weidevogels in het agrarisch landschap. *Limosa* 76, 24–38. Onderdeel van "Studiedag van de NOU en de NSWG over de achteruitgang van de Scholekster in Nederland".
- Triplet, P., Stillman, R. A., Goss-Custard, J. D., 1999. Prey abundance and the strength of interference in a foraging shorebird. *J. Anim. Ecol.* 68.
- Underhill, L. G., Prys-Jones, R. P., 1994. Index numbers for waterbird populations. 1. review and methodology. *J. Appl. Ecol.* 31, 63–480.

- van der Have, T. M., 2003. Birds and shellfisheries in de dutch wadden sea: a case of adaptive resource management? In: Wolff, W. J., Essink, K., Kellerman, A., van Leeuwe, M. A. (Eds.) Proceedings of the 10th International Scientific Wadden Sea Symposium, pp. 147–172.
- van der Kam, J., Ens, B., Piersma, T., Zwarts, L., 1999. Ecologische atlas van de Nederlandse wadvogels. Schuyt & Co, Haarlem, the Netherlands.
- van Gils, J. A., Schenk, I. W., Bos, O., Piersma, T., 2003. Incompletely informed shorebirds that face a digestive constraint maximize net energy gain when exploiting patches. *American Naturalist* 161, 777–793.
- Van Latesteijn, H. C., Lambeck, R. H. D., 1986. The analysis of monitoring data with the aid of time-series analysis. *Environmental Monitoring and Assessment* 7, 287–297.
- Verhulst, S., Oosterbeek, K., Bruinzeel, L. W., 2002. Haematological parameters, mass and moult status in dunlins *Calidris alpina* preparing for spring migration. *Avian Science* 2, 199–206.
- Zwarts, L., 1997. Waders and their estuarine food supplies. Ministerie van verkeer en waterstaat, Lelystad, the Netherlands. Proefschrift Rijksuniversiteit Groningen.
- Zwarts, L., Drent, R. H., 1981. Prey depletion and the regulation of predator density: Oystercatchers (*Haematopus ostralegus*) feeding on mussels (*Mytilus edulis*). In: Jones, N. V., Wolff, W. J. (Eds.) Feeding and survival strategies of estuarine organisms, volume 15 of *Marine Science*, pp. 193–216. Plenum, New York.
- Zwarts, L., Ens, B. J., Goss-Custard, J. D., Hulscher, J. B., Kersten, M., 1996a. Why Oystercatchers *Haematopus ostralegus* cannot meet their daily energy requirements in a single low water period. *Ardea* 84A, 269–290.
- Zwarts, L., Ens, B. J., Goss-Custard, J. D., Hulscher, J. B., le V. dit. Durell, S. E. A., 1996b. Causes of variation in prey profitability and its consequences for the intake rate of the oystercatcher *Haematopus ostralegus*. *Ardea* 84A, 229–268.
- Zwarts, L., Hulscher, J. B., Koopman, K., Zegers, P., 1996c. Discriminating the sex of oystercatchers *Haematopus ostralegus*. *Ardea* 84A, 1–12.
- Zwarts, L., Wanink, J. H., 1993. How the food supply harvestable by waders in de Wadden Sea depends on the variation in energy density, body weight, biomass, burying depth and behaviour of tidal-flat invertebrates. *Netherlands journal of sea research* 31, 441–476.
- Zwarts, L., Wanink, J. H., Ens, B. J., 1996d. Predicting seasonal and annual fluctuations in the local exploitation of different prey by oystercatchers *Haematopus ostralegus*: a ten-year study in the wadden sea. *Ardea* 84A, 401–440.

Bijlage A

Wat veroorzaakt de huidige achteruitgang van Scholeksters in Nederland?

Bruno Ens, Cor Berrevoets, Leo Bruinzeel, Tammo Bult
Lieuwe Haanstra, Jan Hulscher, Ben Koks, Martijn van de Pol
Kees Rappoldt, Wolf Teunissen & Simon Verhulst

Synthese sectie uit “Studiedag van de NOU en de NSWG over de achteruitgang van de Scholekster in Nederland” verschenen in Limosa 76(2003):24-38.

Inleiding

In deze bijdrage, geschreven na afloop van de NSWG/NOU themadag, wordt gepoogd de conclusies uit de verschillende studies die op deze dag werden gepresenteerd tot een synthese te brengen en de belangrijkste lacunes in kennis aan te geven.

Achteruitgang broedpopulaties

Op basis van de gegevens van het weidevogelmeetnet van Sovon is sinds 1990 het aantal broedende Scholeksters met 40% afgenomen. In populatiestudies aan individueel gemerkte dieren op Texel en Schiermonnikoog worden vergelijkbare afnamen geconstateerd, vooral in de gebieden met lage jongenproductie. Hetzelfde patroon blijkt uit de Sovon-gegevens: de afname is het sterkst in de duinen en het broedsucces is daar extreem laag (Dijksen, 1980). Landelijk zijn er grote regionale verschillen: de afname is het sterkst in het noorden van Nederland, en minder sterk in het westen en zuidwesten, een patroon dat ook bij andere weidevogelsoorten wordt waargenomen. Tussen 1984 en c. 1990 waren de intensief bestudeerde populaties op Texel en Schiermonnikoog stabiel. Een periode met min of meer stabiele aantallen is ook zichtbaar in dataseries voor Friesland (stabiel in 1984–1992) en de polder van Schiermonnikoog (1986–1989). Na 1990 volgde een sterke afname van 40–50% in tien jaar. Tussen 1965 en 1985 is een duidelijke toename zichtbaar in beide dataseries, maar de afname nu lijkt sneller te verlopen dan de toename destijds.

Achteruitgang in het aantal overwinteraars

De Scholeksters die in Nederland broeden overwinteren in hoofdzaak in de Nederlandse kustwateren, met name de Waddenzee en het Deltagebied. Veranderingen in de Nederlandse broedpopulatie moeten dus ook te zien zijn in het aantal overwinteraars, tenzij ze worden gemaskeerd door de minderheid van vogels die van elders komen, met name uit landen rond de Oostzee en Noorwegen. Halverwege de jaren zeventig bedroeg het aantal overwinteraars in januari in de Waddenzee in zachte en normale winters ongeveer 200 000. Dit aantal liep op tot 250 000, en daalde vervolgens vanaf c. 1990 gestaag tot c. 160 000 dieren nu. Volgens Smit et al. (1998) is deze afname primair het gevolg van het verdwijnen van droogvallende mosselbanken als gevolg van overbevissing aan het einde van de jaren tachtig. De studie van Verhulst et al. suggereert dat ook kokkelvisserij een rol speelt. Uit vangsten in de winter van 2000/01 bleek dat Scholeksters in gebieden die gesloten zijn voor kokkelvisserij een betere conditie en aanzienlijk lagere sterfkans hebben dan Scholeksters in onbeschermde gebieden.

Ook in de Oosterschelde zijn de aantallen overwinterende vogels afgenomen, maar vóór 1990 was het verloop anders. Al vanaf de winter van 1978/79 was er een (weliswaar lichte) afname. In 1987 zijn de Oosterscheldewerken gereed gekomen en volgens Schekkerman *et al.* (1994.) hebben die geleid tot 12% habitatverlies, rekening houdend met de oorspronkelijke verspreiding van de Scholeksters. De aantallen Scholeksters namen echter veel sterker af, van een jaargemiddelde van rond de 55 000 begin tachtiger jaren tot minder dan 30 000 nu. De sterke afname vanaf 1990/91 wordt door Bult *et al.* (2000) verklaard uit het verplaatsen van droogvallende mosselpercelen naar dieper water en een achteruitgang van het kokkelbestand. Modelberekeningen in Rappoldt *et al.* (2003a) ondersteunen deze suggestie.

Ook schattingen van de grootte van de hele West-Europese populatie in januari nemen sinds c. 1990 af. Hoewel meer dan 30% van alle West-Europese Scholeksters in Nederland overwintert, is dit niet alleen het gevolg van de afname in Nederland. Ook in het Verenigd Koninkrijk zijn de aantallen overwinterende Scholeksters sinds c. 1990 gedaald, hoewel veel minder sterk dan in Nederland. Dit is vooral een gevolg van een sterke afname in de Wash door overbevissing van de droogvallende mosselbanken en intensieve mechanische kokkelvisserij ([Atkinson *et al.*, 2003](#)).

Mortaliteit of broedsucces?

Veranderingen in populatiegrootte zijn het gevolg van veranderingen in reproductie, mortaliteit, emigratie en/of immigratie. Voor de broedpopulaties hoeven we ons niet druk te maken over emigratie en immigratie als verklarende factoren: in verschillende gebieden vertonen deze in grote lijnen hetzelfde verloop, en de Nederlandse broedpopulatie vormt met ruwweg 25% een belangrijk deel van de totale West-Europese populatie. Dit aandeel is nog aanzienlijk hoger als alleen gekeken wordt naar de continentale sub-populatie, die weinig uitwisseling heeft met de in Ierland en het Verenigd Koninkrijk overwinterende Atlantische sub-populatie ([Goss-Custard *et al.*, 1995](#); [Hulscher *et al.*, 1996](#)). De vraag is derhalve of de aantalveranderingen vooral samenhangen met veranderingen in mortaliteit of met veranderingen in reproductief succes. [Hulscher & Verhulst \(2003\)](#) laten zien dat er in de tweede helft van de zeventiger jaren een sterk verhoogde reproductie was. Daarna nam de reproductie af tot onder het niveau van de jaren zestig en begin jaren zeventig. Deze veranderingen lijken voldoende om het verloop van het aantal broedparen in Friesland te verklaren, inclusief vertraging doordat Scholeksters pas na een aantal jaren tot broeden komen. [Teunissen \(2003\)](#) constateert eveneens dat op dit moment het reproductief succes in agrarisch gebied (met name grasland) te laag is om de populatie in stand te houden, en Bruinzeel en Van de Pol vonden op Schiermonnikoog geen aanwijzingen voor een trend in mortaliteit. Net als in veel andere studies hebben de uitgevlogen jonge vogels wel een hogere mortaliteit dan de adulte broedvogels en ook is de sterfte sterk verhoogd in winters met strenge vorst. Juist deze variatie maakt het echter moeilijk om trends in mortaliteit vast te stellen en [Hulscher & Verhulst \(2003\)](#) sluiten niet uit dat de sterfte onder de Friese broedvogels wel degelijk is toegenomen. Al met al lijkt het aannemelijk dat de recente achteruitgang van de Scholekster het gevolg is van veranderingen in zowel de overwinteringsgebieden als de broedgebieden.

Leemtes in kennis

De afname van de broedpopulatie op de kwelder van Schiermonnikoog is vooral het gevolg van een terugloop van het aantal nieuwe broedvogels (rekruten). Deze kan het gevolg zijn van (1) een teruglopende productie van vliegvlugge jongen op Schier en/of elders, (2) een verhoogde sterfte onder juveniele (na uitvliegen) en subadulte Scholeksters, (3) een afgenomen neiging van nieuwe broedvogels om zich op Schier te vestigen, bijvoorbeeld als gevolg van een verlaagde draagkracht van het gebied. Voor de eerste verklaring bestaan duidelijke aanwijzingen. Voor de tweede verklaring bestaan positieve ([Nève & van Noordwijk, 2000](#)) en negatieve aanwijzingen ([Bruinzeel & van de Pol, 2003](#)). De discrepantie tussen beide studies is mogelijk toe te schrijven aan het feit dat in de studie van [Nève & van Noordwijk \(2000\)](#) dieren als juveniel gerekend werden vanaf het moment van ringen en niet vanaf het moment van vliegvlug worden. De derde verklaring kan worden afgeschreven,

aangezien de afname van de broedpopulaties geen lokaal fenomeen is.

Als variatie in jongenproductie inderdaad in belangrijke mate het waargenomen aantalverloop verklaart, moeten we op zoek naar een verklaring voor de omslag van een toenemende jongenproductie in de zestiger en zeventiger jaren naar een afnemende jongenproductie vanaf de jaren tachtig. [Hulscher & Verhulst \(2003\)](#); [Teunissen \(2003\)](#) en Koks zijn het erover eens dat de recente toename van de Vos deze omslag in jongenproductie niet kan verklaren. Zij zoeken de verklaring in de intensivering van de landbouw. Deze zou eerst positief hebben uitgewerkt door een verhoging van de dichtheid van bodemdieren als gevolg van bemesting, maar daarna negatief door een toename van de maaifrequentie en vervroeging van het maaien, een hogere veedichtheid, en mogelijk negatieve effecten van mestinjecties. Een probleem voor deze verklaring is dat het patroon van jongenproductie in binnendijks Friesland overeenkomt met dat op de kwelder van Schiermonnikoog en op Texel, waarbij wel aangetekend moet worden dat de laatste twee series korter zijn dan de eerste. De jongenproductie in deze twee populaties kan niet worden verklaard met veranderingen in de landbouw. Deze populaties staan niet onder invloed van een zich intensiverende landbouw, maar zijn uitsluitend (Schiermonnikoog) of grotendeels (Texel) afhankelijk van wadprooien.

Welke andere variabele kan verantwoordelijk zijn voor het waargenomen patroon in reproductie? Een logische kandidaat die nader onderzoek verdient is het weer, dat over grote gebieden gelijk is en bijvoorbeeld kan inwerken op de overlevingskansen van de kuikens of op het voedselaanbod in het voorjaar. Op Schiermonnikoog is er een positief verband tussen het broedsucces en het aanbod van Zeeduizendpoten op het wad. Een andere mogelijkheid is de voedselsituatie in het overwinteringsgebied. Er zijn duidelijke aanwijzingen dat de voedselomstandigheden in zowel Deltagebied als Waddenzee zijn verslechterd. Voor verschillende vogelsoorten is bekend dat de conditie waarmee de vogels in hun broedgebied arriveren van invloed kan zijn op het broedsucces ([Ebbinge, 1989](#); [Madsen, 1994](#)). In dit verband is het interessant dat zowel op de kwelder van Schier als op Texel de Scholeksters steeds later gaan broeden. Dit is des te opmerkelijker omdat veel andere vogelsoorten sinds 1975 juist steeds vroeger gaan broeden, wat wordt toegeschreven aan global warming ([Crick *et al.*, 1997](#); [Crick & Sparks, 1999](#)). Op de kwelder van Schier zijn de vogels ook in slechtere conditie; ze hebben een lager gewicht.

Samenvattend luiden de belangrijkste overblijvende vragen:

- (1) Is er wel of geen dalende trend in de winteroverleving van Scholeksters? Met name de moeilijk te bestuderen overleving van juveniele en onvolwassen dieren is van groot belang.
- (2) Hoe kan de teruglopende jongenproductie in de Nederlandse broedpopulaties worden verklaard? Is deze het gevolg van (a) veranderingen in de broedgebieden als gevolg van veranderingen in het (veelal agrarische) gebruik ervan, (b) veranderingen in weer en klimaat die ongunstig uitpakken voor het broedproces, of (c) veranderingen in de voedselomstandigheden in het overwinteringsgebied, oftewel werken slechte omstandigheden in het overwinteringsgebied, zoals lage schelpdierbestanden, door in de conditie waarmee de vogels in het broedgebied arriveren?
- (3) Kunnen de waargenomen patronen worden verklaard door één enkele factor, of zijn er meerdere factoren in het spel? In het laatste geval moet het gewicht van de verschillende factoren worden bepaald.

Het zal niet gemakkelijk zijn een antwoord te krijgen op deze vragen, maar een aantal suggesties voor toekomstig onderzoek liggen voor de hand:

- (1) Een vergelijking met veranderingen in Duitsland en Denemarken. Het agrarisch beheer in deze landen is gecorreleerd met dat in Nederland, vanwege de Europese landbouwpolitiek. Ook het weer zal gecorreleerd zijn. De schelpdiervisserij is echter sterk verschillend. Mechanische kokkelvisserij vindt alleen plaats in Nederland. In Duitsland wordt op de platen naar mosselen gevist, wat sinds 1993 in Nederland vrijwel niet meer voorkomt.
- (2) Onderzoek naar het verband tussen de lichaamsconditie van individuele vogels aan het einde van de winter en hun broedsucces in het daaropvolgende seizoen. Hiermee is een begin gemaakt in de intensief bestudeerde populaties op Schiermonnikoog en Texel.
- (3) Onderzoek naar de oorzaken van variatie in reproductief succes tussen individuen en gebieden in het agrarisch landschap zou meer inzicht kunnen bieden in oorzaken van de historische variatie in jongenproductie.
- (4) Een betere kwantificering van de relatie tussen broed- en overwinteringsgebieden. Waar broeden de Scholeksters die in de Waddenzee respectievelijk het Deltagebied overwinteren, en omgekeerd? Er zijn regionale verschillen in het verloop van de weidevogelpopulaties en er zijn regionale verschillen in het verloop van het voedselaanbod in de winter. Deze variatie kan pas worden uitgebuit als de samenhang tussen de populaties voldoende bekend is. Een uitgebreid kleurmerkprogramma lijkt hiervoor noodzakelijk.

Bijlage B

Het terugkeergetal

Als de omstandigheden tijdens een overwintering slecht zijn dan ligt het voor de hand te veronderstellen dat een deel van de vogels het jaar daarop niet terugkomt naar het gebied. Dat kan zijn omdat ze dood zijn, omdat ze naar elders gaan of omdat er na een slechte winter weinig jonge vogels grootgebracht worden. De “terugkeer” is dus het gecombineerde effect van sterfte, immigratie (van jonge vogels en van vogels uit andere gebieden) en emigratie. Het is niet letterlijk de terugkeer van reeds aanwezige vogels. Die kunnen we uit de aantallen niet afleiden.

Stel dat de aantallen vogels voor N winters gegeven worden door de reeks $(a_1, a_2, a_3, \dots, a_N)$. We zouden dan de terugkeer na winter i kunnen uitdrukken als de verhouding als de verhouding a_{i+1}/a_i . De terugkeer ligt boven de 1 als er vogels bijkomen en onder de 1 als er vogels afgaan. Het bezwaar van deze definitie is dat een gemiddelde terugkeer van 1 *niet* betekent dat het aantal vogels gelijk is gebleven.

Bijvoorbeeld met de drie aantallen 100, 120 en 96 zijn de getalsverhoudingen $120/100 = 1.20$ en $96/120 = 0.80$. De som van de terugkeergetallen zou dus 1 zijn, maar het aantal is met 4% gedaald. Die daling hangt overigens niet af van de volgorde waarin toe- en afname optreden.

Dit probleem kan worden opgelost door de terugkeergetallen T_i te berekenen als

$$T_i = 1 + \ln\left(\frac{a_{i+1}}{a_i}\right) \quad (\text{B.1})$$

In het bovenstaande voorbeeld worden de terugkeergetallen $1 + \ln(1.20) = 1.182$ en $1 + \ln(0.80) = 0.777$. Dat is dus iets lager dan de aantalsverhoudingen 1.20 en 0.80. Het gemiddelde terugkeergetal wordt $(1.182 + 0.777)/2 = 0.980$. Dat is dan de gemiddelde terugkeer per jaar en voor twee jaren met dat gemiddelde is het eindresultaat $0.980^2 = 0.96$, ofwel 96% van het beginaantal.

Overigens ligt een volgens Formule B.1 berekend terugkeergetal voor kleine schommelingen in de aantallen zeer dicht bij een gewone aantalsverhouding. Voor schommelingen met tientallen procenten is de afwijking echter iets te groot om de correctie achterwege te laten. De in dit rapport gebruikte terugkeergetallen zijn daarom alle berekend met Formule B.1.

Bijlage C

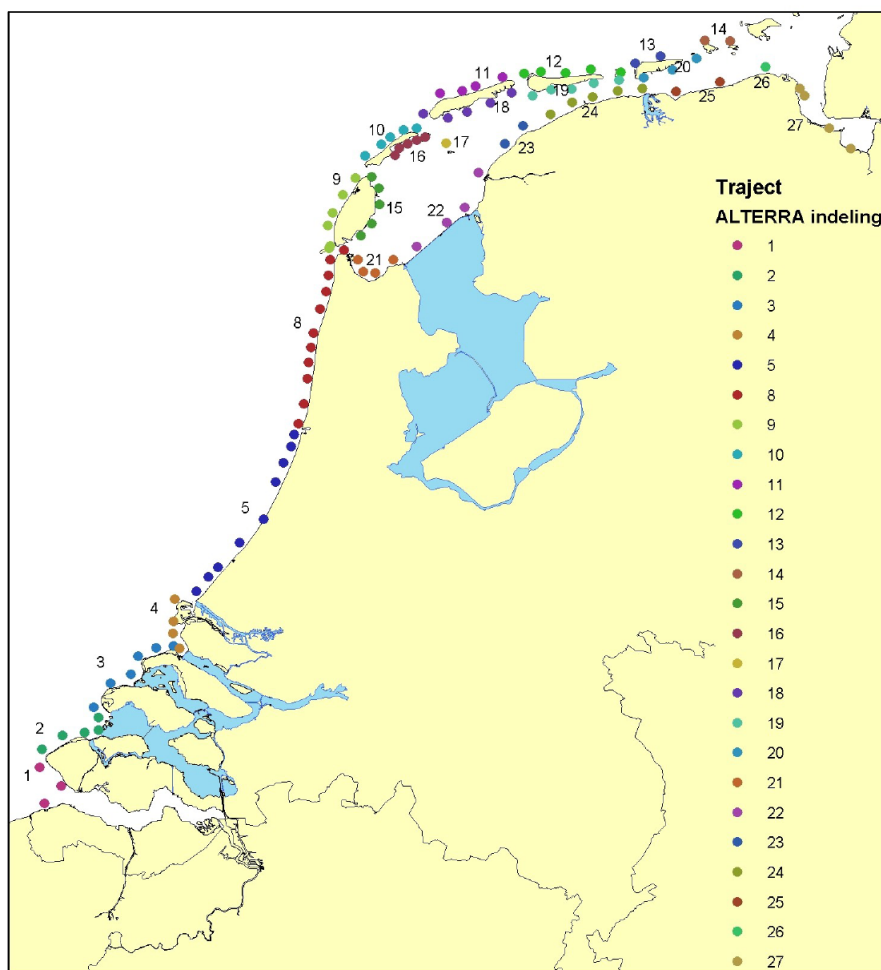
”Imputing” van ontbrekende waarnemingen bij strandvondsten van dode Scholeksters

Paul Goedhart

Biometrics, Wageningen, The Netherlands.

Inleiding

Door Kees Camphuysen zijn de gegevens over de aan de kust aangespoelde dode Scholeksters ter beschikking gesteld. Het gaat om gegevens die verzameld worden door vrijwilligers in het kader van de "beached bird surveys" opgeslagen in een database van NZG/NLO. Omdat de zoekinspanning kan verschillen tussen teltrajecten, tussen jaren en tussen maanden is het nodig om daarvoor te corrigeren Camphuysen, Berrevoets, et al. 2002 797 /id. In deze bijlage wordt beschreven hoe de imputing van ontbrekende gegevens in zijn werk is gegaan.



Figuur C.1. Teltrajecten in het kader van de beached bird survey. Elk punt is een teltraject zoals onderscheiden in de database van NZG/NLO. Middels een aparte kleur en een apart nummer is aangegeven hoe deze trajecten zijn samengenomen tot grotere eenheden in het kader van deze rapportage.

Teltrajecten

In de database worden 108 verschillende teltrajecten onderscheiden. Voor de analyse in het kader van deze rapportage zijn deze samengenomen tot 25 trajecten. Door een

toevalligheid zijn deze genummerd van 1 t/m 27, waarbij nummers 6 en 7 ontbreken. In Figuur C.1 is elk punt een oorspronkelijk teltraject en is middels een kleur en een nummer aangegeven aan welk traject het oorspronkelijke traject is toegekend.

Analyse

Er zijn in totaal 2369 tellingen en 5731 ontbrekende waarnemingen. De som is 8100 en dit is gelijk aan het product van het aantal jaren (27), het aantal maanden (12) en het aantal transecten (25). De waarnemingen zijn dus redelijk dun gezaaid. Deze waarnemingen worden gemodelleerd met een loglineair model met Poisson verdeling, log-link en overdispersie. Verder wordt als offset gebruikt $\log(\text{Effort})$. Dit modelleert de veronderstelling dat de aantallen evenredig zijn met de effort. Jaar staat steeds voor het kalenderjaar!

Er is eerst verondersteld dat de gevonden aantallen evenredig zijn met de "Werkelijke effort". Vervolgens zijn alle 14 mogelijke modellen aangepast. Daaruit blijkt dat, met $s = \text{transect}$, $y = \text{jaar}$ en $m = \text{maand}$, het meest uitgebreide model met alle twee-factor interacties ($s + y + m + sy + sm + ym$) veruit het beste is. De p-waarden van de modellen met minder termen zijn allemaal < 0.001 . Met andere woorden er zit zeer veel detail in de data. Voor het volledige model is de overdispersie 5.92. Helaas kan het volledige model niet gebruikt worden om te imputen omdat veel parameters in dit model niet schatbaar zijn. In de tabel (jaar $\times$ transect) en in de tabel (maand $\times$ transect) zitten te veel lege cellen zonder waarnemingen. De tabel (jaar $\times$ maand) kent slechts lege cellen voor de jaren 1977, 1978 en 2003. Uiteindelijk is het model ($s + y + m + ym$) als basis genomen, waarbij de jaren 1977, 1978 en 2003 verwijderd zijn.

Vervolgens is nader naar de veronderstelling van evenredigheid van aantallen en effort gekeken. Als de werkelijke effort kleiner of gelijk is aan de lengte dan is er geen probleem met de veronderstelling. Echter als de effort groter is dan de lengte dan zou de veronderstelling niet kunnen kloppen. Veronderstel bijvoorbeeld dat men hetzelfde transect in zijn geheel op drie opeenvolgende dagen heeft gelopen, de lengte is dan bijvoorbeeld 20 en de effort 60. Dan mag toch niet verwacht worden dat het waargenomen aantal ook drie keer zo groot is als bij 1 keer lopen. Je zou dan een kleinere factor dan drie verwachten. Overigens wordt verondersteld dat bij herhaald aflopen van hetzelfde transect, er geen dode vogels dubbel geteld worden. Deze veronderstelling is terecht omdat door het merken van gevonden vogels dubbeltellingen voorkomen worden.

Tabel C.1. Voorbeeld berekening, zie tekst.

Lengte	Werkelijk-Effort	effort1	effort2
20	15	15	1.0
20	30	20	1.5

Definieer

$$\text{effort1} = \text{MINIMUM}(\text{WerkelijkEffort}, \text{Lengte})$$

$$\text{effort2} = \frac{\text{WerkelijkEffort}}{\text{effort1}}$$

Dan is

$$\text{WerkelijkEffort} = \text{effort1} \times \text{effort2}$$

In Tabel C.1 wordt een voorbeeld gegeven.

Er wordt nu niet gemodelleerd dat $\text{Aantal} \sim \text{effort1} \times \text{effort2}$, maar $\text{Aantal} \sim \text{effort1} \times (\text{effort2})^\beta$. Oftewel op log-schaal $\log(\text{aantal}) = \log(\text{effort1}) + \beta \times \log(\text{effort2})$. Als $\beta = 1$ dan kan dus de WerkelijkeEffort als evenredigheids factor worden aangenomen. Als β niet gelijk is aan 1, dan is de verwachting dat $\beta < 1$. Voor het model $(s+y+m+ym)$ blijkt dat de schatting voor β gelijk is aan 0.977 (SE = 0.112). Voor het volledige model $(s+y+m+ym+ys+ms)$ is de schatting 1.639 (SE = 0.170). Dit is niet een heel erg duidelijk beeld en daarom is besloten evenredigheid met WerkelijkeEffort aan te nemen.

Van de 2369 waarnemingen zijn er 222 van een lage kwaliteit. Als de factor Kwaliteit aan het model $(s+y+m+ym)$ wordt toegevoegd, dan is deze zeer significant ($p < 0.001$). Merkwaardig genoeg zijn de lage kwaliteit tellingen een factor 3.08 hoger dan de hoge kwaliteit tellingen. Een verklaring hiervoor ontbreekt.

Het definitieve model is evenredigheid met WerkelijkEffort, geen correctie voor kwaliteit en verder $(s+y+m+ym)$. De jaren 1977, 1978 en 2003 zijn niet meegenomen in de analyse. Dit model geeft gefitte waarden. Omdat de WerkelijkEffort steeds verschilt zijn de gefitte waarden niet goed te vergelijken. Dit geldt overigens ook voor de tellingen zelf. Daarom zijn beide terug gerekend naar de lengte van de transecten, dus

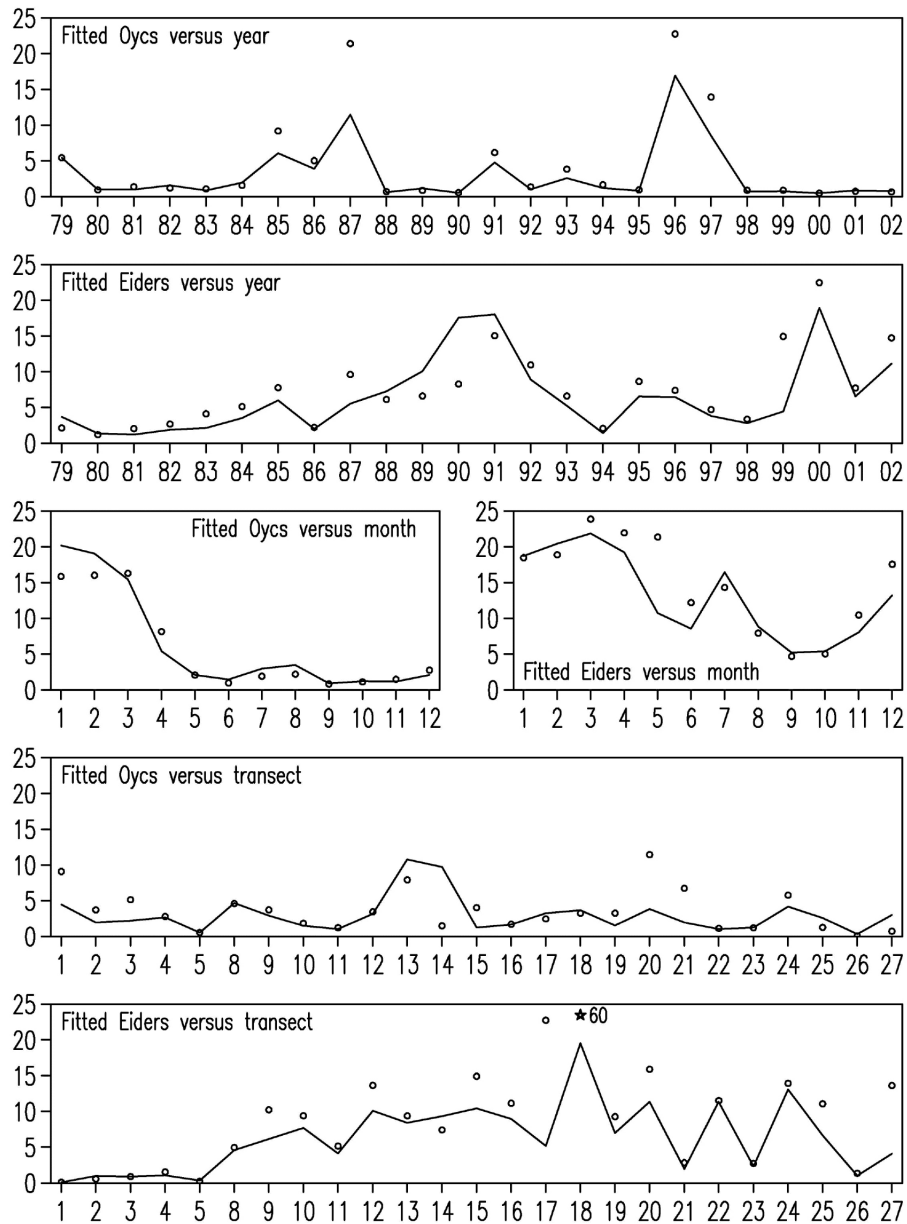
$$\begin{aligned} \text{ltelling} &= \text{telling} \times \frac{\text{Lengte}}{\text{WerkelijkEffort}} \\ \text{lfitted} &= \text{fitted} \times \frac{\text{Lengte}}{\text{WerkelijkEffort}} \end{aligned}$$

Geïmputeerde tellingen worden dan verkregen met

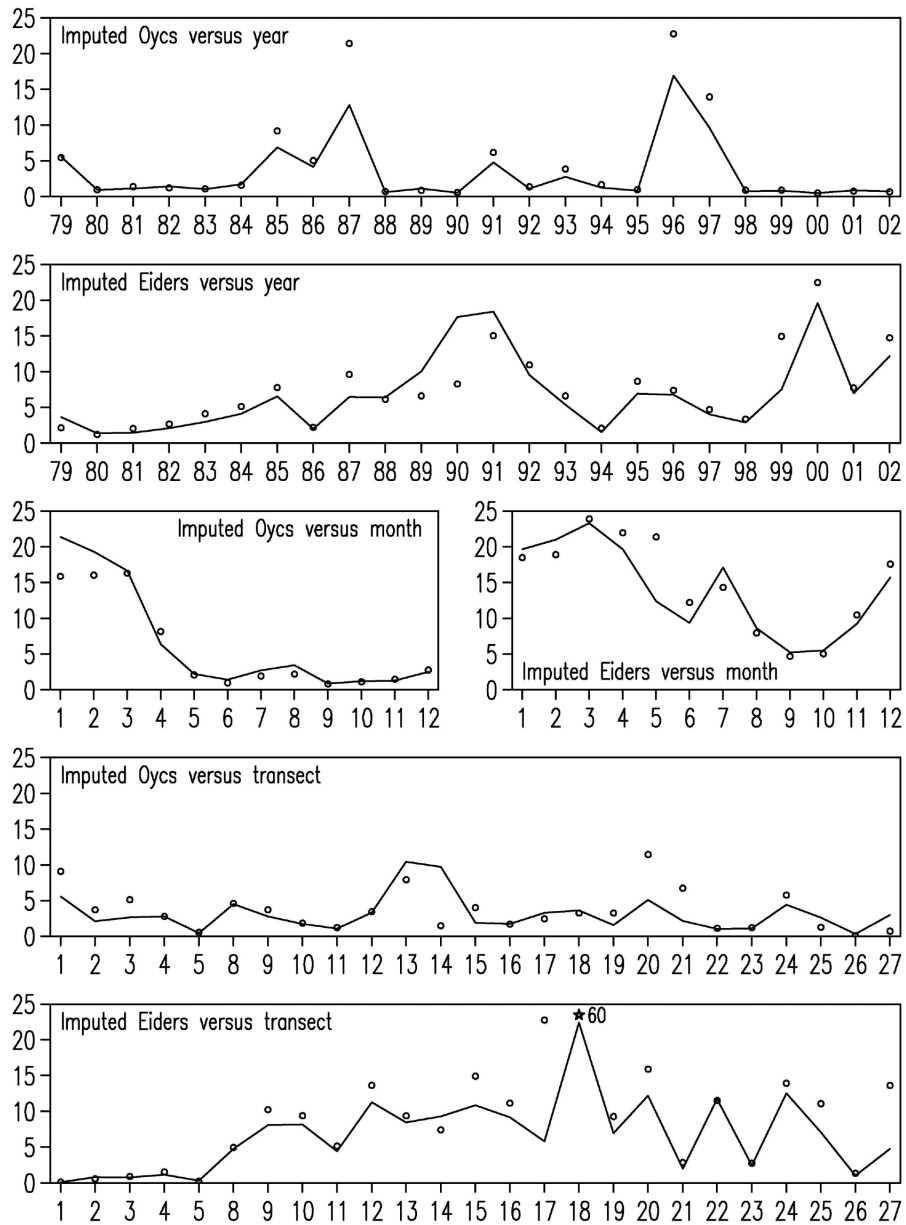
$$\text{limputed} = \text{MVREPLACE}(\text{ltelling}; \text{lfitted}),$$

waarbij MVREPLACE staat voor Missing Value REPLACE.

We hebben nu voor alle combinaties van (s,y,m) een lfitted en een limputed. Vervolgens zijn grafieken gemaakt van totalen (gedeeld door 1000) versus jaar, versus maand en versus transect en deze zijn bijgesloten. In Figuur C.2 staat de doorgetrokken lijn voor de gefitte totalen (op basis van lfitted) en de rondjes zijn de waargenomen totalen op basis van ltelling. De laatste zijn bijvoorbeeld berekend door de naar jaar uitgesplitste gemiddelden van ltelling te vermenigvuldigen met het aantal maanden (12) en het aantal transecten (25). In Figuur C.3 zijn de geïmputeerde totalen (gedeeld door 1000) uitgezet. Er zijn weinig verschillen tussen de grafieken uit Figuur C.2 en Figuur C.3.



Figuur C.2. Waargenomen totalen (rondjes) en gefitte totalen (doorgetrokken lijn) als functie van jaar, maand en transect. Behalve voor de Scholeksters (Oycs) is dit ook weergegeven voor dood gevonden Eidereenden.



Figuur C.3. Waargenomen totalen (rondjes) en "geïmputeerde" totalen (doorgetrokken lijn) als functie van jaar, maand en transect. Behalve voor de Scholeksters (Oycs) is dit ook weergegeven voor dood gevonden Eidereenden.

Bijlage D

Shellfish fishery severely reduces condition and survival of waders despite creation of large marine protected areas

Simon Verhulst¹, Kees Oosterbeek¹,
Anne Rutten¹ & Bruno J. Ens²

¹ Zoological Laboratory of the University of Groningen, P.O.Box 14, 9750 AA Haren, The Netherlands.

² Alterra, P.O. Box 167, 1790 AD Den Burg (Texel), The Netherlands.

Correspondence and requests for materials should be addressed to Simon Verhulst (e-mail: s.verhulst@biol.rug.nl).

Deze bijlage is niet beoordeeld door de audit-commissie.

The marine environment is globally under threat from fisheries and other human activities (Jackson *et al.*, 2001; Collie *et al.*, 2000), and marine protected areas (MPAs) are an emerging tool to cope with such threats (Lubchenco *et al.*, 2003; Gell & Roberts, 2003). In the Dutch Wadden Sea large MPAs were created (LNV, 1993) (covering 31% of all inter-tidal flats) to protect shellfish eating birds (oystercatchers, knots, eiders) and allow recovery of important habitats. Shellfish fishing is prohibited in these areas but nevertheless populations of shellfish eating birds in the Wadden Sea have declined sharply (Camphuysen *et al.*, 2002; Ens, 2003). The role of shellfish fisheries in these declines are hotly debated, and we investigated the effectiveness of MPAs for oystercatchers. Shellfish stocks (cockles *Cerastoderma edule*) were substantially higher in the MPAs (LNV, 2000b), but surprisingly this has not resulted in redistribution of wintering oystercatchers. Oystercatchers in unprotected areas had less shellfish in their diet, had lower condition, and estimated mortality was 43% higher, demonstrating severe effects of shellfish fishing on oystercatchers. Condition and mortality effects were strongest in males, and the population sex ratio was female biased, in agreement with the fact that males rely more on shellfish (Sutherland *et al.*, 1996). The unprotected areas apparently function as an ecological trap (Schlaepfer *et al.*, 2002) because oystercatchers did not respond as anticipated to the artificial spatial heterogeneity in food supply. Consequently, the MPAs are effective on a local scale, but not on a global scale. Similar problems are like to exist in terrestrial ecosystems, and in future distribution strategies of target species need to be considered in the design for terrestrial and marine protected areas to be effective.

The efficiency and potential ecological impact of the fishing industry on marine environments has increased dramatically in recent decades due to technical innovations. For example, the introduction of suction dredging has resulted in a manifold increase in cockle landings from the Dutch Wadden Sea (Ens, 2003). To protect shellfish eating birds and to restore important habitats (eel grass *Zostera spec.* and mussel beds), marine protected areas (MPAs) were created in 1993 where shellfish fisheries was prohibited (LNV, 1993). These MPAs initially comprised 26% of the area of tidal flats in the Dutch Wadden Sea, and a further 5% was protected in 1998. In addition, it was stipulated that the shellfish present after fishing had to be at least 60% of the estimated food requirements of shellfish eating birds, most notably the European oystercatcher *Haematopus ostralegus*. When calculating the food requirements the birds were assumed to be 100% efficient when hunting shellfish, i.e. they could find and eat all shellfish before these died from another cause. Since food reservation was independent of shellfish distribution, an implicit assumption was that birds redistribute themselves over the Wadden Sea following the ideal free distribution (Fretwell & Lucas, 1970). This assumption was later justified in court with the observation that birds can fly, and can therefore be expected to exploit resources anywhere in the Wadden Sea.

We used the creation of MPAs to test the assumption that the protection of resources without taking the spatial distribution into account is sufficient for birds. MPA creation was not intended as a scientific experiment, but nevertheless we assume that, on average, the only difference between the areas was the possibility to legally harvest shellfish. From the perspective of the cockle fisheries this seems reasonable, because selection of sites was independent of cockle stocks (van der Have, 2003), and the fishing intensity in protected and unprotected areas prior to MPA creation

was identical (de Vlas, 2000). A large difference in cockle stocks between protected and unprotected areas has developed. For example, in September 2000 there was an estimated 9.775 tons cockle meat in the unprotected 69% of the area, and 27.000 tons in the protected 31%. The fisheries industry was given a license for autumn 2000 to catch all remaining stock in the unprotected areas (LNV, 2000b), further increasing this difference. (We present cockle stocks of autumn 2000 as illustration because they are closest in time to our bird captures see below.)

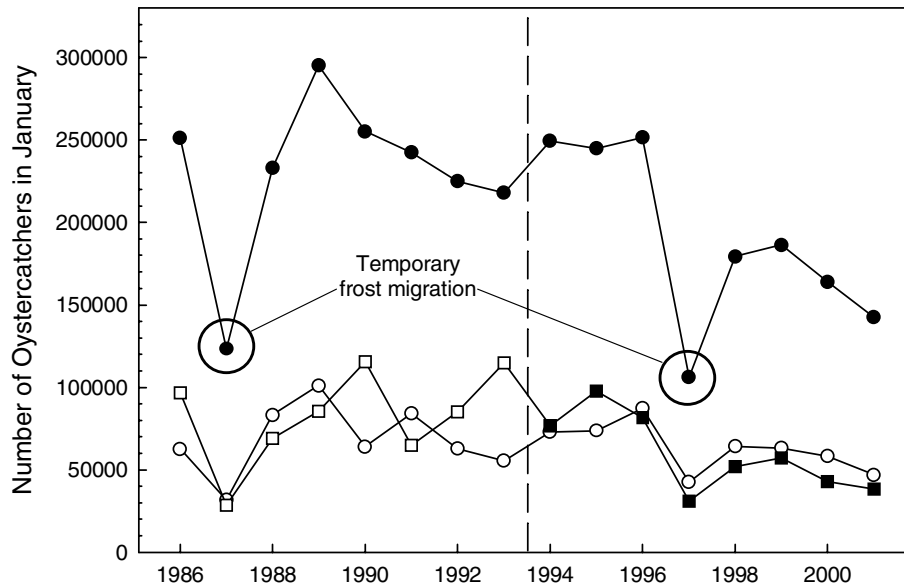


Figure D.1. Number of oystercatchers declined in recent years, but relative numbers in protected and unprotected areas did not change. Numbers in protected (before □, and after ■ protection became effective) and unprotected areas (○), and the total counted in the Dutch Wadden Sea (●). The dashed vertical line indicates the year that protection became effective. Total number includes the areas that could not be unambiguously classified with respect to protection. In 1987 and 1997 numbers were very low due to temporary frost migration 7, and we omitted these years from the analysis. There was a significant decline in the (log-transformed) total number of oystercatchers ($F_{1,12} = 22.0$, $P < 0.001$), but this decline did not differ between protected and unprotected areas (interaction period * regime: $F_{1,24} = 2.17$, $P = 0.2$).

The total number of oystercatchers wintering in the Dutch Wadden Sea has decreased from 250.000 to 150.000 in recent years (Fig. D.1). However, there is no indication that the oystercatchers redistributed themselves with respect to the cockle food supply, because oystercatchers have not become relatively more numerous in the protected areas (Fig. D.1). Thus, the data do not support the assumption that birds will redistribute in response to the change in distribution of their main food source.

One possible explanation for this result is that there is still sufficient food in the unprotected areas. If so, oystercatchers in the MPAs and in the unprotected areas should have similar condition and mortality. To compare condition, we captured 520 oystercatchers at seven sites around the Dutch Wadden Sea. There was no difference in body size or age between oystercatchers in protected and unprotected areas (Fig. D.2A). The absence of an age difference is important, because on a

local scale the young birds are concentrated on roosts where birds generally have lower phenotypic quality (Swennen *et al.*, 1984). This suggests that there is no accumulation of individuals of low phenotypic quality in unprotected areas.

Did oystercatchers in the protected areas eat more shellfish? In oystercatchers, individual differences in diet can be inferred from the abrasion of the bill tip, pure shellfish diets typically resulting in blunt tips (Sutherland *et al.*, 1996). The proportion of oystercatchers with shellfish tips was higher in the protected areas (40.3%, $n = 4$ sites, $v.$ 24.5%, $n = 3$; $P < 0.02$). This difference was similar in the two sexes, but at each site shellfish eaters were more numerous among males (males: 55.6%; females: 14.5%; $n = 7$). Thus males may be more vulnerable to low shellfish stocks than females.

To estimate the effect of MPAs on condition we used three parameters: mass, hematocrit and buffy coat (the latter two are the proportion of blood volume taken by red and white blood cells respectively). Our data on condition dependent mortality (see below) indicate that birds in good condition have high mass, high hematocrit, and low buffy coat, in agreement with other studies (Ebbinge & Spaans, 1995; Piersma *et al.*, 1996; Verhulst *et al.*, 2002; Moreno *et al.*, 1998; Gustafsson *et al.*, 1994). To avoid multiple testing of the same null hypothesis we used principal component analysis (Hair *et al.*, 1998) to summarise our data. Condition was significantly lower in the unprotected areas (Fig. D.2B), and more detailed analysis showed differences of similar magnitude in all three condition components. The difference in condition appeared larger in males, as predicted from the difference in diet between the sexes. This was mainly due to a difference between the sexes in the effect of shellfish fisheries on mass, which was strongly affected in males, but not in females (Fig. D.2B).

Measures of condition are only relevant insofar as they predict variation in mortality and reproduction. Insufficient time has elapsed to estimate mortality on the basis of capture recapture models, but birds found dead within a year scored lower for condition and its components (Fig. D.3A). This is in itself a useful result, because it shows that our measure of condition can be used as an early warning system to monitor environmental quality, and such indicators are currently lacking for birds. Using the relationship between condition and the probability of being found dead, we estimated that the probability of death in the unprotected areas was 43% higher (Fig. D.3B). This effect, if permanent, halves the reproductive life span of oystercatchers in the unprotected areas, and indicates that shellfish fishery has caused at least part of the population decline (Fig. D.1). In agreement with the sexual difference in diet, the mortality effect of shellfish fisheries was larger in males (Fig. D.3B), and there was indeed a difference in sex ratio between protected and unprotected areas (protected: 47.8% males, unprotected: 40.3%). Although this difference was not statistically significant ($P = 0.3$), overall sex ratio was significantly skewed towards females (44.6% males, $n = 518$, binomial test, $P < 0.01$). The high mortality effect may be related to the disappearance of intertidal mussel beds in the Wadden Sea (Beukema, 1993). When available, oystercatchers also eat mussels, and oystercatchers are particularly sensitive to low cockle stocks in years with low stocks of mussels (Atkinson *et al.*, 2003). Sustainable exploitation of cockles in the future therefore seems contingent on successful recovery of the intertidal mussel beds.

In the design of the MPAs and the food reservation policy it was assumed that oystercatchers would distribute ideal free (Fretwell & Lucas, 1970), but despite large differences in cockle stocks we found no redistribution over MPAs and unprotected

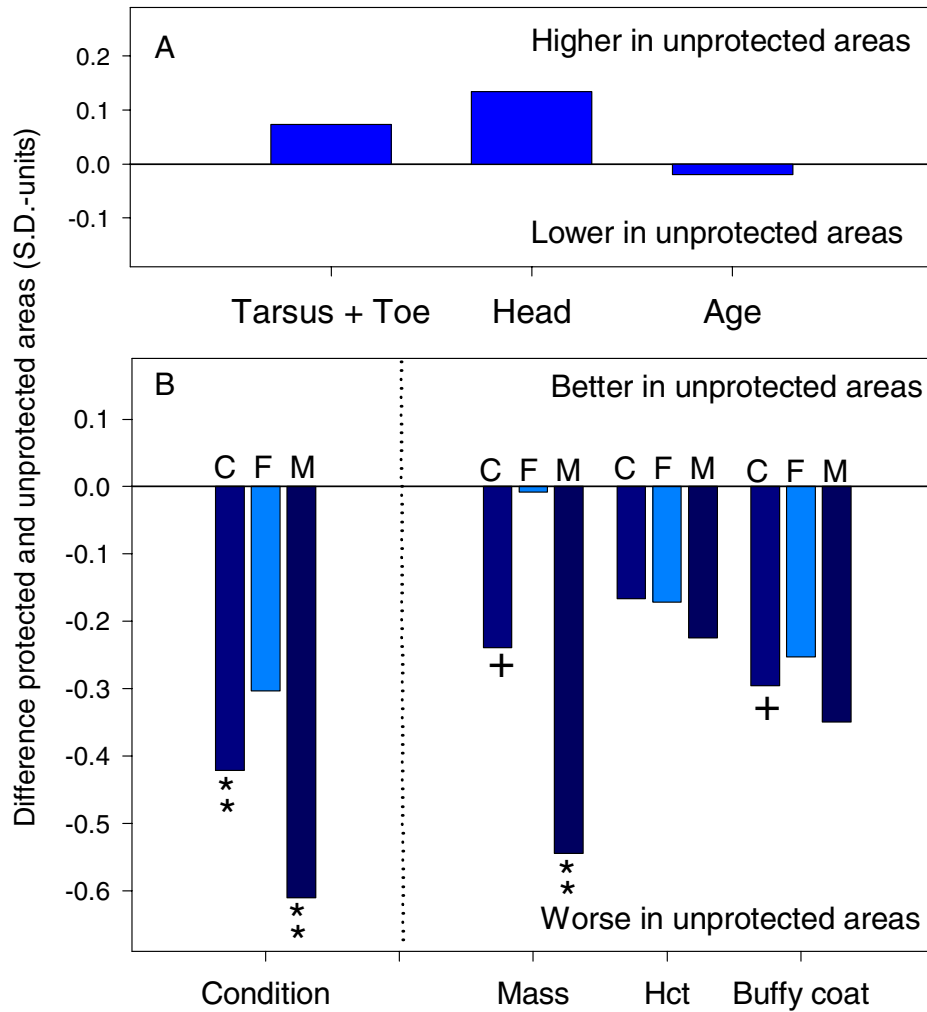


Figure D.2. Body size, age and condition of oystercatchers and MPAs. Shown are differences between protected and unprotected areas, expressed in standard deviations. A. Oystercatchers in protected and unprotected areas did not differ in age or body size (all $P > 0.5$). B. Condition and the three condition components (mass, hematocrit [Hct], and buffy coat) for the sexes combined and the sexes separately (indicated by C, F, M respectively above bars). High buffy coat indicates low condition, and for simplicity the sign was reversed in the graph. Condition was significantly lower in the unprotected areas for the sexes combined ($P < 0.01$), in males ($P < 0.01$), but not in females ($P = 0.15$). When testing the condition components separately (sexes combined), trends were found for mass ($P < 0.09$) and buffy coat ($P < 0.06$), but not for hematocrit ($P = 0.3$). Note that these tests are two-tailed, and thus conservative, despite a clear predicted direction of effect. The difference in male mass was significant ($P < 0.01$) while the difference in female mass was negligible; the interaction between sex and area type was significant in a one tailed test ($P = 0.04$). Differences in haematological parameters were similar in the two sexes, but due to reduced sample size P -values were higher than for the sexes combined (all $P > 0.1$). Sample sizes: $n = 330$ for condition and haematological parameters (177 females, 153 males), and $n = 515 - 520$ for mass, size and age (284 females, 231 males). ** $P < 0.01$, + $P < 0.1$.

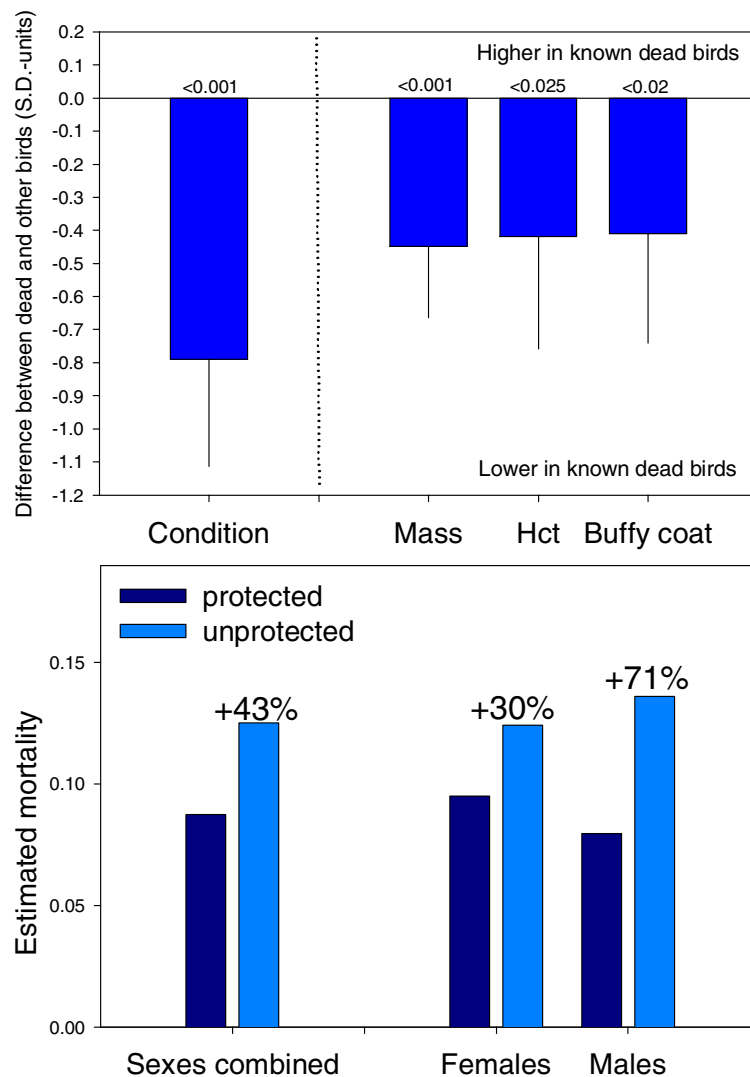


Figure D.3. Mortality in relation to condition and shellfish fisheries. A. Birds reported dead had lower condition than birds not reported dead. P-values (F-test) above bars are from logistic regressions, controlling for capture site. B. Mortality estimates were significantly higher in unprotected areas for the sexes combined (randomisation test, $P < 0.02$), and for males ($P = 0.03$), but not for females ($P < 0.1$).

areas (Fig. D.1). Because food intake rate decreases with increasing oystercatcher density (Ens & Cayford, 1996; Triplet *et al.*, 1999), the absence of redistribution was probably critical in generating the differences in condition and mortality. On a small scale, oystercatcher distribution has been successfully predicted assuming an ideal free distribution (Goss-Custard, 1996b; Stillman *et al.*, 2000), but on a larger scale oystercatchers apparently die rather than emigrate when faced with food shortage created by human intervention (Lambeck *et al.*, 1996; Atkinson *et al.*, 2003). This behaviour is understandable, because under natural conditions an oystercatcher that emigrates to avoid low cockle stocks is unlikely to encounter better feeding conditions elsewhere, because cockle stocks tend to be low or high on a very large scale (Strasser *et al.*, 2003). More generally, the success of MPAs may depend

critically on the extent to which the design is tailored to the distribution mechanisms of target species, thereby avoiding the creation of ecological traps (Schlaepfer *et al.*, 2002).

Methods

Data collection

Bird counts are organised by SOVON Vogelonderzoek Nederland (Koffijberg *et al.*, 2000). The Wadden Sea is divided in 35 sub-areas (see supplementary material), which were assigned to either the protected or the unprotected area before we received the data. A non-negligible proportion of counting areas was assigned to an intermediate category, and we ignored these in the analysis. We restricted the analysis to January counts, because these were done in all recent years. Incomplete counts were imputed using UINDEX (Underhill & Prys-Jones, 1994).

We captured 520 birds at seven sites (protected: $n = 9, 149, 72, 169$; unprotected: $n = 36, 64, 20$) with cannon nets or mist nets (first capture only). All captures were in the vicinity of a site where a cockle bank had been present according to recent surveys (Craeymeersch *et al.*, 2000). Time between first and last capture date was 34 days, and capture date did not differ systematically between protected (25 Jan, 1 Feb, 6 Feb, and 1 Mar 2001) and unprotected sites (30 Jan, 16 Feb, and 27 Feb 2001).

Biometric parameters were measured following standard techniques le V. dit. Durell *et al.* (1993). Bill tip shape was classified (Hulscher, 1985), and birds were sexed on the basis of bill morphology (Zwarts *et al.*, 1996c) which method yields 87% correct sex. All birds were colour ringed.

Blood samples (one heparinised capillary, approximately 65 nl) were taken from the brachial vein, and centrifuged 10 min at 12477 g. Buffy coat and hematocrit were measured immediately using sliding callipers and a magnifying glass. Repeatabilities were: hematocrit: $r(\text{s.e.}) = 0.98 (0.007)$, buffy coat: $r = 0.94 (0.02)$, $n = 30$ duplicate samples, both $F_{1,29} > 34.6$, $P < 0.0001$.

Calculations and statistical analysis

Statistical comparison of parameters between protected and unprotected areas was done using a randomisation test (Adams & Anthony, 1996). In brief: two grand means were calculated from the means per capture. The difference between these two means ($D = x_{\text{unprotected}} - x_{\text{protected}}$) was taken as test-statistic. The distribution expected under the null hypothesis $D = 0$ was generated by randomly distributing all values over the captures > 10.000 times. The two-tailed P-value is the proportion of runs with more extreme (absolute) values of D than the observed (absolute) D .

As input for the randomisation tests (and the graphs) we used the residuals of multiple regression analysis to correct for confounding variables, because this was not possible within the context of the principal component analysis or the randomisation test. Hematocrit and buffy coat are proportions and were arcsine square root transformed before analysis. Multiple regression models were selected using backwards

deletion of least significant terms until only significant terms remained. For the condition parameters the following regression models were selected (with s.e. and P-value in parentheses): $\text{Mass} = 16.0 (73.6, 0.82) + 68.4 (47.2, 0.14) * \text{Ht} - 170.1 (63.3, 0.007) * \text{Ht}^2 - 17.7 (3.9, 0.001) * \text{sex} + 17.1 (1.5, 0.001) * \text{age} + 2.2 (1.0, 0.01) * \text{head} + 4.0 (0.7, 0.001) * \text{tato}$, $R^2 = 0.33$, $n = 515$, where Ht is the holding time between capture and measuring, in proportion of 24 h; sex is a dummy variable (females = 0, males = 1); age is minimum age in calendar years (birds born in 2000 and captured in 2001 were in their 2-nd calendar year); head (in mm); tato (in mm) is length of tarsus plus middle toe up to the nail. Wing length was not entered, because it depends on state and behaviour: high flight activity results in shorter wings. $\text{Hematocrit} = 0.478 (0.004, 0.001) + 0.039 (0.016, 0.017) * \text{Ht}$; $R^2 = 0.02$, $n = 330$. In the analysis of mass and hematocrit there were no significant interactions of capture with holding time, sex or age. $\text{Buffy coat} = 0.0065 (0.00009, 0.001) + 0.0013 (0.0002, 0.001) * \text{yearling}$, $R^2 = 0.11$, $n = 330$, where yearling = 1 for birds in their 2 nd calendar year, and yearling = 0 for older birds.

Different condition parameters were combined using principal component analysis (Hair *et al.*, 1998). The first component (condition) explained 37% of the variation, and loading was approximately equal for each of the three parameters (mass: 0.53; hematocrit: 0.61; buffy coat: -0.58). Thus high mass and hematocrit and low buffy coat resulted in a high condition value.

Mortality estimates were based on birds reported dead by the public ($n=14$). One capture site (Mokbaai on Texel) is a permanent study site where observation intensity is very high (> 7 observations per individual per winter). Four out of 70 birds released at this site were not seen the next winter (2001–2002), and we assume that these 4 birds had also died ($n=18$ dead birds total). The correlation between condition and the probability of death was investigated using logistic regression; P-values were calculated using F-tests. Capture site was included as factor to accommodate spatial variation in recovery probability, and therefore only sites from which at last one bird was presumed dead was included ($n=458$). For birds for which there were no haematological data we estimated mortality on the basis of residual mass. Estimated probability of being found dead was corrected for the reporting probability of dead birds (24% Camphuysen *et al.*, 1996).

Acknowledgements

We are grateful to all people who helped catching birds, to It Fryske Gea, Staatsbos-beheer, Natuurmonumenten, Waterschap Noorderzijlvest, and Wetterskip Fryslan for permission to catch birds on their property, to all the volunteers who counted oystercatchers, to SOVON (Erik van Winden and Marc van Roomen) for managing and imputing the counting data, and to Leo Bruinzeel, Ken Norris and Phil Atkinson for discussion and comments on the manuscript. This research was financed by the STW, applied science division of NWO.

Appendix E

Oordeel Audit–commissie

Prof.dr. P.L. de Boer
Prof.dr. C.H.R. Heip
Prof.dr. W.J. Wolff

Utrecht / Yerseke / Haren
28 november 2003

Door middel van voetnoten is aangegeven hoe door de auteurs van dit rapport op de opmerkingen van de commissie is gereageerd.

Algemeen

Rapport B1 Scholeksters en hun voedsel in de Waddenzee van het EVA II project heeft als kernthema de voedselreservering voor scholeksters in de Waddenzee. Het rapport vraagt zich af of de huidige regeling gewerkt heeft en zo nee, wat daaraan kan worden verbeterd. Het rapport is uitvoerig maar verwijst regelmatig naar een achtergrondrapportage Wader Energy Balance & Tidal Cycle Simulator *WEBTICS*. Hoewel die achtergrondrapportage niet door de audit-commissie behoefde te worden geëvalueerd is het onmogelijk de hoofdrapportage goed te begrijpen zonder de achtergrondrapportage te hebben gezien. Er zullen hier dus ook enkele opmerkingen over die achtergrondrapportage worden gemaakt.

Behalve het manuscript van rapport B1 (versie 5 november 2003) en dat van de bovengenoemde achtergrondrapportage heeft de audit-commissie ook nog ontvangen

- e-mails d.d. 5 november 2003 en 7 november 2003 van resp. dr. H.J. Lindeboom en ir. R.L.P. Lanfers betreffende de procedure;
- een brief d.d. 14 november 2003 van de secretaris van de stuurgroep EVA II met daarbij de opmerkingen die tijdens de behandeling van het rapport in de stuurgroep zijn besproken (eerste commentaar Productschap Vis met daarbij reactie van onderzoekers; eerste en enige commentaar van natuurbeschermingsorganisaties met daarbij reactie van onderzoekers; tweede commentaar Productschap Vis);
- een toelichting d.d. 12 november 2003 van de eerste auteur van het rapport op hoofdstuk 4;
- een reactie d.d. 20 november 2003 van de onderzoekers op het tweede commentaar van het Productschap Vis.

De audit-commissie heeft van al deze extra stukken kennis genomen. De geleverde commentaren zijn zeer zinvol, maar ze hebben niet in alle gevallen een doorslaggevende invloed op de eindconclusies van het rapport. Waar relevant, zijn ze bij de beoordeling betrokken; de audit-commissie geeft echter geen commentaar op deze commentaren.

Zowel het hoofdrapport B1 als het achtergrondrapport zijn wetenschappelijk verantwoord; vrijwel alle gegevens worden verantwoord, de aanpak van de verschillende vragen wordt uitvoerig beschreven en er wordt adequaat verwezen naar andere literatuur over dit onderwerp. In het algemeen vindt de audit-commissie dit een goed rapport (zij het met nogal wat taalfouten¹ en met sommige onleesbare zinnen²). Het rapport geeft een goed overzicht en laat een gedegen kennis van de materie en een consequente behandeling van de problematiek zien. Het gebruik van de stress-index en het terugkeergetal in combinatie met een simulatiemodel is een goede vondst. De conclusies zijn voorzichtig geformuleerd en zijn in grote lijnen aanvaardbaar. Verhelderend is daarbij de discussie over vroegere en huidige draagkracht gerelateerd aan het al dan niet voorkomen van mosselbanken en het relatief kleine effect van de kokkelvisserij op de draagkracht³.

¹Met behulp van een spellingscheck zijn de meeste spelfouten gecorrigeerd.

²Onleesbare zinnen zijn in het algemeen restanten van oudere versies. Voorzover ze zijn gevonden zijn ze uiteraard verwijderd.

³Op verzoek van de audit-commissie (zie bladzijde 141) op zich is in het begin van de Samenvatting wat meer aandacht gegeven aan de ontwikkeling van de draagkracht.

Door de aard van de opdracht voor dit rapport ligt het accent op scholeksters en kokkels. Op een enkele plaats in het rapport en zeer duidelijk in de discussie komt naar voren dat naast kokkels ook mosselen, nonnetjes en andere prooien door de scholeksters worden gegeten. Het aandeel daarvan is soms ⁴ groter dan dat van kokkels (zie bijv. figuren 5.2, 5.5 en 5.8). Deze beschikbaarheid van andere prooien verklaart mede de grote onzekerheid waarmee de lezer al direct in de allereerste paragraaf van de samenvatting (Aantalsverloop en voedsel) wordt geconfronteerd. De vermelding van een kans van 10% dat het gevonden verband op toeval berust en 31% kans dat de conclusies onjuist zijn, dat zijn opmerkingen die maken dat de lezer enigszins sceptisch aan dit rapport begint. Indien echter in het begin direct wordt aangegeven dat scholeksters behalve kokkels ook mosselen, nonnetjes en andere prooidieren eten en dat ze daarnaast ook nog concurrentie hebben van andere predatoren, zoals bijv. eidereenden (rapport B2), dan beseft de ook de niet-ingevoerde lezer dat hij geen 100% correlaties hoeft te verwachten tussen de omvang van de scholeksterpopulatie en die van de kokkels. Voor de scholeksters is de kokkel één van de prooien en de reden om bijna alle aandacht daarop te richten is dat men meer inzicht wilde krijgen in de effecten van de kokkelvisserij. Door elementen van paragraaf “Draagkrachtberekening ...” op blz. 12 naar voren te halen zou hier meer duidelijkheid kunnen worden verschaft⁵.

Veelal houden de auteurs slagen om de arm en zijn ze overdreven voorzichtig in de formulering waar dat niet altijd nodig is. Bijv. blz. 13 “het is niet denkbeeldig dat ...”⁶.

Oorzaak van de afname van de scholekster

De Nederlandse scholeksterpopulatie is zowel in de broedgebieden als in de overwinteringsgebieden afgenomen. De oorzaak van de afname zou dus zowel in de broedgebieden, met name de Nederlandse polderlandschappen, als in het wintergebied, d.w.z. de Waddenzee en de Deltawateren, gezocht kunnen worden (of in allebei). Echter, twee goed onderzochte broedpopulaties op resp. Texel en Schiermonnikoog, die voor hun voedselvoorziening geheel en het jaar rond afhankelijk zijn van de Waddenzee en eventueel andere getijdengebieden, zijn ook sterk afgenomen. De audit-commissie acht dit een doorslaggevend argument om de oorzaak van de achteruitgang van de scholekster in de Waddenzee en de Deltawateren te zoeken⁷.

Betrouwbaarheid van het model

Hoofdstuk 3 geeft de opzet en resultaten van een modelstudie. Het model wordt beschreven in de achtergrondstudie hierboven reeds vermeld. De audit-commissie

⁴dat wil zeggen, in sommige deelgebieden en in sommige jaren, auteurs

⁵Aan het eerste deel van de Samenvatting is een allinea toegevoegd waarin wordt uitgelegd waarom we geen éénduidig verband hoeven te verwachten.

⁶De voorzichtigheid komt in dit geval voort uit het feit dat cumulatieve effecten pas konden worden bestudeerd nadat de problemen met de kokkelbalans waren opgelost (zie Hoofdstuk 3.3.1) en dat is pas in een laat stadium gebeurd. Niettemin is het duidelijk dat de audit-commissie hier gelijk heeft en de betreffende allinea is verbeterd. Het wegvissen van kokkels leidt tot een vermindering van het kokkelbestand ten opzichte van een situatie zonder visserij en dat zal in jaren met een afnemend kokkelbestand het probleem voor de vogels verergeren.

⁷Deze kwestie is wel uitvoerig besproken in de Discussie (op bladzijde 105, maar ontbrak in de Samenvatting. Daarom is een allinea aan het eerste deel van de samenvatting toegevoegd.

meent dat het model is gebaseerd op de state-of-the-art van het voedsel-ecologisch onderzoek van de scholekster. Ook de modelformuleringen lijken in orde. Tenslotte komen de modeluitkomsten zeer redelijk overeen met de veldwaarnemingen en met wat men zou verwachten op basis van expert judgment. De zwakste schakel is de meerjarige simulatie van het kokkelbestand; daarom is het elk jaar opnieuw uitgaan van de in het veld gemeten bestanden een goede strategie⁸.

In het hoofdrapport en het achtergrondrapport wordt niets vermeld over calibratie en/of validatie van het model⁹. Het model blijkt echter te zijn gebruikt voor zowel de Waddenzee als de Oosterschelde. Kan worden aangenomen dat het model voor het ene gebied is ontwikkeld en met behulp van het andere gebied gevalideerd¹⁰?

Betrouwbaarheidsgebieden

Paragraaf 1.6: in dit rapport worden standaarddeviaties van verschillende uitkomsten gegeven en niet 95%-betrouwbaarheidsgebieden. De lezer dient zich daarbij te realiseren dat de standaarddeviatie een maat is voor de spreiding van de uitkomsten als een bepaalde grootte meerdere malen wordt gemeten. Als een bepaalde wadvogeltelling zeer kort na elkaar een groot aantal malen zou worden herhaald, geeft de standaarddeviatie (bij een normale verdeling) het gebied aan waarbinnen 68,2% van de uitkomsten ligt. Twee maal de standaarddeviatie aan weerszijden van het gemiddelde omvat het gebied waarbinnen ongeveer 95% van de uitkomsten ligt. Dit is echter niet gelijk aan het gebruikelijke 95%-betrouwbaarheidsgebied want dat wordt afgeleid van een schatting van de betrouwbaarheid van het gemiddelde d.m.v. de standaard fout (standard error); de standaardfout wordt berekend door de standaarddeviatie te delen door de wortel uit het aantal waarnemingen. En daar zit het probleem met wadvogeltellingen: de waarnemingen zijn geen onafhankelijke steekproeven uit een populatie, maar volledige tellingen van het aantal vogels in bepaalde deelgebieden die later worden gesommeerd. Het aantal waarnemingen is dan gelijk aan 1. Terecht zien de auteurs daarom af van het berekenen van een 95%-betrouwbaarheidsgebied (Dat de uitkomsten van herhaalde wadvogeltellingen niet normaal verdeeld zouden zijn, is volgens de audit-commissie niet aangetoond¹¹). Om toch een indruk van de betrouwbaarheid te geven gebruiken zij voor de wadvogeltellingen een relatieve standaarddeviatie (= standaarddeviatie uitgedrukt als percentage van het gemiddelde) van 10%. De hoofdauteur van dit rapport heeft de betrouwbaarheid van wadvogeltellingen zelf indertijd grondig onderzocht ([Rappoldt et al., 1985](#)); hij komt tot de conclusie dat de relatieve standaarddeviatie van tellin-

⁸In Hoofdstuk 4 wordt aan dit bezwaar gedeeltelijk tegemoet gekomen.

⁹Zoals besproken in Hoofdstuk 3.1 is het karakter van de modelberekeningen in belangrijke mate het “doorrekenen” van beschikbare informatie over foerageergedrag, prooidierbestanden en abiotische factoren. Op basis van deze informatie kan het gedrag van “ideale en alwetende” vogels worden doorgerekend. Dat het resultaat (de berekende stress-index als maat voor de voedselsituatie) ook iets zegt over echte vogels blijkt met name uit het statistisch significante verband tussen stress-index en terugkeergetal voor de Oosterschelde ([Rappoldt et al., 2003c](#), Hoofdstuk 5.6.2). Daar wordt naar verwezen bij bespreking van hetzelfde verband voor de Waddenzee in Hoofdstuk 3.6.2 op bladzijde 71.

¹⁰Deze suggestie zou tot een ingewikkelde conceptuele structuur leiden van de rapporten die over de Oosterschelde en over de Waddenzee zijn geschreven. Het is wel zo dat het significante verband tussen terugkeer en stress index voor de Oosterschelde een ondersteuning vormt voor het gebruik van het verband voor de Waddenzee.

¹¹Dat is zo, maar het gebruik van twee keer de standaarddeviatie als schatting van een 95%-betrouwbaarheidsgebied is alleen correct voor een normaal verdeelde grootte. De som van een groot aantal vogeltellingen is wellicht normaal verdeeld, maar de schatting van de voedselreservering is dat waarschijnlijk niet.

gen van alle scholeksters in de Nederlandse Waddenzee ongeveer 5% van het getelde aantal bedraagt.

Het gebruik van een relative standaarddeviatie van 10% in het onderhavige rapport acht de audit-commissie redelijk. Enerzijds moet rekening worden gehouden met het gebruik van imputing voor het invullen van ontbrekende tellingen. Deze procedure draagt waarschijnlijk niet bij aan een grotere spreiding van de waarnemingen. Anderzijds zijn de geven waarden gemiddelden over een winterseizoen; daarin zit wel een zekere spreiding.

Figuur 2.3: de terugkeergetallen worden berekend uit de jaarlijkse tellingen die elk van een (geschatte) standaarddeviatie zijn voorzien. Dan kunnen de terugkeergetallen toch een ook een standaarddeviatie krijgen¹²?

Paragraaf 2.3 en figuur 2.5: de regressielijnen voor het verband tussen vlees beschikbaar per vogel en terugkeergetal worden gebaseerd op absolute waarden van de terugkeergetallen. Daar wordt dus ook het berekende betrouwbaarheidsgebied (= standaarddeviatie van de regressie) op gebaseerd. Echter, zoals hierboven gesteld, hebben ook die terugkeergetallen een bepaalde mate van onzekerheid. Op dezelfde manier hebben de berekeningen van de hoeveelheid vlees per vogel een eigen onzekerheid. Als die onzekerheden in de regressie verdisconteerd zouden kunnen worden zou mogelijk de regressie iets anders verlopen en in elk geval het aangegeven betrouwbaarheidsgebied groter zijn. De uit Figuur 2.5B afgelezen schatting van de voor een terugkeergetal van 1 benodigde hoeveelheid vlees per vogel zal dan waarschijnlijk wel omstreeks 280 kg blijven liggen, maar het betrouwbaarheidsgebied zou wel ruimer kunnen worden dan 160-400 kg vlees per vogel.

Paragraaf 2.3: Uit figuur 2.5 wordt geconcludeerd dat de kans dat het gevonden verband tussen schelpdierbestanden en terugkeergetallen (niet: vogelaantallen) op toeval berust ongeveer 10% is. Gebruikelijk is dan de hypothese dat er verband is, te verwerpen. De auteurs wijzen er echter terecht op dat men dan een zeer reële kans loopt op een ten onrechte verwerpen van dat verband; zij becijferen die kans op 70%. Wat dan nu te doen? De audit-commissie meent dat de hypothese toch moet worden verworpen als er verder geen aanwijzingen voor het tegendeel zijn. Die blijken er echter wel te zijn (Hoofdstuk 3) en in dat geval versterken de conclusie van paragraaf 2.3 en die van Hoofdstuk 3 elkaar¹³. Men dient hierbij te bedenken dat het hanteren van een kans op een toevallige uitkomst van 5% als grens voor al dan niet verwerpen van een hypothese, een praktische maatregel is. In feite staat het de onderzoeker vrij om zelf zijn grens te kiezen, afhankelijk van het probleem dat hij onderhanden heeft; hij kan ook 10% of 1% kiezen (zie bijv. het handboek van Sokal & Rohlf). Het probleem wordt dan in wezen verlegd naar de lezer van het onderzoeksrapport; wordt die voldoende overtuigd door de gehanteerde grens?

¹²ja, en wel ongeveer 20%. De punten voor de verschillende jaren zijn dan echter niet meer onafhankelijk, hetgeen in principe een complicatie vormt voor het gebruik van terugkeergetallen in een gewone regressieanalyse. In verband met de tussenliggende strenge winters is een mathematisch geheel correcte analyse echter behoorlijk ingewikkeld en er is geen reden om te veronderstellen dat de uitkomsten heel anders zouden zijn.

¹³De redenering is inderdaad dat Hoofdstuk 3 laat zien dat de jaren met weinig kokkels ook volgens een “mechanistisch” foerageermodel jaren zijn geweest met voedseltekort. Het model vormt daarmee de verklaring voor de regressie analyse in Figuur 2.5 en laat zien dat de verschillen in terugkeergetal *niet* op toeval berusten.

Ecologische voedselbehoefte

De auteurs berekenen met behulp van een model (*WEBTICS*) de ecologische voedselbehoefte (= de hoeveelheid die er aan het begin van de winter moet zijn (om de winter door te komen tot het volgende broedseizoen? tot de volgende winter? tot 31 maart?)) uit de dagelijkse voedselopname die door een aantal factoren wordt bepaald. Voor zover de commissie kan beoordelen is dit simulatiemodel gebaseerd op goede aannamen en goede getallen. Er wordt een stress-niveau berekend dat een maat is voor de inspanning die een vogel moet leveren om de winter door te komen, dit is een fractie van de maximale inspanning die geleverd kan worden. Voor 266 000 scholeksters (263 000 zonder Hond en Paap) komt dit gemiddeld neer op 80%¹⁴. De voedselreservering moet een bepaald aantal scholeksters toelaten te overwinteren en wordt geschat op 200 kg kokkelvles per vogel, dus exclusief andere prooidieren. De draagkracht van de Waddenzee met kokkelvisserij in de jaren 90 komt dan neer op 119 200 vogels, d.i. 45% van de norm. Zonder kokkelvisserij gaat het om 134 300 vogels (51%). Hieruit kan men besluiten dat onafhankelijk van de visserij er in de jaren 90 teveel scholeksters in de Waddenzee voorkomen wanneer deze uitsluitend van kokkels zouden moeten leven. De norm is gebaseerd op een aantal scholeksters in het verleden (gemiddelde 1980–1990) en deze periode is kennelijk niet representatief voor de huidige situatie. Het verschil kan (grotendeels) worden verklaard door de tijdelijke afwezigheid van mosselbanken. Die kunnen voor een alternatieve voedselbron zorgen waar ongeveer 140 000 vogels van zouden kunnen leven. Hierbij wordt uitgegaan van 4000 ha mosselbanken in het intergetijdengebied (die volledig voor scholeksters gereserveerd zouden moeten blijven¹⁵). Hoofdstuk 5 gaat nog in op de rol van nonnetjes en andere prooien.

Paragraaf 3.2.5¹⁶: Het is niet duidelijk wat er precies gedaan is met other preys op het wad. In het achtergrondrapport wordt gesteld dat de opname is gesteld op een aandeel van 10% met een minimale opnamesnelheid van 0.0 mg per seconde. In de tweede alinea van 3.2.5 wordt echter gesteld dat is gewerkt met een aandeel van 10% met een minimale opnamesnelheid van 0.3 mg per seconde. In de derde alinea blijkt dan dat onder die condities het aandeel other preys tussen de 10 en 15% bedraagt. Het aandeel wordt vastgelegd in % op basis van de totale opgenomen gewichtshoeveelheid, dus hoe kan daar een ander aandeel uitkomen dan is vastgelegd¹⁷? In deze beschouwing roept ook het begrip minimale opnamesnelheid vragen op. Voor de andere prooi-soorten wordt de opnamesnelheid bepaald uit eigenschappen van de prooi en de dichtheid van de vogels; het is duidelijk dat dat niet mogelijk is voor ongespecificeerde andere prooien. Het woord minimaal impliceert echter dat de opnamesnelheid kan variëren; waar is die variatie dan van afhankelijk, m.a.w. welke factor reguleert die snelheid? Of moet voor andere prooien minimale opnamesnelheid worden gelezen als vaste opnamesnelheid? En is de consequentie dan misschien dat de vogel eerst 10% van zijn benodigde voedselhoeveelheid met een lage opnamesnelheid opneemt en dan pas ziet hoeveel hij nog van de andere prooien met een

¹⁴De audit-commissie refereert hier aan de jaren 1990–1997, zie bijvoorbeeld Figuur 3.20.

¹⁵Bij 35 scholeksters per hectare is het aantal scholeksters dat op 4000 ha aan stabiele mosselbanken kan leven inderdaad 140 000 (zie Figuur 6.1).

¹⁶De uitleg over deze kwestie in Hoofdstuk 3.2.5 is nu uitvoeriger waardoor het hopelijk duidelijker is hoe er is gerekend.

¹⁷Doordat er twee verschillende bijdragen zijn, een vaste minimale opnamesnelheid en een fractionele ten opzichte van de reguliere functionele respons. Bovendien wordt de fractionele bijdrage van “andere prooien” gegeven ten opzichte van de functionele respons tijdens laagwater terwijl het eindresultaat in het diët wordt uitgedrukt ten opzichte van de totale voedselopname, inclusief de opname tijdens hoogwater.

hogere snelheid kan binnenkrijgen? (Vergelijk ook paragraaf 3.8.1, eerste alinea).

Stress-index

Belangrijk in het rapport is de stress index. Zoals de audit-commissie hierboven reeds stelde, is het gebruik van de stress-index en het terugkeergetal in combinatie met een simulatiemodel een goede vondst. De stress-index meet hoe frequent hoge waarden van de foerageerintensiteit voorkomen. Foerageerintensiteit wordt gedefinieerd in paragraaf 3.2.7 als de fractie gegeten van wat vogels maximaal zouden kunnen eten gedurende het laagwater bij ongelimiteerde behoefte en zonder beperkingen door de maaginhoud. Foerageerintensiteit wordt gerelateerd aan droogvalduur, voedselbeschikbaarheid en interferentie. Deze foerageerintensiteiten worden gekwadrateerd, zodat de hoge intensiteiten veel zwaarder wegen dan de lage. De onderliggende gedachte is kennelijk dat wanneer vogels langer moeten foerageren dat komt doordat er minder voedsel beschikbaar is of het voedsel minder bereikbaar is. Maar zoals het hier geformuleerd wordt lijkt het gebruik van deze foerageerintensiteit als basis voor een stress-index aanvechtbaar. De stress index wordt immers berekend op basis van hoe frequent hoge waarden voorkomen.

Verder is ook de wijze van berekening niet helemaal duidelijk. Per laagwaterperiode wordt n waarde van de stress-index berekend en deze waarden worden gemiddeld over een heel seizoen. Hierbij wordt volgens de legenda van fig.3.17 het gemiddelde gebruikt. Is dit het gemiddelde van de kwadraten of het kwadraat van het gemiddelde¹⁸?

Zelfs indien we de foerageerintensiteit anders definieren (de werkdruk uit de tekst formaliseren door niet naar de hoeveelheid voedsel te kijken maar naar de tijd nodig om die te verzamelen¹⁹), blijft er nog een probleem met de stress-index omdat die uitgaat van een monotone relatie (een hogere waarde van x geeft een hogere waarde van y)²⁰. Dit ligt ook ten grondslag aan de simulatie in fig. 3.21 waaruit geconcludeerd wordt dat de vogels gedurende een groot aantal jaren aan stress onderhevig waren tengevolge van voedseltekort. Maar zelfs als gemiddeld 80% van de tijd aan foerageren wordt besteed, lijkt dit niet noodzakelijk tot stress (in de fysiologische betekenis) te moeten leiden tenzij de spreiding zeer groot zou zijn²¹. Dit zou beter onderbouwd moeten worden. Ook zou kunnen nagegaan worden wat het resultaat

¹⁸Het gemiddelde van de kwadraten; anders tellen de grote foerageerintensiteiten ook niet zwaarder.

¹⁹Die twee zaken zijn bijna identiek. Als de tijd die nodig is om het voedsel te verzamelen wordt gebruikt is het probleem echter dat het onduidelijk is wanneer precies die tijd gaat lopen aan het begin van een laagwaterperiode en wanneer de beschikbare tijd eindigt aan het eind ervan. Door de maximale opnamesnelheid van een vogel met een ongelimiteerde behoefte (en zonder digestive bottleneck) te gebruiken als referentiesnelheid wordt dit probleem opgelost.

²⁰Hierbij moet bedacht worden dat de stress index op seizoensbasis wordt berekend. Eén dag honger leidt inderdaad niet tot een probleem voor de vogels, maar bij *vaak* voorkomende hoge foerageerintensiteiten komt een toenemende fractie van de vogels in de problemen. Het is niet noodzakelijk om een monotone relatie tussen foerageerintensiteit en fysiologische stress aan te nemen op dagbasis of voor een individuele vogel. Slechts voor het seizoensgemiddelde en voor de gemiddelde vogel wordt een monotone relatie aangenomen.

²¹Er zijn vermoedelijk tamelijk grote verschillen tussen individuen, zeker als daar de relatief onervaren eerstejaars vogels bij worden betrokken, maar de belangrijkste factor is hier dat de berekende stress-indices gelden voor vogels met volledige kennis van hun voedselgebied die zich momentaan en zonder energetische kosten over het gebied kunnen verplaatsen om zodoende een maximale opnamesnelheid te handhaven. Dergelijke “ideale” vogels hebben het veel makkelijker dan echte vogels en daarom kan het stress-niveau ook niet tot 0.8 oplopen zonder problemen. Daarbij moet ok bedacht worden dat de problemen voor de Scholeksters met hun lage reproductiesnelheid en hun lange

is van het niet kwadrateren van de stress-index of van het gebruik van een step function of een logistische curve met geen stress onder een bepaald niveau²².

In het algemeen kan ook gesteld worden dat het gebruik van het woord "stress" gevaarlijk is. In het spraakgebruik heeft die term een bepaalde lading die niet overeen komt met de hier gehanteerde betekenis. Verder is er volgens de gebruikte definitie en met de gebruikte rekenmethode altijd stress, zelfs wanneer er absoluut voldoende voedsel is. Vanaf welk niveau deze stress een probleem vormt wordt in het rapport besproken uitgaande van fig. 3.25. Hierbij wordt het getal naar voor gebracht van 300 kg kokkelvles per vogel in september. Dit is ongeveer de asymptoot berekend voor de historische aantallen scholeksters. Maar deze asymptoot komt niet noodzakelijkerwijze overeen met een echte stress in de fysiologische betekenis²³. Men zou evengoed kunnen beargumenteren de grens bij 100 kg kokkelvles per vogel te leggen omdat de stress-index slechts van 0,2 naar 0,3 stijgt en dit nog geen probleem voor de vogels vormt. Het berekende stress-niveau voor een terugkeergetal van 1 ligt bovendien op 0,29 (p. 68). Het getal van 0,29 heeft betrekking op de recente situatie. In welke mate verandert dat getal wanneer de beschikbaarheid van andere prooien (bijv. areaal mosselbanken) toe- of afneemt²⁴?

De audit-commissie beveelt aan nog eens goed naar bovengenoemde punten te kijken en na te gaan of een andere term dan stress kan worden gevonden (belasting?)²⁵.

Hoeveelheid te reserveren voedsel

De conclusie dat de voedselreservering ergens tussen 100 en 300 kg kokkelvles per vogel moet liggen vindt de audit-commissie aanvaardbaar. Het referentie-aantal van 263 000 scholeksters lijkt te hoog, zoals al besproken, tenzij het volledig areaal aan littorale mosselen voor de scholeksters gereserveerd wordt²⁶. Wat de consequentie is van de opmerking dat reservering moet gebaseerd zijn op een marginale verhoging van de stress in goede jaren kan de audit-commissie niet goed beoordelen²⁷. In

levensduur niet zo heel groot hoeven te zijn om direct of indirect tot een afname van het aantal te leiden.

²²In het algemeen kan de stress-index worden geschreven als $\sum w(x_i)x_i$, waarin x_i de fourageerintensiteit is en w een gewichtsfunctie. Allerlei gewichtsfuncties *zijn* geprobeerd en het maakt allemaal niet veel uit. Het gebruik van een step function leidt echter tot extra gevoeligheden voor de threshold waarde die wordt aangenomen (en waarom één threshold?). Ingewikkelder functies hebben meerdere parameters en de keuze van geschikte waarden wordt buitengewoon arbitrair. Het kwadrateren heeft als voordeel dat de gekozen gewichtsfunctie de eenvoudigste is die bestaat, namelijk $w(x_i)=x_i$. En met name de relatie tussen stress en terugkeer voor de Oosterschelde laat zien dat het werkt.

²³Dat is juist, maar dan zou een stressvrij inspanningsniveau gekozen moeten worden voor de *gemiddelde* scholekster. Daarmee wordt het probleem verplaatst van het bepalen van een acceptabel stressniveau naar het bepalen van een stressvrij inspanningsniveau.

²⁴Het berekende reserveringsniveau heeft inderdaad betrekking op de negentiger jaren, waarin mosselen geen rol van betekenis speelden. Dat maakt de analyse in zeker opzicht eenvoudiger. Op de rol van moselbanken wordt vervolgens in de Discussie uitvoerig ingegaan na het berekenen van de draagkracht voor de negentiger jaren

²⁵Wellicht had inderdaad beter een meer neutrale term kunnen worden gebruikt. Het is echter heel moeilijk dat in een laat stadium nog te veranderen. Bij presentaties zal zoveel mogelijk worden benadrukt dat de "index" een onschadelijk basisniveau heeft.

²⁶Zoals uitvoerig in het rapport aangegeven kunnen 263 000 scholeksters inderdaad niet langdurig bestaan van alleen het natuurlijke kokkelbestand.

²⁷Het ecologische karakter van de soort, een lange levensduur, een lage reproductie en een lage sterfte, brengt met zich mee dat goede jaren noodzakelijk zijn als compensatie voor verliezen in minder goede jaren en in strenge winters. Zoals in Hoofdstuk 3.6.4 wordt beargumenteerd is het

paragraaf 3.6.5 wordt eerst een minimale voedselreservering van 150 kg voorgesteld die overeen komt met een stressniveau van 0,29 (in de op een na laatste alinea wordt kennelijk abusievelijk 0,35 genoemd²⁸) en vervolgens een voorstel van 200 kg per vogel rekening houdend met de onzekerheid. Dit voorstel is wel consistent met de gevolgde redenering en geeft ruimte aan de onzekerheid.

Paragraaf 3.5, figuur 3.24: Hier wordt de kern van een elegante aanpak beschreven: de hoeveelheid voedsel beschikbaar per vogel wordt in verband gebracht met de stress-index. Hierbij moet worden opgemerkt dat de punten in figuur 3.24 nog horizontaal kunnen verschuiven door de voorgestelde berekeningen met alternatieve aantallen kokkels²⁹ (paragraaf 3.3.2). Verticaal zijn kleine afwijkingen denkbaar door onzekerheden in het model (bijv. andere prooien)³⁰.

Paragraaf 3.5, laatste alinea: de modellering zou via figuur 3.25 tot een omslag in de stress-index tussen 100 en 300 kg kokkelvles per vogel leiden. Daarvan is volgens de audit-commissie de grens van 300 kg duidelijker dan die van 100 kg; deze laatste grens lijkt tamelijk arbitrair. De grenzen afgeleid uit de terugkeergetallen zijn 160 en 400 kg; dat is wat minder consistent dan de tekst van paragraaf 3.5 suggereert. Wel ligt de middenwaarde van het gebied afgeleid uit de terugkeergetallen (280 kg) vlak bij het omslagpunt van 300 kg afgeleid uit fig. 3.25³¹.

Paragraaf 3.6.5 is cruciaal voor de conclusies van het rapport. De redenering in de eerste twee alinea's is consistent, al is de keuze van 200 kg voedselreservering arbitrair. Anderzijds, als men het snijpunt in de grafiek op 150 kg legt, is een reservering van ongeveer 200 kg op basis van de voorgaande tekst van het rapport niet onredelijk. In de derde alinea wordt de betrouwbaarheid van de uitkomst besproken; hier is niet veel aan toe te voegen (maar een referentie naar de Oosterschelde-uitkomst is wel gewenst). De in de vierde alinea gepresenteerde figuur 3.28 is nuttig als een illustratie van de redenering³², maar is verder niet overtuigend. Tenslotte komen de auteurs in de vijfde alinea uit op een voorgestelde voedselreservering van 200 + 30 kg kokkelvles per vogel, waarbij de 30 kg staat voor één standaarddeviatie. De audit-commissie kan de keuze van 200 kg billijken als zijnde het best haalbare bij de huidige stand van de kennis en de wetenschap, maar de commissie vindt de 30 kg onvoldoende onderbouwd³³.

Paragraaf 6.1, eerste alinea: het betrouwbaarheidsgebied van 30 kg is op onduidelijke gronden toegevoegd. Tweede alinea: het genoemde getal van 200 kg stemt niet helemaal overeen met informatie waarop dit zou zijn gebaseerd. Figuur 2.5 geeft

niet realistisch om dit te beschrijven als een reeks gemiddelde jaren.

²⁸de waarde van 0.35 komt voor in een redenering mtennt de foutenmarge die aangepast is naar aanleiding van onderstaande opmerkingen van de commissie.

²⁹Horizontale verschuivingen zullen echter samengaan met verticale verschuivingen en de punten zullen in essentie op dezelfde curve blijven liggen die het verband beschrijft tussen de hoeveelheid kokkelvles per vogel en de stress index.

³⁰Dat is correct maar zulke afwijkingen worden gedeeltelijk gecompenseerd doordat ook het stress niveau benodigd voor een terugkeer van 1.02 verschuift (zie Hoofdstuk 3.8).

³¹Bedoeld wordt dat het plateau voor een grote hoeveelheid voedsel in beide benaderingen wordt bereikt bij vergelijkbare hoeveelheden en dat voedselhoeveelheden die volgens de regressieanalyse samenhangen met een verminderde terugkeer ook volgens het foerageermodel problemen opleveren. Het gaat hierbij dus nadrukkelijk om de consistentie tussen beide benaderingen en niet om een preciese kwantitatieve vergelijking van een intervallen die niet eenduidig zijn af te lezen.

³²Is daar ook daarvoor bedoeld

³³De 30 kg is vervangen door enkele tientallen waarbij er uitdrukkelijk op wordt gewezen dat deze onzekerheid niet nauwkeuriger te kwantificeren is en dat het dus niet goed mogelijk is om te zeggen of het nu 20, 30, 40 of 50 moet zijn.

een middenwaarde van 280 kg met een betrouwbaarheidsgebied van 160 tot 400 kg, terwijl fig. 3.30 arbitrair een waarde van 200 kg (in de grafiek ca. 205 kg) geeft. De derde alinea noemt het gebruikte model maar vat de essentie van paragraaf 3.6.5 niet samen; dat zou hier wel moeten gebeuren³⁴. In de zesde alinea wordt gesteld dat voedselreservering als doel heeft het voorkomen van voedsel-stress. Hoewel niet onjuist, ware hier aan toe te voegen dat voedsel-stress boven een bepaalde waarde leidt tot extra sterfte³⁵.

De audit-commissie meent dat de uiteindelijk voorgestelde reservering van 200 kg kokkelvles per scholekster het best haalbare en meest verantwoorde getal is. Het is gebaseerd op de resultaten van het veldonderzoek, op de uitkomsten van modelonderzoek en op een consistente redenering. Het voorgestelde getal is niet hard, maar wel het beste dat te krijgen is. Over de hieraan toegevoegde betrouwbaarheid van + 30 kg heeft de commissie echter twijfels; de commissie heeft niet kunnen volgen hoe die tot stand is gekomen³⁶.

Detailopmerkingen

De Samenvatting zal uiteraard moeten worden aangepast naar aanleiding van eventuele veranderingen in de hoofdtekst. Laatste zin van Samenvatting en van paragraaf 1.2: "geen voldoende voorwaarde" liever formuleren als "niet de enige voorwaarde"³⁷.

Paragraaf 1.3: dat scholeksters inderdaad van overwinteringsgebied kunnen veranderen werd beschreven door Van Latesteijn & Lambeck (The analysis of monitoring data with the aid of time-series analysis. Environmental Monitoring and Assessment 7 (1986): 287-297) die aannemelijk maakten dat scholeksters uit de Grevelingen na afsluiting in 1971 in de Oosterschelde terechtkwamen³⁸.

Figuur 2.1 (en op vele andere plaatsen): de tellingen van de platen de Hond en de Paap worden niet meegenomen. Men krijgt de indruk dat steeds wordt bedoeld dat het hele Eems-Dollard gebied ten zuiden van de Eemshaven niet is meegenomen. Daar zijn geen bezwaren tegen maar het zou duidelijker zijn als dat werd vermeld³⁹.

Paragraaf 2.1: Uit fig.2.1. valt af te leiden dat de aantallen scholeksters vanaf 1996 tenminste gestabiliseerd zijn en wellicht stijgen. Dat wordt ook door de auteurs onderkend maar niet grondig besproken⁴⁰. Op veel plaatsen in het rapport wordt de indruk gewekt dat de scholeksterpopulatie in de Waddenzee een gesloten gemeenschap is⁴¹; tegen het eind komt ook migratie en uitwisseling met andere gebieden ter sprake. In hoofdstuk 2 heeft de lezer nog de indruk dat variaties in populatiegrootte

³⁴Er zijn enkele allineas toegevoegd die de redenering enigermate completeren

³⁵Leidt in eerste instantie tot het verdwijnen van vogels uit het gebied. De risico's daarvan zijn in de Inleiding geschetst.

³⁶De opgegeven marge is veranderd in een schatting van enkele tientallen kg zonder dat daar een kwantitatief betrouwbaarheidsinterval uit kan worden afgeleid

³⁷De formulering is aangepast als

³⁸Referentie toegevoegd

³⁹In de Dollard overwinteren geen Scholeksters, dus het betreft inderdaad het hele Eems-Dollard gebied. Vermelding daarvan is toegevoegd is bij Figuur 3.1.

⁴⁰Aan Hoofdstuk 6.2 is een allinea toegevoegd. Het is inderdaad niet onbelangrijk te constateren dat vanaf 1996 het aantal scholeksters weer kan stijgen, omdat het kokkelbestand boven de 200 kg vlees per vogel ligt.

⁴¹In de Inleiding wordt op de mogelijkheid van emigratie gewezen; aan de uitleg over het terugkeergetal in Hoofdstuk 2.1 is de mogelijkheid van emigratie en immigratie uitdrukkelijk toegevoegd.

alleen het gevolg zijn van geboorte en sterfte. Met het gemiddelde reproductieresultaat van 0.1 jong per paar per jaar dat in paragraaf 1.3 wordt genoemd, kan niet de groei in 93/94 in fig. 2.1 worden verklaard. Heeft hier immigratie plaatsgevonden of was dit een uitzonderlijk jaar voor het broedsucces⁴²?

In figuur 2.3 wordt de groei/afname van jaar n naar jaar $n + 1$ geplot bij jaar n . Het plotten bij jaar $n + 1$ is logischer en maakt de vergelijking met andere figuren, bijv. fig. 2.1 gemakkelijker⁴³.

Paragraaf 2.1, tweede alinea: achtereenvolgens wordt gesproken over de standaarddeviatie, de foutenmarge en de onzekerheid van scholekstertellingen. Als steeds hetzelfde wordt bedoeld, ware ook steeds het goed gedefinieerde begrip standaarddeviatie te gebruiken⁴⁴.

Paragraaf 2.1, laatste twee alinea's: M.b.t. terugkeergetallen en de beschikbare hoeveelheid voedsel en onzekerheden daarin zou kort verwezen kunnen worden naar (on)gunstige omstandigheden elders die leiden tot immigratie en emigratie⁴⁵.

Paragraaf 2.4.2: Hier is niet duidelijk dat in het terugkeergetal ook immigratie en emigratie van scholeksters meetellen⁴⁶.

Figuur 2.6: Uit het onderschrift blijkt dat de getallen op de x-as niet de juiste getallen zijn. Ligt het dan niet voor de hand deze getallen te verbeteren⁴⁷?

Paragraaf 3.2.3 onder Getij- een Weerstations: Gebruikt worden kaarten voor de jaren 1998 en 2002 en tussen die kaarten wordt geïnterpoleerd maar niet geëxtrapoleerd. Wat is er dan gedaan voor de periode 1990–1997⁴⁸?

Paragraaf 3.2.3 onder Visserij: beschadiging en sterfte van kleine kokkels wordt gesteld op 10% (zie achtergrondrapport). In zijn oordeel over rapport H4 kwam de audit-commissie echter tot de conclusie dat de sterfte wel eens 50-100% zou kunnen zijn⁴⁹.

Paragraaf 3.2.4, laatste alinea: is in de modellering iets met deze conclusie gedaan⁵⁰?

Figuur 3.5: Ongetwijfeld wordt in de bronliteratuur uitgelegd hoe de regressielijnen tot stand zijn gekomen, maar op basis van de hier gepresenteerde gegevens lijkt een

⁴²Het lijkt op immigratie van scholeksters die in 1993 elders overwinterd hebben, maar dat is slechts een indruk op basis van het aantalsverloop.

⁴³Het idee is dat een goede voedselsituatie in jaar n leidt tot een toename van het aantal vogels in jaar $n + 1$. Het berekende terugkeergetal heeft betrekking op de verhouding tussen de jaren $n + 1$ en n en “hoort” bij jaar n .

⁴⁴Akkoord.

⁴⁵Is gedaan i.v.m. bovenstaand commentaar.

⁴⁶De uitleg is (hopelijk) verbeterd.

⁴⁷Cijfers op seizoensbasis waren helaas niet beschikbaar ten tijde van het schrijven van dit rapport.

⁴⁸Voor die periode worden de waarden voor 1998 aangehouden, hetgeen nu ook vermeld wordt.

⁴⁹Dat is inderdaad veel meer dan op grond van schattingen van Jaap de Vlas is aangenomen. Voor de bepaling van de directe jaarlijkse effecten van de visserij zal dat weinig uitmaken, maar voor het cumulatieve effect op de kokkelpopulatie kan dus mogelijk groter zijn dan wat in Hoofdstuk 4 wordt geschat.

⁵⁰Nee, de gesimuleerde vogels zijn alleswetend en kunnen zich zonder kosten en momentaan verplaatsen tussen foerageergebieden om zodoende een optimale verspreiding en een maximale opname te handhaven. In werkelijkheid is een dergelijke opname natuurlijk niet haalbaar, zeker niet voor de *gemiddelde* vogel en daarom kan de stress-index ook niet 1 bedragen, maar moet voor een probleemloze overwintering aanzienlijk lager zijn.

lineair verband met een helling van een graad of 30 ook goed te voldoen⁵¹.

Paragraaf 3.2.6: de gewichten blijken te kunnen dalen tot ver beneden het gewicht waarbij een scholekster doodgaat. Hoe wordt daar in het model mee omgegaan⁵²? Verdwijnen er vogels? (Zie ook figuren 3.15 en 3.16). In dezelfde paragraaf komt opnieuw het begrip minimale opnamesnelheid aan de orde. Is dit opnieuw alleen voor de andere prooien⁵³? En geldt hier niet opnieuw dat het vaste opnamesnelheid moet zijn⁵⁴?

Paragraaf 3.2.7, derde alinea: "worden de berekende waarden voor de foerageerintensiteit per getijcyclus⁵⁵ gekwadraterd."

Paragraaf 3.3.2, derde alinea: de hier voorgestelde herhaling van de simulaties met de alternatieve getallen voor schelpdierbestanden lijken de audit-commissie onmisbaar als aan de uitkomsten van die simulaties beleidsconclusies zouden worden verbonden⁵⁶.

Paragraaf 3.4.2: de titel van deze paragraaf suggereert dat het over de strengheid van de winters gaat. Uit de tekst blijkt echter dat de voedselsituatie van het rijke jaar 1998 is gecombineerd met het weer en getij van de overige jaren. Maar wat is dan het verschil tussen figuur 3.18 en 3.21⁵⁷? De tekst van paragraaf 3.4.4 suggereert dat in paragraaf 3.4.2 niet de voedselsituatie van 1998, maar het weer en het getij van dat jaar zouden zijn gebruikt voor alle jaren⁵⁸.

Paragraaf 3.4.5, tweede alinea: de stress-verhoging door visserij wordt berekend over de voor de visserij open en gesloten gebieden samen. Voor de gemiddelde scholekster is dat correct.

Paragraaf 3.5, derde alinea: Tabel 3.26 moet zijn tabel 3.4⁵⁹.

Paragraaf 3.6.2, tweede alinea: voor de uitkomst m.b.t. de Oosterschelde dient een referentie te worden vermeld⁶⁰.

Figuur 3.26: door mogelijke onnauwkeurigheden in het model hebben de punten

⁵¹Dat is slechts schijn omdat het hier twee onafhankelijke grootheden betreft, de kokkeldichtheid en de kokkelgrootte. De x-as in de grafiek geeft alleen het effect van de kokkeldichtheid weer. Omdat dichtheden in de praktijk kleiner zijn voor grotere kokkels ontstaat de suggestie van een lineair verband. In bijzondere situaties zou dat verband echter onjuiste resultaten opleveren.

⁵²Als de vogels in het model *net niet* genoeg voedsel binnenkrijgen daalt hun gewicht tot onrealistisch lage waarden. Als ze *net* genoeg krijgen blijft hun gewicht op de streefwaarde. Het verschil tussen beide situaties is een klein verschil in foerageerintensiteit (en stress-index). In beide situaties is de stress-index te hoog en is het aannemelijk dat er vogels in de problemen zijn gekomen. Wat ze dan allemaal eten om toch in leven te blijven kan niet precies worden gemodelleerd. In dit geval speelt bovendien dat de kleine kokkelbestanden (waarvoor de te lage gewichten optreden) achteraf te klein blijken te zijn (zie Hoofdstuk 3.3.1).

⁵³Ja

⁵⁴Het is een vast minimum dat voor iedere plek wordt aangenomen, ook indien er geen reguliere prooien op die plek aanwezig zijn.

⁵⁵"Per getijdecyclus" is toegevoegd

⁵⁶Een dergelijke herhaling kon niet meer ten behoeve van dit rapport worden uitgevoerd. Ten behoeve van beleidsvoorstellen kan het rekenwerk eventueel in enkele weken worden herhaald voor de allerlaatste bestandsschattingen. Eventueel kunnen dan ook nog twee recente winters in de analyse worden betrokken.

⁵⁷Dat zijn inderdaad dezelfde stress indices ; wordt nu ook vermeld.

⁵⁸Uitleg bij de figuren en in de tekst is verbeterd

⁵⁹Verbeterd

⁶⁰Verwijzing naar EVA II rapport D21 toegevoegd

in de grafiek in horizontale richting de mogelijkheid nog wat op te schuiven; dat beïnvloedt de waarde van de stress-index waarbij het terugkeertgetal gelijk aan 1 is⁶¹.

Paragraaf 3.6.6: de analyse van de deelgebieden zou het resultaat voor de hele Waddenzee bevestigen. Dat is niet zeer verbazingwekkend want het resultaat voor de Waddenzee is uiteraard gebaseerd op het resultaat voor de deelgebieden. Interessanter is een vergelijking met de Oosterschelde, maar die wordt helaas niet gegeven⁶².

Paragraaf 3.7, laatste alinea: wat is die afgetrokken 10%? Is dat het niveau van het plateau in figuur 3.32⁶³?

Paragraaf 3.8.1, tweede alinea: vergelijk de opmerking n.a.v. paragraaf 3.2.5⁶⁴.

Figuur 3.36: het is wellicht illustratief om de huidige reservering (38 kg kokkelvles per vogel) in de grafiek aan te geven⁶⁵.

Paragraaf 3.9, Vierde alinea: eerste zin is onbegrijpelijk⁶⁶.

Paragraaf 4.2, onder Groei in de herfst: voor een groeiperiode van 2 maanden wordt 1/6 van de jaargroei genomen. Echter in de winter staat de groei vrijwel stil en men zou voor de groei gedurende twee maanden in de zomer 1/3 van het jaartotaal moeten gebruiken. Misschien valt het verschil in de herfst wat mee omdat de groei tegen het einde van de zomer meestal niet zo snel meer is. Idem voor groei in het voorjaar⁶⁷.

Figuur 5.1, 5.4 en 5.9: de lijnen in de figuur kloppen niet helemaal met de legenda in de figuur⁶⁸.

Paragraaf 5.1: Laatste alinea op blz. 91 is niet geheel helder⁶⁹.

Hoofdstuk 6: het is zinvol ook hier in het begin kort aan te geven dat scholeksters meer prooien hebben dan alleen kokkels⁷⁰.

Paragraaf 6.4, fig. 6.1: is een zelfde figuur te maken voor nonnetjes, die (hoofdstuk 3) ook een aanzienlijk deel van het voedselaanbod kunnen uitmaken⁷¹?

⁶¹Dat is correct, de hoge stress indices kunnen iets omlaag schuiven met gebruik van de laatste RIVO bestandsgegevens en de lage iets omhoog. Het effect op de uit de grafiek voor een terugkeer van 1 of 1.02 afgelezen waarde is moeilijk te voorspellen, maar het zal vermoedelijk klein zijn

⁶²De deelgebieden zijn onafhankelijk van elkaar doorgerekend. Consistentie is met het resultaat voor de hele Waddenzee is wel degelijk belangrijk omdat het vertrouwen geeft in de uitkomst van de analyse van de Waddenzee gegevens waarin immers een aanzienlijke ruis aanwezig is. Een vergelijking met de Oosterschelde resultaten ontbreekt inderdaad.

⁶³Ja, wordt nu ook vermeld.

⁶⁴Zie aldaar

⁶⁵De huidige reservering wordt aangegeven in Figuur 6.1 op bladzijde 106 in de Discussie.

⁶⁶Daar waren enkele woorden weggevallen.

⁶⁷Deze opmerking berust op een misverstand. De gebruikte groeicurve beschrijft de groeisnelheid in de loop van het jaar *uitgedrukt* in y^{-1} , dus met een jaar als éénheid van tijd.

⁶⁸Dat is gecorrigeerd.

⁶⁹Hier was de kokkelbalans voor Rottum opgenomen hetgeen uiteraard is hersteld.

⁷⁰Aangegeven in Hoofdstuk 6.1.

⁷¹In principe wel maar dan moet de weging tussen beide prooien, kokkels en nonnetjes, eerst beter bestudeerd worden en er moet ook meer informatie verzameld worden over de beschikbaarheid van nonnetjes in de winter. Die neemt af doordat de nonnetjes dieper gaan zitten, iets dat nu in het model genegeerd wordt.

Paragraaf 6.5: Er is niet alleen een probleem als men te weinig reserveert. Het omgekeerde kan zich voordoen als men teveel voedsel reserveert. Dan zal het aantal scholeksters toenemen en zal binnen enkele jaren opnieuw een probleem optreden: extreme stress bij scholeksters⁷². Voedselreservering op basis van een dynamisch model lijkt daarom meer aangewezen⁷³.

Appendix D: deze appendix bevat waardevolle informatie (waar ook commentaar op mogelijk is), maar de status van deze tekst is onduidelijk; kennelijk is het niet een product van EVA II. De audit-commissie ziet daarom af van een oordeel⁷⁴.

⁷²Zonder visserij zal het aantal scholeksters toenemen tot de draagkracht van het gebied. De vraag is dan: Kan er in de pieken van het kokkelbestand gevist worden zonder of met een marginale invloed op die draagkracht. Juist doordat het kokkelbestand zo sterk fluctueert is het antwoord daarop vermoedelijk “Ja”, zoals in dit rapport ook is besproken in Hoofdstuk 3.6.4 op bladzijde 73.

⁷³De audit-commissie lijkt hier te doelen op het vaststellen van een streefwaarde voor het aantal scholeksters die lager is dan de natuurlijke draagkracht van het Waddengebied. Zoals in de vorige voetnoot aangegeven is dat vermoedelijk niet noodzakelijk. De natuurlijke fluctuaties in het kokkelbestand zijn zo groot dat het voor de hand ligt dat een beperkte oogst in de rijkste jaren niet ten koste hoeft te gaan van de scholeksters.

⁷⁴Dit is aangegeven op de titelpagina van de betreffende bijlage.