

Resultaten kokkelvisexperiment Ameland

Resultaten kokkelvisexperiment Ameland

Rapport voor deelproject C4 van EVA-II, de tweede fase van het evaluatieonderzoek naar de effecten van schelpdiervisserij op natuurwaarden in de Waddenzee en Oosterschelde 1999-2003

B.J. Ens (Alterra)

M.L. de Jong (Alterra)

C.J.F. ter Braak (Biometris)

Alterra-rapport 945

Alterra, Wageningen, 2004

REFERAAT

Ens, B.J., M.L. de Jong & C.F.J. ter Braak, 2004. *Resultaten kokkelvisexperiment Ameland; rapport voor deelproject C4 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, Alterra-rapport 945. 144 blz.; 68 fig.; 64 tab.; 38 ref.

Dit rapport beschrijft de resultaten van onderzoek in de jaren 1999 t/m 2003 aan de effecten van mechanische kokkelvisserij op de bodemdieren en wadvogels. Het onderzoek is van het BACI type (Before After Control Impact), maar door omstandigheden konden slechts op één locatie waarnemingen worden gedaan: het wad onder de Hon op Ameland. Op basis van een dergelijk éénmalig experiment is het niet mogelijk onweerlegbare conclusies te trekken over het effect van bevissing. De ontwikkeling van een open gebied dat in 1999 en met name in 2000 werd bevestigd, werd vergeleken met de ontwikkeling van een nabijgelegen gebied dat gesloten was voor de kokkelvisserij. Bevissing leidde tot een afname van de dichtheid meerjarige Kokkels, die qua omvang goed overeenkwam met de op grond van de black box gegevens voorspelde afname. Kokkels vormden in alle jaren het hoofdvoedsel van de Scholeksters in het onderzoeksgebied en de afname van de Kokkels door bevissing leidde tot een afname van de Scholeksters. Het onderzoek leverde aanwijzingen voor een afname van de dichtheid Nonnetjes en de biomassa wormen direct na bevissing. In 2001 deed zich in zowel het open als het gesloten gebied een sterke broedval van Mosselen voor. Dit had een duidelijk effect op het voorkomen van Zilvermeeuw, Bonte Strandloper, Tureluur en Groenpootruiter. Eventueel toekomstig onderzoek naar de effecten van mechanische kokkelvisserij op het ecosysteem van de Waddenzee is alleen zinvol als wordt uitgegaan van een groot aantal onderzoekslocaties, een lange termijn en een strakke experimentele opzet.

Trefwoorden: BACI design, black box, bodemfauna, *Cerastoderma edule*, *Haematopus ostralegus*, Kokkel, mechanische kokkelvisserij, Mossel, *Mytilus edulis*, Scholekster, wadvogels, Waddenzee

ISSN 1566-7197

Dit rapport kunt u bestellen door € 27,- over te maken op banknummer 36 70 54 612 ten name van Alterra, Wageningen, onder vermelding van Alterra-rapport 945. Dit bedrag is inclusief BTW en verzendkosten.

© 2004 Alterra

Postbus 47; 6700 AA Wageningen; Nederland

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

Niets uit deze uitgave mag worden veeleenvoudigd 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.

Inhoud

Woord vooraf	7
Samenvatting	9
1 Inleiding	13
1.1 Achtergrond	13
1.2 Onderzoek naar de effecten van mechanische kokkelvisserij	14
1.3 Onderzoek naar de effecten van bodemberoerende visserij	16
1.4 Opzet van het onderzoek - historie	17
1.5 Beschouwing over de opzet van het onderzoek	19
2 Methoden	21
2.1 Onderzoeksgebied en onderzoeksvakken	21
2.2 Inventarisatie kokkelbanken	23
2.3 Bemonstering bodemfauna en sediment	26
2.4 Vogeltellingen en prooiscores	30
2.5 Visserij	32
2.6 Statistische analyse	40
2.6.1 De interpretatie van een procentueel <i>impact</i> effect	42
2.6.2 Poisson log-lineaire regressie	43
2.6.3 Deviantie toetsen	44
2.6.4 Definitie van Impact2	44
2.6.5 Toepasbaarheid van de bovenbeschreven statistiek	45
3 Resultaten	47
3.1 Benthos	47
3.2 Schelpdieren	52
3.3 Kokkels (<i>Cerastoderma edule</i>)	58
3.4 Meerjarige Kokkels	60
3.5 Nul-jarige Kokkels	63
3.6 Biomassa Kokkels	64
3.7 Kokkels in de extra controle vakken	67
3.8 Overige Schelpdieren	68
3.9 Mossels (<i>Mytilus edulis</i>)	72
3.10 Nonnetjes (<i>Macoma balthica</i>)	77
3.11 Wormen	81
3.12 Wapenworm (<i>Scoloplos armiger</i>)	87
3.13 Draadworm (<i>Capitella/Heteromastus</i>)	91
3.14 Veelkleurige Zeeduizendpoot (<i>Nereis diversicolor</i>)	95
3.15 Schelpkokerwormen (<i>Lanice conchilega</i>)	99
3.16 Scholekster (<i>Haematopus ostralegus</i>)	103
3.17 Wulp (<i>Numenius arquata</i>)	106
3.18 Zilverplevier (<i>Pluvialis squatarola</i>)	108

3.19	Bonte Strandloper (<i>Calidris alpina</i>)	110
3.20	Tureluur (<i>Tringa totanus</i>)	112
3.21	Groenpootruiter (<i>Tringa nebularia</i>)	113
3.22	Rosse Grutto (<i>Limosa lapponica</i>)	114
3.23	Stormmeeuw (<i>Larus canus</i>)	116
3.24	Zilvermeeuw (<i>Larus argentatus</i>)	118
3.25	Kokmeeuw (<i>Larus ridibundus</i>)	120
4	Discussie	123
4.1	Validatie van de black box gegevens	123
4.2	Vergelijking met de bemonstering door TNO	123
4.3	Aanwijzingen voor de effecten van kokkelvisserij	125
4.3.1	Inleiding	125
4.3.2	Gevolgen van de onttrekking van Kokkels	126
4.3.3	Sterfte onder 'non-target fauna'	126
4.3.4	Snelheid van herstel van de lokale bodemfauna	126
4.3.5	Effecten op broedval van Kokkels en Mossels	128
4.3.6	Effecten op wormen	130
4.3.7	Effecten op vogels	130
4.3.8	Slotconclusies	131
4.4	Het ideale experiment	131
5	Aanbevelingen	133
	Literatuur	135
	<i>Bijlagen</i>	
1	Rapport van de wetenschappelijke audit commissie	139

Woord vooraf

Het voor u liggende document is de verslaglegging van EVA II deelproject C4 Wegvisexperiment Ameland. De data gebruikt voor dit project zijn verzameld binnen het project 'Effecten kokkelvisserij op het voorkomen van wadvogels', onderdeel uitmakend van het DWK-programma 324- 'Aquatische ecosystemen en Visserij', looptijd 1998 tot en met 2001. In 2002 is de bemonstering herhaald om effecten op langere termijn te kunnen meten. Dit maakte onderdeel uit van het LNV bestek 5A 'Voedselaanbod voor vogels'. Bruno Ens was van beide projecten de projectleider.

Vanuit de vrije ruimte van EVA II (DWK-programma 422) is deze verslaglegging en statistische analyse mogelijk gemaakt. De bemonstering die in 2002 heeft plaatsgevonden en de definitieve verslaglegging werd mogelijk gemaakt door financiering vanuit de vrije ruimte van het DWK-programma 418 'Noordzee en kust'. Van de laatste twee projecten was Martin de Jong projectleider.

In al die jaren van onderzoek hebben veel mensen aan dit project meegewerkt: Bruno Ens (projectleider, opzet van het onderzoek), Cindy van Damme (veldwerk en analyse benthos), Elze Dijkman (database en GIS), Martin de Jong (projectleider, coördinator veldwerk, veldwerk, vogeltellingen), Piet Wim van Leeuwen (veldwerk en analyse benthos), Luc te Marvelde (veldwerk), André Meijboom (veldwerk, analyse benthos en sediment), Aad Sleutel (veldwerk, en technische ondersteuning), Koos Zegers (veldwerk), Grietje Zijlstra (veldwerk en analyse benthos). Daarnaast hebben vele studenten in verschillende jaren aan dit onderzoek meegewerkt: Edward Klun, Jort Verhulst, Barry Bergman, Wouter Vrugink, Job ten Horn, Pepijn Luyckx, Charles Showers.

De statistische analyse komt voort uit een nauwe samenwerking met Cajo ter Braak en Wies Akkermans, beiden van Biometris. Cajo ter Braak is het brein achter de opzet en programmeren van de statistische analyse, Wies Akkermans heeft geholpen bij een aantal aanpassingen in het programma, en bij de interpretatie van de resultaten.

Bij de aanvang van het onderzoek is uitgebreid met een aantal kokkelvisseren en met Marnix van Stralen overlegd over geschikte locaties. Toen de wadtoren onder Ameland niet precies op de grens van het open en gesloten gebied bleek te staan heeft de bemanning van twee kokkelboten geholpen met het verplaatsen van de hut. De PO Kokkels heeft de black box gegevens ter beschikking gesteld en extra informatie verschaft over de korbreedtes van de kokkelboten die in het onderzoeksgebied hebben gevist. Ook heeft de PO Kokkels kaarten met door de kokkelvisseren ingetekende kokkelbanken ter beschikking gesteld van het onderzoek.

Op deze plaats willen wij verder de medewerkers van It Fryske Gea, Richard Kiewiets, Richard van Ree en Frits Oud bedanken voor hun medewerking en

gastvrijheid. Ook de mensen van Rijkswaterstaat dienstkring Ameland willen wij bedanken voor hun medewerking.

Tot slot danken wij de bemanning van de Phoca en de Krukel voor logistieke ondersteuning bij het opzetten van de hut en het uitvoeren van de verschillende bemonsteringen.

Samenvatting

Er is al lange tijd discussie of mechanische kokkelvisserij tot langdurige veranderingen van de bodem leidt met als gevolg een verminderde broedval van schelpdieren, wat weer nadelige gevolgen heeft voor de vogels die van deze schelpdieren leven. Alleen intensief en langdurig onderzoek met een strakke experimentele opzet op een groot aantal locaties kan een einde maken aan deze discussie. Door verschillende oorzaken is het niet gelukt om op méér dan één locatie zeer intensief onderzoek te doen. Vissers gingen niet akkoord met sluiting van extra gebied en natuurbeschermers gingen niet akkoord met openstelling van gesloten gebied. Ook waren er problemen met het tijdig verkrijgen van vergunningen en verder waren er financiële beperkingen.

Uiteindelijk is op slechts één locatie intensief onderzoek gedaan. Dit is het wad onder de Hon op Ameland. Er is gebruik gemaakt van een sluiting van het wad aldaar in 1999, bedoeld om de terugkeer van droogvallende mosselbanken te stimuleren. Er zijn vakken uitgezet in open en in meer westelijke gelegen gesloten gebied en er zijn waarnemingen gedaan in 1999, 2000, 2001, 2002, en 2003. In de periode 1992-1998 is er niet mechanisch op Kokkels gevestigd in de directe omgeving van het onderzoeksgebied. In 1999 varieerde de intensiteit van bevissing tussen 0 en 80% in de onderzoeksvakken in het open gebied (normale bevissing). In 2000 was dit tussen 60 en 100% (zeer zware bevissing). In 2001 was dit tussen 0 en 10% in de meest oostelijke onderzoeksvakken (zeer lichte bevissing). In de jaren 1999-2002 is er in elk jaar ook direct ten oosten van het onderzoeksgebied gevestigd.

Het experiment is van het BACI-type (Before-After-Control-Impact). Op basis van een dergelijk éénmalig experiment is het niet mogelijk onweerlegbare conclusies te trekken over het effect van bevissing. De waarde van het experiment bestaat uit (a) aanwijzingen over de effecten van bevissing, (b) als onderdeel van een meta-analyse van vergelijkbare experimenten, (c) als pilot studie voor het ideale experiment. Dit is tevens één van de weinige gepubliceerde onderzoeken aan de effecten van kokkelvisserij waarin niet alleen effecten op bodemfauna, maar ook op sediment (zie EVA II deelrapport G van Zwarts *et al.* (2004)) en vogels zijn gemeten.

De Kokkels op de onderzochte kokkelbank stammen van de zeer goede broedval uit 1997. In het najaar van 1999 bedroeg de dichtheid van deze Kokkels nog 500-700 Kokkels per m². Alleen in 2001 was er enige nieuwe broedval van betekenis, al kon de dichtheid (maximaal 90 Kokkels per m²) niet tippen aan de oorspronkelijke dichtheid van de broedval uit 1997 (vermoedelijke vele 1000den Kokkels per m²). De sterfte onder deze jonge Kokkels was hoog. In 2002 werd het bestand niet alleen in biomassa, maar ook in aantallen, nog steeds gedomineerd door de Kokkels uit de goede broedval van 1997. In 2003 waren de dichtheden Kokkels zo laag geworden dat niet meer van een kokkelbank gesproken kon worden.

In 1999 werd 39% van de Kokkels opgevisst uit de onderzoeksvakken in het open gebied en in 2000 86%. In vergelijking met beviste gebieden elders in de Waddenzee kan hier worden gesproken van normale respectievelijk zware bevissing. In het open gebied verdwenen na bevissing ongeveer net zoveel Kokkels als verwacht mocht worden op basis van de uit de black box registraties berekende visintensiteit. Op een wat groter schaalniveau was duidelijk dat in 1999 de lage delen van een uitgestrekt kokkelbank van de jaarklasse 1997 werden bevestigd en in 2000 de hoger gelegen delen die in 1999 niet of minder bevestigd waren.

In de winter van 1999/2000 verdwenen er zowel uit het open als uit het gesloten gebied veel Kokkels. In diezelfde winter werd ook een 10 cm dik zandpakket afgezet in het gesloten gebied. Er zijn aanwijzingen dat dit niet plaatsvindt in verder naar het westen gelegen vakken, waar ook in 2000 nog zeer hoge dichtheden Kokkels van de jaarklasse 1997 voorkwamen (800 Kokkels per m²). Deze hoge dichtheden verdwenen pas in de winter van 2001/2002, mogelijk als gevolg van het bedekt raken door de mosselzaadbank (zie later).

Bovenstaande verdwijning van Kokkels in het gesloten gebied in samenhang met de afzetting van een zandpakket zou misschien het gevolg kunnen zijn van uitstralende effecten van de kokkelvisserij in het nabijgelegen open gebied op het gesloten gebied. Een alternatieve verklaring is dat de veranderingen samenhangen met van oost naar west veranderend habitat. Het westelijke gebied is in 1999 afgesloten omdat volgens het mosselhabitatmodel de kans op het ontstaan van een stabiele mosselbank hoog werd ingeschat, hoger dan verder naar het oosten. De betere overleving van de Mossels op het (gesloten) westelijke wad sluit hierbij aan (zie later).

In 2001 was er naast de eerder genoemde kleine broedval van Kokkels ook een grote broedval van Mosselen op de kokkelbank. De mosselzaadbank strekte zich uit over zowel het open gebied als het gesloten gebied. In 2002 waren alle Mosselen uit het open gebied verdwenen en was alleen in het gesloten gebied nog een mosselbank aanwezig. In 2003 waren de Mosselen ook uit het gesloten gebied verdwenen.

Er waren geen aanwijzingen voor een groot verschil in mosselbroedval tussen het open en gesloten gebied. Dit is in overeenstemming met de resultaten uit EVA II deelproject F4a waarin geen eenduidige effecten van kokkelvisserij op mosselbroedval werden geconstateerd op de schaal van de Waddenzee (Brinkman *et al.* 2003b). Als alleen naar de uitgebreid onderzochte vakken binnen het open en gesloten gebied werd gekeken, dan was het echter zo dat in 2001 de dichtheid Mossels duidelijk hoger was in de vakken in het open gebied. Met uitzondering van de Kokkel en de Scholekster, die in alle vakken werden geteld, werden het slibgehalte, de bodemfauna en de vogels alleen in de uitgebreid onderzochte vakken bemonsterd. Als gevolg hiervan is er dus in 2001 een probleem bij het maken van een onderscheid tussen de effecten van de mosselbroedval en de effecten van visserij in voorafgaande jaren, op het slibgehalte, de bodemfauna en de vogels.

In het gehanteerde statistische model wordt per jaar een *impact* van visserij berekend door de veranderingen in de vakken in het open en het gesloten gebied te vergelijken

met de beginsituatie tijdens de eerste meting in 1999, voorafgaand aan de visserij. In de gehanteerde terminologie is een negatieve *impact* een negatief effect van visserij, maar in feite kan alleen geconstateerd worden dat de afname in het open gebied sterker is geweest dan de afname in het gesloten gebied. Als gevolg van de opzet van het experiment is het niet mogelijk om onweerlegbare conclusies over de effecten van kokkelvisserij te trekken. Er kunnen wel aanwijzingen worden verkregen.

Het experiment levert de volgende aanwijzingen voor de effecten van kokkelvisserij op de bodemfauna, anders dan Kokkels en Mossels, waarbij steeds de beperkingen van de proefopzet in het achterhoofd moeten worden gehouden:

- Volgens de berekeningen heeft visserij een negatief effect op Nonnetjes wanneer naar de dichtheid wordt gekeken. De dichtheid nam af na bevissing. In vergelijking tot het gesloten gebied naar schatting 47% in 1999 en 84% in 2000. Als naar de biomassa wordt gekeken is het effect in dezelfde richting, maar niet significant.
- De totale biomassa wormen nam af direct na bevissing. In vergelijking tot het gesloten gebied naar schatting 10% in 1999 en 30% in 2000. Voor de dichtheid wormen bedroegen deze getallen respectievelijk 25% en 47%. Tijdens de eerste meting in 2001 was er volgens het model geen effect meer, maar in 2002 en 2003 was er sprake van een sterk negatief effect.

De volgende conclusies kunnen worden getrokken over de vogels:

- Scholeksters waren de meest talrijke steltlopers in het onderzoeksgebied. Ze namen af direct na bevissing in het open gebied t.o.v. het gesloten gebied: 22% in 1999 en 57% in 2000. In 2001 was er geen duidelijk effect meer.
- Wulpen namen in 1999 toe in het open gebied na bevissing, maar af in 2000.
- Voor Zilverplevier en Rosse Grutto werden geen duidelijke verbanden gevonden, maar de aantallen vogels waren laag.
- Bonte Strandlopers, Tureluurs en Groenpootruiters werden voor het eerst in noemenswaardige aantallen waargenomen in 2001, als gevolg van de nieuw ontstane mosselzaadbank. De dichtheden waren hoger in de telvakken in het open gebied, waarschijnlijk omdat hier meer Mossels lagen.
- Stormmeeuwen namen elk jaar af in de loop van het seizoen, maar deze afname was ieder jaar het sterkst in het gesloten gebied. Bijgevolg werd een positief effect van visserij berekend.
- Kokmeeuwen namen elk jaar af in de loop van het seizoen, maar deze afname was ieder jaar het sterkst in het open gebied. Bijgevolg werd een negatief effect van visserij berekend.
- Zilvermeeuwen werden voor het eerst in noemenswaardige aantallen geteld in 2001, als gevolg van de nieuwe ontstane mosselzaadbank. De dichtheden waren hoger in de telvakken in het open gebied, waarschijnlijk omdat hier meer Mossels lagen.

Dit onderzoek bevestigt geheel volgens verwachting dat kokkelvisserij leidt tot een verlaging van de dichtheid meerjarige Kokkels en daarmee tot een verlaging van de dichtheid van de van Kokkels levende Scholeksters. Daarnaast bevestigt dit onderzoek eerder onderzoek dat kokkelvisserij negatieve effecten heeft op de

bodemfauna die niet het doel is van de visserij. De snelheid waarmee de bodemfauna zich herstelt van sterfte als gevolg van kokkelvisserij hangt af van de levensduur van de organismen. Verlaagde dichtheden wormen en schelpdieren in het open gebied, vooral in 2002 en in mindere mate in 2003, kunnen als lange-termijn effect van kokkelvisserij worden geïnterpreteerd, maar kunnen ook het gevolg zijn van ontwikkelingen die niets met kokkelvisserij te maken hebben. Het probleem voor de interpretatie dat er sprake is van een lange-termijn effect van kokkelvisserij is namelijk dat de zaadval van Mosselen in 2001 zich niets ‘aantrok’ van de voorafgaande bevissing en zowel in open als gesloten gebied plaatsvond. Deze broedval had een groot effect, waarschijnlijk via het slibgehalte, op de andere bodemfauna (en op de vogels).

Eventueel toekomstig onderzoek naar de effecten van mechanische kokkelvisserij op het ecosysteem van de Waddenzee is alleen zinvol als wordt uitgegaan van een groot aantal onderzoekslocaties, een lange termijn en een strakke experimentele opzet.

1 Inleiding

1.1 Achtergrond

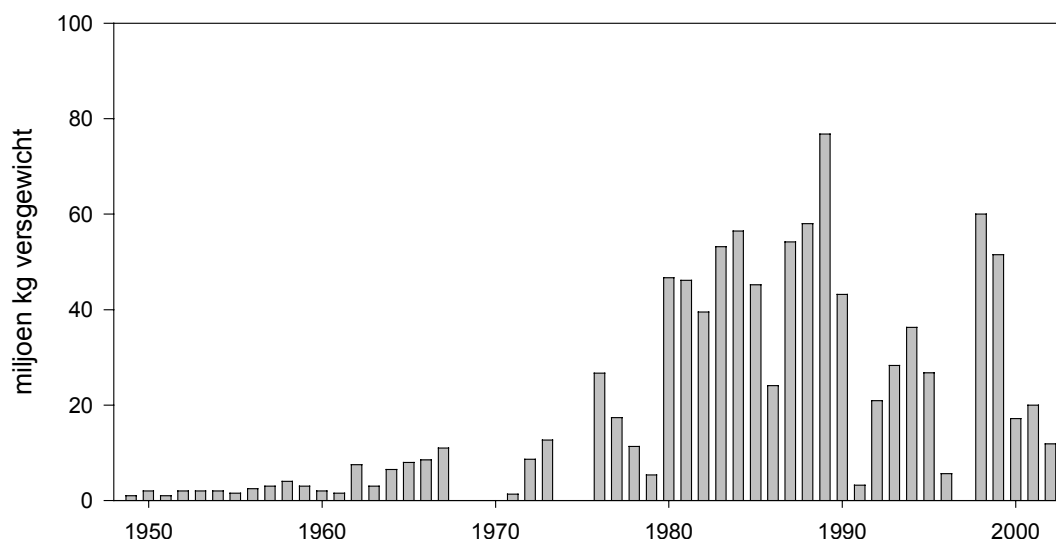
Handmatige kokkelvisserij vindt al eeuwen plaats in de Nederlandse kustwateren. Naast deze handmatige kokkelvisserij heeft zich ook een mechanische kokkelvisserij ontwikkeld. De eerste proeven met mechanisch vissen stammen uit de jaren 50, maar de ontwikkeling van mechanisch vissen kwam pas goed op gang in de jaren 70. Op basis van de vangsten kan geconcludeerd worden dat de mechanische kokkelvisserij haar huidige omvang in de jaren 80 bereikte (Figuur 1). Sindsdien lijken de vangsten niet alleen beperkt door de totale inspanning van de kokkelvloot, maar ook door de omvang van het totale kokkelbestand (Ens 2003). Hoge vangsten worden alleen geboekt in jaren met een hoog kokkelbestand.

Tot in de jaren 80 bestonden vrijwel geen beperkingen aan de mechanische kokkelvisserij, zeker niet als het ging om de omvang van de vangst. Er waren wel beperkingen aan de periode waarin gevestigd kon worden en de grootte van de Kokkels die gevangen mochten worden, maar er waren geen beperkingen aan de totale omvang van de vangst (Steins, 1999). Elke visser met een vergunning mocht net zoveel Kokkels vissen als hij wilde. Eind jaren 80 begonnen natuurorganisaties zich zorgen te maken over mogelijke schade van de mechanische kokkelvisserij aan de natuur en dit had ook effecten op het beleid van het ministerie van LNV. In een aantal jaren werden delen van de Waddenzee voor de kokkelvisserij gesloten. Toen het ministerie in 1990 bij een lage kokkelstand de halve Waddenzee wilde sluiten gingen de vissers in beroep. De Raad van State verklaarde het besluit van het ministerie nietig, omdat de visserijwet geen maatregelen toestond in het kader van natuurbescherming (Verbeeten, 1999). Het ministerie paste daarop de wet aan en in 1991, toen de kokkelstand nog lager was, werd de hele Waddenzee gesloten voor de kokkelvisserij. Mede als gevolg van deze gebeurtenissen werd in 1993 de Structuurnota Zee- en kustvisserij van kracht (LNV, 1993). In de structuurnota werd het beleid vastgelegd tot 2003, waarna het beleid opnieuw geëvalueerd zou worden. Doel van het beleid was visserij en natuur zoveel mogelijk te verweven, maar waar nodig te scheiden. Vanaf de invoering van de structuurnota heeft begeleidend onderzoek plaatsgevonden. Op basis van dit onderzoek is een tussentijdse evaluatie uitgevoerd (LNV, 1998), die echter geen einde wist te maken aan de maatschappelijke discussie over de ecologische schade als gevolg van de mechanische kokkelvisserij. Veel belangrijke vragen bleven onbeantwoord. Mede als gevolg hiervan heeft LNV ook voor de periode 1999-2003 opdracht gegeven tot onderzoek aan de ecologische effecten van de mechanische schelpdiervisserij. Dat onderzoek wordt beschreven in het onderzoeksplan EVA II (Ens *et al.* 2000).

Het onderzoeksplan omvat een groot aantal onderzoekingen. Dit rapport beschrijft de resultaten van ‘experimenteel’ onderzoek bij Ameland naar de effecten van mechanische kokkelvisserij op sediment, bodemfauna en vogels. Alvorens de opzet van de proef te beschrijven wordt een overzicht gegeven van de literatuur over de

effecten van bodemberoerende visserij, zoals de mechanische kokkelvisserij, op het ecosysteem. De effecten op het sediment zijn geanalyseerd in het kader van EVA II deelproject G en gepubliceerd door (Zwarts *et al.* 2003).

Door TNO is in 2001 in opdracht van de PO Kokkels een éénmalige bemonstering in het onderzoeksgebied uitgevoerd (van Dalfts en Oorschot 2001). In de discussie worden de onderzoeksresultaten van TNO vergeleken met de onderzoeksresultaten van Alterra.



Figuur 1 Aanlandingen van Kokkels uit de Nederlandse kustwateren voor de periode 1949-1970 volgens (Dijkema, 1997) en voor de periode 1971-2002 volgens (Kamermans et al. 2003b). Voor de jaren 1968, 1969, 1970, 1974 en 1975 ontbreken gegevens.

1.2 Onderzoek naar de effecten van mechanische kokkelvisserij

Het eerste onderzoek naar de effecten van mechanische kokkelvisserij in de Waddenzee werd uitgevoerd door (de Vlas 1982). Hij stelde vast dat tussen de 55% en 91% van de oude Kokkels van een kokkelbank kon worden opgevisst. Verder stelde hij een verhoogde mortaliteit vast van 75-80% onder dicht onder het oppervlak levende bodemdieren. Toch vermoedde hij dat het effect van mechanische kokkelvisserij op de schaal van de Waddenzee gering was, omdat volgens zijn inschatting jaarlijks slechts een klein gedeelte van de platen mechanisch werd bevestigd. Deze laatste gevolgtrekking wordt bestreden door Koolhaas *et al.* (1998), die constateren dat mechanische kokkelvisserij zich juist concentreert op plaatsen met een rijk bodemleven.

Het onderzoek van de Vlas is gebaseerd op de aanname dat het belangrijkste effect van kokkelvisserij, naast de onttrekking van Kokkels, bestaat uit sterfte onder bodemdieren in het visspoor. Op basis van onderzoek rond het eiland Griend komen Piersma & Koolhaas (1997) tot de conclusie dat de effecten veel langduriger en grootschaliger zijn. Zij postuleren de ‘negatieve biodepositie spiraal’ die stelt dat door

kokkelvisserij slib verdwijnt uit de toplaag van het sediment, zeker als tijdens stormachtig weer wordt gevestigd. Als gevolg daarvan wordt het substraat minder geschikt voor broedval van schelpdieren. Minder broedval van schelpdieren betekent minder schelpdieren die slib invangen en vastleggen via hun pseudofaeces. Dit kan volgens de auteurs leiden tot een omslag waarbij uiteindelijk slechts een kale zandige bodem met een verarmde bodemfauna overblijft. Het risico op zo'n omslag is volgens de auteurs extra groot als tegelijkertijd de mosselbanken worden weggevestigd, die luwte geven en extra veel slib invangen. De hypothese is niet onomstreden. Op grond van literatuuronderzoek concluderen Duiker *et al.* (1998) dat harde gegevens ontbreken.

Omdat de gegevens rond het eiland Griend ten grondslag liggen aan de negatieve biodepositie spiraal hypothese kunnen die gegevens niet als bewijs voor de hypothese dienen. Nieuwe gegevens over andere locaties verspreid door de Waddenzee worden geanalyseerd door Piersma *et al.* (2001). Voor die locaties zijn geen gegevens over sediment beschikbaar, maar wel over de broedval van Kokkels *Cerastoderma edule* en Nonnetjes *Macoma balthica*. Voor beide soorten is de broedval verlaagd na mechanische kokkelvisserij, maar alleen voor Kokkels is dit effect ook statistisch significant. Op basis van onderzoek langs de Groninger kust concludeert Hiddink (2003) dat de effecten van kokkelvisserij op 'non-target fauna' na meer dan een jaar nog zichtbaar kunnen zijn. Zwaar beviste gebieden bleken het volgende seizoen minder geschikt voor de vestiging van Mossels *Mytilus edulis*. Verder was de dichtheid 0-jarige Nonnetjes na bevissing duidelijk verlaagd in de beviste gebieden en dit effect was ook na een jaar nog meetbaar. Omdat jonge Nonnetjes erg mobiel zijn veronderstelt Hiddink dat dit laatste waarschijnlijk het gevolg is van een verminderde geschiktheid van het substraat als gevolg van de kokkelvisserij. Overigens was er geen meetbaar effect op de overleving van het wadslakje *Hydrobia ulvae* en op de overleving van de 0-jarige en 1-jarige Kokkels die zo klein waren dat ze tijdens het vissen door de zeef spoelden.

Ook in andere wadgebieden in Europa is onderzoek gedaan naar de effecten van mechanische kokkelvisserij. Hall & Harding (1997) constateren hoge sterfte onder 'non-target fauna', maar concluderen dat het wad na 2 maanden grotendeels is hersteld. Op grond van hun gegevens suggereren Ferns *et al.* (2000) dat het snelle herstel in de studie van Hall & Harding waarschijnlijk te maken heeft met het zandige en arme karakter van het onderzoeksgebied. Ferns *et al.* vinden ook een snel herstel in het arme zandige deel van hun onderzoeksgebied. In het rijke slikkige deel was het herstel na 7 maanden, toen het onderzoek beëindigd werd, echter nog niet volledig. Dit zou te maken kunnen hebben met langdurige veranderingen aan de structuur van het sediment als gevolg van de mechanische visserij. Ferns *et al.* (2000) zijn de enigen die ook het directe effect op de vogels hebben bestudeerd, zij het op grond van voetsporen op het wad. Zij concluderen dat de vogels vlak na het vissen korte tijd profiteren van gewonde en opgewoelde bodemdieren, maar daarna een lange periode te lijden hebben van de verlaagde dichtheid bodemdieren. Op grond van hun gegevens concluderen Ferns *et al.* dat mechanische kokkelvisserij geweerd zou moeten worden uit gebieden waar natuurbescherming op de eerste plaats komt.

Bovenstaande onderzoeken hebben alle betrekking op kokkelvisserij in het litoraal. Door Craeymeersch (1997) is onderzoek gedaan naar de effecten van mechanische kokkelvisserij in het sublitoraal van de Voordelta. Kokkelvisserij vond plaats in 1993 en 1994. Uit een vergelijking van het beviste deel met het onbeviste deel van twee kokkelbanken in 1995 en 1996 concludeert Craeymeersch dat de dichtheid van Strandgapers *Mya arenaria* en van een aantal wormensoorten (*Pygospio elegans*, *Heteromastus filiformis*, *Streblospio shrubsolii*) lager was in het beviste gebied. Omdat er in 1995 en 1996 geen bevisbare kokkelbanken waren is er in het najaar van 1996 een 'nep-bevissing' uitgevoerd in twee gebieden. Op basis van bemonsteringen in najaar 1996 en voorjaar 1997 werden significante verschillen tussen beviste en onbeviste gebieden gevonden voor de borstelworm *Nephtys caeca*, maar de dichtheden van deze worm waren zeer laag en niet steeds hoger of lager in beviste of onbeviste gebieden. De dichtheden van het Nonnetje *Macoma balthica* waren hoger in onbevisst gebied. van Berchum & Smit (1998) concluderen dat door problemen bij de uitvoering van het onderzoek (hoge Rijnafvoeren waardoor veel bodemdieren stierven en het samenvallen van grenzen van deelgebieden met natuurlijke gradiënten) er geen betrouwbare gegevens zijn opgeleverd over de effecten van de schelpdiervisserij. Craeymeersch & van der Land (1998) constateren dat als mechanische kokkelvisserij al een negatief effect heeft op Nonnetjes en Strandgapers, dit effect beperkt is tot die delen van de populaties Nonnetjes en Strandgapers die overlappen in verspreiding met de Kokkels. Binnen het gebied van de Voordelta tussen de Nieuwe Waterweg en de kop van Walcheren vinden namelijk geen sterke correlaties tussen het voorkomen van deze soorten.

Zeer recent is door Versteegh *et al.* (2004) geschat dat de minimale ecologische hersteltijd van het door mechanische kokkelvisserij aangetaste wad tussen de 10 en 30 jaar bedraagt. Uitgangspunt voor de berekening vormt het verband tussen de tijdschaal van herstel en de ruimteschaal van de ingreep. Naarmate ingrepen een groter gebied beslaan duurt het herstel langer. Omdat kokkelvisserij veel sneller terugkeert op beviste plekken dan de geschatte hersteltijd waarschuwen de auteurs voor een blijven verlies aan biodiversiteit. Het idee achter de berekeningen is belangrijk, maar op de uitvoering lijkt kritiek mogelijk.

1.3 Onderzoek naar de effecten van bodemberoerende visserij

Naast een vrij beperkt aantal studies dat zich richt op de ecologische gevolgen van mechanische kokkelvisserij in wadgebieden is er een veel groter en explosief groeiend aantal studies over de effecten van bodemberoerende visserij in ruime zin. Recentelijk zijn deze studies door Collie *et al.* (2000) onderworpen aan een meta-analyse. Op dat moment ging het om in totaal 39 gepubliceerde studies. Collie *et al.* komen tot de volgende conclusies:

1. 'Intertidal dredging' (dreggen in het intergetijdegebied) en 'scallop dredging' (dreggen naar kamschelpen die meestal voorkomen op grindachtig substraat met een rijke bodemfauna) hebben het grootste effect op de benthische biota, terwijl 'trawling' (vissen met sleepnetten) minder effect heeft.

2. Fauna in stabiel grind, stabiele slikgebieden of in stabiele biogene structuren (zoals koraalriffen), heeft meer last van bevissing dan fauna in meer instabiele grofzandige sedimenten.
3. Herstel is het snelst in de meer instabiele habitats, die meestal bewoond worden door opportunistische soorten.

De algemene conclusie is dat de resultaten redelijk overeenstemmen met wat op basis van biologische intuïtie verwacht zou mogen worden. Tegelijkertijd constateren zij dat er nog een groot gebrek aan kennis is. De hoogste prioriteit wordt gegeven aan onderzoek in habitats met een lange hersteltijd, d.w.z. met een hersteltijd langer dan 15 jaar.

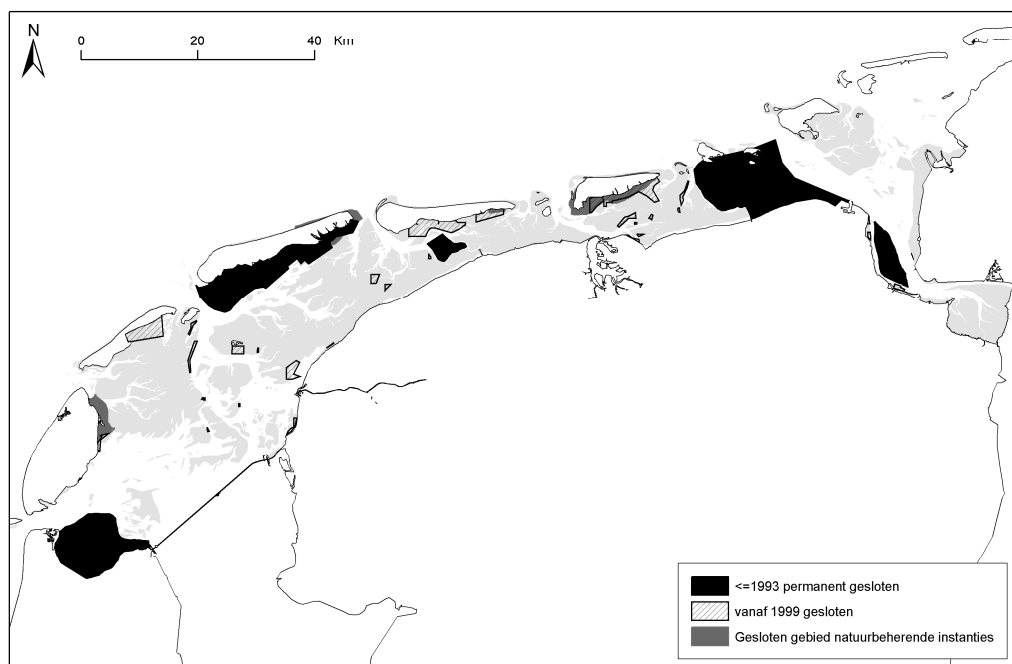
Een recent overzicht van studies aan de effecten van bodemberoerende visserij door Dieter *et al.* (2003) telt maar liefst 700 studies. Het overzicht geeft waar mogelijk samenvattingen van de artikelen en rapporten, maar brengt de studies niet met elkaar in verband. In verschillende studies wordt melding gemaakt van grote sterfte onder 'non-target' fauna en ingrijpende veranderingen in het sediment direct na mechanisch vissen op Kokkels en andere schelpdieren. In verschillende studies wordt geconstateerd dat binnen een jaar een grote mate van herstel heeft plaatsgevonden, maar er zijn nauwelijks studies die de lange termijn effecten daadwerkelijk bestuderen. Wel wordt gemeld dat door visserij veroorzaakte sterfte van lang-levende bodemdieren een groot aantal jaren vereist om zich te herstellen. Dat is echter moeilijk vast te stellen omdat de langlevende soorten vaak in lage dichtheden voorkomen en daardoor alleen met een hoge inspanning te bemonsteren zijn.

1.4 Opzet van het onderzoek - historie

De eerste aanzet voor het hier gepresenteerde onderzoek werd gegeven in 1998, ten tijde van de tussentijdse evaluatie van de structuurnota. Mede naar aanleiding van de resultaten van het onderzoek bij Griend (Piersma & Koolhaas, 1997) woedde toen een heftig debat over de ecosysteem effecten van de mechanische kokkelvisserij. Op grond hiervan werd besloten dat het nuttig zou zijn op een aantal locaties een intensieve studie te maken van het effect van mechanische kokkelvisserij op sediment, bodemfauna en vogels over een periode van tenminste enkele jaren. De noodzaak om het effect op sediment, bodemfauna en vogels te meten vloeide voort uit de eerder genoemde 'negatieve biodepositie-spiraal' hypothese volgens welke de mechanische kokkelvisserij via sedimentvergroving tot lange-termijn effecten op bodemfauna en daarmee op vogels zou leiden. Vanwege de veronderstelde lange-termijn effecten moest het onderzoek een aantal jaren worden voortgezet. Ook was het duidelijk dat het onderzoek op een aantal locaties moest plaatsvinden, omdat alleen dan een statistisch zuiver bewijs geleverd zou kunnen worden dat waargenomen effecten het gevolg waren van visserij. Waarom dat zo is zal verderop worden uitgelegd. Eerst wordt besproken waarom het niet gelukt is op méér dan één locatie te meten.

Om het onderzoek te kunnen doen moet aan een groot aantal voorwaarden worden voldaan. Misschien wel de belangrijkste voorwaarde vloeit voort uit de grote ruimtelijke variatie op het wad. Dat betekent dat het te bevissen gebied niet te ver van het niet te bevissen gebied moet liggen, zodat de uitgangssituatie vergelijkbaar is. Een paarsgewijze proefopzet dus. Bij voorbaat stond vast dat het alternatief, een zeer groot aantal volgens toeval gekozen te bevissen en niet te bevissen gebieden, niet haalbaar was. Ideaal (in wetenschappelijke zin) zou zijn dat in open gebied in het kader van het experiment stukken gesloten zouden worden voor de visserij en dat in gesloten gebied stukken opengesteld zouden worden voor de visserij. Het eerste bleek niet bespreekbaar voor de vissers. Het tweede bleek niet bespreekbaar voor de natuurbeschermers. Dat betekende dat gezocht moest worden naar geschikte locaties op de grens van de sinds 1993 permanent gesloten gebieden (Figuur 2). Aan elke locatie werden de volgende eisen gesteld: (1) de aanwezigheid van een nog niet bevestigde grote kokkelbank die zich uitstrekte over zowel het open als het gesloten gebied, (2) geen al te grote logistieke problemen (dus niet op een geëxponeerde, door geulen omgeven plaat midden in de Waddenzee), (3) tijdige vergunningen voor het onderzoek (van LNV een vergunning in het kader van de NB-wet, van RWS een vergunning voor het plaatsen van een observatie hut, van lokale terreinbeheerders vergunning voor het doen van onderzoek in hun terrein etc.). Ondanks grote inspanning (terreinverkenning, overleg met vergunningverleners etc.) lukte het niet een geschikte locatie te vinden in 1998.

In 1999 besloot LNV een aantal extra gebieden te sluiten voor mechanische schelpdiervisserij om het herstel van droogvallende mosselbanken te bevorderen (Figuur 2). Dit bood nieuwe kansen voor het vinden van geschikte onderzoekslocaties. In overleg met Marnix van Stralen en een aantal kokkelvissers werden een aantal mogelijke onderzoekslocaties vastgesteld. Hieronder bevond zich ook het in dit rapport beschreven onderzoeksgebied onder Ameland. Om tal van redenen lukte het in 1999 uiteindelijk alleen in dit gebied het onderzoek van start te laten gaan. Op grond van de ervaringen in dat jaar werd duidelijk dat volledige uitvoering van het onderzoeksprogramma dermate kostbaar was dat er binnen de gegeven financiële randvoorwaarden nauwelijks mogelijkheden waren om het aantal onderzoekslocaties uit te breiden. Uitbreiding van het aantal onderzoekslocaties was alleen mogelijk als per locatie een veel beperkter meetprogramma zou worden uitgevoerd, bijvoorbeeld door geen vogelwaarnemingen te doen. Ondertussen was ook het onderzoeksplan EVA II gereed gekomen (Ens *et al.*, 2000). In dat plan was uitgebreid veldonderzoek aan de effecten van mechanische kokkelvisserij op sediment en bodemfauna voorzien op een groot aantal onderzoekslocaties (deelprojecten C1-3, G en H4). Om die reden is besloten het onderzoek op Ameland na 1999 met dezelfde intensiteit voort te zetten als een soort aanvulling op het in het onderzoeksplan voorziene meer grootschalige maar tevens meer extensieve meetprogramma.



Figuur 2. Ligging van open en gesloten gebieden in de Waddenzee. Een belangrijk deel van de in 1993 permanent voor mechanische schelpdiervisserij gesloten gebieden is in 1990 voor het laatst bevist. Een deel van de in 1999 gesloten gebieden is later weer opengesteld voor schelpdiervisserij.

1.5 Beschouwing over de opzet van het onderzoek

Het experiment is van het BACI-type (Green 1979). BACI staat voor Before-After-Control-Impact, hetgeen in dit experiment vertaald kan worden in 'Voor-Na-Gesloten-Open'. Onder de noemer 'pseudo-herhaling' gaf Hurlbert in 1984 al aan dat het niet mogelijk is uit een dergelijk BACI experiment, dat is uitgevoerd op één controle en één *impact* locatie onweerlegbare conclusies te trekken over het effect van bevissing op 'doelvariabelen' als de biomassa van wormen, aantal Kokkels of aantal foeragerende scholeksters (Hurlbert 1984). De reden hiervoor is dat het mogelijk is dat er in periode tussen de voor- en nabemonstering een andere verstoring dan visserij alleen in het open gebied heeft plaatsgevonden. Erger nog, het kan zo zijn dat er natuurlijke processen zijn die er voor zorgen dat het open gebied gedurende het jaar zich anders ontwikkelt dan het gesloten gebied. Er zou bijvoorbeeld door de geografische ligging een sterkere opslibbing kunnen zijn gedurende een seizoen in het gesloten gebied dan in het open gebied. Deze kritiek op het experiment kan niet ondervangen worden door een meer geavanceerde statistische analyse, die bijvoorbeeld de ruimtelijke afhankelijkheid tussen vakken in rekening neemt. Zo'n meer geavanceerde analyse sluit een locale verandering na de voorbemonstering niet uit.

Hurlbert (1984) concludeerde dat er meer controle gebieden (en bij voorkeur meer *impact* gebieden) moeten zijn voor dat er onweerlegbare conclusies kunnen worden getrokken. Stewart-Oaten *et al.* (1986) beschreven een alternatieve proefopzet voor het geval er maar één *impact* en één controle gebied is. Zij gaan uit van een tijdreeks met een aantal voorbemonsteringen en een aantal nabemonsteringen, waarbij de waarneming per tijdstip gemiddeld worden tot één getal per gebied. Zij halen de voor statistiek benodigde herhaling dus uit de tijd. In ons geval zou een tijdreeks met een tijdsinterval van een jaar voor de hand liggen. Een aanname in de opzet van Stewart-Oaten *et al.* (1986) is dat de natuurlijke variatie in de 'voor' periode constant is en gelijk is aan die in de 'na' periode. Deze aanname is niet altijd realistisch en kan op basis van de gegevens maar beperkt op zijn juistheid worden gecontroleerd.

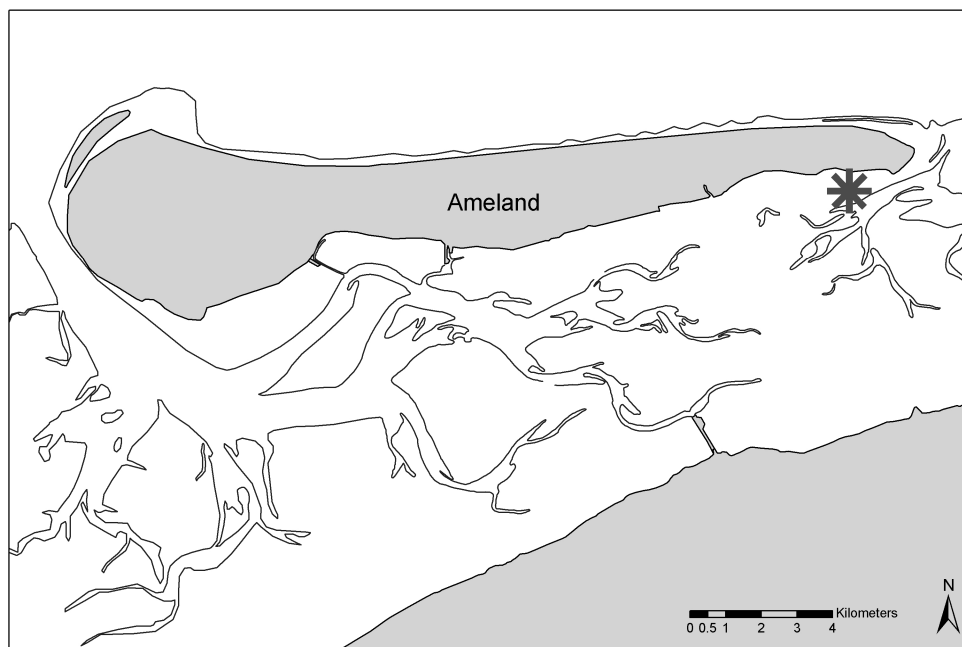
Het experiment bij de Hon heeft enige herhaling in de tijd, namelijk vijf jaren (1999-tot en met 2003) maar te weinig om daarop de analyse van Stewart-Oaten *et al.* (1986) toe te passen. Jammer genoeg is er maar één jaar (1999) vóór enige bevissing. Er is dus geen informatie over de natuurlijke variatie (in de relevante verschillen) zonder bevissing.

Underwood heeft in twee artikelen en een boek (Underwood, 1992; Underwood, 1994; Underwood, 1996) een alternatieve opzet aangegeven onder de naam 'Beyond BACI' waarbij er meer dan één controle gebied is en er tevens voor alle gebieden voor- en nabemonsteringen zijn. Er is in deze alternatieve opzet dus zowel herhaling in de tijd als in de ruimte. Bij het bestuderen van de effecten van de kokkelvisserij is het mogelijk ook meer dan één *Impact* gebied in een experiment te betrekken.

Toch staan we statistisch niet helemaal met lege handen. Per jaar kan een *impact* effect berekend worden (met een betrouwbaarheidsinterval) en we kunnen nagaan of dat *impact* effect voldoet aan de verwachtingen vooraf. Onder de nulhypothese van 'geen effect van bevissing' varieert de *impact* qua teken en grootte toevallig in de tijd. Als er wel effect is van bevissing verwachten we dat dit effect het sterkst is direct na bevissing. Als er een aantal jaren achter elkaar gevist wordt, verwachten we dat het effect na elke keer vissen sterker is. In het methoden hoofdstuk wordt de toegepaste statistiek in detail beschreven.

2 Methoden

2.1 Onderzoeksgebied en onderzoeksvakken



Figuur 3. De ligging van de onderzoekslocatie.



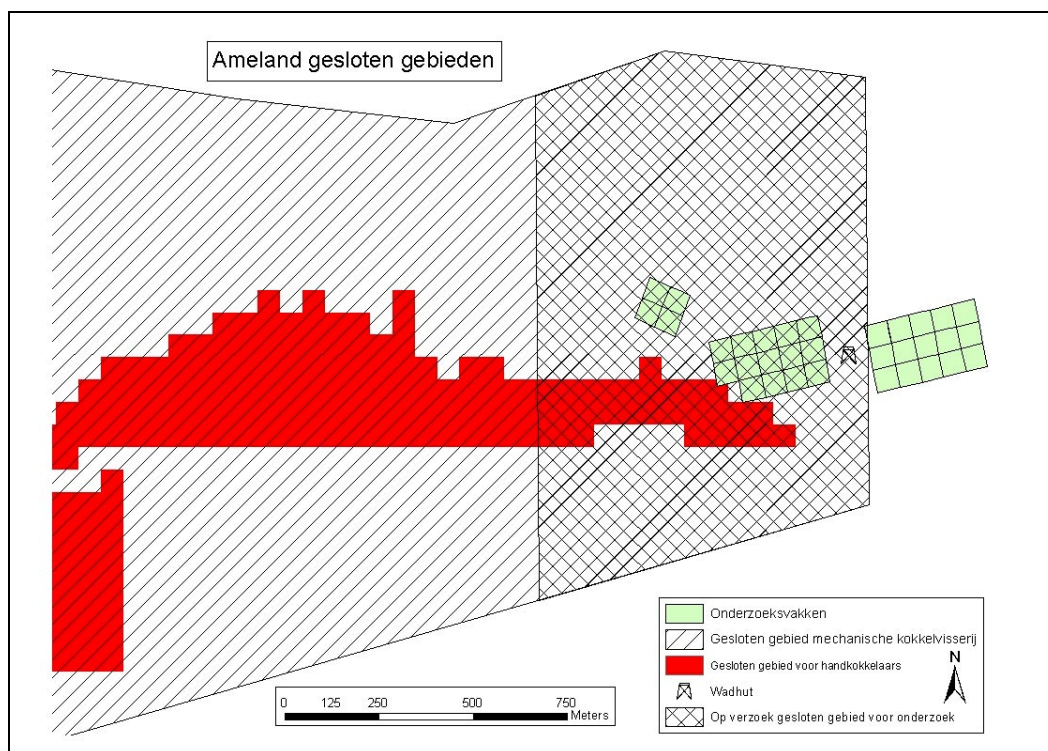
Figuur 4. Het onderzoeksgebied in de zomer van 1999. Op de voorgrond het Zilvervisje van Alterra. Op de achtergrond de Phoca, een inspectieschip van LNV. Beide schepen zijn ingezet om de wadbut te plaatsen.



Figuur 5. Luchtfoto van het onderzoeksgebied in augustus 1999 in Zuidoostelijke richting. Door een misverstand was de onderzoekshut (linksonder op de foto) eerst 300 meter in het open gebied gezet. Vrijwillige extra sluiting was geen optie voor de kokkelvisserij, maar ze wilden wel helpen de hut te verplaatsen.

Zoals in Figuur 3 te zien is ligt de onderzoekslocatie nabij de oostpunt van Ameland, lokaal bekend als de Hon. Het gebied kenmerkt zich door een zandige bodem die goed beloopbaar is (Figuur 4, Figuur 5). De onderzoekslocatie is gesitueerd op de grens van een voor kokkelvisserij gesloten gebied, zie Figuur 6. Het gebied is gesloten voor mechanische kokkelvisserij sinds 1999 in verband met de hoge kansrijkdom op stabiele mosselbanken (Brinkman & Bult, 2003). Het gesloten gebied is deels wel open voor handkokkelvisserij. Op verzoek van Alterra is door het ministerie van LNV de omgeving van de onderzoeksvakken tevens gesloten voor handkokkelvisserij (Figuur 6). Ten Noorden van de onderzoekslocatie ligt het voor publiek afgesloten natuurgebied De Hon, in beheer bij 't Fryske Gea. Dit afgesloten gebied en de geïsoleerde ligging geeft een situatie waarin weinig verstoring van vogels verwacht mag worden.

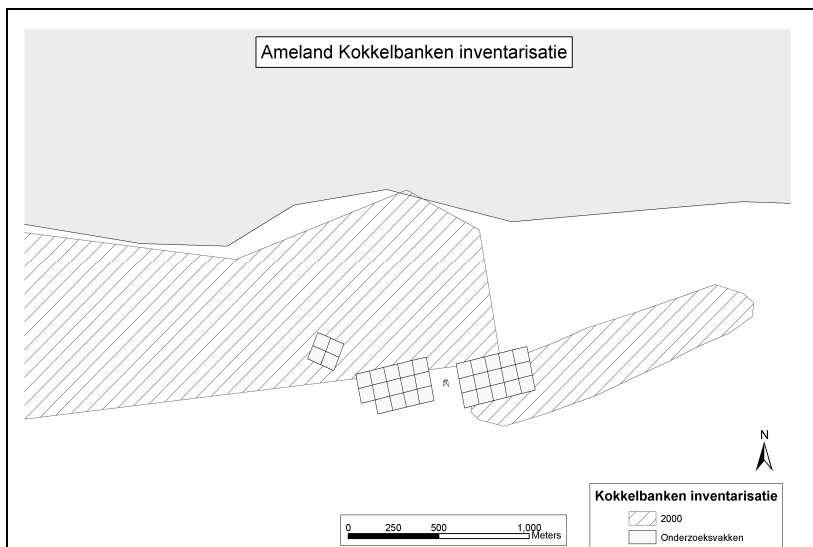
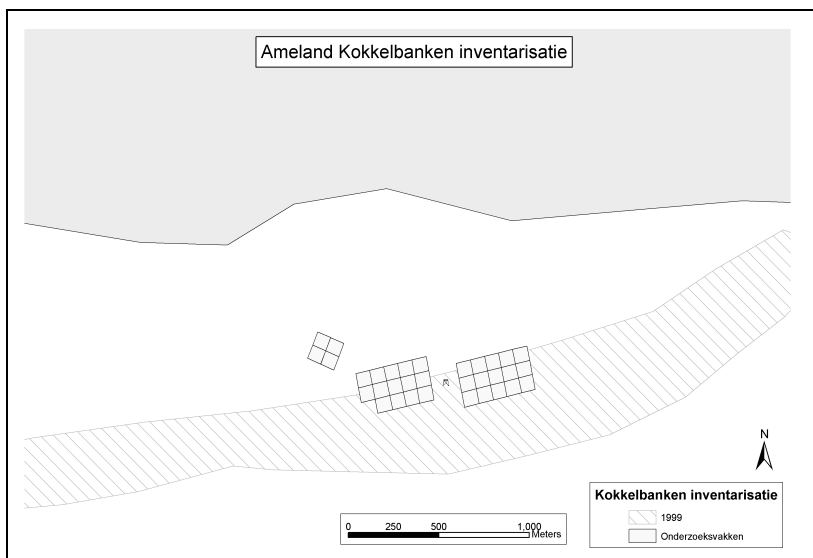
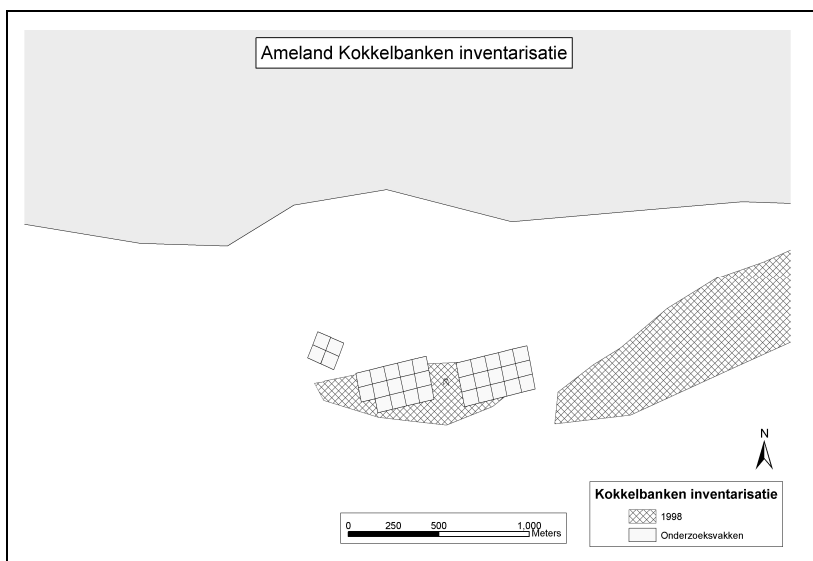
Het experiment bestaat uit twee rechthoekige gebieden van 250 m bij 150 m, 100 m van elkaar gelegen op een kokkelbank. Het ene gebied is gesloten voor kokkelvisserij en het andere gebied is open. Dit geeft de indeling 'Ligging' met als categorieën 'gesloten' en 'open' (zie Figuur 6).

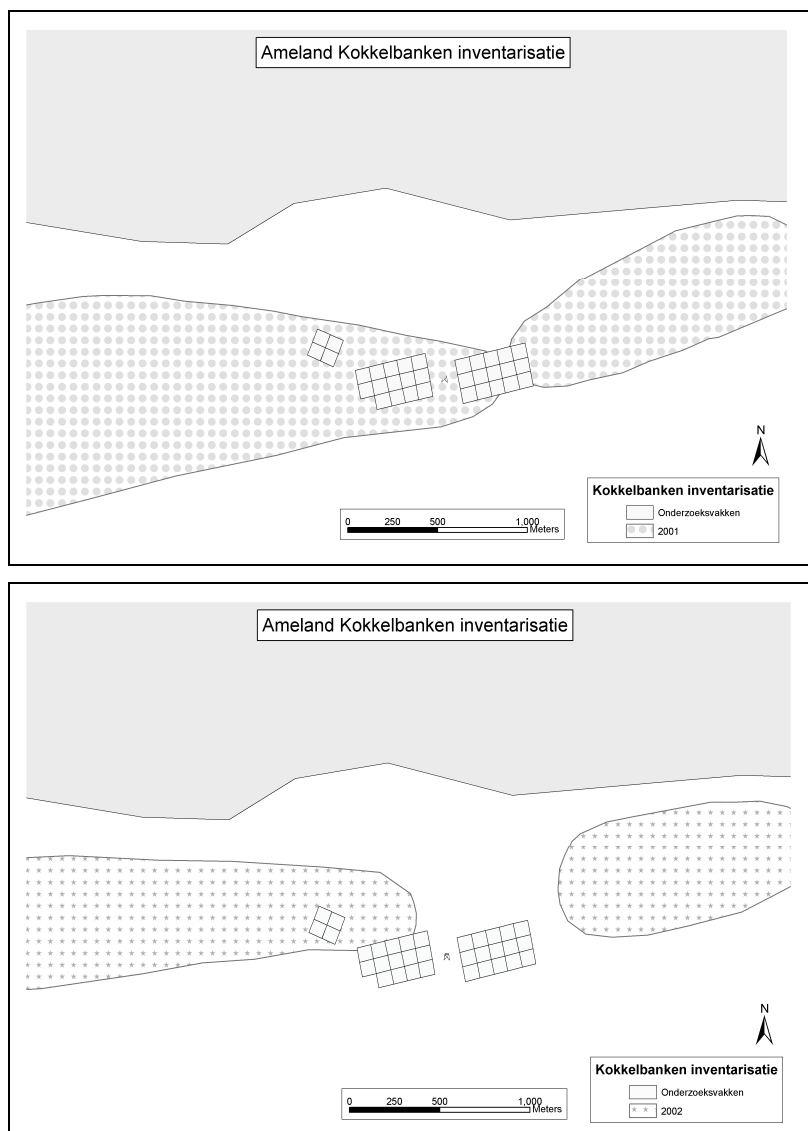


Figuur 6. De onderzoeksvakken in relatie tot het voor kokkelvisserij gesloten gebied. Het op verzoek voor onderzoek gesloten gebied betreft een extra afsluiting voor handkokkelvaarders. Ook aangegeven het gebied met een hoge kansrijke voor de ontwikkeling van stabiele mosselbanken (rood).

2.2 Inventarisatie kokkelbanken

Elk voorjaar inventariseren de kokkelvisserij de kokkelbanken, die ze intekenen op kaart. Een deel van deze kaarten is gedigitaliseerd en in GIS gebracht door Alterra en een ander deel door het RIZA (Zwarts *et al.*, 2003). In Figuur 7 zijn de gegevens weergegeven. De figuur laat achtereenvolgens de ligging van de kokkelbanken in 1998 tot en met 2002 onder de oostpunt van Ameland zien. Hierbij dient opgemerkt te worden dat de gegevens gedigitaliseerd zijn vanaf een kaart op schaal 1 : 50.000. Dit geeft dus enige onnauwkeurigheid.



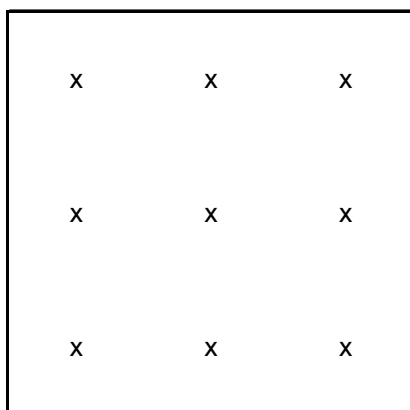


Figuur 7. De ligging van de onderzoeksvakken in relatie tot de door de kokkelvisser in (a) 1998, (b) 1999, (c) 2000, (d) 2001, (e) 2002 ingetekende kokkelbanken

2.3 Bemonstering bodemfauna en sediment

De bodemfauna bemonstering omvat twee onderdelen: bemonstering van ondiep levende schelpdieren en een bemonstering van alle bodemfauna.

De schelpdier bemonstering is in alle vakken uitgevoerd met een steekraam van 15 * 15 cm (0.0225 m²). Per vak zijn er 9 monsters genomen, ruimtelijk verdeeld over het vak volgens een regelmatig patroon (zie Figuur 8).

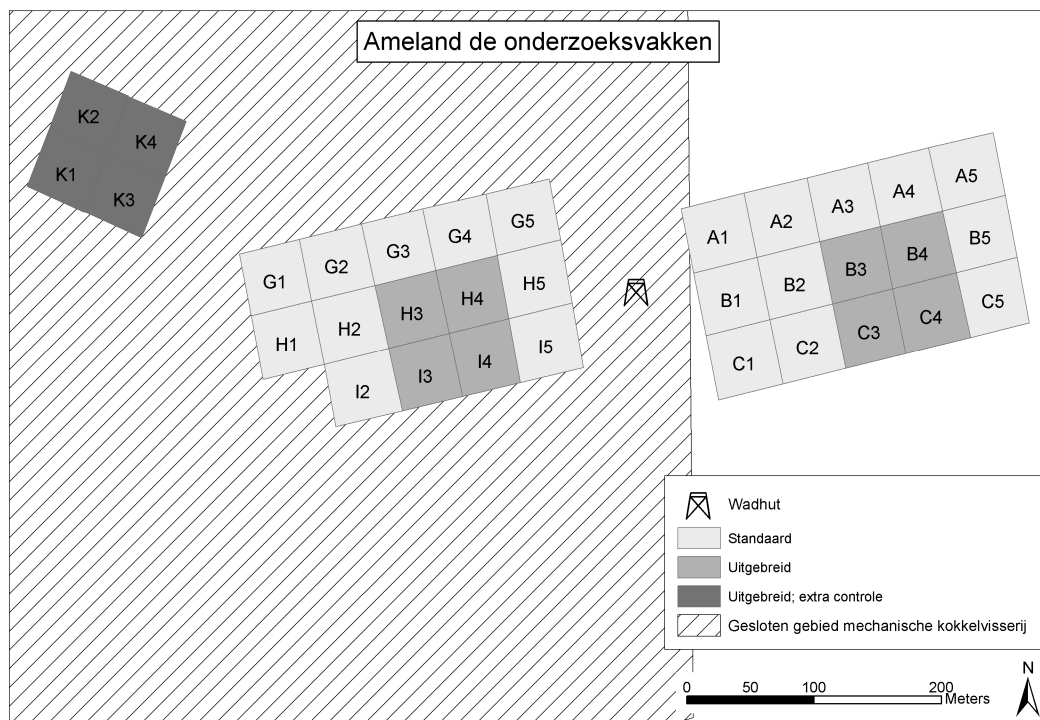


Figuur 8. Verdeling van de schelpdiermonsters per vak van 50 * 50 meter

Op de in onderstaande tabel 1 genoemde data zijn de vakken bemonsterd volgens bovenstaande beschrijving. In de tabel is ook aangegeven of de bemonstering plaatsvond voor of na de visserij. In jaren waarin geen visserij plaatsvond heeft de aanduiding betrekking op het moment in het seizoen.

Tabel 1. Data van bemonstering bodemfauna en sediment. Ook aangegeven of de bemonstering plaatsvond 'voor' of 'na' de visserij. De bemonstering 'na 2' betreft een extra bemonstering na de visserij.

Datum	Bemonstering
09-Aug-99	voor
07-Sep-99	voor
07-Oct-99	na
21-Nov-99	na 2
12-Jul-00	voor
26-Sep-00	na
22-Nov-00	na 2
31-Jul-01	voor
26-Sep-01	na
19-Aug-02	na
22-Sep-03	na



Figuur 9. De onderzoeksvakken met aanduiding van manier van bemonstering.

De zuidwestpunt van de gesloten vakken bleek vrijwel permanent onder water te liggen. Hierdoor waren in dit vak 'I1' geen vogeltellingen mogelijk en zijn ook geen bemonsteringen uitgevoerd.

De bemonstering van schelpdieren heeft in alle vakken plaatsgevonden; ook in alle vakken zijn tellingen van de Scholekster uitgevoerd. In de in Figuur 9 als 'uitgebreid' aangegeven vakken (B3, B4, C3, C4, H3, H4, I3, I4) zijn ook monsters genomen van bodemfauna en zijn tijdens vogeltellingen alle vogels geteld.

- In de standaard vakken zijn 9 monsters van 0.0225 m² (15*15 cm) bemonsterd op Kokkels
- In de standaard vakken zijn tijdens vogeltellingen het aantal Scholeksters geteld
- In de uitgebreid bemonsterde vakken zijn per vak ook 4 steekbuismonsters voor bodemfauna met een oppervlakte van 0.0083 m² (doorsnede van 10.3 cm) en een diepte van 30 cm genomen, en is sediment bemonsterd.
- In de uitgebreid bemonsterde vakken zijn tijdens vogeltellingen ook alle andere vogelsoorten geteld.

Bij de kokkelbemonstering werden per vak 9 monsters genomen. Op elk monsterpunt werd een oppervlakte van 15 bij 15 cm bemonsterd. Dit werd gedaan door binnen een ijzeren frame van deze afmetingen de bodem tot 5 cm af te graven en daarbij alle gevonden Kokkels te verzamelen. De verzamelde Kokkels werden per monsterpunt bewaard en geëtiketteerd, per vak werden de negen punten in een verzamelzak bewaard. De verzamelde Kokkels werden bewaard in de vriezer (-20 °C) indien ze niet meteen konden worden opgemeten. Op grond van dichtheden zijn de

verschillende vakken verdeeld in vier clusters: gesloten hoge dichtheid, gesloten lage dichtheid, open hoge dichtheid en open lage dichtheid. Per cluster is van alle Kokkels met behulp van een digitale schuifmaat de grootste lengte bepaald. Verder is ook de leeftijd bepaald door het tellen van jaarringen. Vervolgens zijn de Kokkels per cluster in millimeterklassen verzameld. (Voorbeeld: alle Kokkels van lengte 22,50 tot 23,49 vallen in de klasse van 23 mm). Van elke klasse zijn, mits er voldoende Kokkels beschikbaar waren, tien Kokkels genomen. Van deze tien of minder Kokkels is de biomassa bepaald.

Om de biomassa van het vlees te kunnen bepalen is eerst het vlees van de schelp gescheiden. Dit omdat de schelp ook nog enkele organische onderdelen bevat o.a. het sluitingsmechanisme en kristalwater. De schelp is geopend door deze kort te verhitten in de magnetron en vervolgens is met een scalpel en/of pincet het vlees uit beide schelp helften verwijderd. Per Kokkel is het vlees in een genummerd porseleinen kroesje geplaatst. De kroesjes zijn daarna 48 uur in de droogstoof gezet bij een temperatuur van 60 °C. Na de 48 uur zijn de kroesjes een half uur in een exsiccator gezet om af te koelen. Hierna is het drooggewicht bepaald door de kroesjes te wegen op een analytische balans. Nadat het drooggewicht is bepaald werden de kroesjes 2 uur in de verassingsoven geplaatst bij een temperatuur van 560 °C. Vervolgens werden de kroesjes afgekoeld in een exsiccator en werd het asgewicht met de analytische balans bepaald. Het verschil tussen het drooggewicht en het asgewicht is het asvrijdrooggewicht (AVD) ofwel de biomassa.

Het totale AVD is bepaald door de lengtes van de Kokkels per cluster te vergelijken met de lengtes van de Kokkels waarvan het AVD is bepaald. Van sommige lengteklassen waren geen gewichten beschikbaar. De ontbrekende waarden zijn bepaald door per cluster en monsterperiode de lengte tegen het AVD uit te zetten en daar een trendlijn door te trekken. Er is gekozen voor een trendlijn met de formule: $y = ax^b$.

De bodemfauna bemonstering is gedaan in de vakken H3,H4,I3,I4 en B3,B4,C3,C4. In elk vak zijn vier monsters genomen door een PVC steekbuis met een diameter van 10,3 cm tot een diepte van 30 cm in de bodem te steken. Elk monster werd uitgezeefd op een zeef van 1 mm en het residu werd in een monsterpotje overgebracht. De monsters werden geconserveerd door er een 3,6% formaline oplossing aan toe te voegen.

De monsters van de bodemfauna werden op soort gedetermineerd en het aantal koppen werd geteld. Van schelpdieren werd met behulp van een digitale schuifmaat de grootste lengte bepaald. Van de in de monsters aanwezige Kokkels en Nonnetjes werden de leeftijden bepaald door het tellen van jaarringen. Schelpdieren werden individueel in een genummerd kroesje gestopt en alleen het vlees werd gebruikt voor de bepaling van het AVD. Andere organismen werden per monsterpunt en per soort in een kroesje verzameld. Van de kroesjes werden nu het drooggewicht en het asgewicht bepaald volgens de eerder beschreven procedure.

De soorten *Heteromastus filiformis* en *Capitella capitella* zijn bij elkaar genomen als de groep draadwormen (capitellidae). Dit is gedaan omdat deze 2 soorten moeilijk van elkaar zijn te onderscheiden en het goed mogelijk is dat er tijdens het determineren fouten zijn gemaakt.

Op 25 september 2000 zijn er vier extra vakken uitgezet, om de reden dat ook in het gesloten gebied de aantallen Kokkels sterk waren afgenomen door een circa 10 cm dik zandpakket. Oorzaak van deze grote mate van ophoging is onduidelijk, maar vond plaats in de winter van 1999-2000 en dus na de eerste visserij. Ook de extra controle vakken zijn uitgebreid bemonsterd en bij vogeltellingen van na deze datum op alle soorten geteld.

- Voor- en nabemonstering is de aanduiding van voor en na de visserij in 1999 en in 2000. Ter vergelijking is in ongeveer dezelfde periode in 2001 bemonsterd. Er heeft toen zeer lichte visserij in de oostelijke vakken van het onderzoeksgebied plaatsgevonden. In 2002 en 2003 heeft geen bevissing in het onderzoeksgebied plaatsgevonden en is alleen in de na-periode een bemonstering uitgevoerd (tabel 1).
- De voorbemonstering van 1999 heeft op twee verschillende data plaatsgevonden, daar in eerste instantie de vakken die onbevist zouden blijven nog in het open gebied lagen. Dit zou een extra sluiting van open gebied ingehouden hebben en dat was vanuit de visserij gezien geen wenselijke situatie. Op hun verzoek (en met hun medewerking) is toen het gehele experiment 300 meter westwaarts opgeschoven.
- Om te controleren of er een extra sterfte onder Kokkels enige tijd na visserij zou plaatsvinden is in 1999 en 2000 in november een tweede na-bemonstering uitgevoerd. Voor een dergelijke 'na-sterfte' werden geen aanwijzingen gevonden. De 'na 2' bemonsteringen zijn in de statistische analyse verder buiten beschouwing gelaten vanwege het niet bemonsteren van het benthos in 1999 in deze periode.



Figuur 10. De laatste voorbereidingen op een bemonstering van de proefvlakken. Van links naar rechts: Piet Wim van Leeuwen, Grietje Zijlstra, André Meijboom, Martin de Jong en Job ten Horn.

2.4 Vogeltellingen en prooiscores

De vogels werden geteld vanuit een wadhut (Figuur 11). Tijdens teldagen werd de hut voor het droogvallen binnengeklommen en pas na het onderlopen van alle vakken weer verlaten, zodat er geen verstoring van de vogels zou optreden. In tabel 2 staan alle data van de vogeltellingen met begintijd en eindtijd genoemd. Er is elke teldag gestart met tellen op het moment dat het eerste vak bereikbaar was voor foeragerende vogels, en gestopt met tellen op het moment dat de laatste vogel uit het laatst nog bereikbare vak stapte. M.a.w. is er geteld vanaf het moment dat het eerste vak droog kwam te liggen tot het moment dat het laatste vak weer was ondergelopen. Vanwege de veelheid aan vakken is er meestal elk uur een nieuwe telling uitgevoerd. De tijd die overbleef tussen tellingen is gebruikt om de prooikeuze van Scholeksters te scoren. Er werd een willekeurige Scholekster gekozen, tijd en vak werden genoteerd en de vogel werd net zo lang gevolgd tot een prooi werd gegeten.

Tabel 2. Overzicht van alle vogeltellingen, inclusief begin- en eindtijd

Datum	Begin tijd	Eindtijd	Periode	Datum	Begin tijd	Eindtijd	Periode
26-Aug-99	14:00	19:30	voor	08-Oct-00	9:00	16:30	Na
04-Sep-99	7:30	14:00	voor	09-Oct-00	11:00	18:00	na
05-Sep-99	8:30	15:30	voor	24-Oct-00	13:00	17:00	na
07-Sep-99	12:00	17:30	voor	25-Oct-00	13:30	17:30	na
04-Oct-99	10:00	14:00	na	09-Nov-00	11:30	16:30	na
05-Oct-99	11:00	16:30	na	13-Aug-01	7:30	12:30	voor
20-Oct-99	10:00	15:30	na	14-Aug-01	8:00	14:00	voor
22-Oct-99	12:00	17:30	na	28-Aug-01	9:00	15:00	voor
03-Nov-99	9:30	15:00	na	29-Aug-01	10:00	16:00	voor
04-Nov-99	10:00	16:00	na	30-Aug-01	11:30	18:00	voor
05-Nov-99	11:00	17:00	na	12-Sep-01	7:30	14:00	voor
19-Nov-99	9:00	15:30	na	13-Sep-01	9:30	14:00	voor
20-Nov-99	10:30	16:30	na	14-Sep-01	11:00	16:30	voor
21-Nov-99	11:00	16:30	na	27-Sep-01	10:00	16:30	na
12-Aug-00	12:00	18:30	voor	28-Sep-01	11:30	17:00	na
13-Aug-00	13:00	19:30	voor	11-Oct-01	8:00	13:00	na
24-Aug-00	7:30	13:30	voor	12-Oct-01	8:30	15:00	na
25-Aug-00	9:00	16:00	voor	26-Oct-01	9:30	15:00	na
25-Sep-00	11:30	18:00	na	27-Oct-01	11:30	16:00	na
27-Sep-00	14:00	19:00	na	28-Oct-01	11:30	16:00	na



Figuur 11. De wadbut tijdens laagwater in het najaar van 2001, toen een grote zaadval van Mossels had plaatsgevonden.

- In 1999 zijn in alle vakken Scholeksters geteld, en in de uitgebreid bemonsterde vakken ook alle andere soorten.
- Vanaf 2000 zijn in alle vakken alle vogels geteld. Vanwege de opzet in 1999 zijn in de statistische analyse alleen de vogels in de uitgebreid bemonsterde vakken geanalyseerd.
- Vanaf 26 september 2000 zijn ook de extra controle vakken op alle vogels geteld.
- Voor de statistische analyse is per vak per teldag per vogelsoort het aantal foerageer-uren berekend. Twee foerageer-uren betekent dat één vogel twee uren in het vak heeft gefoerageerd, of twee vogels elk een uur.

2.5 Visserij

In de periode 1992-1998 is er niet gevist in het onderzoeksgebied. Wel is er in de jaren 1994, 1995 en 1998 verder naar het westen onder Ameland mechanisch op Kokkels gevist. In 1999 en 2000 is er intensief op Kokkels gevist in het onderzoeksgebied (Figuur 12 en Figuur 13) en op het meer oostelijke gelegen wad. In 2001 en 2002 is er intensief op Kokkels gevist direct ten oosten van het onderzoeksgebied (meeste bevissingspercentages tussen 10 en 80%). In 2001 heeft er ook lichte bevissing in het oostelijke deel van de open onderzoeksvakken plaatsgevonden. DCI berekent een bevissingspercentage van 2-10% (J. Holstein pers. med.).



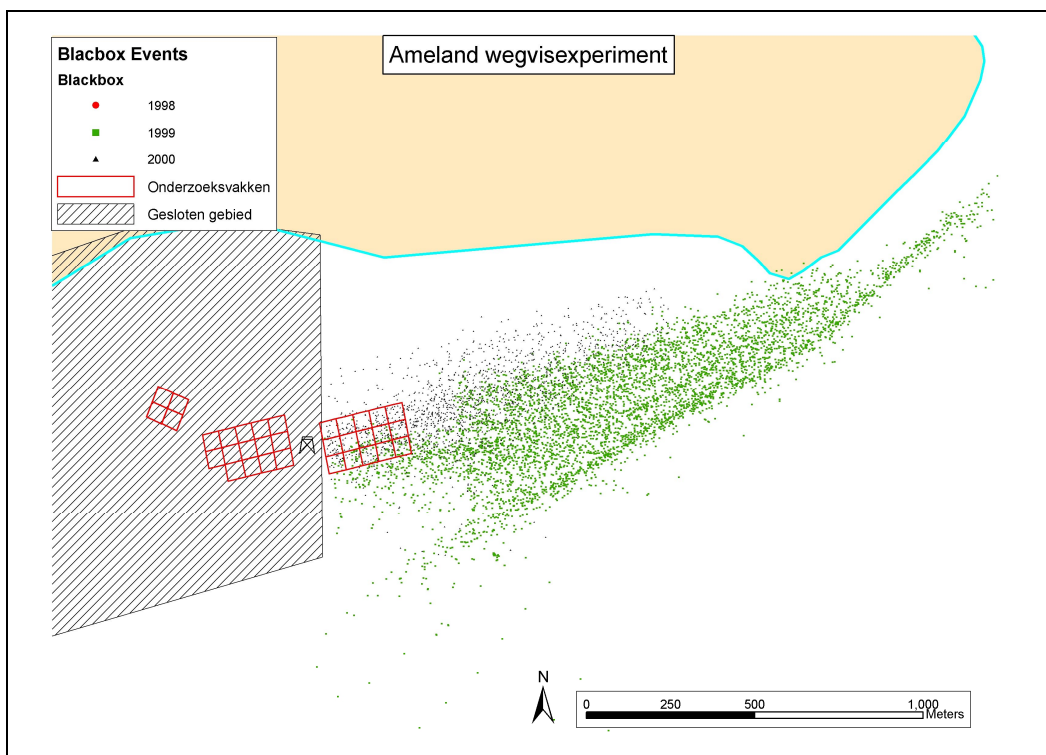
Figuur 12. Sporen op het wad in het onderzoeksgebied na de bevissing in het najaar van 1999.



Figuur 13. Sporen op het wad, na de bevissing in het najaar van 2000. De foto is recht over de beviste vakken genomen vanaf de wadbut richting het oosten.



Figuur 14. Vliegerfoto van het onderzoeksgebied op 25 september 1999 na de eerste bevissing. De ligging van de beviste vakken is met blauwe lijnen ingetekend. Foto genomen door Jaap de Vlas.



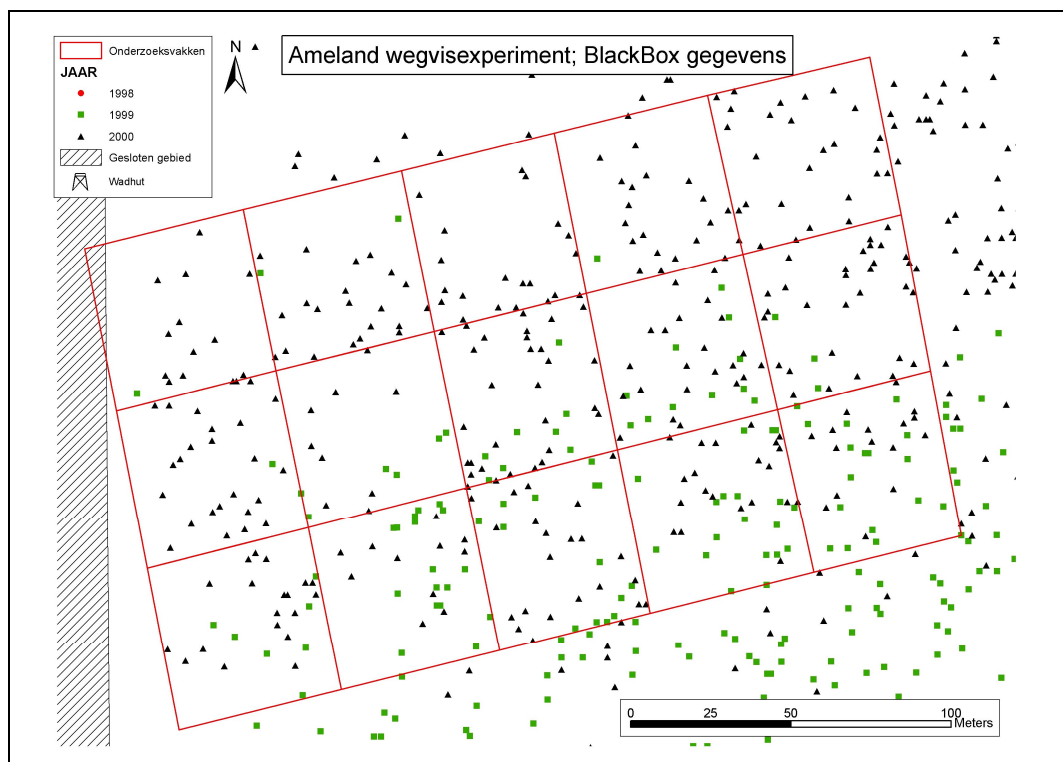
Figuur 15. Bevissing in de jaren 1998, 1999 en 2000 in relatie tot het onderzoeksgebied.

In Figuur 15 staan de black box registraties. Hierin is te zien dat in 1999 met name het zuidelijk deel van de vakken is bevist, en niet of nauwelijks in de 5 noordelijkste vakken in het open gebied. De zuidelijke vakken liggen langer onder de water en de Kokkels waren hier dan ook beter gegroeid en daarmee aantrekkelijker voor de visserij dan in de noordelijke vakken. Het feit dat de vissers eerst de laaggelegen kokkelbanken (of delen van kokkelbanken) bevissen waar de Kokkels goed groeien is ook beschreven door Zwarts *et al.* (2003).

Het werkelijk bevist oppervlak wordt uit de black box registraties berekend met behulp van de volgende formule (Kamermans *et al.* 2003b):

$$P_{wb} = 100 * (1 - e^{((-V * N * B * T) / A)}) \quad (1)$$

- P_{wb} = percentage werkelijk bevist oppervlak van het registratiegebied
- V = vissnelheid (variabele in m/uur)
- N = aantal zuigkorven
- B = zuigkorfbreedte per pomp (variabele in m)
- T = vistijd (variabele in uren)
- A = oppervlak van het registratiegebied (vak van 21100 m²)



Figuur 16. Black box registraties kokkelvisserij in de onderzoeksvakken op Ameland.

Door Kamermans *et al.* (2003b) wordt als volgt uitgelegd waarom de visintensiteit Pwb aldus berekend moet worden:

*"De visintensiteit is het oppervlak dat door één of meer vissporen is bedekt. Dit wordt per 2.11 ha registratiegebied berekend uit de vissnelheid, zuigkorfbreedte en vistijd. Een visintensiteit van 2.11 ha betekent echter niet dat ook alle 2.11 ha van dat vakje is bevestigd. Er wordt aangenomen dat het vissen niet in rechte raaie, zoals b.v. bij ploegen, plaats vindt. Doordat het vissen niet in rechte raaie plaatsvindt treedt overlap op. Dat wil zeggen dat sommige plaatsen binnen het vak meer dan 1x worden bevestigd. De formule is gecorrigeerd voor overlap. Is de visintensiteit hoger, dan zal er meer overlap in een gebied zijn. Bij een visintensiteit van 2.11 ha bijvoorbeeld is het werkelijk bevestigd oppervlak niet 100%, maar $100 * (1 - e^{-(2.11/2.11)}) = 63\%$. In dit geval is 63% van het gebied minstens 1x bevestigd, 63% daarvan (dat is 40%) minstens 2x bevestigd, 25% minstens 3x etc. Het bevestigde oppervlak wordt vervolgens gedeeld door het hele oppervlak van het vakje om tot een percentage te komen."*

Het productschap Vis vermeldt dat er in 1999 met drie schepen met elk twee korren van 1 meter is gevestigd; en dat er in 2000 door twee schepen met twee korren van elk 1 meter en door 1 schip met twee korren van 0.58 meter is gevestigd. Hieruit volgt een gemiddelde korfbreedte in 1999 van 1 meter, en in 2000 een gemiddelde van 0.86 meter, uitgaande dat alle drie de schepen even intensief gevestigd hebben.

Op basis van gegevens uit deelrapport A1 Visserijinspanning (Kamermans *et al.* 2003b) zijn de in tabel 3 weergegeven waarden voor vissnelheid gebruikt.

Tabel 3. Gebruikte parameter waarden op basis van EVA II rapportage A1 Visserij-inspanning (Kamermans et al. 2003b)

Vissnelheid in 1999 (V)	7593.2 (m/uur)
Vissnelheid in 2000 (V)	6667.2 (m/uur)

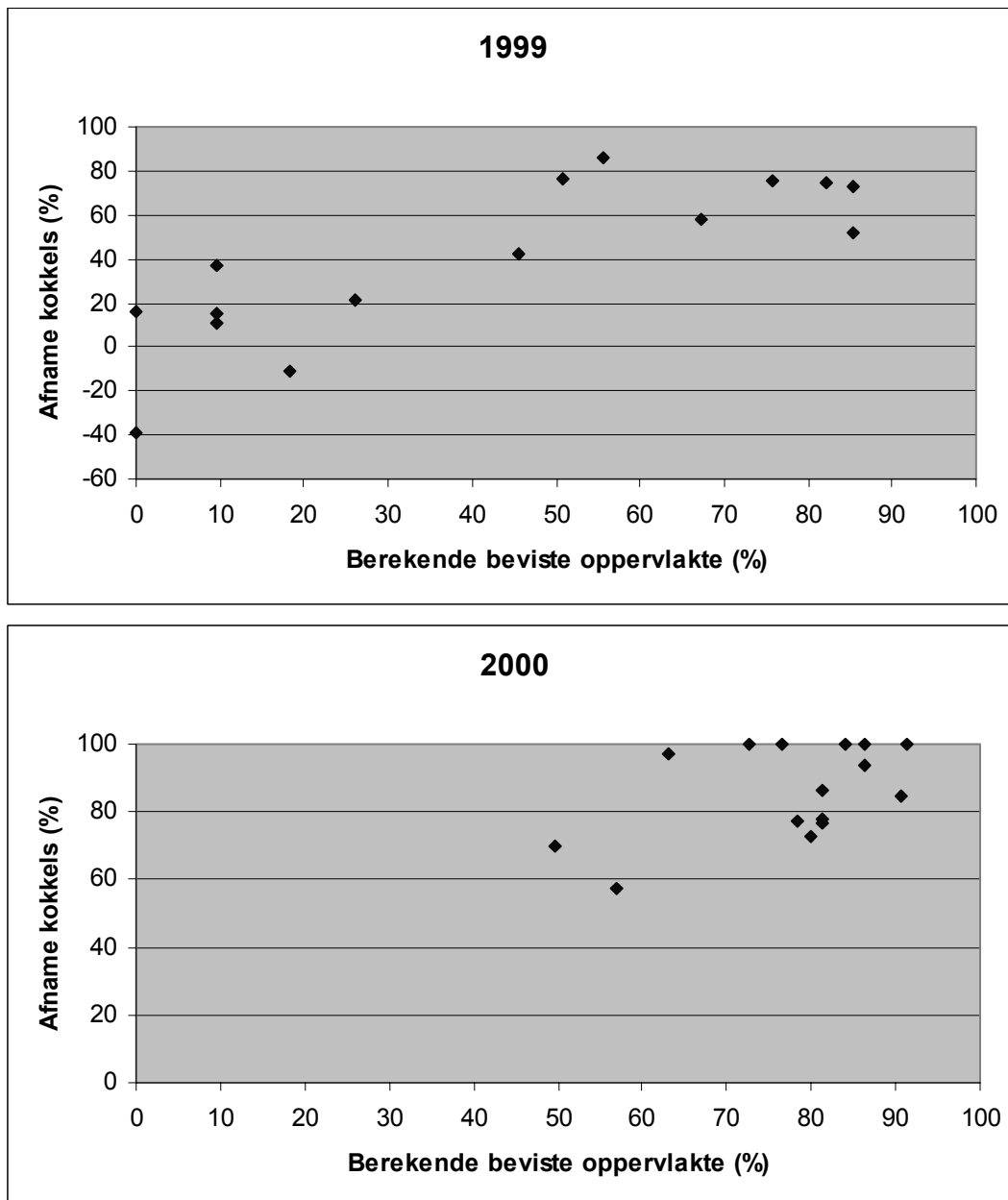
In tabel 4 staan de aldus berekende werkelijk beviste percentages oppervlak per vak.

Tabel 4. Per jaar per vak het berekende percentage beviste oppervlakte en de procentuele afname in het bestand meerjarige Kokkels t.o.v. de voorbemonstering van hetzelfde jaar, voor (a) 1999 en (b) 2000.

1999	Bevinging		Kokkels		
Vak	Blackbox registraties	Percentage werkelijk bevist	Dichtheid voorbemonstering	Dichtheid nabemonstering	Procentuele afname
A1	1	9.6	775	691	10.8%
A2	2	18.3	321	356	-10.8%
A3	0	0.0	217	188	13.6%
A4	1	9.6	247	193	22.0%
A5	0	0.0	267	341	-27.8%
B1	1	9.6	578	365	36.8%
B2	6	45.5	602	346	42.6%
B3	8	55.5	454	69	84.8%
B4	11	67.2	425	178	58.1%
B5	3	26.2	548	415	24.3%
C1	7	50.8	311	74	76.2%
C2	17	82.1	331	84	74.6%
C3	14	75.8	588	143	75.6%
C4	19	85.4	677	326	51.8%
C5	19	85.4	830	222	73.2%
G1	0	0	800	726	9.3%
G2	0	0	1012	840	17.1%
G3	0	0	1225	1106	9.7%
G4	0	0	1185	1437	-21.3%
G5	0	0	1235	1185	4.0%
H1	0	0	405	444	-9.8%
H2	0	0	415	425	-2.4%
H3	0	0	395	435	-10.0%
H4	0	0	637	711	-11.6%
H5	0	0	1136	1027	9.6%
I2	0	0	400	400	0.0%
I3	0	0	494	494	0.0%
I4	0	0	395	385	2.5%
I5	0	0	514	548	-6.7%

2000	Bevisning		Kokkels		
Vak	Blackbox registraties	Percentage werkelijk bevestigd	Dichtheid voorbemonstering	Dichtheid nabemonstering	Procentuele afname
A1	13	63.0	489	15	97.0%
A2	21	79.9	252	69	72.5%
A3	20	78.3	173	40	77.1%
A4	22	81.4	178	25	86.1%
A5	26	86.3	158	10	93.8%
B1	26	86.3	242	0	100.0%
B2	9	49.7	148	44	70.0%
B3	32	91.3	173	0	100.0%
B4	24	84.0	119	0	100.0%
B5	31	90.7	64	10	84.6%
C1	19	76.6	30	0	100.0%
C2	11	56.9	35	15	57.1%
C3	22	81.4	44	10	77.8%
C4	22	81.4	64	15	76.9%
C5	17	72.7	64	0	100.0%
G1	0	0	286	252	12.1%
G2	0	0	578	341	41.0%
G3	0	0	627	494	21.3%
G4	0	0	830	849	-2.4%
G5	0	0	859	938	-9.2%
H1	0	0	10	40	-300.0%
H2	0	0	54	114	-109.1%
H3	0	0	109	84	22.7%
H4	0	0	44	89	-100.0%
H5	0	0	153	128	16.1%
I2	0	0	30	0	100.0%
I3	0	0	20	20	0.0%
I4	0	0	20	25	-25.0%
I5	0	0	30	10	66.7%

De berekende visintensiteit kan vergeleken worden met het percentage meerjarige Kokkels dat is verdwenen (Figuur 17). Dit laatste getal is berekend uit het verschil tussen de kokkeldichtheden direct voor en direct na de kokkelvisserij. In dezelfde periode is in de vakken in de gesloten gebieden geen merkbare afname van het kokkelbestand waargenomen. In 1999 was de afname in de gesloten gebieden -0,6% (een hele lichte toename) en in 2000 -19% (een lichte toename). Het feit dat beide getallen niet precies gelijk zijn aan 0 heeft te maken met monsterfouten, wat ook al duidelijk is uit het feit dat een toename binnen het seizoen van de dichtheid meerjarige Kokkels wordt berekend. Zo'n toename is onwaarschijnlijk. De monsterfout is groter in 2000 omdat de dichtheden Kokkels toen veel lager waren dan in 1999. Ook in de berekende visintensiteit zullen monsterfouten zitten. De fouten zijn in beide gevallen niet systematisch van aard en klein genoeg om tot een duidelijk verband tussen de visintensiteit en het percentage verdwenen Kokkels te leiden.

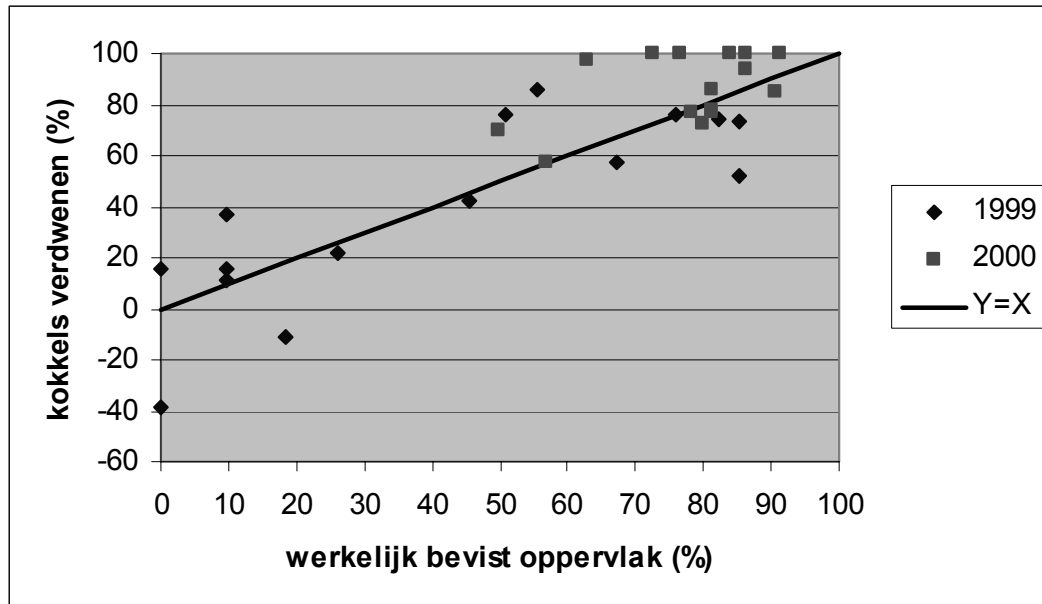


Figuur 17. De gemeten afname van de aantallen Kokkels (%) als functie van de berekende beviste oppervlakte (%) voor (a) 1999 en (b) 2000. Elke punt is een vak.

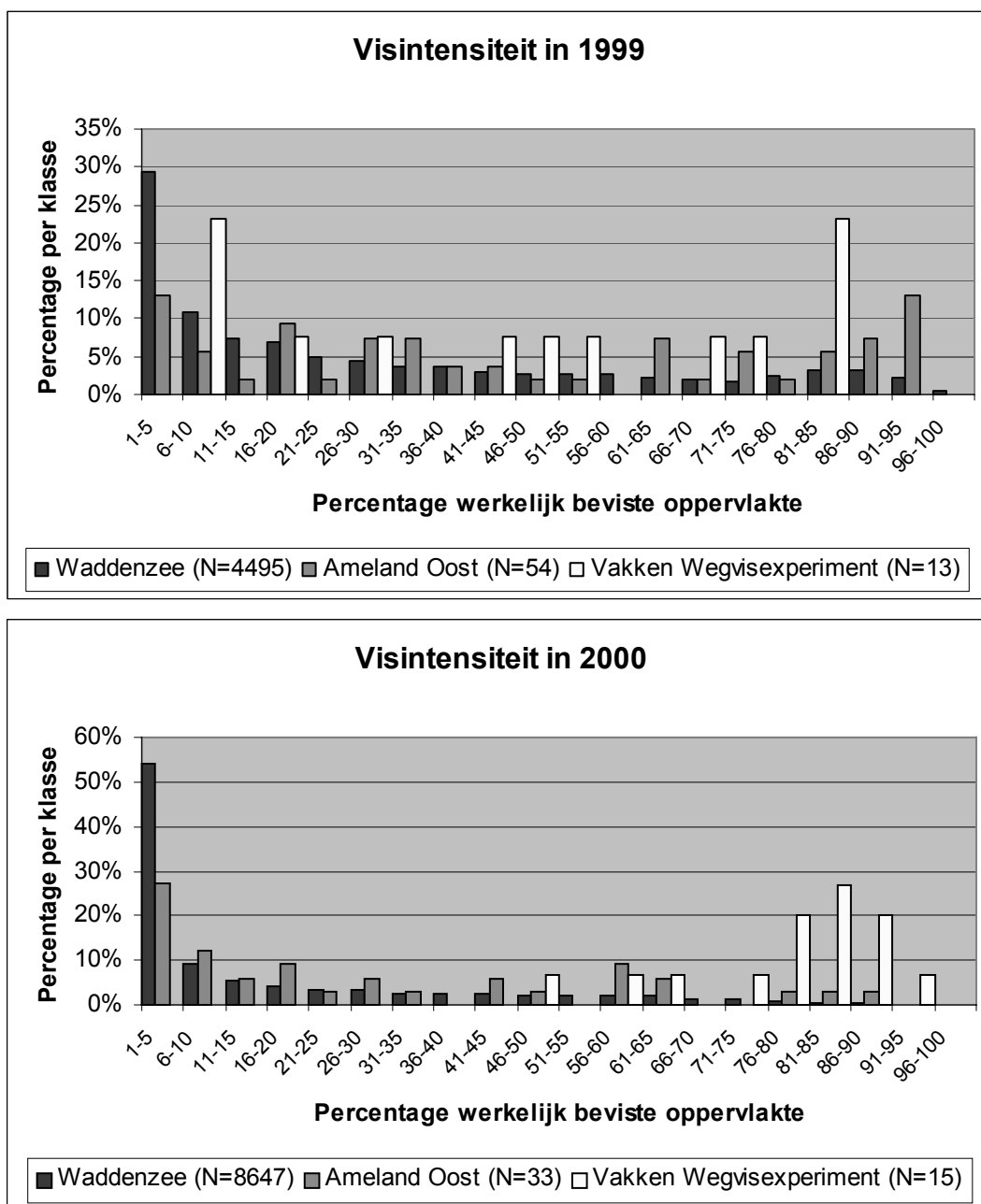
De vergelijking van het percentage verdwenen Kokkels met het percentage werkelijk beviste oppervlakte (Figuur 18) laat maar een kleine afwijking zien van de theoretische verwachting dat beiden aan elkaar gelijk zijn ($Y=X$). De geconstateerde afwijkingen - 5% minder Kokkels verdwenen in 1999 en 11% meer Kokkels verdwenen in 2000 - vallen binnen de hierboven beschreven foutenmarge.

De berekende bevissingsintensiteiten kunnen voor beide jaren ook vergeleken worden met de bevissing in de directe omgeving van de onderzoeksvakken en met de bevissing in de Waddenzee als geheel (Figuur 19). In zowel 1999 als 2000 is het wad

onder Ameland mogelijk iets intensiever bevist dan de rest van de Waddenzee, maar het verschil is niet groot. In 1999 is er geen verschil tussen de onderzoeksvakken en de rest van het wad onder Ameland, maar in 2000 lijken de onderzoeksvakken duidelijk intensiever bevist dan het overige wad onder de oostpunt van Ameland. De bevissing in 1999 en 2000 kan als normaal, respectievelijk zwaar worden aangemerkt.



Figuur 18. De gemeten afname van de aantallen Kokkels (%) als functie van de berekende beviste oppervlakte (%). Elk punt is een vak. Ook weergegeven de theoretische verwachting als Kokkels alleen verdwijnen door wegvissen.



Figuur 19. Verdeling van de visintensiteit (% oppervlakte dat één of meer keer geraakt is door een kokkelkor) in (a) 1999 en (b) 2000, voor de hele Waddenzee, en de oostpunt van Ameland per 0.1*0.1 minuut vak (2.11 ha) en voor de vakken van het wegviseexperiment (0.25 ha)

2.6 Statistische analyse

In het experiment bij de Hon is er sprake van één controle gebied en één *impact* gebied (het gesloten resp. open gebied). Er is alleen herhaling in de periode na de *impact*. Er is maar één voor meting (juli 1999), behalve dat bij de realisatie van het

experiment 2 van de vakken in het Open gebied niet bevist zijn. Voor deze vakken zijn er drie voormetingen. De analyse van Stewart-Oaten is dus weinig zinvol.

Wat we kunnen doen is per jaar een *impact* effect berekenen (met een betrouwbaarheidsinterval) en nagaan of de grootte van dit effect voldoet aan de verwachtingen vooraf. Onder de nulhypothese van ‘geen effect van bevissing’ varieert de *impact* qua teken en grootte toevallig in de tijd. Als er effect is van bevissing verwachten we een effect bij de na-metingen van 1999, de voor-metingen van 2000 en een groter effect bij de na-metingen van 2000. De latere effect-groottes hangen af van de duur van het effect van bevissing.

Hierbij is effect als volgt gedefinieerd:

Per vak kan het verschil berekend worden tussen de meting op een bepaalde tijd en de eerste meting in 1999. Door dit verschil te nemen worden systematische verschillen tussen vakken verwijderd. Vervolgens worden deze verschillen gemiddeld per gebied (Gesloten en Open), en deze gemiddelden worden als volgt van elkaar afgetrokken:

$$\text{impact effect} = \text{gemiddeld verschil in open gebied} - \text{gemiddeld verschil in gesloten gebied} \quad (1)$$

Van dit effect wordt de standaard fout (se) bepaald op basis van de variatie in de verschillen per vak ten opzichte van de het gebiedsgemiddelde van deze verschillen, in essentie zoals in een ongepaarde t-toets. We hebben namelijk n_O verschillen van de vakken in het open gebied ($v_{iO} = y_{iO,na} - y_{iO,voor}$, $i = 1 \dots n_O$) en n_G verschillen van de vakken in het gesloten gebied ($v_{iG} = y_{iG,na} - y_{iG,voor}$, $i = 1 \dots n_G$), waarbij y de logaritme van de waarneming is, de index i het vak aanduidt, de indices O en G open dan wel gesloten aanduiden en de indices ‘na’ en ‘voor’ aangeven of de meting voor dan wel bevissing plaatsvond. Een ongepaarde t-toets toetst de nulhypothese dat de verwachtingen van deze reeksen getallen gelijk zijn. De schatting voor het verschil in verwachting is precies formule (1). De standaardfout van het impact effect is dus die van het verschil van gemiddelden in een ongepaarde t-toets. Het 95%-betrouwbaarheidsinterval wordt vervolgens berekend als:

$$(\text{impact effect} - t * se, \text{impact effect} + t * se) \quad (2)$$

waarbij t de kritieke waarde is van de t-verdeling bij het onderhavige aantal vrijheidsgraden.

Deze effecten en betrouwbaarheidsgrenzen kunnen we uitzetten in de tijd of weergeven in tabellen, van de na-meting in 1999 tot en met de na-meting in 2003.

De bovenstaande definitie van *impact* effect is standaard in BACI-analyses, tenminste als vooraf de logaritme is genomen van de meting per vak. In termen van de oorspronkelijke metingen geeft $100 * \text{impact effect}$ ongeveer het percentuele effect aan tenminste voor kleine absolute waarden van het effect. De algemeen geldige

formule die wij hebben gebruikt om het procentuele *impact* effect (Impact%) te berekenen is:

$$\text{Impact}\% = 100\{\exp(\text{impact effect})-1\} \quad (3)$$

Formule (3) is als volgt af te leiden: Als $y = \log(x)$ en als voor y in het Open gebied geldt:

$$y = a + \text{effect},$$

dan geldt

$$x = \exp(y) = \exp(a + \text{effect}) = \exp(a) \exp(\text{effect}).$$

Als nu in het Gesloten gebied $y_G = a$ en in het Open gebied $y_O = a + \text{effect}$ dan geldt op de oorspronkelijke schaal

$$x_O = x_G \cdot \exp(\text{effect}).$$

Het procentuele effect op de oorspronkelijke schaal is dus

$$\frac{100(x_O - x_G)}{x_G} = 100\{\exp(\text{effect}) - 1\},$$

waarmee (3) is bewezen.

2.6.1 De interpretatie van een procentueel *impact* effect

Als het procentuele *impact* effect gelijk is aan IMP en het aantal in een vak in Gesloten gebied gelijk is aan 100, dan geldt dat het verwachte aantal in een vergelijkbaar vak in Open gebied dat onderhevig is aan de *impact*, gelijk is aan $100 + \text{IMP}$. Met het woord ‘vergelijkbaar’ wordt aangeduid dat het procentuele *impact* effect -door de wijze van berekening- is gecorrigeerd voor systematische verschillen tussen vakken en tussen tijdstippen. Een negatieve getal geeft dus een relatieve daling aan in het Open gebied (ten opzichte van het Gesloten gebied) en een positief getal geeft dus een relatieve stijging aan in het Open gebied. Een 95% betrouwbaarheidsinterval voor Impact% is berekend door formule (3) toe te passen op de grenzen berekend met formule (2). Het procentuele *impact* effect met betrouwbaarheidsinterval is berekend voor alle tijdstippen vanaf 1999 na en weergegeven in tabellen met als kop ‘Procentuele effecten van bevissing....’; zie bijvoorbeeld tabel 6.

Nota bene: als de waarde 0% in het 95%-betrouwbaarheidsinterval voor het procentuele effect ligt, dan is het *impact* effect statistisch niet significant op het 5% significantie niveau ($P > 0.05$). En omgekeerd, als de waarde 0% NIET in het 95%-betrouwbaarheidsinterval voor het procentuele effect ligt, dan is het *impact* effect statistisch significant op het 5% significantie niveau ($P < 0.05$).

2.6.2 Poisson log-lineaire regressie

Bovengenoemde analyse is gebaseerd op de aanname dat na het nemen van logaritmen de waarnemingen bij benadering normaal verdeeld zijn met een variantie die niet afhangt van het niveau van de meting. Aan deze voorwaarde is zeker niet voldaan als er veel nul-waarnemingen zijn en men trucs moet toepassen als $\log(y+1)$ om de bovenstaande analyse te kunnen uitvoeren. Als de metingen tellingen zijn, is het veel natuurlijker aan te nemen dat ze bij benadering Poisson verdeeld zijn of, wat wij zullen doen, aannemen dat de variantie evenredig is met de verwachting (met een constante van proportionaliteit die doorgaans groter is dan 1 en met dispersiefactor wordt aangeduid). Om voor tellingen het *impact* effect (zoals boven gedefinieerd) te kunnen schatten passen we een Poisson log-lineaire regressie toe (McCullagh & Nelder 1989). Het *impact* effect uit formule (1) is een regressie coëfficiënt in deze regressie, waarbij ook een standaard fout (se in formule (2)) wordt berekend. Daarmee is vervolgens het procentuele effect te berekenen volgens formule (3). Dit zo berekende procentuele effect heeft de hierboven beschreven interpretatie.

De details van de Poisson log-lineaire regressie zijn als volgt. De response variabele is de meting. Het model van deze regressie is: Vak +Tijd + Ingreep.Tijd, waarbij Ingreep in eerste instantie gedefinieerd is als ligging (Gesloten versus Open). De termen Vak + Tijd zorgen er voor dat per vak het verschil (in $\log(\text{verwachte waarde})$) genomen wordt met de eerste meting. De term Ingreep.Tijd leidt tot de schattingen van de *impact* effecten per jaar. De regressie geeft ook de standaardfouten van deze geschatte effecten. Deze standaardfouten hangen af van de dispersiefactor. Deze hebben we geschat op basis van de Pearson chi-kwadraat waarde (McCullagh & Nelder 1989) die bij het model hoort.

We geven nu het model weer in formules. Laat x_{jgt} een telling zijn in het j^{de} vak op het t^{de} tijdstip in het g^{de} gebied dan is het Poisson loglineaire regressie model in variantie analyse notatie

$$\log(E(x_{jgt})) = \mu + v_{jg} + \tau_t + \eta_{gt} \quad (4)$$

met E de verwachting, μ een constant, $\{v_{jg}\}$ de vak-effecten, $\{\tau_t\}$ de tijdseffecten en de $\{\eta_{gt}\}$ de interactie-effecten tussen gebied en tijd, die gelijk zijn aan de tijdsafhankelijke impacteffecten als we definiëren dat $\eta_{Gt} = 0$ voor alle t en $\eta_{O0} = 0$ (waarbij t= 0 de voormeting aanduidt). Het bovenstaande model bevat *impact* effecten die variëren in de tijd (een interactie tussen *impact* en tijd). Een eenvoudiger model bevat maar één *impact* effect en wordt verkregen uit (4) door te eisen dat $\eta_{O1} = \dots = \eta_{OT} = \eta_O$ waarbij T het laatste tijdstip aanduidt. η_O wordt ook wel het hoofdeffect genoemd en de verschillen tussen $\eta_{O1}, \dots, \eta_{OT}$ in formule (4) (pure) interactieeffecten. De getallen $\eta_{O1}, \dots, \eta_{OT}$ zelf geven aan hoe het *impact* effect in de tijd verloopt. Samen vormen ze hoofdeffect + interactie, in de variantie tabellen aangeduid met Impact + Impact.Times. De regressieanalyse geeft naast de schatting van alle parameters ook hun standaardfouten.

Als we op deze wijze een na log-transformatie normaal verdeelde grootheid met hetzelfde model en een normale regressie analyseren, verkrijgen we precies de schatting die boven is weergegeven in termen van verschil in gemiddelde verschillen. Het model voor lognormaal verdeelde grootheden, waarmee we deze Statistische analyse sectie begonnen verkrijgen we door in formule (4) $\log(E(x))$ te vervangen door $E(\log(x)) = E(y)$ met $y = \log(x)$. Als we $\log(x)$ analyseren met model (4) onder aanname van een Normale foutenverdeling, dan is, voor de nameting op tijdstip t , de schatting voor η_{Ot} precies gelijk aan de uitdrukking in formule (1).

De standaardfouten zijn ook hetzelfde onder de voorwaarde dat de variantie van de verschillen constant is in de tijd.

2.6.3 Deviantie toetsen

Naast de schattingen van het effect, voerden we ook deviantie-toetsen uit op Impact (of een constant verondersteld effect gelijk aan nul kan zijn; het hoofd effect), de pure interactie Ingreep.Tijd (of het effect constant is in de tijd of dat het varieert in de tijd) en Ingreep+Ingreep.Tijd (of alle effecten gelijk aan nul kunnen zijn). Deze toetsen betreffen respectievelijk 1, 6 en 7 vrijheidsgraden in het model.

Het resultaat van deze toetsen (met de tussenresultaten ‘d.f. , *deviance*, *mean deviance* en F-ratio’) is weergegeven in tabellen met als kop ‘Deviantie analyse van het effect van kokkelvisserij op ...’ ; zie bijvoorbeeld (tabel 5). In deze tabellen geeft de laatste kolom de overschrijdingskansen (Engels: *significance level*) onder de nulhypothese dat het in de eerste kolom aangegeven effect er niet is. Als de overschrijdingskansen kleiner is dan 0.05, dan is het effect statistisch significant ($P < 0.05$) en als de overschrijdingskansen groter is dan 0.05 dan is het effect of het effect weergegeven in kolom 1 niet significant ($P > 0.05$). Als Impact niet significant is, is er geen aanwijzing voor een hoofdeffect (is er geen aanwijzing voor een overall effect van bevissing). Als Impact.Times niet significant is, is er geen aanwijzing dat het *impact* effect varieert in de tijd. Als Impact+Impact.Times niet significant is, is er geen aanwijzing dat er enig *impact* effect is. Deze laatste toets is een combinatie van de twee voorgaande, maar heeft minder onderscheidingsvermogen dan de eerste. Als Impact, Impact.Times of Impact+Times *wel* significant is, is er sterke aanwijzing ($0.01 < P < 0.05$) of zelfs zeer sterke aanwijzing ($P < 0.01$) dat het onderhavige effect er is.

2.6.4 Definitie van Impact2

In 1999 zijn 2 vakken onbevist gebleven. Daardoor kan bij de analyse van aantallen Kokkels en biomassa Kokkels het *impact* effect onderschat worden bij gebruik van bovenstaande definitie van Ingreep. Daarom hebben we voor Ingreep ook nog een andere definitie gehanteerd: er is alleen sprake van een ingreep als er werkelijk gevist is. Deze definitie noemen we Impact2. Als Impact2 inderdaad een veel groter effect laat zien dan Impact = Ligging dan is dat een aanwijzing dat gevonden verschillen

veroorzaakt zijn door bevissing. De resultaten voor Impact2 zijn op dezelfde wijze weergegeven als voor Impact.

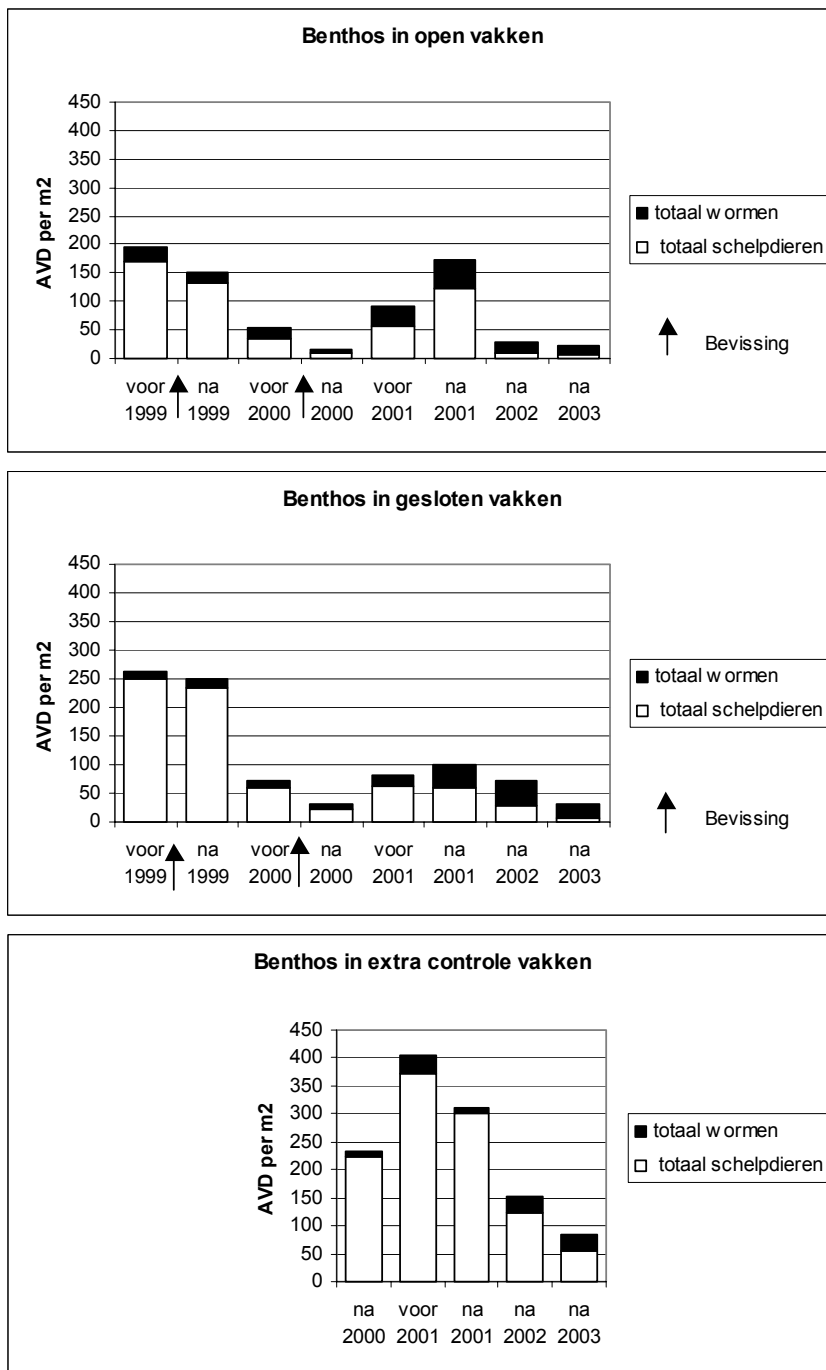
Analyse van Impact2 is alleen nuttig voor die gegevens waarbij alle vakken geanalyseerd worden. Dit geldt alleen voor de analyse van de biomassa Kokkels, aantallen meerjarige Kokkels en de aantallen fourageeruren van de Scholekster.

2.6.5 Toepasbaarheid van de bovenbeschreven statistiek

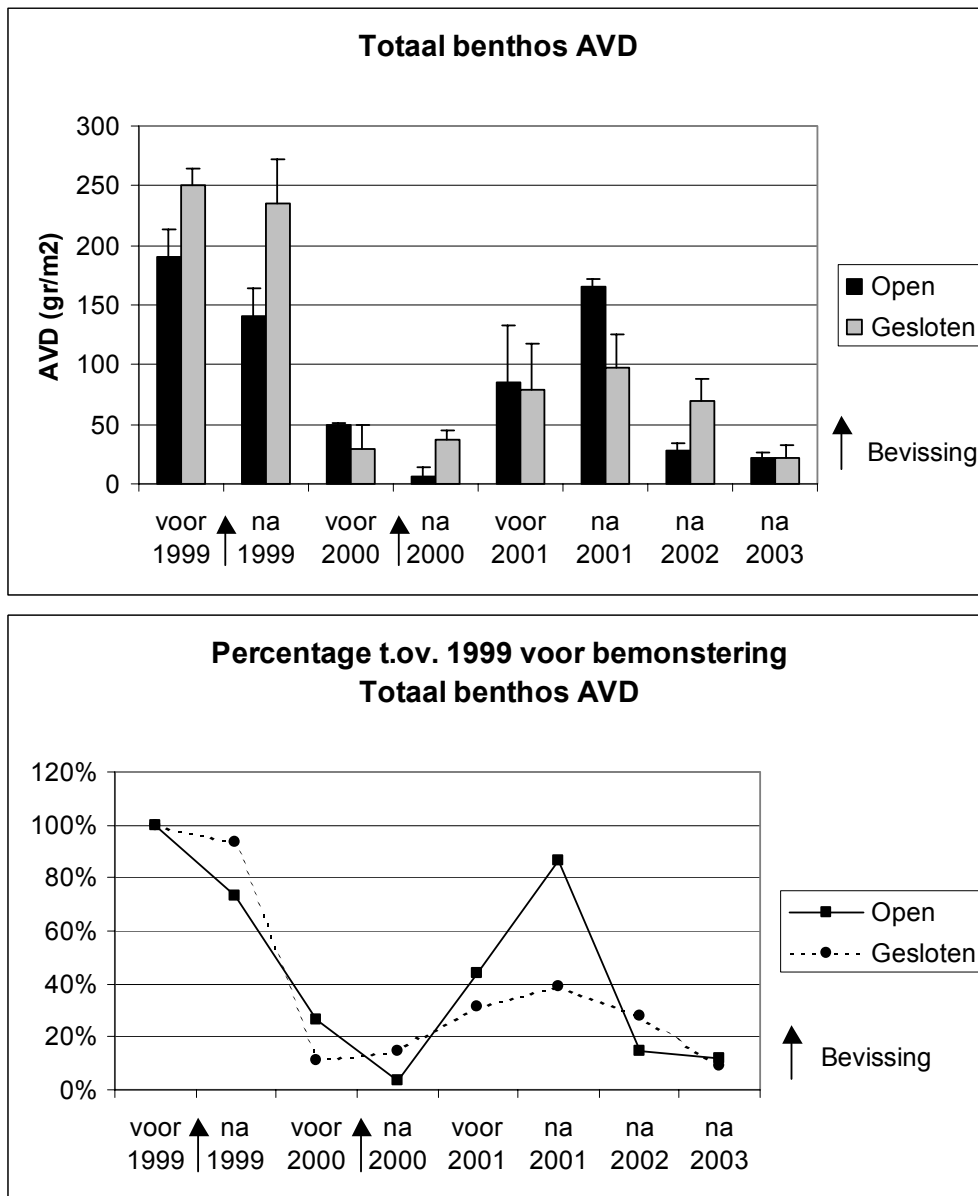
De hierboven beschreven statistiek kan alleen zinvol worden toegepast als er tijdens de voormeting in 1999 voldoende dieren in de vakken werden aangetroffen. Als een bepaalde diersoort of diergroep geheel ontbreekt in de eerste meting dan is *impact* zoals hier beschreven namelijk niet gedefinieerd. Dit probleem doet zich voor bij de Mossel, broed van Kokkels en een aantal vogelsoorten.

3 Resultaten

3.1 Benthos



Figuur 20. Totale biomassa benthos (ondverdeeld naar wormen en schelpdieren) in (a) het open gebied, (b) het gesloten gebied en (c) in de extra controle vakken in gesloten gebied



Figuur 21. Ontwikkeling van het totaal aan biomassa benthos in het open en in het gesloten gebied: (a) biomassa in grammen AVD per m^2 (+SE), (b) procentuele verandering t.o.v. de voormeting uit 1999.

Tabel 5. Variantie-analyse van het effect van kokkehrisserij op de totale biomassa benthos.

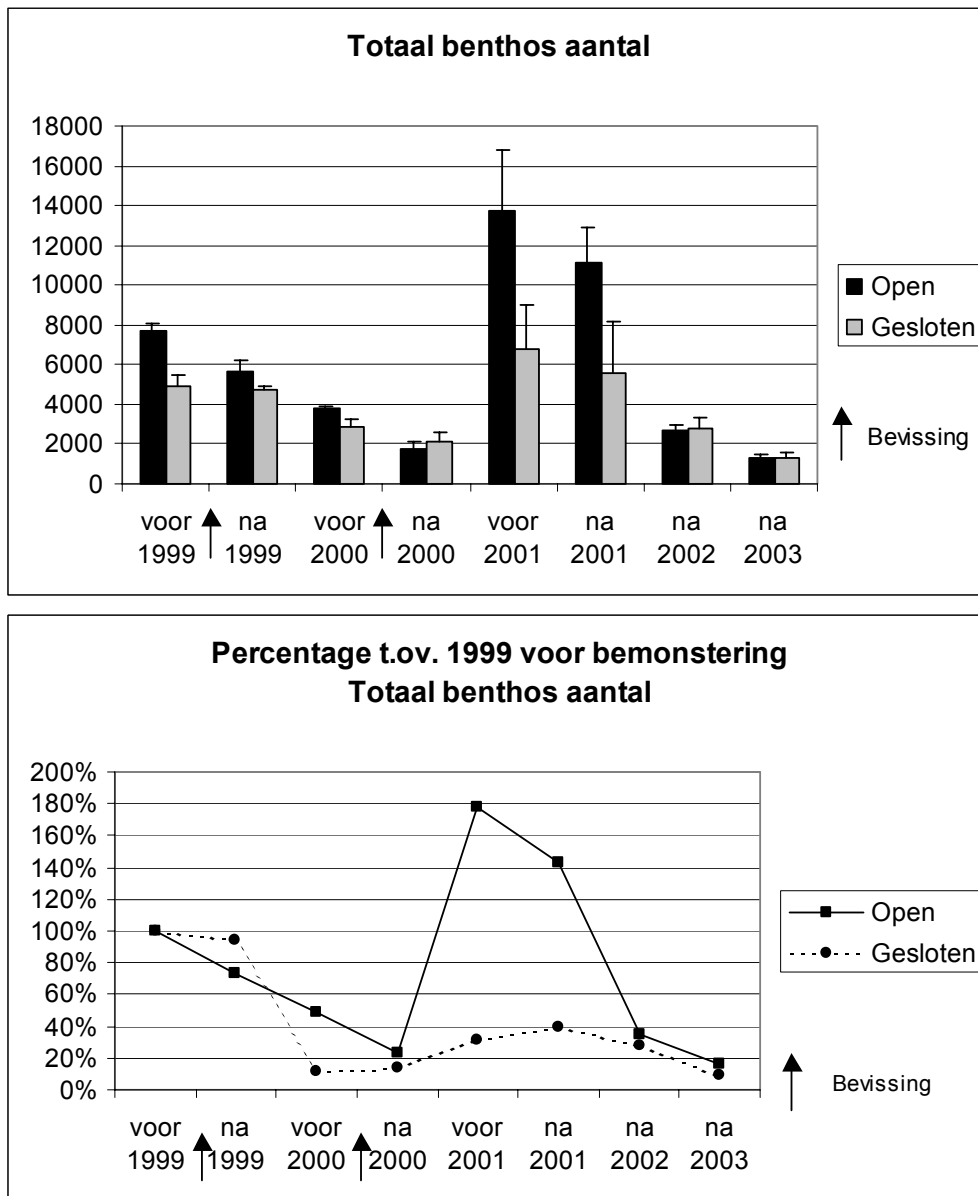
Bron	d.f.	Sum of squares	Mean square.	F-ratio	Significance level
Vak	7	1.9572	0.2796	2.59	0.026
Times	7	21.4253	3.0608	28.36	<0.001
Impact	1	0.0465	0.0465	0.43	0.515
Impact.Times	6	2.0928	0.3488	3.23	0.011
Impact+Impact.Times	7	2.1392	0.3056	2.83	0.016
Residual	42	4.5329	0.1079		
Total	63	30.0546	0.4771		

Tabel 6. Procentuele effecten van bevissing op de totale biomassa benthos en bijbehorende 95% betrouwbaarheidsintervallen. Positieve waarden geven een stijging aan door bevissing, negatieve waarden geven een daling aan t.o.v. de voormeting in 1999. Voor de berekening van Impact% zie pagina 41.

		95% confidence interval	
Times	Impact%	Low	High
99n	-21	-59	54
00v	76	-9	241
00n	-20	-59	56
01v	49	-23	188
01n	114	10	315
02n	-22	-60	51
03n	13	-42	120

In de meeste jaren werd de biomassa bodemdieren gedomineerd door schelpdieren (Figuur 20). In 1999 en 2000 waren dat Kokkels; in 2001 Mossels (zie later).

Uit de variantie tabel (tabel 5) blijkt dat bevissing geen significant hoofdeffect heeft maar wel een significante interactie. Tabel 6 laat het in de tijd variërende effect zien. Het effect varieert rond nul. Alleen het effect in 2001 bij de nabemonstering is significant positief (gehele interval boven nul). Zoals later zal worden beschreven hangt dit samen met de broedval van Mossels in 2001, die zich in sterkere mate voordeed in de uitgebreid onderzochte vakken in het Open gebied.



Figuur 22. Ontwikkeling van het totaal aantal bodemdieren in het open en in het gesloten gebied: (a) aantal per m^2 (+SE), (b) procentuele verandering t.o.v. de voormeting uit 1999.

Tabel 7. Deviantie-analyse van het effect van kokkelvisserij op de totale aantallen benthos.

Bron	d.f.	Sum of deviance	Mean deviance	F-ratio	Significance level
Vak+Times	14	5113.01	365.21	22.26	<.001
Impact	1	0.3	0.3	0.02	0.892
Impact.Times	6	212.46	35.41	2.16	0.044
Impact+Impact.Times	7	212.76	30.39	1.85	0.073
Residual	42	699.3	16.65		
Total	63	6025.07	95.64		

Tabel 8. Procentuele effecten van bevissing op de totale aantallen benthos en bijbehorende 95% betrouwbaarheidsintervallen. Positieve waarden geven een stijging aan door bevissing, negatieve waarden geven een daling aan t.o.v. de voormeting in 1999. Voor de berekening van Impact% zie pagina 41

		95% confidence interval	
Times	Impact%	Low	High
99n	-25	-59	38
00v	-16	-58	67
00n	-47	-77	21
01v	28	-24	118
01n	27	-27	119
02n	-40	-71	26
03n	-35	-76	74

Uit de deviantie tabel (tabel 7) blijkt dat bevissing geen significant hoofdeffect heeft maar wel een significante interactie. Tabel 8 laat het in de tijd variërende effect zien. Het effect varieert rond nul. Uit tabel 8 blijkt ook dat voor elke bemonstering de waarde 0% binnen het betrouwbaarheidsinterval voor Impact ligt.

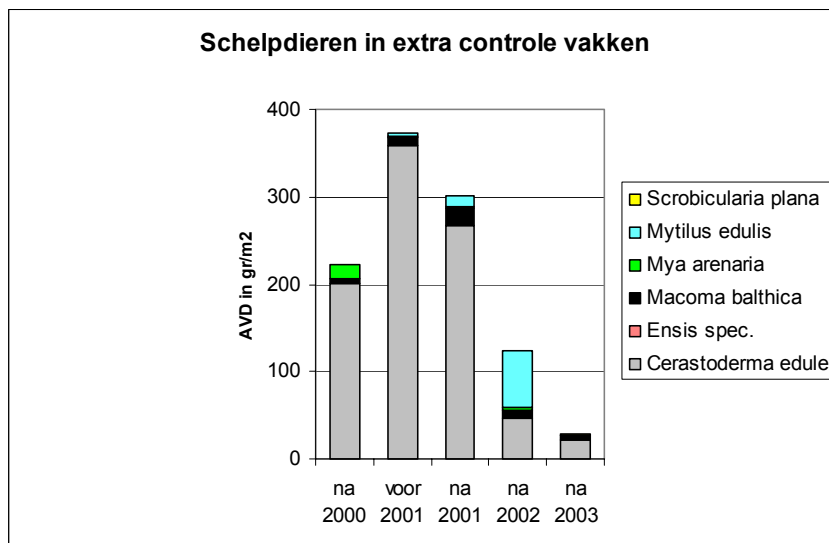
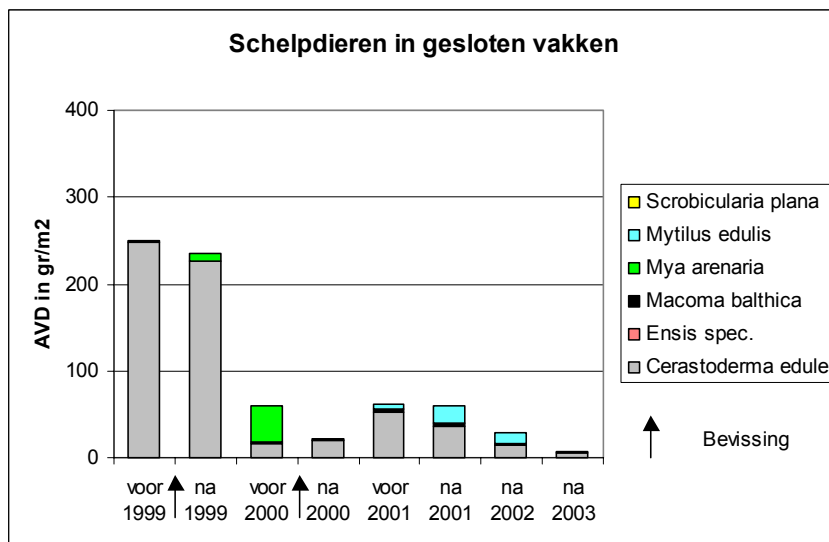
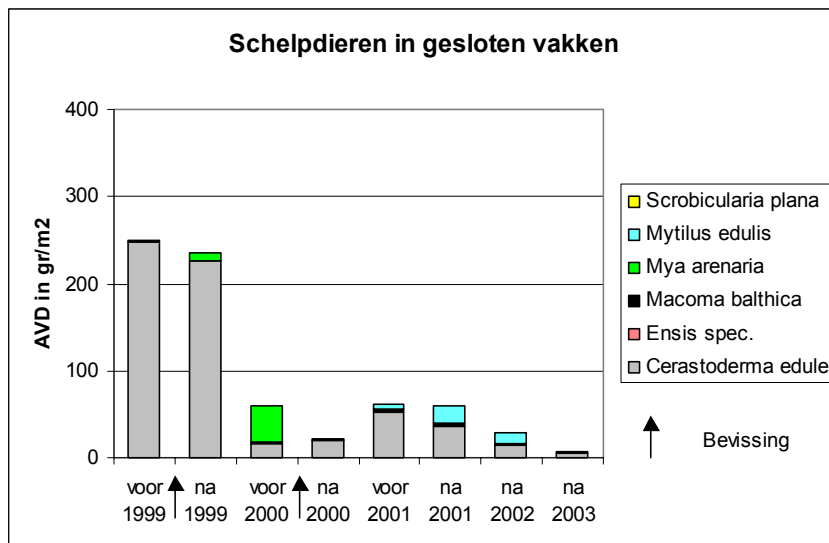
3.2 Schelpdieren

Naast Kokkels (*Cerastoderma edule*) zijn de volgende soorten schelpdieren aangetroffen:

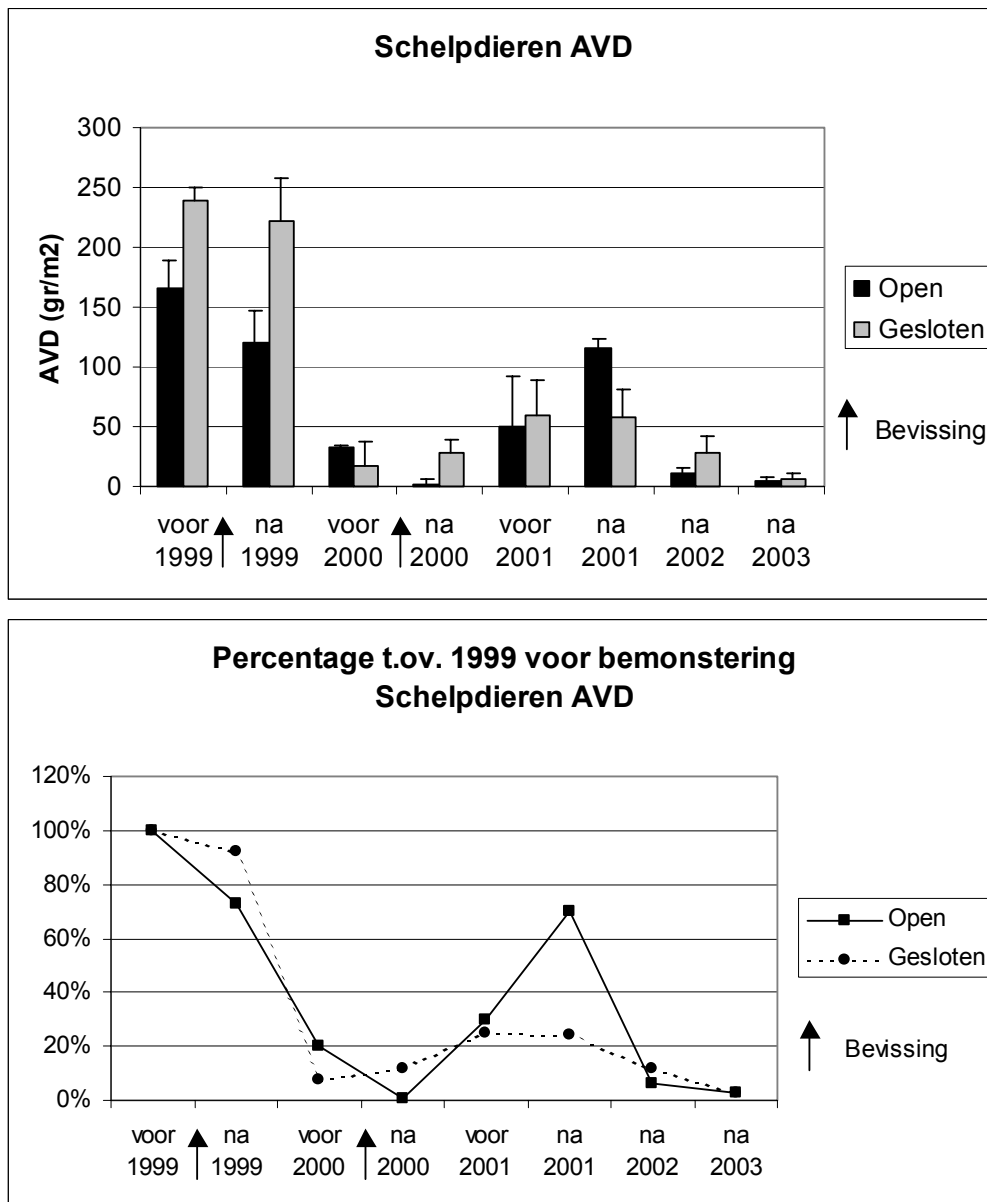
Tabel 9. Aangetroffen schelpdiersoorten

<i>Ensis spec.</i>	Zwaardschede
<i>Mytilus edulis</i>	Mossel
<i>Macoma balthica</i>	Nonnetje
<i>Mya arenaria</i>	Strandgaper
<i>Scrobicularia plana</i>	Platte slijkgaper

Uit Figuur 23 blijkt dat de biomassa Kokkels in 1999 en 2000 dominant is en dat in 2001 de broedval van Mossels (*Mytilus edulis*) in met name het open gebied is geweest.



Figuur 23. Biomassa schelpdieren in open, gesloten en extra controle vakken



Figuur 24. Ontwikkeling van het totaal aan biomassa schelpdieren in het open en in het gesloten gebied: (a) biomassa in grammen AVD per m² (+SE), (b) procentuele verandering t.o.v. de voormeting uit 1999.

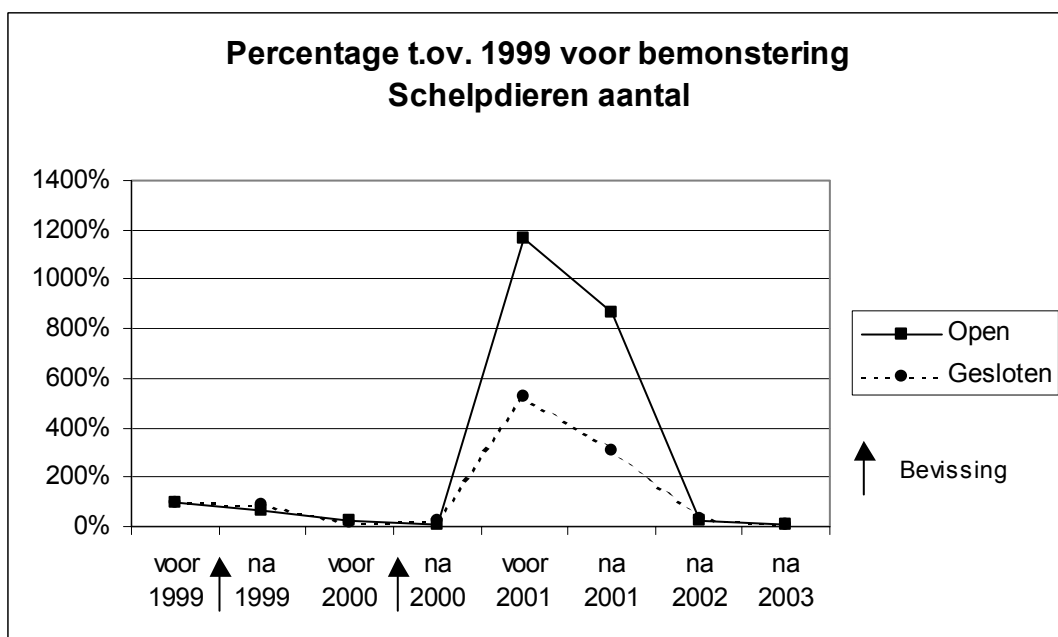
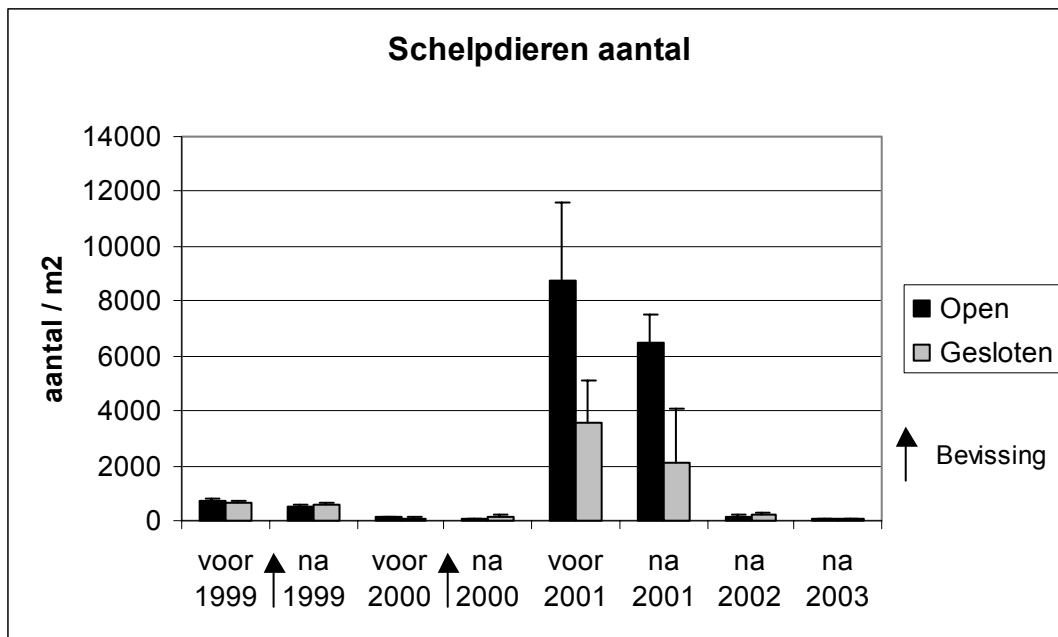
Tabel 10. Variantie-analyse van het effect van kokkelvisserij op de totale biomassa schelpdieren.

Bron	d.f.	Sum of squares	Mean square.	F-ratio	Significance level
Vak	7	1.8669	0.2667	2.02	0.076
Times	7	27.7646	3.9664	29.98	<.001
Impact	1	0.1229	0.1229	0.93	0.341
Impact.Times	6	2.0991	0.3498	2.64	0.029
Impact+Impact.Times	7	2.222	0.3174	2.4	0.037
Residual	42	5.5561	0.1323		
Total	63	37.4096	0.5938		

Tabel 11. Procentuele effecten van bevissing op de totale biomassa schelpdieren en bijbehorende 95% betrouwbaarheidsintervallen. Positieve waarden geven een stijging aan door bevissing, negatieve waarden geven een daling aan t.o.v. de voormeting in 1999. Voor de berekening van Impact% zie pagina 41.

		95% confidence interval	
Times	Impact%	Low	High
99n	-21	-62	65
00v	95	-7	306
00n	-13	-58	82
01v	39	-33	189
01n	148	19	417
02n	2	-51	113
03n	35	-35	181

Uit de variantie tabel (tabel 10) blijkt dat bevissing geen significant hoofdeffect heeft maar wel een significante interactie. Tabel 11 laat het in de tijd variërende effect zien. Het effect varieert rond nul. Alleen het effect in 2001 bij de nabemonstering is significant positief (gehele interval boven nul). Zoals later zal worden beschreven hangt dit samen met de broedval van Mossels in 2001, die zich in sterkere mate voordeed in de uitgebreid onderzochte vakken in het Open gebied.



Figuur 25. Ontwikkeling van het totaal aantal schelpdieren in het open en in het gesloten gebied: (a) aantal per m^2 (+SE), (b) procentuele verandering t.o.v. de voormeting uit 1999.

Tabel 12. Deviantie-analyse van het effect van kokkevisserij op de totale aantallen schelpdieren.

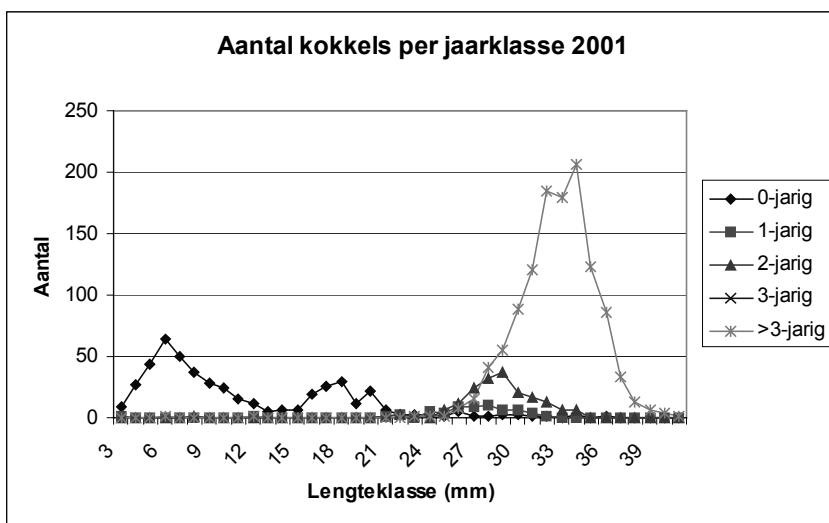
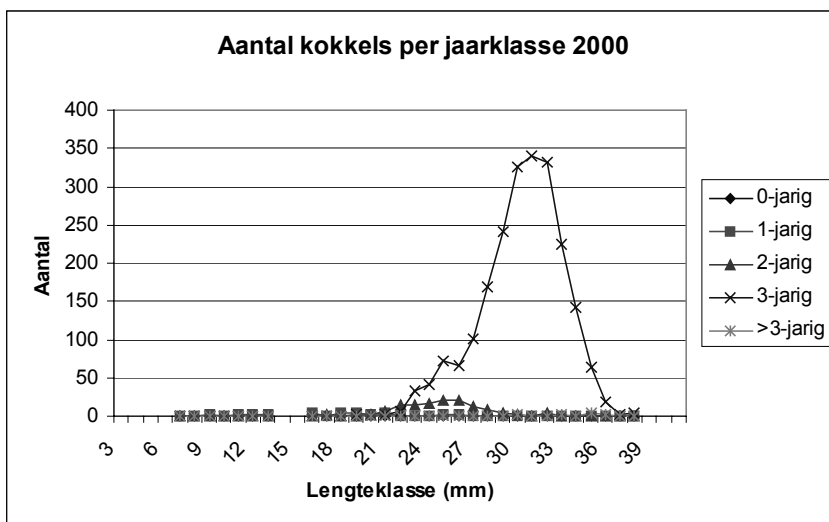
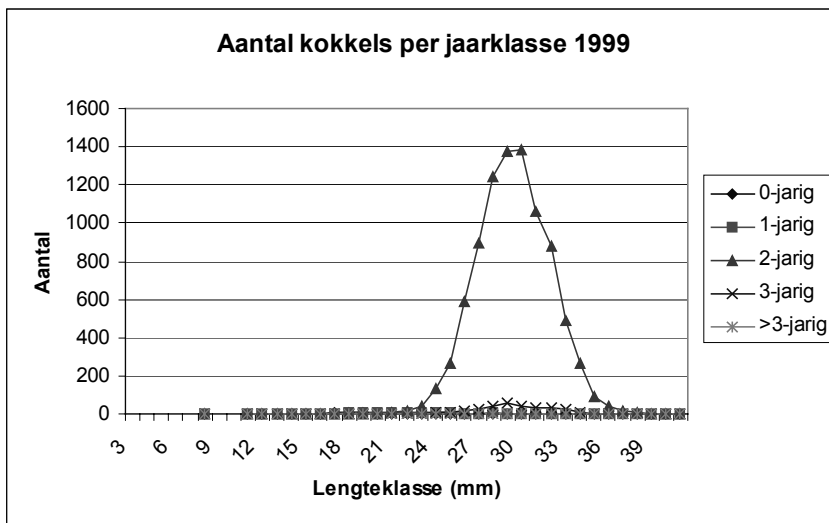
Bron	d.f.	Deviance	Mean deviance	F-ratio	Significance level
Vak+Times	14	7265.95	519	33.53	<.001
Impact	1	25.58	25.58	1.65	0.199
Impact.Times	6	97.77	16.29	1.05	0.389
Impact+Impact.Times	7	123.34	17.62	1.14	0.335
Residual	42	572.56	13.63		
Total	63	7961.85	126.38		

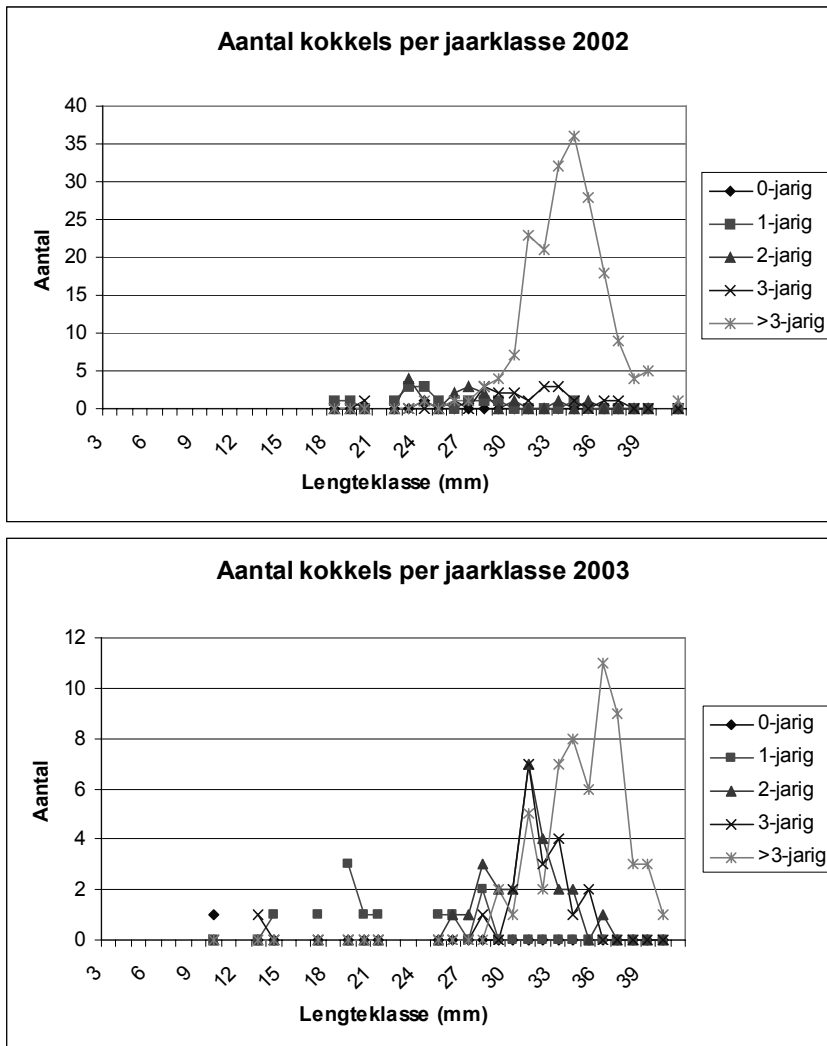
Tabel 13. Procentuele effecten van bevissing op de totale aantallen schelpdieren en bijbehorende 95% betrouwbaarheidsintervallen. Positieve waarden geven een stijging aan door bevissing, negatieve waarden geven een daling aan t.o.v. de voormeting in 1999. Voor de berekening van Impact% zie pagina 41.

		95% confidence interval	
Times	Impact%	Low	High
99n	-27	-87	320
00v	43	-93	2626
00n	-74	-99	1123
01v	121	-35	656
01n	181	-21	903
02n	-20	-94	928
03n	64	-98	15794

Uit de deviantie tabel (Tabel 12) blijkt dat geen significant effect van bevissing op de totale aantallen schelpdieren. Bij elke bemonstering ligt 0% binnen het betrouwbaarheidsinterval van Impact. In 2001 worden de aantallen schelpdieren gedomineerd door mosselbroed.

3.3 Kokkels (Cerastoderma edule)

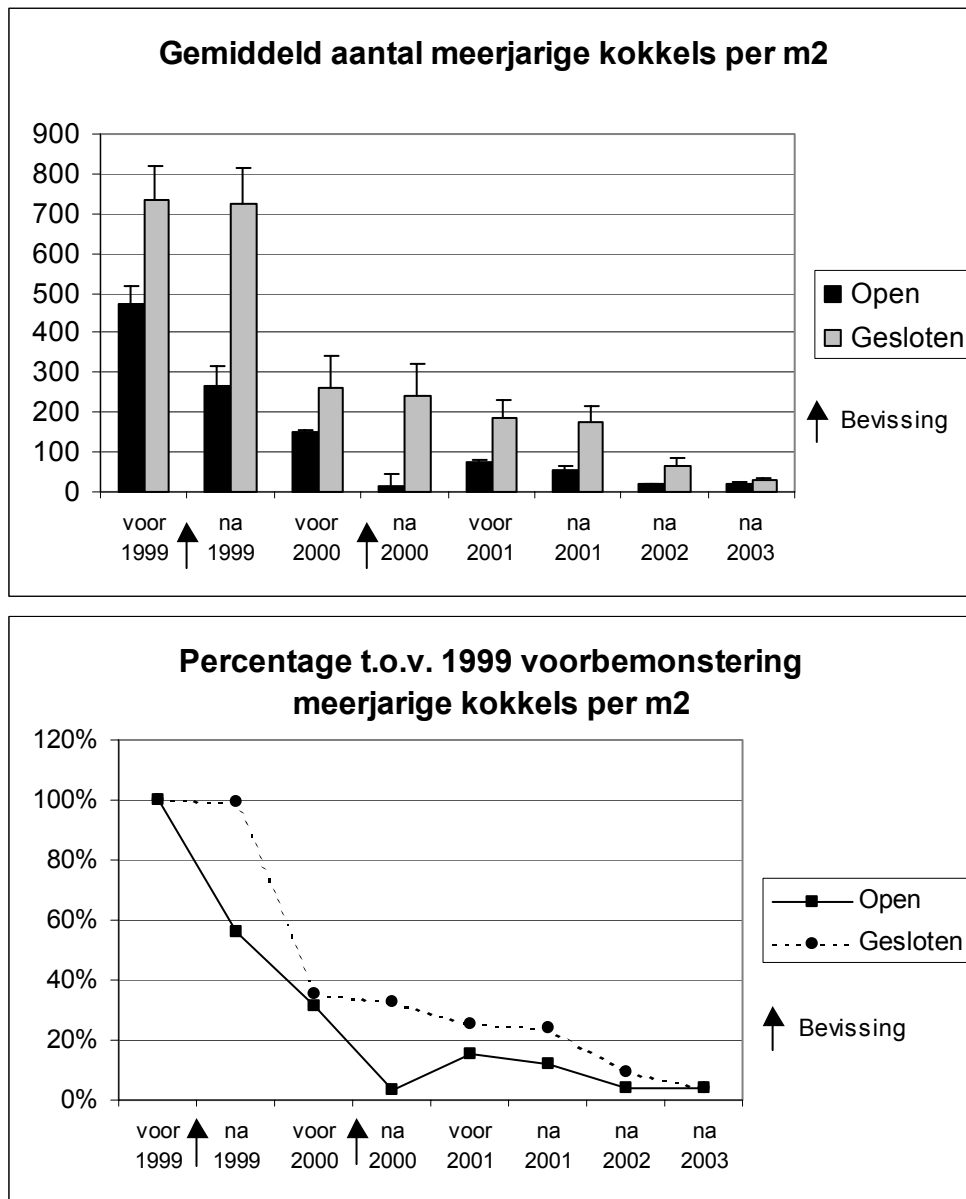




Figuur 26. Lengte verdeling van de Kokkels in het onderzoeksgebied in (a) 1999, (b) 2000, (c) 2001, (d) 2002 en (e) 2003.

De Kokkels op de onderzochte kokkelbank stammen van de zeer goede broedval uit 1997. In het najaar van 1999 bedroeg de dichtheid van deze Kokkels nog 500-700 Kokkels per m². Alleen in 2001 was er enige nieuwe broedval van betekenis, maar de sterfte onder deze Kokkels was hoog en in 2002 werd het bestand niet alleen in biomassa, maar ook in aantallen, nog steeds gedomineerd door de Kokkels uit de goede broedval van 1997.

3.4 Meerjarige Kokkels



Figuur 27. Ontwikkeling van de meerjarige Kokkels in het open en in het gesloten gebied: (a) dichtheden (aantallen per m²) (+SE), (b) procentuele verandering t.o.v. de voormeting uit 1999.

Er zijn twee verschillende impact variabelen gedefinieerd. Ten eerste Impact, deze variabele komt overeen met Ligging, en geeft het verschil weer tussen het Open en het Gesloten gebied.

Maar aangezien sommige vakken uit het Open gebied in 1999 niet zijn bevist, is ook de alternatieve impactmaat Impact2 gedefinieerd. Deze variabele bevat het verschil tussen Werkelijk beviste en Niet beviste vakken.

Tabel 14 bevat de toetsing van de verschillende effecten.

Tabel 14. Deviantie analyse van het effect van kokkelvisserij op de dichtheid meerjarige Kokkels.

Bron	d.f.	deviance	Mean deviance	F-ratio	Significance level
Vak+Times	35	12777.153	365.062	48.98	<.001
Impact	1	180.237	180.237	24.18	<.001
Impact.Times	6	296.796	49.466	6.64	<.001
Impact+Impact.Times	7	-477.032	68.147	9.14	<.001
Impact2	1	218.303	218.303	29.29	<.001
Impact2.Times	6	268.597	44.766	6.01	<.001
Impact2+Impact2.Times	7	486.9	69.557	9.33	<.001
Residual	189	1493.31	7.901		
Total	231	14757.362	63.885		

Tabel 15. Procentuele effecten van bevissing op het aantal meerjarige Kokkels en bijbehorende 95% betrouwbaarheidsintervallen. Positieve waarden geven een stijging aan door bevissing, negatieve waarden geven een daling aan t.o.v. de voormeting in 1999. Voor de berekening van Impact% zie pagina 41.

		95% confidence interval	
Times	Impact%	Low	High
99n	-43	-58	-24
00v	-12	-39	28
00n	-89	-95	-76
01v	-39	-62	-3
01n	-50	-70	-17
02n	-59	-82	-3
03n	52	-45	322

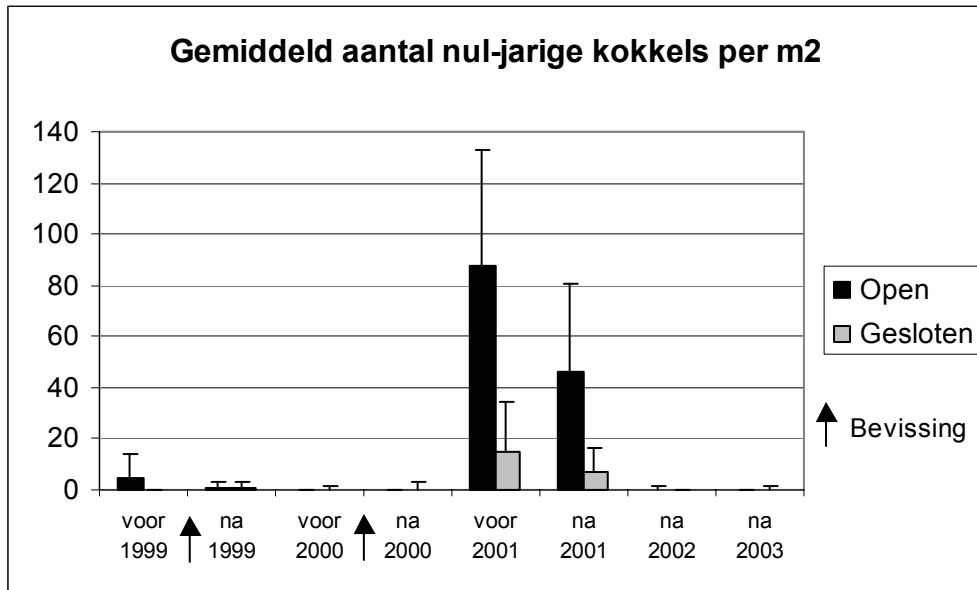
Er is een significant hoofdeffect en ook een significante interactie, onafhankelijk van de maat die voor *impact* wordt gebruikt. Uit de deviantie-analyse (tabel 14) blijkt dat werkelijk bevist (Impact2) de gegevens nauwelijks beter beschrijft dan Ligging in open gebied (Impact): een F-ratio van 9.33 vs 9.14. Tabel 15 laat zien dat er in 99n en 00-02n een negatief effect is, maar dat er geen verschillen waren in 00v en 03n. Dit negatieve effect zal geen verbazing wekken, gegeven het feit dat kokkelvisserij op Kokkels vissen. In 2003 zijn er bijna geen Kokkels meer over uit de jaarklasse van 1997 en is er ook geen duidelijk effect meer.

Tabel 16 bevat de effecten bij gebruik van de impactmaat Impact2, dus het verschil tussen de onbeviste en de werkelijk beviste vakken. Uit de tabel blijkt voor bijna elke bemonstering een significant negatief effect (gehele betrouwbaarheidsinterval onder nul). Pas in 2003, als er bijna geen Kokkels meer over zijn uit de jaarklasse van 1997, is er geen duidelijk effect meer, net als reeds bij Impact werd geconcludeerd.

Tabel 16. Procentuele effecten van bevissing op het aantal meerjarige Kokkels en bijbehorende 95% betrouwbaarheidsintervallen. Positieve waarden geven een stijging aan door bevissing, negatieve waarden geven een daling aan t.o.v. de voormeting in 1999. De definite van Impact2% wijkt iets af van die voor Impact%. De 1999 metingen van vakken in Open gebied die in 1999 niet werkelijk bevist, zijn bij de definitie van Impact2 ingedeeld bij onbevist (zie pagina 44).

Times	Impact2%	95% confidence interval	
		Low	High
99n	-46	-60	-27
00v	-20	-45	17
00n	-89	-95	-76
01v	-39	-62	-3
01n	-50	-70	-17
02n	-59	-82	-3
03n	52	-45	320

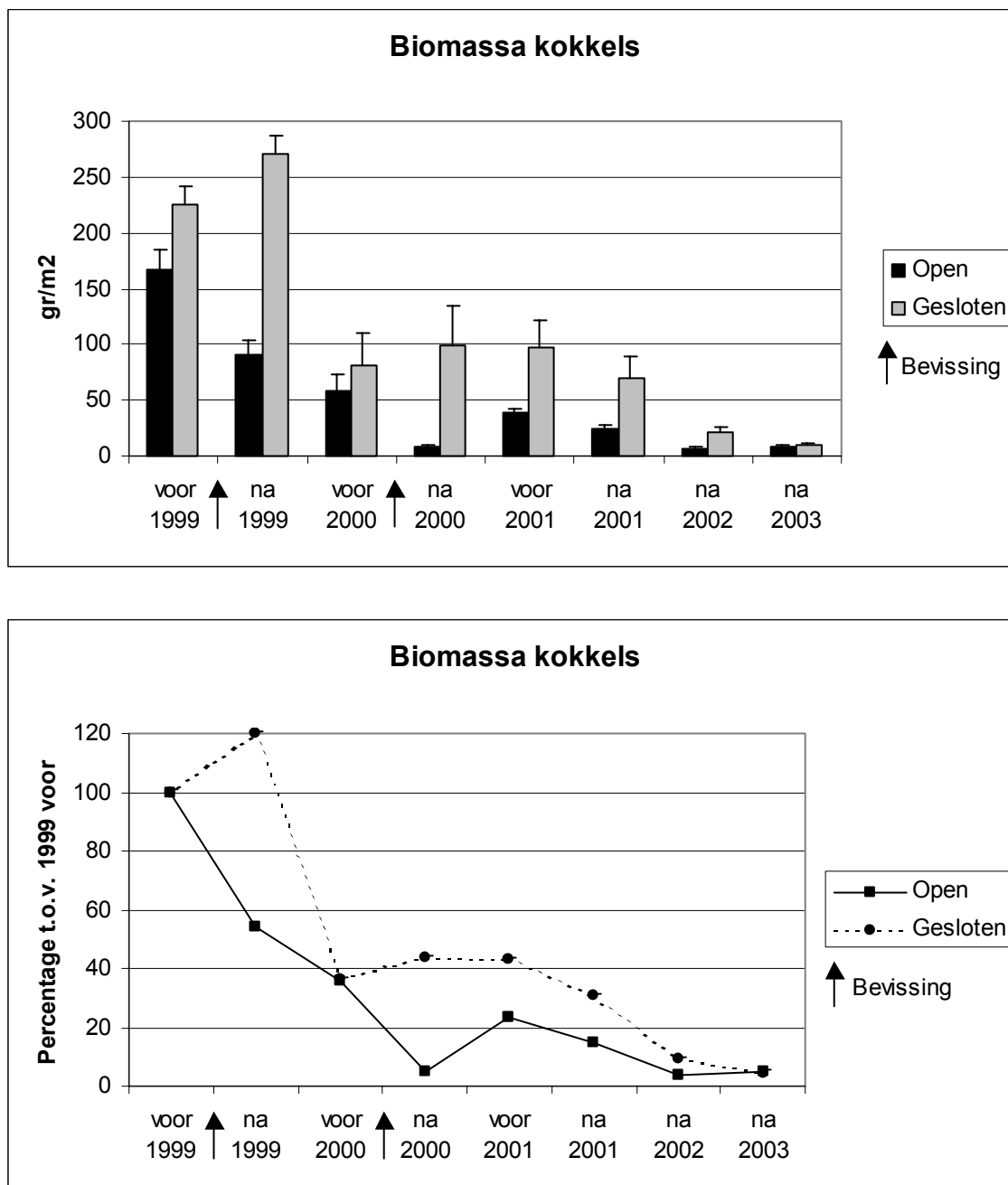
3.5 Nul-jarige Kokkels



Figuur 28. Dichtheid nul-jarige Kokkels in het open en gesloten gebied.

In de eerste jaren komen er geen 0-jarige Kokkels voor. Alleen in 2001 is er sprake van broedval. Deze broedval is sterker in het open gebied dan het gesloten gebied. Ondanks het feit dat de broedval sterker is in het open gebied dan in het gesloten gebied lijkt dit niet tot een herstel bij de meerjarige Kokkels in 2002.

3.6 Biomassa Kokkels



Figuur 29. Ontwikkeling van de biomassa Kokkels in het open en in het gesloten gebied: (a) biomassa in grammen AVD per m², (b) procentuele verandering t.o.v. de voormeting uit 1999.

Tabel 17. Variantie-analyse van het effect van kokkelvisserij op de biomassa Kokkels.

Bron	d.f.	Sum of squares	Mean square.	F-ratio	Significance level
Vak	28	121.821	4.3508	8.09	<.001
Times	7	291.052	41.579	77.35	<.001
Impact	1	0.952	0.9527	1.77	0.185
Impact.Times	6	25.435	4.2392	7.89	<.001
Impact+Impact.Times	7	26.388	3.7697	7.01	<.001
Impact2	1	1.138	1.138	2.12	0.147
Impact2.Times	6	21.620	3.6044	6.71	<.001
Impact2+Impact2.Times	7	22.764	3.2521	6.05	<.001
Residual	189	101.601	0.5376		
Total	231	540.863	2.3414		

Tabel 18. Procentuele effecten van bevissing op de biomassa Kokkels en bijbehorende 95% betrouwbaarheidsintervallen. Positieve waarden geven een stijging aan door bevissing, negatieve waarden geven een daling aan t.o.v. de voormeting in 1999. Voor de berekening van Impact% zie pagina 41.

		95% confidence interval	
Times	Impact%	Low	High
99n	-58	-81	-11
00v	102	-5	333
00n	-81	-91	-60
01v	-12	-59	88
01n	-14	-60	85
02n	-49	-76	10
03n	8	-50	130

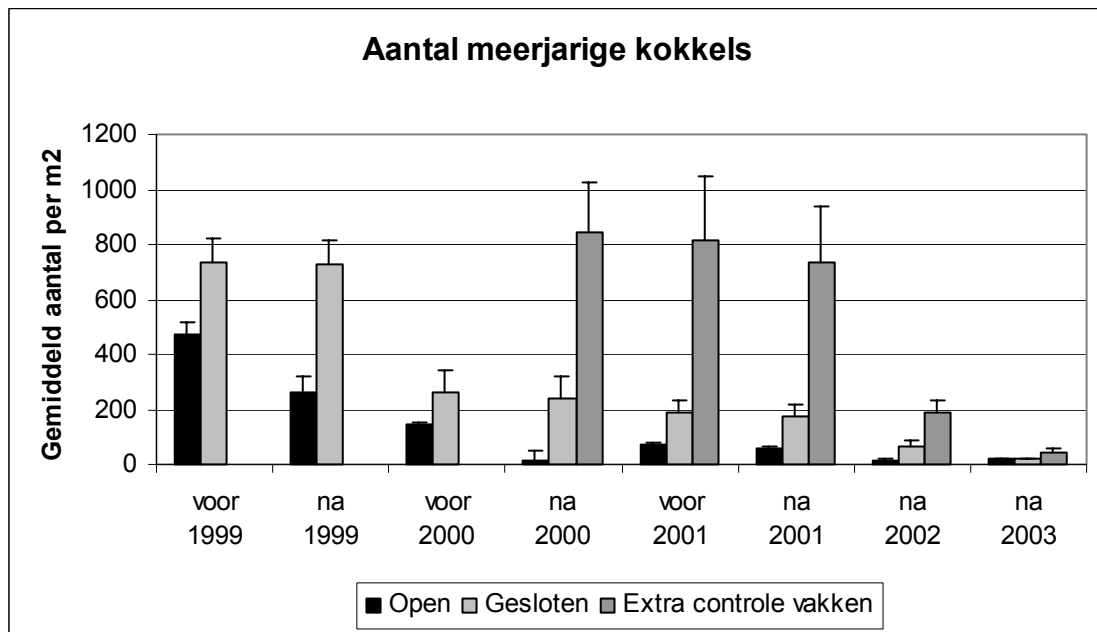
Tabel 19. Procentuele effecten van bevissing op de biomassa Kokkels en bijbehorende 95% betrouwbaarheidsintervallen. Positieve waarden geven een stijging aan door bevissing, negatieve waarden geven een daling aan t.o.v. de voormeting in 1999. De definitie van Impact2% wijkt iets af van die voor Impact%. De 1999 metingen van vakken in Open gebied die in 1999 niet werkelijk bevist, zijn bij de definitie van Impact2 ingedeeld bij onbevist (zie pagina 44).

Times	Impact2%	95% confidence interval	
		Low	High
99n	-50	-76	0
00v	69	-16	24
00n	-81	-91	-62
01v	-11	-57	82
01n	-13	-58	78
02n	-48	-75	6
03n	8	-47	122

Uit de variantie-analyse (tabel 17) blijkt dat werkelijk bevist (Impact2) de gegevens slechter beschrijft dan Ligging: een F-ratio van 6.05 vs 7.01. Alle effecten zijn sterk tot zeer sterk significant. Uit de tabel 17 blijkt het totale effect van Impact (hoofdeffect + interactie) zeer sterk significant: $F=6.05$, $p < 0.001$.

In Tabel 18 en tabel 19 zien we het mogelijke effect van de ingreep uitgedrukt als het verschil in procenten tussen het open en het gesloten gebied (dus bij gebruik van de impactmaat Impact in tabel 18 en Impact2 in tabel 19). In tabel 19 zien we dat de bevissing in 1999 en 2000 de biomassa Kokkels sterker negatief beïnvloed wordt in het beviste gebied t.o.v. het gesloten gebied. Voor alle bemonsteringen direct na de visserij geldt dat het gehele betrouwbaarheidsinterval onder 0 ligt. Dit komt niet als een verrassing. Wat wel verrast is dat het grote verschil tussen het open en gesloten gebied direct na bevissing in 1999, na de winter is verdwenen. Na bevissing in 2000 ontstaat opnieuw een groot verschil.

3.7 Kokkels in de extra controle vakken

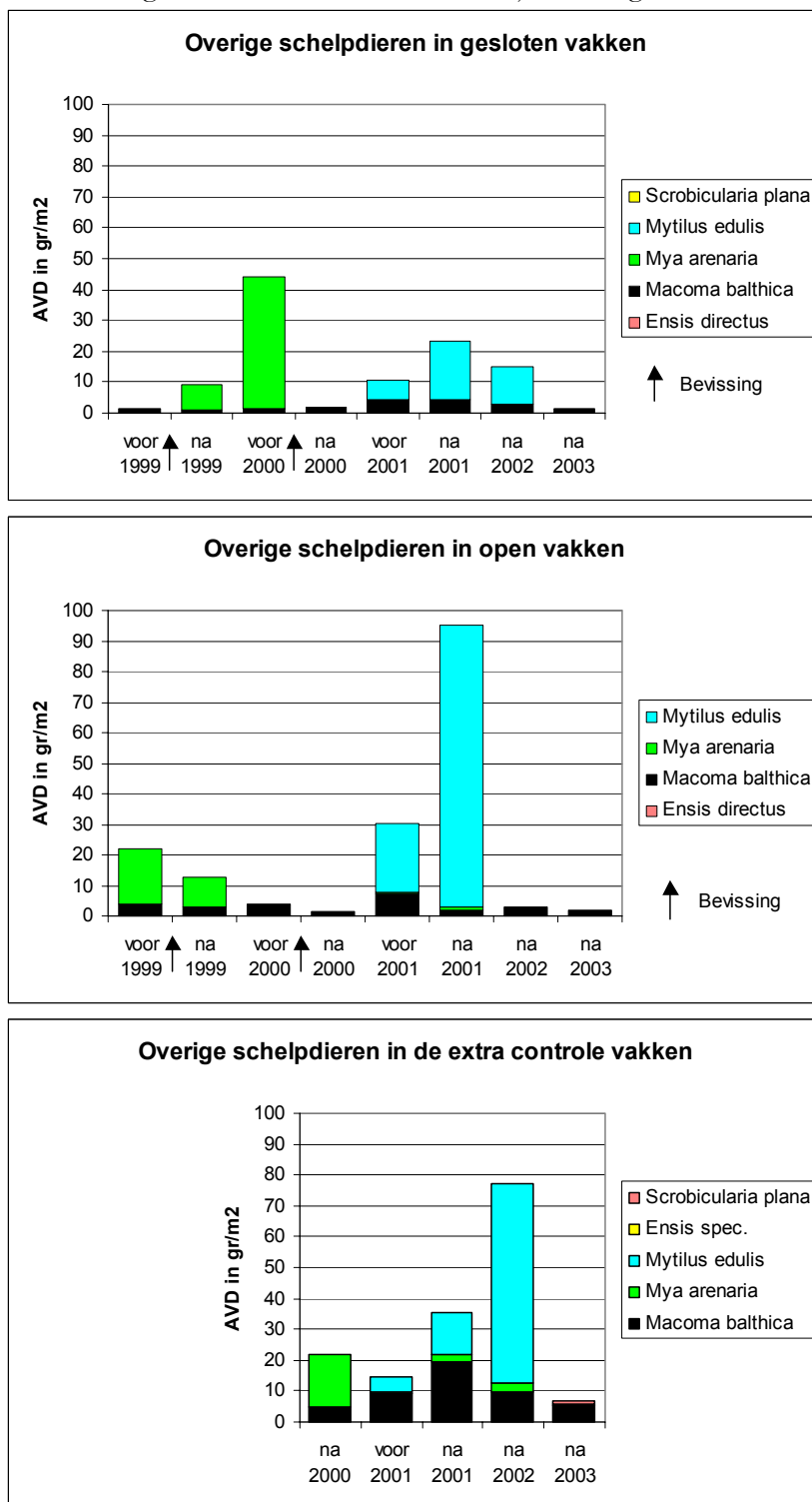


Figuur 30. Gemiddeld aantal meerjarige Kokkels per m².

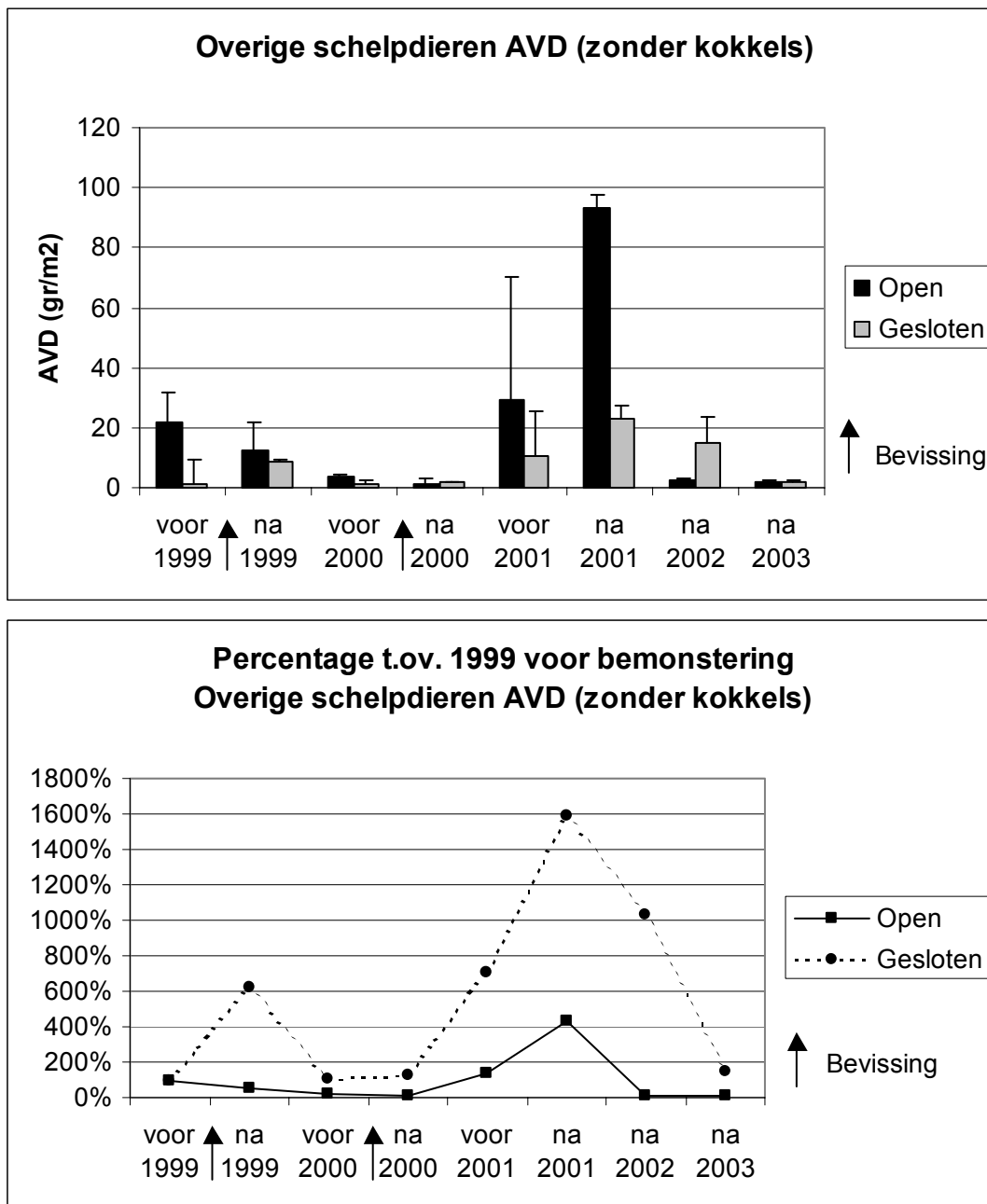
In Figuur 30 is te zien dat in het gesloten gebied in de winter van 1999/2000 een sterke daling van het aantal Kokkels plaatsvindt. Uit waarnemingen in het veld is gebleken dat er een circa 10 cm dik zandpakket in de vakken van het gesloten gebied is terechtgekomen. Dit heeft plaatsgevonden na de eerste visserij van 1999. Ter vergelijking van een meer ongestoorde situatie zijn vier extra vakken uitgezet in het gesloten gebied. Uit bovenstaande figuur blijkt dat het niveau in het aantal Kokkels tot en met 2001 hoog blijft.

3.8 Overige Schelpdieren

Onder de overige schelpdieren vallen alle aangetroffen schelpdiersoorten met uitzondering van de Kokkel. In Tabel 9 zijn de aangetroffen soorten opgenomen.



Figuur 31. Biomassa overige schelpdieren per soort en per bemonstering voor de open, gesloten en extra controle vakken.



Figuur 32. Ontwikkeling van de biomassa 'overige schelpdieren' in het open en in het gesloten gebied: (a) biomassa in grammen AVD per m², (b) procentuele verandering t.o.v. de voormeting uit 1999.

Tabel 20. Variantie-analyse van het effect van kokkelvisserij op de biomassa overige scheldieren.

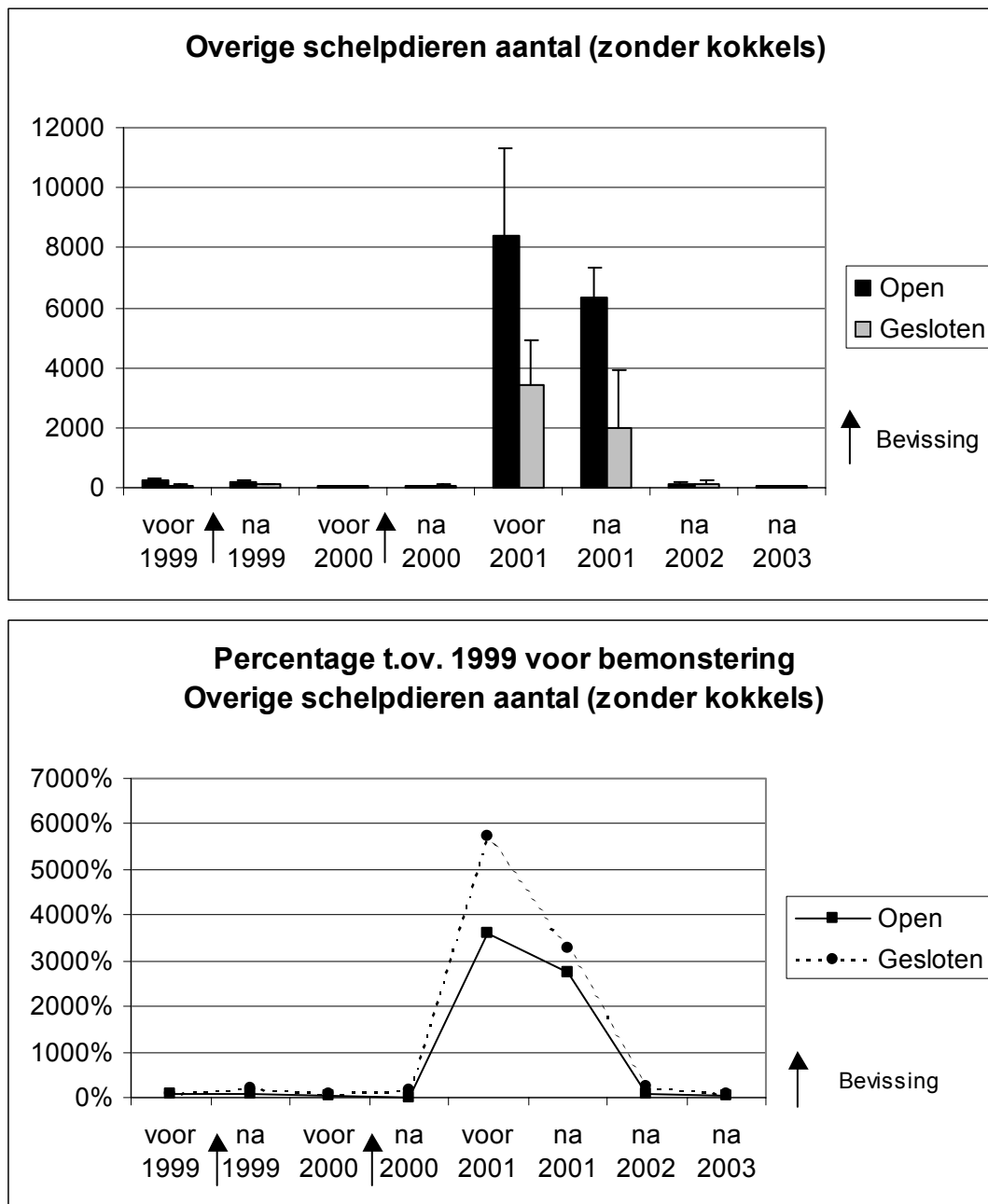
Bron	d.f.	Sum of squares	Mean square.	F-ratio	Significance level
Vak	7	1.5265	0.2180	3.1	0.01
Times	7	4.0135	0.5733	8.14	<.001
Impact	1	0.1717	0.1717	2.44	0.126
Impact.Times	6	1.5256	0.2542	3.61	0.006
Impact+Impact.Times	7	1.6973	0.2424	3.44	0.005
Residual	42	2.9566	0.0704		
Total	63	10.1941	0.1618		

Uit Tabel 20 blijkt een significante interactie en ook het hoofdeffect samen met de interactie is significant.

Tabel 21. Procentuele effecten van bevissing op de biomassa overige schelpdieren en bijbehorende 95% betrouwbaarheidsintervallen. Positieve waarden geven een stijging aan door bevissing, negatieve waarden geven een daling aan t.o.v. de voormeting in 1999. Voor de berekening van Impact% zie pagina 41.

		95% confidence interval	
Times	Impact%	Low	High
99n	-32	-60	16
00v	-32	-60	16
00n	-37	-63	8
01v	-5	-44	63
01n	43	-17	143
02n	-51	-71	-16
03n	-42	-66	-1

In Tabel 21 is het effect van bevissing op de biomassa van overige schelpdieren per jaar zichtbaar gemaakt. In 2002 en 2003 is het effect van bevissing significant negatief (hele betrouwbaarheidsinterval onder nul). Dit suggereert een effect op langere termijn.



Figuur 33. Ontwikkeling van de aantallen overige schelpdieren in het open en in het gesloten gebied: (a) aantallen per m², (b) procentuele verandering t.o.v. de voormeting uit 1999.

Door het zeer grote aantal schelpdieren in 2001 (broedval van mosselzaad), in vergelijking met het zeer lage aantal overige schelpdieren in de voorbemonstering in 1999, is geen goede statistische analyse mogelijk met het hier gebruikte model.

3.9 Mossels (*Mytilus edulis*)



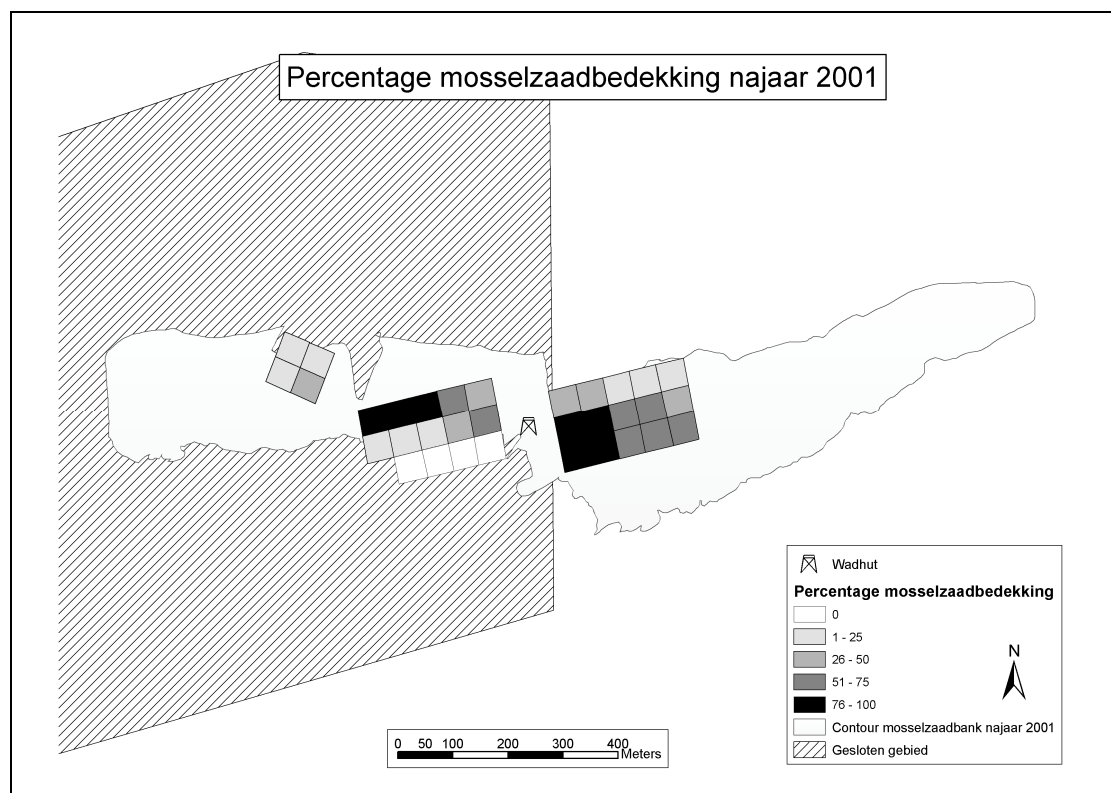
Figuur 34. Broedval van Mossels in het onderzoeksgebied in 2001. Een deel van het mosselzaad heeft zich gevestigd op Kokkels.



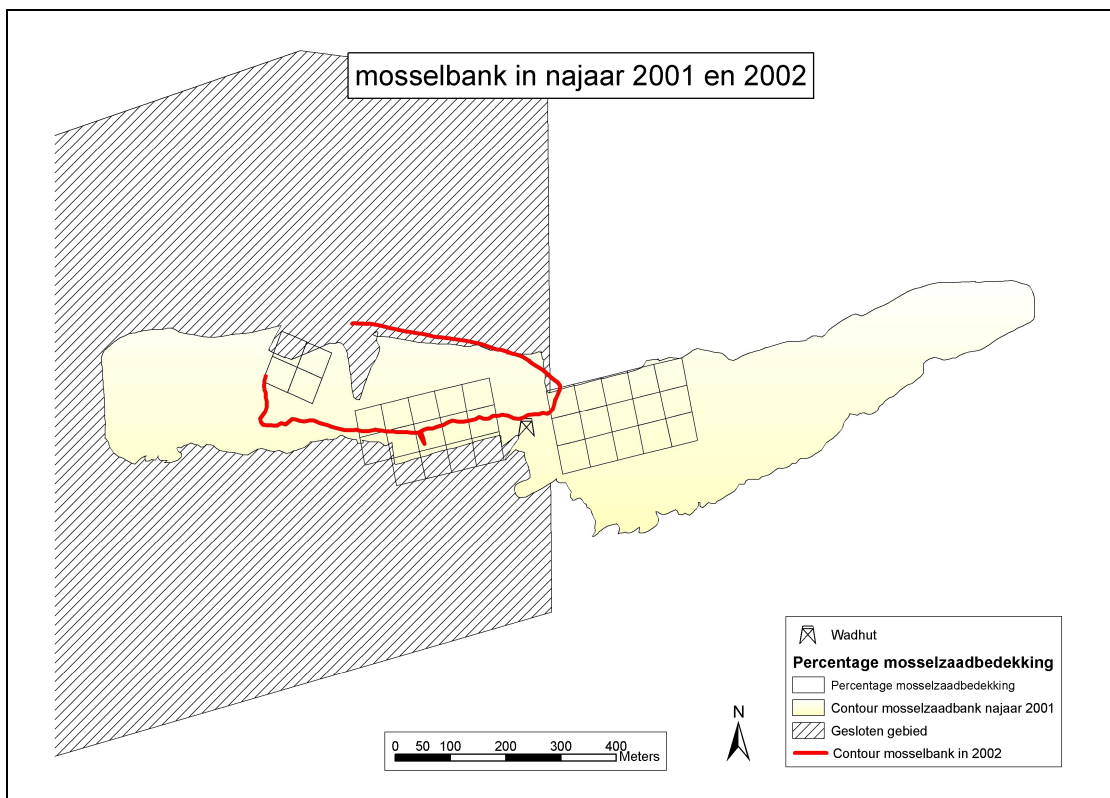
Figuur 35. Het onderzoeksgebied in het najaar van 2001, toen een sterke broedval van Mossels had plaatsgevonden. In dat jaar was er ook een grote bedekking met zeesla. De foto is genomen vanuit het open gebied in de richting van het gesloten gebied. De wadhut staat op de grens van open en gesloten gebied.

In 1999 en 2000 kwamen er geen Mossels voor in het onderzoeksgebied. In 2001 is in de Waddenzee, en dan vooral in het oostelijk deel op vele plaatsen mosselzaad gevallen. Zo ook op de kokkelbank bij Ameland (Figuur 34, Figuur 35). Uit de bemonsteringen van dat jaar is gebleken dat er veel meer mosselzaad gevallen is op het beviste deel van de kokkelbank. Echter bij de bemonstering van 2002 bleek in het open gebied vrijwel geen Mossel meer aanwezig te zijn en in het gesloten gebied nog wel en zeker in de extra controle vakken nog volop.

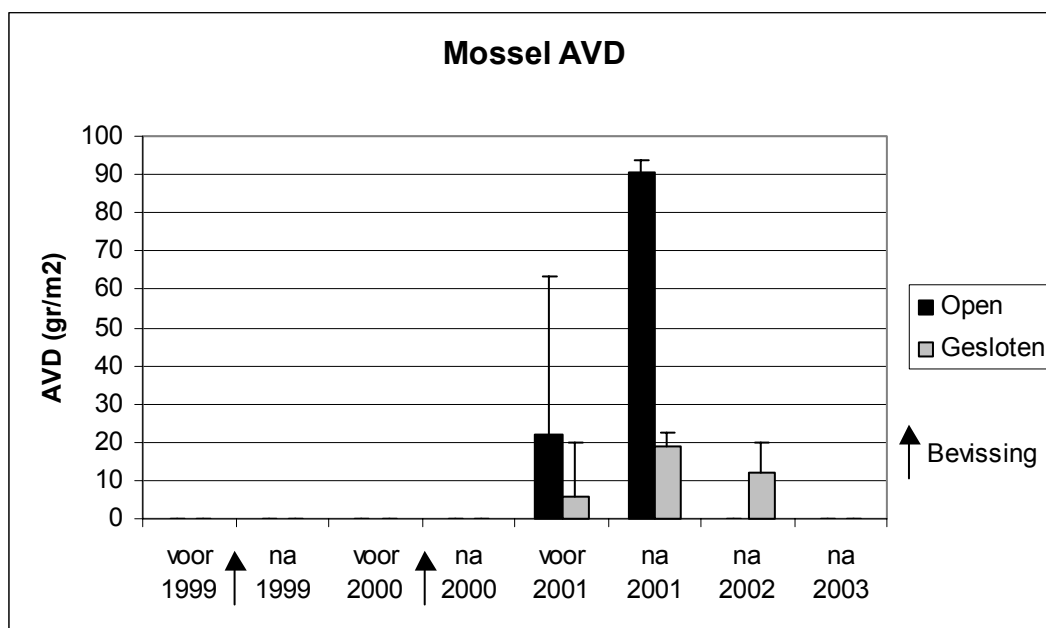
Uit Figuur 36 blijkt de ligging van de mosselbank in 2001 en het percentage bedekking in de onderzoeksvakken. De contour is ingelopen volgens vast protocol (Brinkman *et al.* 2003a). In 2002 lagen er geen Mossels meer in het open gebied (Figuur 37). In 2003 was de mosselbank geheel verdwenen (Figuur 40, Figuur 41).



Figuur 36. De contouren van de mosselbank in 2001 en per vak de geschatte bedekking met Mossels.

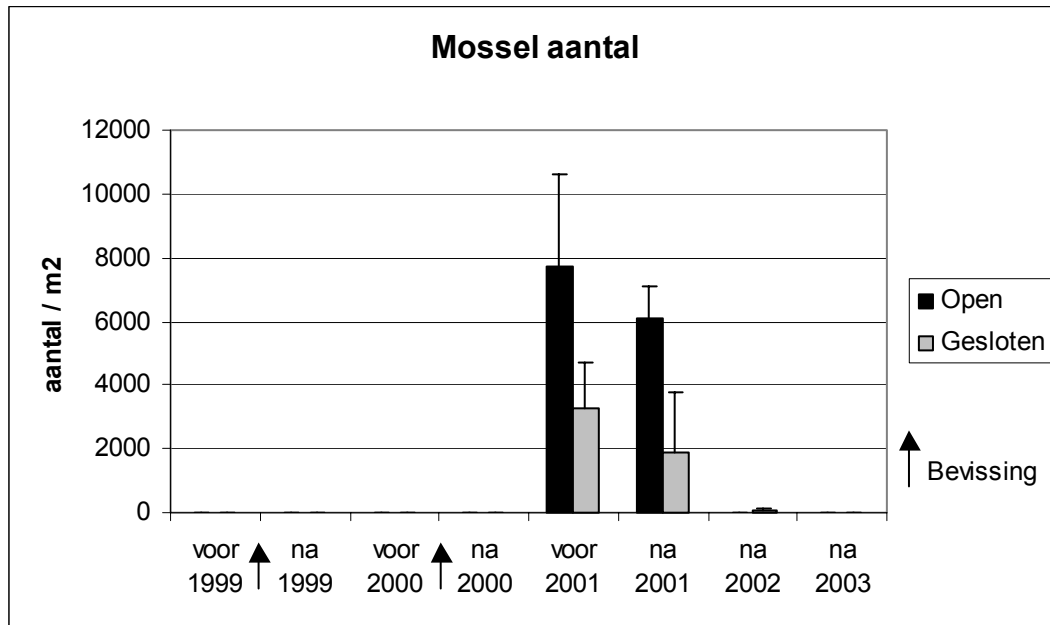


Figuur 37. De contour van de mosselbank in 2002. Ook aangegeven de contour van de oorspronkelijke zaadbank in 2001.



Figuur 38. Biomassadichtheid Mossels (gram AVD per m²) in het open en gesloten gebied in de loop van de tijd.

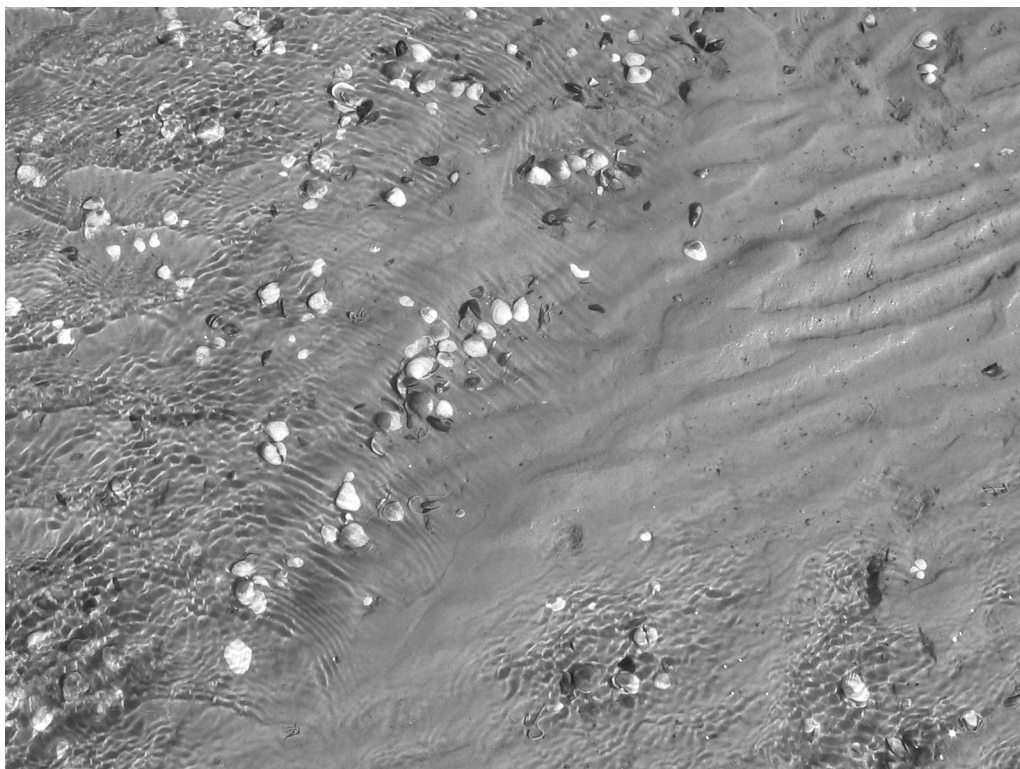
De biomassadichtheid van de broedval in 2001 is het sterkst in het open gebied (Figuur 38), wat ten dele te maken heeft met de ligging van de vakken die uitgebreid op benthos bemonsterd zijn. Er komen ook hoge dichtheden Mossels voor in vakken in het gesloten gebied, maar die vakken zijn niet bemonsterd. In 2002 komen er geen Mossels meer voor in het open gebied.



Figuur 39. De dichtheid Mosselen (aantallen per m^2) voor het open en het gesloten gebied in de loop van de tijd.

Het aantalsverloop van de Mosselen is gelijk aan het verloop in biomassa.

Omdat er in de voorbemonstering in 1999 geen Mossels in het gebied voorkwamen kon de eerder beschreven statistiek niet zinvol worden toegepast (zie paragraaf 2.6).

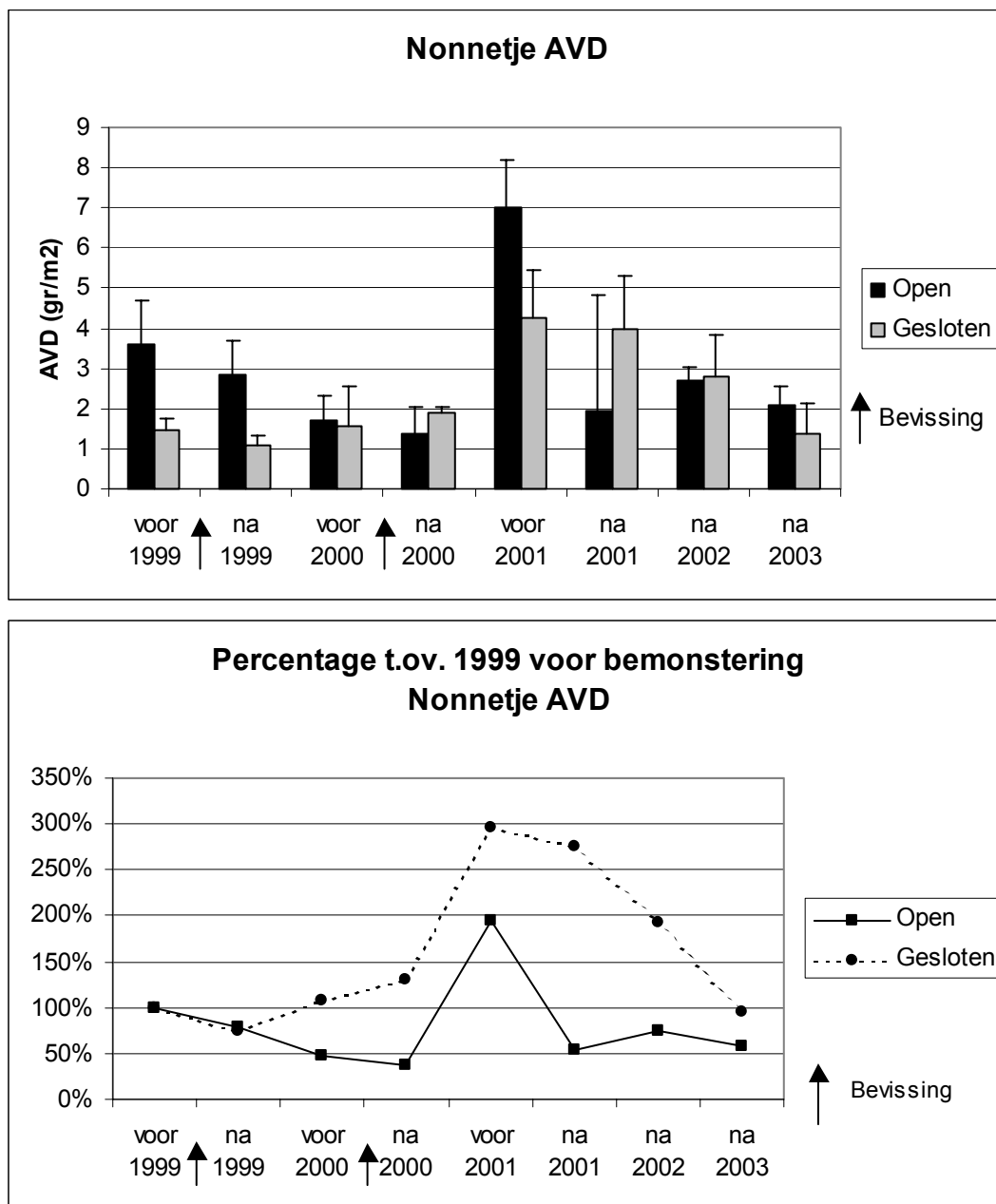


Figuur 40. Sporen van de in 2001 ontstane en in 2003 weer verdwenen mosselbank. Foto genomen op 22 september 2003.



Figuur 41. Het onderzoeksgebied in september 2003. Het betreft het open gebied.

3.10 Nonnetjes (*Macoma balthica*)



Figuur 42. Ontwikkeling van de biomassa Nonnetjes in het open en in het gesloten gebied: (a) biomassa in grammen AVD per m² (+SE), (b) procentuele verandering t.o.v. de voormeting uit 1999.

Tabel 22. Variantie-analyse van het effect van kokkelvisserij op de biomassa Nonnetjes.

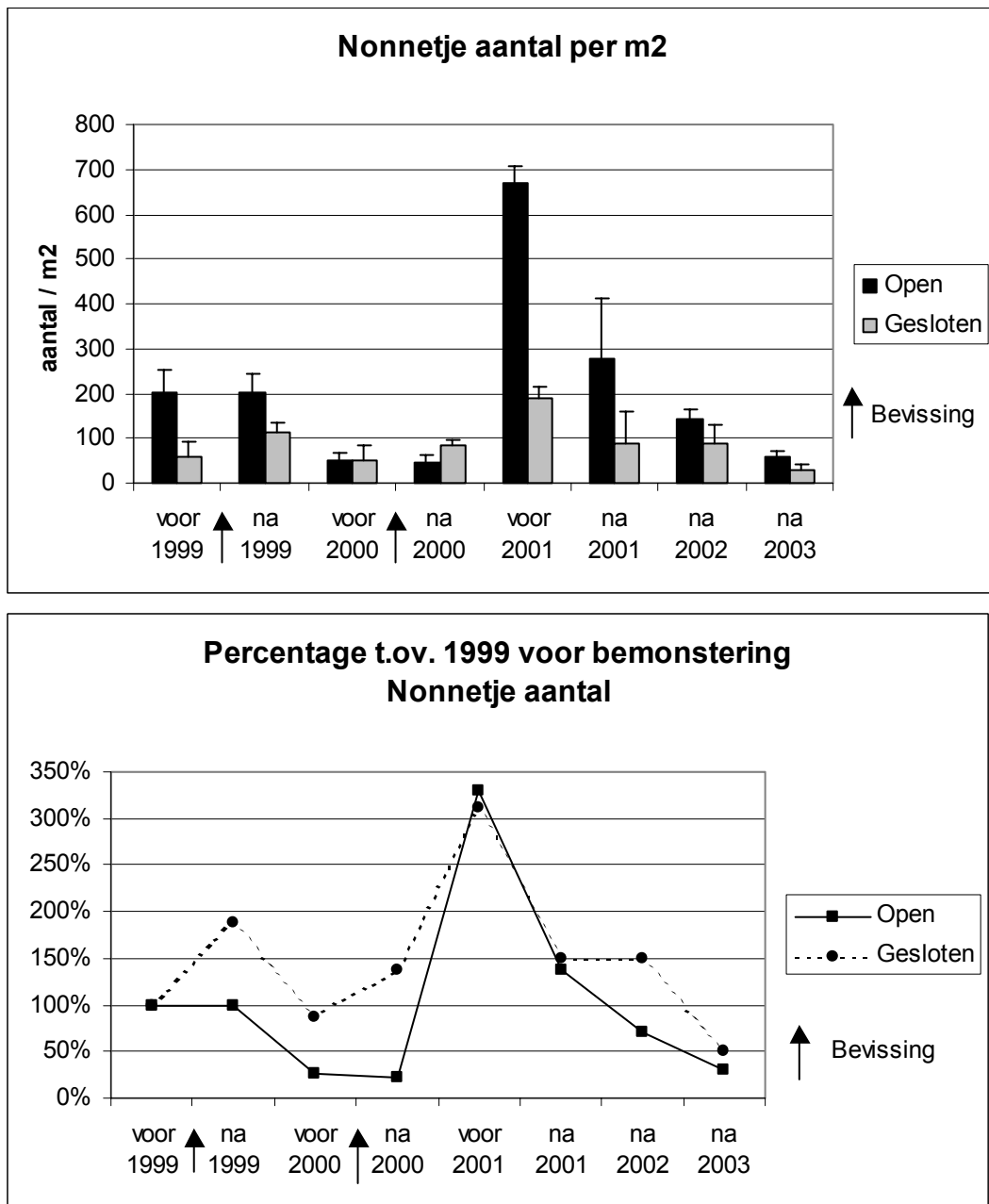
Bron	d.f.	Sum of squares	Mean square	F-ratio	Significance level
Vak	7	0.0529	0.0075	2.4	0.037
Times	7	0.0800	0.0114	3.62	0.004
Impact	1	0.0053	0.0053	1.7	0.199
Impact.Times	6	0.0234	0.0039	1.24	0.307
Residual	42	0.1326	0.0031		
Impact+Impact.Times	7	0.0288	0.0041	1.3	0.273
Total	63	0.2945	0.0046		

Uit de Tabel 22 blijkt het effect van Impact niet significant te zijn.

Tabel 23. Procentuele effecten van bevissing op de biomassa Nonnetjes en bijbehorende 95% betrouwbaarheidsintervallen. Positieve waarden geven een stijging aan door bevissing, negatieve waarden geven een daling aan t.o.v. de voormeting in 1999. Voor de berekening van Impact% zie pagina 41.

		95% confidence interval	
Times	Impact%	Low	High
99n	-1.1	-11.7	10.7
00v	-5.9	-16.0	5.4
00n	-7.7	-17.6	3.3
01v	0.4	-10.4	12.4
01n	-12.1	-21.5	-1.5
02n	-6.5	-16.5	4.8
03n	-4.2	-14.5	7.2

In Tabel 23 is het effect van bevissing op de biomassa van Nonnetjes zichtbaar gemaakt.



Figuur 43. Ontwikkeling van de aantallen Nonnetjes in het open en in het gesloten gebied: (a) aantallen per m² (SE), (b) procentuele verandering t.o.v. de voormeting uit 1999.

Tabel 24. Deviantie-analyse van het effect van kokkelvisserij op de aantallen Nonnetjes.

Bron	d.f.	deviance	Mean deviance	F-ratio	Significance level
Vak+Times	14	253.256	18.0897	25.45	<.001
Impact	1	0.9851	0.9851	1.39	0.239
Impact.Times	6	17.2979	2.883	4.06	<.001
Impact+Impact.Times	7	18.283	2.6119	3.67	<.001
Residual	42	34.4423	0.8201		
Total	63	305.982	4.8569		

Uit de Tabel 24 blijkt dat bevissing geen significant hoofdeffect heeft, maar wel een significante interactie. Ook het model met hoofdeffect + interactie is significant.

Tabel 25. Procentuele effecten van bevissing op de aantallen Nonnetjes en bijbehorende 95% betrouwbaarheidsintervallen. Positieve waarden geven een stijging aan door bevissing, negatieve waarden geven een daling aan t.o.v. de voormeting in 1999. Voor de berekening van Impact% zie pagina 41.

		95% confidence interval	
Times	Impact%	Low	High
99n	-47	-78	28
00v	-70	-91	-8
00n	-84	-95	-51
01v	5	-52	131
01n	-9	-62	122
02n	-53	-81	19
03n	-41	-83	106

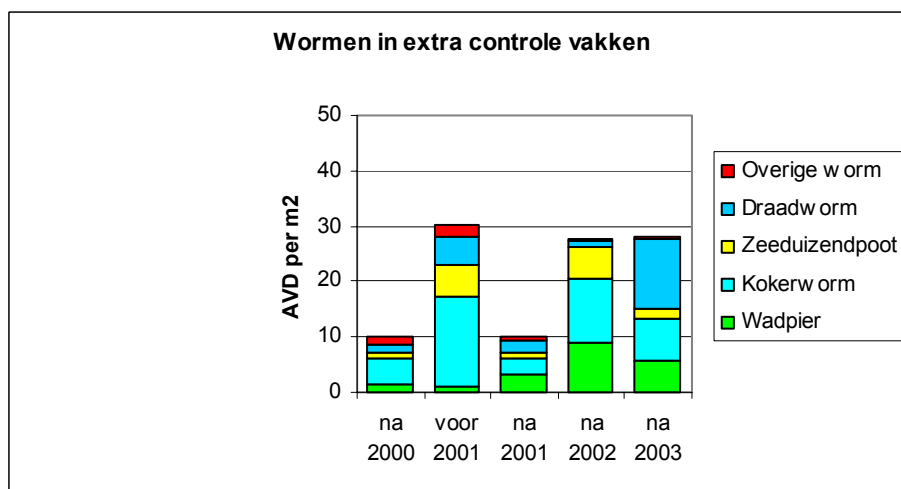
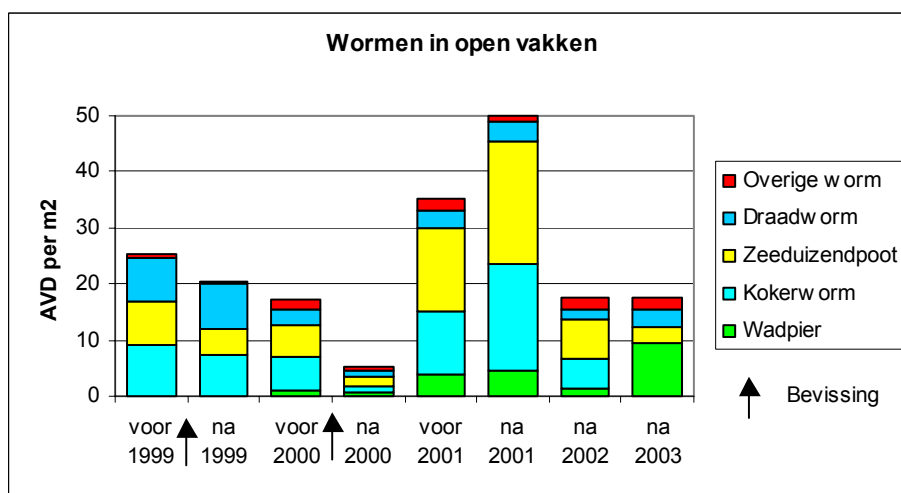
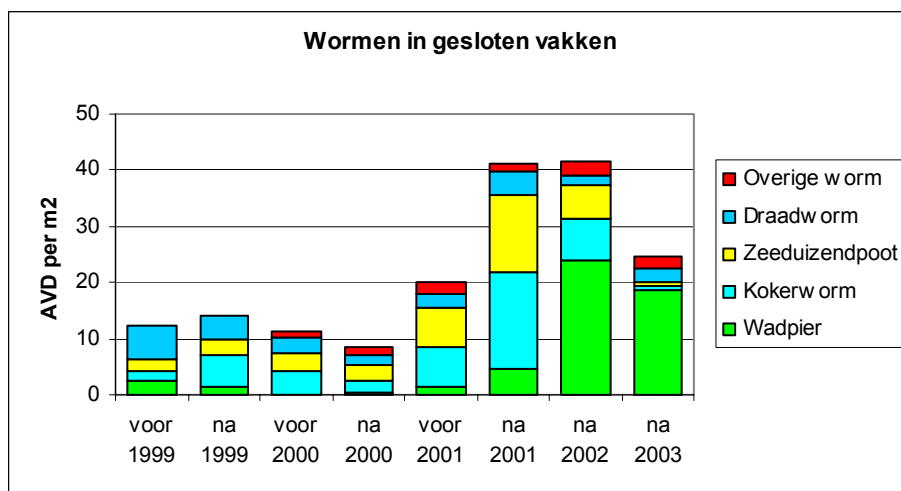
In Tabel 25 is het effect van bevissing op het aantal Nonnetjes zichtbaar gemaakt. Voor zowel de voor, en in sterkere mate de nabemonstering van 2000 ligt het hele betrouwbaarheidsinterval onder de 0. Het patroon in de verandering in aantallen lijkt op het patroon in de verandering in biomassa met dien verstande dat het patroon voor biomassa niet significant is. Een mogelijke verklaring is dat kokkelvisserij vooral effect heeft op de jonge, kleine en ondiep levende Nonnetjes, die een belangrijke bijdrage leveren aan de aantalsveranderingen, maar minder gewicht in de schaal leggen als het om veranderingen in biomassa gaat.

3.11 Wormen

In Tabel 26 staat de lijst met aangetroffen soorten

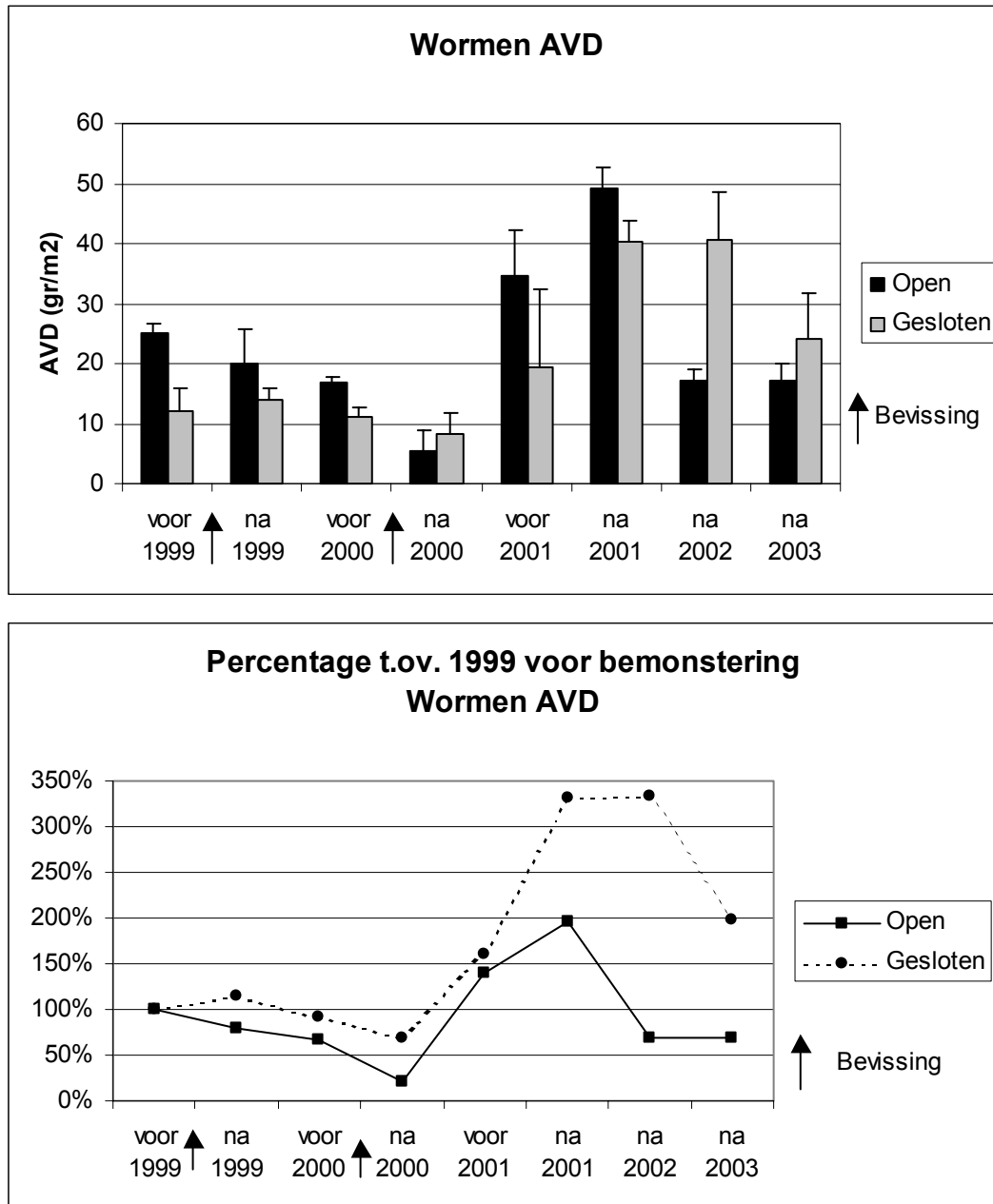
Tabel 26. Lijst van soorten wormen

Latijn	Nederlands
<i>Arenicola marina</i>	Wadpier
<i>Capitella</i> /Heteromastus spec.	Draadwormen
<i>Eteone</i> spec.	‘Wadworm’
<i>Harmothoe</i> spec.	Zeerups
<i>Heteromastus filiformis</i>	Draadworm
<i>Lanice conchilega</i>	Schelpkokerworm
<i>Magelona papillicornis</i>	
<i>Nematode</i> spec.	Nematode ‘Aaltjes’
<i>Nephtys hombergii</i>	Zandzager
<i>Nereis diversicolor</i>	Veelkleurige Zeeduizendpoot
<i>Nereis virens</i>	Zeeduizendpoot
<i>Oligochaete</i>	Oligochaeten
<i>Phyllodoce maculata</i>	Gestippelde dieseltreinworm
<i>Pygospio elegans</i>	‘Borstelworm’
<i>Scoloplos armiger</i>	Wapenworm
<i>Spionide</i> spec.	‘Borstelworm’
<i>Tharyx</i> spec.	



Figuur 44. Soortverdeling over biomassa wormen in (a) open vakken, (b) gesloten vakken en (c) extra controle vakken

In Figuur 44 is de totale biomassa wormen en de soortverdeling weergegeven. In 2001 vindt in het gehele gebied een toename van de biomassa wormen plaats. In de open vakken is de toename het sterkst. Met name in de extra controle vakken blijft de toename beperkt.



Figuur 45. Ontwikkeling van de biomassa wormen in het open en in het gesloten gebied: (a) biomassa in grammen AVD per m^2 (+SE), (b) procentuele verandering t.o.v. de voormeting uit 1999.

Tabel 27. Variantie-analyse van het effect van kokkelvisserij op de biomassa wormen.

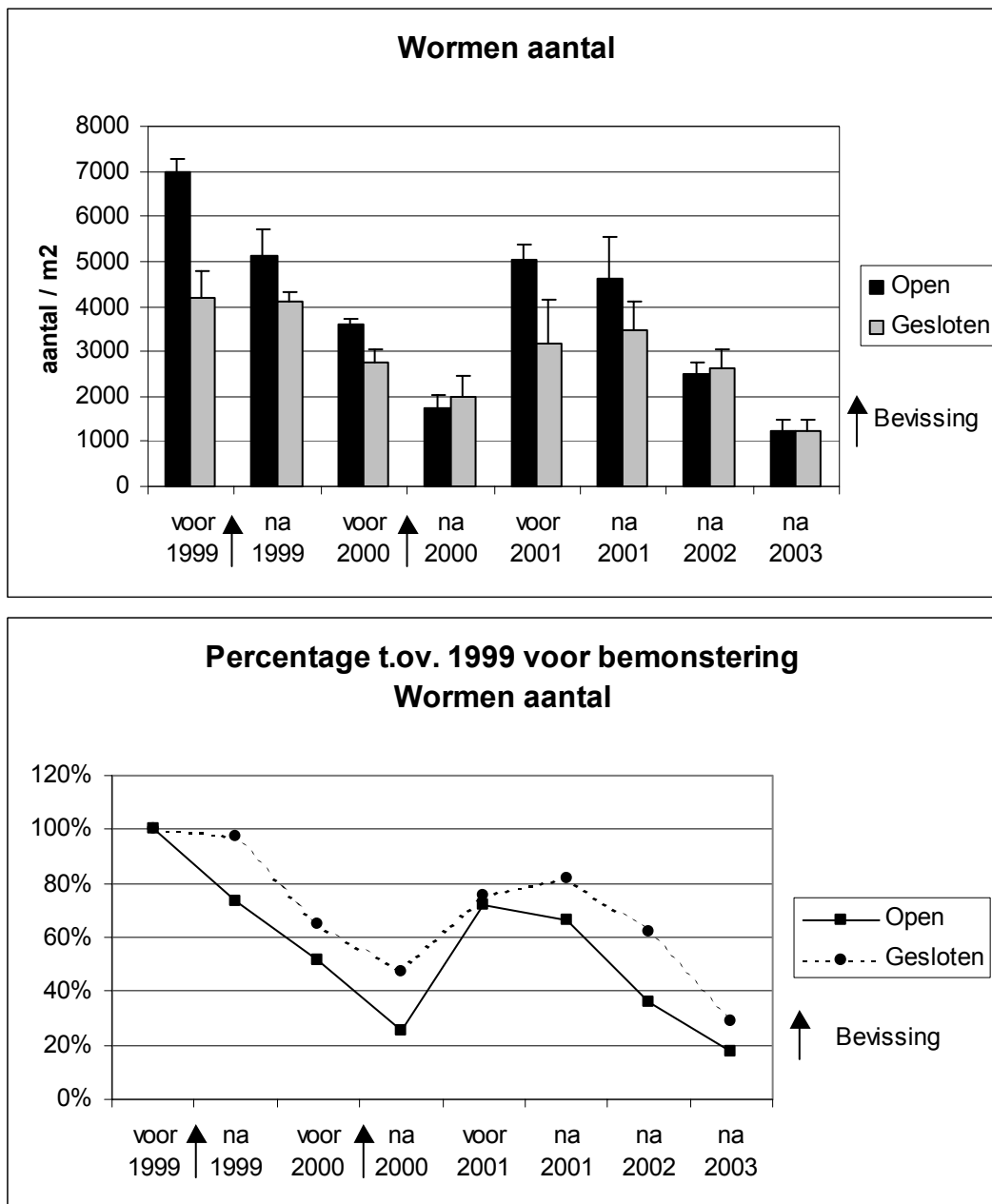
Bron	d.f.	Sum of squares	Mean square.	F-ratio	Significance level
Vak	7	0.5887	0.0841	3.5	0.005
Times	7	2.2964	0.3280	13.64	<.001
Impact	1	0.0970	0.0970	4.03	0.051
Impact.Times	6	0.6054	0.1009	4.19	0.002
Impact+Impact.Times	7	0.7025	0.1003	4.17	0.001
Residual	42	1.0104	0.0240		
Total	63	4.5982	0.0729		

Uit de Tabel 27 blijkt het totale effect (hoofdeffect + interactie) van Ingereep (Open/Gesloten) significant. Alle vakken in Open gebied zijn hier bevist, en alle vakken in Gesloten gebied zijn onbevist gebleven, zodat het effect van Gebied gelijk is aan het effect van Werkelijk bevist.

Tabel 28. Procentuele effecten van bevissing op de biomassa wormen en bijbehorende 95% betrouwbaarheidsintervallen. Positieve waarden geven een stijging aan door bevissing, negatieve waarden geven een daling aan t.o.v. de voormeting in 1999. Voor de berekening van Impact% zie pagina 41.

		95% confidence interval	
Times	Impact%	Low	High
99n	-11	-35	23
00v	-11	-35	21
00n	-28	-48	-2
01v	2	-25	39
01n	-9	-33	25
02n	-47	-61	-28
03n	-31	-49	-5

In Tabel 28 is het effect van bevissing op de biomassa wormen weergegeven. Bevissing in 1999 en 2000 heeft een negatief effect op de biomassa wormen. In 2000 blijkt het hele betrouwbaarheidsinterval voor Impact zelfs onder 0% te liggen. In zowel het open als het gesloten gebied vindt daarna een toename van de biomassa wormen plaats (zie Figuur 45), maar vervolgens blijft de ontwikkeling in het open gebied achter bij het gesloten gebied. Dit is met name zo in 2002 en 2003. Dit suggereert een lange termijn effect van bevissing.



Figuur 46. Ontwikkeling van de aantallen wormen in het open en in het gesloten gebied: (a) aantallen per m² (+SE), (b) procentuele verandering t.o.v. de voormeting uit 1999.

Tabel 29. Deviantie-analyse van het effect van koekeelvisserij op de aantallen wormen.

Bron	d.f.	deviance	Mean deviance	F-ratio	Significance level
Vak+Times	14	1584.433	113.174	17.44	<.001
Impact	1	24.388	24.388	3.76	0.053
Impact.Times	6	47.083	7.847	1.21	0.298
Impact+Impact.Times	7	71.471	10.21	1.57	0.138
Residual	42	278.344	6.627		
Total	63	1934.248	30.702		

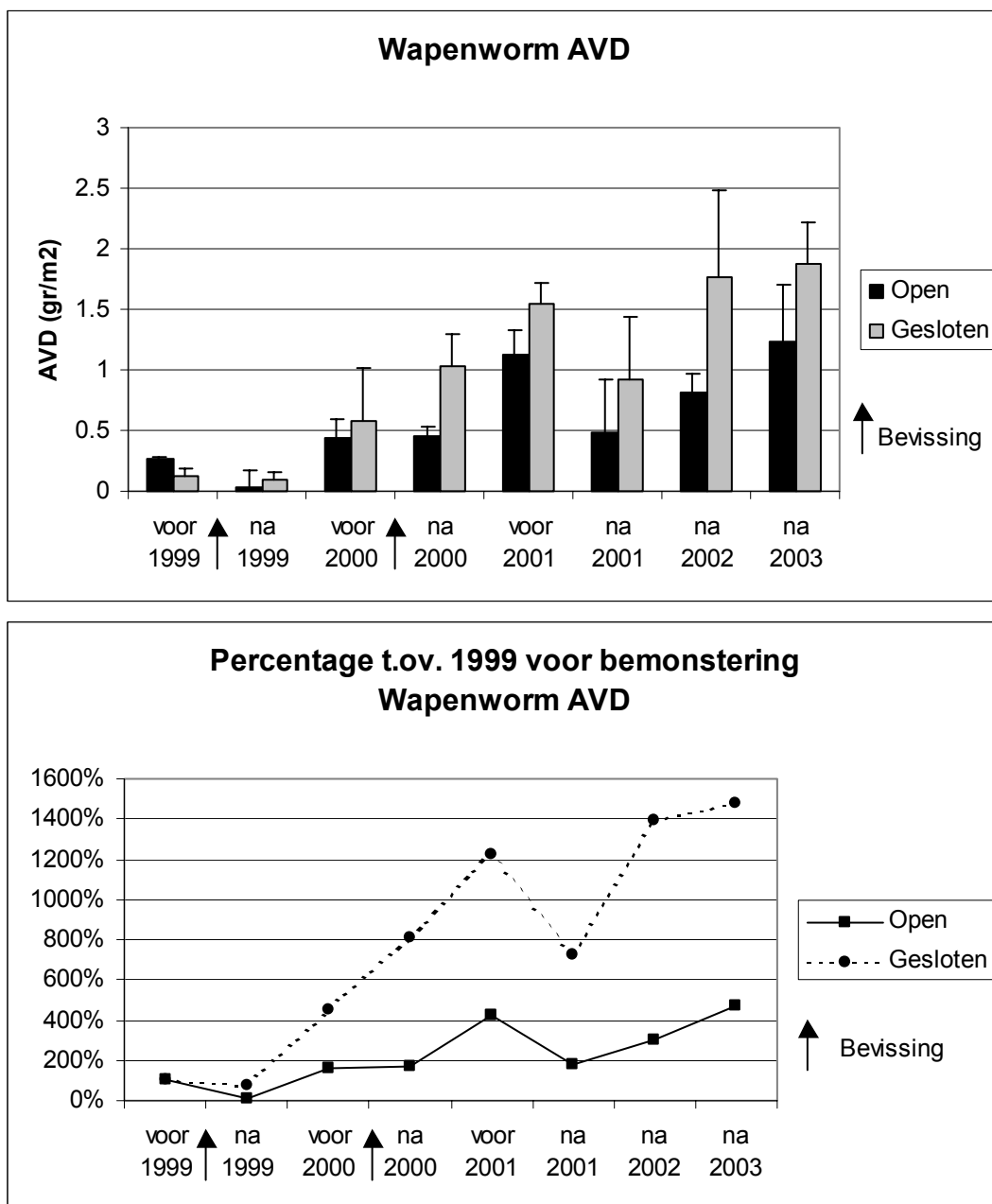
Uit Tabel 29 blijkt dat het totale effect van bevissing (net) niet significant is.

Tabel 30. Procentuele effecten van bevissing op de aantallen wormen en bijbehorende 95% betrouwbaarheidsintervallen. Positieve waarden geven een stijging aan door bevissing, negatieve waarden geven een daling aan t.o.v. de voormeting in 1999. Voor de berekening van Impact% zie pagina 41.

		95% confidence interval	
Times	Impact	Low	High
99n	-25	-50	13
00v	-21	-50	24
00n	-47	-69	-9
01v	-5	-37	45
01n	-19	-47	23
02n	-42	-64	-6
03n	-39	-68	15

In Tabel 30 is het effect van bevissing op het aantal wormen weergegeven. In 00n en 02n ligt het hele betrouwbaarheidsinterval van Impact onder de 0%.

3.12 Wapenworm (*Scoloplos armiger*)



Figuur 47. Ontwikkeling van de biomassa Wapenworm in het open en in het gesloten gebied: (a) biomassa in grammen AVD per m² (+SE), (b) procentuele verandering t.o.v. de voormeting uit 1999.

Tabel 31. Variantie-analyse van het effect van kokkelvisserij op de biomassa Wapenwormen.

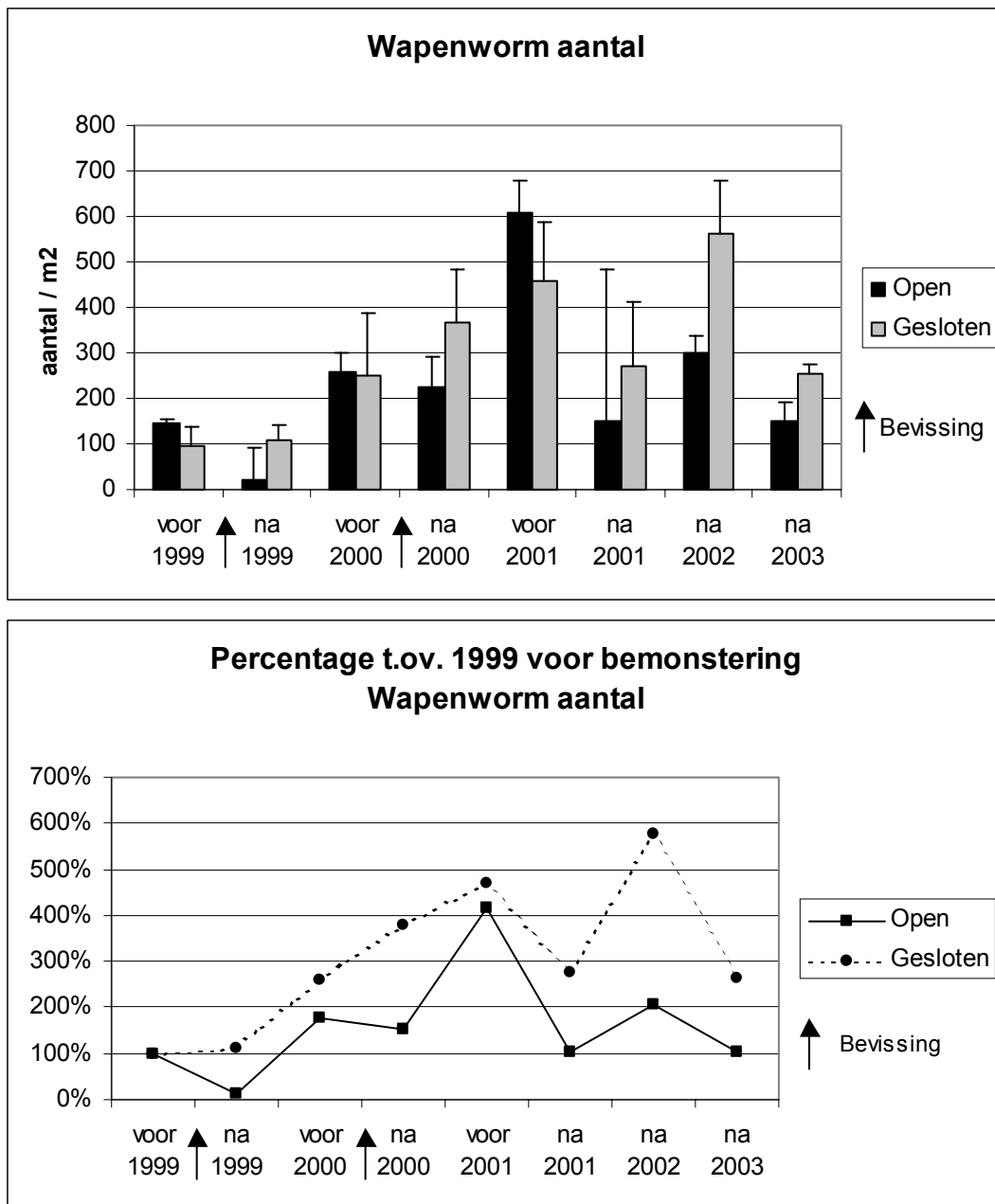
Bron	d.f.	Sum of squares	Mean square.	F-ratio	Significance level
Vak	7	0.0029	0.0004	0.87	0.536
Times	7	0.0173	0.0024	5.07	<.001
Impact	1	0.0006	0.0006	1.32	0.258
Impact.Times	6	0.0010	0.0001	0.37	0.896
Impact+Impact.Times	7	0.0017	0.0002	0.5	0.827
Residual	42	0.0205	0.0004		
Total	63	0.0426	0.0006		

Uit de Tabel 31 blijkt het totale effect van visserij niet significant te zijn.

Tabel 32. Procentuele effecten van bevissing op de biomassa Wapenwormen en bijbehorende 95% betrouwbaarheidsintervallen. Positieve waarden geven een stijging aan door bevissing, negatieve waarden geven een daling aan t.o.v. de voormeting in 1999. Voor de berekening van Impact% zie pagina 41.

		95% confidence interval	
Times	Impact%	Low	High
99n	-0.7	-5.0	3.9
00v	-0.9	-5.2	3.6
00n	-2.3	-6.5	2.2
01v	-1.8	-6.1	2.7
01n	-1.9	-6.1	2.6
02n	-3.4	-7.6	1.0
03n	-2.4	-6.7	2.0

In Tabel 32 is het effect van bevissing op de biomassa van wapenwormen weergegeven. In alle jaren is de schatting van Impact negatief, maar in geen enkel jaar ligt het betrouwbaarheidsinterval van Impact onder de 0%.



Figuur 48. Ontwikkeling van de aantallen Wapenwormen in het open en in het gesloten gebied: (a) aantallen per m^2 (+SE), (b) procentuele verandering t.o.v. de voormeting uit 1999.

Tabel 33. Deviantie-analyse van het effect van kokekvisserij op de aantallen Wapenwormen.

Bron	d.f.	deviance	Mean deviance	F-ratio	Significance level
Vak+Times	14	203.223	14.516	3.16	<.001
Impact	1	3.59	3.59	0.78	0.377
Impact.Times	6	25.327	4.221	0.92	0.48
Impact+Impact.Times	7	28.917	4.131	0.9	0.506
Residual	42	204.936	4.879		
Total	63	437.076	6.938		

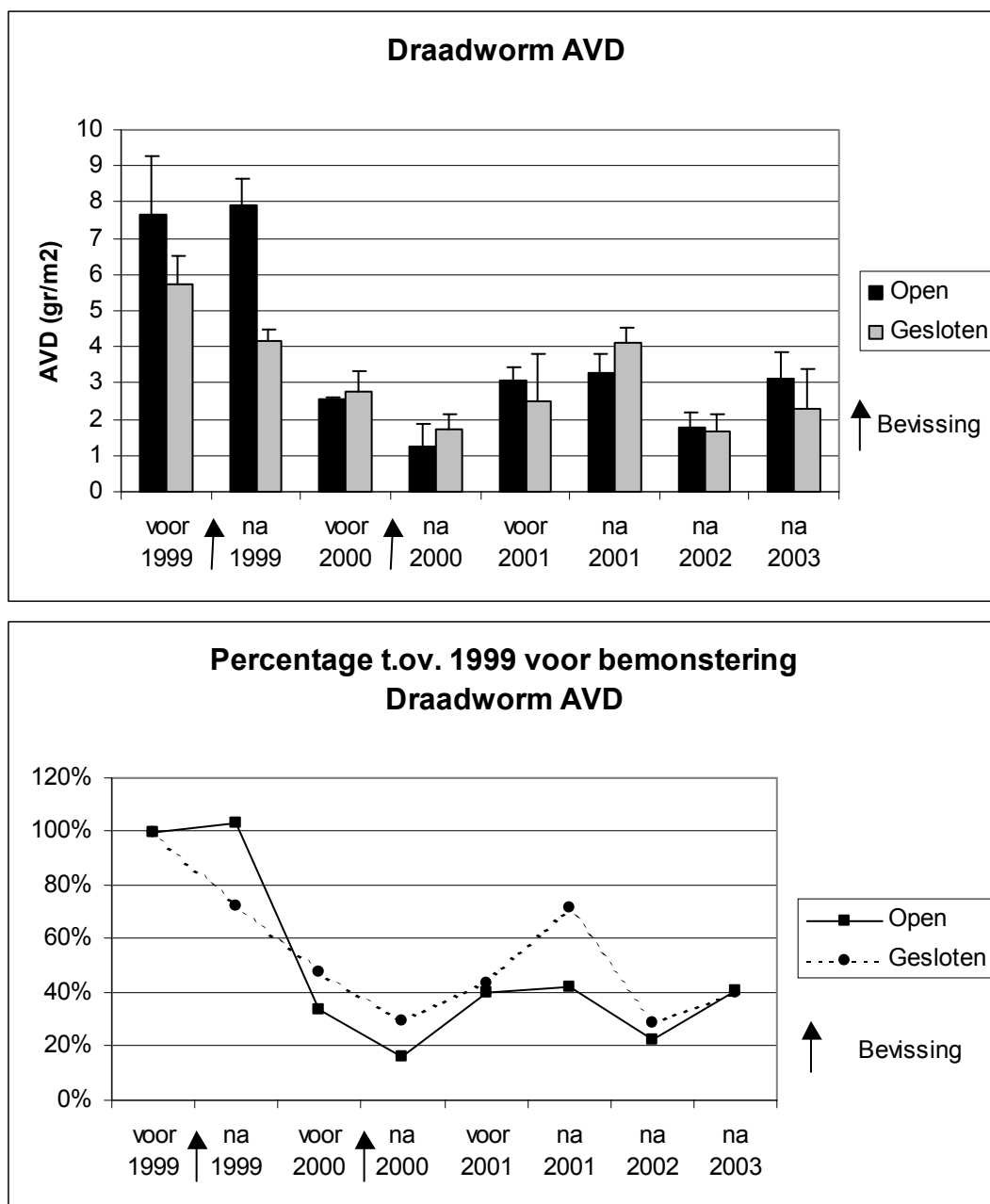
Net als voor de biomassa van de Wapenwormen is ook voor de aantallen Wapenwormen er geen aantoonbaar effect van visserij (Tabel 33).

Tabel 34. Procentuele effecten van bevissing op de aantallen Wapenwormen en bijbehorende 95% betrouwbaarheidsintervallen. Positieve waarden geven een stijging aan door bevissing, negatieve waarden geven een daling aan t.o.v. de voormeting in 1999. Voor de berekening van Impact% zie pagina 41.

		95% confidence interval	
Times	Impact%	Low	High
99n	-89	-100	225
00v	-31	-89	345
00n	-59	-94	158
01v	-11	-84	390
01n	-63	-95	163
02n	-64	-94	107
03n	-61	-95	181

In Tabel 34 is het effect van bevissing op het aantal Wapenwormen weergegeven. In alle jaren is de schatting van Impact negatief, maar in geen enkel jaar ligt het betrouwbaarheidsinterval van Impact onder de 0%. Deze resultaten voor de aantallen Wapenwormen komen goed overeen met de resultaten voor de biomassa dichtheid Wapenwormen.

3.13 Draadworm (*Capitella/Heteromastus*)



Figuur 49. Ontwikkeling van de biomassa Draadworm in het open en in het gesloten gebied: (a) biomassa in grammen AVD per m² (+SE), (b) procentuele verandering t.o.v. de voormeting uit 1999.

Tabel 35. Variantie-analyse van het effect van kokkelvisserij op de biomassa Draadwormen.

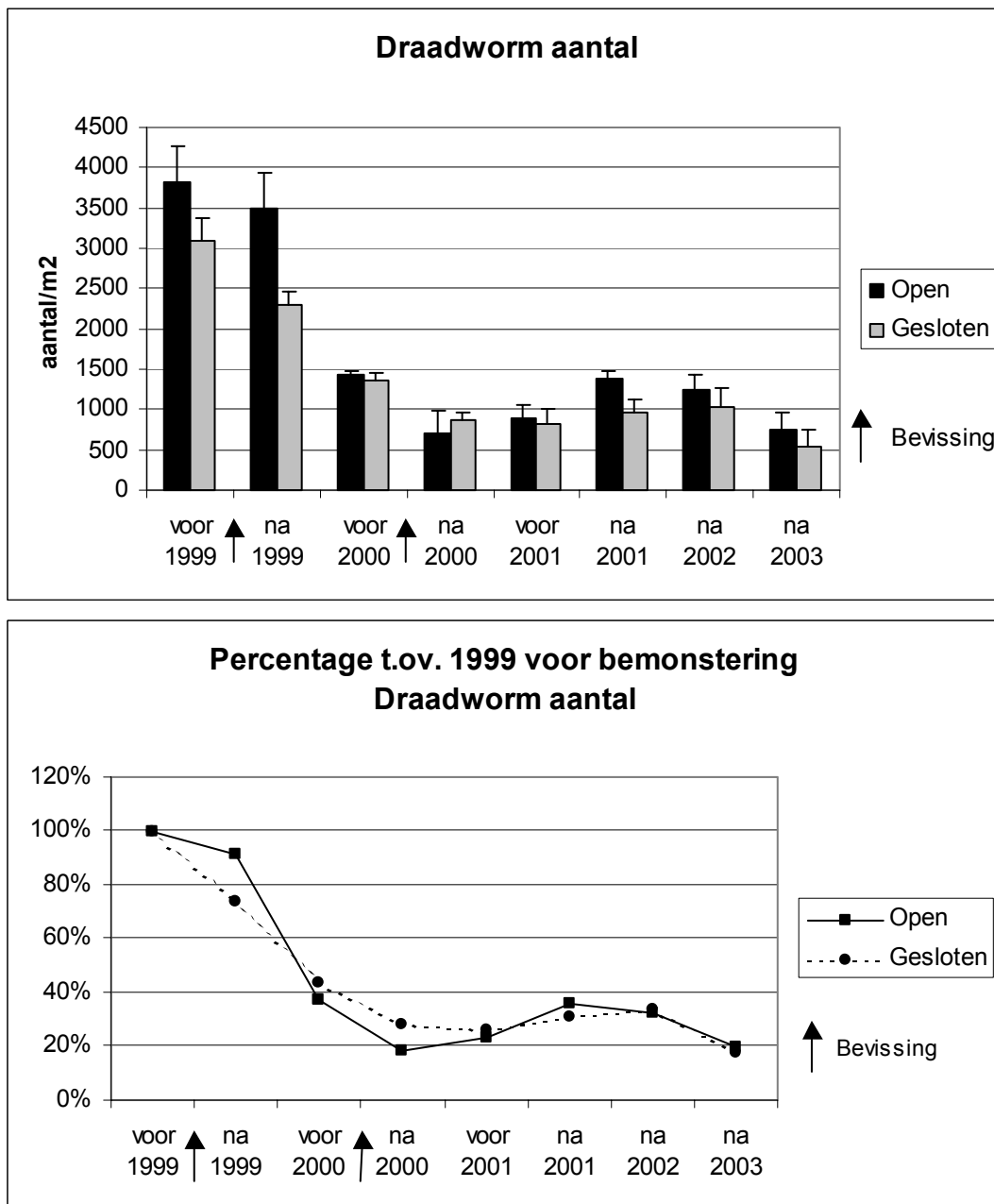
Bron	d.f.	Sum of squares	Mean square.	F-ratio	Significance level
Vak	7	0.03393	0.0048	3.3	0.007
Times	7	0.17421	0.0248	16.96	<.001
Impact	1	0.00245	0.0024	1.67	0.204
Impact.Times	6	0.02151	0.0035	2.44	0.041
Impact+Impact.Times	7	0.02396	0.0034	2.33	0.042
Residual	42	0.06163	0.0014		
Total	63	0.29372	0.0046		

Uit de variantie analyse (Tabel 35) blijkt dat bevissing geen significant hoofdeffect heeft, maar wel een significante interactie.

Tabel 36. Procentuele effecten van bevissing op de biomassa Draadwormen en bijbehorende 95% betrouwbaarheidsintervallen. Positieve waarden geven een stijging aan door bevissing, negatieve waarden geven een daling aan t.o.v. de voormeting in 1999. Voor de berekening van Impact% zie pagina 41.

		95% confidence interval	
Times	Impact%	Low	High
99n	5.2	-2.6	13.6
00v	-5.7	-12.7	1.9
00n	-6.4	-13.4	1.1
01v	-3.5	-10.7	4.2
01n	-7.3	-14.2	0.1
02n	-4.9	-11.9	2.8
03n	-2.6	-9.9	5.2

In Tabel 36 is het effect van bevissing op de biomassa van draadwormen weergegeven. In bijna alle jaren is de schatting voor Impact negatief, maar in geen enkel jaar ligt het betrouwbaarheidsinterval van Impact onder de 0%.



Figuur 50. Ontwikkeling van de aantallen Draadwormen in het open en in het gesloten gebied: (a) aantallen per m^2 (+SE), (b) procentuele verandering t.o.v. de voormeting uit 1999.

Tabel 37. Deviantie-analyse van het effect van kokkevisserij op de aantallen Draadwormen.

Bron	d.f.	deviance	Mean deviance	F-ratio	Significance level
Vak+Times	14	1250.38	89.313	21.53	<.001
Impact	1	0.052	0.052	0.01	0.911
Impact.Times	6	23.465	3.911	0.94	0.463
Impact+Impact.Times	7	23.517	3.36	0.81	0.579
Residual	42	178.282	4.245		
Total	63	1452.18	23.051		

Uit de Tabel 37 blijkt het totale effect van Impact niet significant te zijn.

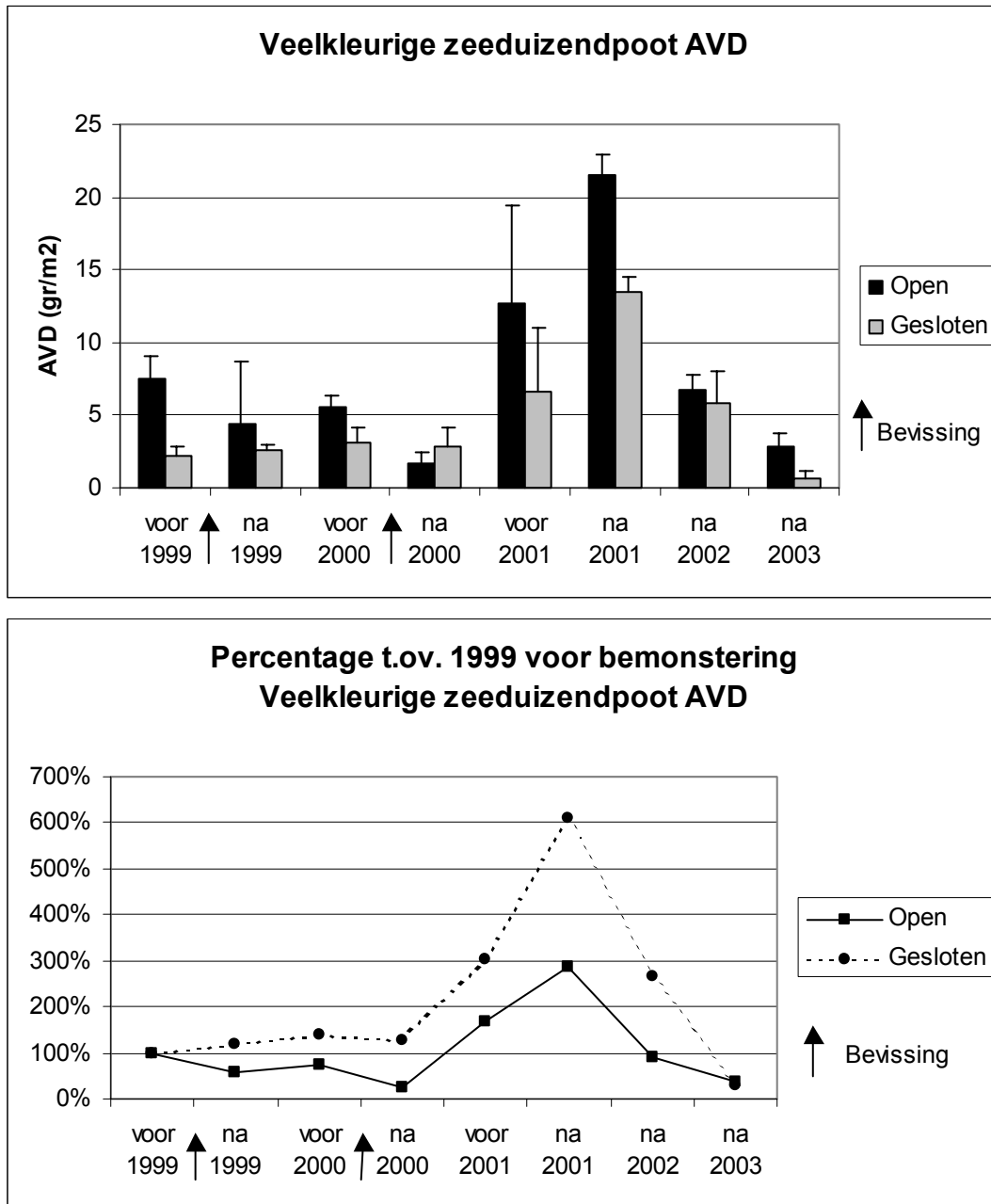
Tabel 38. Procentuele effecten van bevissing op de aantallen Draadwormen en bijbehorende 95% betrouwbaarheidsintervallen. Positieve waarden geven een stijging aan door bevissing, negatieve waarden geven een daling aan t.o.v. de voormeting in 1999. Voor de berekening van Impact% zie pagina 41.

		95% confidence interval	
Times	Impact%	Low	High
99n	23	-18	85
00v	-14	-48	42
00n	-36	-66	21
01v	-11	-52	64
01n	16	-33	100
02n	-3	-44	68
03n	14	-43	126

In Tabel 38 is het effect van bevissing op het aantal draadwormen weergegeven. In de tabel is te zien dat geen enkele afzonderlijke meting een betrouwbaarheidsinterval van Impact onder de 0% laat zien.

De figuren voor de biomassa draadwormen vertonen grote gelijkenis met de figuren voor de aantallen draadwormen, maar terwijl de analyse van de biomassa significante effecten laat zien is dat niet zo voor de aantallen. Daarbij moet worden aangetekend dat er geen significant hoofdeffect is, maar alleen een significante interactie.

3.14 Veelkleurige Zeeduizendpoot (*Nereis diversicolor*)



Figuur 51. Ontwikkeling van de biomassa Veelkleurige Zeeduizendpoten in het open en in het gesloten gebied: (a) biomassa in grammen AVD per m^2 (+SE), (b) procentuele verandering t.o.v. de voormeting uit 1999.

Tabel 39. Variantie-analyse van het effect van kokkelvisserij op de biomassa Veelkleurige Zeeduizendpoten.

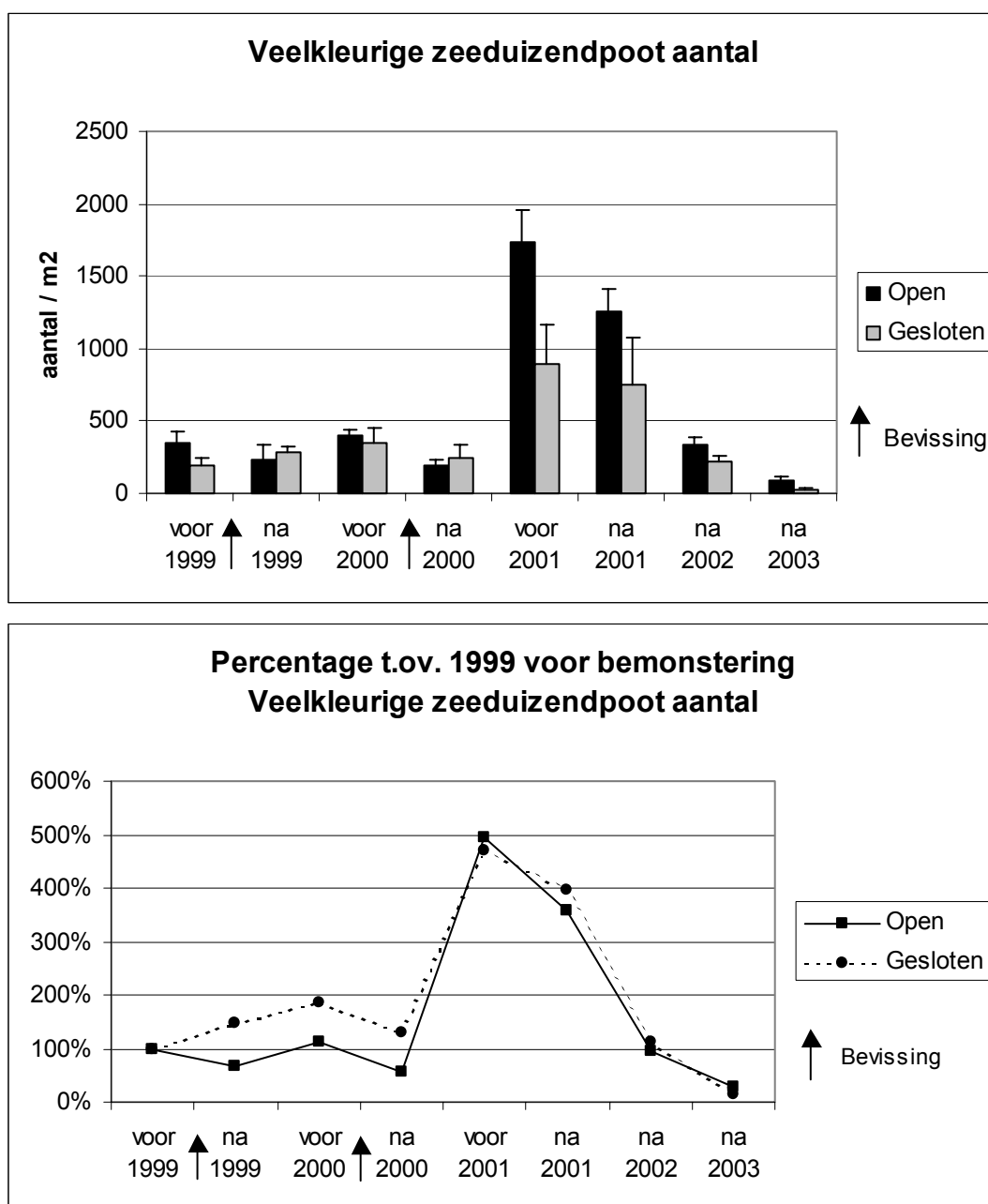
Bron	d.f.	Sum of squares	Mean square.	F-ratio	Significance level
Vak	7	0.2227	0.0318	2.57	0.027
Times	7	0.8764	0.1252	10.13	<.001
Impact	1	0.0069	0.0069	0.56	0.458
Impact.Times	6	0.0545	0.0090	0.74	0.624
Impact+Impact.Times	7	0.0614	0.0087	0.71	0.663
Residual	2	0.5190	0.0123		
Total	3	1.6796	0.0266		

Uit Tabel 39 blijkt geen significant effect van kokkelvisserij op de biomassa dichtheid Zeeduizendpoten.

Tabel 40: Procentuele effecten van bevissing op de biomassa Veelkleurige Zeeduizendpoten en bijbehorende 95% betrouwbaarheidsintervallen. Positieve waarden geven een stijging aan door bevissing, negatieve waarden geven een daling aan t.o.v. de voormeting in 1999. Voor de berekening van Impact% zie pagina 41.

		95% confidence interval	
Times	Impact%	Low	High
99n	-8.1	-27	15
00v	-5.9	-25	18
00n	-15.4	-32	6
01v	1.8	-19	27
01n	2.5	-18	28
02n	-10.0	-28	13
03n	-6.4	-25	17

In Tabel 40 is het effect van bevissing op de biomassa van Zeeduizendpoten weergegeven. Er zijn geen periodes waarin het betrouwbaarheidsinterval voor het visserijeffect onder de 0% ligt.



Figuur 52. Ontwikkeling van de aantallen Zuidendpoten in het open en in het gesloten gebied: (a) aantallen per m^2 (+SE), (b) procentuele verandering t.o.v. de voormeting uit 1999.

Tabel 41. Deviantie-analyse van het effect van kokekvisserij op de aantallen Veelkleurige Zeeduizendpoten.

Bron	d.f.	Deviance	Mean deviance	F-ratio	Significance level
Vak+Times	14	824.197	58.871	24.6	<.001
Impact	1	0.554	0.554	0.23	0.63
Impact.Times	6	22.007	3.668	1.53	0.163
Residual	42	100.219	2.386		
Impact+Impact.Times	7	22.561	3.223	1.35	0.223
Total	63	946.976	15.031		

Uit de Tabel 41 blijkt geen duidelijk effect van bevissing.

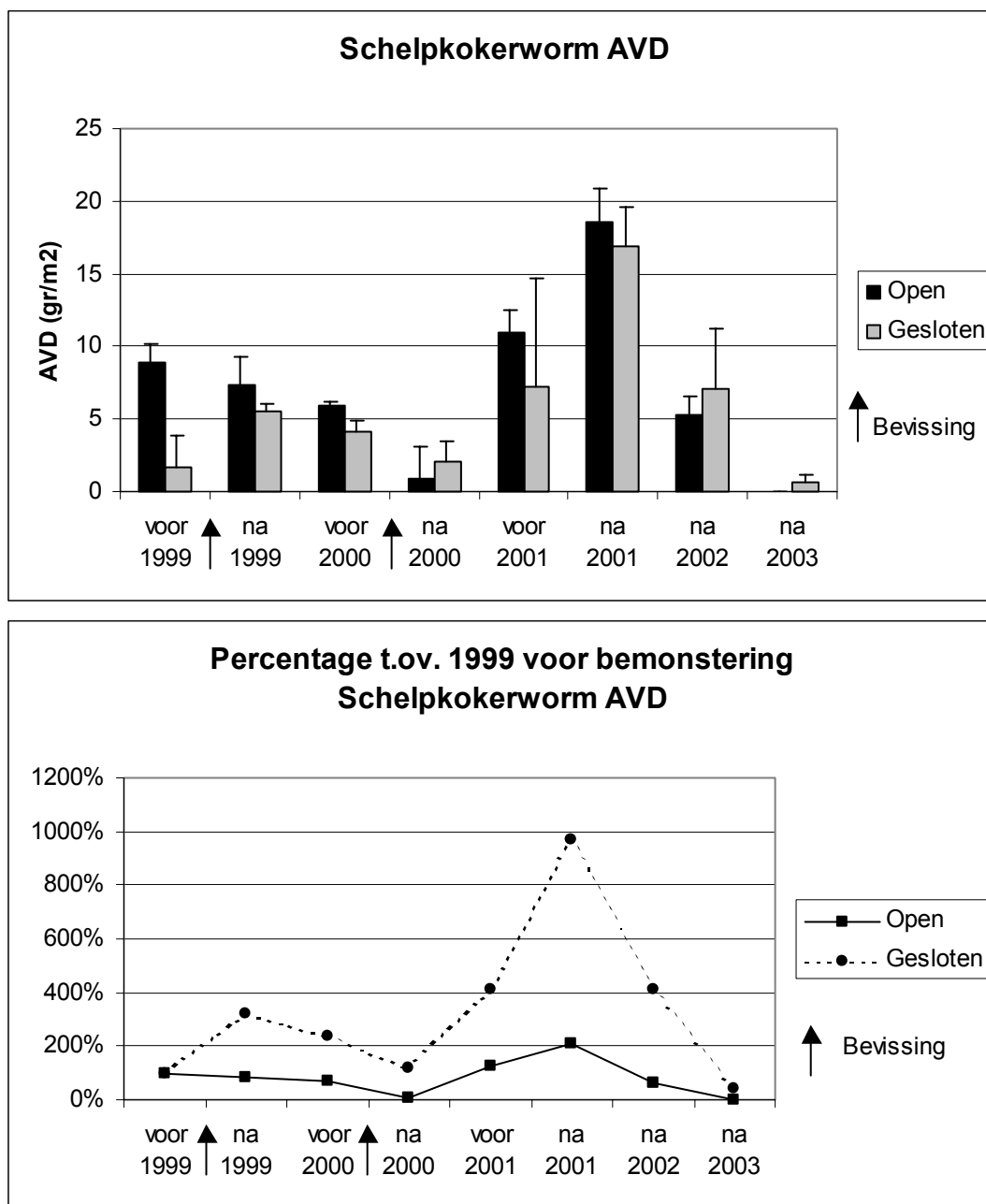
Tabel 42. Procentuele effecten van bevissing op de aantallen Veelkleurige Zeeduizendpoten en bijbehorende 95% betrouwbaarheidsintervallen. Positieve waarden geven een stijging aan door bevissing, negatieve waarden geven een daling aan t.o.v. de voormeting in 1999. Voor de berekening van Impact% zie pagina 41.

		95% confidence interval	
Times	Impact%	Low	High
99n	-56	-85	30
00v	-38	-77	66
00n	-57	-86	31
01v	5	-55	144
01n	-10	-62	114
02n	-16	-71	145
03n	70	-76	1093

In Tabel 42 is het effect van bevissing op het aantal Zeeduizendpoten weergegeven. In de tabel is te zien dat ook geen enkele afzonderlijke meting een significant verschil laat zien.

De resultaten voor de analyse op biomassa komt op hoofdlijnen overeen met de analyse op aantallen. Er is geen duidelijk effect van visserij, noch in positieve zin, noch in negatieve zin.

3.15 Schelpkokerwormen (*Lanice conchilega*)



Figuur 53. Ontwikkeling van de biomassa Schelpkokerwormen in het open en in het gesloten gebied: (a) biomassa in grammen AVD per m^2 (+SE), (b) procentuele verandering t.o.v. de voormeting uit 1999.

Tabel 43. Variantie-analyse van het effect van kokkelvisserij op de biomassa Schelpkokerwormen.

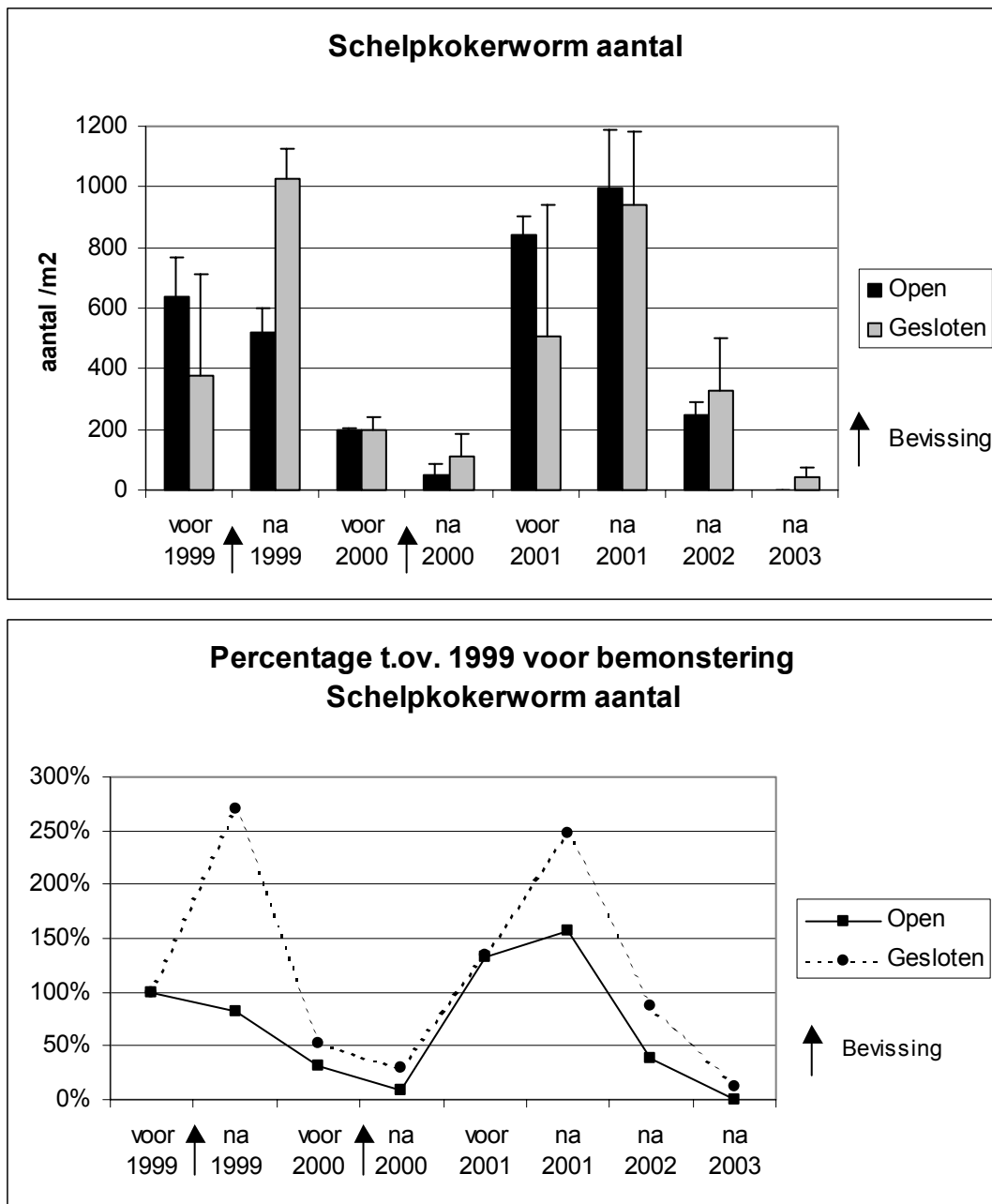
Bron	d.f.	Sum of squares	Mean square.	F-ratio	Significance level
Vak	7	0.2780	0.0397	3.27	0.007
Times	7	0.9834	0.1404	11.56	<.001
Impact	1	0.0520	0.0520	4.28	0.045
Impact.Times	6	0.0377	0.0062	0.52	0.792
Impact+Impact.Times	7	0.0897	0.0128	1.06	0.408
Residual	42	0.5102	0.0121		
Total	63	1.8614	0.0295		

Uit de Tabel 43 blijkt dat bevissing een significant hoofdeffect heeft, maar de interactie term is niet significant.

Tabel 44. Procentuele effecten van bevissing op de biomassa Schelpkokerwormen en bijbehorende 95% betrouwbaarheidsintervallen. Positieve waarden geven een stijging aan door bevissing, negatieve waarden geven een daling aan t.o.v. de voormeting in 1999. Voor de berekening van Impact% zie pagina 41.

		95% confidence interval	
Times	Impact%	Low	High
99n	-14	-31	8
00v	-14	-31	7
00n	-21	-37	-1
01v	-9	-27	13
01n	-12	-29	10
02n	-21	-37	-1
03n	-20	-36	0

In Tabel 44 is het effect van bevissing op de biomassa van Schelpkokerwormen weergegeven. In de tabel zien we dat de bevissing in 2000 de biomassa schelpkokerwormen negatief beïnvloedt. Ook in latere jaren is het effect nog zichtbaar en significant in 2002. Dit duidt op een lange termijn effect.



Figuur 54. Ontwikkeling van de aantallen Schelpkokerwormen in het open en in het gesloten gebied: (a) aantallen per m² (+SE), (b) procentuele verandering t.o.v. de voormeting uit 1999.

Tabel 45. Deviantie-analyse van het effect van kookkevisserij op de aantallen Schelpkokerwormen.

Bron	d.f.	deviance	Mean deviance	F-ratio	Significance level
Vak+Times	14	747.148	53.368	16.36	<.001
Impact	1	10.848	10.848	3.33	0.068
Impact.Times	6	44.576	7.429	2.28	0.034
Impact+Impact.Times	7	55.424	7.918	2.43	0.017
Residual	42	147.537	3.513		
Total	63	950.108	15.081		

Uit de Tabel 45 blijkt dat bevissing niet allen een significant hoofdeffect, maar dat er ook sprake is van een significante interactie.

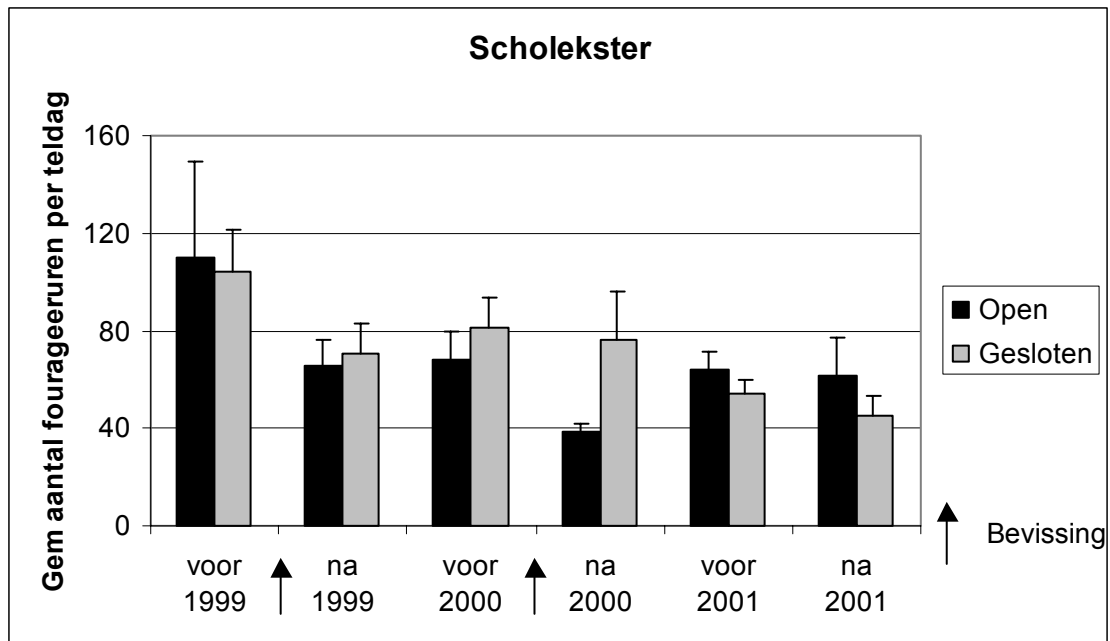
Tabel 46. Procentuele effecten van bevissing op de aantallen Schelpkokerwormen en bijbehorende 95% betrouwbaarheidsintervallen. Positieve waarden geven een stijging aan door bevissing, negatieve waarden geven een daling aan t.o.v. de voormeting in 1999. Voor de berekening van Impact% zie pagina 41.

		95% confidence interval	
Times	Impact%	Low	High
99n	-70	-87	-30
00v	-39	-82	100
00n	-72	-95	66
01v	-2	-58	130
01n	-37	-71	39
02n	-55	-85	29
03n	-100	-100	4.25E+20

In Tabel 46 is het effect van bevissing op het aantal Schelpkokerwormen weergegeven. In de tabel is te zien dat het negatieve overall effect met name wordt veroorzaakt door het negatieve effect in 1999 bij de na bemonstering. Bij de verdere metingen zijn de effecten wel steeds negatief, maar niet significant verschillend van 0%.

De resultaten voor de biomassa kokerwormen komen in zoverre overeen met de resultaten voor de aantallen kokerwormen dat visserij een negatief effect heeft. Op detail niveau zijn er verschillen.

3.16 Scholekster (*Haematopus ostralegus*)



Figuur 55. Gemiddeld aantal foerageeruren per teldag voor de Scholekster; het weergegeven aantal is per hectare (+SE).

Tabel 47. Deviantie-analyse van het effect van kokkelvisserij op het aantal fourageeruren van de Scholekster.

Bron	d.f.	deviance	Mean deviance	F-ratio	Significance level
Vak+Times	33	3742.45	113.41	8.99	<.001
Impact	1	45.59	45.59	3.61	0.057
Impact.Times	4	402.97	100.74	7.98	<.001
Impact+Impact.Times	5	448.56	89.71	7.11	<.001
Residual	135	1731.06	12.82		
Total	173	5922.06	34.23		

Uit Tabel 47 blijkt dat visserij een negatief effect heeft op de aantallen Scholeksters. Dat is niet verwonderlijk, aangezien Kokkels het hoofdvoedsel vormden in de onderzoeksvakken. Ook in 2001, toen een groot deel van het onderzoeksgebied bedekt was door een mosselzaadbank waren Kokkels een belangrijke prooi (Figuur 57). Daarnaast werden wormen gegeten en een klein aantal zaadmossels in het open gebied. De prooiscores zijn weergegeven in aantallen prooien. Wanneer rekening zou worden gehouden met het prooigewicht zou het grote belang van Kokkels nog duidelijker worden.

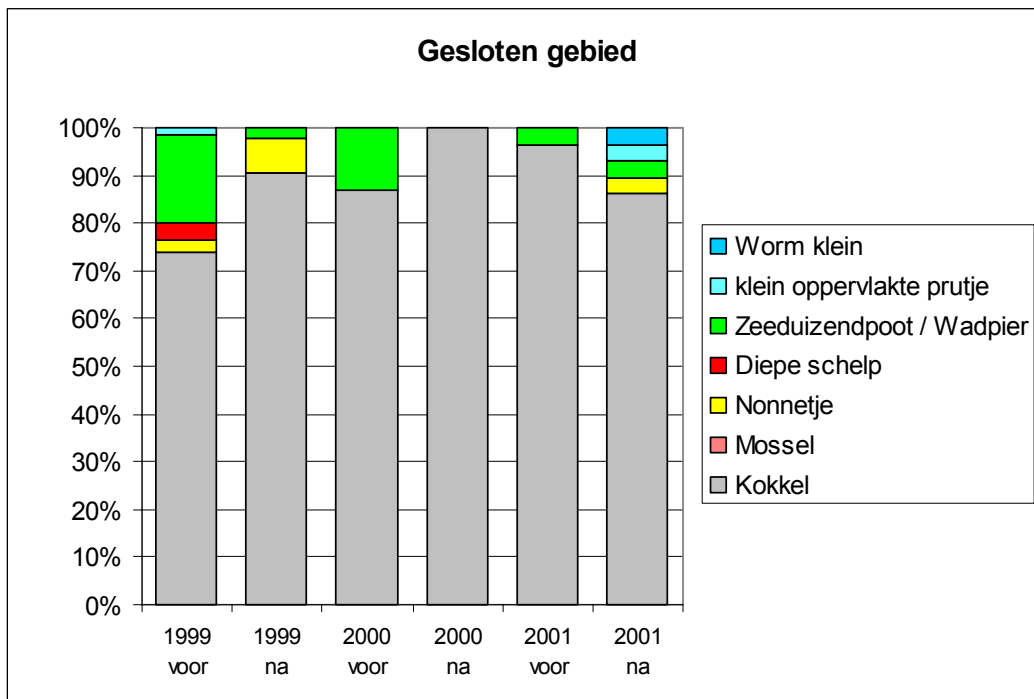
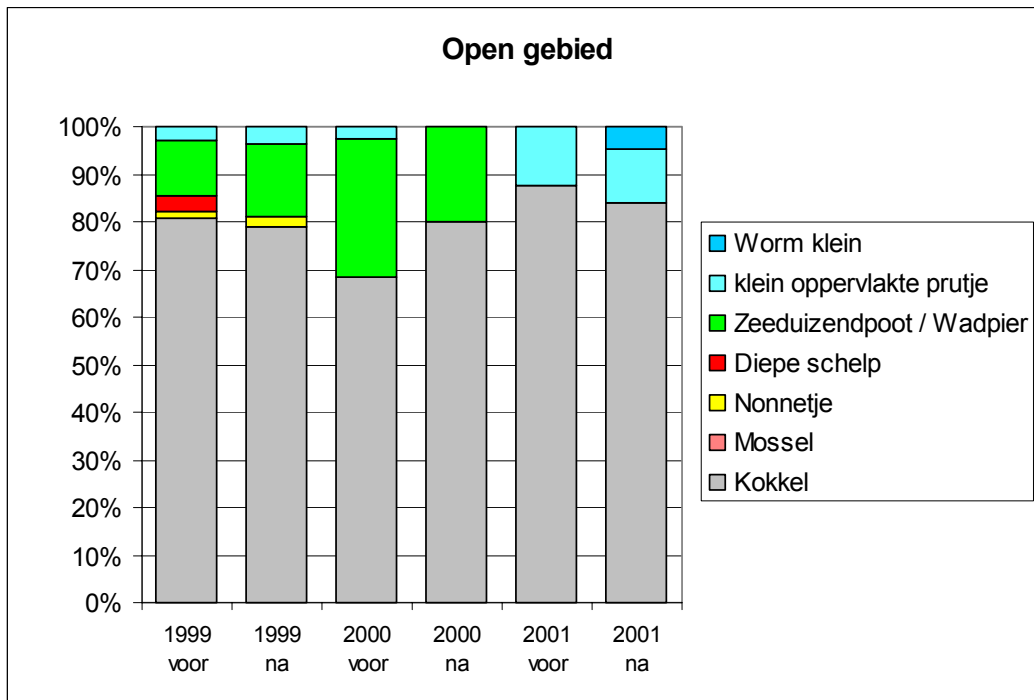
Tabel 48. Procentuele effecten van bevissing op de aantallen fourageeruren van de Scholekster en bijbehorende 95% betrouwbaarheidsintervallen. Positieve waarden geven een stijging aan door bevissing, negatieve waarden geven een daling aan t.o.v. de voormeting in 1999. Voor de berekening van Impact% zie pagina 41.

Times	Impact%	95% confidence interval	
		Low	High
99n	-22	-43	6
00v	-29	-52	4
00n	-57	-70	-39
01v	-3	-30	34
01n	15	-20	65

In tabel 48 is het effect van bevissing op het aantal foeragerende Scholeksters, uitgedrukt in foerageeruren, weergegeven. Na de visserij in 2000 ligt het hele betrouwbaarheidsinterval onder 0. In 2001 is er geen verschil meer.

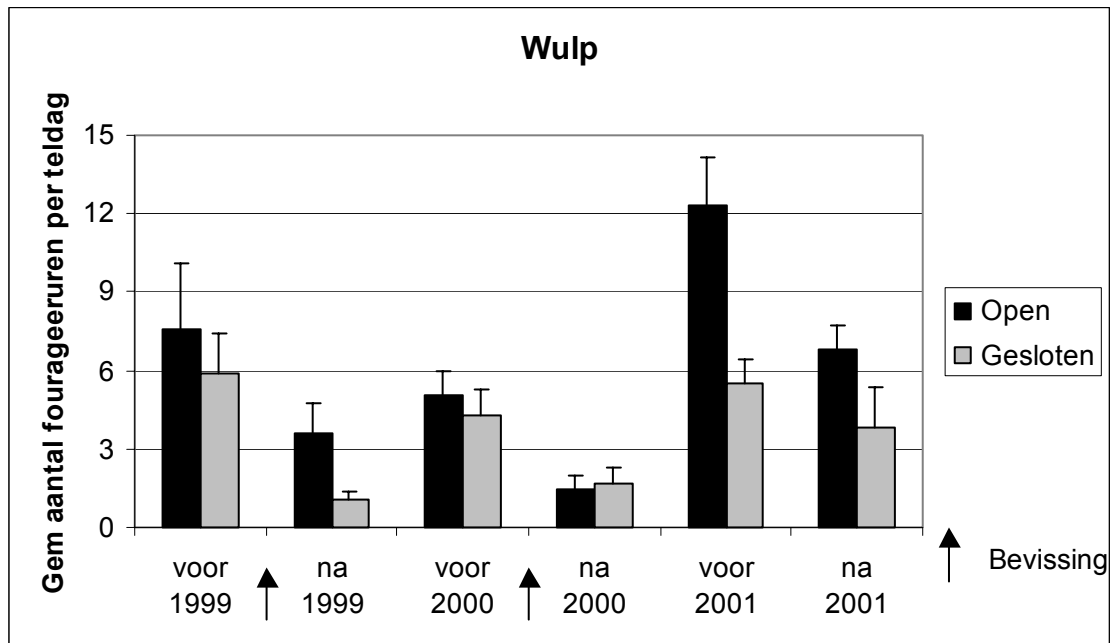


Figuur 56. Foeragerende scholeksters gefotografeerd vanuit de wadbut in het najaar van 2001.



Figuur 57. Prooikeyze van Scholeksters per periode in (a) vakken in het open gebied en (b) vakken in het gesloten gebied. Gebaseerd op 789 prooivangsten.

3.17 Wulp (*Numenius arquata*)



Figuur 58. Gemiddeld aantal foerageeruren per teldag voor de Wulp; het weergegeven aantal is per hectare (+SE).

Tabel 49. Deviantie-analyse van het effect van kokkevlisserij op het aantal fourageeruren van de Wulp.

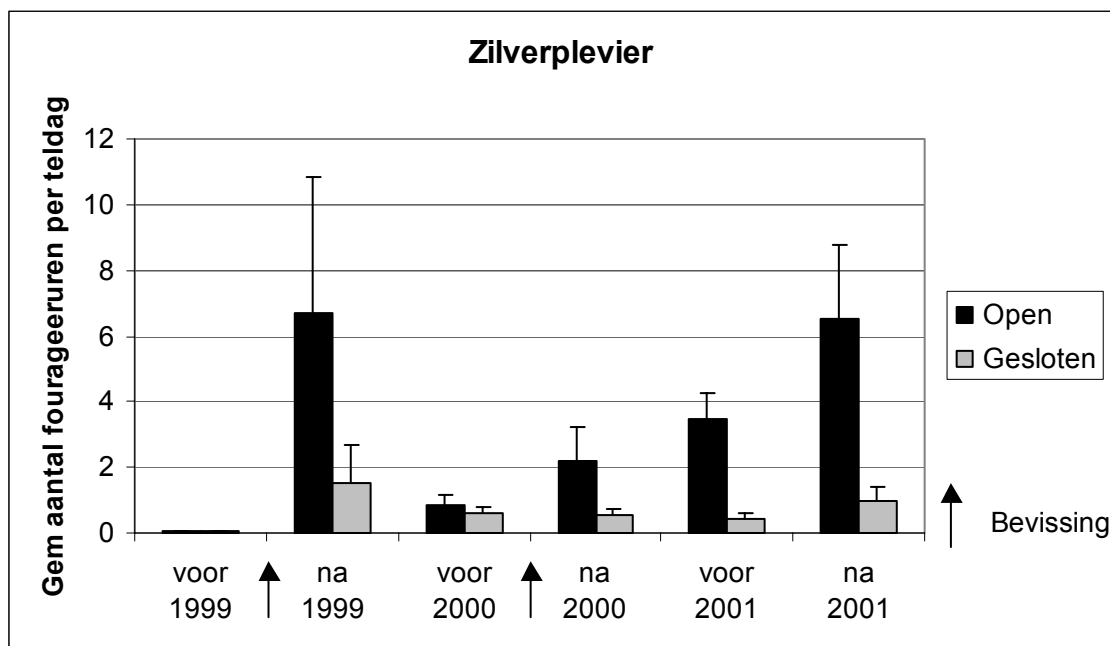
Bron	d.f.	Deviance	Mean deviance	F-ratio	Significance level
Vak+Times	12	722.795	60.233	28.44	<.001
Impact	1	5.83	5.83	2.75	0.097
Impact.Times	4	32.251	8.063	3.81	0.004
Impact+Impact.Times	5	38.08	7.616	3.6	0.003
Residual	30	64.533	2.151		
Total	47	825.409	17.562		

Uit Tabel 49 blijkt dat bevissing geen significant hoofdeffect heeft, maar wel een significante interactie. Tabel 50 laat het in de tijd variërende effect zien. Elk jaar neemt de dichtheid Wulpen af in de loop van het seizoen (Figuur 58). In 1999 is deze afname sterker in het gesloten gebied, zodat het betrouwbaarheidsinterval voor Impact boven de 0% komt te liggen. In andere jaren is dat niet zo.

Tabel 50. Procentuele effecten van bevissing op de aantallen fourageeruren van de Wulp en bijbehorende 95% betrouwbaarheidsintervallen. Positieve waarden geven een stijging aan door bevissing, negatieve waarden geven een daling aan t.o.v. de voormeting in 1999. Voor de berekening van Impact% zie pagina 41.

		95% confidence interval	
Times	Impact%	Low	High
99n	159	29	419
00v	-8	-53	80
00n	-34	-70	45
01v	65	-1	175
01n	37	-23	143

3.18 Zilverplevier (*Pluvialis squatarola*)



Figuur 59. Gemiddeld aantal foerageeruren per teldag voor de Zilverplevier; weergegeven aantal is per hectare.

De Zilverplevier kwam in de voorperiode in 1999 zo weinig voor in de onderzoeksvakken (Figuur 59) dat een analyse met het in dit rapport gehanteerde model in feite niet zinvol is (zie paragraaf 2.6). Dit is goed te zien aan de extreem brede betrouwbaarheidsintervallen in Tabel 52. Elk jaar nemen de aantallen toe in de loop van het seizoen.

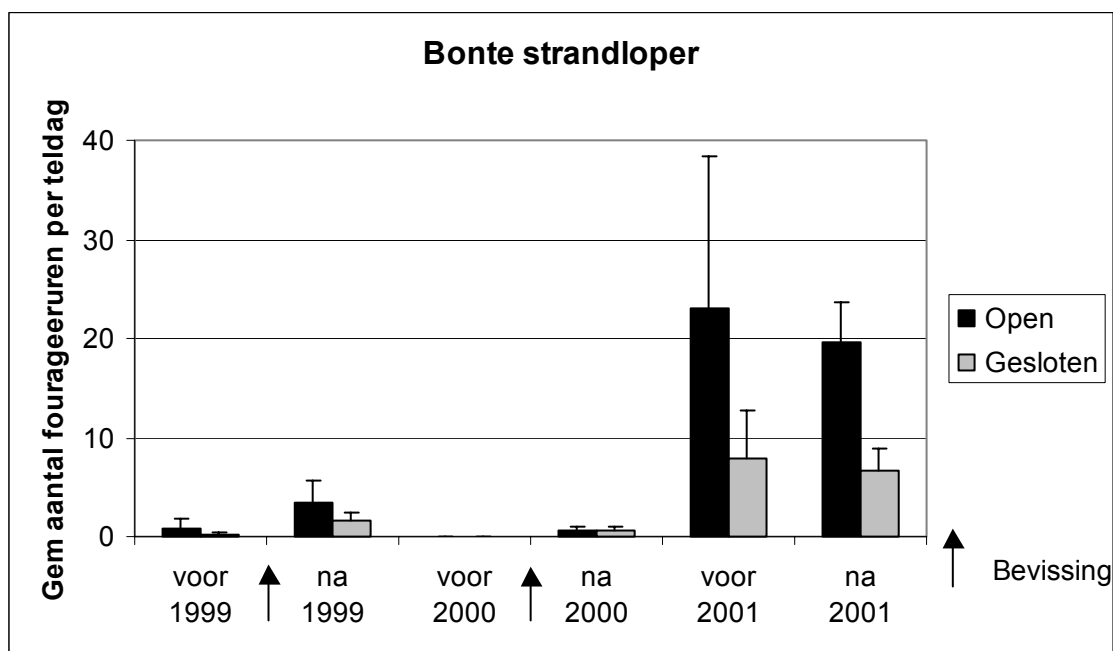
Tabel 51. Deviantie-analyse van het effect van koekeelvisserij op het aantal fourageeruren van de Zilverplevier.

Bron	d.f.	deviance	Mean deviance	F-ratio	Significance level
Vak+Times	12	789.235	65.77	44.43	<.001
Impact	1	0.649	0.649	0.44	0.508
Impact.Times	4	13.167	3.292	2.22	0.064
Impact+Impact.Times	5	13.816	2.763	1.87	0.097
Residual	30	47.804	1.593		
Total	47	850.855	18.103		

Tabel 52. Procentuele effecten van bevissing op de aantallen fourageeruren van de Zilverplevier en bijbehorende 95% betrouwbaarheidsintervallen. Positieve waarden geven een stijging aan door bevissing, negatieve waarden geven een daling aan t.o.v. de voormeting in 1999. Voor de berekening van Impact% zie pagina 41.

		95% confidence interval	
Times	Impact%	Low	High
99n	378	-96	63125
00v	53	-99	22414
00n	346	-97	61599
01v	796	-93	122937
01n	598	-95	93586

3.19 Bonte Strandloper (*Calidris alpina*)



Figuur 60. Gemiddeld aantal foerageeruren per teldag voor de Bonte Strandloper; het weergegeven aantal is per hectare (+SE).

Tabel 53. Deviantie-analyse van het effect van kokekvisserij op het aantal fourageeruren van de Bonte strandloper.

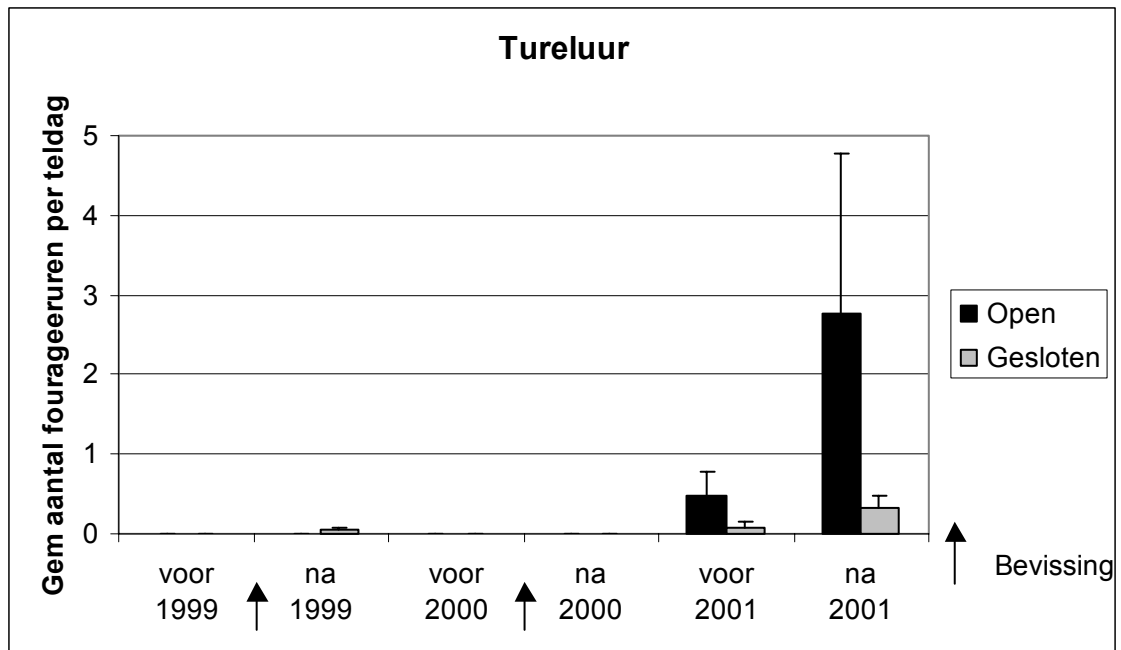
Bron	d.f.	deviance	Mean Deviance	F-ratio	Significance level
Vak+Times	12	2741.37	228.448	86.02	<.001
Impact	1	0.724	0.724	0.27	0.602
Impact.Times	4	9.615	2.404	0.91	0.46
Impact+Impact.Times	5	10.339	2.068	0.78	0.565
Residual	30	87.876	2.929		
Total	47	2839.585	60.417		

De Bonte Strandloper kwam in de voorperiode in 1999 zo weinig voor in de onderzoeksvakken (Figuur 60) dat een analyse met het in dit rapport gehanteerde statistische model niet zinvol is (zie hoofdstuk methoden). Dit is goed te zien aan de extreem brede betrouwbaarheidsintervallen in Tabel 54. Alleen in 2001, toen er sterke zaadval van Mosselen was opgetreden, kwamen er noemenswaardige aantallen Bonte Strandlopers voor in het onderzoeksgebied.

Tabel 54. Procentuele effecten van bevissing op de aantallen fourageeruren van de Bonte strandloper en bijbehorende 95% betrouwbaarheidsintervallen. Positieve waarden geven een stijging aan door bevissing, negatieve waarden geven een daling aan t.o.v. de voormeting in 1999. Voor de berekening van Impact% zie pagina 41.

		95% confidence interval	
Times	Impact%	Low	High
99n	-56	-96	3.67E+02
00v	-84	-100	5.56E+46
00n	-76	-98	2.11E+02
01v	-39	-94	5.12E+02
01n	-39	-94	5.17E+02

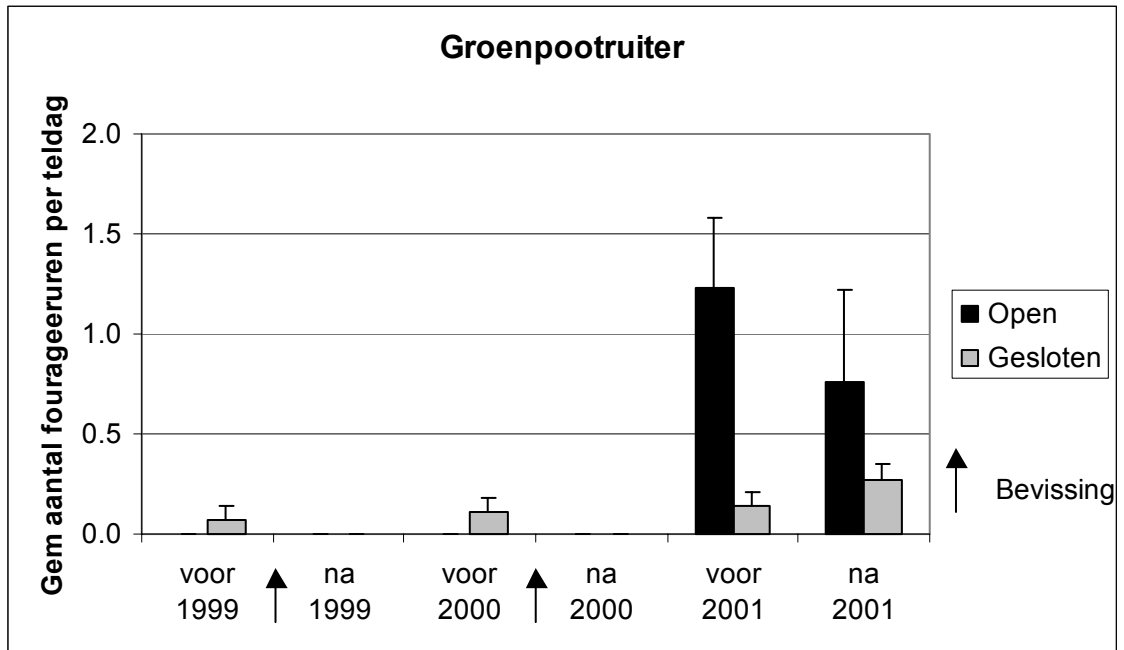
3.20 Tureluur (*Tringa totanus*)



Figuur 61. Gemiddeld aantal foerageeruren per teldag voor de Tureluur; het weergegeven aantal is per hectare (+SE).

Gezien het feit dat er voor de visserij in 1999 geen Tureluurs zijn waargenomen is de huidige toegepaste statische analyse niet zinvol. Wel erg opvallend is het verschijnen van de soort in 2001, met name in het open gebied (Figuur 61). Dit kan verklaard worden door de sterke mosselzaadval waardoor er talloze poeltjes waren ontstaan op het wad.

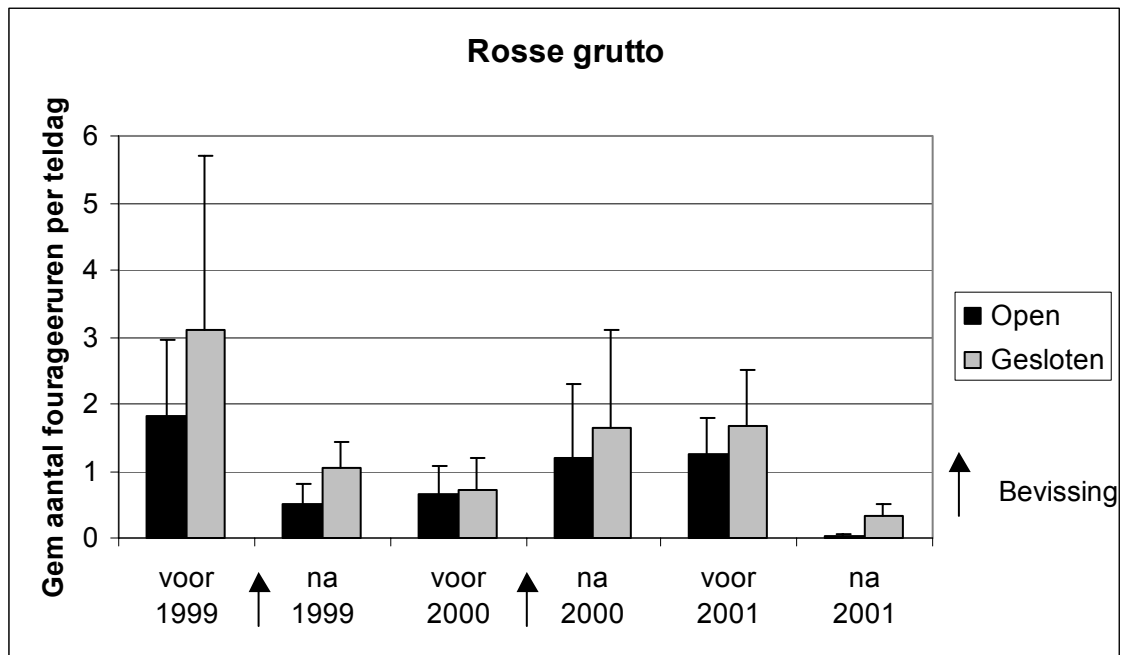
3.21 Groenpootruiter (*Tringa nebularia*)



Figuur 62. Gemiddeld aantal foerageeruren per teldag voor de Groenpootruiter; weergegeven aantal is per hectare (+SE).

Gezien het feit dat er voor de visserij in 1999 geen Groenpootruiters zijn waargenomen is de huidige toegepaste statistische analyse niet zinvol. Wel erg opvallend is het verschijnen van de soort 2001, met name in het open gebied (Figuur 62). Dit kan verklaard worden door de sterke mosselzaadval in 2001 waardoor er talloze poeltjes waren ontstaan op het wad.

3.22 Rosse Grutto (*Limosa lapponica*)



Figuur 63. Gemiddeld aantal fourageeruren per teldag voor de Rosse Grutto: het weergegeven aantal is per hectare (+SE).

Tabel 55. Deviantie-analyse van het effect van kokkelvisserij op het aantal fourageeruren van de Rosse Grutto.

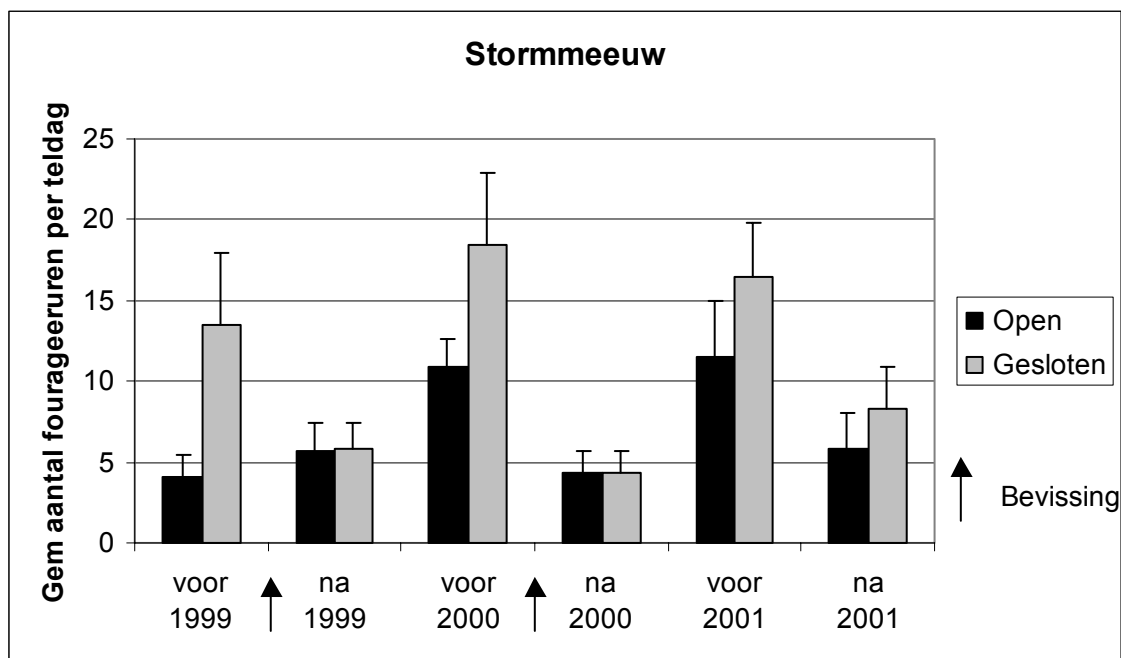
Bron	d.f.	Deviance	Mean deviance	F-ratio	Significance level
Vak+Times	12	164.431	13.703	4.08	<.001
Impact	1	0.24	0.24	0.07	0.789
Impact.Times	4	6.569	1.642	0.49	0.743
Impact+Impact.Times	5	6.809	1.362	0.41	0.845
Residual	30	105.781	3.526		
Total	47	277.022	5.894		

Uit Tabel 55 blijkt geen duidelijk effect van visserij op de Rosse Grutto. In overeenstemming hiermee is dat in Tabel 56 alle betrouwbaarheidsintervallen voor Impact de waarde 0% bevatten. Er is geen duidelijk seizoenspatroon waarneembaar in de aantallen. Wel lijkt er sprake van een afname over de onderzoeksperiode als geheel.

Tabel 56. Procentuele effecten van bevissing op de aantallen fourageeruren van de Rosse grutto en bijbehorende 95% betrouwbaarheidsintervallen. Positieve waarden geven een stijging aan door bevissing, negatieve waarden geven een daling aan t.o.v. de voormeting in 1999. Voor de berekening van Impact% zie pagina 41.

		95% confidence interval	
Times	Impact%	Low	High
99n	-15	-79	239
00v	58	-76	960
00n	21	-66	334
01v	33	-58	324
01n	-80	-100	1051

3.23 Stormmeeuw (*Larus canus*)



Figuur 64. Gemiddeld aantal foerageeruren per teldag voor de Stormmeeuw; het weergegeven aantal is per hectare (+SE).

Tabel 57. Deviantie-analyse van het effect van kokkelvisserij op het aantal fourageeruren van de Stormmeeuw.

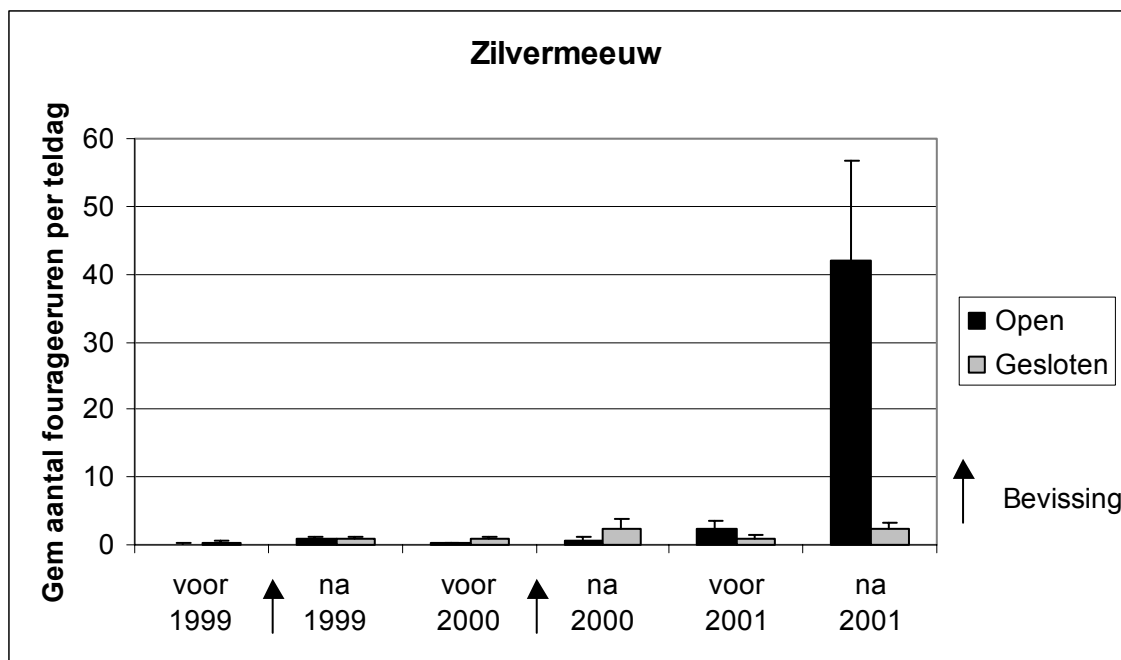
Bron	d.f.	Deviance	Mean deviance	F-ratio	Significance level
Vak+Times	12	769.428	64.119	16.3	<.001
Impact	1	42.859	42.859	10.9	<.001
Impact.Times	4	17.356	4.339	1.1	0.353
Impact+Impact.Times	5	60.215	12.043	3.06	0.009
Residual	30	118.617	3.954		
Total	47	948.26	20.176		

Volgens Tabel 57 is er een significant effect van visserij op de het aantal foerageeruren van de Stormmeeuw. Dit effect is positief (Tabel 58). Het lijkt erop dat er in veel jaren sprake is van een afname in de loop van het seizoen (Figuur 64). Omdat de afname het sterkst is in het gesloten gebied wordt een positief effect van visserij berekend.

Tabel 58. Procentuele effecten van bevissing op de aantallen fourageeruren van de Stormmeeuw en bijbehorende 95% betrouwbaarheidsintervallen. Positieve waarden geven een stijging aan door bevissing, negatieve waarden geven een daling aan t.o.v. de voormeting in 1999. Voor de berekening van Impact% zie pagina 41.

		95% confidence interval	
Times	Impact%	Low	High
99n	217	55	548
00v	93	-6	297
00n	229	47	638
01v	160	36	397
01n	129	10	378

3.24 Zilvermeeuw (*Larus argentatus*)



Figuur 65. Gemiddeld aantal foerageeruren per teldag voor de Zilvermeeuw; het weergegeven aantal is per hectare (+SE).

Tabel 59. Deviantie-analyse van het effect van kokkelvisserij op het aantal fourageeruren van de Zilvermeeuw.

Bron	d.f.	Deviance	Mean deviance	F-ratio	Significance level
Vak+Times	12	3861.786	321.816	204.22	<.001
Impact	1	13.194	13.194	8.37	0.004
Impact.Times	4	353.475	88.369	56.08	<.001
Impact+Impact.Times	5	366.67	73.334	46.54	<.001
Residual	30	49.472	1.649		
Total	47	4277.928	91.02		

Alleen in 2001 werden grote aantallen Zilvermeeuwen in de vakken waargenomen. Ze foerageerden toen massaal op het mosselzaad (Figuur 66). Volgens Tabel 59 is er sprake van een significant hoofdeffect van visserij. Vanwege de lage aantallen in de meetperiode voorafgaand aan de visserij in 1999 moeten er echter vraagtekens geplaatst worden bij de betrouwbaarheid van dit resultaat (zie hoofdstuk over statistische analyse). De onbetrouwbaarheid blijkt ook uit de zeer brede betrouwbaarheidsintervallen in Tabel 60.

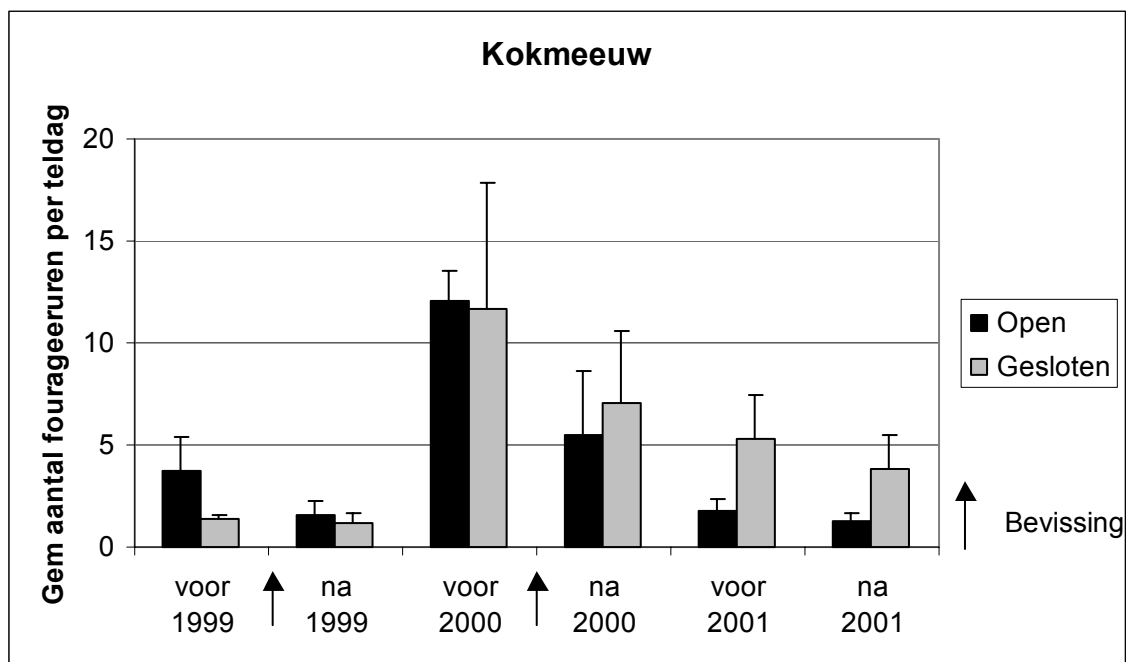
Tabel 60. Procentuele effecten van bevissing op de aantallen fourageeruren van de Zilvermeeuw en bijbehorende 95% betrouwbaarheidsintervallen. Positieve waarden geven een stijging aan door bevissing, negatieve waarden geven een daling aan t.o.v. de voormeting in 1999. Voor de berekening van Impact% zie pagina 41.

		95% confidence interval	
Times	Impact%	Low	High
99n	212	-73.7	3599
00v	-38	-96.8	1098
00n	6	-91.1	1157
01v	695	-31.5	9127
01n	6008	449.9	67747



Figuur 66 Meeuwen en Scholeksters op de mosselzadbank in het gesloten gebied in het najaar van 2001.

3.25 Kokmeeuw (*Larus ridibundus*)



Figuur 67. Gemiddeld aantal foerageeruren per teldag voor de Kokmeeuw; het weergegeven aantal is per hectare (+SE).

In alle jaren zijn er Kokmeeuwen waargenomen in het onderzoeksgebied, maar in 2000 waren de aantallen duidelijk hoger dan in andere jaren (Figuur 67). Elk jaar is er sprake van een afname in de loop van het seizoen, maar deze afname is het sterkst in het Open gebied. Als gevolg daarvan wordt een significant effect van kokkelvisserij berekend dat per periode varieert (Tabel 61). In 2001 ligt het hele betrouwbaarheidsinterval voor Impact onder de 0% (Tabel 62).

Tabel 61. Deviantie-analyse van het effect van kokkelvisserij op het aantal fourageeruren van de Kokmeeuw.

Bron	d.f.	Deviance	Mean deviance	F-ratio	Significance level
Vak+Times	12	749.367	62.447	11.61	<.001
Impact	1	28.214	28.214	5.24	0.022
Impact.Times	4	64.949	16.237	3.02	0.017
Impact.Times	5	93.163	18.633	3.46	0.004
Residual	30	171.462	5.715		
Total	47	1013.992	21.574		

Tabel 62. Procentuele effecten van bevissing op de aantallen fourageeruren van de Kokmeeuw en bijbehorende 95% betrouwbaarheidsintervallen. Positieve waarden geven een stijging aan door bevissing, negatieve waarden geven een daling aan t.o.v. de voormeting in 1999. Voor de berekening van Impact% zie pagina 41.

		95% confidence interval	
Times	Impact%	Low	High
99n	-50	-90	144
00v	-62	-90	48
00n	-72	-93	12
01v	-88	-97	-47
01n	-88	-98	-41

4 Discussie

4.1 Validatie van de black box gegevens

De in dit rapport gepresenteerde vergelijking van de op basis van de black box gegevens berekende bevissingsintensiteit met de verdwenen aantallen Kokkels vormt een belangrijke validatie van die black box gegevens. De overeenkomst is goed. Merkwaardig genoeg lijkt dit in strijd met een recente aanvulling op het EVA II rapport A1 over visserijinspanning naar aanleiding van het commentaar van de wetenschappelijke audit commissie (Kamermans *et al.* 2003b). In hun reactie op de audit commissie stellen de auteurs namelijk dat de black box gegevens niet gebruikt kunnen worden om in absolute zin het beviste oppervlakte te berekenen:

“De black-box data kunnen goed gebruikt worden als relatieve maat voor het onderscheiden van meer en minder beviste gebieden of jaren. Conclusies m.b.t. het werkelijk beviste oppervlak zijn echter niet goed mogelijk. Dit wordt op blz 35 en 46 van het rapport genoemd.

*Afhankelijk van de grootte van de registratie gebieden krijg je een verschillende indruk van het oppervlak dat bevist/geraakt is: grotere gebieden betekenen niet alleen een groter visgebied maar ook een groter ‘werkelijk’ bevist oppervlak. De oorzaak hiervan is dat de DCI formule schaalafhankelijk is (zie figuur 1). Als je grote registratie gebieden gebruikt in de DCI formule, terwijl er sterk geclusterd wordt gevist, zal DCI de overlap van de visbanen onderschatten. Als je de registratiegebieden klein maakt ten opzicht van de afstand die boten tussen twee registratie (d.w.z. in 1 minuut) afleggen (120 meter ongeveer), dan krijg je juist het omgekeerde: onderschatting door DCI. Probleem is dat het huidige gebruik van de DCI formule een registratie gebied van 2,11 ha betreft (185*114 m): een gebied in figuur 1 waarin de uitkomsten zeer sterk afhankelijk zijn van variaties in registratiegebiedgrootte. Binnen een bank klopt de aanname van een willekeurige verdeling van bb-datapunten waarschijnlijk wel, maar als een bank slechts een deel van zo’n 2,11 ha gebieden omvat, dan is de werkelijke verdeling meer geclusterd dan willekeurig en daardoor klopt ook de DCI formule niet meer. Veranderingen in grootte van 1,5, tot 2 of 4 ha kunnen veel uitmaken voor de uitkomsten. Voor het uitrekenen van welk deel van het wad ‘werkelijk’ bevist wordt is additionele info nodig. Hierbij moet schepen individueel worden gevolgd.”*

De oplossing, die ook al aangegeven wordt door Kamermans *et al.* (2003b), is dat binnen een kokkelbank de aanname, dat de vissporen en bijbehorende black box punten toevallig verdeeld zijn, waarschijnlijk wel klopt. De hier gepresenteerde berekeningen hebben betrekking op onderzoeksvakken binnen één enkele kokkelbank.

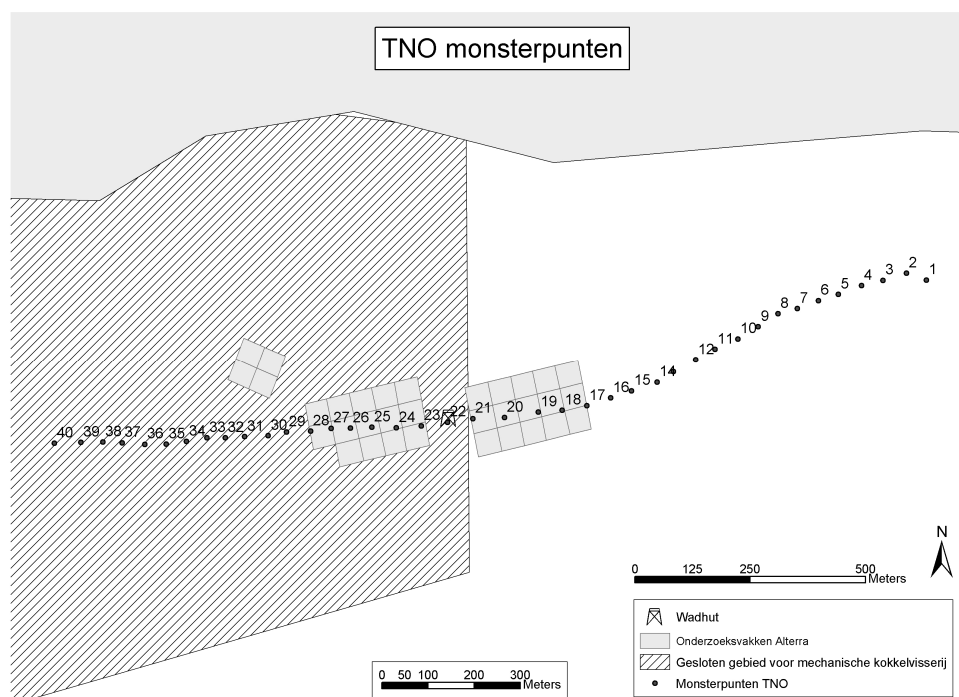
4.2 Vergelijking met de bemonstering door TNO

In opdracht van de PO Kokkels is in augustus 2001 door onderzoekers van TNO een éénmalig bezoek gebracht aan het onderzoeksgebied (van Dalfsen & Oorschot 2001). De door TNO bemonsterde punten zijn weergegeven in Figuur 68. Naast een

bezoek aan de Hon heeft TNO ook een bezoek gebracht aan Griend, het onderzoeksgebied van dr. Piersma.

De eerste vraag is of de metingen van TNO vergelijkbaar zijn met de metingen door Alterra. Alleen een globale vergelijking is mogelijk. Uit de door TNO gepresenteerde grafieken zijn die getallen gekozen die gebaseerd zijn op monsterpunten die min of meer samenvallen met de vakken waarin de monsteringen van Alterra hebben plaatsgevonden. De monstering van TNO heeft in augustus plaatsgevonden. Daarom zijn de resultaten van de juli en september monstering van Alterra gemiddeld. Het resultaat van de vergelijking staat in Tabel 63. Er zijn duidelijke verschillen, maar die hebben waarschijnlijk te maken met de monsterfout in beide data sets en met het niet geheel gelijk zijn van de locatie van de monsterpunten. Qua orde van grootte zijn de gegevens vergelijkbaar.

Wat kan uit de monstering van TNO geconcludeerd worden over de effecten van kokkelvisserij? Niet veel. Alle methodologische bezwaren die kleven aan het in dit rapport gepresenteerde onderzoek zijn ook van toepassing op het TNO onderzoek. Daarnaast heeft het TNO onderzoek een grote zwakte die niet van toepassing is op de Alterra studie: de studie van TNO betreft een eenmalige bemonstering en er zijn derhalve geen gegevens bekend over de situatie voorafgaand aan de visserij. In het TNO onderzoek kan dus geen vergelijking worden gemaakt tussen de situatie voor en na bevissing, zoals dat wel kan in deze studie. Het is daarom bijzonder merkwaardig dat de onderzoekers toch conclusies trekken over de effecten van mechanische kokkelvisserij.



Figuur 68. Ligging monsterpunten TNO in augustus 2001 (van Dalfsen & Oorschot 2001).

Tabel 63. Vergelijking tussen de metingen van TNO en Alterra in het onderzoeksgebied onder Ameland (zie tekst). Dichtheden zijn in aantallen per m² en biomassa's zijn in grammen AVD per m².

	TNO		Alterra	
	open	gesloten	open	Gesloten
Dichtheid Kokkel jaarklasse 1997-2000	80	50	65	180
Dichtheid Kokkel broed	20	60	67	11
Biomassa Kokkel jaarklasse 1997-2000	25	15	32	83
Biomassa Kokkel broed	30	10		
Dichtheid Nonnetje jaarklasse 1997-2000	30	50		
Dichtheid Nonnetje broed	1600	200		
Dichtheid Nonnetje			473	139
Biomassa Nonnetje jaarklasse 1997-2000	1.2	0.8		
Biomassa Nonnetje broed	2.4	0.2		
Biomassa Nonnetje			4	4
Biomassa alle schelpdieren	105	48	83	59
Biomassa polychaeten	70	76	27	45
Biomassa crustacea	1.5	1.2		
Dichtheid mosselbroed	18000	5000	6905	2566
Biomassa Mossel	100	20	56	13

4.3 Aanwijzingen voor de effecten van kokkelvisserij

4.3.1 Inleiding

In de inleiding van dit rapport is reeds beschreven dat de opzet van dit onderzoek (één controle gebied en één 'impact' gebied) geen onweerlegbare conclusies toelaat over de effecten van kokkelvisserij op de bodemfauna en vogels. Om de volgende redenen is het onderzoek toch van waarde in de discussie over de effecten van kokkelvisserij:

1. Het onderzoek levert aanwijzingen over de effecten van bevissing op bodemfauna en vogels. Deze worden met name verkregen door na te gaan of de resultaten van de statistische analyse een consistent beeld opleveren met additionele informatie, zoals de black box gegevens en gemeten of bekende prooikeuze van vogels.
2. Er kan worden nagegaan of het beeld past in het beeld dat uit ander onderzoek naar voren komt. In het ideale geval gebeurt dat op een systematische manier als onderdeel van een meta-analyse van vergelijkbare experimenten.
3. De hier gepresenteerde studie kan gezien worden als een pilot studie voor het ideale experiment, mocht daar behoefte aan zijn.

In deze discussie zullen we uitgebreid stilstaan bij het eerste punt. Vervolgens zal er geen formele meta-analyse worden uitgevoerd, maar wel een uitvoerige vergelijking plaatsvinden met de resultaten uit ander onderzoek aan de effecten van mechanische kokkelvisserij. Aan het einde van de discussie zullen we het ideale experiment beschrijven en aanbevelingen doen voor toekomstig onderzoek.

Om de discussie te vergemakkelijken zijn in tabel 64 de resultaten van de statistische analyses samengevat. Niet vermeld in de tabel is dat in alle gevallen de variabelen Vak

en Tijd een significant effect hadden. Dit significante effect verbaast niet. De biomassa's en aantallen van de soorten vertoonden duidelijke ruimtelijke patronen en de aantallen en biomassa's waren van jaar op jaar verschillend. Dit is kenmerkend voor een dynamisch waddengebied als de Waddenzee.

4.3.2 Gevolgen van de onttrekking van Kokkels

Mechanische kokkelvisserij onttrekt meerjarige Kokkels aan de wadbodem en dit effect is direct na visserij goed waarneembaar in de vorm van een verlaging van de kokkelstand in het open gebied, zowel in 1999 als 2000. De omvang van de onttrekking is consistent met de schattingen van de bevissingsintensiteit uit de black box gegevens (zie boven). Omdat in de onderzoeksperiode geen kokkelbroedval van betekenis plaatsvond, was het effect van bevissing ook in 2001 en 2002 nog meetbaar. Direct na bevissing was er ook een duidelijk negatief effect op de Scholekster, voor welke soort Kokkels een belangrijke prooi vormen.

4.3.3 Sterfte onder ‘non-target fauna’

Mechanische kokkelvisserij onttrekt niet alleen Kokkels, maar leidt ook tot sterfte onder bodemdieren die niet aan dek gezogen worden. De hier berekende *impact* maat levert een schatting van deze sterfte in de na-meting direct volgend op de bevissing, omdat wordt gecorrigeerd voor seizoensveranderingen en beginverschillen. De sterfte in het visspoot zal hoger zijn, omdat *impact* berekend wordt over het hele gebied, dus inclusief de delen van de vakken die niet geraakt zijn door de kokkelkor. Bij bijna alle onderzochte soorten bodemdieren was er sprake van verlaging van de dichtheid na bevissing van enkele tientallen procenten, maar dit was niet altijd significant. De op deze wijze geschatte afname van de Kokkels kan daarbij als referentie dienen: 43% in 1999 en 81% in 2000. Voor de dichtheid Nonnetjes zijn deze getallen zeer vergelijkbaar: respectievelijk 47% en 84%. Voor de dichtheden wormen zijn de getallen lager: respectievelijk 25% en 47%. Vooral in 2000 was het effect duidelijk. Dat was het tweede jaar met bevissing en de bevissing was ook bijzonder intensief. Een sterfte van tientallen procenten onder ‘non-target fauna’ komt goed overeen met bevindingen uit ander onderzoek (Hall & Harding, 1997; de Vlas, 1982; Ferns *et al.*, 2000; Hiddink, 2003).

4.3.4 Snelheid van herstel van de lokale bodemfauna

De snelheid waarmee de lokale bodemfauna zich herstelt van sterfte door bevissing hangt af van immigratie van ‘oude’ bodemdieren en vestiging van jonge bodemdieren, aangeduid als rekrutering. Veel bodemdieren, en zeker de oudere exemplaren, migreren slechts over korte afstanden, zodat herstel primair afhankelijk is van rekrutering. Dit is zeker het geval voor Kokkels. De Kokkels in het onderzoeksgebied waren afkomstig van de goede broedval uit het najaar van 1997.

Tabel 64. Samenvatting van de onderzoeksresultaten. Per doelvariabele is de schatting van de 'impact' (uitgedrukt als percentage t.o.v. de beginmeting) per meting weergegeven. Waarden zijn vet gedrukt als het betrouwbaarheids-interval significant afwijkt van 0. Ook aangegeven de significanties van de toetsing op het hoofdeffect, de interactie en hoofdeffect+interactie. Na 2000 heeft geen bevissing van betekenis meer plaatsgevonden in de onderzoeksvakken; de letter 'v' en 'n' achter het jaartal betekenen dat de bemonstering in de 'voor'- respectievelijk de 'na'-periode heeft plaatsgevonden. Voor sommige vogelsoorten waren de dichtheden tijdens de voormeting in 1999 zo gering dat de hier gepresenteerde statistische berekening minder zinvol is. Deze soorten zijn cursief weergegeven.

Soort	Impact%							Significance level		
	99n	00v	00n	01v	01n	02n	03n	Main	Inter-action	Main+ Inter-action
AVD Benthos	-20.5	75.7	-19.8	48.5	113.7	-22.2	13.1	0.515	0.011	0.016
N Benthos	-24.5	-16.3	-47.0	28.4	26.5	-39.5	-34.7	0.892	0.044	0.073
AVD Schelpdieren	-20.6	94.7	-12.8	38.5	148.2	2.2	35.0	0.341	0.029	0.037
N schelpdieren	-26.7	43.0	-74.0	121.2	180.8	-19.5	63.8	0.199	0.389	0.335
N meerjarige Kokkels	-43.4	-11.5	-89.1	-39.0	-50.1	-58.5	52.1	<0.001	<0.001	<0.001
AVD Kokkels	-58.3	102.3	-81.3	-11.9	-13.6	-48.5	7.6	0.185	<0.001	<0.001
AVD overige schelpdieren	-32.0	-32.1	-36.9	-4.8	42.5	-50.9	-42.2	0.126	0.006	0.005
AVD Nonnetje	-1.1	-5.9	-7.7	0.3	-12.0	-6.4	-4.2	0.1999	0.307	0.273
N Nonnetje	-46.6	-70.3	-83.8	5.4	-8.6	-53.0	-40.7	0.239	<0.001	<0.001
AVD Wormen	-10.9	-11.2	-28.3	1.9	-8.8	-47.2	-30.7	0.051	0.002	0.001
N wormen	-24.5	-20.8	-46.9	-4.6	-19.2	-42.0	-39.2	0.053	0.298	0.138
AVD Wapenwormen	-0.6	-0.9	-2.2	-1.7	-1.8	-3.3	-2.4	0.258	0.896	0.827
N Wapenwormen	-88.5	-31.3	-59.1	-11.4	-62.9	-64.4	-60.7	0.377	0.48	0.506
AVD Draadwormen	5.1	-5.6	-6.4	-3.5	-7.3	-4.8	-2.6	0.204	0.041	0.042
N Draadwormen	23.4	-14.1	-35.6	-10.8	15.7	-2.6	13.5	0.911	0.463	0.579
AVD Zeeduizendpoten	-8.0	-5.8	-15.3	1.7	2.5	-9.9	-6.3	0.458	0.624	0.663
N Zeeduizendpoten	-55.7	-38.2	-57.2	4.8	-9.7	-15.8	69.5	0.63	0.163	0.223
AVD Schelpkokerwormen	-13.6	-14.0	-20.8	-9.2	-11.6	-20.8	-19.8	0.045	0.792	0.408
N Schelpkokerwormen	-69.9	-39.4	-72.2	-2.1	-36.7	-55.4	-99.9	0.068	0.034	0.017
Scholekster	-21.9	-29.4	-57.3	-3.0	14.8			0.057	<0.001	<0.001
Wulp	159.1	-7.7	-34.2	65.2	37.3			0.097	0.004	0.003
<i>Zilverplevier</i>	<i>-96.3</i>	<i>-98.9</i>	<i>-96.7</i>	<i>-93.4</i>	<i>-94.8</i>			<i>0.508</i>	<i>0.064</i>	<i>0.097</i>
<i>Bonte strandloper</i>	<i>-55.8</i>	<i>-84.3</i>	<i>-76.2</i>	<i>-39.4</i>	<i>-39.1</i>			<i>0.602</i>	<i>0.46</i>	<i>0.565</i>
Rosse grutto	-15.4	58.1	21.0	33.1	-80.2			0.789	0.743	0.845
Stormmeeuw	217.0	93.4	229.2	159.9	129.2			<0.001	0.353	0.009
<i>Zilvermeeuw</i>	<i>212.0</i>	<i>-38.0</i>	<i>6.0</i>	<i>695.0</i>	<i>6008.0</i>			<i>0.004</i>	<i><0.001</i>	<i><0.001</i>
Kokmeeuw	-49.9	-62.0	-71.3	-87.9	-87.9			0.022	0.017	0.004

Gezien het feit dat er in 1999 nog vele 100den Kokkels per m² voorkwamen, moeten er in het najaar van 1997 vele 1000den Kokkels per m² hebben gelegen. In geen van de jaren van het onderzoek deed zich een broedval voor die hiermee bij benadering vergelijkbaar was. Alleen in 2001 was er een kleine broedval van Kokkels in het onderzoeksgebied van enkele tientallen exemplaren per m². Wanneer herstel wordt gedefinieerd als terugkeer naar de oorspronkelijke toestand, dan had zich dus 3 jaar na de laatste intensieve bevissing in 2000 nog geen herstel voorgedaan. In een dynamisch systeem als de Waddenzee is het echter gebruikelijker herstel te definiëren als het verdwijnen van het verschil met het controle gebied, omdat als gevolg van de

dynamiek ook de controle gebieden voortdurend veranderen (zie bijvoorbeeld Dernie *et al.* (2003)). In dat geval is er voor wat de Kokkel betreft op zijn vroegst sprake van herstel in 2003, toen er volgens de statistische analyse geen significant verschil meer bestond tussen het open en het gesloten gebied. Echter, er waren toen zo weinig Kokkels over, dat niet meer van een kokkelbank gesproken kon worden en het is goed mogelijk dat er te weinig monsters genomen zijn om een significant verschil vast te stellen.

Als het effect van kokkelvisserij uitsluitend bestaat uit onttrekking van Kokkels en sterfte onder ‘*non-target fauna*’, dan zal de duur van het effect niet langer zijn dan de levensduur van de betrokken organismen, tenzij de verlaagde stand invloed heeft op de rekrutering. Interessant in dit verband is de studie van Beukema *et al.* (1999) naar het herstelproces van experimenteel door langdurige afdekking levenloos gemaakte kleine stukjes wad van 120 m². Veel soorten bodemdieren waren vaak al binnen een periode van 6 maanden weer in de studieplotjes te vinden. Herstel van de totale biomassa vergde echter minstens 3 tot 4 jaren. Een duidelijk verschil tussen levenloos maken en mechanische kokkelvisserij is dat bij de laatste activiteit niet alle bodemdieren worden gedood of onttrokken aan het sediment, terwijl het sediment juist wel wordt omgewoeld. Volgens Piersma & Koolhaas (1997) en Piersma *et al.* (2001) zou juist dat omwoelen een langdurig negatief effect hebben via uitspoeling van het slib, wat het wad langdurig minder geschikt maakt voor de broedval van Kokkels en andere schelpdieren. Uit de door Zwarts *et al.* (2003) geanalyseerde metingen aan het sediment blijkt dat zowel in 1999 als in 2000 ontslibbing heeft plaatsgevonden in het beviste vak in het onderzoeksgebied. De belangrijke vraag is of dit tot lange termijn effecten op de bodemfauna aanleiding heeft gegeven, zoals verondersteld in de negatieve biodepositie spiraal hypothese (Piersma & Koolhaas, 1997; Piersma *et al.*, 2001).

4.3.5 Effecten op broedval van Kokkels en Mossels

Zoals beschreven was er in de onderzoeksperiode alleen in 2001 enige broedval van betekenis van Kokkels. Deze broedval was hoger in het open gebied. Dit is in strijd met de bevindingen van Piersma *et al.* (2001), Kamermans *et al.* (2003a) en Leopold *et al.* (2003) voor de Waddenzee. Piersma *et al.* (2001) constateerden een verlaagde broedval op beviste kokkelbanken. Kamermans *et al.* (2003a) vonden een jaar na bevinging een negatief effect van mechanische kokkelvisserij op de broedval van Kokkels; een effect dat op langere termijn niet meer aantoonbaar was. Kamermans *et al.* (2003a) en Leopold *et al.* (2003) stelden vast dat de broedval gemiddeld hoger was in gesloten gebieden, in het geval van de studie van Kamermans *et al.* (2003a) zelfs na correctie voor verschillen in habitat. Aangezien deze studies betrekking hebben op een groot aantal gebieden en meerdere jaren moet aan de conclusies uit die studies over het negatieve effect van kokkelvisserij op kokkelbroedval meer waarde worden gehecht dan aan de bevinding in deze studie.

In 2001 vond ook een grote broedval van Mosselen plaats in het onderzoeksgebied, net als op veel andere plaatsen in de Waddenzee. In de intensief op bodemfauna bemonsterde vakken was de broedval hoger in het open gebied. Echter, wanneer naar de contouren van de bank wordt gekeken en naar de dichtheden in alle vakken, dan is er geen duidelijk verschil tussen het open en gesloten gebied (Figuur 36). De zaadval lijkt zich niets te hebben ‘aangetrokken’ van de aan- of afwezigheid van bevissing in de twee voorgaande jaren. Deze conclusie is in overeenstemming met de conclusie uit het EVA II onderzoek F4a dat zich richtte op de effecten van kokkelvisserij op de broedval van Mossels (Brinkman *et al.* 2003b). In die studie kon geen eenduidig effect van kokkelvisserij op de broedval van Mossels worden aangetoond op de schaal van de Waddenzee. (Op kleine schaal zijn negatieve effecten van kokkelvisserij op de broedval van Mosselen waargenomen door Brinkman *et al.* (2003b), in de vorm van een luchtfoto, die laat zien dat zaadval ontbreekt in kokkelsporen van een jaar oud, en door Hiddink (2003), die laat zien dat alleen mosselzaadval optrad op niet beviste plotjes temidden van een zwaar beviste kokkelbank.)

Tussen juli en september 2001 werd het wad ook slijkgiger (Zwarts *et al.* 2003), waarschijnlijk als gevolg van de Mossels, die erom bekend staan dat ze veel slib invangen. Dit trad vooral op in het uitgebreid bemonsterde vak in het open gebied, vrijwel zeker omdat in dat vak meer Mossels lagen dan in het uitgebreid bemonsterde vak in het gesloten gebied.

In 2002 zijn geen metingen verricht aan sediment. In dat jaar waren alle Mossels uit het open gebied verdwenen en waren er alleen nog Mossels in het gesloten gebied. Dit kan een effect zijn van het feit dat de Mossels in het gesloten gebied een steviger verankering hadden op de nog aanwezige Kokkels dan de Mossels in het open gebied, waar de Kokkels waren opgevist. Uit ander onderzoek zijn hiervoor echter geen aanwijzingen. Uit de Waddenzee-brede analyse van Brinkman *et al.* (2003b) komen namelijk geen duidelijk effecten van kokkelvisserij, voorafgaand aan mosselzaadval, op de kans dat een mosselzaadbank de winter overleeft. Een alternatieve verklaring is dat de Mossels uit het open gebied zijn verdwenen door een sterkere golfwerking: het gesloten gebied was namelijk gesloten vanwege de hoge kans op het ontstaan van stabiele mosselbanken en in die kansrijkdom speelt golfwerking een belangrijke rol (Brinkman & Bult 2003).

Het verdwijnen van de Mossels uit het open gebied verklaart waarom er in dat jaar een negatief effect is van bevissing op de ‘overige schelpdieren’, d.w.z. alle schelpdieren behalve Kokkels (bedacht moet worden dat de Mossels niet zijn verdwenen door directe bevissing, want in 2001 en 2002 is er niet of nauwelijks in de onderzoeksvakken in het open gebied gevist).

Al met al leveren de waarnemingen aan sediment en de broedval van Kokkels en Mossels in het onderzoeksgebied onder Ameland geen duidelijke aanwijzingen voor lange-termijn effecten van kokkelvisserij zoals verondersteld door de negatieve biodepositie spiraal hypothese.

4.3.6 Effecten op wormen

Hoewel voor de totale biomassadichtheid wormen een negatief effect van bevissing wordt berekend voor 2000, 2002 en 2003 (wat zou kunnen wijzen op lange-termijn effecten), worden bij de afzonderlijke wormensoorten veel minder duidelijke patronen waargenomen. Alleen bij de Schelpkokerworm is er sprake van duidelijk negatieve effecten. In het EVA II deelonderzoek C1/3 (Leopold *et al.* 2003) is het beeld voor de Schelpkokerworm niet eenduidig: in sommige jaren een positief visserij effect en in andere jaren een negatief visserij effect. In het onderzoek van Leopold *et al.* (2003) wordt voor de Zeeduizendpoot en de Wadpier een positief visserij-effect geconstateerd, terwijl de gemiddelde dichtheid van deze wormen lager is op kokkelbanken in het open gebied. Noch in deze studie, noch in de studie van Leopold *et al.* (2003) wordt een duidelijk effect van bevissing op de Wapenworm geconstateerd.

4.3.7 Effecten op vogels

De gegevens suggereren dat de broedval van Mossels in 2001 tot een grote verrijking van het wad leidde. Vrijwel zeker heeft dit weer effect gehad op de vogels in het gebied, met uitzondering van de Scholeksters, die zich gedurende de studie bleven richten op de Kokkels en negatief werden beïnvloed door de kokkelvisserij. Zilvermeeuwen eten kleine Mossels en de aantallen waren in 2001 extreem veel hoger dan in andere jaren, met name in het gebied waar de mosseldichtheid hoog was. Tureluur, Groenpootruiter en Bonte Strandloper werden alleen in 2001 in noemenswaardige dichtheden waargenomen en waren het talrijkst in de uitgebreid onderzochte vakken met de hoogste bedekking met Mossels (in het open gebied dus). Bonte Strandlopers foerageren op wormen in het slik rond mosselbanken en Tureluur en Groenpootruiter profiteren van de poeltjes die tussen de Mossels blijven staan. De conclusie is dat Zilvermeeuw, Tureluur, Groenpootruiter en Bonte Strandloper primair reageerden op de mosselbroedval en dat er voor deze soorten geen duidelijke relatie was met de visserij.

De aantallen Kokmeeuwen en Stormmeeuwen vertoonden geen duidelijke relatie met de mosselbank. Stormmeeuwen namen elk jaar af in de loop van het seizoen, maar deze afname was ieder jaar het sterkst in het gesloten gebied. Bijgevolg werd een positief effect van visserij berekend. Kokmeeuwen namen ook elk jaar af in de loop van het seizoen, maar voor deze soort was de afname ieder jaar het sterkst in het open gebied. Bijgevolg werd een negatief effect van visserij berekend. Wulpen namen in 1999 toe in het open gebied na bevissing, maar af in 2000. Voor Zilverplevier en Rosse Grutto werden geen duidelijke verbanden gevonden, maar de aantallen vogels waren laag. Deze patronen zijn moeilijk te interpreteren, omdat geen metingen zijn verricht aan de prooikeuze van deze soorten in het onderzoeksgebied.

4.3.8 Slotconclusies

Samenvattend kan gesteld worden dat dit onderzoek eerder onderzoek bevestigt dat kokkelvisserij negatieve effecten heeft op de bodemfauna die niet het doel is van de visserij. Dat het vissen met de zuigkorren tot sterfte leidt onder de dicht onder het oppervlak levende bodemfauna wekt geen verwondering. Dit effect speelt op een termijn die afhangt van de levensduur van de getroffen organismen. Verlaagde dichtheden wormen en schelpdieren in het open gebied, vooral in 2002 en in mindere mate in 2003, kunnen als lange-termijn effect van kokkelvisserij worden geïnterpreteerd, maar kunnen ook het gevolg zijn van ontwikkelingen die niets met kokkelvisserij te maken hebben. Het probleem voor de interpretatie dat er sprake is van een lange-termijn effect van kokkelvisserij is namelijk dat de zaadval van Mosselen in 2001 zich niets 'aantrok' van de voorafgaande bevissing en zowel in open als gesloten gebied plaatsvond. Deze broedval had een groot effect op het sediment, op de andere bodemfauna en op de vogels.

4.4 Het ideale experiment

Het bovenstaande maakt duidelijk dat harde conclusies over kokkelvisserij alleen te trekken zijn op basis van een strakke experimentele opzet. Het lijkt daarom nuttig deze discussie te eindigen met een beschrijving van het in onze ogen ideale experiment om statistisch verantwoorde conclusies te kunnen trekken over het effect van bevissing. (Statistische verantwoord wil zeggen onweerlegbaar met een bekende onbetrouwbaarheid, namelijk die van de statistische toets).

Het ideale experiment bestaat uit evenveel open als gesloten gebieden (bijv. 10 open en 10 gesloten). Elk gebied is in twee zoveel mogelijk gelijkende vakken verdeeld en elk vak wordt een aantal jaren (bijv. 5 jaren) bemonsterd voor enige ingreep. Dit is nodig om een goed beeld te krijgen van de natuurlijke fluctuaties. Vervolgens wordt een willekeurig gekozen vak van een paar binnen een open gebied gesloten voor visserij en een willekeurig gekozen vak van een paar binnen een gesloten gebied geopend voor visserij. Het jaar van openstelling c.q. sluiting varieert tussen gebieden. Na deze ingreep in een gebied wordt er nog een aantal jaren (bijv. 5 jaren) bemonsterd.

Het nadeel van dit ideale experiment is dat het pas na een groot aantal jaren (>10) een conclusie toelaat. Een voordeel is dat partijen die tegenover elkaar staan in de discussie over de kokkelvisserij beide een concessie moeten doen: de natuurbeschermers moeten toestaan dat in een gesloten gebied toch op een vak gevist mag worden en de kokkelvisserij moet toestaan dat in een open gebied op een vak niet gevist mag worden.

5 Aanbevelingen

- Eventueel toekomstig onderzoek naar de effecten van mechanische kokkelvisserij op het ecosysteem van de Waddenzee is alleen zinvol als wordt uitgegaan van een groot aantal onderzoekslocaties, een lange termijn en een strakke experimentele opzet. Het EVA II onderzoek heeft de beschikbare monitoring data maximaal benut en is ook herhaaldelijk op de beperkingen gestuit van deze data voor het beantwoorden van de vragen over de effecten van mechanische kokkelvisserij.
- Eventueel toekomstig onderzoek naar de effecten van mechanische kokkelvisserij op het ecosysteem van de Waddenzee zou moeten beginnen met een Waddenzee brede meting van het aantal jaren dat vissporen zichtbaar blijven. Dernie *et al.* (2003) maken namelijk aannemelijk dat de snelheid waarmee de bodemfauna zich herstelt een sterk verband vertoont met de snelheid waarmee het sediment zich herstelt. Zolang er vissporen zichtbaar zijn, heeft het sediment zich nog niet hersteld. De aldus geschatte hersteltijd kan gekoppeld worden aan karakteristieken van het substraat, zoals hoogteligging, slibgehalte, orbitaalsnelheid etc. Daarnaast zou nagegaan moeten worden of een meer verfijnde analyse mogelijk is waarin ook rekening wordt gehouden met de weersomstandigheden tijdens het vissen.

Literatuur

Beukema, J. J., E.C. Flach, R. Dekker & M. Starink, 1999. A long-term study of the recovery of the macrozoobenthos on large defaunated plots on a tidal flat in the Wadden Sea. *Journal of Sea Research*, **42**, 235-254.

Brinkman, A. G. & T. Bult, 2003. Geschikte eulitorale gebieden in de Nederlandse Waddenzee voor het voorkomen van meerjarige natuurlijke mosselbanken. Hoofdrapport door deelproject F2 van EVA-II, de tweede fase van het evaluatieonderzoek naar de effecten van schelpdiervisserij op natuurwaarden in de Waddenzee en Oosterschelde 1999-2003. Alterra rapport 456, 1-306. Wageningen, Alterra.

Brinkman, A. G., T. Bult, N. Dankers, A. Meijboom, D den Os, M.R. van Stralen & J. de Vlas, 2003a. Mosselbanken: kenmerken, oppervlaktebepaling en beoordeling van stabiliteit. Rapport voor deelproject F1 van EVA II, tweede fase van het evaluatieonderzoek naar de effecten van schelpdiervisserij op natuurwaarden in de Waddenzee en Oosterschelde. Alterra rapport 707, 1-70. Wageningen, Alterra.

Brinkman, A. G., B.J. Kater, G. Aarts & J.M.D.D. Baars, 2003b.. Mogelijke effecten van kokkelvisserij op mosselzaadval in de Waddenzee. Alterra rapport. Wageningen, Alterra.

Collie, J. S., S.J. Hall, M.J. Kaiser & I.R. Poiner, 2000. A quantitative analysis of fishing impacts on shelf-sea benthos. *J Anim Ecol*, **69**, 785-798.

Craeymeersch, J. A., 1997. Effecten van de schelpdiervisserij op het bodemleven in de Voordelta. Rapport NIOO-CEMO, 1-63. Yerseke, NIOO-CEMO.

Craeymeersch, J. A. & M.A. van der Land, 1998. De schelpdierbestanden in de Voordelta 1993 - 1997. RIVO rapport C056/98, 1-37. Yerseke, RIVO.

de Vlas, J., 1982. De effecten van kokkelvisserij op de bodemfauna van waddenzee en oosterschelde. RIN-rapport 82/19, 2-99. Texel, RIN.

Dernie, K. M., M.J. Kaiser. & R.M. Warwick, 2003. Recovery rates of benthic communities following physical disturbance. *Journal of Animal Ecology*, **72**, 1043-1056.

Dieter, B. E., D.A. Wion & R.A. McConnaughey, 2003. Mobile fishing gear effects on benthic habitats: a bibliography (second edition). NOAA Technical Memorandum NMFS-AFSC-135, 1-206. Springfield, National Technical Information Service.

Dijkema, R., 1997. Molluscan Fisheries and Culture in the Netherlands. U.S. Dep. Commer., NOAA Tech. Rep. NMFS 129, 115-135.

Duiker, J. M. C., E. Nomden & A.C. Smaal, 1998. De invloed van mechanische schelpdiervisserij op de sedimenthuishouding van de waddenzee. R 98-01, 2-46. Instituut voor Marien en Atmosferisch onderzoek Utrecht.

Ens, B. J., 2003. What we know and what we should know about mollusc fisheries and aquacultures in the Wadden Sea. Wolff, W. J., Essink, K., Kellerman, A., and van Leeuwe, M. A. Proceedings of the 10th International Scientific Wadden Sea Symposium. Den Haag, Ministerie van LNV.

Ens, B. J., R. Lanteris & A.C. Smaal, 2002. Onderzoeksplan EVA II. 1-67. Den Burg/ Den Haag/ Yerseke, RIKZ.

Ferns, P. N., D.M. Rostron & H.Y. Siman, 2000. Effects of mechanical cockle harvesting on intertidal communities. *Journal of Applied Ecology*, **37**, 464-474.

Green, R. H., 1979. Sampling design and statistical methods for environmental biologists. Wiley, New York.

Hall, S. J. & M.J.C. Harding, 1997. Physical disturbance and marine benthic communities: the effects of mechanical harvesting of cockles on non-target benthic infauna. *Journal of Applied Ecology*, **34**, 497-517.

Hiddink, J. G., 2003. Effects of suction-dredging for cockles on non-target fauna in the Wadden Sea. *Journal of Sea Research*, **50**, 315-323.

Hurlbert, S. H., 1984. Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. *Ecological Monographs*, **54**, 187-211.

Kamermans, P., T. Bult, B.J. Kater, D. Baars, J.J. Kesteloo-Hendrikse, J. Perdon & E. Schuiling, 2003a. EVA II 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. RIVO rapport C058/03. Yerseke.

Kamermans, P., E. Schuiling, D. Baars & M. van Riet, 2003b. EVA II deelproject A1: Visserij-inspanning. RIVO rapport C057/03. Yerseke.

Koolhaas, A., T. Piersma & J. van den Broek, 1998. Kokkel- en mosselvisserij beschadigen het wadleven. *De Levende Natuur*, **99**, 254-260.

Leopold, M. F., E.M. Dijkman, J.S.M. Cremer, A. Meijboom & P.W. Goedhart, 2003. EVA II deelproject C1/3: de effecten van mechanische kokkelvisserij op de benthische macrofauna en hun habitat. Alterra rapport. Wageningen.

LVN, 1993. Vissen naar evenwicht: Regeringsbeslissing Structuurnota Zee- en kustvisserij. 1-111. Wageningen, Veeman Drukkers.

LVN, 1998. Structuurnota Zee- en Kustvisserij Evaluatie Kustvisserijbeleid 1993 - 1997. Den Haag, Groningen, Ministerie van LVN.

McCullagh, P. J.A. & Nelder, 1989. Generalized linear models. Chapman and Hall, London.

Piersma, T. & A. Koolhaas, 1997. Shorebirds, shellfish(eries) and sediments around griend, western wadden sea, 1988 - 1996. NIOZ-RAPPORT 1997 - 7, 1-118. Den Burg, NIOZ.

Piersma, T., A. Koolhaas, A. Dekinga, J.J. Beukema, R. Dekker & K. Essink, 2001. Long-term indirect effects of mechanical cockle-dredging on intertidal bivalve stocks in the Wadden Sea. *J.appl.Ecol.* , **38**, 976-990.

Steins, N. A., 1999. Balancing fisheries and nature: Three case studies of fisheries co-management in the Dutch Wadden Sea. 1-77. Centre for Coastal Zone Management.

Stewart-Oaten, A., W.M. Murdoch & K.P. Parker, 1986. Environmental impact assessment: 'Pseudoreplication' in time? *Ecology*, **67**, 929-940.

Underwood, A. J., 1992. Beyond BACI: the detection of environmental impacts on populations in the real, but variable, world. *J.Exp.Mar.Biol.Ecol.*, **161**, 145-178.

Underwood, A. J., 1994. On beyond BACI: sampling designs that might reliably detect environmental disturbances. *Ecological Applications*, **4**, 3-15.

Underwood, A. J., 1996. Experiments in ecology. Their logical design and interpretation using analysis of variance. Cambridge University Press, Cambridge.

van Berchum, A. M. & T. Smit, 1998. ZeeZicht op de Voordelta: Resultaten van fysische, chemische en biologische monitoring. Rapport RIKZ-98.027, 1-52. Den Haag, RIKZ.

van Dalfsen, J. A. & R.W.A. Oorschot, 2001. Vergelijking beviste en niet-beviste droogvallende platen van de Waddenzee. TNO-MEP - R 2001/460, 1-38. Apeldoorn, TNO-MEP.

Verbeeten, T. C. M., 1999. *Wise use of the Wadden Sea? A study of policy-oriented learning (with a summary in English)*. University of Utrecht.

Versteegh, M., T. Piersma & H. Olff, 2004. Mogelijke implicaties van de verwaarlozing van kennis over zeebodemverstoringen. *De Levende Natuur*, **105**, 6-9.

Zwarts, L., W. Dubbeldam, K. Essink, H. van de Heuvel, E. van de Laar, U. Menke, L. Hazelhoff & C.J. Smit, 2004. Bodemgesteldheid en mechanische kokkelvisserij in de Waddenzee. RIZA rapport. Lelystad, RIZA.

Bijlage 1 Rapport van de wetenschappelijke audit commissie¹

EVALUATIE VAN HET EVA II DEELRAPPORT C 4 'RESULTATEN KOKKELVISEXPERIMENT AMELAND'

door Bruno Ens, Martin de Jong & Cajo ter Braak

Het deelrapport C4 'Resultaten kokkelvisexperiment Ameland' doet verslag van een experimenteel onderzoek naar het effect van kokkelvisserij op bodemfauna en wadvogels. Het rapport blinkt uit door een zorgvuldige opbouw; het legt merendeels nauwgezet verantwoording af van alle gemaakte keuzes en gevolgde procedures. Het maakt ook op gepaste wijze melding van de relevante wetenschappelijke literatuur. Dit is een goed geschreven, helder rapport dat ook een kritische discussie omvat.

Experimenten hebben in principe een grotere bewijskracht dan het correlatieve onderzoek dat het grootste deel van de EVA II onderzoeken uitmaakt. Om die reden moet een experimentele benadering worden toegejuicht. Helaas gaat het uitgevoerde experiment mank aan één groot euvel: het is niet volgens de regels der kunst opgezet. Die regels staan bekend als BACI (Before-After-Control-Impact)². De auteurs zijn zich dit bewust en beschrijven dat dit oorspronkelijk wel de bedoeling is geweest maar dat hun voorstellen dienaangaande niet zijn gehonoreerd door de betrokken partijen. De vraag kan dan gesteld worden of men het experiment dan wel had moeten doorzetten. De auteurs geven drie redenen om het onderzoek toch uit te voeren: a) het experiment kan aanwijzingen opleveren over de effecten van bevissing, b) het experiment kan onderdeel vormen van een meta-analyse van vergelijkbare experimenten, en c) dienen als proefproject voor het ideale experiment. De audit-commissie onderschrijft deze argumentatie maar constateert dat de genoemde meta-analyse niet is uitgevoerd. Het komt de audit-commissie echter voor dat een dergelijke analyse gebaseerd op de resultaten van De Vlas (1982), Piersma & Koolhaas (1997), Hall & Harding (1997), Ferns et al. (2000), Hiddink (2003) en de onderhavige studie op zijn minst in beschouwing had moeten genomen.³

In het rapport worden op gedegen wijze de veranderingen in bodemfauna bestudeerd welke in de periode 1999-2003 zijn opgetreden in twee gebieden waarvan één is bevestigd en het andere niet. De conclusies die uit het rapport naar voren komen, zijn dat zich in een aantal gevallen significante veranderingen hebben voorgedaan, dat deze niet in alle gevallen zijn toe te schrijven aan de kokkelvisserij en dat ook andere invloeden een rol spelen bij de waargenomen verschillen.

¹ Middels voetnoten is aangegeven hoe het commentaar van de audit commissie is verwerkt in de eindversie van het rapport.

² Dit is niet helemaal correct. Het experiment is opgezet volgens het oorspronkelijke BACI-design. Echter, het is nu algemeen bekend dat de oorspronkelijke BACI-design met slechts één *impact* en één controle gebied niet voldoet. In het ideale geval zijn er meerdere *impact* gebieden, meerdere controle gebieden en een groot aantal metingen van de respons variabelen, zowel vóór als ná de *impact*.

³ Naar aanleiding van dit commentaar is de discussie uitgebreid tot een soort "informele" meta-analyse. Een formele meta-analyse is niet uitgevoerd.

De beschrijving van de statistische analyse is echter ondermaats en op een aantal punten niet te volgen. Deze analyse is nochtans cruciaal in het rapport omdat ermee geprobeerd wordt om het niet voldoen aan de voorwaarden voor een BACI analyse op te vangen. De beschrijving op pp. 34 en volgende is onduidelijk en de auditcommissie beveelt aan de gevolgde berekeningen duidelijk uiteen te zetten, bv. aan de hand van een numeriek voorbeeld. Enkele voorbeelden: onduidelijk is hoe het betrouwbaarheidsinterval voor het impact effect wordt bepaald, hoe de terugrekening naar de oorspronkelijke waarden gebeurt en of het gemiddelde van de getransformeerde verschillen wordt gebruikt of de transformatie van het gemiddelde verschil. Het is ook niet duidelijk waar met absolute getallen en waar met percenten wordt gewerkt en hoe uit vergelijking (3) een betrouwbaarheidsinterval wordt berekend op basis van vergelijking (2). Wat wordt bedoeld met de variantie is evenredig **aan** (moet zijn **met**) de verwachting: welke verwachting? En wat betekent dit dan? Op p.36 wordt gezegd dat ‘de termen vak+tijd er voor zorgen dat per vak het verschil genomen wordt met de eerste meting’. De commissie begrijpt niet wat hiermee bedoeld wordt. Verder op p.36 wordt gesproken van de overschrijdingskans van de nulhypothese. Een nulhypothese wordt aanvaard of verworpen.⁴

De analyse en het terugrekenen naar 1999 gaan er vanuit dat zonder visserij de open en gesloten gebieden niet van elkaar zouden verschillen. De resultaten laten zien dat dit, binnen de gebruikelijke ecologische variatie, inderdaad kan aangenomen worden, bv. figuren 20, 21, 22, 23 enz. Dat is van groot belang voor de conclusies.

In een groot aantal figuren zou niet alleen het gemiddelde maar ook de standaardfout erop kunnen weergegeven worden wat de lezer onmiddellijk zou toelaten de significantie van de verschillen in te schatten.⁵

In het algemeen zijn de verschillen klein en de commissie vraagt zich af of de auteurs niet teveel conclusies aan de getallen willen verbinden. Zo wordt op bladzijde 82 gesteld ‘de verschillen zijn klein en niet significant, maar wel allemaal in dezelfde richting’. Indien niet wordt nagegaan dan wel bewezen dat ‘allemaal in dezelfde richting’ wel significant, is deze opmerking suggestief en snijdt weinig hout. Idem op blz. 84, 96, 103, 105. In de laatste alinea op blz. 96 wordt bovendien gesproken van een negatief visserij-effect, terwijl in de alinea erboven wordt gesteld dat de verschillen niet significant zijn. Dus noch ‘visserij’ noch een ‘negatief effect’ in de laatste alinea wordt bewezen. En hoe moet de commissie interpreteren op blz. 102 “.... niet significant wel een aanwijzing voor verschil”. Zo’n aanwijzing heeft naar het inzicht van de commissie geen betekenis.⁶

Door het rapport heen wordt per soort bodemorganisme bekeken in hoeverre de waargenomen verschillen significant zijn. De wijze van formulering van de resultaten draagt het risico in zich dat de auteurs een zekere bevooroordeelning zou kunnen

⁴ De beschrijving van de statistische analyse is aanzienlijk uitgebreid in de hoop dat hiermee voldoende duidelijkheid is geschapen.

⁵ Alle figuren zijn opnieuw getekend en voorzien van een standaardfout. Deze is berekend door eerst de monstergegevens per vak te middelen.

⁶ Genoemde suggestieve teksten zijn verwijderd en vervangen door meer adequate beschrijvingen van de resultaten.

worden verweten. Bijvoorbeeld in de laatste alinea op blz. 72 wordt een aantal negatieve effecten genoemd die, zeker wanneer ze uit hun context worden gelicht, de indruk kunnen wekken dat de visserij ernstig negatieve gevolgen heeft, terwijl de alinea vervolgens wordt afgesloten met de opmerking dat de effecten *niet significant verschillend* zijn. Zie ook tabel 30: ‘positieve waarden geven een stijging aan door bevissing’, waar wordt bedoeld dat in de periode na bevissing de aantallen wormen zijn gestegen los van de vraag of dat wel of niet het gevolg is van bevissing. Dient de laatste regel op blz. 88 te worden gelezen als een retorische vraag? Op bladzijde 113 wordt een positief effect van bevissing op het aantal fouragerende Zilvermeeuwen geconstateerd, terwijl in de volgende zin de indruk wordt gewekt dat niet de visserij maar mosselzaadval oorzaak is van de stijging. Zie ook blz. 118, tweede alinea ‘het verdwijnen van Mossels (niet door bevissing) verklaart een negatief effect van bevissing op overige schelpdieren’. En blz. 118, laatste alinea van de discussie ‘kunnen als lange-termijn effect van kokkelvisserij worden geïnterpreteerd, maar kunnen ook het gevolg zijn van ontwikkelingen die niets met de kokkelvisserij te maken hebben’. Op bladzijde 86 krijgt de lezer het gevoel tussen de regels door te moeten lezen waar wordt gesteld “... dat de bevissing in 1999 de biomassa draadwormen in eerste instantie positief lijkt te beïnvloeden, c.q. geen sterk negatief effect heeft”. De audit-commissie beveelt aan al deze formuleringen nog eens kritisch te bekijken.⁷

Samenvatting blz. 5, eerste aandachtspunt, derde zin: Deze formulering is onduidelijk; zoals het hier wordt geformuleerd betreft de waarneming een afname welke los staat van wat in het gesloten gebied gebeurt. Of wordt bedoeld 47% en 84% *meer* dan in het gesloten gebied? Op vergelijkbare wijze wordt op blz. 72 gesteld dat “bevissing in 1999 en 2000 de biomassa van Nonnetjes sterker negatief heeft beïnvloed in het open gebied t.o.v. het gesloten gebied”. Dit lijkt te impliceren dat bevissing van het open gebied een uitstraling heeft naar het gesloten gebied, door migratie van Nonnetjes of door een verschuiving van de predatiedruk, maar dit wordt niet met name genoemd.⁸

Tweede aandachtspunt op blz. 5: het woord *effect* suggereert dat de kokkelvisserij oorzaak is van de afname in biomassa van de wormen. Verderop in het rapport blijkt dat de waargenomen veranderingen niet in alle gevallen significant zijn en waar dat wel het geval is, dat de oorzaak niet in alle gevallen bij de kokkelvisserij kan worden gevonden. In plaats van ‘een sterk negatief effect’ zou wellicht beter kunnen worden gesproken van een (sterke) verandering. Her en der in het rapport kunnen dergelijke formuleringen worden aangepast. Bijvoorbeeld de bijschriften van tabel 25 en volgende tabellen suggereren dat veranderingen zijn toe te schrijven aan bevissing, terwijl in feite sprake is van een correlatie met bevissing en het de vraag blijft of sprake is van een oorzakelijk verband. Zie ook blz. 101 waar wordt gesproken over ‘een significant positief effect’ van bevissing op het aantal fouragerende wulpen; heeft

⁷ Alle genoemde teksten zijn herschreven om de door de audit commissie genoemde dubbelzinnigheid te verwijderen.

⁸ De berekening van het visserijeffect is nu duidelijker uitgelegd in het methode hoofdstuk. In die berekening speelt het gesloten gebied juist een grote rol. Om verwarring te voorkomen is ook aan de samenvatting een stukje tekst toegevoegd over de gehanteerde berekening.

de visserij een positief effect gehad of is het aantal wulpen toegenomen ondanks de visserij? Dezelfde vraag m.b.t. Stormmeeuwen op blz. 111.⁹

P.37. De extra controle vakken zijn gekozen op plekken waar de aanzanding niet is opgetreden. Indien deze aanzanding een belangrijke oorzaak is van de daling in benthos in open en gesloten gebieden is het kiezen van extra gebieden waar deze aanzanding niet heeft plaats gevonden weinig relevant. Het is ook niet duidelijk waar deze extra vakken mee zijn genomen in de analyse (alleen voor kokkels op p.57 en wormen op p.76?).¹⁰

Voor de vogels is een opmerkelijk resultaat dat een aantal soorten (zilverplevier, bonte strandloper, tureluur, groenpootruiter, zilvermeeuw) in bepaalde perioden veel meer in de open gebieden foerageren. Dit wordt door de auteurs gerelateerd aan de mosselbanken, die echter ook in de gesloten gebieden voorkomen, maar wordt niet echt uitgewerkt. Ook worden geen data uit de extra controle vakken besproken. Wat precies deze grote verschillen heeft veroorzaakt blijft daarom onduidelijk.¹¹

Rapport C4 gaat ook kort in op een studie van TNO over de effecten van kokkelvisserij die tot dusver niet aan de audit-commissie is voorgelegd. De audit-commissie ondersteunt de conclusie m.b.t. deze TNO-studie aangehaald op blz. 120.

Bij de aanbevelingen op blz. 123 zou ook in kunnen worden gegaan op de observatie op blz. 9 dat met name het vissen tijdens stormachtig weer een sterk negatief effect heeft op de slibvoorraad. Wellicht dat met beschikbare black-box gegevens en data van het KNMI een indruk kan worden verkregen in hoeverre de weersomstandigheden tijdens het vissen van invloed zijn geweest op latere ontwikkelingen.¹²

⁹ In de samenvatting wordt nu in nog meer detail beschreven dat de proefopzet beperkingen oplegt aan de mogelijkheid om waargenomen effecten toe te schrijven aan visserij.

¹⁰ De extra controle vakken zijn nergens meegenomen in de statistische analyse. De resultaten zijn alleen gepresenteerd als additionele informatie.

¹¹ Omdat in 1999 de vogels (met uitzondering van de Scholekster) alleen in de uitgebreid bemonsterde vakken zijn geteld, hebben de statistische analyses en de figuren voor alle soorten behalve de Scholekster, alleen betrekking op de uitgebreid bemonsterde vakken (B3,B4,C3,C4 in het open gebieden H3,H4,I3,I4 in het gesloten gebied - zie Figuur 9). Wanneer het gesloten gebied als geheel wordt vergeleken met het open gebied als geheel is er geen duidelijke aanwijzing voor een sterkere mosselbroedval in het open gebied, maar wanneer de vergelijking wordt beperkt tot de uitgebreid bemonsterde vakken is die aanwijzing er wel (Figuur 36). Het is dus zeer aannemelijk dat de waargenomen patronen in de genoemde vogelsoorten het gevolg zijn van de patronen in de mosselzaadval. Dit is nu duidelijker uiteengezet.

¹² Aan de tweede aanbeveling is de volgende zin toegevoegd: " Daarnaast zou nagegaan moeten worden of een meer verfijnde analyse mogelijk is waarin ook rekening wordt gehouden met de weersomstandigheden tijdens het vissen."

Detailopmerkingen

Bladzijde 9: De Vlas (1982) geeft ook informatie over de duur van de waargenomen effecten.¹³

Figuur 8 op blz. 21: schaal ontbreekt¹⁴

Bladzijde 27: de eerste zin kan tot misverstanden leiden; waarschijnlijk is bedoeld 'In figuur 14 staan de black box registraties.'¹⁵

Bladzijde 28: de formule op de laatste regel is niet correct; het gaat om een exponent.¹⁶

Bladzijde 32 eerste alinea en figuur 16: hier lijkt te worden gerefereerd naar aantallen kokkels i.p.v. biomassa aan kokkels. Ten einde misverstanden te voorkomen ware dit duidelijk aan te geven.¹⁷

De beschrijving van de verschillende statistische toetsen op bladzijde 34 – 36 kan worden verhelderd door ook de relevante formules te vermelden.¹⁸

Figuur 22, figuur 30: De legenda met verschillende grijs tinten is moeilijk aan de figuur zelf te relateren.¹⁹

Bladzijde 68, laatste zin: deze zin zou de indruk kunnen wekken dat het toepassen van statistiek centraal staat i.p.v. de effecten van de visserij.²⁰

ADV en AVD wordt in meerdere figuren en onderschriften door elkaar gebruikt en de betekenis ervan wordt nergens toegelicht.²¹

Bladzijde 98: is hier een conclusie aan te koppelen? Bijv. dat scholeksters voor een deel zijn verhuisd naar gesloten gebieden?²²

¹³ In de "informele" meta-analyse wordt nu ook gerefereerd aan de in de verschillende studies beschreven duur van de effecten.

¹⁴ De schaal is nu aangegeven in de legenda van de figuur.

¹⁵ Zin aangepast.

¹⁶ Formule aangepast.

¹⁷ In de tekst en in de legenda van de figuur is nu duidelijk aangegeven dat het om de aantallen Kokkels gaat.

¹⁸ Relevante formules zijn toegevoegd.

¹⁹ Figuren zijn aangepast.

²⁰ Het in dit rapport gehanteerde statistische model is alleen toepasbaar als er voldoende dieren in de voormeting in 1999 zijn aangetroffen. Dit is nu expliciet vermeld in het methoden hoofdstuk. Sporadisch is dit ook nog vermeld in de soortenbeschrijvingen.

²¹ ADV is overal vervangen door AVD en in de methode is uitgelegd dat met AVD asvrij drooggewicht wordt bedoeld. Ook is uitleg toegevoegd hoe het AVD bepaald is voor Kokkels en andere bodemfauna.

²² Een zeer lokale verschuiving van het terreingebruik van de in het onderzoeksgebied overwinterende Scholeksters lijkt aannemelijk. Beseft moet worden dat de "home range" van individuele Scholeksters aanzienlijk groter is dan het totale onderzoeksgebied: de verschuiving kan dus makkelijk binnen de "home range" van de betrokken dieren hebben plaatsgevonden. Het is bekend dat individuele Scholeksters zeer plaatsrouw zijn en uit deze waarnemingen mag niet geconcludeerd worden dat het aannemelijk is dat Scholeksters hun "home range" in een open gebied verlaten om een nieuwe "home range" te vestigen in een gesloten gebied.

In de samenvatting van de resultaten worden de eigen resultaten vergeleken met die van ander onderzoek en blijft de lezer hier en daar met onbeantwoorde vragen zitten. Bijv. midden op bladzijde 117 wordt gemeld dat de waargenomen verhoogde broedval van kokkels in het open gebied in strijd is met eerdere bevindingen van Piersma en van Kamermans, waarna in de volgende zin wordt gesteld dat ‘de gegevens suggereren dat’.²³

Bladzijde 116: melden Piersma & Koolhaas (1997) niet ook een sterfte van tientallen procenten onder de non-target fauna?²⁴

Utrecht/Yerseke/Haren
5 januari 2004

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

²³ De discussie is herschreven in een poging maximale duidelijkheid te scheppen.

²⁴ In de betreffende studie worden geen schattingen gepresenteerd van de sterfte onder non-target fauna op basis van metingen direct voor en direct na bevissing. In plaats daarvan worden de resultaten van jaarlijkse metingen aan de bodemfauna in de nazomer rond Griend gepresenteerd. Het eerste jaar van de metingen is 1988.