

Nederlands Instituut voor Visserij Onderzoek (RIVO) BV

Postbus 68
1970 AB IJmuiden
Tel.: 0255 564646
Fax.: 0255 564644
Internet: postkamer@rivo.dlo.nl

Postbus 77
4400 AB Yerseke
Tel.: 0113 672300
Fax.: 0113 573477

RIVO Rapport

Nummer: C018/04

B3: Evaluatie van de meting van het beschikbare voedselaanbod voor vogels die grote schelpdieren eten

Auteurs: T.P. Bult, B.J. Ens, D. Baars, R. Kats, M. Leopold

Opdrachtgever: Alterra
Postbus 167
1790 AD Den Burg, Texel

Project nummer: 3-01-12191-07

Contract nummer: 2.045

Akkoord: A.C. Smaal
Hoofd Centrum voor schelpdieronderzoek

Handtekening: _____

Datum: Maart 2004

Aantal exemplaren:	10
Aantal pagina's:	118
Aantal tabellen:	12
Aantal figuren:	45
Aantal bijlagen:	3

In verband met de
verzelfstandiging van de
Stichting DLO, waartoe tevens
RIVO behoort, maken wij sinds 1
juni 1999 geen deel meer uit van
het Ministerie van Landbouw,
Natuurbeheer en Visserij. Wij zijn
geregistreerd in het
Handelsregister Amsterdam
nr. 34135929
BTW nr. NL 808932184B09.

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

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

Inhoudsopgave:

Inhoudsopgave:	2
Samenvatting	6
1 Inleiding	11
1.1 Voedselreserveringsbeleid	11
1.2 Monitoring schelpdierbestanden	11
1.3 Onderzoeksvragen, Probleemschets	12
1.4 Doelen	13
2 Prooikeuze eidereend en scholekster	15
2.1 Inleiding	15
2.2 Wat is nodig om tot een goede meting te komen van het voor eidereenden beschikbare voedselaanbod?	16
2.2.1 Energiebehoefte en lichaamsgewicht	16
2.2.2 Dieet en beperkingen aan de prooikeuze	17
2.2.2.1 Dichtheid prooidieren	18
2.2.2.2 Duikdiepte	18
2.2.2.3 Verspreiding in relatie tot diepte	19
2.2.3 Prooigrootte en schelpdikte	20
2.2.3.1 Mossel	20
2.2.3.2 Kokkel	21
2.2.3.3 Strandgaper	22
2.2.3.4 Nonnetje	22
2.2.3.5 Mesheft	22
2.2.3.6 Strandkrab	22
2.2.3.7 Halfgenotte strandschelp	23
2.2.3.8 Keuze tussen kokkels en mosselen	23
2.2.4 Samenvatting en Conclusie: filters	24
2.3 Wat is nodig om tot een goede meting te komen van het voor scholeksters beschikbare schelpdierbestand?	25
2.3.1 Inleiding	25
2.3.2 Prooikeus van de scholekster	25
2.3.2.1 Prooidiersoorten	25
2.3.2.2 Selectie van Prooigrootte	26
2.3.2.3 Functionele respons kokkeletende scholeksters	27
2.3.2.4 Functionele respons mossel etende scholeksters	28
2.3.3 Extra metingen tijdens voorjaarssurvey in 1998	28
2.3.3.1 Inleiding	28
2.3.3.2 Biometrische relaties en gewichtsverliezen	28
2.3.3.2.1 Inleiding	28
2.3.3.2.2 Resultaten	29
2.3.3.2.3 Conclusies	30

2.3.3.3	Vergelijking metingen door RIVO en Alterra	30
2.3.3.3.1	Lengte verdeling van de bemonsterde schelpdieren	30
2.3.3.3.2	Vergelijking lengte en versgewicht	31
2.3.3.4	Variatie in lengte binnen en tussen monsterpunten	32
2.3.4	Conclusies	32
3	RIVO surveys	34
3.1	Survey 1: bestandsschatting wilde mosselen in het sublitoraal van de Waddenzee, voorjaar.	34
3.1.1	Doel	34
3.1.2	Achtergrond	34
3.1.3	Monsternames	34
3.1.4	Stratificering	35
3.1.5	Analyse	35
3.1.6	Resultaten	36
3.2	Survey 2: bestandsschatting kokkels (sub- en litoraal) in de Waddenzee, voorjaar	36
3.2.1	Doel	36
3.2.2	Achtergrond	36
3.2.3	Monsternames	36
3.2.4	Stratificering	37
3.2.5	Analyse	37
3.2.6	Resultaten	37
3.3	Survey 3: bestandsschatting mosselen in het litoraal van de Waddenzee, voorjaar ...	38
3.3.1	Doel	38
3.3.2	Achtergrond	38
3.3.3	Monsternames en stratificering	38
3.3.4	Resultaten	39
3.4	Surveys 4-5: bestandsschatting kokkels in de Ooster- en Westerschelde, voorjaar ...	39
3.4.1	Doel	39
3.4.2	Achtergrond	39
3.4.3	Monsternames, stratificering en analyses	39
3.4.4	Resultaten	39
3.5	Survey 6: bestandsschatting halfgeknotte strandschelp in de Nederlandse kustzone, voorjaar.	40
3.5.1	Doel	40
3.5.2	Achtergrond	40
3.5.3	Monsternames	40
3.5.4	Stratificering	41
3.5.5	Analyse	41
3.5.6	Resultaten	41
3.6	Survey 7: Mosselenurvey Waddenzee, expert judgment, najaar; 1994-heden	41
3.6.1	Doel	41
3.6.2	Achtergrond	41
3.6.3	Monsternames	41
3.6.4	Resultaten	42
4	Betrouwbaarheidsintervallen van de voorjaarsschattingen van kokkels, mosselen en halfgeknotte strandschelpen, berekend met permutatietesten	43
4.1	Samenvatting	43

4.2	Inleiding	43
4.2.1	Dynamiek van kokkelpopulaties: visserij versus natuurlijke factoren.....	43
4.2.2	Schattingsvariatie als onderdeel van dynamiek.....	44
4.2.3	Precisie, nauwkeurigheid, betrouwbaarheid	44
4.2.4	Doel.....	44
4.3	Materiaal en Methoden	45
4.3.1	Monsternames.....	45
4.3.2	Verspreiding monsters	45
4.3.3	Analyse	45
4.3.3.1	Schatting bestanden	45
4.3.3.2	Bepaling betrouwbaarheidsintervallen bestanden	45
4.4	Resultaten	46
4.5	Discussie	46
4.6	Conclusies	48
5	Vergelijk van schelpdierdichtheden op het Balgzand, geschat vanuit de RIVO en NIOZ databases.....	49
5.1	Inleiding	49
5.2	Materiaal en Methoden	49
5.2.1	Begrenzing Balgzand	49
5.2.2	RIVO-schattingen Balgzand.....	49
5.2.3	NIOZ-schattingen Balgzand	50
5.2.4	Vergelijk RIVO en NOZ schattingen	50
5.3	Resultaten	50
5.4	Discussie	51
6	Evaluatie schelpdiersurveys en voedselreservering.....	53
6.1	Inleiding	53
6.2	Bepaling voedselbehoefte.....	53
6.2.1	Mosselen	54
6.2.2	Kokkel.....	55
6.2.3	Halfgeknotte strandschelp	55
6.2.4	Platte slijkgaper	55
6.2.5	Strandgaper	55
6.2.6	Non	55
6.2.7	Mesheft.....	56
6.2.8	Krab, Zeester, wormen.....	56
6.3	Aanwezige bestanden	56
6.4	Beschikbare bestanden	57
6.5	Conclusies en aanbevelingen	57
7	Literatuur	60

Tabellen.....	66
Figuren	74
Bijlage 1. Indeling halfwas-consumptie mosselen.....	111
Bijlage 2, commentaar audit commissie	114

Samenvatting

Het beleid van voedselreservering voor vogels beoogt voedselschaarste onder schelpdier etende vogels te voorkomen door beperkingen aan de schelpdiervisserij op te leggen in jaren met een laag bestand aan schelpdieren. Het gaat hierbij vooral om de twee belangrijkste schelpdieretende vogels, de eidereend en de scholekster, met als belangrijkste prooidieren de kokkel en de mossel. Of het beleid effectief is geweest wordt besproken in EVA II rapporten B1 over de voedselreservering scholekster Waddenzee (Rappoldt *et al.* 2003b), B2 over de voedselreservering eidereend Waddenzee (Ens *et al.* 2003) en D2-1 over de voedselreservering scholekster Oosterschelde (Rappoldt *et al.* 2003c). De achterliggende vraag in dit rapport is of de huidige schelpdiersurveys voldoende aansluiten bij de informatiebehoefte van de overheid (een betrouwbare schatting van het voor schelpdieretende vogels beschikbare schelpdierbestand). Deze hoofdvraag is vertaald in de volgende onderzoeksvragen:

- Wat is de voedselkeuze van eidereend en scholekster en wat is het relatieve belang van de verschillende prooi-soorten, oftewel, welke prooien zijn het stapelvoedsel en welke prooien kunnen in tijden van schaarste mogelijk als alternatief dienen?
- Voor de prooidieren die jaarlijks door het RIVO worden bemonsterd: Wat zijn de bestanden van deze voedselorganismen, hoe worden deze geschat en hoe groot is de betrouwbaarheid van de schatting?
- Welk deel van deze bestanden kan worden benut door deze vogels, oftewel welk deel is beschikbaar voor de vogels?
- Hoe verhoudt zich dit tot de huidige praktijk van voedselreservering en monitoring? Oftewel, wordt een precieze en accurate schatting verkregen van het voor schelpdieretende vogels beschikbare voedselaanbod en is het beleid van voedselreservering gebaseerd op het voor vogels beschikbare voedselaanbod?

Voedselkeuze en beschikbaarheid

Voor de scholekster zijn de belangrijkste voedselorganismen in de winter de mossel en de kokkel. Andere schelpdieren die gegeten worden zijn nonnetje, strandgaper, platte slijkgaper en mesheft.

Algemeen:

- Voor alle prooi-soorten geldt dat kleine exemplaren niet profijtelijk geoogst kunnen worden.
- Voor bijna alle prooi-soorten geldt dat grote exemplaren profijtelijker zijn voor de scholekster dan kleine exemplaren. Dat geldt niet voor scholeksters die kokkels en mosselen open hameren, maar dergelijke scholeksters zijn zeldzaam in de Waddenzee.
- Voor prooi-soorten die ingegraven leven geldt dat hoe dieper de dieren zijn ingegraven hoe minder profijtelijk ze zijn; als de prooien te diep zijn ingegraven komen ze zelfs buiten bereik van de snavel van de scholekster.

Mosselen:

- Mosselen kleiner dan 2,0 cm worden niet gegeten.
- Scholeksters die hun mosselen open steken selecteren mosselen groter dan 2,5 cm.
- Scholeksters die hun mosselen open hameren selecteren mosselen die variëren in grootte van 2,5-4,5 cm, grote exemplaren hebben een te dikke schelp om open te hameren.
- Het gros van de scholeksters die in de Waddenzee overwintert opent mosselen door steken en voor deze dieren geldt dus dat de grootste mosselen het meest profijtelijk zijn.
- De dichtheid mosselen heeft nauwelijks effect op de opnamesnelheid van scholeksters, pas bij zeer lage dichtheden van mosselen loopt de opnamesnelheid terug.

Kokkels:

- Kokkels kleiner dan 1,0 cm worden niet gegeten.
- Scholeksters die hun kokkels open steken selecteren kokkels groter dan 2,5 cm.
- Scholeksters die hun kokkels open hameren selecteren kokkels die variëren in grootte van 2,5-4,5 cm, grote exemplaren hebben een te dikke schelp om open te hameren.

- Het gros van de scholeksters die in de Waddenzee overwintert opent kokkels door steken en voor deze dieren geldt dus dat de grootste kokkels het meest profijtelijk zijn.
- Kleine kokkels kunnen alleen profijtelijk geoogst worden door scholeksters als de kokkels in zeer hoge dichtheden voorkomen; Omgekeerd moeten de kokkels groot zijn als de dichtheid laag is willen de scholeksters nog in hun voedselbehoefte kunnen voorzien.

Overig:

- Voor strandgaper en slijkgaper geldt dat de grote en zeer profijtelijke exemplaren meestal te diep zitten.
- Nonnetjes worden alleen uit de bovenste 4 cm van het substraat gehaald.

Voor de eidereend zijn de belangrijkste voedselorganismen in de winter de mossel, de kokkel, *Spisula*, zeester en krab:

Mosselen:

- mosselen van elke grootte kunnen worden ingeslikt, maar geselecteerde mosselen variëren van 2,5 tot 6,0 cm in lengte.
- mosselen van intermediaire grootte worden geprefereerd, waarbij in de zomer kleinere mosselen worden geprefereerd dan in de winter.
- Als mosselen sterk begroeid zijn met zeepokken zijn de grootste mosselen die nog gegeten worden kleiner dan bij mosselen zonder zeepokken.
- mosselen op percelen, met name halfwas- en consumptieformaat, zijn waarschijnlijk bijzonder aantrekkelijk voor eidereenden vanwege hun veel dunnere schelp met minder zeepokken, en het feit dat ze minder "vertrost" zijn dan mosselen op wilde banken in het intergetijdengebied.

Kokkels:

- Kokkels van elke grootte kunnen worden ingeslikt, maar geselecteerde kokkels variëren van 1,5 tot 4,5 cm in lengte.
- Kokkels nemen net als andere schelpdieren af in gewicht in de loop van de winter (tot 30% in zachte winters) en uit modelberekeningen blijkt dat de verhouding tussen schelp en vlees op een gegeven moment zo ongunstig wordt dat de eidereenden niet meer op een dieet van kokkels kunnen leven.
- Eidereenden maken voedselkuilen in kokkelbanken op droogvallende wadplaten. Concurrentie tussen eenden om deze kuilen beperkt waarschijnlijk het aantal eenden dat op een bepaalde bank kan foerageren.
- Omdat de eenden vooral zwemmend en duikend naar voedsel zoeken en tijd nodig hebben om hun voedsel te verteren kan het langdurig droog liggen van een kokkelbank de eenden in tijdsproblemen brengen.

Halfgeknotte strandschelp:

- Voor grote aantallen eidereenden is de halfgeknotte strandschelp (*Spisula subtruncata*) sinds 1990 een belangrijke voedselbron.
- Broed kleiner dan ongeveer 1,5 cm is ongeschikt; Overjarige halfgeknotte strandschelpen, van 1,5-3,5 cm, en vermoedelijk >2,5 cm hebben de voorkeur.
- Halfgeknotte strandschelpen in ondiep water worden bij voorkeur gegeten, halfgeknotte strandschelpen in dieper water gemeden.
- De kust van Noord-Holland is meestal de zuidgrens van de verspreiding van (grote groepen) eidereenden. Voor de kust van Zuid-Holland en in de Voordelta komen, ook bij rijke halfgeknotte strandschelpen voorkomens, slechts relatief kleine aantallen eidereenden foerageren.

Overig:

- Er is voor geen enkel prooidier van de eidereend bekend bij welke dichtheden de eenden niet meer profijtelijk naar voedsel kunnen zoeken.
- Eidereenden zijn in staat tientallen meters diep te duiken, hetgeen betekent dat er in dit opzicht binnen het studiegebied geen fysieke beperkingen zijn voor de eenden.
- Duiken is energetisch kostbaar, zodat diep duiken alleen uit kan als de opbrengst hoog is. Er zijn echter geen studies bekend van de eidereend waarin duikkosten in relatie tot duikdiepte zijn gemeten.
- Prooien die zich diep ingraven, zoals het nonnetje, mesheft en de strandgaper, zijn minder geschikt als voedsel voor de eidereend.

- Krabben hebben een gunstige verhouding tussen schaal en vlees, maar eenden die krabben eten lopen het risico besmet te worden met een gevaarlijke darmparasiet.
- Mosselen hebben in het algemeen een veel gunstiger verhouding tussen vlees en schelp dan kokkels. De berekende netto energie winst van het verteren van mosselen is hoger dan van kokkels. Bij gelijke zoekkosten zijn mosselen dus veel aantrekkelijker prooidieren dan kokkels.

Voedselreservering en monitoring schelpdierbestanden: historie

Omdat de bestanden van de commerciële soorten (mossel, kokkel, *Spisula*) beïnvloed worden door visserij en om voedselschaarste onder vogels in de winterperiode te voorkomen als gevolg van visserij, is in 1993 een expliciet beleid van voedselreservering ingezet. Dit houdt in dat beperkingen aan de schelpdiervisserij worden opgelegd in jaren met schaarste aan schelpdieren:

- Voor de Waddenzee hield dit in dat in de periode 1993-1998 alleen werd gereserveerd in het litoraal (zone boven gemiddeld laag water): 7,6 miljoen kg vlees in de vorm van kokkels en 2,5 miljoen kg in de vorm van mosselen. Deze bestanden waren niet uitwisselbaar. Sinds 1999 wordt 18,6 miljoen kilo kokkel-, mossel- en *Spisula*vlees gereserveerd als voedsel voor vogels in de Waddenzee, waarvan 10 miljoen kg in het litoraal (mosselen, kokkels) en 8,6 miljoen kg in het sublitoraal (*Spisula*, mosselen, kokkels). Dat wil zeggen dat na 1998 wordt uitgegaan van de uitwisselbaarheid van bestanden en reservering in zowel sub- als litoraal. Hierbij werd uitgegaan van de vogelaantallen die in de tachtiger jaren in de Waddenzee aanwezig waren (ongeveer 130.000 eiders + 200.000 scholeksters; winterperiode).
- Voor de Oosterschelde hield dit in dat in de periode 1993-1998 2,05 miljoen kg kokkelvlees werd gereserveerd in het litoraal voor ongeveer 52.000 scholeksters. In 1999 werd dit 4,1 miljoen kg voor ongeveer 45.000 scholeksters.
- In de Westerschelde wordt sinds 1996 4 miljoen kg versgewicht gereserveerd in het kader van het beheersplan Westerschelde.
- In de Nederlandse Kustzone wordt sinds 2000 $5 \cdot 10^6$ kg *Spisula*vlees gereserveerd voor 65.500 zwarte zee-eenden.

Om dit beleid uit te kunnen voeren worden jaarlijks schattingen gemaakt van de schelpdierbestanden in de Waddenzee, Oosterschelde, Westerschelde en de Nederlandse kustzone. Sinds 1990 is het Nederlands Instituut voor Visserij Onderzoek (RIVO) hiervoor verantwoordelijk.

De belangrijkste surveys in dit kader hebben betrekking op voorjaarsschattingen van de litorale bestanden van kokkels en mosselen in Oosterschelde, Westerschelde en Waddenzee, en een bepaling van de *Spisula*bestanden in de Nederlandse kustzone. Andere niet-commercieel-interessante soorten worden meegenomen in deze surveys, maar deze gegevens spelen verder geen rol bij de voedselreservering anders dan dat wordt uitgegaan van een vast percentage van niet-commerciële of alternatieve prooien in het voedselpakket van de eidereend en scholekster.

Deze surveys zijn tot op heden sterk gericht op het in 1993 ingezette beleid. De gegevens werden in eerste instantie vooral gebruikt voor de kokkelvisserij in het najaar. De voorjaarsgegevens van de kokkels worden hierbij geëxtrapoleerd naar het najaar. De overige gegevens worden gebruikt als zodanig.

Daarnaast worden ook andere surveys uitgevoerd die in eerste instantie niets met het voedselreserveringsbeleid te maken hadden, maar daar sinds 1999 wel voor worden gebruikt. Dit i.v.m. wijzigingen in het voedselreserveringsbeleid (sublitorale reservering, uitwisselbaarheid bestanden).

Zo wordt in het voorjaar het sublitorale mosselbestand in de Waddenzee geschat ten behoeve van de voorjaars-mosselvisserij. Dit betreft een kwantitatieve survey uitgevoerd door het RIVO. Ook in het najaar wordt een mosselenurvey uitgevoerd ten behoeve van de najaars-

mosselvisserij. Dit betreft een expert-judgment schatting van de mosselbestanden in zowel litoraal als sublitoraal van de Waddenzee, uitgevoerd van de sector zelf onder assistentie van RIVO en marinX. Verder werden in het verleden de mosselbanken in kaart gebracht ten behoeve van de stratificering van de mosselurveys. I.v.m. het beleidsbesluit om te komen tot 2000-4000 ha mosselbanken worden deze gegevens nu ook gebruikt voor een oppervlaktebepaling van mosselbanken.

In de huidige situatie worden de voorjaarssurveys gebruikt bij de uitvoering van het beleid m.b.t. de Spisulavisserij, de kokkelvisserij in het najaar en de mosselvisserij in het voorjaar. Voor de najaarsvisserij op mosselen worden daarnaast ook de gegevens over de najaarssurvey gebruikt. De vraag is of het totaal van deze surveys nog aansluit bij de informatiebehoefte van de overheid: De najaarsschattingen betreffen expert-judgment en zijn weinig kwantitatief; De mosselbestanden op de percelen blijken van groot belang voor de eidereend maar de aldaar aanwezige bestanden worden niet gekwantificeerd door surveys; De mosselbankcontouren worden bepaald met grote inzet vanuit de visserijsector; Het huidige beleid is vooral gericht op de bestanden commerciële schelpdieren, beschikbaarheidbepalende factoren of alternatieve prooi-soorten worden niet meegenomen anders dan dat kokkels in dichtheden onder 50 m² geen rol spelen in het reserveringsbeleid; Onzekerheden m.b.t. schattingen van de bestanden vogels en schelpdieren of de voedselbehoeftes van vogels spelen nauwelijks een rol.

Voedselreservering en monitoring schelpdierbestanden: evaluatie

De RIVO voorjaars-bemonsteringen geven een goed beeld van het totaalbestand van kokkels, mosselen en Spisula:

bestandsschatting	95% betrouwbaarheidsinterval van schatting gestandaardiseerd naar 1
Biomassa kokkels Oosterschelde, voorjaar	±20%
Biomassa kokkels Westerschelde, voorjaar	±40%
Biomassa kokkels Waddenzee, voorjaar	±15-30% : groter kokkelbestand • smalle betrouwbaarheidsintervallen
Biomassa mosselen litoraal Waddenzee, voorjaar	±30-40%: in verleden breder interval i.v.m. verandering methodiek
Biomassa mosselen sublitoraal Waddenzee, voorjaar	±25-30%
Biomassa halfgeknotte strandschelp	±40-50%

Daarnaast kunnen deze gegevens mogelijk gebruikt worden om een indruk te krijgen van de jaarlijkse variatie in de bestanden van nonnetjes en strandgaper. Wel lijken de RIVO bemonsteringen deze bestanden systematisch te onderschatten, waarschijnlijk doordat een deel van deze schelpdieren te diep is ingegraven voor de RIVO apparatuur. Andere niet-commerciële soorten, zoals de mesheft, worden waarschijnlijk niet dusdanig bemonsterd dat een goed beeld kan worden verkregen van de jaarlijkse bestandsvariëaties.

De beschikbaarheidbepalende factoren van kokkels, mosselen en Spisula zijn op hoofdlijnen bekend, vooral in het geval van de scholekster. Echter, een berekening van de voor scholeksters en eidereenden beschikbare bestanden in de winter op basis van vooral voorjaarssurveys blijft problematisch omdat:

- Onduidelijk is in hoeverre voorjaarsinformatie relevant is voor het inschatten van de daaropvolgende winterperiode (voor mosselen geen schatting van de mate vertrassing en de aanwezigheid van pokken, vleespercentages die sterk lokaal en over het seizoen variëren).
- Indeling van de prooidieren in grootteklassen in aanvulling op de huidige praktijk van indeling in leeftijdsklassen veel extra werk met zich mee zal brengen, terwijl onduidelijk is in hoeverre dit leidt tot een betere schatting van het beschikbare voedselaanbod; Hetzelfde geldt voor het nemen van additionele maten m.b.t. de schelpdikte, de conditie van de schelpdieren, de mate van begroeiing met zeepokken en de mate van vertrassing

- Met name voor de eidereend ontbreekt kwantitatieve informatie over het omrekenen van aanwezige naar beschikbare bestanden.

Aanbevolen wordt om:

- Een goede schatting te verkrijgen van de bestanden mosselen op percelen en deze ook expliciet te betrekken in de discussie rond voedselreservering en fourageermodellen als voor eidereenden beschikbaar voedsel. Registratie van kweekactiviteiten op percelen zou hierbij behulpzaam zijn.
- Het expert judgement van de omvang van de littorale mosselbestanden in het najaar te vervangen door een meer kwantitatieve schatting.
- Verder onderzoek te doen naar de vertaling van aanwezige naar beschikbare bestanden, voordat op grote schaal surveys worden aangepast.
- Onderzoek te doen naar de mogelijkheid om hoogteligging mee te nemen bij het bepalen van de beschikbare bestanden voor scholeksters. De hiervoor benodigde informatie is beschikbaar. Deze analyse zou onderdeel kunnen zijn van de validatie van het scholekstermodel in het kader van EVAII.
- De huidige voedselreserveringsmodellen goed te valideren en daarna pas te kijken in hoeverre het meenemen van beschikbaarheidsbepalende factoren leidt tot de een substantiële verbetering van dit modelinstrumentarium. Een belangrijke vraag in dit verband is in hoeverre het meenemen van jaarlijkse variaties in niet-commerciële prooi-soorten (m.n. non, strandgaper) leidt tot een daadwerkelijke verbetering ten opzichte van een aanpak waarbij deze niet-commerciële soorten worden meegenomen als vaste, niet-jaarlijks-fluctuerende factor. Een andere vraag is of het huidige voedselreserveringsbeleid voldoende rekening houdt met het feit niet alle aanwezige bestanden daadwerkelijk beschikbaar zijn als voedsel voor vogels. Ens (2000) concludeert dat, uitgaande van de vogelaantallen in de jaren tachtig, binnen de huidige voedselreservering te weinig wordt gereserveerd, omdat in de onvoldoende rekening wordt gehouden met het feit dat slechts een deel van de schelpdieren beschikbaar is. Ens (2000) komt niet tot een nieuwe berekening - als onderdeel van EVA II projecten B1 over de voedselreservering scholekster Waddenzee (Rappoldt *et al.* 2003b), B2 over de voedselreservering eidereend Waddenzee (Ens *et al.* 2003) en D2-1 over de voedselreservering scholekster Oosterschelde (Rappoldt *et al.* 2003c) zullen nieuwe berekeningen over de te reserveren hoeveelheden voedsel gemaakt moeten worden.
- Complexere voedselreserveringsmodellen, welke schijnbaar rekening houden met veel meer factoren en variabelen, alleen te prefereren boven de simpelere modellen indien deze complexere modellen ook duidelijk beter werken. Dit zou moeten blijken uit een vergelijking van het voorspellend vermogen tijdens validatie.
- Aandacht voor de vraag of het uitwisselbaar maken van bestanden als een verbetering dan wel als een verslechtering van het beleid van voedselreservering moet worden gezien.
- Aandacht te besteden aan de implicaties van onzekerheden m.b.t. de schattingen van bestanden van schelpdieren, vogels en fourageermodellen. Het gaat hierbij vooral om twee zaken: focus op juist die onderdelen die relatief minder betrouwbare schattingen opleveren en een verkenning van mogelijkheden hoe om kan worden gegaan met onzekerheden (risk-management).
- Aandacht te besteden aan het feit dat nu minder vogels aanwezig zijn dan gebruikt als basis voor de voedselreservering, en dan met name aan de vraag in hoeverre deze ontwikkeling is gerelateerd aan visserij of andere ontwikkelingen met implicaties voor toekomstig reserveerbeleid.

1 Inleiding

1.1 Voedselreserveringsbeleid

In het kader van de structuurnota zee- en kustvisserij is een beleid van voedselreservering voor vogels ingezet voor de Waddenzee en Oosterschelde. Dit houdt in dat beperkingen aan de schelpdiervisserij worden opgelegd in jaren met een schaarste aan schelpdieren om “extra” voedseltekorten onder vogels als gevolg van schelpdiervisserij te voorkomen. Het gaat hierbij vooral om de eidereend (*Somateria m. mollissima*) en de scholekster (*Haematopus o. ostralegus*), met in het winterseizoen als belangrijkste prooidieren de kokkel (*Cerastoderma edule*) en de mossel (*Mytilus edulis*):

- Voor de Waddenzee hield dit in dat in de periode 1993-1998 alleen werd gereserveerd in het litoraal: 7,6 miljoen kg vlees in de vorm van kokkels en 2,5 miljoen kg in de vorm van mosselen. Deze bestanden waren niet uitwisselbaar. Sinds oktober 2000 wordt 18,6 miljoen kilo kokkel-, mossel- en Spisulavlees gereserveerd als voedsel voor vogels in de Waddenzee, waarvan 10 miljoen kg in het litoraal (mosselen, kokkels) en 8,6 miljoen kg in het sublitoraal (Spisula, mosselen, kokkels). Dat wil zeggen dat na oktober 2000 wordt uitgegaan van de uitwisselbaarheid van bestanden en reservering in zowel sub- als litoraal. Hierbij werd uitgegaan van de vogelaantallen die in de tachtiger jaren in de Waddenzee aanwezig waren (ongeveer 130.000 eiders + 220.000 scholeksters; winterperiode).
- Voor de Oosterschelde hield dit in dat in de periode 1993-1998 2,05 miljoen kg kokkelvlees werd gereserveerd in het litoraal voor ongeveer 52.000 scholeksters. In 1999 werd dit 5 miljoen kg voor ongeveer 45.000 scholeksters. In 2000 werd deze reservering gereduceerd tot 4,1 miljoen kg.litoraal
- In de Westerschelde wordt sinds 1996 4 miljoen kg versgewicht gereserveerd in het kader van het beheersplan Westerschelde.
- In de Nederlandse Kustzone wordt sinds 2000 $5 \cdot 10^6$ kg spisulavlees gereserveerd voor 65.500 zwarte zee-eenden.

1.2 Monitoring schelpdierbestanden

Om dit beleid uit te kunnen voeren worden jaarlijks schattingen gemaakt van de schelpdierbestanden in de Waddenzee, Oosterschelde, Westerschelde en de Nederlandse kustzone. Sinds 1990 is het Nederlands Instituut voor Visserij Onderzoek (RIVO) hiervoor verantwoordelijk.

De belangrijkste surveys in dit kader hebben betrekking op voorjaarsschattingen van de litorale bestanden van kokkels en mosselen in Oosterschelde, Westerschelde en Waddenzee, en een bepaling van de Spisulabestanden in de Nederlandse kustzone. Andere niet-commercieel-interessante soorten worden meegenomen in deze surveys, maar deze gegevens spelen verder geen rol bij de voedselreservering anders dan dat wordt uitgegaan van een vast percentage van niet-commerciële of alternatieve prooien in het voedselpakket van de eidereend en scholekster.

Deze surveys zijn tot op heden sterk gericht op het in 1993 ingezette beleid. De gegevens werden in eerste instantie vooral gebruikt voor de kokkelvisserij in het najaar. De voorjaarsgegevens van de kokkels worden hierbij geëxtrapoleerd naar het najaar. De overige gegevens worden gebruikt als zodanig.

Daarnaast worden ook andere surveys uitgevoerd die in eerste instantie niets met het voedselreserveringsbeleid te maken hadden, maar daar sinds 1999 wel voor worden gebruikt.

Dit i.v.m. wijzigingen in het voedselreserveringsbeleid (sublitorale reservering, uitwisselbaarheid bestanden).

Zo wordt in het voorjaar het sublitorale mosselbestand in de Waddenzee geschat ten behoeve van de voorjaars-mosselvisserij. Dit betreft een kwantitatieve survey uitgevoerd door het RIVO. Ook in het najaar wordt een mosselenurvey uitgevoerd ten behoeve van de najaars-mosselvisserij. Dit betreft een expert-judgment schatting van de mosselbestanden in zowel litoraal als sublitoraal van de Waddenzee, uitgevoerd van de sector zelf onder assistentie van RIVO en marinX. Verder werden in het verleden de mosselbanken in kaart gebracht ten behoeve van de stratificering van de mosselenurveys. I.v.m. het beleidsbesluit om te komen tot 2000-4000 ha mosselbanken worden deze gegevens nu ook gebruikt voor een oppervlaktebepaling van mosselbanken.

In de huidige situatie worden de voorjaarssurveys gebruikt bij de uitvoering van het beleid m.b.t. de Spisulavisserij, de kokkelvisserij in het najaar en de mosselvisserij in het voorjaar. Voor de najaarssvisserij op mosselen worden daarnaast ook de gegevens over de najaarssurvey gebruikt. De vraag is of het totaal van deze surveys nog aansluit bij de informatiebehoefte van de overheid: De najaarsschattingen betreffen expert-judgment en zijn weinig kwantitatief. Dit betekent dat bepaalde berekeningen niet mogelijk zijn, waaronder een inschatting van betrouwbaarheidsintervallen. De mosselbestanden op de percelen blijken van groot belang voor de eidereend maar de aldaar aanwezige bestanden worden niet gekwantificeerd door surveys. De mosselbankcontouren worden bepaald met grote inzet vanuit de visserijsector. Het huidige beleid is vooral gericht op de bestanden commerciële schelpdieren, beschikbaarheidbepalende factoren of alternatieve prooi-soorten worden niet meegenomen anders dan dat kokkels in dichtheden onder 50 m² geen rol spelen in het reserveringsbeleid. Onzekerheden m.b.t. schattingen van de bestanden vogels en schelpdieren of de voedselbehoeftes van vogels spelen nauwelijks een rol.

1.3 Onderzoeksvragen, Probleemschets

De vraag of de huidige schelpdiersurveys voldoende aansluiten bij de informatiebehoefte van de overheid (een betrouwbare schatting van het voor schelpdieretende vogels beschikbare schelpdierbestand) is vertaald in de volgende onderzoeksvragen:

- Wat is de voedselkeuze van eidereend en scholekster en wat is het relatieve belang van de verschillende prooi-soorten, oftewel, welke prooien zijn het stapelvoedsel en welke prooien kunnen in tijden van schaarste mogelijk als alternatief dienen?
- Voor de prooidieren die jaarlijks door het RIVO worden bemonsterd: Wat zijn de bestanden van deze voedselorganismen, hoe worden deze geschat en hoe groot is de betrouwbaarheid van de schatting?
- Welk deel van deze bestanden kan worden benut door deze vogels, oftewel welk deel is beschikbaar voor de vogels?
- Hoe verhoudt zich dit tot de huidige praktijk van voedselreservering en monitoring? Oftewel, wordt een precieze en accurate schatting verkregen van het voor schelpdieretende vogels beschikbare voedselaanbod en is het beleid van voedselreservering gebaseerd op het voor vogels beschikbare voedselaanbod?

De effectiviteit van het reserveringsbeleid zal worden besproken in EVA II rapporten B1 over de (voedselreservering scholekster Waddenzee (Rappoldt *et al.* 2003b), B2 over de voedselreservering eidereend Waddenzee (Ens *et al.* 2003) en D2-1 over de voedselreservering scholekster Oosterschelde (Rappoldt *et al.* 2003c).

Hierbij zal met name aandacht worden besteed aan de betrouwbaarheid van het schattingen van de schelpdierbestanden (de betrouwbaarheid van de reserveringsmodellen zal worden besproken in de hiervoor genoemde onderdelen B1, B2 en D2-1) en de vertaling van totaal bestand naar beschikbaar bestand:

Voor de vogels is niet zozeer het totale schelpdierbestand van belang, maar alleen dat deel van het bestand dat zij profijtelijk kunnen oogsten. D.w.z. niet alle aanwezige schelpdieren zijn even

profijtelijk of oogstbaar. Wanneer wordt aangenomen dat alle aanwezige schelpdieren ook beschikbaar zijn voor de schelpdieretende vogels, terwijl slechts een kleine fractie van het aanwezige bestand beschikbaar is kan dit leiden tot vogelsterfte. Om deze reden is het huidige beleid van voedselreservering bekritiseerd door Piersma et al. (2002), Camphuysen et al. (2002) en Ens (2000). Probleem is echter dat niet voldoende bekend is welke fractie van de schelpdierbestanden geschikt is als prooidier voor de vogels.

Verder wordt bij de schelpdiereninventarisaties van het RIVO vooral gekeken naar de commerciële soorten. Niet commerciële schelpdieren, waaronder nonnetjes (*Macoma baltica*), strandgapers (*Mya arenaria*), mesheft (*Ensis spp.*) en strandkrabben (*Carcinus maenas*) worden wel bemonsterd tijdens de RIVO-surveys, maar deze bepalingen spelen verder geen rol bij de vaststelling van de voedselreservering, anders dan dat in de berekeningen wordt uitgegaan van een vast percentage “alternatieve prooien” of niet-commerciële soorten.

Het voedselreserveringsbeleid zou dus mogelijk verbeterd kunnen worden door beslissingen te baseren op beschikbare bestanden i.p.v. op aanwezige bestanden, waarbij ook rekening wordt gehouden met variaties in bestanden van niet-commerciële soorten. Een dergelijke verbetering is alleen mogelijk als voldoende kennis aanwezig is om aanwezige bestanden, inclusief niet-commerciële soorten, te vertalen naar beschikbare bestanden.

Op hoofdlijnen zijn de beschikbaarheids-bepalende factoren bekend. Echter, deze kennis is nu nog onvoldoende om te komen tot een nauwkeurige kwantitatieve schatting van de beschikbare bestanden. Ook is op hoofdlijnen bekend welke “alternatieve prooien” door scholeksters en eidereenden worden gegeten. Echter, over het belang van deze alternatieve prooien is weinig kwantitatieve informatie bekend, vooral waar het situaties betreft van voedselschaarste. Verder is de RIVO-bemonstering niet specifiek gericht op niet-commerciële soorten. Zo zijn nonnetje, mesheft en strandgaper over het algemeen dieper in de bodem ingegraven dan kokkel en mossel. De RIVO survey bemonstert vooral de bovenste 7 cm van het sediment. De vraag is dan ook in hoeverre de RIVO surveys de dieper ingegraven, niet-commerciële soorten representeren en in hoeverre deze gegevens gebruikt kunnen worden bij het vaststellen van de voedselreservering.

1.4 Doelen

In dit kader richt dit project (EVAII-B3) zich op de volgende doelstellingen:

- Een overzicht over de prooikeuze van de twee vogelsoorten die van grote schelpdieren leven, te weten de eidereend en de scholekster op basis van de literatuur. Ook worden de resultaten besproken van een meetcampagne in mei 1998 tijdens de RIVO-survey, die als doel had na te gaan in hoeverre de RIVO-survey zou kunnen worden uitgebreid met metingen aan de schelpdieren die de beschikbaarheid van die schelpdieren bepalen.
- Een overzicht van de belangrijkste (jaarlijks terugkerende) RIVO surveys die worden gebruikt in het kader van de voedselreservering (materiaal & methoden en resultaten, ook voor wat betreft de niet-commerciële soorten).
- Een analyse van de precisie van de schattingen die uit de RIVO surveys verkregen worden.
- Een vertaling van deze kennis naar in de praktijk hanteerbare vuistregels om het voor deze vogels beschikbare schelpdierbestand te meten.
- Het opstellen van een praktisch en haalbaar advies om de schelpdiersurveys beter toe te snijden op het verkrijgen van een betrouwbare schatting van het voor scholeksters en eidereenden beschikbare schelpdierbestand.

Dit project is opgebouwd uit een 4-tal deelprojecten, welke zijn uitgevoerd door Alterra en RIVO:

Deelproject 1: Literatuurstudie en rapportage over prooikeuze scholekster en eidereend

Deelproject 2: Rapportage van bestaande schelpdiersurveys die gebruikt worden in het kader van de voedselreservering: materiaal en methoden, belangrijkste resultaten.

Deelproject 3: Onderzoek naar de kwaliteit van de RIVO- schattingen van de niet-commerciële soorten strandgaper, mesheft en non.

Deelproject 4. Advies over mogelijkheden om de schelpdiersurveys beter toe te snijden op het verkrijgen van het voor scholeksters en eidereenden beschikbare schelpdierbestand

Een statistische analyse van de scholekster en eidereendenbestanden in relatie tot de verschillende schelpdierbestanden, inclusief de niet-commerciële soorten, is voorzien in onderdelen B1/B2/D2 van EVAII (Ens *et al.* 2003; Rappoldt *et al.* 2003bc).

2 Prooikeuze eidereend en scholekster

2.1 Inleiding

Het onderzoek naar de prooikeuze van vogels (en andere organismen) raakte eind jaren zestig, begin jaren zeventig in een stroomversnelling met de ontwikkeling van "*optimal foraging theory*" (optimale foerageertheorie). Deze theorie is onderdeel van een veel groter vakgebied:

"*behavioural ecology*", oftewel gedragsecologie, dat in dezelfde tijd tot bloei kwam.

Uitgangspunt is dat eigenschappen van dieren, zoals anatomie en gedrag, in de loop van de evolutie zijn ontstaan onder invloed van natuurlijke selectie. De eerste doorbraak bestond uit het besef dat natuurlijke selectie (een historisch proces) zal leiden tot dieren die hun fitness zullen maximaliseren. Het heeft geen zin hier een uitgebreide definitie van fitness te geven. Simpelweg komt het erop neer dat dieren een hoge fitness hebben als ze veel nakomelingen voortbrengen, die in de volgende generatie weten te rekruteren. De tweede doorbraak bestond daaruit dat het principe van fitness maximalisatie kan worden gebruikt om wiskundige modellen te bouwen die precieze voorspellingen doen over allerlei aspecten van het gedrag. In de eerste *optimal foraging* modellen werd aangenomen dat fitness werd gemaximaliseerd als de opnamesnelheid van voedsel werd gemaximaliseerd. Er werden modellen ontwikkeld die voorspelden welke prooien en prooigroottes wel en niet moesten worden gegeten en hoe lang een dier in een bepaald gebied moest blijven voedselzoeken. Deze modellen gaven aanleiding tot talloze experimenten in het veld en laboratorium die de voorspellingen vaak bevestigden, maar soms ook niet. Al gauw werd duidelijk dat simpelweg maximaliseren van de opnamesnelheid van voedsel wel erg simpel is. Voedselzoekende dieren moet ook zorgen niet opgegeten te worden door een predator en niet geparasiteerd te raken bijvoorbeeld. Een goede beschrijving van de modellen is te vinden in het standaard werk *Foraging theory* (Stephens & Krebs 1986). Vele aansprekende resultaten staan beschreven in de verschillende edities van het standaard tekstboek *Behavioural Ecology* (Krebs & Davies 1997).

Optimal foraging theory heeft een belangrijke rol gespeeld in het onderzoek naar het foerageergedrag van scholeksters (zie de overzichten in Goss-Custard 1996 en Blomert *et al.* 1996) en eidereenden (zie bijvoorbeeld Bustnes 1998). Wat deze studies duidelijk maken is dat het optimale foerageergedrag van zeer veel details afhangt. Om een paar voorbeelden te noemen. De kans waarmee scholeksters zich op bepaalde prooisoorten specialiseren en de manier waarop ze die prooien openen hangt af van hun snavelbouw. Tegelijkertijd bepaalt de manier van openen als gevolg van slijtage de vorm van de snaveltop. Individuele scholeksters kunnen hun specialisatie wel veranderen, maar het heeft een prijs. Daarnaast is het soms zo dat het zoeken naar de ene prooisoort het onmogelijk maakt om effectief naar een andere prooisoort te zoeken, omdat zoeken op de tast niet te combineren is met zoeken op het oog. Het is totaal onmogelijk om al deze details op te nemen in de modellen waarmee wordt berekend of de voedselreservering werkt, noch om rekening te houden met deze details in de surveys van het voedselaanbod. Tegelijkertijd is duidelijk dat simpelweg aannemen dat alle schelpdieren gelijkwaardig zijn en beschikbaar zijn als voedsel ook een volkomen fout beeld van de werkelijkheid geeft. De enige oplossing is een pragmatisch aanpak waarbij *optimal foraging theory* vooral als inspiratie dient om de belangrijkste factoren te bepalen die de beschikbaarheid van het voedsel bepalen. De glijdende schaal van meer en minder profijtelijke prooien moet zo goed mogelijk vertaald worden in harde grenswaarden van wel- en niet beschikbare prooien.

Uitgangspunt is dat voor zowel scholekster als eidereend het hoofdprobleem in de winter bestaat uit het vinden van voldoende voedsel. In Nederland mogen eidereenden en scholeksters niet worden bejaagd en natuurlijke predatoren als Slechtvalken en Zeearenden zijn zo zeldzaam dat de sterfte als gevolg van predatie verwaarloosd kan worden. Het gaat erom de hele winter in goede conditie te blijven. Efficiënt foerageren is dus belangrijk. Een goede maat voor efficiëntie is de netto opbrengst van energie per tijdseenheid foerageren. De netto opbrengst

wordt bepaald door de opnamesnelheid van voedsel (de bruto opbrengst) en de energetische uitgaven tijdens het foerageren. De foerageertijd kent twee belangrijke componenten: de zoektijd (de tijd die nodig is om de prooi te vinden) en de hannestijd (de tijd die nodig is om de prooi te bemachtigen en in te slikken). Vaak wordt het quotiënt van de energie-inhoud van de prooi en de hannestijd aangeduid als de *profitability*, oftewel prooiprofijt. Een hoge opnamesnelheid kan worden gerealiseerd door alleen prooien met een hoge *profitability* te selecteren (bijvoorbeeld prooien met veel vlees) en/of op plaatsen te foerageren waar de zoektijd laag is (bijvoorbeeld omdat de prooidichtheid hoog is). Zoals gezegd is een hoge opnamesnelheid van voedsel niet genoeg. Als het zoeken van het voedsel of het verteren van het voedsel veel energie kost is de netto opbrengst uiteindelijk toch laag. Vooral de eidereend heeft te maken met het probleem dat het kraken van de schelpdieren in de sterke spiermaag veel energie kost. Voor de eidereend is het dus belangrijk prooien te selecteren die een dunne schelp hebben en veel vlees bevatten. De scholekster heeft geen last van dit probleem omdat de vogel het vlees uit de schelp snijdt.

2.2 Wat is nodig om tot een goede meting te komen van het voor eidereenden beschikbare voedselaanbod?

Het onderwerp van dit hoofdstuk is het definiëren van zogenaamde filters voor eidereenden voedsel. Meer concreet is de vraag om, op grond van gegevens uit de literatuur, aan te geven welke prooien uit het totale prooien bestand wel, of juist niet gegeten kunnen worden. Het totale prooiaanbod kan dan worden omgerekend tot een totaal bestand aan beschikbare prooien, een eenheid die voor de vogels relevanter is dan een maat als het totale aantal tonnen schelpdierenvlees dat aanwezig is in de Waddenzee. Bij deze filters wordt gedacht aan beperkingen ten aanzien van diepte waarop de prooien zijn gelegen, grootte van de prooien, dichtheid waarop de prooien voorkomen, bereikbaarheid van prooien (verstoring), etc, dit naar analogie van de vele studies die ten aanzien van deze factoren zijn verricht bij de andere belangrijke schelpdiereter in de Waddenzee: de scholekster (zie hoofdstuk 2.3).

Het foerageergedrag van eidereenden speelt zich voor een groot deel af onder water, in Nederland vooral op mosselpercelen. Deze zijn voor vogelonderzoekers zonder boot zo goed als onbenaderbaar geweest. We hebben dus in veel gevallen moeten terugvallen op buitenlands onderzoek, dat ook relatief schaars is, en bovendien niet altijd even goed past op de Nederlandse situatie.

2.2.1 Energiebehoefte en lichaamsgewicht

De voedselbehoefte van in het wild levende eidereenden in een met Nederland vergelijkbare situatie met betrekking tot temperatuur en lengte aanbod van schelpdieren is onderzocht door Nehls (1995). Daarnaast heeft Swennen (1976) de voedselbehoefte van eidereenden in gevangenschap onderzocht. Nehls (1995) heeft de voedselbehoefte bepaald aan de hand van op mosselen foeragerende eidereenden, terwijl Swennen (1976) kokkels heeft gebruikt. De verschillen in de kosten voor de verwerking van deze twee schelpdieren in het maagdarm kanaal is onduidelijk, maar de ratio schelp/vlees is ongunstiger voor kokkels ten opzichte van mosselen (zie hoofdstuk 2.1.3: Prooigrootte en Schelpdikte).

De energetische behoefte van eidereenden varieert in de loop van het jaar en wordt bepaald door de aard van de studie (Figuur 2.1). De voedselbehoefte van eidereenden in gevangenschap is lager dan die bij studies die gebaseerd zijn op waarnemingen in het veld. In de (Duitse) Waddenzee vond Nehls (1995) dat de voedselbehoefte maximaal is in de winter; het verloop is weergegeven in Figuur 2.1. Dit is bepaald aan de hand van veldwaarnemingen aan eidereenden met een dieet bestaande uit mosselen op natuurlijke mosselbanken. Over de voedselbehoefte van vrouwelijke eidereenden voorafgaand aan de broedtijd wordt in de literatuur geen melding gemaakt. De vrouwen vetten op om de eieren te kunnen produceren en deze te bebroeden en dit betekent dat de voedselbehoefte voorafgaand aan de broedperiode hoger is dan gedurende de rest van het jaar. Tijdens de broedperiode wordt door de vrouwen het nest niet of nauwelijks verlaten en wordt weinig tot niets gegeten.

De hogere energetische behoefte in de winter wordt beïnvloed door de aan de temperatuur van de omgeving gerelateerde kosten. Door de lagere omgevingstemperatuur in de winter zijn kosten verbonden aan het opwarmen van de opgedoken schelpdieren tot de temperatuur van het lichaam (Nehls 1995). De eidereend is een subarctische soort en goed aangepast aan een lage temperatuur van het zeewater door de hoge isolatie van het verenkleed en de hoog ontwikkelde mechanismen om warmte in bloed dat naar perifere lichaamsdelen stroomt, te conserveren (Jenssen *et al.* 1989). Door de lage geleidbaarheid voor temperatuur worden de energetische kosten van overwinteren gereduceerd, en dit zou kunnen betekenen dat de invloed van de lage temperatuur van het water relatief gering is. Om te eten moeten duikenden echter vaak het wateroppervlak verlaten en tijdens de duik komen ze (onder druk) geheel in het water te verblijven. De kosten van thermoregulatie tijdens duiken bij verschillende dieptes en de rol van de temperatuur van het zeewater worden behandeld in hoofdstuk 2.1.2.2: Duikdiepte.

Het gewicht van eidereenden is gemeten in het veld (Nehls 1995) en in gevangenschap (Nehls 1995, Swennen 1976) en zijn respectievelijk weergegeven in Figuur 2.2 en 2.3. Uit het jaarlijks gewichtsverloop van eidereenden buiten de broedtijd in het Duitse Waddengebied (Figuur 2.1.1 2_3) blijkt dat volwassen eidereenden in gewicht toenemen tussen augustus en januari van gemiddeld 2200 naar 2400 (g) bij mannen en van 2025 naar 2175 (g) bij vrouwen (Nehls 1995). Het gemiddelde gewicht van vrouwen bij aanvang van de eileg op Vlieland is 2560 gr (SD 210; range 2130-2825; n= 14 (Website Camphuysen: P. Duiven 1974), terwijl het gemiddelde gewicht van 3 jarige vrouwen buiten de broedtijd 2200 g (1970-2595) (Bauer & Glutz von Blotzheim 1969) bedraagt.

In de aanloop naar de winter lijkt een vetvoorraad te worden aangelegd om de winter te overbruggen. Of het hoge wintergewicht een verzekering is tegen slechte tijden of meer gezien moet worden als een extra warmte isolatie die verdere kosten voor thermoregulatie drukt, is nog onduidelijk. De toename in lichaamsgewicht wordt gevolgd door een gewichtsverlies in februari van gemiddeld 125 gr bij mannen en 100 gr bij vrouwen. De eidereenden teren mogelijk in op de reeds eerder aangelegde wintervoorraad. Het gewichtsverlies bij eidereenden zou verklaard kunnen worden door de afnemende conditie/vleesgehalte van de schelpdieren gedurende de winter en/of extra kosten verbonden aan het opwarmen van prooidieren in de late winter en de aan temperatuur gerelateerde duikkosten. Dit betekent dat de periode voorafgaand aan de winter van cruciaal belang is voor het opvetten, en dus de overleving, van de eidereend in de daaropvolgende wintermaanden.

In de aanloop naar de winter, van zomer tot en met januari, komt de toename in gewicht van eidereenden overeen met die van scholeksters (Zwarts *et al.* 1996: Figuur 2.3), hoewel scholeksters verhoudingsgewijs meer vet aanleggen. In de daaropvolgende periode handhaven scholeksters het aangelegde lichaamsgewicht (Zwarts *et al.* 1996), terwijl bij eidereenden een verlies in lichaamsgewicht wordt waargenomen (Nehls 1995).

2.2.2 Dieet en beperkingen aan de prooikeuze

In het Deense, Duitse en Nederlandse deel van de Waddenzee en het aangrenzende Noordzee gebied foerageren 's winters enkele honderdduizenden eidereenden op mariene ongewervelde dieren. Hun dieet bestaat hoofdzakelijk uit mossel, kokkel en halfgeknotte strandschelp *Spisula subtruncata* (Madsen 1954, Swennen 1976, Offringa 1991, Leopold 1996, Nehls 1995, Hilgerloh 1999). Volgens Swennen (1976) in een inmiddels klassieke studie bestond het dieet in de Nederlandse Waddenzee voor circa 40 % uit kokkels en ook voor 40 % uit mosselen. De rest van het dieet bestond uit strandgapers, nonnetjes, Alikruiken *Littorina littoralis*, Zeesterren *Asterias rubens* en strandkrabben (6,5 %). Later is echter gebleken dat het dieet sterk tussen jaren en plaatsen varieert (Oranjewoud 1983, Nehls 1989, Asferg 1990, Hilgerloh 1999). Oranjewoud (1983) vond bij faeces analyses (n= 966) van november 1982 tot en met februari 1983 in sommige gevallen een dieet dat voor 90 % bestond uit mosselen en 10 % kokkels, en in andere gevallen een dieet dat slechts voor 30 % uit deze schelpdieren bestond en voor 70 % uit strandkrabben en Zeesterren. Nehls (1989) vond in de zomers van 1987 en 1988 in faeces (n=7000) van eidereenden in Schleswig-Holstein 75 % kokkels. In een Deens onderzoek (Asferg 1990) varieerde de proportie van mosselen als fractie van het totaal aantal gevonden prooien op twee lokaties tussen 27 en 82 %, terwijl de proportie van kokkels op een derde locatie 90 %

bedroeg. Hilgerloh (1999) laat zien dat de dieetsamenstelling varieert tussen eilanden en binnen eilanden tussen jaren. Anekdotische observaties in 1991 en 1992 in de Nederlandse Waddenzee suggereren dat eidereenden bij schaarste aan mosselen en kokkels overschakelen op Krabben en Alikruiken (Cadée 1991, Abrahamse & Revier 1991). Daarnaast wordt deze omschakeling in dieet van schelpdieren naar krabben ook al waargenomen in de jaren 1950 in Noord-Amerika (Burnett & Snyder 1954). Observaties vanaf boten (Leopold 1996, Leopold *et al.* 1998a) en vliegtuigen (Baptist *et al.* 1997) wijzen er op dat sinds het begin van de jaren '90 grote groepen zee-eenden, waaronder eidereenden, zich bevinden in de kuststrook van de Noordzee en dit komt in de ruimte en tijd overeen met het voorkomen van *halfgeknotte strandschelp*banken.

De schelpdieren en niet te grote krabben worden in het geheel ingeslikt en vergruisd door de spiermaag, waarna de onverteerde delen als schelpresten en krabbenscharen worden uitgescheiden. De opname snelheid is 2 keer zo hoog als de uitscheidingsnelheid van schelpmateriaal (Guillemette 1994), waarbij de energie assimilatie beperkt wordt door de vertering. Guillemette (1998) laat zien dat eidereenden in Canada in de winter, als de voedselbehoefte relatief hoog is hun dagelijkse opname verhogen door (1) de tijd besteed aan foerageren te verhogen, terwijl de duikefficiëntie gelijk bleef, en (2) de spiermaag te vergroten, met als gevolg dat de uitscheidingsnelheid de opnamesnelheid naderde. De eenden zijn dus flexibel en aangepast aan wisselende omstandigheden. In de Waddenzee kunnen de eenden lopend, grondelend of naar de bodem duikend foerageren. Het foerageren door eidereenden kan zowel littoraal als sublittoraal plaats vinden op zowel *halfgeknotte strandschelp*-, kokkel- als mosselbanken. Bij de mosselbanken kan onderscheid worden gemaakt tussen natuurlijke en commerciële mosselbanken. Voor alle 'banken' geldt, dat er verschillen zijn in diepte, grootte van de prooien, armatuur (een moeilijk woord voor schelpdikte) van de prooien en dichtheid aan prooien. Tegelijkertijd is duidelijk dat de foerageerwijze van de eidereend automatisch beperkingen aan het dier oplegt:

1. Alle schelpmateriaal moet in de maag gebroken en door het maagdarmkanaal vervoerd worden. Schelpen mogen derhalve niet te sterk zijn, geen gevaarlijke uitstekende punten hebben en moeten een gunstige schelp/vlees ratio hebben.
2. De snavel van de eend is niet geschikt om prooien die diep zitten ingegraven uit de grond te trekken, zoals een wulp dat zo goed kan met zijn lange gekromde snavel.
3. Eenden zijn zwemvogels en zijn dus niet gebouwd om grote afstanden over het wad lopend op zoek te gaan naar een enkele prooi, zoals de steltlopers die voor dit doel juist extra lange poten hebben.
4. Opsporen van prooien, met name duiken en kuilen graven, kost veel energie en de prooien moeten dus voldoende energie bevatten om dit opsporen lonend te maken.

Onderwerp van deze studie is derhalve na te gaan, welke delen van het totale aanbod aan prooidieren wel, dan wel niet profijtelijk door eidereenden kunnen worden benut op basis van de bestaande literatuur over dit onderwerp.

2.2.2.1 Dichtheid prooidieren

Gepubliceerde veldwaarnemingen aan de opnamesnelheid van eidereenden in relatie tot de dichtheid van kokkels en andere prooidieren ontbreken tot op heden. Het is mogelijk dat de eidereend vanwege zijn methode van voedselzoeken, met name bij kuilen trappen, aangewezen is op aanzienlijk hogere prooidichtheden dan 50 kokkels per vierkante meter.

2.2.2.2 Duikdiepte

In het algemeen zullen prooien op grotere diepte minder profijtelijk zijn dan dezelfde prooien op geringere diepte, vanwege de met diepte oplopende duikkosten en afnemende foerageertijd op de bodem (als de zoektijd de totale duiktijd benadert of als meerdere prooien in successie onder water kunnen worden ingeslikt). Joep de Leeuw (1997) stelt in zijn proefschrift over deze problematiek dat duiken bij een diepte van meer dan 5 meter problematisch is omdat dan:

- 1) de eend deels moet overgaan op anaëroob metabolisme (melkzuurproductie, gepaard gaand met relatief lange hersteltijden van het duiken; en
- 2) de helft of meer van de totale duiktijd gaat zitten in naar beneden en naar boven zwemmen; en

3) de eend in dieper water een steeds grotere druk op het lichaam krijgt, waardoor steeds meer isolerende lucht uit het verenkleed wordt geperst, waardoor de eend steeds meer afkoelt. Ad 1) dit probleem is in feite gerelateerd aan duiktijd, niet aan duikdiepte.

Ad 2) eenden lossen dit voor een deel op door op grotere dieptes selectiever te zijn bij wat ze eten.

Ad 3) De Leeuw (1997, H. 6) heeft dit probleem onderzocht bij kleinere duikeenden. Het bleek, dat de eenden meer afkoelden bij grotere duikdieptes, zoals verwacht, maar dat de afkoeling weer afnam bij dieptes groter dan 3-4 meter. Dit kon niet afdoende verklaard worden. Gesuggereerd wordt, dat de eenden voor de aanvang van een diepe duik bewust meer lucht tussen de veren laten, waardoor de isolatie verbetert. In dit verband zijn recente waarnemingen (Kats) interessant: eidereenden flapperen voor een duik vaak met de vleugels en zetten hierbij de lichaamsveren op.

De kosten van duikend voedselzoeken zijn aanzienlijk, maar duikkosten zijn voor de eidereend in de Waddenzee of Noordzee nooit onderzocht: bovenstaande stellingen gelden voor (kleinere) soorten duikeenden in het IJsselmeer. De Leeuw (1999) vond in de diepte range van 1-5 meter slechts een geringe afname in opnamesnelheid wanneer dezelfde kwaliteit mosselen op verschillende dieptes werd aangeboden. In dieper water (*halfgeknotte strandschelp*) zullen de duikkosten echter snel oplopen; hoe snel is echter onbekend. Vaak wordt bij duikmodellen aangenomen dat de eenden prooi voor prooi opduiken en opeten (bijvoorbeeld Nehls 1995 voor de mossel). Dit hoeft, met name voor kleinere prooien niet waar te zijn. In Canada is geconstateerd dat eidereenden bij het eten van zeer kleine mosselen wel degelijk kunnen happen of zuigen naar meerdere prooien tegelijk of in snelle successie (Guillemette) en ook voor duikeenden in het IJsselmeer is dit aangetoond (De Leeuw 1997). Voor relatief kleine, ingegraven prooien als *halfgeknotte strandschelp* en kokkelbroed is het zelfs zeer aannemelijk dat per duik meerdere prooien gegeten worden. In een dergelijke situatie is de duiktijd (= diepte) mogelijk een factor van belang, zij het vanwege de tijd die het kost, zij het vanwege de energie die duiken kost. Beide factoren nemen toe met diepte, maar de vorm van de curve is voor de eidereend niet bekend. Er kan echter via twee manieren enige kwantitatieve informatie worden verkregen: via veldwaarnemingen ten aanzien van de verspreiding van eidereenden over de beschikbare dieptes en via studies aan andere, verwante soorten duikeenden.

2.2.2.3 Verspreiding in relatie tot diepte

In de Oostzee is gekeken naar de relatie tussen voorkomen van verschillende soorten duikeenden en diepte (Figuur 2.4). Schelpdieretende eendensoorten zijn verschillend over de verschillende dieptes verdeeld: Tafel- Kuif- en Toppereenden (*Aythya ferina* en *A. fuligula*) en Brilduikers (*Bucephala clangula*) zitten alleen op dieptes kleiner dan 10 meter; Zwarte Zee-eenden (*Melanitta nigra*) zitten tot 20 meter diep (enkele nog dieper); Grote Zee-eenden (*M. fusca*) tot 30 meter; IJseenden (*Clangula hyemalis*) prefereren wateren tussen de 10 en 30 m en gaan zelfs tot meer dan 50 meter diep, maar hebben ook een relatief breed dieet, inclusief vis. De eidereend neemt met een preferentie voor de 10-20 m zone en een range van 0-30 (50) m zone een midden positie in, tussen de Zwarte en Grote Zee-eenden in (Durinck *et al.* 1994).

In de Nederlandse Noordzee-kustzone is een dergelijke analyse niet gedaan. Enkele directe waarnemingen aan het samen voorkomen van eidereenden en Zwarte Zee-eenden op de meest geprefereerde halfgeknotte strandschelp bank (ten noorden van Terschelling) lieten zien dat de eidereenden als regel dichter bij het eiland, in ondieper water zaten dan de Zwarte Zee-eenden. Dit kan komen door competitie, waarbij de grotere eidereend de kleinere Zwarte Zee-eend naar buiten verdringt, analoog aan de situatie in het IJsselmeer, waarvoor De Leeuw (1997) suggereert dat de grote Toppereend de kleinere Kuifeend weghoudt van de meest lucratieve voedselgebieden. Ondanks deze voorkeurspositie kan de Toppereend toch slechts circa 20% van de biomassa aan Driehoeksmosselen in het IJsselmeer benutten: de rest ligt te diep, heeft een ongunstige grootte dan wel vleesinhoud, of ligt te dun.

In het IJsselmeer is wel gekeken naar de verspreiding van verschillende eenden. Dit is gedaan aan de hand van vangsten van -naar mag worden aangenomen- foeragerende eenden in staand want (van Eerden *et al.* 1999). Tabel 2.1 uit genoemd rapport geeft de verdeling weer voor de schelpdiereters. Eidereenden zijn echter te schaars in het IJsselmeer aanwezig om hier veel over te kunnen zeggen. Duidelijk is echter dat de kleinere soorten regelmatig foeragerend zijn aangetroffen op dieptes groter dan 5 meter.

Wanneer de massa van de prooidieren in de Waddenzee dus op diepten, kleiner dan 5 meter ligt, zijn op het eerste gezicht weinig problemen voor eidereenden te verwachten. De extra kosten als gevolg van duiken betekenen echter wel dat een deel van het bestand niet rendabel geoogst kan worden. Welk deel kan niet worden aangegeven. Anders ligt dit mogelijk in de Noordzee kustzone, waar de prooien kleiner zijn en waar deze prooien op aanzienlijk grotere dieptes voorkomen (5-15 meter). Gezien het voorkomen van eidereenden in de Oostzee, valt de diepte op zich binnen de normale range van de eidereend. Prooigrootte kan daar echter een probleem zijn: zie hoofdstuk 2.2.3.7: halfgeknotte strandschelp.

2.2.3 Prooigrootte en schelpdikte

Bij de selectie van schelpdieren speelt, naast de minimale maat die nog energie oplevert en de maximale maat die nog kan worden ingeslikt, ook de armatuur (ratio tussen schelp- en vleesgewicht) een rol. Kokkels hebben over het algemeen een relatief dikke schelp in vergelijking met mosselen. Mosselen zijn echter zeer variabel in armatuur: mosselen die aan dijkvoeten, of golfbrekers groeien hebben een zeer zware schelp, evenals mosselen die hoog in de getijzone groeien op natuurlijke banken. Perceelmosselen hebben een veel dunnere schelp en groeien bovendien beter dan mosselen op platen, en hebben dus voor eidereenden een veel gunstiger schelp/vlees ratio. De armatuur neemt van mossel (33 mm: 11) naar kokkel (26 mm: 13,5) met een kwart toe (Zwarts 1996: blz. 189). De door het RIVO gerapporteerde vleesgewichten bevestigen dit beeld. Voor kokkels varieert het vleesgewicht, uitgedrukt als percentage van het versgewicht tussen 10% en 20%, terwijl dit voor mosselen varieert tussen 20% en 40%. Over *halfgeknotte strandschelp* ontbreken gegevens in de literatuur.

2.2.3.1 Mossel

Eidereenden zijn fysiek in staat om mosselen op te nemen met een lengte variërend van minder dan 10 mm tot 70 mm (Nehls 1995). Eidereenden foerageren op plaatsen waar de mosselen variëren van 0 tot 85 mm (Figuur 2.5a), maar de grenswaarden van geselecteerde mosselen liggen meestal tussen de 25 en 60 mm (Figuur 2.5b). Eidereenden selecteren mosselen van bepaalde lengte klassen om het dagelijks opgenomen schelpgewicht te minimaliseren (Bustnes & Erikstad 1990). Experimenten van Bustnes (1998) laten zien dat eiders bij een keuze uit (1) mosselen van verschillende lengtes mosselen selecteren met het laagste schelpgehalte en het hoogste vleesgehalte, en (2) dat eiders in staat zijn mosselen te onderscheiden binnen dezelfde lengteklasse met verschillen in schelpmorfologie en schelpmassa. Deze bevindingen worden bevestigd door in het kader van EVA II uitgevoerd onderzoek (Ens *et al.* 2003). De verschillen in schelpmorfologie en schelpmassa zijn een gevolg van de positie van de mossel in de getijdezone, waarbij de hoog gelegen mosselen langzamer groeien met als gevolg meer schelp en minder vlees (=ongunstigere schelp/vlees ratio) dan de lager gelegen mosselen van dezelfde lengte (Seed 1968, 1979).

In de Duitse Waddenzee selecteren eidereenden mosselen in de klasse van 40 tot 70 mm in lengte in de winter en in de klasse van 20 tot 50 mm in de zomer (Figuur 2.6). In New Brunswick (Canada) selecteren eidereenden mosselen op een manier die overeenkomt met de selectie in het Duitse Waddengebied (Hamilton *et al.* 1999), maar hierbij moet worden opgemerkt dat het aanbod van mosselen kleiner is dan in Duitsland. In het algemeen worden gesteld dat in de zomer kleine mosselen worden geselecteerd en in de winter de grotere mosselen ten opzichte van het aanbod.

Verder kan de selectie en opname van mosselen worden beïnvloed door vertrossing (extra kosten voor *handling*), trefkans en dichtheid van verschillende lengte klassen, begroeiing met pokken (risico voor beschadiging van de ingewanden (Swennen 1976), schelpdikte en de kosten van duiken (Nehls 1995). Door vertrossing zal meer tijd worden besteed op de bodem om de mosselen los te maken van het substraat en als gevolg hiervan resulteren in hogere kosten. Mosselen die op percelen worden losgewerkt zullen dus vermoedelijk de voorkeur verdienen. Mosselen kunnen, vooral op hoog gelegen banken, begroeid zijn met pokken en dit zou het opnemen van met pokken begroeide mosselen bemoeilijken dan wel verhinderen. Mosselen begroeid met pokken werden door eidereenden in gevangenschap tijdens voedselproeven niet opgenomen (Swennen 1976), mogelijk vanwege het gevaar van beschadigingen aan de ingewanden. Uit eigen onderzoek in het kader van EVA II (Ens *et al.*

2003) bleek dat eidereenden wel degelijk mosselen kunnen en willen eten die sterk begroeid zijn met pokken. Wel bleek de bovengrens van de geselecteerde mosselen voor sterk met pokken begroeide mosselen een centimeter lager te liggen ten opzichte van de onbegroeide mosselen.

De sublittorale zaad- en perceelmosselen hebben door het ontbreken van drooglijtigheid een optimale groei, die resulteert in een dunnere schelp en een hoog vleesgewicht, vergeleken met de littoraal gelegen mosselen. De schelpdikte bepaalt de kosten die nodig zijn om een mossel van een bepaalde lengte te breken. Bustnes (1999) laat in een keuze experiment zien dat eidereenden alleen op sublittorale mosselen en niet op litorale mosselen foerageerden. Ook in de Waddenzee zitten de meeste mosseletende eenden in de regel op de percelen. De beschikbaarheid van deze mosselen voor eidereenden hangt echter mede af van de mate en frequentie van verjaging van eidereenden op de percelen. Uit het verleden zijn er meldingen gemaakt van actieve verjaging van eidereenden op de percelen (Baptist *et al.* 1997), maar de effectiviteit van deze vorm van onbereikbaar maken van mosselen voor eidereenden is onduidelijk.

2.2.3.2 Kokkel

Over factoren die bij de selectie op kokkels een rol spelen is de literatuur beperkt. In experimenten, waarbij eidereenden uit voerbakjes moesten eten hadden ze steeds een voorkeur voor de kleinste kokkels in de bak (Swennen 1976). Bij een aanbod dat bestond uit kleine kokkels (tot 3 cm lengte) was die voorkeur voor de kleinste maten (1-2 cm) zichtbaar, maar niet erg sterk. Bij een aanbod van grote kokkels (2,5-5 cm) was de selectie op de kleinsten veel sterker, maar tevens meer variabel tussen verschillende experimenten. De eenden konden weliswaar ook de grootste kokkels inslikken en deden dit soms ook, maar hadden wel steeds een voorkeur voor de kleinere exemplaren uit het aanbod. Wanneer alle overige opgaven in de literatuur worden samengevat blijkt dat eidereenden zelden kokkels kleiner dan 15 mm en groter dan 45 mm eten (Figuur 2.7). Naar andere factoren dan lengte is nooit onderzoek gedaan.

Een ander gesuggereerde factor die de geschiktheid van kokkels voor eidereenden bepaalt, is de leeftijd (dit is in veel gevallen iets anders dan grootte). Opvallende sterfte van eidereenden kwam de laatste twee decennia eigenlijk alleen voor in twee winters in de periode 1990-1992 en drie winters in de periode 1999-2002 (Camphuysen *et al.* 2002, Van den Berk *et al.* 2000, Ens *et al.* 2002). In de periode 1990-1992 was het kokkelbestand laag, maar in 1999-2002 was het bestand hoog. Deze jaren worden gekenmerkt door een ongewoon oud bestand aan kokkels, met een zeer grote meerderheid aan drie- of meerjarigen, veroorzaakt doordat in een aantal jaren daarvoor de winters zeer zacht waren, waardoor broedval, dus verjonging, uitbleef. Deze samenloop van omstandigheden in beide periodes met verhoogde sterfte suggereert, dat driejarige of nog oudere kokkels ongeschikt zijn voor consumptie door eidereenden. De achterliggende reden is onbekend. Hierbij moet nog worden opgemerkt, dat de visserij niet stopt in de jaren voorafgaand aan het laatste jaar voorafgaand aan grote sterfte en dat de visserij steeds gericht zal zijn op de beste kokkels. Dit zullen vooral grote kokkels zijn, met een hoge vleesinhoud die makkelijk bereikbaar liggen. Wat dus overbleef in de genoemde winters met hoge eidereendensterfte, waren oude, kleine, magere, hooggelegen kokkels. Deze redenering geldt voor de voor visserij opengestelde gebieden. De periode 1990-1992 viel voor de beperkingen aan de visserij die werden ingesteld in het kader van de structuurnota zee- en kustvisserij. Tijdens de periode 1999-2002 was 69% van de droogvallende platen opengesteld voor de kokkelvisserij en 100% van het sublittoraal.

Nog een meespelende factor is het substraat waarin de kokkels voorkomen. Opvallend is, dat langs de Friese landaanwinningwerken, in een zeer slikkige bodem, wel veel kokkels kunnen voorkomen (meest slecht groeiend, maar wel in hoge aantallen), maar dat eidereenden hier niet of nauwelijks voorkomen. Een overmaat aan fijn slik zou de eidereenden voor problemen kunnen stellen, of die nu hoge loopkosten bij laag water zijn, een moeilijke 'opgraafbaarheid' (Nehls 1991: 719), of problemen die samenhangen met verontreiniging van het verenkleed door het fijne slib, waardoor ook deze deelbestanden ongeschikt zouden kunnen zijn.

Hoewel eidereenden kokkels kunnen eten op drooggevallen wad én in meters diep water, worden volgens Nehls (1989) kokkels vooral gegeten door trappelen van kuilen op het

wad waarop nog een klein laagje water staat bij afgaand tij. Een dergelijk strategie leidt er toe dat de beschikbaarheid van kokkels op een vaste locatie van korte duur is in de getijde cyclus. Verder ontstaat er concurrentie om de voedselkuilen. Dit concurrentiegedrag beperkt naar alle waarschijnlijkheid het aantal eidereenden dat tegelijkertijd op een kokkelbank van een bepaalde omvang kan foerageren.

Tenslotte is gedurende de winter de conditie van kokkels onderhevig aan de invloed van de temperatuur van het zeewater. Dit leidt er toe dat kokkels in zachte winters een maandelijks verlies kunnen ondervinden van ongeveer 20-30 % in conditie (uitgedrukt als % verlies in AFDW per maand) (Zwarts 1996). Dit zou kunnen betekenen dat de voedselbehoefte per eidereend, uitgedrukt in aantallen kokkels per maand, toeneemt in dezelfde orde van grootte in zachte winters, waardoor in feite alle kokkels ongeschikt zouden kunnen worden: te mager. Dergelijke extreme situaties kunnen echter pas aan het eind van de winter een doorslaggevende rol gaan spelen. Berekeningen met het door Brinkman *et al.* (in druk) opgestelde model ondersteunen dit scenario (Ens *et al.* 2003).

2.2.3.3 Strandgaper

De soort kan worden gegeten door eidereenden, maar graaft zich in zijn leven steeds dieper in en groeit daarbij tot oninslikbare groottes. Vermoedelijk zijn alleen 0 en 1 jarigen geschikt als voedsel. Juveniele eidereenden bij Hallö (Zweedse Oostzee) prefereerden strandgapers met een gemiddelde lengte van 14,3 mm (range: 9,3-19,1 mm) bij een gemiddeld aanbod van 22,8 mm (range: 12,5-32,3 mm) (Nyström *et al.* 1991). Eiders selecteerden strandgapers kleiner dan het gemiddelde aanbod en dit komt overeen met de selectie van mosselen iets kleiner dan het aanbod.

2.2.3.4 Nonnetje

Nonnetjes worden met regelmaat aangetroffen in faeces van eidereenden; in sommige gevallen zijn ze stapelvoedsel geweest (Laursen *et al.* unpublished manuscript). Deze consumptie van nonnetjes in Denemarken wordt verklaard als reactie op de afname van beschikbare mosselen door intensieve mosselvisserij halverwege de jaren 80. Gezien de geringe grootte van deze soort, kunnen alleen gebieden waar relatief oude nonnetjes in hoge dichtheden voorkomen, benut worden. Geparasiteerde nonnetjes komen naar het oppervlak van het wad. Scholeksters vermijden deze geparasiteerde individuen (Hulscher), maar het zou kunnen dat het de enige dieren zijn die makkelijk beschikbaar zijn voor de eidereend.

2.2.3.5 Mesheft

Laursen *et al.* maakt melding van consumptie van Mesheften door eiders en dit wordt verklaard als reactie op de afname van beschikbare mosselen door intensieve mosselvisserij halverwege de jaren 80. In 16 % van de spiernagen werden mesheften gevonden en dit had een aandeel van 59 % van de prooidieren.

2.2.3.6 Strandkrab

Strandkrabben kunnen tot een lichaamsbreedte van ongeveer 5,5 cm ingeslikt worden. Van grotere krabben kunnen nog wel de scharen worden gegeten, die dan eerst worden afgeschud door de vogel. Grote krabben hebben een zeer lange 'hannestijd' door dit afschudden en het weer opduiken van de losvliegende onderdelen. Laursen *et al.* melden dat het aandeel van krabben in het dieet toenam in jaren waarin een groot deel van het bestand aan mosselen door mosselvisserij was weggevist halverwege de jaren 80.

Ook om een andere reden zijn kleine krabben gunstiger dan grote krabben. Kleine krabben hebben namelijk een veel lagere besmettingsgraad met parasieten. In Schotland worden geïnfecteerde strandkrabben geselecteerd met een gemiddelde grootte van 2,4 cm bij een aanbod in de range van 1,5 tot 6,5 cm (Thompson 1985a). De strandkrabben kunnen geïnfecteerd zijn met de parasiet *Profilocollis botulus* en dienen als (tussen) gastheer. Na het eten van deze geïnfecteerde krab wordt de parasiet uiteindelijk overgedragen aan de eind gastheer. Het voorkomen van *Profilocollis* infecties is bekend bij waterwild (McDonald 1969), Zee-eenden (Bouregois & Threlfall 1982), Knobbelswanen *Cygnus olor* in Schotland (Pennycott 1998), reiger *Nycticorax nycticorax* in Peru (Amin & Heckmann 1991) en meeuwen *Larus dominicanus* in Argentinië (Kreiter & Semenas 1997) en Chili (Torres *et al.* 1991). Het

voorkomen van *Profilicollis* bij eidereenden is gemeld in Schotland (Rayski 1958, Rayski & Garden 1960, Liat & Pike 1980, Thompson 1985a, 1985b, 1985c), Nederland (Swennen & Van den Broek 1960), Verenigde Staten (Van Cleave 1916, Van Cleave 1918, Van Cleave & Rausch 1961) en Canada (Bishop & Threlfall 1974). Clark *et al.* 1958 maakt ook melding van het voorkomen van epizootics bij eidereenden.

Onvolwassen eidereenden zijn vaker sterk geïnfecteerd met de darmparasiet *Profilicollis* dan volwassen dieren. Dit geldt zowel voor verhongerde als geschoten eenden (Camphuysen *et al.* 2002; Ens *et al.* 2002). Dit suggereert dat vooral jonge vogels strandkrabben eten. In de concurrentiestrijd om voedsel zijn het standaard de jonge dieren die aan het kortste einde trekken. Dit is een extra aanwijzing dat strandkrabben een tweede keus prooi zijn die gegeten wordt als andere prooien niet beschikbaar zijn. Dat een hoge infectie met *Profilicollis* ongunstig is voor de overleving lijkt aannemelijk, al zijn er geen goede gegevens over. Het betekent echter niet dat infectie met parasieten de hoofdoorzaak is van de reeds eerder gemelde massale sterftes onder de eidereenden. Ens *et al.* (2002) maken aannemelijk dat een tekort aan geschikt voedsel de hoofdoorzaak is van de massale sterftes. Bij voedselgebrek zullen de sterk geparasiteerde eenden als eerste sterven.

2.2.3.7 Halfgenotte strandschelp

Eidereenden die zich langere tijd ophouden in de Noordzee kustzone benoorden de wadden, west van de Hollandse kust of in de Voordelta vinden daar slechts één prooi in voldoende grote aantallen om van te leven: de halfgeknotte strandschelp (Leopold 1996). Vrijwel alle grotere groepen eider- en zee-eenden die in de Noordzee kustzone zijn aangetroffen, bevonden zich boven rijke voorkomens (banken) van dit schelpdier. Uitzonderingen zijn relatief kleine groepen (maximaal enkele honderden) bij strandhoofden en de pieren van IJmuiden en Scheveningen. Deze vogels eten een mix van mosselen, krabben en zeesterren. Waarnemingen aan faeces van de 'Noordzee-eidereenden' laat eenvoudig zien dat deze vogels in hoofdzaak leven van de halfgeknotte strandschelp (Leopold 1996); hetgeen bevestigd kan worden door maagonderzoek (den Hollander 1993). Informatie over de maten, c.q. leeftijd van *halfgeknotte strandschelp*, die door eidereenden in Nederland wordt gegeten, kan worden afgeleid uit de schelpresten in de faeces (cf Dekinga & Piersma 1993) maar is nog nooit gedaan. We zijn daarom aangewezen op het gezamenlijk voorkomen van prooi en predator. Een gunstige bijkomstigheid voor deze matching is, dat op de meeste banken de *halfgeknotte strandschelp* in hoofdzaak voorkomt in één jaarklasse. Leopold *et al.* (2000) geven een uitgebreide beschrijving van de beschikbare informatie en komen tot de volgende conclusies:

- De aanwezigheid van grote *halfgeknotte strandschelpen* kan samengaan met grote aantallen eidereenden, maar de aanwezigheid van grote *halfgeknotte strandschelpen* trekt niet per definitie grote aantallen eidereenden aan.
- Bij gelijke grootte van de *halfgeknotte strandschelp* wordt ook de waterdiepte voor de eenden een factor van belang.
- Felle koude en ijsvelden zijn voor deze subarctische eendensoort een relatief klein probleem en geen reden om (relatief ondiep liggende) *halfgeknotte strandschelp* voorkomens te verlaten. Evenmin zijn dergelijke omstandigheden reden om ijsvrije, maar diep liggende *halfgeknotte strandschelp* banken op te zoeken.
- Bij gunstige omstandigheden (veel grote *halfgeknotte strandschelpen* in relatief ondiep water) zijn ook de banken voor de Noord-Hollandse kust attractief voor eidereenden, vooral als de *halfgeknotte strandschelpen* boven de eilanden (te) klein zijn.

2.2.3.8 Keuze tussen kokkels en mosselen

In deze paragraaf zullen kort de argumenten worden genoemd waarom mosselen, en dan met name sublitorale mosselen, aantrekkelijker zijn als prooidier dan kokkels. Mosselen hebben in het algemeen een veel gunstiger verhouding tussen vlees en schelp dan kokkels. Op grond van de schelpdikte kunnen de energetische kosten berekend worden die nodig zijn om de schelp te kraken. De aldus berekende netto energie winst van het verteren van mosselen is hoger dan van kokkels (Brinkman *et al.* in druk). Bij gelijke zoekkosten zijn mosselen dus veel aantrekkelijker prooidieren dan kokkels. Empirische gegevens ondersteunen deze modelberekeningen. In het kader van EVA II zijn kokkels en mosselen aangeboden aan een eidereend in gevangenschap (Ens *et al.* 2003). De eend vertoonde een sterke voorkeur voor de

mosselen. Wanneer alleen mosselen werden aangeboden dan werden de sublitorale mosselen geprefereerd boven de litorale mosselen. Tijdens deze experimenten waren de prooidieren continu beschikbaar. Dit is een belangrijk verschil met het veld, waar de prooien die op de platen liggen slechts een deel van de tijd beschikbaar zijn voor de eenden, namelijk dat deel van de tijd dat er water boven de platen staat. Het grootste deel van de kokkels ligt op droogvallende platen en is dus slechts een deel van de tijd beschikbaar voor de eenden.

2.2.4 Samenvatting en Conclusie: filters

Op grond van het bovenstaande overzicht van de literatuur kunnen de volgende conclusies worden getrokken:

- 1) Koude is geen groot probleem voor eidereenden, zo lang het voedsel bereikbaar blijft en niet bevriest.
- 2) Er is voor geen enkel prooidier van de eidereend bekend bij welke dichtheden de eenden niet meer profijtelijk naar voedsel kunnen zoeken.
- 3) Eidereenden zijn in staat tientallen meters diep te duiken, hetgeen betekent dat er in dit opzicht binnen het studiegebied geen fysieke beperkingen zijn voor de eenden.
- 4) Duiken is energetisch kostbaar, zodat diep duiken alleen uit kan als de opbrengst hoog is. Er zijn echter geen studies bekend van de eidereend waarin duikkosten in relatie tot duikdiepte zijn gemeten.
- 5) Prooien die zich diep ingraven, zoals het nonnetje, mesheft en de strandgaper, zijn minder geschikt als voedsel voor de eidereend.
- 6) Krabben hebben een gunstige verhouding tussen schaal en vlees, maar eenden die krabben eten lopen het risico besmet te worden met een gevaarlijke darmparasiet. Anekdotische informatie in de literatuur suggereert dat de eenden mogelijk als gevolg hiervan alleen krabben gaan eten als er sprake is van voedseltekort.
- 7) Mosselen hebben in het algemeen een veel gunstiger verhouding tussen vlees en schelp dan kokkels. De berekende netto energie winst van het verteren van mosselen is hoger dan van kokkels. Bij gelijke zoekkosten zijn mosselen dus veel aantrekkelijker prooidieren dan kokkels.
- 8) Voor mosselen kunnen de volgende conclusies worden getrokken:
 - Eidereenden zijn fysiek in staat mosselen van elke grootte in te slikken, maar geselecteerde mosselen variëren van 25 tot 60 cm in lengte
 - Mosselen van intermediaire grootte worden geprefereerd, waarbij in de zomer kleinere Mosselen worden geprefereerd dan in de winter
 - Als mosselen sterk begroeid zijn met zeepokken zijn de grootste mosselen die nog gegeten worden kleiner dan bij mosselen zonder zeepokken
 - Mosselen op percelen, met name halfwas- en consumptieformaat, zijn waarschijnlijk bijzonder aantrekkelijk voor eidereenden vanwege hun veel dunnere schelp met minder zeepokken, en het feit dat ze minder "vertrost" zijn dan mosselen op wilde banken in het intergetijdengebied
- 9) Voor kokkels kunnen de volgende conclusies worden getrokken:
 - Eidereenden zijn fysiek in staat kokkels van elke grootte in te slikken, maar geselecteerde kokkels variëren van 15 tot 45 mm in lengte.
 - Volgens selectie proeven van Swennen zouden eidereenden de kleinere kokkels prefereren.
 - Kokkels nemen net als andere schelpdieren af in gewicht in de loop van de winter (tot 30% in zachte winters) en uit modelberekeningen blijkt dat de verhouding tussen schelp en vlees op een gegeven moment zo ongunstig wordt dat de eidereenden niet meer op een dieet van kokkels kunnen leven
 - Eidereenden maken voedselkuilen in kokkelbanken op droogvallende wadplaten. Concurrentie tussen eenden om deze kuilen beperkt waarschijnlijk het aantal eenden dat op een bepaalde bank kan foerageren.
 - Omdat de eenden vooral zwemmend en duikend naar voedsel zoeken en tijd nodig hebben om hun voedsel te verteren kan het langdurig droog liggen van een kokkelbank de eenden in tijdsproblemen brengen.
- 10) Voor *halfgeknotte strandschelp* kunnen de volgende conclusies worden getrokken:

- Voor grote aantallen eidereenden is halfgeknotte strandschelp sinds 1990 een belangrijke voedselbron.
- Broed kleiner dan ongeveer 1,5 cm is ongeschikt, vanwege het zeer grote aantal individuen dat duikend in relatief diep water (in vergelijking met mosselen en kokkels) moet worden gegeten (Leopold et al. 1998).
- Overjarige halfgeknotte strandschelpen, van 1,5-3,5 cm, en vermoedelijk >25 mm heeft de voorkeur.
- halfgeknotte strandschelpen in ondiep water worden bij voorkeur gegeten, halfgeknotte strandschelpen in dieper water gemeden.
- De kust van Noord-Holland is meestal de zuidgrens van de verspreiding van (grote groepen) eidereenden. Voor de kust van Zuid-Holland en in de Voordelta komen, ook bij rijke halfgeknotte strandschelpen voorkomens, slechts relatief kleine aantallen eidereenden foerageren.

2.3 Wat is nodig om tot een goede meting te komen van het voor scholeksters beschikbare schelpdierbestand?

2.3.1 Inleiding

Dit hoofdstuk richt zich op de voorjaarssurvey van het RIVO, waarbij een kwantitatieve schatting gemaakt wordt van de schelpdierbestanden in Waddenzee en Oosterschelde (met name kokkels en mosselen), en het voor scholeksters beschikbare schelpdierenbestand. Het is gebaseerd op twee pijlers:

1. De uitgebreide literatuur over de voedsel生态学 van de scholeksters, recentelijk samengevat in een boek (Goss-Custard 1996) en een speciaal nummer van het tijdschrift *Ardea* (Blomert et al. 1996).
2. Een studentenrapport over een eenmalige experimentele uitbreiding van het meetprogramma van het RIVO in het voorjaar van 1998 (de Heij & Vahl 1998).

De volgende vragen staan centraal:

1. Welke prooidieren zijn van belang voor de scholekster?
2. Welke voor de scholekster belangrijke "alternatieve" prooien kunnen tijdens de voorjaarsurvey bemonsterd worden?
3. Welke aspecten, met name prooigrootte, van zowel de alternatieve als de hoofdprooien moeten worden gemeten om een zo goed mogelijk beeld te krijgen van het voor scholeksters beschikbare deel van het bestand?
4. In hoeverre worden deze aspecten op dit moment meegenomen in de reguliere voorjaarssurvey?

2.3.2 Prooikeus van de scholekster

2.3.2.1 Prooidiersoorten

(Hulscher 1996) geeft een gedetailleerd overzicht van belangrijke en minder belangrijke prooien en de wijze waarop de scholeksters deze prooien bemachtigen. De meest kenmerkende eigenschap van de scholekster is de lange sterke snavel waarmee het dier schelpdieren open kan snijden of hameren. Andere vogelsoorten die schelpdieren eten slikken het schelpdier in het geheel in en kraken de schelp in de maag. Op basis van de overzichten van (Hulscher 1996; Zwarts et al. 1996b) en eigen ongepubliceerde waarnemingen kan tabel 2.2 over de prooidieren worden samengesteld. In de tabel zijn alleen prooidieren opgenomen die relevant zijn voor scholeksters die afhankelijk zijn van de Waddenzee of het Deltagebied. Daarbij is een onderscheid gemaakt tussen de zomerperiode, wanneer grote aantallen scholeksters in het binnenland broeden, en de winterperiode, wanneer ook de in het binnenland broedende scholeksters afhankelijk zijn van de wadgebieden.

De voorjaarssurvey is primair bedoeld om de omvang van het bestand van commercieel belangrijke schelpdieren te schatten. Dat betekent dat we onze aandacht in eerste instantie

moeten richten op de vraag hoe de monsterring kan worden aangepast om een beter beeld te krijgen van het voor scholeksters beschikbare schelpdierbestand.

Het monstertuig is niet geschikt voor wormen. Onder de alternatieve prooidieren die wel bemonsterd worden, kunnen de volgende soorten als “kansrijk” worden omschreven: strandgaper, platte slijkgaper (*Scrobicularia plana*), nonnetje, mesheft en strandkrab. Met kansrijk wordt bedoeld dat het misschien mogelijk is om de voorjaarssurvey aan te passen, zodat van deze prooi-soorten een indicatie wordt verkregen over het voor scholeksters beschikbare bestand.

2.3.2.2 Selectie van Prooigrootte

De grootte-selectie van scholeksters is uitgebreid onderzocht (Zwarts et al. 1996a; Zwarts et al. 1996b; Johnstone & Norris 2000). Grootte-selectie hangt samen met de manier waarop de dieren hun prooi zoeken, detecteren en openen, met het prooi-profijt en met het aanbod van alternatieven. Bijgevolg is grootte-selectie geen statisch gegeven, maar een dynamisch keuzeprocess dat voortdurend wordt bijgesteld door de voedselzoekende scholekster afhankelijk van de omstandigheden. Deze rapportage vereist echter een samenvatting van alle kennis in een aantal praktische vuistregels en harde grenswaarden, die toegepast kunnen worden om de voorjaarssurvey aan te passen. Twee technische termen behoeven nadere uitleg. Allereerst prooi-profijt, ook wel aangeduid met *profitability*. Dit is de energieopbrengst per seconde *handling* (ook wel vertaald als hannesen - de tijd die de scholekster nodig heeft om zijn prooi te openen en te verorberen, oftewel de tijd tussen het moment van vangen en het moment dat de prooi verorberd is en de vogel zijn zoektocht hervat. De tweede term is *stabbing*, ook wel vertaald met steken. Scholeksters kunnen schelpdieren die dicht zitten open hameren. Als de schelpdieren openstaan kunnen ze ook hun snavel naar binnen steken en de sluitspier doorsnijden. Dat wordt *stabbing* genoemd.

Op basis van de eerder genoemde literatuur kunnen de volgende vuistregels over grootte-selectie door scholeksters worden geformuleerd:

1. De *profitability* van prooidieren neemt sterk toe met de grootte; alleen voor hamerende, maar niet voor de stabbende, scholeksters neemt de *profitability* weer af voor de hele grote schelpdieren als gevolg van de problemen bij het open hameren van de schelpdieren.
2. De *profitability* van prooidieren neemt af naarmate de prooidieren sterker bepantserd zijn.
3. De *profitability* van prooidieren neemt af naarmate de dieren dieper ingegraven leven en beneden een bepaalde diepte zijn de prooidieren niet simpelweg niet beschikbaar.

Op basis van de eerder genoemde literatuur kan tabel 2.3 over grenswaarden worden vervaardigd. Zoals gezegd is dit een extreme versimpeling van de onderzoeksresultaten. In de tabel is allereerst een ondergrens aangegeven. Prooidieren kleiner dan deze ondergrens zijn nooit aantrekkelijk als prooidier. Daarnaast is een range aangegeven waarbinnen sprake is van positieve selectie, onafhankelijk van het precieze mechanisme van selectie. Voor kokkels en mosselen is daarbij een onderscheid gemaakt tussen scholeksters die hameren en scholekster die *stabben*. Een bovengrens die tussen haakjes staat betekent dat de maximale grootte van de gegeten dieren overeenkomt met de maximale grootte in het aanbod. In feite is dus niet bekend of er ook een grens is waarboven een negatieve selectie plaatsvindt.

Een belangrijke conclusie uit de tabel is dat nuljarige mosselen en kokkels geen aantrekkelijke prooidieren zijn. Alleen als de jonge schelpdieren in hun eerste zomer heel hard gegroeid zijn (wat lokaal in sommige jaren kan optreden) kunnen ze een grootte hebben bereikt die interessant is voor scholeksters. In de meeste gevallen zullen de nuljarige kokkels en mosselen echter geen belangrijke rol spelen in het voedselaanbod voor de scholekster. Vanuit de toepassing van de voorjaarssurvey voor het beleid van voedselreservering is dit gunstig, omdat deze nuljarige dieren ontbreken in de voorjaarssurvey. Wat dit betreft leidt extrapolatie van de gegevens uit het voorjaar naar het najaar dus niet tot grote fouten in de voedselreservering.

Het overzicht maakt ook duidelijk dat we zouden moeten weten hoeveel scholeksters met hameren en hoeveel scholeksters door middel van *stabben* hun kokkels of mosselen openen. Uit het overzicht van (Zwarts et al. 1996b) blijkt dat waarnemingen aan scholeksters die mosselen eten in de Waddenzee vrijwel uitsluitend betrekking hebben op dieren die *stabben*. Voor de kokkel etende scholeksters is in de door (Zwarts et al. 1996b) beschreven studies niet gedocumenteerd of ze *stabben* dan wel hameren. Het is echter algemeen bekend dat in de

Waddenzee, scholeksters vooral middels *stabben* kokkels openen (Ens, pers. obs.; Hulscher, pers. med.; Hulsman, pers. med.; Rutten, pers. med.; Oosterbeek, pers. med.; Zwarts, pers. med.). Scholeksters die kokkels hameren komen voor in de Waddenzee (Ens et al. 1996), maar hun voorkomen is beperkt tot hard zandig wad (Ens, pers. obs.). In zacht slikkig wad kunnen de vogels de schelpdieren niet open hameren, omdat de schelpdieren tijdens het hameren weg zouden zakken in het slik. Het onderzoeksgebied van (Ens et al. 1996), het zogenaamde NIOZ-wadje bij Texel, betrof zo'n hard zandig stuk wad. Zelfs daar werden nog veel kokkels door *stabben* geopend en geen enkel individu bemachtigde kokkels uitsluitend door hameren. Onder 18 onderzochte individuen waren er daarentegen wel 5 die uitsluitend de *stabbing* techniek toepasten. De conclusie is derhalve dat in de Waddenzee het gros der scholeksters hun kokkels en mosselen middels *stabben* openen. Dat betekent weer dat voor deze scholeksters geldt dat de grootste kokkels en mosselen het meest profijtelijk zijn.

Tot slot moet worden opgemerkt dat tabel 2.3 betrekking heeft op het winterseizoen. Dat is de periode waarin de grootste aantallen scholeksters in de Waddenzee verblijven en het is ook de periode waarvoor het beleid van voedselreservering moet zorgen dat er geen extra voedseltekorten optreden. Het blijkt dat de prooiselectie van scholeksters in de winter goed begrepen kan worden vanuit energetische overwegingen. De grootste kokkels en mosselen zijn het meest profijtelijk voor *stabbende* scholeksters en dat zijn ook de prooien die in de wintermaanden geselecteerd worden. Dit is niet het geval in de zomermaanden. Dan lijkt er zelfs sprake van een actieve selectie tegen de allergrootste kokkels en mosselen (Cayford & Cayford 1990, Ens et al. 1996). Het is interessant dat ook eidereenden een vergelijkbare verandering in prooigrootte selectie van mosselen en kokkels vertonen (hoofdstuk 2.2). De precieze reden van deze selectie verandering is onduidelijk. Ens et al. (1996) concluderen dat in de winter maximalisatie van fitness bereikt kan worden door maximalisatie van de energie winst tijdens het foerageren, maar dat in de zomer energie blijkbaar niet het grootste probleem is en andere factoren een minstens net zo grote rol spelen. Daarbij moet gedacht worden aan de volgende drie factoren. (1) De kans om parasieten op te lopen bij het eten van bepaalde prooien. (2) De kans om de snavel te beschadigen bij het openen van de prooi. (3) De biochemische samenstelling van de prooien.

2.3.2.3 Functionele respons kokkeletende scholeksters

In het voorgaande is aangegeven dat grote kokkels en mosselen het meest profijtelijk zijn. Dat betekent niet dat alle kokkels en mosselen ook geoogst kunnen worden door de scholeksters. In het prooi profijt (*profitability*) speelt alleen de hannestijd (*handling time*) een rol. De opname snelheid van voedsel wordt echter ook bepaald door de zoektijd. Als profijtelijke prooien in een zeer lage dichtheid voorkomen kan de opname snelheid toch zo laag uitvallen dat de scholeksters geen jacht kunnen maken op die profijtelijke prooien. Op basis van de door (Zwarts et al. 1996b) verzamelde gegevens over kokkel etende scholeksters is door (Rappoldt et al. 2003) een functionele respons opgesteld. De functionele respons is het verband tussen de vangsnelheid van kokkels als functie van zowel de dichtheid als de grootte van die kokkels. Het door (Rappoldt et al. 2003) berekende verband vertoont een duidelijk betere fit met de data dan het oorspronkelijke door (Zwarts et al. 1996b) berekende verband en dient daarom als basis voor berekeningen in deze en andere EVA II publicaties. Op basis van de functionele respons kan nu een contour diagram gemaakt worden waarbij voor elke combinatie van kokkel dichtheid en kokkel grootte de voorspelde opnamesnelheid van voedsel wordt weergegeven (Figuur 2.8 a en b). Lijnen geven combinaties van grootte en dichtheid weer met eenzelfde opnamesnelheid. Zoals te verwachten was kan een lage kokkel dichtheid gecompenseerd worden door grote kokkels. Omgekeerd kunnen scholeksters alleen maar voldoende voedsel vinden op een bank met kleine kokkels, als die kokkels in zeer hoge dichtheden liggen. Meestal wordt pas van een kokkelbank gesproken als de kokkels in dichtheden boven 50 per m² liggen. Boven deze dichtheid wordt de opnamesnelheid vooral door de grootte van de kokkels bepaald. Ook de conditie van de kokkels speelt een rol. Bij eenzelfde combinatie van dichtheid en grootte is de opnamesnelheid in September, wanneer de kokkels veel vlees bevatten, veel hoger dan in Maart, wanneer de kokkels weinig vlees bevatten (vergelijk Figuur 2.8 a met Figuur 2.8 b). Op basis van schattingen van de dagelijkse energiebehoefte van scholeksters (verzameld door (Zwarts et al. 1996c)) komen (Zwarts et al. 1996b) tot de conclusie dat de opnamesnelheid van

scholeksters minimaal 1 mg AFDW per seconde moet bedragen om in die dagelijkse behoefte te voorzien. In september is deze opnamesnelheid haalbaar als kleine kokkels van 13 mm in zeer hoge dichtheden liggen, maar in maart moeten de kokkels minimaal 18 mm zijn.

2.3.2.4 Functionele respons mossel etende scholeksters

In de functionele respons van scholeksters die mosselen eten speelt dichtheid een nog kleinere rol dan bij kokkels en is de prooigrootte nog belangrijker volgens de meest recente bevindingen van (Goss-Custard et al. 2001). In deze meest recente functionele respons neemt de opnamesnelheid pas af bij zeer lage dichtheden mosselen. Dit is in tegenspraak met eerdere publicaties waarin gemeld werd dat opnamesnelheid wel over een breed traject van dichtheden toenam met de dichtheid (Goss-Custard et al. 1996). Volgens Goss-Custard (pers. med.) is de discrepantie het gevolg van het feit dat in het oude model opnamesnelheid is geëxtrapoleerd naar verschillende dichtheden, terwijl in het nieuwe model de opnamesnelheid daadwerkelijk bij die verschillende dichtheden is gemeten. Volgens Goss-Custard (pers. med.) is zijn laatste model het meest betrouwbaar.

2.3.3 *Extra metingen tijdens voorjaarssurvey in 1998*

2.3.3.1 Inleiding

In mei 1998 zijn in het totaal 1800 punten verspreid over de Nederlandse Waddenzee bemonsterd als onderdeel van de reguliere voorjaarssurvey van het RIVO. De bemonsteringen zijn met behulp van een 'kokkelkor' uitgevoerd vanaf twee commerciële kokkelschepen; de TX53 en de Y42. Een kokkelkor is twee meter lang, 21 centimeter breed en schaaft tot tien centimeter diep. Per monsterpunt wordt dus 0,42 vierkante meter leeggevist. Standaard worden van kokkel en mossel per leeftijdklasse het totale aantal en het totale versgewicht bepaald. Onder normale omstandigheden worden de monsters daarna weer overboord gegooid, maar in dit geval werden de monsters herkenbaar gelabeld en naar het laboratorium van Alterra gebracht. In het laboratorium is vervolgens een begin gemaakt om van alle individuele schelpdieren in de monsterpunten de lengte te bepalen. In het totaal zijn er 969 monsters (54% van alle monsterpunten) gebruikt voor de berekeningen in dit onderzoek. Figuur 2.9 geeft een overzicht van de gebruikte monsterpunten, waarbij in figuur 2.9 a per monsterpunt ook de drooglijgtijd (gekaracteriseerd als percentage droog per etmaal) en in figuur 2.9 b de slijkigheid (gekaracteriseerd met het M16 getal) is weergegeven (het M16-getal is de mediane korrelgrootte van de sediment fractie die een korrelgrootte boven de 16 μm heeft). In een deel van deze monsters is voor een paar soorten gekozen een bepaald percentage te meten door middel van het nemen van zogenaamde "subsamples". Dit gebeurde als de aantallen van een bepaalde soort zo hoog waren dat het de meettijd teveel zou verlengen zonder veel extra informatie toe te voegen. In de berekeningen is later gecorrigeerd voor het percentage dat gemeten is.

2.3.3.2 Biometrische relaties en gewichtsverliezen

2.3.3.2.1 Inleiding

Aan de schelpdieren die tijdens de voorjaarssurvey gevangen worden kunnen verschillende variabelen gemeten worden. Niet elke variabele geeft echter dezelfde informatie en ook kost het meten van de verschillende variabelen niet evenveel tijd. De twee meest informatieve variabelen zijn schelp lengte en het versgewicht van de schelp met vlees. Het meten van de schelp lengte is relatief arbeidsintensief. Uit schelp lengtes kan naast informatie over de schelp groottes ook informatie over schelp groei gehaald worden, als voor elk individueel schelpdier alle groeiringen worden gemeten. Bovendien kan de schelp lengte per monsterpunt gerelateerd worden aan locale factoren als hoogteligging en sedimentsamenstelling, die de conditie van de schelp beïnvloeden. Het meten van het gewicht van de schelpen daarentegen kost veel minder tijd en kan nog op zee gebeuren. Het geeft echter alleen informatie over de grootte van de schelpen, niet over groei. Een probleem aan het meten van gewicht is verder het moment waarop het schelpgewicht bepaald wordt. Als te lang gewacht wordt, kan bij sommige soorten een deel van het water uit de schelp lopen, waardoor het gewicht kan afnemen. Bij

meten aan boord moet dus rekening gehouden worden met de tijd tussen vangen en meten, om te voorkomen dat verschillende gewichten door elkaar gebruikt gaan worden. Een alternatieve manier om het gewicht te bepalen is het invriezen van de gevangen schelpdieren, om vervolgens in het laboratorium het vriesgewicht te bepalen -het gewicht van de bevroren schelp.

Een moeilijkheid waar beide meetmethodes - zowel het meten van de schelpenlengte als het meten van het schelpgewicht - mee te kampen hebben, is dat van een aantal schelpen slechts een stuk van de siphon gevangen wordt; de eigenlijke schelpdieren zitten te diep voor de kor om naar boven gehaald te worden. Aangezien de vangst van een stuk siphon wel informatie geeft over de aanwezigheid van het schelpdier en zelfs ook over de grootte hiervan, is het wenselijk uit deze gevangen siphon's informatie te kunnen halen over de bijbehorende schelpenlengtes.

In het bij deze rapportage horende technische achtergrondrapport wordt allereerst onderzocht hoe schelpenlengte zich tot de verschillende schelpgewichten verhoudt, teneinde te weten te komen hoe sterk deze variabelen dezelfde informatie bevatten. Vervolgens wordt gekeken of uit de gevangen stukken siphon informatie gehaald kan worden over de bijbehorende schelpenlengte. Tenslotte wordt onderzocht in welke mate de verschillende gewichten - versgewicht, uitlekgewicht en vriesgewicht- in elkaar omgezet kunnen worden (Williams & Ens 2003).

2.3.3.2.2 Resultaten

In alle gevallen blijkt er een duidelijk verband te bestaan tussen versgewicht en lengte van een schelp (zie (Williams & Ens 2003)). Deze twee variabelen blijken dan ook goed in elkaar omzetbaar. Voor welke variabele moet nu gekozen worden om de gegevens te verkrijgen? Het meten van het gewicht van de schelpen heeft als groot voordeel dat het relatief weinig tijd kost. Nadeel van het op zee meten is echter dat de metingen door het bewegen van het monstervaartuijg minder betrouwbaar worden. Het verdient dan ook de voorkeur om, bij het bepalen van gewichten, metingen in het laboratorium te doen. Voor alle soorten is correctie voor het meten van vriesgewichten goed mogelijk. Een groot nadeel aan het meten van gewichten is echter dat, wil het voordeel van tijdsbesparing behouden blijven, het niet per individu kan, maar per monsterpunt moet, waardoor informatie over individuen verloren gaat.

Groot voordeel van het meten van de lengte van de schelpen, is dat hiermee veel informatie over de individuele schelpdieren verkregen kan worden. Aan de hand van lengtemetingen van de jaarringen kan bij kokkels bijvoorbeeld informatie verkregen worden over de schelpgroei. Dat geeft de mogelijkheid om de invloed van hoogteligging en sedimentsamenstelling op de groei te bepalen.

Hoewel hiervoor ook gewichten gebruikt kunnen worden, gaat er wel veel informatie verloren, die bij het meten van schelpenlengtes behouden blijft. Omdat deze informatie van nut kan zijn bij de verdere berekening van de beschikbare biomassa (groei, minimum dichtheid, sterfte), verdient het dus de aanbeveling om schelpenlengtes te bepalen.

Aangezien er een duidelijk verband blijkt te bestaan tussen siphonbreedte en schelpenlengte bij strandgapers, kunnen ook de stukken siphon die bij de bemonstering gevangen worden, gebruikt worden om informatie over de dichtheid en de biomassa van de bodemdieren te verkrijgen (Williams & Ens 2003). Het is zeker dat een dergelijk verband ook bij de mesheft te vinden is, maar er werden te weinig exemplaren verzameld om dit verband te bepalen. Zodra ook dit verband gevonden is, gaat er minder informatie uit de bemonstering verloren door de vangmethode.

Vers-, uitlek- en vriesgewichten blijken goed in elkaar omzetbaar. Voor een goed sluitende soort als de platte slijkgaper verschillen deze gewichten zelfs helemaal niet. Voor de mossel geldt dat alleen vriesgewicht verschilt van vers- en uitlekgewicht. Hierbij moet wel opgemerkt worden dat de mosselen in dit onderzoek een nacht schoongespoeld zijn, alvorens de versgewichten bepaald zijn. Hierbij is veel sediment uit de schelpdieren gestroomd, wat het versgewicht wellicht verlaagd heeft. Bij de strandgaper wordt gevonden dat het vriesgewicht overeen komt met het versgewicht, terwijl het uitlekgewicht hiervan verschilt. Waarschijnlijk is dit te wijten aan onnauwkeurigheid in de metingen en het verdient dan ook aanbeveling dat dit verband nogmaals

onderzocht wordt. Ook bij nonnetjes en kokkels blijken de verschillende gewichten goed in elkaar omzetbaar, maar niet aan elkaar gelijk te zijn. De metingen aan het nonnetje zijn echter relatief een stuk onnauwkeuriger, doordat de gewichten bij deze soort een stuk lager liggen dan bij de andere soorten.

2.3.3.2.3 Conclusies

Er bestaat bij alle vijf de soorten een duidelijk verband tussen schelpenlengte en versgewicht van de hele schelp; deze twee variabelen kunnen goed in elkaar omgezet worden. Ook het verband tussen siphobreedte en schelpenlengte is duidelijk. Aan boord gevonden stukken siphon kunnen dus goed meegenomen worden in de berekening.

Voor wat betreft versgewicht, uitlekgewicht en vriesgewicht kunnen de volgende conclusies getrokken worden:

1. Bij platte slijkgapers treedt er geen verschil op bij het meten van de verschillende gewichten aan de schelp.
2. Bij de andere soorten (kokkel, mossel, nonnetje en mesheft) bestaat er wel een duidelijk verband tussen de verschillende gewichten. Er is sprake van gewichtsverlies als gevolg van uitlekken en invriezen, maar de gewichten kunnen goed in elkaar omgezet worden.

2.3.3.3 Vergelijking metingen door RIVO en Alterra

2.3.3.3.1 Lengte verdeling van de bemonsterde schelpdieren

In het totaal zijn er acht soorten schelpdieren in de bemonstering aangetroffen. Van de Amerikaanse boormossel (*Petricola pholadiformis*) en de Tere dunschaal (*Abra tenuis*) bleken de aantallen dermate laag, dat besloten is ze buiten de berekening te houden. De zes soorten die op grond van hun dichtheid wel van belang kunnen zijn als voedselbron voor scholeksters zijn de kokkel, de mossel, het nonnetje, de platte slijkgaper, de strandgaper en de mesheft. Van de twee laatste soorten werden vrijwel uitsluitend topjes in de monsters verzameld, als gevolg van het feit dat de grotere exemplaren van deze soorten diep ingegraven leven en het monstertuig maar 7 centimeter diep steekt. Voor strandgapers konden deze sifotopjes omgerekend worden naar de lengte van de hele schelpdieren (Williams & Ens 2003). Voor de mesheft was dit niet mogelijk. Derhalve is deze soort niet verder geanalyseerd. Van het overgebleven vijftal soorten is de lengteverdelingen weergegeven in figuur 2.10. Van alle soorten worden in de laagste lengteklassen weinig tot geen individuen aangetroffen. De schelpenlengte van kokkels blijkt voor het grootste deel tussen de 12,5 en de 22,5 millimeter te liggen (zie figuur 2.10 a). Grotere kokkels worden nauwelijks aangetroffen. De meeste mosselen zijn tussen 17,5 en 62,5 millimeter groot (zie figuur 2.10 b), maar van deze soort komen grotere exemplaren wel regelmatig voor. Van de platte slijkgaper worden voornamelijk exemplaren tussen de 17,5 en de 40,5 millimeter gevangen; zowel grotere als kleinere exemplaren ontbreken volledig (figuur 2.10 c). De nonnetjes komen in grote getale voor met een lengte van 7,5 tot en met 20,5 millimeter (figuur 2.10 d), hoewel er wel enkele kleinere exemplaren gevangen zijn. Ook van de strandgaper worden geen kleine exemplaren aangetroffen (zie figuur 2.10 e). Bovendien worden vrij weinig grote individuen waargenomen.

De in figuur 2.10 gevonden frequentieverdelingen geven deels de spreiding van de verschillende lengtes over de soorten weer, maar deels ook de beperkingen van de monstermethode. Van alle soorten worden exemplaren kleiner dan 7,5 millimeter nauwelijks aangetroffen. De oorzaak hiervan ligt waarschijnlijk in de monstermethode. Deze is dermate grof dat kleine schelpen, hoewel wel aanwezig, niet gevangen worden. Deze kleine schelpen gaan ofwel kapot tijdens de monsterprocedure of ze worden tijdens de zeefprocedure uit de vangst gezeefd. Het feit dat er van het nonnetje en van de kokkel wel enkele kleine exemplaren gevangen zijn, komt doordat een aantal monsters met de hand genomen zijn, waarbij het monster met een theezeefje met een maaswijdte van 1 mm is uitgezeefd. Het is duidelijk dat bij deze monstermethode wel kleine schelpen aangetroffen worden. Van de meeste soorten kan verwacht worden dat de vangstmethode geen volledig beeld geeft en dat er dus wel kleine exemplaren aanwezig zijn op de monsterpunten. Omdat bij de platte slijkgaper alle lengtes

kleiner dan 17,5 millimeter niet aangetroffen worden is het het waarschijnlijkst dat van deze soort daadwerkelijk geen kleine exemplaren aanwezig zijn.

Figuur 2.10 a wijst er op dat de meeste kokkels in de Waddenzee ten tijde van de monsterring één jaar oud waren, aangezien de gemiddelde schelpenlengte van kokkels die één, twee of meer jaar oud zijn, respectievelijk 17,97, 31,07 en 33,78 millimeter is. kokkels ouder dan twee jaar werden nauwelijks aangetroffen. Een mogelijke verklaring hiervoor is dat deze kokkels in de strenge winters van 1995 - 1996 en van 1996 - 1997 dood gevoren zijn. De zachte winter van 1997 - 1998 kan verklaren waarom er wel veel éénjarige kokkels aangetroffen worden.

Het feit dat van de mossel wel grote exemplaren voorkomen wijst er op dat de mossel veel minder gevoelig is voor strenge winters dan de kokkel. Het ontbreken van kleine exemplaren van de mossel kan zowel een gevolg zijn van het daadwerkelijk ontbreken van deze kleine exemplaren als van een artefact tijdens de monsterprocedure. Het feit dat bij de handmonsters ook geen kleine mosselen aangetroffen worden, lijkt er weliswaar op te lijken dat ze ontbreken, maar hierbij moet wel bedacht worden dat mosselen niet gespreid over het wad voorkomen, maar in mosselbanken. Aangezien alle handmonsters buiten mosselbanken zijn genomen, is het dus mogelijk dat in deze banken wel degelijk kleine exemplaren voorkomen.

De beperkte spreiding van de schelpenlengtes bij de platte slijkgaper wijst erop dat slechts één bepaald cohort gevangen wordt. Grotere exemplaren zitten waarschijnlijk te diep om met deze monstermethode gevangen te worden, terwijl kleinere exemplaren niet aanwezig lijken te zijn. Van de platte slijkgaper is bekend dat slechts eens in de zoveel jaar een goede broedval optreedt en de laatste paar jaar lijkt de broedval van deze soort dus slecht geweest te zijn.

Het ontbreken van kleine strandgapers kan verklaard worden door de breekbaarheid hiervan; de kleine individuen bleken uitermate teer, maar werden bij de handvangmethode wel waargenomen. De relatief lage aantallen grote - diep ingegraven levende - strandgapers kunnen verklaard worden met het feit dat bij de gebruikte monstermethode de bovenste 10 centimeter bemonsterd wordt. Alleen door het omrekenen van gevangen siphos blijkt dat grote individuen wel degelijk voorkomen.

De slotconclusie is dat de tijdens de bemonstering verkregen schelpen een enigszins vertekend beeld van de werkelijke lengteverdeling geven. Kleinere exemplaren van alle soorten gaan tijdens de bemonstering verloren door uitspoeling door de zeef of door breuk. Grotere exemplaren van de strand- en platte slijkgaper vallen buiten de bemonstering doordat ze te diep zitten voor de kor.

2.3.3.3.2 Vergelijking lengte en versgewicht

Bij kokkels is er een sterk verband tussen het door het RIVO aan boord bepaalde gemiddelde versgewicht (het totale versgewicht gedeeld door het aantal) en de door Alterra in het laboratorium bepaalde gemiddelde lengte (Figuur 2.11). Wanneer geen onderscheid naar jaarklasse wordt gemaakt is de verklaarde variantie $R^2 = 0,948$ ($N=347$, $P<0,001$). Zonder de twee nogal extreme punten met nuljarige kokkels is de verklaarde variantie nauwelijks lager: $R^2 = 0,946$ ($N=345$, $P<0,001$). Deze sterke correlatie betekent dat we het versgewicht (FWfresh in gram) goed kunnen gebruiken om de voor scholeksters belangrijke lengte (L) van de kokkels te schatten. Om een lineaire regressie uit te kunnen voeren moeten beide variabelen wel logaritmisch worden getransformeerd:

$$\ln(L) = 2,670 + 0,308\ln(\text{FWfresh}), r = 0,974, N = 347, P<0,001$$

Nonnetjes hebben net als kokkels duidelijk zichtbare jaarringen. Door Alterra zijn deze jaarringen gemeten, maar tijdens de voorjaarsurvey van het RIVO worden de nonnetjes niet op leeftijd bepaald. Om een verband tussen versgewicht en lengte te bepalen zijn dus per monsterpunt alle nonnetjes op een hoop gegooid. Er is een duidelijk verband tussen beide variabelen: $R^2 = 0,869$, $N = 377$, $P < 0,001$ (Figuur 2.12). Het verband is wel iets minder sterk als bij de kokkel. Voor een monsterpunt kan uit het versgewicht (FWfresh in gram) de gemiddelde lengte (L in mm) als volgt worden berekend:

$$\ln(L) = 2,804 + 0,293\ln(\text{FWfresh}), r = 0,932, N = 377, P < 0,001$$

In tegenstelling tot nonnetjes en kokkels hebben mosselen geen duidelijke jaarringen. Bijgevolg is door Alterra alleen de lengte gemeten. Tijdens de voorjaarsurvey wordt door RIVO wel een onderscheid gemaakt in zaad, halfwas en consumptie. Om voor mosselen het gemiddelde versgewicht en de gemiddelde lengte per monsterpunt te kunnen vergelijken zijn de categorieën zaad, halfwas en consumptie samengevoegd. Het verband tussen gemiddeld versgewicht en gemiddelde lengte is sterker dan voor nonnetjes, maar minder sterk dan voor kokkels: $R^2 = 0,902$, $N = 45$, $P < 0,001$ (Figuur 2.13). Uit het gemiddelde versgewicht (FWfresh in gram) kan de gemiddelde lengte (L in mm) als volgt worden berekend:

$$\ln(L) = 3,069 + 0,284\ln(\text{FWfresh}), r = 0,95, N = 45, P < 0,001$$

2.3.3.4 Variatie in lengte binnen en tussen monsterpunten

Er zijn twee redenen om de variatie in lengte binnen een monsterpunt te vergelijken met de variatie tussen monsterpunten. Ten eerste ontstond tijdens het veldwerk de zeer sterke indruk dat met name bij kokkels voor eenzelfde jaarklasse er een grote variatie in lengte tussen monsterpunten bestond, maar dat binnen een monsterpunt de lengtes van de individuen erg weinig variatie vertoonden. Ten tweede is hierboven gebleken dat het versgewicht gebruikt kan worden om de gemiddelde lengte van kokkels, mosselen en nonnetjes op een monsterpunt te berekenen. Als ook iets gezegd kan worden over de spreiding betekent dat dat het misschien mogelijk is een redelijke schatting te maken van de lengte verdeling op een bepaalde locatie.

Voor kokkels is een ANOVA uitgevoerd op lengte als afhankelijke variabele en met leeftijd als fixed effect en locatie als random factor. Beide factoren hebben een zeer significant effect op lengte blijkt uit Tabel 2.4.

Van de 13416 doorgemeten kokkels is 12016 (89,6%) als 1-jarig geclassificeerd. Een ANOVA op de lengte van deze 1-jarige kokkels met alleen locatie als random factor laat opnieuw een zeer significant effect van locatie op lengte zien (Tabel 2.5).

Wanneer de variatie in lengte wordt uitgezet tegen de gemiddelde lengte valt op dat de spreiding in lengte niet toeneemt met de gemiddelde lengte (Figuur 2.14). Ook valt op dat de SD slechts enkele millimeters bedraagt, terwijl de gemiddelde lengtes binnen een jaarklasse wel 10 mm kunnen verschillen. Op dit moment wordt in het voor EVA II ontwikkelde scholekster model geen rekening gehouden met variatie in lengte binnen een jaarklasse kokkels op een specifieke locatie (Rappoldt et al. 2003). De hier gepresenteerde resultaten suggereren dat dit een verantwoorde versimpeling is.

Net als bij kokkels is er ook bij nonnetjes geen verband tussen de spreiding in lengte en de gemiddelde lengte op een monsterlocatie (Figuur 2.15). Ook is de spreiding, gemeten als standaard deviatie, relatief klein t.o.v. het gemiddelde. De verschillen in gemiddelde lengte tussen locaties zijn significant (Tabel 2.6).

Bij mosselen lijkt er wel sprake van een toenemende spreiding in de lengte als de gemiddelde lengte toeneemt (Figuur 2.16). Verschillen in lengte tussen locaties zijn significant (Tabel 2.7).

2.3.4 Conclusies

Voor de scholekster zijn de belangrijkste voedselorganismen in de winter de mossel en de kokkel. Andere schelpdieren die gegeten worden zijn nonnetje, strandgaper, platte slijkgaper en mesheft.

Algemeen:

- Voor alle prooi-soorten geldt dat kleine exemplaren niet profijtelijk geoogst kunnen worden

- Voor bijna alle prooi-soorten geldt dat grote exemplaren profijtlijker zijn voor de scholekster dan kleine exemplaren. Dat geldt niet voor scholeksters die kokkels en mosselen open hameren, maar dergelijke scholeksters zijn zeldzaam in de Waddenzee.
- Voor prooi-soorten die ingegraven leven geldt dat hoe dieper de dieren zijn ingegraven hoe minder profijtlijk ze zijn; als de prooi te diep zijn ingegraven komen ze zelfs buiten bereik van de snavel van de scholekster

Mosselen:

- Mosselen kleiner dan 2,0 cm worden niet gegeten
- Scholeksters die hun mosselen open steken selecteren mosselen groter dan 2,5 cm
- Scholeksters die hun mosselen open hameren selecteren mosselen die variëren in grootte van 2,5-4,5 cm, grote exemplaren hebben een te dikke schelp om open te hameren
- Het gros van de scholeksters die in de Waddenzee overwintert opent mosselen door steken en voor deze dieren geldt dus dat de grootste mosselen het meest profijtlijk zijn
- De dichtheid mosselen heeft nauwelijks effect op de opnamesnelheid van scholeksters, pas bij zeer lage dichtheden van mosselen loopt de opnamesnelheid terug

Kokkels:

- Kokkels kleiner dan 1,0 cm worden niet gegeten
- Scholeksters die hun kokkels open steken selecteren kokkels groter dan 2,5 cm
- Scholeksters die hun kokkels open hameren selecteren kokkels die variëren in grootte van 2,5-4,5 cm, grote exemplaren hebben een te dikke schelp om open te hameren
- Het gros van de scholeksters die in de Waddenzee overwintert opent kokkels door steken en voor deze dieren geldt dus dat de grootste kokkels het meest profijtlijk zijn
- Kleine kokkels kunnen alleen profijtlijk geoogst worden door scholeksters als de kokkels in zeer hoge dichtheden voorkomen; Omgekeerd moeten de kokkels groot zijn als de dichtheid laag is willen de scholeksters nog in hun voedselbehoefte kunnen voorzien

Overig:

- Voor strandgaper en slijkgaper geldt dat de grote en zeer profijtlijke exemplaren meestal te diep zitten.
- Nonnetjes worden alleen uit de bovenste 4 cm van het substraat gehaald.

Over de relatie tussen de voorjaarssurvey en het voor scholeksters beschikbare schelpdierbestand kunnen de volgende conclusies worden getrokken:

- Omdat de voorjaarssurvey plaatsvindt in mei, kan deze survey geen getal leveren voor de 0-jarige kokkels en mosselen in september. Dat is geen groot probleem, omdat deze 0-jarige schelpdieren veelal te klein zijn voor de scholekster.
- De kleine exemplaren van de verschillende schelpdier-soorten worden niet gemeten tijdens de voorjaarssurvey. Dit leidt mogelijk tot een kleine onderschatting van het voor scholeksters beschikbare schelpdierbestand, omdat deze kleine exemplaren in de loop van de zomer wel uit kunnen groeien tot een voor scholeksters aantrekkelijke grootte.
- De lengte van de schelpdieren kan worden geschat uit het versgewicht. Samen met het gegeven dat voor kokkels de variatie in lengte binnen een jaarklasse op een gegeven locatie gering is, leidt dit tot de conclusie dat de huidige meetpraktijk tijdens de voorjaarssurvey een goed beeld oplevert van het voor scholeksters beschikbare aanbod kokkels. Die meetpraktijk houdt in dat per jaarklasse het totale versgewicht en het totale aantal in elk monster wordt bepaald.

3 RIVO surveys

Het RIVO-Yerseke is verantwoordelijk voor de inventarisatie van schelpdierbestanden in de Nederlandse kustwateren. Deze inventarisaties worden uitgevoerd ten behoeve van visplannen, vergunningaanvragen, beleidsevaluatie en onderzoek. De verzamelde data worden opgenomen in de RIVO-CSO database. De belangrijkste surveys zijn:

1. Mosselenurvey wilde bestanden sublitoraal Waddenzee, voorjaar; 1992-heden
2. Kokkelinventarisatie Waddenzee, voorjaar; 1990-heden
3. Mosselenurvey litoraal Waddenzee, voorjaar; 1990-heden
4. Kokkelinventarisatie Oosterschelde, voorjaar; 1990-heden
5. Kokkelinventarisatie Westerschelde, voorjaar; 1992-heden
6. halfgeknotte strandschelpsurvey Nederlandse kustzone; 1993-heden
7. Mosselenurvey Waddenzee, litoraal en sublitoraal, expert judgment, najaar; 1994-heden

In de hierna volgende tekst zullen deze surveys op hoofdlijnen worden beschreven, en geïllustreerd met de belangrijkste resultaten.

3.1 Survey 1: bestandsschatting wilde mosselen in het sublitoraal van de Waddenzee, voorjaar.

3.1.1 Doel

Bepaling van de ligging en omvang van het bestand (kg versgewicht) aan wilde mosselen in het sublitoraal van de Waddenzee, voorzover van belang voor de mosselzaadvisserij in het voorjaar.

3.1.2 Achtergrond

Voor het opstellen van de visplannen voor de voorjaarsvisserij heeft de mosselenector informatie nodig over de ligging en omvang (kg) van de mosselbestanden in de Waddenzee. Deze informatie moet beschikbaar zijn vóórdat de mosselzaadvisserij van start gaat rond mei. In dit kader voert het RIVO een jaarlijkse survey uit om deze gegevens beschikbaar te maken.

3.1.3 Monsternames

De inventarisaties werden uitgevoerd sinds 1992 in een periode van ongeveer 4 weken in maart-april. Hierbij werden jaarlijks 335-691 stations bemonsterd (zie Tabel 3.1) vanaf een kokkelschip. De meeste monsters zijn genomen met een zuigkor ($\approx 95\%$ monsternames). Dit is een commerciële kokkelzuigkor die is aangepast voor onderzoek, o.a. door inkorting van het mes tot een breedte van 20 cm. Diepere delen van het Wad (>7 m waterdiepte) zijn bemonsterd met een guts ($\approx 5\%$ van de monsters). Dit is een metaalgazen box met aan de onderkant een schaaf met een mesbreedte van 10 cm. Beide apparaten werden voortgetrokken over een afstand van ongeveer 150 meter, waarbij een oppervlakte werd bemonsterd van respectievelijk $(0,2 \times 150 =) 30 \text{ m}^2$ en $(0,1 \times 150 =) 15 \text{ m}^2$, tot een diepte van 7 cm. De posities van de monsternames werden bepaald met Decca/Syledis (1992-1995) en DGPS (na 1995).

De monsters werden eerst gespoeld over een zeef van $5 \text{ mm} \times 5 \text{ mm}$ en vervolgens uitgezocht. Indien nodig werd een subsample genomen op basis van volume.

Mosselen werden uitgesplitst in zaad (uit zaadval vorig jaar) en meerjarig. De meerjarige mosselen werden vervolgens gesplitst in halfwas (geen zaad en niet-marktwaardig) en consumptie (marktwaardig). Deze opsplitsing betreft een markttechnische beoordeling op basis van de grootte van de mosselen en karakteristieken van de vangst als geheel. Mosselen kleiner dan 4,5 cm werden doorgaans beoordeeld als halfwas, mosselen groter dan 5 cm doorgaans als consumptie. Een ijking van deze beoordeling wordt beschreven in de bijlage van deze rapportage. Per klasse werd het totale aantal en gewicht bepaald.

Kokkels werden opgedeeld in broed, 1-jarig, 2-jarig en meerjarig, op basis van groeiringen (resp. 0, 1, 2, meer dan 2). Per leeftijdsklasse werd het totaal aantal en gewicht bepaald.

Alle overige schelpdieren werden per soort geteld en gewogen (totaalgewicht). Dit waren vooral mesheft, nonnetje, strandgaper, maar ook zaagje (*Donax vitatus*) en de platte slijkgaper.

Kapotte schelpdieren werden alleen geteld. Criteria hiervoor waren dat er in de schelp nog vleesresten aanwezig waren en dat het slot van de schelp nog herkenbaar was. De bijbehorende gewichten werden berekend op basis van het gemiddelde gewicht van de schelpdieren van dezelfde soort en klasse in hetzelfde monster, of van alle monsters genomen op dezelfde dag of week, afhankelijk van de aantallen complete schelpdieren.

3.1.4 Stratificering

Alleen die delen van het sublitoraal van de Waddenzee werden bemonsterd waarvan het vermoeden bestond dat er voor de visserij aantrekkelijke wilde mosselbestanden aanwezig waren. Voor de lokalisering van deze gebieden werd gebruik gemaakt van de uitkomsten van voorgaande surveys, informatie van vissers, black-box gegevens van de mosselzaadvisserij en van vooronderzoek waarbij vanaf inspectieschepen van het Ministerie van LNV werd gevist met een mosselkor.

De Westelijke Waddenzee werd jaarlijks intensief bemonsterd. Regelmatig zijn ook in de Oostelijke Waddenzee bemonsteringen uitgevoerd (met name: Zoutkamperlaag, Eems).

Binnen het te inventariseren gebied werd een stratificering toegepast waarbij intensiever werd bemonsterd in gebieden waar grotere dichtheden mosselen werden verwacht. Binnen deze strata werden de monsters gelijkmatig over het te bemonsteren oppervlak verdeeld, waardoor de afstand tussen monsterpunten varieerde met het stratum.

Hierbij werd gebruik gemaakt van een gridsysteem van noord-zuid en oost-west lopende raaien, waarbij op de kruispunten werd gemonsterd. De oost-west lopende raaien hadden een onderlinge afstand van 463 m (=0,25 nautische minuut). De afstand tussen de noord-zuid lopende raaien varieerde, afhankelijk van de dichtheid en patchiness van de aanwezige mosselen, tussen de 571 m (= 0,5 minuut) en 2280 m (= 2 minuten). Incidenteel zijn ook andere afstanden gebruikt. Op deze manier werden verschillende strata gedefinieerd, waarbij elk monsterpunt representatief werd verondersteld voor een oppervlak dat varieerde met het stratum (6,4 tot 102,7 ha per monsterlocatie; zie Tabel 3.1).

Doel van dit systeem was een vergroting van de precisie en betrouwbaarheid van de schattingen. Als gevolg van deze procedure varieerden het aantal monsterpunten, de monsterlokaties en de gebruikte strata over de jaren (zie Tabel 3.1). Figuur 3.1 geeft een voorbeeld van de monsterlokaties van 1999.

3.1.5 Analyse

Op basis van de verzamelde data werden schattingen gemaakt van de totale en bevisbare hoeveelheden. De totaal aanwezige bestanden werden vervolgens omgerekend in bevisbare bestanden, onder de aanname van een lonende visserij bij dichtheden groter of gelijk aan 0,1 kg.m⁻². De totale en bevisbare bestanden (netto) werden vervolgens omgerekend naar bruto bestanden onder de aanname van tarrapercentages van 25-40%.

3.1.6 Resultaten

Figuur 3.2 geeft een overzicht van de nettobestanden mosselen in de periode 1992-2002. Gemiddeld was er 30,4*10⁶ kg mosselen, waarvan 16,1*10⁶ kg mosselzaad. Over de periode 1992-2002 namen deze bestanden niet-significant toe of af ($p > 0,75$). Gelet op de grote variatie van jaar tot jaar en de relatief korte tijdreeks lijkt de vraag of toe- of afname kan worden geconstateerd niet te beantwoorden.

3.2 Survey 2: bestandsschatting kokkels (sub- en litoraal) in de Waddenzee, voorjaar

3.2.1 Doel

1. Bepaling van de ligging en omvang van het bestand (kg) aan kokkels in de Waddenzee in het voorjaar.
2. Schatting van de ligging en omvang van het bestand (kg) aan kokkels in de Waddenzee per 1 september op basis van de bovengenoemde voorjaarsgegevens.

3.2.2 Achtergrond

Ten behoeve van het beleid voor de schelpdiervisserij wordt in opdracht van het ministerie van LNV en de PO mosselcultuur en PO kokkels, door het RIVO jaarlijks het kokkelbestand geïventariseerd.

3.2.3 Monsternames

De bemonsteringen werden sinds 1990 uitgevoerd in de periode maart-mei, waarbij jaarlijks 976-1545 stations werden bezocht. Hierbij werd gebruik gemaakt van een aantal verschillende monsterapparaten (zie Tabel 3.2, Figuur 3.3):

In de periode 1990-1997 werden de monsters genomen door visserijkundig ambtenaren m.b.v. de kokkelschuif. Dit apparaat bestaat uit een stalen box welke met een scharnier is bevestigd aan een paal. Met deze paal wordt de box door de bodem gehaald en aldus een oppervlak bemonsterd van 0,033 m² tot een diepte van 7 cm. Een automatisch klapdeksel moest voorkomen dat materiaal verloren ging bij het naar de oppervlak brengen van het monster. Dit apparaat werd vanaf een boot bedient, waarbij gemonsterd werd tot een diepte van 2-3 meter. Een deel van de monsters uit deze periode werd ook genomen met een steekbuis (oppervlak 0,00845 m², monsterdiepte 7 cm; 12 ringen per monster).

In de periode na 1997 werden de bemonsteringen vooral uitgevoerd met een stempelkor: een zuigkor voor kokkels die zodanig is aangepast dat per monsterpunt een oppervlakte van 2 m bij 0,21 m (=0,42 m²; 10 cm diep) werd bevestigd (zie Figuur 3.3). Een deel van de punten werd te voet bemonsterd zodat ook tijdens de laagwaterperiode gemonsterd kan worden. Daarnaast lagen sommige monsterpunten zo hoog dat zij alleen maar te voet bemonsterd konden worden.

Op deze punten werden de bodemonsters benomen met een steekring (oppervlakte 0,0467 m²; 7 cm diep; 2 ringen per monster). Incidenteel is gebruik gemaakt van de kokkelschuif of de zuigkor (zie voorjaarssurvey mosselen).

Bij de uitvoering van de survey in deze periode waren niet alleen de visserijkundig ambtenaren betrokken, maar ook RIVO onderzoekers en vissers. Monsters werden alleen verzameld en uitgezocht onder direct toezicht van onderzoekers of visserijkundig ambtenaren, als waarborg voor de onafhankelijkheid van de data. Dit uitzoeken was qua procedure vergelijkbaar met hetgeen beschreven onder "voorjaarssurvey mosselen sublitoraal Waddenzee", met dit verschil dat in de periode voor 1998 gebruik werd gemaakt van een zeef van 2 mm * 2 mm. Hierna werd gebruik gemaakt van een zeef van 5 mm * 5 mm.

3.2.4 Stratificering

Alleen die delen van het sublitoraal van de Waddenzee werden bemonsterd waarvan het vermoeden bestond dat er kokkelbestanden aanwezig waren, exclusief de mosselpercelen. Voor de lokalisering van deze gebieden werd gebruik gemaakt van de uitkomsten van voorgaande surveys, informatie van vissers en visserijkundig ambtenaren, en black-box gegevens van de kokkelvisserij. Het litoraal werd volledig bemonsterd.

Binnen het te inventariseren gebied werd een stratificering toegepast waarbij intensiever werd bemonsterd in gebieden waar grotere dichtheden kokkels werden verwacht. Binnen deze strata werden de monsters gelijkmatig over het te bemonsteren oppervlak verdeeld, waardoor de afstand tussen monsterpunten varieerde met het stratum. Dit systeem was op hoofdlijnen vergelijkbaar met het systeem zoals eerder besproken onder "voorjaarssurvey mosselen sublitoraal Waddenzee". Figuur 3.4 geeft een voorbeeld van de monsterlocaties in de Westelijke Waddenzee in 1999.

3.2.5 Analyse

Op basis van de verzamelde data werden schattingen gemaakt van het totale kokkelbestand in mei. Tevens werd een schatting gemaakt van de kokkelbestanden in september, voorafgaand aan de kokkelvisserij. Hierbij werd gebruik gemaakt van groei- en mortaliteitsmodellen zoals besproken in onderdeel H2 van EVAll (Kamermans *et al.* 2003).

3.2.6 Resultaten

Figuur 3.5 geeft een overzicht van de kokkelbestanden in de periode 1990-2002, waarbij onderscheid is gemaakt tussen de litorale en sublitorale bestanden. Gemiddeld waren er $156,3 \cdot 10^6$ kg kokkels aanwezig in het voorjaar, waarvan $147,6 \cdot 10^6$ kg in het litoraal. Over de periode 1990-2002 namen deze bestanden significant toe ($p=0,03$), vooral als gevolg van de extreem goede broedval in het najaar van 1997.

Ook van de bestanden aan nonnetjes, strandgapers en mesheft zijn aldus schattingen te geven (zie Figuren 3.6 en 3.7). Hierbij moet worden opgemerkt dat niet het volledige sublitoraal werd gedekt door de survey. Immers, alle gebieden waarin kokkels werden verwacht zijn meegenomen; diepe delen van geulen, met name tussen de eilanden, niet altijd. Gezien deze opzet van de survey kon worden aangenomen dat dit geen consequenties heeft voor de schatting van de totale kokkelbestanden. De nonnetjes, strandgaper en mesheft bestanden in het sublitoraal zullen echter worden onderschat. Verder moet worden opgemerkt dat gezien de diepte waarop werd gemonsterd (7 cm), de nonnetjes en met name de strandgaper en de mesheft niet volledig werden meegenomen. Vaak waren alleen de toppen van de sifonen van mesheft en strandgaper aanwezig. Deze toppen werden alleen aangetroffen in de zuigkor-

monsters. Dit is dan ook een belangrijke oorzaak van de lage bestandsschattingen van deze soorten in de periode voor 1998, toen dit apparaat nog niet in gebruik was.

Gemiddeld waren er $51,3 \cdot 10^6$ kg nonnetjes aanwezig in het litoraal. Over de periode 1990-2002 namen deze bestanden niet significant toe of af ($p=0,83$).

3.3 Survey 3: bestandsschatting mosselen in het litoraal van de Waddenzee, voorjaar

3.3.1 Doel

1. Bepaling van de ligging en omvang van het bestand (kg) aan mosselen in het litoraal van de Waddenzee in het voorjaar.

3.3.2 Achtergrond

Ten behoeve van het beleid voor de schelpdiervisserij wordt sinds 1990 in opdracht van het ministerie van LNV en de PO mosselcultuur en PO kokkels, door het RIVO jaarlijks het mosselbestand geïventariseerd. De sublitorale bestanden werden in een aparte survey bepaald, zoals hierboven beschreven. De litorale bestanden werden bepaald simultaan met de kokkelsurvey (zie hiervoor).

3.3.3 Monsternames en stratificering

De litorale mosselenurvey werd gecombineerd met de hiervoor beschreven kokkelsurvey. Hierdoor kon efficiënter gebruik worden gemaakt van beschikbare middelen en tijd. Wat betreft gebruikte apparaten en analyses is deze mosselenurvey vergelijkbaar met de hiervoor beschreven kokkelsurvey. Voor een beschrijving van de apparaten en analyses wordt daarom verwezen naar hetgeen onder de kokkelsurvey is vermeld. Wel zijn er belangrijke verschillen m.b.t. de stratificering:

Net als bij de kokkelsurvey werd gestratificeerd bemonsterd, waarbij de monsterintensiteit werd verhoogd in gebieden waar mosselen werden verwacht. Deze verwachting was gebaseerd op eerdere surveys, gegevens over de contouren van mosselbanken (verzameld met hand-held GIS apparatuur; sinds 1994), informatie van visserijkundig ambtenaren en vissers, fotovluchten tijdens laagwater (uit 10-1999, 5-2001 en 10-2002; 7 km hoogte) en inspectievluchten direct voorafgaand aan de survey (500 m hoogte; jaarlijks).

Binnen het gebied waar mosselen werden verwacht, werd gebruik gemaakt van 2 verschillende mosselentrata. Buiten dit gebied werd gebruik gemaakt van de monsternames van de kokkelsurvey, inclusief de bijbehorende strata. In de berekening van het totale mosselbestand werd dan uitgegaan van de oppervlakten behorende bij de desbetreffende kokkelstrata. Aldus werden jaarlijks 761-1614 stations bemonsterd (zie Tabel 3.3).

Uit Tabel 3.3 valt verder op te maken dat dit systeem in de loop der jaren is veranderd: tot 1994 werden de kokkel en mosselbestanden bepaald met een enkel gridsysteem. In de periode 1995-1997 werd gestratificeerd voor kokkels alleen, waarbij twee tot drie verschillende strata werden gebruikt. In 1998 werd voor het eerst apart gestratificeerd voor mosselen (een monstername was representatief voor 6,4 ha). De bestandsschatting van 1998 bleek echter weinig betrouwbaar doordat enkele monsterpunten buiten dit mosselentratum lagen en hoge dichtheden mosselen bevatten. D.w.z. de bestandsschatting van 1998 is zeer waarschijnlijk sterk overschat door enkele outliers (zie Figuur 3.8). Als gevolg hiervan is de inspanning verhoogd om het gebied waar mosselen verwacht konden worden goed te identificeren. Ook is een extra mosselentratum toegevoegd in 2000. Het resultaat hiervan was dat in de periode

2000-2002 gebruik is gemaakt van een 5-tal strata, waarvan 2 specifiek gericht op mosselen en 3 op kokkels.

3.3.4 Resultaten

Figuur 3.9 geeft een overzicht van de litorale mosselbestanden in de periode 1990-2002, waarbij onderscheid is gemaakt tussen de litorale en sublitorale bestanden. Gezien de verschillen in stratificering voor en na 1998, zijn in deze figuur verder geen gemiddelden etc. berekend: Aangenomen werd dat de bestandsschattingen na 1998 beter zijn dan daarvoor. Wel valt op dat na 1998 de litorale bestanden toenemen, met name na de goede zaadval van 2001.

3.4 Surveys 4-5: bestandsschatting kokkels in de Ooster- en Westerschelde, voorjaar

3.4.1 Doel

Bepaling van de ligging en omvang van het bestand (kg) aan kokkels in de Ooster- en Westerschelde

3.4.2 Achtergrond

Ten behoeve van het beleid voor de schelpdiervisserij wordt sinds 1990 in opdracht van het ministerie van LNV en de PO mosselcultuur en PO kokkels, door het RIVO jaarlijks het kokkelbestand geïventariseerd in de Ooster- en Westerschelde.

3.4.3 Monsternames, stratificering en analyses

De bemonsteringen werden uitgevoerd vanaf schepen van het ministerie van LNV, in samenwerking met visserijkundig ambtenaren. Deze bemonsteringen werden uitgevoerd in de periode april-juni. Hierbij werd gebruik gemaakt van vooral de kokkelschuif en in mindere mate van de steekbuis (zie Tabel 3.2, Figuur 3.3). Alle monsters werden over een zeef van 2 mm * 2 mm gespoeld.

Net als bij de kokkelsurvey in de Waddenzee werd gestratificeerd bemonsterd (zie Tabel 3.2, Figuur 3.10), waarbij de monsterintensiteit werd verhoogd in gebieden waar meer kokkels werden verwacht. Gebieden waar geen kokkels werden verwacht zijn niet bemonsterd. Hierdoor werd litoraal vrijwel volledig gedekt door de surveys; Diepere delen werden nauwelijks bemonsterd. Deze manier van stratificeren is op hoofdlijnen vergelijkbaar met de hiervoor beschreven kokkelsurvey. Wel werden andere strata gebruikt (zie Tabel 3.2).

De Oosterschelde werd aldus bemonsterd sinds 1990 met een jaarlijkse inspanning van 377-495 monsterlocaties; de Westerschelde sinds 1992 met een jaarlijkse inspanning van 228-327 monsterlocaties.

3.4.4 Resultaten

Figuren 3.11 en 3.12 geven een overzicht van de kokkelbestanden in de periode 1990-2002. Gemiddeld waren er in de Oosterschelde $25,7 \cdot 10^6$ kg kokkels aanwezig in het voorjaar, waarvan $25,5 \cdot 10^6$ kg in het litoraal. In de Westerschelde waren in de periode 1992-2002 $6,0 \cdot 10^6$ kg kokkels aanwezig in het voorjaar, waarvan $3,3 \cdot 10^6$ kg in het litoraal. Deze

bestanden namen in deze periode niet significant toe of af ($p > 0,08$). Gelet op de grote variatie van jaar tot jaar en de relatief korte tijdreeks lijkt de vraag of toe- of afname kan worden geconstateerd niet te beantwoorden.

Figuur 3.13 geeft een overzicht van de nonnetjesbestanden in het litoraal van de Ooster- en Westerschelde. Gemiddeld waren er in het litoraal van de Oosterschelde $0,41 \cdot 10^6$ kg nonnetjes aanwezig, en $1,65 \cdot 10^6$ kg in het litoraal van de Westerschelde. Deze bestanden namen in deze periode niet significant toe of af ($p > 0,17$). Dit betekent dat de nonnetjesdichtheden in het litoraal van de Oosterschelde en Westerschelde resp. ongeveer 1/10 en 1/2 zijn van de nonnetjesdichtheden in het litoraal van de Waddenzee, uitgaande van een oppervlak litoraal van 123900 ha, 11365 ha en 8390 ha voor Waddenzee, Oosterschelde en Westerschelde.

strandgaper en mesheft werden sporadisch aangetroffen in de monsters (zie Figuren 3.14 en 3.15; litoraal). Dit was waarschijnlijk het resultaat van de (te kleine) monsterdiepte. Hierdoor was het vaak niet goed mogelijk om goed te corrigeren voor kapotte schelpen op basis van de zeer lage aantallen hele en gewogen schelpen. Als gevolg hiervan zien we dat in Figuur 3.14 en 3.15 aantallen en biomassa's slecht correleren.

In een aantal jaren zijn ook mosselen aangetroffen in het litoraal van de Oosterschelde (1990, 2001, 2002) en de Westerschelde (2001, 2002). Deze staan weergegeven in Figuur 3.16. Aangezien deze schattingen weinig betrouwbaar zijn is verder geen gemiddelde berekend of trendanalyse uitgevoerd.

3.5 Survey 6: bestandsschatting halfgeknotte strandschelp in de Nederlandse kustzone, voorjaar.

3.5.1 Doel

Bepaling van de ligging en omvang van het halfgeknotte strandschelpbestand (kg) in de Nederlandse kustzone.

3.5.2 Achtergrond

Ten behoeve van het beleid voor de schelpdiervisserij wordt sinds 1993 in opdracht van het ministerie van LNV, door het RIVO jaarlijks het halfgeknotte strandschelpbestand geïnventariseerd.

3.5.3 Monsternames

De inventarisaties werden uitgevoerd sinds 1993 in de periode april-juni (zie Tabel 3.4), waarbij sinds 1995 de gehele Nederlandse kustzone wordt meegenomen. Hierbij werden jaarlijks 349-1026 stations bemonsterd vanaf een onderzoeksvaartuig of een commercieel kokkel/spisula vaartuig. De meeste monsters zijn genomen met de guts. Ook werd gebruik gemaakt van de zuigkor, met name in ondieptes van de Voordelta. Deze apparaten werden gebruikt zoals hiervoor beschreven. Rond de "Stenen Van Texel" is incidenteel gebruik gemaakt van een bodemhapper (zie Figuur 3.3), waarmee per 'hap' $0,05 \text{ m}^2$ werd bemonsterd tot een diepte van ongeveer 10 cm (3 happen per monster).

De monsters werden eerst gespoeld over een zeef van $5 \text{ mm} \times 5 \text{ mm}$ en vervolgens uitgezocht. Indien nodig werd een subsample genomen op basis van volume. Alle aanwezige schelpdieren werden gedetermineerd, geteld en gewogen, zoals hiervoor beschreven. Voor de halfgeknotte

strandschelp werd daarbij een onderscheid gemaakt tussen jaarklasse 1 (broed van voorgaande jaar) en oudere individuen.

3.5.4 Stratificering

Net als in de hiervoor besproken surveys werd gebruik gemaakt van verschillende strata, waarbinnen de monsterlokaties over een gelijkmatig gridsysteem waren verdeeld, en waarbij intensiever werd bemonsterd in gebieden waar grotere dichtheden halfgeknotte strandschelpen werden verwacht. Deze verwachting was gebaseerd op eerdere surveys en informatie vanuit de visserijsector: Met de vissers is de (informele) afspraak dat zij doorgeven waar zij spiculabanken hebben aangetroffen en ook hoeveel er waar gevist is, indien er gevist is voorafgaand aan de survey.. Tabel 3.4 geeft een overzicht van de verschillende strata die de loop der jaren zijn gebruikt. Figuur 3.17 geeft een overzicht van de monsterlokaties in 2001.

3.5.5 Analyse

Op basis van de verzamelde data werden schattingen gemaakt van de totale bestanden aan halfgeknotte strandschelpen, zoals hiervoor beschreven.

3.5.6 Resultaten

Figuur 3.18 geeft een overzicht van de halfgeknotte strandschelpbestand in de periode 1995-2002. Het gemiddelde bestand van halfgeknotte strandschelpen was naar schatting $235 \cdot 10^6$ kg. Over de periode 1995-2002 namen deze bestanden niet-significant toe of af ($p=0,86$, $r^2<0,01$). Gelet op de grote variatie van jaar tot jaar en de relatief korte tijdreeks lijkt de vraag of toe- of afname kan worden geconstateerd niet te beantwoorden.

3.6 Survey 7: Mosselenurvey Waddenzee, expert judgment, najaar; 1994-heden.

3.6.1 Doel

Bepaling van de ligging en omvang van het bestand (kg) aan wilde mosselen in het sublitoraal van de Waddenzee, voorzover van belang voor de mosselzaadvisserij in het voorjaar.

3.6.2 Achtergrond

Voor het opstellen van de visplannen voor de najaarsvisserij heeft de mosselenector informatie nodig over de ligging en omvang (kg) van de mosselbestanden in de Waddenzee. Deze informatie moet beschikbaar zijn vóórdat de najaarsvisserij van start gaat rond oktober-november. Van oudsher zijn deze surveys door de PO mosselen zelf verzorgd. Na 1994 is het RIVO gevraagd bij deze surveys aanwezig te zijn en te assisteren bij de bestandsschatting. Deze schatting betreft een expert-judgment van de sector, geassisteerd door RIVO en de schelpdierbioloog M. van Stralen van bureau marinX.

3.6.3 Monsternames

Sinds 1994 zijn de de litorale en sublitorale moselbestanden van de Waddenzee geschat door expert-judgment in een periode van 3 weken in augustus-september.

Het litoraal werd eerst geïnspecteerd vanuit een laagvliegend vliegtuig (500 m). Op basis van deze informatie, voorgaande surveys, informatie van vissers en visserijkundig ambtenaren en luchtfoto's (zie hiervoor) werd vervolgens gericht gezocht naar mosselbanken. Deze banken werden in kaart gebracht m.b.v. hand-held GPS apparatuur. Per bank werd aangegeven of het mosselzaad, halfwas en/of consumptiemosselen betrof. Dichtheden werden geschat in termen van zeer dun, dun, matig, redelijk, en dik, zoals eerder besproken. Ook werden vaak karakteristieken van de bank zelf opgeschreven, zoals de aanwezigheid van dood schelpmateriaal, slikdiktes, aanwezigheid van wieren, karakteristieke organismen zoals zandkokerwormen en mosselbulten. Gezien de beschikbare middelen en tijd konden niet altijd alle aanwezige banken op deze manier in kaart worden gebracht: Vaak werd gericht gezocht in gebieden waarvan bekend was dat nieuwe banken aanwezig konden zijn, of aanwezige banken qua opperlak, biomassa of ligging sterk waren veranderd. Op deze manier werd getracht een zo compleet mogelijk beeld te krijgen van de mosselbanken in de Waddenzee, ondanks het feit dat individuele surveys niet gebiedsdekkend waren.

Het sublitoraal werd bemonsterd vanaf een commercieel mosselvaartuig, m.b.v. een commerciële mosselkor. Deze kor werd over een afstand van 150-300 m voortgetrokken en de vangst geschat in termen van: "beetje", "halfvol", 'kwart', 'vol', etc. Vangsten werden verder gekarakteriseerd in termen van zaad, halfwas, en consumptie. De aanwezigheid van opvallende hoeveelheden zeesterren, krabben, dood schelpmateriaal en wier werden ook vaak genoteerd. Alleen die delen van de Waddenzee werden bemonsterd waarvan het vermoeden bestond dat er voor de visserij aantrekkelijke bestanden waren. Hierbij werd gebruik gemaakt van dezelfde voorinformatie die eerder is genoemd.

Na afloop van deze monsternames werd het sublitorale en litorale mosselbestand geschat in termen van netto en bruto mosselbestanden, zonder verder uitgebreide kwantitatieve analyses.

3.6.4 Resultaten

Figuur 3.19 geeft een overzicht van de mosselbestanden in de periode 1996-2002. Aangezien deze schattingen expert-judgment betreffen is verder geen gemiddelde berekend of trendanalyse uitgevoerd. De gegevens van 1994-1995 zijn nooit opgewerkt tot een totaalschatting en daarom niet weergegeven. De gegevens over de mosselbankcontouren zijn nog niet beschikbaar voor presentatie, omdat een reconstructie niet is afgerond: op basis van de individuele en incomplete surveys moet nog een totaalbeeld in voor-en najaar worden gemaakt, over de periode 1994-2002.

4 Betrouwbaarheidsintervallen van de voorjaarsschattingen van kokkels, mosselen en halfgeknotte strandschelpen, berekend met permutatietesten.

4.1 Samenvatting

Met behulp van een permutatietest werd gekeken naar de precisie van de voorjaarsschattingen van (1) de kokkelbestanden uit de periode 1990-2000 in de Waddenzee, Oosterschelde en Westerschelde; (2) de mosselbestanden in het litoraal en sublitoraal van de Waddenzee; en (3) de halfgeknotte strandschelpbestanden in de Noord-Nederlandse Kustzone.

1. Kokkels: De resultaten laten zien dat de 95% betrouwbaarheidsintervallen van de biomassa-schattingen (totaal versgewicht) voor de Oosterschelde ongeveer $\pm 20\%$ waren. Dit betekent dat als de in werkelijkheid aanwezige kokkelbiomassa 100 was, de RIVO-schatting met 95% zekerheid ergens tussen de 80 en 120 uit zou komen. De 95% betrouwbaarheidsintervallen van de Westerschelde waren ongeveer $\pm 40\%$. Deze betrouwbaarheidsintervallen leken niet te variëren met kokkelbiomassa. De 95% betrouwbaarheidsintervallen van de Waddenzee varieerden van ongeveer $\pm 15-30\%$, al naar gelang de aanwezige kokkelbiomassa's: hoe meer kokkels aanwezig waren hoe smaller de betrouwbaarheidsintervallen.
2. Mosselen: De 95% betrouwbaarheidsintervallen van de huidige litorale survey was ongeveer $\pm 30-40\%$. In het verleden was dit interval groter doordat niet werd gestratificeerd en omdat een ander monstertuig werd gebruikt. De 95% betrouwbaarheidsintervallen van de sublitorale survey was ongeveer $\pm 25-30\%$. Deze betrouwbaarheidsintervallen varieerden niet significant met mosselbiomassa.
3. halfgeknotte strandschelp: De 95% betrouwbaarheidsintervallen was ongeveer $\pm 40-50\%$. Deze betrouwbaarheidsintervallen varieerden niet significant met halfgeknotte strandschelpbiomassa.

Verder onderzoek naar de validiteit van de permutatietest en gepresenteerde betrouwbaarheidsintervallen is gewenst. Vooral nog lijken de gepresenteerde betrouwbaarheidsintervallen een goede indruk te geven van de kwaliteit van de RIVO-schattingen.

4.2 Inleiding

4.2.1 Dynamiek van kokkelpopulaties: visserij versus natuurlijke factoren

Binnen het onderdeel H van EVAII wordt getracht een verklaring te vinden voor de dynamiek van de kokkelbestanden in de Nederlands kustwateren. Onder "dynamiek" wordt in dit verband vooral verstaan de jaar-jaar variatie in de kokkelbestanden van de Waddenzee, Ooster- en Westerschelde. Deze variatie wordt berekend op basis van gegevens uit de voorjaarssurveys van het RIVO.

Een verklaring voor deze dynamiek wordt gezocht in een aantal factoren zoals temperatuur, visserij, en dichtheidsafhankelijke processen waaronder mortaliteit en recruitment. Met name

wordt gekeken naar het relatieve belang van de invloed van visserij t.o.v. de andere factoren. Immers, deze informatie kan worden gebruikt om een inschatting te maken van de effectiviteit van beheersmaatregelen: indien de visserij een belangrijke factor blijkt, zullen beheersmaatregelen duidelijker effecten hebben, dan indien de schelpdiervisserij een relatief onbeduidende factor is.

4.2.2 *Schattingsvariatie als onderdeel van dynamiek*

Echter, een belangrijke bron van variatie die in dit rijtje van verklarende factoren ontbreekt is variatie als gevolg van schattingsvariatie en opschaling: Het RIVO bemonstert slechts een deel van de totale Nederlandse kustzone. De bemonsteringen worden weliswaar zo goed mogelijk over het studiegebied verspreid, maar dat neemt niet weg dat een groot gebied wordt gerepresenteerd door een relatief klein oppervlak aan monsternames: de verhouding tussen het totaal oppervlak van alle monsternames versus het oppervlak waarvoor al deze bemonsteringen representatief zijn, is ongeveer $1:3 \cdot 10^6$ voor Oosterschelde, Westerschelde en Waddenzee. De mate van opschaling of "scope" van deze surveys is dus aanzienlijk ($3 \cdot 10^6$). Hierdoor is het waarschijnlijk dat de kokkelschatting van het RIVO verschilt van datgene wat er "in werkelijkheid" aanwezig is aan kokkels.

4.2.3 *Precisie, nauwkeurigheid, betrouwbaarheid*

Het is van groot belang om een idee te hebben van de variatie die samenhangt met deze opschaling: hoe "goed" zijn de RIVO schattingen? Immers, zonder dergelijke kennis is het niet goed mogelijk om deze schattingen op hun waarde te beoordelen, hetgeen consequenties heeft voor zowel beleid als onderzoek: Schattingsvariatie bepaalt in belangrijke mate welke effecten of factoren statistisch aantoonbaar zijn; De betrouwbaarheid van schattingen speelt een grote rol bij discussies rond invulling van het voorzorgprincipe.

Twee zaken zijn hierbij vooral van belang: precisie en nauwkeurigheid (zie Figuur 4.1). Een schatting die precies is zal bij herhaling leiden tot dezelfde uitkomsten; Een schatting die nauwkeurig is zal een niet-gekleurd beeld geven van de werkelijkheid. Precisie en nauwkeurigheid bepalen beide de betrouwbaarheid van surveys.

Om een beeld te krijgen van de nauwkeurigheid van een survey zou je monsternames met verschillende monsterapparaten uit moeten voeren. Immers, elk monstertuig heeft zo zijn eigen karakteristieken. Deze karakteristieken kunnen er toe leiden dat monstertuigen de werkelijkheid enigszins over- of onderschatten (bias). Deze bias hoeft niet constant te zijn, maar kan ook variëren met bijvoorbeeld bodem of weersgesteldheid. Door herhaald monsternamen met verschillende monstertuigen onder verschillende condities kan een beeld worden verkregen van mogelijke bias en daarmee van de nauwkeurigheid van monsternames en surveys.

Om een idee te krijgen van de precisie van een survey zou je, in het ideale geval, een survey meerdere keren moeten herhalen: Als de herhaalde schattingen sterk vergelijkbaar zijn dan is de schatting op basis van een enkele survey meer precies dan indien de schattingen sterk verschillen. In de praktijk echter, is het herhalen van surveys zoals die door het RIVO worden uitgevoerd niet mogelijk. Dit betekent dat er andere oplossingen moeten worden gevonden om een idee te krijgen van de precisie.

4.2.4 *Doel*

Nauwkeurigheid en precisie bepalen de kwaliteit van surveys. In deze rapportage wordt een aanzet gegeven van een analyse die een beeld geeft van de precisie van de RIVO-schattingen van de kokkelbestanden in het voorjaar. De nauwkeurigheid van deze schattingen wordt in een

ander kader bestudeerd (H2-EVAII) (Kamermans *et al.* 2003b). Doel van deze analyses is om een meer kwantitatief beeld te krijgen van de kwaliteit van de RIVO-schattingen. De extrapolatie van de voorjaarschatting naar een schatting van de kokkelbestanden in het najaar, en de effecten hiervan op de betrouwbaarheid van de najaarschattingen, valt buiten deze studie.

4.3 Materiaal en Methoden

4.3.1 *Monsternames*

De bestanden commerciële schelpdieren in Oosterschelde, Westerschelde, Waddenzee en Kustzone worden jaarlijks geschat door het RIVO. Deze surveys zijn in het voorgaande hoofdstuk behandeld, inclusief Materiaal en Methoden. Voor dit hoofdstuk zijn van belang:

1. Het totale kokkelbestand (kg) in de Oosterschelde, Westerschelde en Waddenzee (kokkelsurveys).
2. Het totale moselbestand (kg) in het sublitoraal (sublitorale mosselenurvey) en litoraal van de Waddenzee (litorale mosselenurvey).
3. Het totale bestand aan halfgeknotte strandschelp(kg) in de Noord Nederlandse Kustzone.

4.3.2 *Verspreiding monsters*

Voor al deze surveys geldt dat de monsternames zijn verdeeld over het te inventariseren gebied volgens een regelmatig ("even") gridsysteem: afhankelijk van de verwachte dichtheid aan schelpdieren werd het grid lokaal verdicht. In deze opzet werden individuele monsternames representatief geacht voor een groter oppervlak. Dit oppervlak was niet constant maar varieerde met de verdichting van het grid.

4.3.3 *Analyse*

4.3.3.1 Schatting bestanden

De totale biomassa (g) aan schelpdieren in jaar i (B_i) werd berekend door de dichtheid aan schelpdieren per monsterpunt ($B_{i,n}$, g.m⁻²) te vermenigvuldigen met het oppervlak waarvoor dit monster representatief werd verondersteld ($OPP_{i,n}$, m²). De resulterende biomassa's werden vervolgens gesommeerd:

$$B_i = \sum_{n=1}^{ntot_i} OPP_{i,n} * B_{i,n}$$

met: $ntot_i$ = totaal aantal monsternames in jaar i (zie Tabel 3.2)

4.3.3.2 Bepaling betrouwbaarheidsintervallen bestanden

De 95%-betrouwbaarheidsintervallen van de kokkelbiomassa-schattingen werden berekend met een permutatietest in FORTRAN:

1. Eerst werd per jaar bepaald hoeveel monsternames in een bepaald stratum vielen ($=ntot_{i,s}$; zie Tabel 3.2)
2. Vervolgens werden per jaar en per stratum $ntot_{i,s}$ monsters geselecteerd uit de oorspronkelijke waarnemingen. Deze selectie was willekeurig en gebaseerd op monsternamen met teruglegging ("sampling with replacement").
3. Per jaar werd vervolgens een totale biomassa bepaald (B-PERM_i):

$$B - PERM_i = \sum_{n=1}^{ntot_{i,s}} OPP_{i,s,n} * B_{i,s,n}$$

4. Stap 2 en 3 werden vervolgens 10^4 keer herhaald, resulterend in 10^4 afzonderlijke schattingen van B-PERM_i
5. Op basis van deze 10^4 schattingen van B-PERM_i werd het 95% betrouwbaarheidsinterval bepaald: Alle schattingen van B-PERM_i werden gesorteerd van klein naar groot; De grootste 2,5% en de kleinste 2,5% van deze schattingen bepaalden de grenzen van het betrouwbaarheidsinterval.

4.4 Resultaten

De 95% betrouwbaarheidsintervallen voor kokkels in de Oosterschelde zijn ongeveer $\pm 20\%$. Dit betekent dat als de RIVO-schatting op 100 uit zou komen en kan worden aangenomen dat deze schatting "unbiased" is, de werkelijk aanwezige biomassa met 95% zekerheid ergens tussen de 80 en 120 zal zijn. Deze betrouwbaarheidsintervallen lijken niet te variëren met de aanwezige kokkelbiomassa's. (zie Figuur 4.2)

De 95% betrouwbaarheidsintervallen voor kokkels in de Westerschelde zijn breder dan die in de Oosterschelde ($\pm 40\%$ versus $\pm 20\%$). Deze betrouwbaarheidsintervallen lijken niet te variëren met de aanwezige kokkelbiomassa's. (zie Figuur 4.2)

De 95% betrouwbaarheidsintervallen voor de Waddenzee zijn smaller dan die van de Westerschelde en vaak breder dan die van de Oosterschelde. De 95% betrouwbaarheidsintervallen van de Waddenzee blijken ook te variëren van ongeveer $\pm 15-30\%$, al naar gelang de aanwezige kokkelbiomassa's: Hoe meer kokkels aanwezig zijn hoe smaller de betrouwbaarheidsintervallen. Hierbij moet worden opgemerkt dat deze betrouwbaarheidsintervallen relatief zijn t.o.v. het totaal versgewicht aan kokkels. De 95% betrouwbaarheidsintervallen in absolute zin zijn vaak kleiner bij kleinere hoeveelheden kokkels in de Waddenzee (zie Figuur 4.2).

De 95% betrouwbaarheidsintervallen van de huidige litorale mosselenurvey in de Waddenzee waren ongeveer $\pm 30-40\%$ (zie Figuur 4.3). In het verleden was dit interval groter doordat niet werd gestratificeerd en omdat een ander monstertuig werd gebruikt. De 95% betrouwbaarheidsintervallen van de sublitorale mosselenurvey in de Waddenzee was ongeveer $\pm 25-30\%$. Deze betrouwbaarheidsintervallen varieerden niet significant met mosselbiomassa.

De 95% betrouwbaarheidsintervallen van de halfgeknotte strandschelpsurveys in de Noord-Nederlandse Kustzone waren ongeveer $\pm 40-50\%$ (zie Figuur 4.4). Deze betrouwbaarheidsintervallen varieerden niet significant met halfgeknotte strandschelpbiomassa.

4.5 Discussie

De resultaten suggereren dat de betrouwbaarheid van de RIVO-schattingen sterk varieert met de survey: De kokkelsurvey in de waddenzone was het meest precies ($\pm 15\text{-}30\%$), gevolgd door de kokkelsurvey in de Oosterschelde ($\pm 20\%$), de sublitorale mosselenurvey ($\pm 25\text{-}30\%$), de litorale mosselenurvey ($\pm 30\text{-}40\%$), de kokkelsurvey in de Westerschelde ($\pm 40\%$) en de halfgeknottede strandschelpsurvey ($\pm 40\text{-}50\%$) (zie Figuur 4.5).

In hoeverre deze betrouwbaarheidsintervallen acceptabel zijn voor het doel van deze surveys is geen onderwerp van discussie in deze rapportage. Wel kan worden opgemerkt dat deze betrouwbaarheidsintervallen waarschijnlijk smal zijn in vergelijking met andere surveys naar bodemdieren of vissen, zeker gezien de scope van deze survey en de patchiness van de schelpdierdistributies. Het grote aantal monsters speelt hierbij een belangrijke rol, evenals het stratificeren.

In hoeverre de gepresenteerde 95% betrouwbaarheidsintervallen werkelijk iets zeggen over de betrouwbaarheid van de RIVO schattingen hangt ook samen met:

1. Bias en nauwkeurigheid, zie Figuur 4.1
2. de validiteit van de gebruikte permutatietest

Op het eerste punt zal nu niet uitgebreid worden ingegaan, omdat dit buiten de scope van dit onderzoek valt. Onderdeel A1 van EVAII zal hier meer aandacht aan besteden (Kamermans *et al.* 2003a). Wel moet worden opgemerkt dat kwantitatieve informatie over mogelijke vormen van bias essentieel is bij het beoordelen van de kwaliteit van surveys. In het verleden zijn kleinschalige experimenten uitgevoerd door het RIVO om te kijken naar bias van monsterapparaten. Deze experimenten leverden weliswaar onvoldoende gegevens op om een definitief oordeel te geven over mogelijke vormen van bias, maar de resultaten waren ook niet zodanig dat gevreesd moet worden voor grote effecten. Het RIVO doet op dit moment onderzoek naar bias en monstertuigen.

Wat betreft het tweede punt moet worden opgemerkt dat de opzet van de survey zich niet per definitie leent voor een dergelijke permutatietest. Dit heeft te maken met het feit dat meerdere monstertuigen zijn gebruikt, wat invloed kan hebben op zowel de totaalschatting als de variatie rond deze schatting. Ook leent een opzet op basis van een regelmatig monstergrid zich strikt gesproken niet goed voor permutatietesten, met name als er sprake is van een ruimtelijke periodiciteit in de onderliggende kokkeldistributies (=regelmatig patroon met hogere en lagere dichtheden). Verder zou het totaal oppervlak wat gerepresenteerd wordt door monsters niet mogen variëren, wat wel gebeurt door de manier van stratificatie (zie Figuur 4.6 voor de kokkelsurveys).

Dit alles betekent zeker niet dat de permutatietest niet valide is en dat de gepresenteerde betrouwbaarheidsintervallen niet te interpreteren zijn:

Ook al zouden de monsternames geen bias vertonen, dan nog zal de variatie rond schattingen variëren met het monstertuig, alleen al door verschillen in bemonsterd oppervlak. In hoeverre dit effecten heeft op de gepresenteerde betrouwbaarheidsintervallen is na te gaan door aanpassing van de permutatietest, opdat niet alleen rekening wordt gehouden met stratum en jaar, maar ook met het monstertuig. Echter, expert-judgement (Bult) suggereert dat dit geen of weinig effecten zal hebben op de gepresenteerde betrouwbaarheidsintervallen.

Figuur 4.6 laat zien dat het totaal oppervlak wat gerepresenteerd werd door monsters in de kokkelsurveys nauwelijks varieert, waarbij nog moet worden opgemerkt dat een belangrijk deel van deze variatie veroorzaakt wordt doordat geplande monsterpunten door omstandigheden niet werden bemonsterd. Dit betreft vooral monsterpunten waar geen kokkels werden verwacht. Monsterpunten waar in redelijkheid kokkels verwacht werden zijn vrijwel altijd bemonsterd, desnoods na afloop van de geplande survey. Dit betekent dat nauwelijks effecten zijn te verwachten op de totaalschatting en betrouwbaarheidsintervallen. Ook voor de andere surveys geldt deze verwachting.

Wat overblijft zijn de mogelijke effecten van het regelmatige grid op de schattingen. Deze effecten zullen op kunnen treden als de distributie van de schelpdieren een ruimtelijke periodiciteit vertoont, waarmee de kans bestaat dat door toeval vooral wordt gemonsterd in gebieden met de hogere of juist lagere dichtheden. Dit zal zowel een bias kunnen veroorzaken als een inschatting van de precisie bemoeilijken. Onderzoek naar mogelijke periodiciteit is dus noodzakelijk. De surveys zijn voor dergelijk onderzoek echter weinig geschikt, met name voor wat betreft kleinschalige periodiciteit (<1 km). Voor groter schaalniveaus zijn periodogrammen te berekenen. Dergelijke analyses vallen echter buiten het bestek van dit onderzoek. Expert-judgement (Bult) suggereert echter dat periodiciteit niet of nauwelijks op zal treden en dat dit onderwerp daarmee vooral een theoretisch en geen groot praktisch probleem zal zijn voor de interpretatie van de gepresenteerde betrouwbaarheidsintervallen.

Dit betekent dat de gepresenteerde betrouwbaarheidsintervallen waarschijnlijk een goede indruk te geven van de kwaliteit van de RIVO-schattingen van het voorjaar.

Een vergelijk van de resultaten op basis van de permutatietest met een meer klassieke benadering om betrouwbaarheidsintervallen uit te rekenen is niet uitgevoerd omdat in de meer standaard klassieke benaderingen geen rekening kan worden gehouden met het gebruik van strata waarbij de theoretische verdeling van de waarnemingen sterk varieert tussen strata. De beschikbare klassieke benaderingen zijn dus minder geschikt en om die reden is een vergelijk niet uitgevoerd. Verder onderzoek op basis van een vergelijk met meer elegantere benaderingen is mogelijk maar viel buiten de context van deze studie.

4.6 Conclusies

1. Kokkels: De resultaten laten zien dat de 95% betrouwbaarheidsintervallen van de biomassa-schattingen (totaal versgewicht) voor de Oosterschelde ongeveer $\pm 20\%$ waren. Dit betekent dat als de in werkelijkheid aanwezige kokkelbiomassa 100 was, de RIVO-schatting met 95% zekerheid ergens tussen de 80 en 120 uit zou komen. De 95% betrouwbaarheidsintervallen van de Westerschelde waren ongeveer $\pm 40\%$. Deze betrouwbaarheidsintervallen leken niet te variëren met kokkelbiomassa. De 95% betrouwbaarheidsintervallen van de Waddenzee varieerden van ongeveer $\pm 15-30\%$, al naar gelang de aanwezige kokkelbiomassa's: hoe meer kokkels aanwezig waren hoe smaller de betrouwbaarheidsintervallen.
2. Mosselen: De 95% betrouwbaarheidsintervallen van de huidige litorale survey was ongeveer $\pm 30-40\%$. In het verleden was dit interval groter doordat niet werd gestratificeerd en omdat een ander monstertuig werd gebruikt. De 95% betrouwbaarheidsintervallen van de sublitorale survey was ongeveer $\pm 25-30\%$. Deze betrouwbaarheidsintervallen varieerden niet significant met mosselbiomassa.
3. halfgeknotte strandschelp: De 95% betrouwbaarheidsintervallen was ongeveer $\pm 40-50\%$. Deze betrouwbaarheidsintervallen varieerden niet significant met halfgeknotte strandschelpbiomassa.
4. Verder onderzoek naar de validiteit van de permutatietest en gepresenteerde betrouwbaarheidsintervallen is gewenst.
5. Verder onderzoek naar mogelijke vormen van bias is noodzakelijk.
6. Vooralsnog lijken de gepresenteerde betrouwbaarheidsintervallen een goede indruk te geven van de kwaliteit van de RIVO-schattingen.

5 Vergelijk van schelpdierdichtheden op het Balgzand, geschat vanuit de RIVO en NIOZ databases.

5.1 Inleiding

Tijdens de RIVO surveys werd gebruik gemaakt van bemonsteringsapparatuur die over het algemeen niet dieper monsterde dan 7 cm (zie Figuur 3.3). Deze diepte zou in principe voldoende moeten zijn om een compleet beeld te krijgen van alle kokkels en mosselen op de bemonsterde locaties. Echter, een aantal dieper levende schelpdiersoorten werden waarschijnlijk niet volledig meegenomen. Zo zijn mesheft en strandgaper vaak zo diep ingegraven dat met name de grotere exemplaren volledig ontbraken in de kokkelschuif-, steekbuis- en ringmonsters; In de zuigkor, stempelkor en gutsmonsters werden vaak alleen de toppen van de siphonen aangetroffen. De vraag is dan ook in hoeverre de RIVO bemonsteringen gebruikt kunnen worden voor het bepalen van de bestanden van dieper levende soorten.

Om beter te kunnen bepalen in hoeverre de RIVO bemonsteringen een beeld geven van ook de dieper ingegraven soorten, is een vergelijk gemaakt tussen de dichtheden (g.m^{-2} , $\text{\#.m}^{-2}$) op het Balgzand van de kokkel, non, strandgaper en mesheft, geschat vanuit de NIOZ en RIVO datasets. De NIOZ gegevens waren hierbij gebaseerd op asvrijdrooggewichten, de RIVO gegevens op basis van versgewichten.

5.2 Materiaal en Methoden

5.2.1 Begrenzing Balgzand

De gemiddelde dichtheden (g.m^{-2} , $\text{\#.m}^{-2}$) op het Balgzand van de mossel, kokkel, non, strandgaper en mesheft zijn geschat vanuit de NIOZ en RIVO datasets. Hierbij werd het Balgzand gedefinieerd aan de hand van 8 punten/coördinaten in WGS-84 (zie Figuur 5.1 en tabel 5.1). Deze grenzen zijn zo gekozen omdat de NIOZ monsters met name dit gebied goed representeren (R. Dekker NIOZ, pers. Inf.).

5.2.2 RIVO-schattingen Balgzand

Voor de RIVO schattingen werd gebruik gemaakt van gegevens uit de kokkelsurveys en de litorale mosselenurveys die sinds het voorjaar van 1990 werden uitgevoerd, zoals beschreven in deelproject 2 van deze rapportage. Per jaar werd een schatting gemaakt van de gemiddelde dichtheid (g.m^{-2} en $\text{\#.m}^{-2}$) van kokkels, mosselen, non, strandgaper en mesheft op het Balgzand, waarbij de individuele monsternames in het aangegeven gebied werden gewogen op basis het bijbehorende stratum: monsternames in het 51,34 ha stratum telden twee keer zo zwaar mee in de uiteindelijke schatting van de gemiddelde dichtheid op het Balgzand als monsternames in het 26,67 ha stratum. De gemiddelde dichtheid van nonnetjes, kokkels, strandgaper en mesheft werd aldus bepaald op basis van gemiddeld 57 stations per jaar ($\text{sd}=13,6$, $\text{min}=38$, $\text{max}=88$). De gemiddelde dichtheid van mosselen werd bepaald op basis van gemiddeld 63 stations per jaar ($\text{sd}=11,9$, $\text{min}=44$, $\text{max}=88$).

5.2.3 NIOZ-schattingen Balgzand

Sinds 1968 is een aantal vaste raaien op het Balgzand twee maal per jaar bemonsterd door het NIOZ: in februari/maart en in augustus/september. Deze raaien hebben een lengte van 760-980 m en bestaan uit 20-50 stations in een lijn. De monsters worden genomen met een steekbuis tot 30 cm diepte en uitgezeefd over een 1 mm zeef. Het bemonsterde oppervlak per raai is 0,4-0,9 m². De kokkels werden op jaarklasse ingedeeld en de schelpenlengte (mm) en het as-vrij drooggewicht van het vlees bepaald. De resultaten van deze bemonsteringen worden jaarlijks gerapporteerd (b.v. Dekker & de Bruin, 1999).

Voor de analyses in dit deelproject is uitgegaan van alleen de voorjaarsdata. De reden hiervan is dat de NIOZ monsternames werden uitgevoerd in de periode voorafgaand aan de RIVO surveys en omdat verwacht werd dat de dichtheden in het voorjaar (#.m²) beter vergelijkbaar waren door de sterkere groei van de schelpdieren in de periode na maart.

5.2.4 Vergelijk RIVO en NOZ schattingen

De NIOZ data zijn eerst gecorrigeerd in verband met verschillen in zeefgebruik door het RIVO in de periodes voor 1998 (2*2 mm) en daarna (5*5 mm). Hierbij is uitgegaan van een minimumlengte van de kokkel en de non van resp. 3 en 4 mm in de periode 1990-1997 en een minimumlengte van resp. 7 en 8 mm in de periode daarna (R. Dekker, pers. inf.). Hierdoor zijn de dichtheden van met name de nonnetjes in de NIOZ dataset voor de periode na 1997 lager dan daarvoor. Voor de strandgaper en mesheft is geen correctie uitgevoerd omdat strandgaper en mesheft nauwelijks voorkwamen in de RIVO monsters voor 1998, i.v.m. de gebruikte monsterapparatuur (voor 1998 vooral kokkelschuif; na 1997 vooral stempelkor). De analyses voor deze soorten zijn dan ook beperkt gebleven tot de periode na 1997.

Vervolgens is een vergelijk gemaakt van de dichtheidsschattingen vanuit de RIVO en NIOZ data d.m.v. regressieanalyse voor de volgende soorten/leeftijdsklassen:

- Kokkels, periode 1990-2002
 - o 1 jarig (=zeker 1 winter meegemaakt)
 - o 2 jarig
 - o meerjarig
 - o totaal van bovenstaande
- Mosselen, periode 1990-2002
 - o Zaad (=1 winter meegemaakt)
 - o Overig
 - o totaal van bovenstaande
- Nonnetjes, periode 1990-2002
 - o totaal
- strandgaper, periode 1998-2002
 - o totaal
- Mesheft, periode 1998-2002
 - o totaal

5.3 Resultaten

De schattingen van de kokkeldichtheden (#.m²; g.m²) van NIOZ en RIVO lijken goed overeen te komen, met name voor de 1 jarige en totale kokkelbestanden ($r^2 > 0,93$; zie Figuren 5.2, 5.3 en 5.4). De RIVO schattingen van de tweejarige kokkels lijken iets kleiner te zijn dan die van het NIOZ; Voor de meerjarige kokkels geldt het omgekeerde.

De mesheft dichtheden ($\#.m^{-2}$; $g.m^{-2}$) van het RIVO vertonen geen enkele statistisch significante relatie met die van het NIOZ ($n=5$, $p<0,18$, $r^2>0,5$), maar zijn wel altijd lager.

Voor mosselen werd alleen een significant verband gevonden voor wat betreft de dichtheden in $g.m^{-2}$ van het totale mosselbestand. Voor dichtheden van mosselzaad of mosselen totaal in termen van $\#.m^{-2}$ werd geen significant verband tussen de RIVO en NIOZ schattingen gevonden ($n=13$, $p>0,12$, $r^2<0,21$).

De dichtheden nonnetjes ($\#.m^{-2}$; $g.m^{-2}$) van het RIVO waren significant gecorreleerd met die van het NIOZ ($n=13$, $p<0,02$, $r^2>0,42$), waarbij het NIOZ hogere dichtheden vond dan het RIVO.

De strandgaper dichtheden van RIVO en NIOZ in termen van $\#.m^{-2}$ waren gecorreleerd ($n=5$, $p=0,04$, $r^2=0,8$), waarbij het NIOZ hogere dichtheden vond dan het RIVO; de strandgaper dichtheden in termen van $g.m^{-2}$ waren niet gecorreleerd ($n=5$, $p=0,74$, $r^2=0,04$).

Omdat strandgaper en mesheft vooral werden aangetroffen in monsters genomen met de zuigkor, stempelkor en guts, is gekeken in hoeverre een schatting van de Balgzanddata op basis van deze monstertuigen alleen overeenkomt met die van het NIOZ. Hierbij moet worden opgemerkt dat in de periode 1998-2002 jaarlijks gemiddeld 22 stations (van de 57) bemonsterd werden met de stempelkor en de zuigkor ($sd=6,3$, $min=14$, $max=30$) en 35 met de ring of het kokkelschuifje.

Voor strandgaper dichtheden in termen van $\#.m^{-2}$ werd hierbij een verband aangetoond tussen de RIVO en NIOZ dichtheden dat sterk leek op het eerder aangetoonde verband waarbij gebruik werd gemaakt van alle monsters ($n=5$, $p=0,05$, $r^2=0,8$, $a=-2,42$, $b=0,43$). Noch voor strandgaper dichtheden in termen van $g.m^{-2}$ werd een significante relatie gevonden ($n=5$, $p=0,81$, $r^2=0,02$), noch voor mesheft ($\#.m^{-2}$; $g.m^{-2}$; $n=5$, $p>0,44$, $r^2<0,21$). Indien alleen werd uitgegaan van de ringmonster- en kokkelschuifdata was geen van deze relaties significant ($n=5$, $p>0,10$, $r^2<0,63$).

5.4 Discussie

RIVO en NIOZ geven een vergelijkbare schatting van de kokkelbestanden op het Balgzand. Dat de RIVO schattingen van de 2 jarige kokkels lager is dan die van het NIOZ en dat voor de meerjarige kokkels het omgekeerde geldt zou kunnen duiden op een verschil in leeftijdsbepaling. Echter, deze verschillen lijken sterk te worden bepaald door slechts enkele waarnemingen en het is daarmee de vraag in hoeverre leeftijdsbepaling werkelijk een probleem is. Nuljarige kokkels komen niet voor in de RIVO en NIOZ surveys van het voorjaar.

Nonnetjes- en strandgaper bestanden lijken door het RIVO systematisch te worden onderschat ten opzichte van de NIOZ gegevens. Deze soorten, en dan met name de strandgaper, worden waarschijnlijk deels gemist omdat de RIVO apparatuur niet dieper monstert dan 10 cm. Een totaalschatting op basis van de RIVO getallen alleen lijkt dan ook niet mogelijk. Wel lijkt het mogelijk de dichtheden nonnetjes ($\#.m^{-2}$; $g.m^{-2}$) en strandgaper ($\#.m^{-2}$) vanuit de RIVO data te gebruiken als index voor de jaarlijkse variatie in bestanden op het Balgzand, waarbij dan rekening moet worden gehouden met een verschil in zeefgebruik voor en na 1997. Een berekening van het totale bestand van non en strandgaper vanuit de RIVO data is mogelijk, mits gecorrigeerd kan worden voor verschillen in gebruik van zeven en waarbij voor strandgaper alleen wordt uitgegaan van de monsters genomen met de guts, zuig- of stempelkor: de indruk bestaat dat grotere strandgapers vaak worden gemist bij gebruik van kokkelschuif of ringmonsters.

De afwezigheid van een significante relatie tussen de dichtheidsschattingen van mosselen van RIVO en NIOZ heeft waarschijnlijk te maken met het feit dat de NIOZ bemonsteringsmethodiek niet specifiek is gericht op mosselen, terwijl de RIVO survey daar juist wel specifiek op is gericht. Zo is bekend dat een van de NIOZ raaien deels over een mosselbank was gelegen, waardoor een overschatting is ontstaan voor het Balgzand als geheel.

De resultaten suggereren dat de ondieper levende schelpdieren (<7 cm) representatief worden bemonsterd; De dieper levende soorten, daarentegen, worden minder goed meegenomen: De representativiteit van de monsters is goed voor strandschelpen, kokkels en mosselen, redelijk voor nonnetjes en kleinere strandgapers. Messen en grotere strandgapers leven te diep voor de gebruikte apparatuur. Aanwezigheid van deze soorten in de monsters laat dus zien dat ze op deze locaties aanwezig zijn, afwezigheid in de monsters kan echter niet worden gezien als bewijs van afwezigheid op de monsterlocaties. Dit betekent dat de data over deze dieper levende soorten beperkt bruikbaar is. De jaarklassterkevariatie en bestandsschattingen van de overige soorten zijn wel te interpreteren.

6 Evaluatie schelpdierssurveys en voedselreservering

6.1 Inleiding

In de voorgaande hoofdstukken is ingegaan op de surveys zoals die door het RIVO worden uitgevoerd en de voedselkeuzes van scholekster en eidereend. In dit hoofdstuk zal worden ingegaan op de mogelijkheden om deze surveys beter toe te snijden op de voedselreserveringsproblematiek. M.a.w. is het mogelijk om beter te bepalen of de kans groot is dat er een situatie van voedselschaarste zal optreden en vereist dit veranderingen in de surveys?

Voordat op deze vraag zal worden ingegaan is het goed om nog even te resumeren welke kennis voor het beantwoorden van deze vraag nodig is. Vervolgens zal worden ingegaan op de vraag in hoeverre de huidige surveys al tegemoet komen aan deze kennisbehoefte en welke aspecten minder goed worden meegenomen. Niet alles wat in theorie meegenomen zou kunnen worden is ook praktisch gezien uitvoerbaar. In dit verband zal een advies worden geformuleerd voor praktisch uitvoerbare verbeteringen m.b.t. voedselreservering en surveys.

Om de vraag te beantwoorden of het mogelijk is om beter te bepalen of er een situatie van voedselschaarste zal optreden, is het ook noodzakelijk om te kijken naar de voedselbehoefte zelf. Dit wordt op dit moment nog onderzocht in onderdelen B1 (Rappoldt *et al.* 2003b) en D2 (Rappoldt *et al.* 2003c).

6.2 Bepaling voedselbehoefte

Eiders en scholeksters eten een verscheidenheid aan voedselorganismen. Deze voedselkeuze is niet constant maar varieert, o.a. in relatie tot voedselbeschikbaarheid en omgevingsfactoren. Zo zullen scholeksters onder koude winterse omstandigheden minder goed bij de op dat moment dieper ingegraven nonnetjes kunnen komen, en zullen scholeksters in een situatie met weinig mosselen en kokkels meer nonnetjes eten dan in aanwezigheid van uitgestrekte mosselbanken. Om te bepalen of er sprake kan zijn van voedselschaarste zal dus rekening moeten worden gehouden met een breed scala aan voedselorganismen, waarbij met name die situaties van belang zijn waarbij sprake is van voedselschaarste: de winterperiode.

Voor de voedselopname zijn niet zozeer de totale bestanden voedselorganismen van belang, maar vooral dat deel dat vogels profijtelijk kunnen oogsten: niet alle aanwezige schelpdieren zijn even profijtelijk of oogstbaar. Om goed te kunnen bepalen of sprake is van voedselgebrek zijn dus drie vragen van belang: welke voedselorganismen kunnen worden gegeten; wat zijn de bestanden van deze organismen; wat is het relatief belang van de verschillende prooi-soorten als voedsel voor eidereend en scholekster; en welk deel van de aanwezige bestanden kan ook daadwerkelijk worden benut door de vogels.

Voor de eidereend zijn de belangrijkste voedselorganismen in de winterperiode de mossel, de kokkel, halfgeknotte strandschelp, zeester, en krab. Voor de scholekster zijn dit de kokkel, de mossel, de non, strandgaper, regenwormen en emelten. De RIVO-CSO surveys zijn vooral gericht op de mossel, de kokkel en de halfgeknotte strandschelp. Andere, niet-commercieel-interessante, soorten worden wel meegenomen in de surveys, maar deze gegevens spelen verder geen rol bij de voedselreservering anders dan dat wordt uitgegaan van een vast percentage van niet-commerciële of alternatieve prooien in het voedselpakket van de eider en scholekster. De vraag is dan ook in hoeverre de bestanden van deze voedselorganismen geschat kunnen worden met de huidige RIVO surveys, rekening houdend met het feit dat de

RIVO surveys ruim voor aanvang van de visserij afgerond moeten zijn en waarbij voor de vogels met name de winterperiode van belang is. Verder is de vraag in hoeverre een vertaling mogelijk is van de aanwezige bestanden naar beschikbare bestanden vanuit de survey data. Hieronder zal per voedselorganisme ingegaan worden op deze vragen.

6.2.1 Mosselen

De wilde mosselbestanden worden geïnventariseerd voorafgaand aan de voorjaars- en de najaarsvisserij. Tussen de voorjaarsvisserij en de najaarssurvey vindt nieuwe zaadval plaats. Om de wintersituatie goed in te kunnen schatten zijn dus met name de najaarssurveys van belang.

Deze najaarssurveys leveren in de eerste plaats informatie op over de ligging en omvang van de wilde mosselbestanden: perceelbestanden worden niet geschat. Het mosselbestand wordt hierbij geschat op basis van expert-judgment voor litoraal en sublitoraal apart, dit in tegenstelling tot de voorjaarssurvey waarbij kwantitatief wordt gemonsterd. Tevens worden de contouren en oppervlaktes (ha) van aanwezige litorale mosselbanken bepaald.

Omdat deze najaars-schattingen expert-judgment betreffen, zijn er grote beperkingen m.b.t. de mogelijkheden voor verdere kwantitatieve analyses. Verder is de kwaliteit van de schatting moeilijk te beschrijven anders dan op basis van een inschatting van de aanwezige expertise, een vergelijk met de voorjaarsgetallen, en het feit dat als deze najaarssurveys schattingen op zouden leveren die duidelijk verschillen van de werkelijk aanwezige bestanden, de mosselvisserij dit zouden merken tijdens de najaarsvisserij en hierover contact zouden opnemen met het RIVO. Dit laatste geldt overigens alleen voor het sublitoraal, omdat er sinds 1993 vrijwel niet meer op de platen is gevestigd. Een expliciete validatie van de najaarssurvey is nooit uitgevoerd.

Op basis van deze gegevens en gegevens van de najaarsvisserij is in principe te bepalen hoeveel wilde mosselen in het sublitoraal aanwezig zijn voorafgaand aan de winter, na afloop van de visserij. Echter, onduidelijk blijft in hoeverre de opgeviste bestanden worden verplaatst naar percelen in de Waddenzee of Oosterschelde en wat de omvang is van de al aanwezige bestanden op deze percelen. Wel is duidelijk dat een aanzienlijk deel van de sublitorale mosselbestanden zich op de percelen bevindt. Een reconstructie van deze perceelbestanden is voorzien in onderdeel F4b van EVAII.

De surveys leveren dus geen compleet beeld van de aanwezige mosselbestanden in het sublitoraal. Immers, de perceelbestanden ontbreken. Wel wordt een compleet beeld gegeven van het litoraal. Een jaarlijkse en kwantitatieve schatting van de perceelbestanden voorafgaand aan de winterperiode is daarmee niet beschikbaar en speelt daarom ook geen rol bij de vergunningverlening en voedselreservering: De perceelbestanden hebben in het verleden wel een rol gespeeld bij de vergunningverlening. Echter, vooral in de vorm van expert-judgment.

Om de aanwezige wilde mosselbestanden te vertalen naar beschikbare bestanden is informatie nodig over de factoren die de beschikbaarheid van mosselen als voedsel voor scholeksters en eidereenden bepalen. De belangrijkste zijn: grootte van de mossel, schelpdikte, vleespercentage, aangroei waaronder met name pokken, vertrossing en hoogteligging.

De grootteverdeling van de mosselen is in grote lijnen te schetsen op basis van de indeling zaad, halfwas en consumptie, waarbij moet worden opgemerkt dat deze indeling niet expliciet te maken heeft met de grootte van de mosselen en daardoor minder goed aansluit op literatuur over voedselbeschikbaarheid en fouragegedrag van vogels. Informatie over de overige parameters wordt niet verzameld tijdens de survey. Informatie over het vleespercentage van de mosselen die worden aangeleverd op de veiling zijn wel beschikbaar. Echter, mosselen op de percelen vertonen een andere groei dan in het wild en de vraag is in hoeverre deze

perceelgegevens representatief zijn voor gebieden elders. Informatie over hoogteligging is in theorie te koppelen aan individuele monsternames. Echter, het expert-judgment systeem van de najaarssurvey kent geen kwantitatieve monsternames op stationsniveau.

6.2.2 *Kokkel*

Kokkels worden in het voorjaar bemonsterd. Op basis van deze survey wordt een schatting gemaakt van de situatie in het najaar, voorafgaand aan de visserij. De belangrijkste factoren die de beschikbaarheid van kokkels bepalen zijn de grootte, de schelpdikte, vleespercentage, de hoogteligging en de dichtheid. Dichtheid wordt meegenomen in de surveys, in die zin dat het voor vogels en vissers beschikbare bestand wordt uitgerekend uitgaande van verschillende minimale dichtheden waarbij visserij of fourageren nog lonend zou zijn. Met name de minimale dichtheid van 50 kokkels per m² is hierbij belangrijk. De grootte van schelpen wordt niet gemeten. Wel worden de kokkels in leeftijdsklassen ingedeeld en wordt het gemiddelde versgewicht per leeftijdsklasse bepaald. Dit versgewicht vertoont een sterk verband met lengte en de lengte variatie binnen een jaarklasse op een bepaalde plek is gering. Dat betekent dat de grootteverdeling per locatie vrij eenvoudig uit het versgewicht kan worden bepaald zoals dat nu al gemeten wordt. Hoogteliggingsgegevens zijn beschikbaar en zouden gekoppeld kunnen worden aan de individuele monsternames. De overige factoren worden niet meegenomen tijdens de surveys.

6.2.3 *Halfgeknotte strandschelp*

De halfgeknotte strandschelp wordt in het voorjaar/begin zomer bemonsterd. De belangrijkste factoren die de beschikbaarheid van halfgeknotte strandschelp bepalen zijn de grootte van de schelpen en mogelijk de diepte. De grootte van schelpen wordt niet expliciet gemeten. Wel worden de halfgeknotte strandschelp in leeftijdsklassen ingedeeld en kan een gemiddelde grootte per leeftijdsklasse worden berekend, hetgeen een indruk geeft van de grootteverdeling.

6.2.4 *Platte slijkgaper*

De platte slijkgaper wordt incidenteel in de monsters aangetroffen. Echter, de bestanden zijn laag en ook is deze soort van zeer beperkte betekenis als voedsel voor scholeksters. Voor eidereenden is deze soort niet van belang.

6.2.5 *Strandgaper*

De voor scholeksters mogelijk interessante strandgapers (1,5-4,0 cm) worden vrijwel alleen aangetroffen in de monsters genomen met de guts, zuigkor en stempelkor, vaak in de vorm van afgesneden sifonen. Uit de breedte van de sifo kan de grootte van de strandgaper worden teruggerekend. Kleinere strandgapers worden ook aangetroffen in de andere monsternames. Strandgapers werden tot 2002 niet opgedeeld in grootteklassen en daarmee is het moeilijk deze gegevens te vertalen naar beschikbare bestanden. Sinds 2002 worden de strandgapers ingedeeld in klein (<2 cm) en groot (≥2 cm). Een vergelijk met de NIOZ schattingen op het Balgzand suggereert dat het RIVO de strandgaper populatie systematisch onderschat, waarbij het mogelijk lijkt de RIVO data te gebruiken als index voor de jaarlijkse bestandsvariates.

6.2.6 *Non*

Een schatting van de nonnetjesbestanden is mogelijk op basis van de kokkelsurveys die in het voorjaar worden uitgevoerd. Een vergelijking met de NIOZ schattingen op het Balgzand suggereert dat het RIVO de nonnetjes populatie systematisch onderschat, waarbij het mogelijk lijkt de RIVO-data te gebruiken als index voor de jaarlijkse bestandsvariaties. Nonnetjes werden tot 2002 niet opgedeeld in grootteklassen en daarmee is het moeilijk deze gegevens verder te vertalen naar beschikbare bestanden. Sinds 2002 worden de nonnetjes opgedeeld in klein (< 5 mm), middel (≥ 5 mm, < 15 mm), en groot (≥ 15 mm).

6.2.7 Mesheft

Mesheft wordt regelmatig aangetroffen in de monsternames. Echter, deze gegevens zijn beperkt bruikbaar: mesheft leeft te diep ingegraven om goed bemonsterd te kunnen worden met de gebruikelijke RIVO apparatuur. Als Enis wordt aangetroffen in een monsternamen is duidelijk dat daar mesheft aanwezig is. Afwezigheid van mesheft in monsters betekent echter niet automatisch dat geen mesheft aanwezig is. De dichtheidsschattingen ($\# \cdot m^{-2}$; $g \cdot m^{-2}$) lijken niet betrouwbaar. Dit blijkt ook uit de afwezigheid van een relatie tussen de jaarlijkse bestandsschattingen van het RIVO en NIOZ op het Balgzand, zoals eerder besproken. Mesheft is verder geen belangrijke prooi, noch voor scholeksters, noch voor eidereenden.

6.2.8 Krab, Zeester, wormen

Krabben en zeesterren worden sinds 2002 systematisch geteld en gewogen in de surveys (totaal aantal en gewicht per monster), waarbij onderscheid wordt gemaakt tussen kleine (< 2 cm) en grote krabben (≥ 2 cm). Wormen worden niet meegenomen in de surveys. De apparatuur die gebruikt wordt door het RIVO-CSO in Yerseke is echter niet bedoeld om deze organismen representatief te bemonstren. De Demersal Young Fish Survey van het RIVO IJmuiden neemt krabben wel mee. Hierbij wordt gemonsterd in de Nederlandse kustzone met een beam-trawl. Deze apparatuur is waarschijnlijk beter geschikt voor het verkrijgen van een beeld van de aanwezigheid van krabben. De hieruit voortkomende informatie speelt echter geen rol bij de voedselreservering.

6.3 Aanwezige bestanden

De RIVO surveys leveren een beeld van de bestandsomvang van de kokkel en de halfgeknotte strandschelp in de winter. De bestandsomvang van de mossel in deze periode is onduidelijk vooral door gebrek aan informatie over mosselbestanden op percelen. Deze mosselbestanden zijn van groot belang voor de eidereenden en met het ontbreken van goede perceelinformatie is een inschatting van de voedselsituatie moeilijk.

Van de nonnetje en de strandgaper kan een indruk worden verkregen van de variatie in bestandsomvang. De totale bestanden van deze soorten worden door het RIVO onderschat. Wormen worden niet bemonsterd. Informatie over krabben en zeesterren vanuit de RIVO-CSO surveys is beperkt bruikbaar omdat de monsterapparatuur niet is ontworpen voor het bemonstren van deze soorten. Krabbeninformatie vanuit de Demersal Young Fish Survey is mogelijk wel bruikbaar voor een beeld van de krabbenpopulatie tijdens deze survey. Echter, krabben migreren vaak naar dieper gelegen plaatsen bij aanvang van de winter. Verder onderzoek naar de bruikbaarheid van informatie vanuit de Demersal Young Fish Survey voor een inschatting van de krabbenpopulatie in de winterperiode is daarom gewenst.

6.4 Beschikbare bestanden

Om aanwezige bestanden te kunnen vertalen naar beschikbare bestanden is het nodig te weten welke factoren de beschikbaarheid bepalen. Op hoofdlijnen zijn deze vaak wel bekend (vleespercentage, schelpdikte, aangroei met zeepokken, grootte, hoogteligging, maar het is moeilijk deze informatie ook in de praktijk te gebruiken voor een systeem van voedselreservering dat duidelijk beter werkt dan het huidige systeem, waar vooral gefocust wordt op de aanwezige bestanden.

Voor een deel komt dit voort uit het feit dat de surveys voorafgaand aan de visserij en vaak ver voor de winterperiode worden uitgevoerd: informatie over vleespercentages of pokken en vertrossing van mosselen in het voorjaar zijn waarschijnlijk weinig bruikbaar voor een inschatting van de najaarssituatie. Dergelijke parameters, gemeten in het voorjaar, zijn dan ook zeer moeilijk bruikbaar voor een verbetering van het voedselreserveringsbeleid.

Voor een ander deel komt dit voort uit het feit dat voor een vertaling van aanwezige naar beschikbare bestanden omrekeningsformules nodig zijn die nu nog ontbreken. Zo is vaak wel bekend welke grootteklassen prooidieren geprefereerd worden door vogels, echter hoeveel meer of minder beschikbaar deze grootteklassen zijn ten opzichte van elkaar is onduidelijk. Informatie van de grootteverdeling van schelpdieren is niet expliciet beschikbaar. Wel worden kokkels, mosselen en halfgeknotte strandschelp ingedeeld in leeftijdsklassen, hetgeen een indruk kan geven van de grootteverdeling. Theoretisch is het mogelijk de grootteverdeling van al deze soorten tijdens de surveys te bepalen. Praktisch gezien zal dit echter zeer veel werk met zich meebrengen, waarbij het de vraag is of dit zal resulteren in een beter systeem van voedselreservering. Zolang deze onduidelijkheid bestaat lijkt het niet verstandig routinematig dergelijke parameters op te nemen in de surveys, anders dan op een kleinschalige en experimentele basis (gerichte metingen op een beperkt aantal specifieke stations).

Hierbij moet worden opgemerkt dat de modellen die ten grondslag liggen aan het voedselreserveringsbeleid beperkt zijn gevalideerd. Deze validatieslag is belangrijk om te bepalen wat de kwaliteiten zijn van het huidige modelinstrumentarium. Zonder duidelijk beeld van deze kwaliteiten is het niet mogelijk te bepalen in hoeverre het meenemen van beschikbaarheidsbepalende factoren of variaties in de bestanden van ook de niet-commerciële soorten leidt tot een verbetering, zelfs al zou alle informatie beschikbaar zijn om de beschikbare bestanden te kwantificeren: Intuïtief wordt vaak aangenomen dat het meenemen van meer variabelen of meer relaties in een model leidt tot betrouwbaarder voorspellingen. De praktijk echter wijst uit dat meer complexe modellen niet vanzelfsprekend leiden tot betere voorspellingen. In onderdeel B1/B2/D2 (Ens *et al.* 2003; Rappoldt *et al.* 2003bc) is voorzien in een verdere validatie van het modelinstrumentarium, inclusief een statistische analyse gericht op verbetermogelijkheden door opname van niet-commerciële prooien.

6.5 Conclusies en aanbevelingen

- De belangrijkste voedselorganismen voor de eidereend in de winterperiode zijn de mossel, de kokkel, halfgeknotte strandschelp, zeester, en krab.
- De belangrijkste voedselorganismen voor de scholkester in de winterperiode zijn de kokkel, de mossel, de non, strandgaper en emelten en regenwormen.
- De RIVO-CSO surveys zijn vooral gericht op een bepaling van de commercieel interessante soorten: de mossel, de kokkel en halfgeknotte strandschelp. De andere niet-commerciële interessante soorten worden wel meegenomen in de surveys, maar deze gegevens spelen verder geen rol bij de voedselreservering anders dan dat wordt uitgegaan van een vast percentage van niet-commerciële of alternatieve prooien in het voedselpakket van de eider en scholkester.

- De RIVO bemonsteringen geven een beeld van de totale bestandsomvang in de winterperiode van kokkels en halfgeknotte strandschelp.
- De wilde mosselbestanden in zowel het litoraal als het sublitoraal in het najaar worden geschat via expert-judgment. Informatie over de mosselbestanden op de percelen ontbreekt. Deze verschillende mosselbestanden zijn zeer belangrijk voor de voedselvoorziening van de eidereend en de scholekster
- De RIVO bemonsteringen kunnen waarschijnlijk gebruikt worden om een indruk te krijgen van de jaarlijkse variatie in de bestanden van nonnetjes en strandgapers. De RIVO bemonsteringen lijken deze bestanden systematisch te onderschatten, waarschijnlijk doordat een deel van deze schelpdieren te diep is ingegraven voor de RIVO apparatuur.
- De beschikbaarheidsbepalende factoren zijn op hoofdlijnen bekend. Echter, een berekening van de beschikbare bestanden blijft problematisch omdat:
 - o Surveys vaak worden uitgevoerd ver voor de winter, waarbij onduidelijk is in hoeverre deze voorjaarsinformatie relevant is voor het inschatten van de daaropvolgende winterperiode (vertrossing en pokken op mosselen, vleespercentages).
 - o Indeling van de prooidieren in grootteklassen in aanvulling op de huidige praktijk van indeling in leeftijdsklassen zal veel extra werk met zich meebrengen, terwijl onduidelijk is in hoeverre dit leidt tot een beter beleid van voedselreservering.
 - o Vooral voor de eidereend goede kwantitatieve informatie over het omrekenen van aanwezige naar beschikbare bestanden ontbreekt.
- De discussie over de vertaling van aanwezige naar beschikbare bestanden komt vooral voort uit de wens een beter beeld te verkrijgen van de voedselsituatie van scholekster en eidereend in de winter. Deze discussie is lange tijd sterk gericht geweest op het relatieve belang van niet-commerciële- of alternatieve prooien. De vraag is in hoeverre deze focus terecht is:
 - o Om een beter beeld te krijgen van de voedselsituatie van de eidereend in de winter is het vooral van belang dat informatie beschikbaar komt over de omvang van de mosselbestanden op de percelen.
 - o Om een beter beeld te krijgen van de voedselsituatie van de scholekster in de winterperiode is het vooral van belang dat informatie beschikbaar komt over het relatieve belang van mosselen versus kokkels en de mate waarin de bestanden van de beide prooidieren oogstbaar zijn voor scholeksters.
 - o Bij het beleid van voedselreservering moet ook rekening worden gehouden met onzekerheden in de bestandschattingen. Een overschatting van het bestand heeft in veel gevallen ernstiger consequenties dan een onderschatting.

Aanbevolen wordt om:

- Een goede schatting te verkrijgen van de bestanden mosselen op percelen en deze ook expliciet te betrekken in de discussie rond voedselreservering en fourageermodellen als voor eidereenden beschikbaar voedsel. Registratie van kweekactiviteiten op percelen zou hierbij behulpzaam zijn.
- Het expert judgement van de omvang van de littorale mosselbestanden in het najaar te vervangen door een meer kwantitatieve schatting.
- Verder onderzoek te doen naar de vertaling van aanwezige naar beschikbare bestanden, voordat op grote schaal surveys worden aangepast.
- Onderzoek te doen naar de mogelijkheid om hoogteligging mee te nemen bij het bepalen van de beschikbare bestanden voor scholeksters. De hiervoor benodigde informatie is beschikbaar. Deze analyse zou onderdeel kunnen zijn van de validatie van het scholekstermodel in het kader van EVAII.
- De huidige voedselreserveringsmodellen goed te valideren en daarna pas te kijken in hoeverre het meenemen van beschikbaarheidsbepalende factoren leidt tot een substantiële verbetering van dit modelinstrumentarium. Een belangrijke vraag in dit verband is in hoeverre het meenemen van jaarlijkse variaties in niet-commerciële prooi-soorten (m.n. non, strandgaper) leidt tot een daadwerkelijke verbetering ten opzichte van een aanpak waarbij deze niet-commerciële soorten worden meegenomen als vaste, niet-jaarlijks-fluctuerende factor. Een andere vraag is of het huidige voedselreserveringsbeleid voldoende rekening

houdt met het feit niet alle aanwezige bestanden daadwerkelijk beschikbaar zijn als voedsel voor vogels. Ens (2000) concludeert dat, uitgaande van de vogelaantallen in de jaren tachtig, binnen de huidige voedselreservering te weinig wordt gereserveerd, omdat in de onderliggende berekeningen onvoldoende rekening wordt gehouden met het feit dat slechts een deel van de schelpdieren beschikbaar is. Ens (2000) komt niet tot een nieuwe berekening - als onderdeel van EVA II projecten B1 (Rappoldt *et al.* 2003b), B2 (Ens *et al.* 2003) en D2 (Rappoldt *et al.* 2003c) zullen nieuwe berekeningen over de te reserveren hoeveelheden voedsel gemaakt moeten worden.

- Complexere voedselreserveringsmodellen, welke schijnbaar rekening houden met veel meer factoren en variabelen, alleen te prefereren boven de simpelere modellen indien deze complexere modellen ook duidelijk beter werken. Dit zou moeten blijken uit een vergelijk van het voorspellend vermogen tijdens validatie.
- Aandacht voor de vraag of het uitwisselbaar maken van bestanden als een verbetering dan wel als een verslechtering van het beleid van voedselreservering moet worden gezien.
- Aandacht te besteden aan de implicaties van onzekerheden m.b.t. de schattingen van bestanden van schelpdieren, vogels en fourageermodellen. Het gaat hierbij vooral om twee zaken: focus op juist die onderdelen die relatief minder betrouwbare schattingen opleveren en een verkenning van mogelijkheden hoe om kan worden gegaan met onzekerheden (risk-management).
- Aandacht te besteden aan het feit dat nu minder vogels aanwezig zijn dan gebruikt als basis voor de voedselreservering, en dan met name aan de vraag in hoeverre deze ontwikkeling is gerelateerd aan visserij of andere ontwikkelingen met implicaties voor toekomstig reserveerbeleid.

7 Literatuur

- Abrahamse J. & Revier H. 1991. Kees Swennen over eidereenden en schelpdierenvisserij. Waddenbulletin 26 (3): 123-125.
- Amin O.M. & Heckmann R.A. 1991. Description and host relationships of *Polymorphus spindlatus* n. sp. (Acanthocephala: Polymorphidae) from the heron *Nycticorax nycticorax* in Peru. Journal of Parasitology 77 (2): 201-205.
- Asferg K. 1990. Diet of Eiders in the Danish waters, with notes on other seaduck species. IWRB Newsletter December 1990: 31.
- Bauer K.M. & Glutz von Blotzheim U.N. 1969. Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 3: 167-205.
- Bédard J., Therriault J.C. & Bérubé J. 1980. Assessment of the importance of nutrient cycling by seabirds in the St. Lawrence estuary. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 37: 583-588.
- Bishop C.A. & Threlfall W. 1974. Helminth parasites of the Common Eider duck (*Somateria mollissima* L.) in Newfoundland and Labrador. Proceedings of the helminthological Society of Washington 41: 25-35.
- Blomert, A.-M., Ens, B.J., Goss-Custard, J.D., Hulscher, J.B. & Zwarts, L. 1996. Oystercatchers and their estuarine food supplies. *Ardea* 84A, 1-538.
- Bourgeois C.E. & Threlfall W. 1982. Metazoan parasites of three species of Scoters (Anatidae). Canadian Journal of Zoology 60: 2253-2257.
- Brinkman, A.G., Ens, B.J. & Kats, R.K.H. in druk. Modelling the prey choice and distribution of Eider Ducks. Alterra rapport, Wageningen.
- Burnett F.L. & Snyder D.E. 1954. Blue crab as starvation food of oiled American Eider. Auk 71: 315-316.
- Bustnes J. O. & Erikstad K. E. 1990. Size selection of common mussels, *Mytilus edulis*, by common eiders, *Somateria mollissima*: Energy maximization or shell weight minimization? Canadian Journal of Zoology 68: 2280-2283.
- Bustnes J. O. 1998. Selection of blue mussels, *Mytilus edulis*, by common eiders, *Somateria mollissima*, by size in relation to shell content. Canadian Journal of Zoology 76 (9): 1787-1790.
- Cadée G.C. 1991. De Alikruik (*Littorina littorea*) als eidereend voedsel. CB Ned. Malac. Ver 262/9: 876-880.
- Camphuysen, C.J., Berrevoets, C.M., Cremers, H.J.W.M., Dekinga, A., Dekker, R., Ens, B.J., van der Have, T.M., Kats, R.K.H., Kuiken, T., Leopold, M.F., van der Meer, J. & Piersma, T. 2002. Mass mortality of common eiders (*Somateria mollissima*) in the Dutch Wadden Sea, winter 1999/2000: starvation in a commercially exploited wetland of international importance. Biological Conservation 106, 303-317.
- Cantin M., Bédard J. & Milne H. 1974. The food and feeding of Common Eiders in St. Lawrence estuary in summer. Canadian Journal of Zoology 52: 319-334.

- Cayford, J.T. & Goss-Custard, J.D. 1990. Seasonal changes in the size selection of Mussels, *Mytilus edulis*, by Oystercatchers, *Haematopus ostralegus*: an optimality approach. *Animal Behaviour* 40: 609-624.
- Clark G.M., O'Meara D. & Van Weelden, J.W. 1958. An epizootic among eider ducks involving an acanthocephalid worm. *Journal of Wildlife Management* 22: 204-205.
- Danish Review of Game Biology 2: 157- 226.
- De Heij, M. & Vahl, W. 1998. Berekening van de beschikbare biomassa voor scholeksters in de Waddenzee. Intern verslag IBN-DLO, 1-41.. Den Burg, IBN-DLO. Ref Type: Report
- De Leeuw J. 1997. Demanding divers - Ecological energetics of food exploitation by diving ducks. Proefschrift, RU-Groningen.
- De Leeuw J.J. & van Eerden M.R. 1992. Size selection in diving Tufted Ducks *Aythya fuligula* explained by differential handling of small and large mussels *Dreissena polymorpha*. *Ardea* 80: 353-362.
- De Leeuw J.J. 1997. Demanding divers: Ecological energetics of food exploitation by diving ducks. Dissertatie Rijksuniversiteit Groningen. Uitgegeven door Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Van Zee tot Land 61, Lelystad.
- De Leeuw J.J. 1999. Food intake rates and habitat segregation of Tufted Duck *Aythya fuligula* and Scaup *Aythya marila* exploiting Zebra Mussels *Dreissena polymorpha*. *Ardea* 87: 15-31.
- Durinck J., Skov H., Jensen F.P. & Pihl S. 1994. Important marine areas for wintering birds in the Baltic Sea. EU DG XI research contract no. 224/90-09-01, Ornithology Consult Report 1994: 1-110, Copenhagen.
- Eerden M.R. van, Dubbeldam W. & Muller J. 1999. Sterfte van watervogels door visserij met staande netten in het IJsselmeer en Markermeer. RIZA rapport no. 99.060, Lelystad 42pp.
- Ens, B.J., Dirksen, S., Smit, C.J. & Bunscoke, E.J. 1996. Seasonal changes in size selection and intake rate of oystercatchers *Haematopus ostralegus* feeding on the bivalve *Mytilus edulis* and *Cerastoderma edule*. *Ardea* 84a, 159-176.
- Ens, B.J. 2000. Berekeningsmethodiek voedselreservering Waddenzee. Alterra-rapport 136, 1-70. Wageningen, Alterra.
- Ens, B.J., Borgsteede, F.H.M., Camphuysen, C.J., Dorrestein, G.M., Kats, R.K.H. & Leopold, M.F. 2002. Eideendensterfte in de winter 2001/2002. Alterra-rapport 521, 1-114. Wageningen, Alterra, in druk.
- Ens, B.J., Brinkman, A.G. & Kats, R.K.H. 2003. EVA II rapport B2: voedselreservering eideenden in de Waddenzee. Alterra, Wageningen, in druk
- Goss-Custard, J.D. 1996. *The Oystercatcher: From Individuals to Populations*. 1 edn. Oxford: Oxford University Press.
- Goss-Custard, J.D., West, A.D., Caldow, R.W.G., dit Durell, S.E.A.I.V., McGrorty, S. & Urfi, J. 1996. An empirical optimality model to predict the intake rates of oystercatchers *Haematopus ostralegus* feeding on mussels *Mytilus edulis*. *Ardea* 84A, 199-214.
- Goss-Custard, J.D., West, A.D., Stillman, R.A., dit Durell, S.E.A.I.V., Caldow, R.W.G., McGrorty, S. & Nagarajan, R. 2001. Density-dependent starvation in a vertebrate without significant depletion. *Journal of Animal Ecology* 70, 955-965.

- Guillemette M. , Reed A. & Himmelman J.H. 1996. Availability and consumption of food by Common eiders wintering in the Gulf of St. Lawrence: Evidence of prey depletion. *Canadian Journal of Zoology* 74: 32-38.
- Guillemette M. 1994. Digestive-rate constraint in wintering common eiders (*Somateria mollissima*): Implications for flying capabilities. *Auk* 111 (4): 900-909.
- Guillemette M. 1998. The effect of time and digestion constraints in Common Eiders while feeding and diving over Blue Mussel beds. *Functional Ecology* 12 (1): 123-131.
- Guillemette M., Ydenberg R.C. & Himmelman J.H. 1992. The role of energy intake rate in prey and habitat selection of Common Eider in winter: a risk-sensitive interpretation. *Journal of Animal Ecology* 61: 599-610.
- Hamilton D.J., Nudds, T. D. & Neate, J. 1999. Size-selective predation of blue mussels (*Mytilus edulis*) by Common Eiders (*Somateria mollissima*) under controlled field conditions. *Auk* 116 (2): 403-416.
- Hilgerloh G. 1997. Predation by birds on blue mussel *Mytilus edulis* beds of the tidal flats of Spiekeroog (southern North Sea). *Marine Ecology Progress Series* 146: 61-72
- Hilgerloh G. 1999. Year to year changes in the share of Cockles (*Cerastoderm edule*) and blue mussels (*Mytilus edulis*) in the food of Eiders on six East Frisian Islands. *Senckenbergiana maritima* 29: 71-73.
- Hulscher, J.B. 1996. Food and feeding behaviour. In: *The Oystercatcher: From Individuals to Populations* (Ed. by J.D.Goss-Custard), pp. 7-29. Oxford, Oxford University Press.
- Jenssen B.M., Ekker, M. & Bech, C. 1989. Erratum: Thermoregulation in winter-acclimatized common eiders in air and water. *Canadian Journal of Zoology* 67:669-673.
- Jenssen B.M., Ekker, M. & Bech, C. 1989. Thermoregulation in winter-acclimatized common eiders (*Somateria mollissima*) in air and water. *Canadian Journal of Zoology* 67 (3): 669-673.
- Johnstone, I.G. & Norris, K. 2000. Not all Oystercatchers *Haematopus ostralegus* select the most profitable Common Cockles *Cerastoderma edule*: a difference between feeding methods. *Ardea* 88, 137-153.
- Kamermans, P., Schuiling, E., Baars, D. & van Riet, M. 2003a. EVA II deelproject A1: Visserij-inspanning. RIVO-rapport, in druk.
- Kamermans, P., Kesteloo-Hendrikse, J.J. & Baars, D. 2003b. EVA II deelproject H2: Evaluatie van de geschatte omvang en ligging van kokkelbestanden in de Waddenzee, Ooster- en Westerschelde. RIVO-rapport, in druk.
- Krebs J.R. & Davies N.B. 1997. *Behavioural Ecology: An Evolutionary Approach*, 4 edn. Blackwell Science, Oxford.
- Kreiter A. & Semenas L. 1997. Helminth parasites of *Larus dominicus* in Argentinian Patagonia. *Boletin Chileno de Parasitologia* 52 (1-2): 39-42.
- Laursen K., Asferg K.S. & Frikke J.. Impact of mussel fishery on Eider Duck *Somateria mollissima* in the Danish Wadden Sea. (unpublished manuscript).

- Leopold M.F. & Camphuysen C.J. 1998. Monitoring Pinkegat: voorkomen van zeevogels en zeezoogdieren in de Noordzee-kustzone vóór en tijdens de proefboring N7 (1997). Hoofdstuk 9 in: Monitoring Proefboringen Noordzeekustzone. NAM, Business Unit Exploratie, Assen.
- Leopold M.F. & Philippart C.J.M. 1998b. Zee-eenden en schelpdieren.. Hoofdstuk 3 in: Leemterapport IBN/NIOZ, Monitoring Proefboringen Noordzeekustzone. NAM, Business Unit Exploratie, Assen.
- Leopold M.F. 1993. *Spisula*'s, zeeëenden en kokkelvissers: een nieuw milieuprobleem op de Noordzee. Sula 7: 24-28.
- Leopold M.F. 1996. *Spisula subtruncata* als voedselbron voor zee-eenden in Nederland. Beon-rapport 1996-2.
- Leopold M.F. 1996. *Spisula subtruncata* als voedselbron voor zee-eenden in Nederland. Beon-rapport 96-2.
- Leopold M.F., van der Land M.A. & Welleman H.C. 1998. *Spisula* en zee-eenden in de strenge winter van 1995/96 in Nederland. Beon-rapport 98-6.
- Leopold M.F., van der Land M.A. & Welleman H.C. 1998a. *Spisula* en zee-eenden in de strenge winter van 1995/96 in Nederland. Beon-rapport 98-6.
- Leopold, M.F., Kats, R.K.H. & Ens, B.J. 2001. Diet (preferences) of Eiders *Somateria mollissima*. Wadden Sea Newsletter. Special issue Eider Mortality in the Wadden Sea in the Winter 1999/2000 1: 25-31.
- Leopold, M.F., Kats, R.K.H. & Ens, B.J. 2000. Aanvullend onderzoek voedselbeschikbaarheid eidereend *Somateria mollissima*. Literatuur overzicht Voedseleecologie. Werkdocument Alterra. Alterra, Den Burg.
- Liat L.B. & Pike A.W. 1980. The incidence and distribution of *Proflicollis botulus* (Acanthocephala), in the eider duck *Somateria mollissima*, and its intermediate host of the shore crab, *Carcinus maenas*, in north east Scotland. Journal of Zoology 190: 39-51.
- Madsen F.J. 1954. On the food habits of the diving ducks in Denmark.
- McDonald M.E. 1969. Catalogue of helminths of waterfowl (Anatidae). Bureau of Sport Fisheries and Wildlife, Special Scientific Report-Wildlife 126, Washington D.C., 692 p.
- Nehls G. & Ketzenberg C. Do eiders exhaust their food resources? A study on natural mussel beds in the wadden Sea. Danish Review of Game Biology (in press).
- Nehls G. 1989. Occurence and food consumption of the common eider, *Somateria mollissima*, in the Waddensea of Schleswig-Holstein. Helgoländer Meeresuntersuchungen 43: 385-393.
- Nehls G. 1991. Eiderenten im schleswig-holsteinischen Wattenmeer. Corax14 (3): 1-66.
- Nehls G. 1995. Strategien der Ernährung und ihre Bedeutung für Energiehaushalt und Ökologie der Eiderente. Dissertation, Universität Kiel (173 blz).
- Nyström K.G.K., Pehrsson O. & Broman D. 1991. Food of juveniel common eiders (*Somateria mollissima*) in areas of high and low salinity. Auk 108: 250-256.
- Oranjewoud, 1983. Onderzoek naar overwinterende eidereenden in de westelijke Waddenzee. Petroland BV, Den Haag 36 blz.

- Pennycot T.W. 1998. Lead poisoning and parasitism in a flock of mute swans (*Cynus olor*) in Scotland. *Veterinary Record* 142 (3): 13-17.
- Rafaelli D., Falcy V. & Galbraith C. 1990. Eider predation and the dynamics of mussel-bed communities. Pages 157-169 *in* Trophic relationships in the marine environment (M. Barnes and R.N. Gibson, eds.). Aberdeen University Press, Aberdeen, United Kingdom.
- Rappoldt, C., Ens, B.J. & Dijkman, E. 2003a. Technical Documentation of the Wader Tidal Cycle Simulator WEBTICS. Alterra rapport, Wageningen, in druk.
- Rappoldt, C., Ens, B.J., Dijkman, E. & Bult, T. 2003b. EVA II rapport over B1: voedselreservering voor scholeksters in de Nederlandse Waddenzee. Alterra rapport, Wageningen, in druk.
- Rappoldt, C., Ens, B.J., Dijkman, E., Bult, T., Berrevoets, C.M. & Geurts van Kessel, J. 2003c. EVA II rapport over D2 thema 1: Voedselreservering voor scholeksters in de Oosterschelde. EVA II rapport over D2 thema 1. Alterra rapport, Wageningen, in druk.
- Rayski C. & Garden, E.A. 1961. Life cycle of an acanthocephalan parasite of the eider duck. *Nature* 192: 185-186.
- Rayski C. 1958. On the identity of acanthocephalan parasites of eider duck (*Somateria mollissima*) in Scotland. *Proceedings of the XVth International Congress of Zoology, Section VIII*, p. 676-679.
- Seed R. 1968. Factors influencing shell shape in the mussel *Mytilus edulis*. *Journal of the Marine Biological Association in the United Kingdom* 48: 561-584.
- Seed R. 1979. Variation in the shell-flesh relationships of *Mytilus edulis*: the value of sea mussels as items of prey. *Veliger* 22: 219-221.
- Stephens D.W. & Krebs J.R. 1986. *Foraging Theory*, 1 edn. Princeton University Press, Princeton.
- Swennen C. & Van den Broek E. 1960. *Polumorphus botulus* als parasiet bij de eidereenden in de Waddenzee. *Ardea* 48: 90-97.
- Swennen C. 1976. Population structure and food of the Eider *Somateria m. mollissima* in the Dutch Waddensea. *Ardea* 64 (3/4): 311-371.
- Thompson A.B. 1985a. Transmission dynamics of *Profilicollis botulus* (Acanthocephala) from crabs (*Carcinus maenas*) to Eider ducks (*Somateria mollissima*) on the Ythan estuary, N.E. Scotland. *Journal of Animal Ecology* 54: 605-616.
- Thompson A.B. 1985b. Analysis of *Profilicollis botulus* (Acanthocephala: Echinorhynchidae) burdens in the shore crab (*Carcinus maenas*). *Journal of Animal Ecology* 54: 595-604.
- Thompson A.B. 1985c. *Profilicollis botulus* (Acanthocephala) abundance in the eider duck (*Somateria mollissima*) on the Ythan estuary, Aberdeenshire. *Parasitology* 91: 563-575.
- Torres P., Ruiz E., Gesche W. & Montefusco A. 1991. Gastrointestinal helminths of fish-eating birds from Chiloe Island, Chile. *Journal of Wildlife Diseases* 27 (1): 178-179.
- Van Cleave H.J. & Rausch R. 1951. The acanthocephalan parasites of eider ducks. *Proceedings of the Helminthological Society of Washington* 18: 81-84.
- Van Cleave H.J. 1916. *Filicollis botulus* n. sp. with notes on the characteristics of the genus. *Transactions of the Microscopical Society* 37: 19-48.

Van den Berk, V., Dirksen, S. & Poot, M.J.M. 2000. Sterfte onder eidereenden in de Waddenzee 1999-2000. Werkdocument EC-LNV 186. Expertisecentrum LNV, Wageningen.

Williams, M. & Ens, B.J. The many ways to determine the weight of shellfish or their parts: an attempt to determine general conversion factors. Alterra rapport. 2003. Wageningen, Alterra. Ref Type: Report

Zwarts L., Hulscher J.B., Koopman K., Piersma T. & Zegers P.M. 1996. Seasonal and annual variation in body weight, nutrient stores and mortality of Oystercatchers *Haematopus ostralegus*. *Ardea* 84A: 327-356.

Zwarts, L. 1991. Seasonal variation in body weight of the bivalves *Macoma balthica*, *Scrobicularia plana*, *Mya arenaria* and *Cerastoderma edule* in the Dutch Wadden Sea. *Netherlands Journal of Sea Research* 28, 231-245.

Zwarts, L., Cayford, J.T., Hulscher, J.B., Kersten, M., Meire, P.M. & Triplet, P. 1996a. Prey size selection and intake rate. In: *The Oystercatcher: From Individuals to Populations* (Ed. by J.D. Goss-Custard), pp. 30-55. Oxford, Oxford University Press.

Zwarts, L., Ens, B.J., Goss-Custard, J.D., Hulscher, J.B. & dit Durell, S.E.A.I.V. 1996b. Causes of variation in prey profitability and its consequences for the intake rate of the Oystercatcher *Haematopus ostralegus*. *Ardea* 84A, 229-268.

Zwarts, L., Ens, B.J., Goss-Custard, J.D., Hulscher, J.B. & Kersten, M. 1996c. Why Oystercatchers *Haematopus ostralegus* cannot meet their daily energy requirements in a single low water period. *Ardea* 84A, 269-290.

Tabellen

Tabel 2.1: Geschatte duikdieptes (gemiddeld, maximaal en minimaal) van verschillende soorten duikeenden op basis van vangsten van deze eenden in staand wand. Bron: van Eerden et al. (1999).

Soort	Gem. diepte	Max. diepte	Min. diepte	SD	Aantal
brilduiker	3,2	7,0	1,5	0,9	760
eidereend	3,8	4,3	3,0	0,7	3
grote zee-eend	3,2	4,0	2,5	0,8	3
zwarte zee-eend	3,9	5,5	2,5	0,8	18
ijseend	3,0	3,0	3,0		1
kuifeend	3,7	8,5	1,5	0,7	2424
tafeleend	3,5	6,5	1,5	0,9	325
toppereend	3,8	8,0	2,0	0,7	2261
meerkoet	2,7	8,0	1,2	1,3	77

Tabel 2.2: Overzicht van de verschillende prooidieren van de scholekster. Gebaseerd op de overzichten in (Hulscher 1996; Zwarts et al. 1996b) en eigen ongepubliceerde waarnemingen.

Nederlandse naam	Latijnse naam	Belang als voedselbron in de zomer	Belang als voedselbron in de winter
Mossel	<i>Mytilus edulis</i>	belangrijke voedselbron voor aan de kust broedende dieren	zeer belangrijk stapelvoedsel: hele winter bereikbaar
Kokkel	<i>Cardium edule</i>	belangrijke voedselbron voor aan de kust broedende dieren	zeer belangrijk stapelvoedsel: hele winter bereikbaar
strandgaper	<i>Mya arenaria</i>	matig belang voor aan de kust broedende dieren	in sommige jaren belangrijke alternatieve voedselbron: alleen de kleinere dieren zijn bereikbaar en maar af en toe is er een sterke jaarklasse
slijkgaper	<i>Scrobicula-ria plana</i>	beperkt belang voor aan de kust broedende dieren	Beperkt belang: maar af en toe een sterke jaarklasse en in winter dieper ingegraven en daardoor goeddeels onbereikbaar
nonnetje	<i>Macoma balthica</i>	belangrijke voedselbron voor aan de kust broedende dieren	Betrouwbare, maar minder aantrekkelijke alternatieve prooi: 's winters dieper ingegraven dan in de zomer en daardoor minder profijtelijk, maar t.o.v. andere prooidieren weinig fluctuaties in dichtheid van jaar op jaar en bijna overal aanwezig
amerikaanse zwaardschede	<i>Ensis directies</i>	beperkt belang voor aan de kust broedende dieren: wordt vermoedelijk alleen door enkele specialist gegeten	Beperkt belang: wordt vermoedelijk alleen door enkele specialist gegeten
japanse oester	<i>Crassostrea gigas</i>	onbelangrijk: wordt vermoedelijk alleen door enkele specialist gegeten	Onbelangrijk: wordt alleen door enkele specialist gegeten
strandkrab	<i>Carcinus maenas</i>	beperkt belang voor aan de kust broedende dieren	Onbelangrijk: krabben overwinteren in de geulen en zijn niet beschikbaar
zeeduisend-poot	<i>Nereis diversicolor</i>	belangrijke voedselbron voor aan de kust broedende dieren	Onbelangrijk: niet beschikbaar omdat gangen dieper zijn en wormen minder activiteit vertonen in de winter
wadpier	<i>Arenicola marina</i>	beperkt belang voor aan de kust broedende dieren	Onbelangrijk: sterk verminderde activiteit in de winter
regenworm	<i>Lumbricus, Allolobo-phora</i> etc. sp.	stapelvoedsel voor broedvogels in het binnenland	Alternatieve prooi, vooral na regenbuien; minder betrouwbaar dan wadprooien omdat weilanden eerder dichtvriezen dan wadplaten
emelt	<i>Tipula</i> sp.	stapelvoedsel voor broedvogels in het binnenland	Alternatieve prooi, vooral na regenbuien; minder betrouwbaar dan wadprooien omdat weilanden eerder dichtvriezen dan wadplaten

Tabel 2.3: Grenswaarde (lengte in mm) van een aantal scholekster prooien. De ondergrens geeft de minimale grootte aan van profijtelijke prooien. De kolom positieve selectie geeft de range aan waarbinnen sprake is van positieve selectie. Een waarde tussen haakjes betekent dat het niet bekend is of er sprake is van een grens. Gebaseerd op het overzicht in (Zwarts et al. 1996a; Zwarts et al. 1996b; Johnstone & Norris 2000) en eigen ongepubliceerde waarnemingen

Soort	methode	Onder-grens (mm)	positieve selectie (mm)	Opmerkingen
mossel	hamer	20	25-45	grote exemplaren hebben een te dikke schelp om open te hameren
mossel	<i>stab</i>	20	30-(60)	
kokkel	hamer	10	15-25	grote exemplaren hebben een te dikke schelp om open te hameren
kokkel	<i>stab</i>	10	25-(40)	
strandgaper		15	15-40	grote en zeer profijtelijke exemplaren zitten meestal te diep
slijkgaper		15	20-30	grote en zeer profijtelijke exemplaren zitten meestal te diep
nonnetje		10	15-(25)	Nonnetjes worden uit bovenste 4 cm van substraat gehaald
Zwaardschede				Nauwelijks waarnemingen: selecteert waarschijnlijk de grote exemplaren (lengte 40-100 mm) als deze dicht aan het oppervlak zitten
strandkrab				weinig waarnemingen: selecteert waarschijnlijk alleen de grote exemplaren (breedte van de carapax 40-60 mm)

Tabel 2.4: Resultaten van een ANOVA voor kokkels met lengte als afhankelijke variabele, leeftijd als fixed effect en locatie als random factor.

Tests of Between-Subjects Effects^a

Dependent Variable: LENGTE

Source	Type IV Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Intercept	78714.866	1	78714.866	6014.176	.000
Hypothesis	15430.556	1178.965	13.088 ^a		
Error	184218.803	5	36843.761	3527.017	.000
leeftijd	139518.824	13356	10.446 ^b		
Hypothesis	19107.607	54	353.845	33.873	.000
Error	139518.824	13356	10.446 ^b		
locatie					

a. $7.694\text{E-}03 \text{ MS}(\text{locatie}) + .992 \text{ MS}(\text{Error})$

b. $\text{MS}(\text{Error})$

c. SOORT = CE

Tabel 2.5: ANOVA op lengte van 1-jarige kokkels met locatie als random factor.

Tests of Between-Subjects Effects^a

Dependent Variable: LENGTE

Source	Type III Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Intercept	1099133.038	1	1099133.038	11430.769	.000
Hypothesis	6101.612	63.456	96.156 ^a		
Error	18473.420	54	342.100	33.993	.000
locatie	120372.375	11961	10.064 ^b		
Hypothesis					
Error					

a. $.259 \text{ MS}(\text{locatie}) + .741 \text{ MS}(\text{Error})$

b. $\text{MS}(\text{Error})$

c. SOORT = CE

Tabel 2.6: ANOVA op de lengte van nonnetjes met locatie als random factor.

Tests of Between-Subjects Effects^a

Dependent Variable: LENGTE

Source	Type III Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Intercept	412972.524	1	412972.524	10337.962	.000
Hypothesis	4310.760	107.911	39.947 ^a		
Error	8080.325	54	149.636	10.372	.000
locatie	126636.675	8778	14.427 ^b		
Hypothesis					
Error					

a. $.189 \text{ MS}(\text{locatie}) + .811 \text{ MS}(\text{Error})$

b. $\text{MS}(\text{Error})$

c. SOORT = MB

Tabel 2.7: ANOVA op lengte van mosselen met locatie als random factor

Tests of Between-Subjects Effects^c

Dependent Variable: LENGTE

Source		Type III Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Intercept	Hypothesis	367737.105	1	367737.105	920.178	.000
	Error	27212.723	68.094	399.637 ^a		
locatie	Hypothesis	51625.395	44	1173.304	10.824	.000
	Error	128338.228	1184	108.394 ^b		

a. .273 MS(locatie) + .727 MS(Error)

b. MS(Error)

c. SOORT = ME

Tabel 3.1. Overzicht van de bemonsteringsinspanning ten behoeve van de bestandsschatting van de sublitorale wilde mosselbestanden in de Waddenzee in het voorjaar van de periode 1992-2002. Weergegeven zijn de monsterperiode (dagnummers), het aantal bemonsterde stations, het totale oppervlak dat gerepresenteerd wordt door monsternames, en de verdeling van de monsternames over de verschillende strata (voorbeeld: in 1998 zijn 18 stations bemonsterd in het stratum waarbij elk station een oppervlak van 6,42 ha representeert).

jaar	periode (dagnummers)			oppervlak (ha)	bemonstering		# stations per stratum			42,87	51,34	77,01	102,68
	start	eind	# stations		guts (%)	zuigkor (%)	6,42	12,835	25,67				
1992	84	107	335	9652	3	97			316		6	4	9
1993	84	104	471	12091	4	96			471				
1994	87	110	449	12713	2	98			380	69			
1995	65	110	479	13068	5	95	18		343	117	1		
1996	85	115	552	18303	4	96			411		151		
1997	76	113	691	22256	3	97			515		176		
1998	75	96	521	20741	4	96		2	423				96
1999	74	97	581	21075	4	96			341		240		
2000	73	97	490	22076	9	91			305			185	
2001	71	93	532	22513	7	93	66	7	260			199	
2002	63	84	542	24543	6	94			333			209	

Tabel 3.2. Overzicht van de bemonsteringsinspanning ten behoeve van de bestandsschatting van de kokkelbestanden in de Oosterschelde, Westerschelde en Waddenzee in het voorjaar van de periode 1990-2002. Weergegeven zijn de monsterperiode (dagnummers), het aantal bemonsterde stations, het totale oppervlak dat gerepresenteerd wordt door monsternames, en de verdeling van de monsternames over de verschillende strata.

gebied	jaar	periode (dagnummers)		# stations	oppervlak (ha)	bemonstering stempelkor (%)	ring (%)	kalkschel (%)	steekbuis (%)	zuigkor (%)	# stations per stratum							
		start	eind								25,67	26,67	51,34	53,34	64,36	102,68	205,36	207,21
OS	1990	121	137	377	10955	0	0	97	3	0			347		30			
OS	1991	115	142	426	11361	0	0	93	7	0			426					
OS	1992	105	147	436	11628	0	0	98	4	0			436					
OS	1993	117	174	421	11228	0	0	89	11	0			421					
OS	1994	122	148	421	11228	0	0	99	1	0			421					
OS	1995	130	168	436	11691	0	0	93	7	0			436					
OS	1996	126	190	436	11691	0	0	94	6	0			436					
OS	1997	133	158	434	11575	0	0	99	1	0			434					
OS	1998	127	196	480	12802	0	0	98	10	0			480					
OS	1999	111	165	450	12002	0	0	87	13	0			450					
OS	2000	129	167	459	12242	0	0	93	7	0			459					
OS	2001	109	151	458	12215	0	0	96	4	0			458					
OS	2002	112	158	447	11921	0	0	95	5	0			447					
WS	1992	97	134	318	8481	0	0	65	35	0			318					
WS	1993	109	173	327	8721	0	0	73	27	0			327					
WS	1994	111	163	278	8534	0	0	77	23	0			236		42			
WS	1995	114	143	261	7708	0	0	64	36	0			210		41			
WS	1996	106	164	269	8028	0	0	74	26	0			217		42			
WS	1997	118	146	242	7521	0	0	73	28	0			262		40			
WS	1998	110	148	248	7654	0	0	61	39	0			289		39			
WS	1999	130	164	241	7469	0	0	76	24	0			262		39			
WS	2000	136	162	238	7334	0	0	78	22	0			261		37			
WS	2001	113	134	236	7206	0	0	74	26	0			187		36			
WS	2002	113	143	229	7014	0	0	66	34	0			189		36			
WZ	1990	115	207	1415	14520	0	0	98	2	0						1415		
WZ	1991	115	196	1474	15130	0	0	91	9	0						1474		
WZ	1992	86	161	1506	154636	0	0	83	16	2						1506		
WZ	1993	118	208	1545	158641	0	0	99	1	0						1545		
WZ	1994	115	202	1506	154636	0	0	97	3	0						1506		
WZ	1995	136	198	1303	142058	0	0	96	4	0		642				99	562	
WZ	1996	141	208	978	149336	0	0	94	6	0		58	252				628	
WZ	1997	118	157	1237	140648	0	0	88	14	0		631					808	
WZ	1998	117	168	1508	147962	76	24	8	0	0		570		385			553	
WZ	1999	123	157	1424	152788	87	31	1	0	0		588		244			612	
WZ	2000	73	148	1379	155381	87	25	1	0	7		471		279			628	
WZ	2001	121	158	1341	152957	87	32	1	0	0		477		241			623	
WZ	2002	119	144	1216	159300	70	24	5	0	0		483		145		2		686

year	periods (management)		householding				F stations per station													
	start	end	# stations	apparent # of	cleansheet	ring (F)	locksheet (F)	streetline (F)	gate (F)	6,47	6,52	17,84	25,87	26,87	16,34	53,34	64,175	102,88	205,36	267,27
OS	1980	121	151	328	11881	0	0	96	4	0				320						
OS	2001	208	185	402	11821	0	0	96	4	0				432						
OS	2002	112	150	447	11821	0	0	96	5	0				447						
HS	2001	113	134	238	7918	0	0	74	26	0				190	38					
HS	2002	113	163	238	7918	0	0	96	16	0				190		36				
WS	1980	196	207	1134	116408	0	0	96	2	0									1134	
WS	1981	196	196	1174	128648	0	0	96	80	0									1174	
WS	1992	112	60	1185	118596	0	0	20	17	0									1185	
WS	1993	185	200	1184	123888	0	0	99	1	0									1184	
WS	1994	185	202	1288	124648	0	0	97	3	0									1288	
WS	1996	186	198	1363	107917	0	0	96	6	0				696					80	
WS	1998	181	200	761	107880	0	0	90	7	0				67					896	
WS	1987	188	187	1326	118008	0	0	88	17	0				633					888	
WS	1998	177	185	1618	115888	74	26	0	0	0				681					804	
WS	1998	173	157	1408	118833	85	34	0	0	0				543					851	
WS	2008	94	140	1388	118848	84	37	0	0	0				416					850	
WS	2001	82	150	1614	105407	61	26	1	0	0				340					815	
WS	2002	86	168	1698	108031	86	23	0	0	7				306					131	

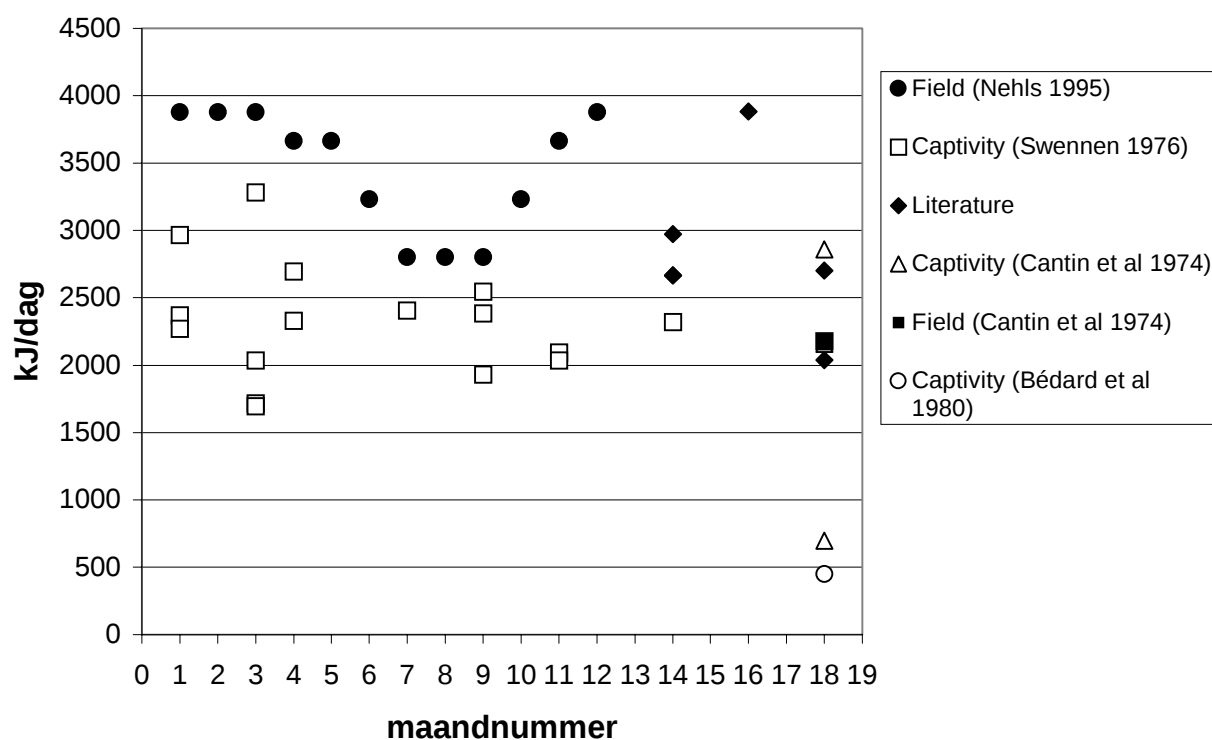
particular (disaggregation)		# stations	average fuel (ml)	fuel conversion kwh/megajoule (%)	gate (%)	emission (%)	# stations per 0.1										
year	start						end	6.8	13.7	20	27.8	34.8	41.8	48.8	55.8	62.8	69.8
1993	171	170	240	75911	0	29	71		46	13	57	126	107				
1994	167	174	541	135714	0	41	59	23	21	26	129	182	114				
1995	114	186	888	420188	0	71			6	3	164	327	80	17			
1996	113	179	985	519142	0	75	24				188	179	173	89			
1997	111	160	958	735918	0	70	20				156	203	68	52			
1998	113	208	988	833198	2	27	27		29		207	179	82	81			
1999	100	172	1326	764129	3	29	18				238	188	30	57			
2000	102	172	1326	824132	3	29	18				238	188	30	54			
											136	121	34	145			

Tabel 5.1. Balgzand gedefinieerd aan de hand van 8 punten/coördinaten in WGS-84

Lat / Long	OL	NB
1	4° 48.2'	52° 57.7'
2	4° 53.7'	52° 59.3'
3	4° 54.7'	52° 59.3'
4	4° 55.5'	52° 58.8'
5	4° 55.8'	52° 58.0'
6	4° 55.5'	52° 57.0'
7	4° 54.5'	52° 56.0'
8	4° 54.5'	52° 53.6'

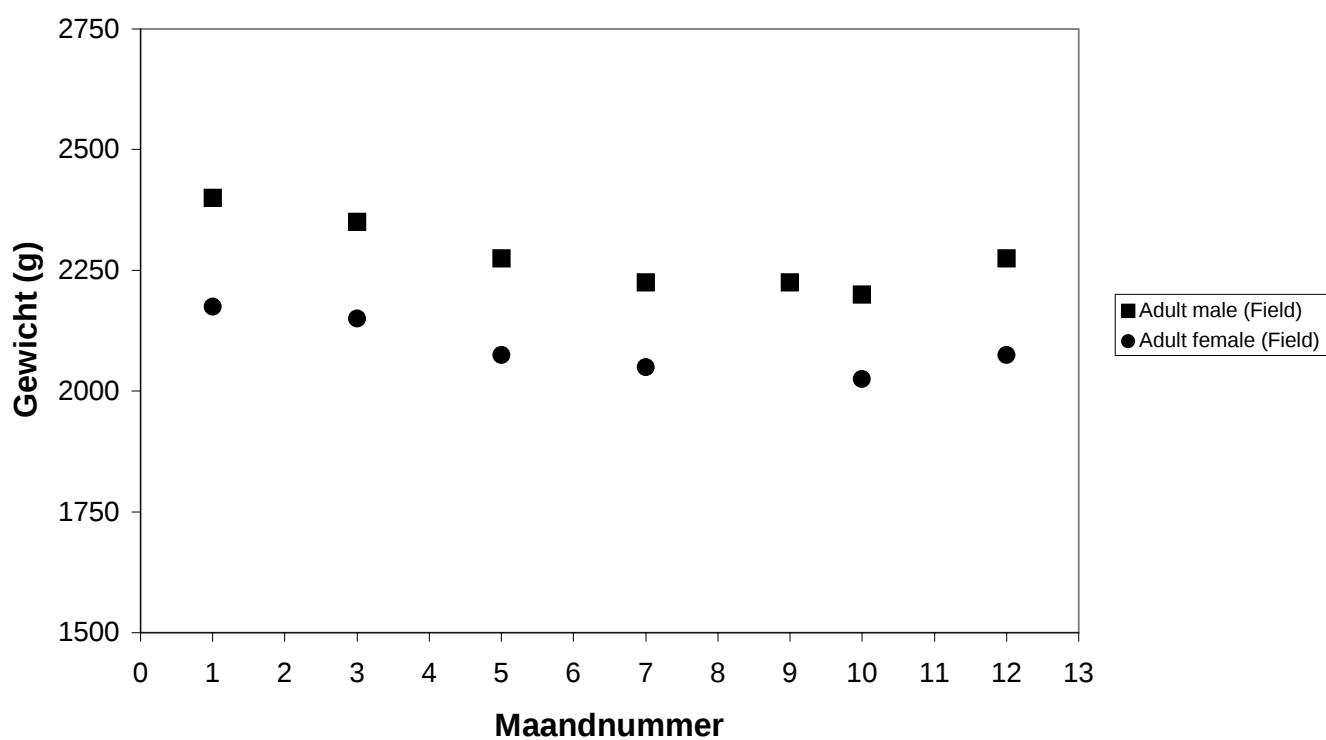
Figuren

Energiebehoefte van de Eidereend



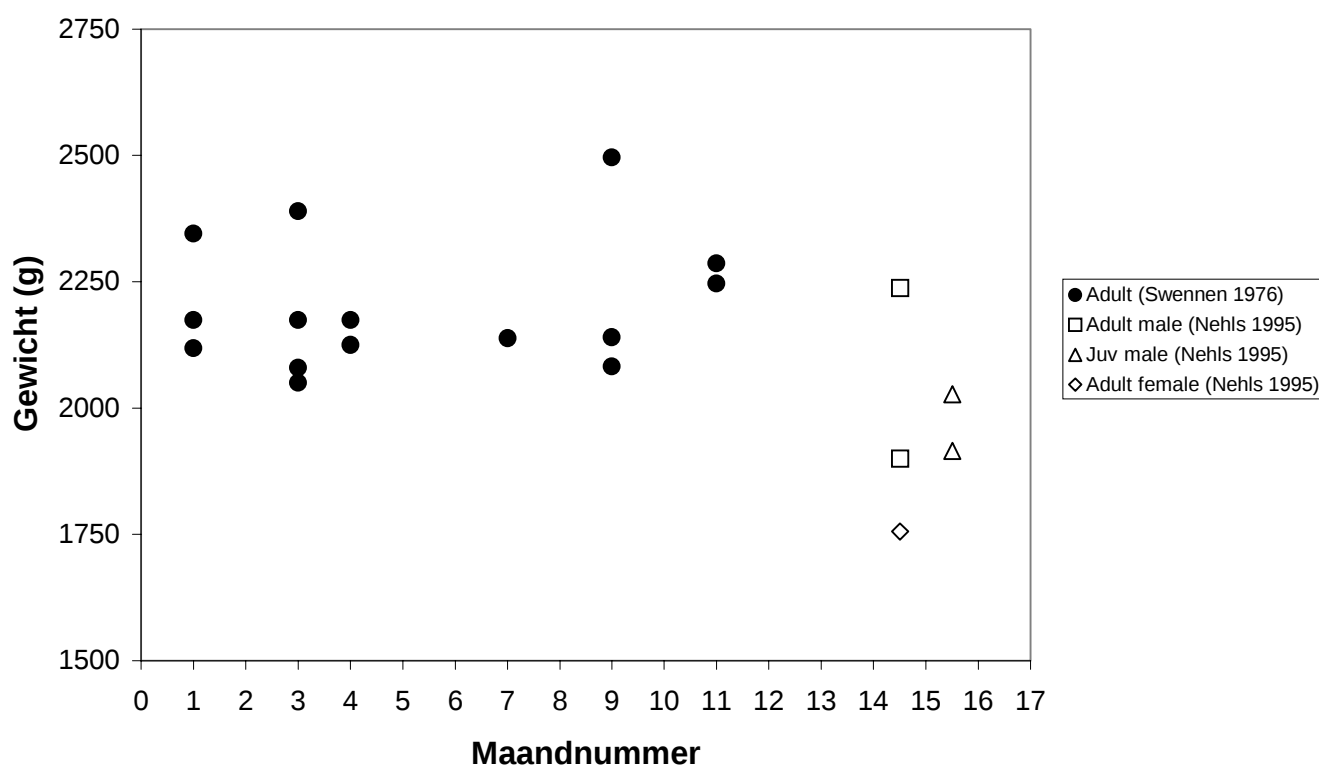
Figuur 2.1. De energiebehoefte van eidereenden in de loop van het jaar op basis van studies in het veld en aan dieren in gevangenschap. (Maandnummer 1 = januari tot en met nummer 12 = december; maandnummer 14 = jaargemiddelde; maandnummer 16 = winter gemiddelde; maandnummer 18 = zomergemiddelde).

Gewicht van Eidereend in veld (Nehls 1995)

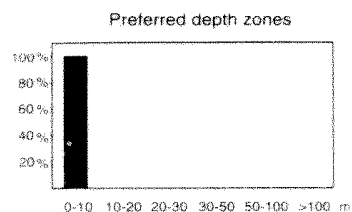


Figuur 2.2. Het gewicht van eidereenden in het veld. (Maandnummer 1= januari tot en met nummer 12 = december).

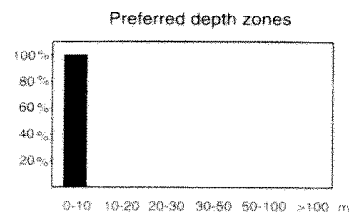
Gewicht van Eidereend in gevangenschap



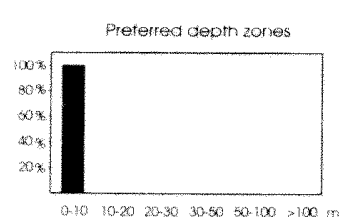
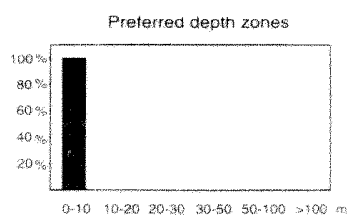
Figuur 2.3. Het gewicht van eidereenden in gevangenschap. (Maandnummer 1= januari tot en met nummer 12= december (Swennen 1976); maandnummer 15 = gewicht tijdens experiment (Nehls 1995)).



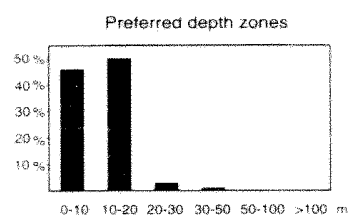
Kuifeend



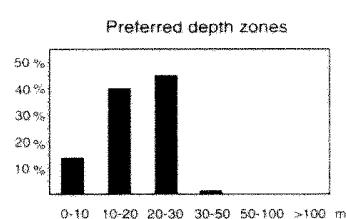
Tafeleend



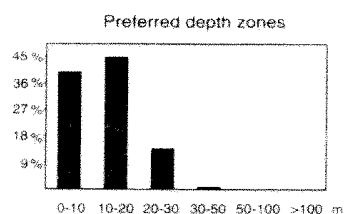
Toppereend



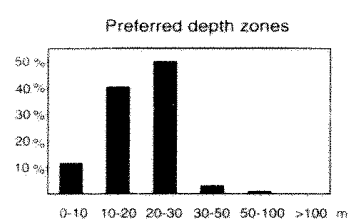
Brilduiker



Zwarte Zee-eend



Grote Zee-eend

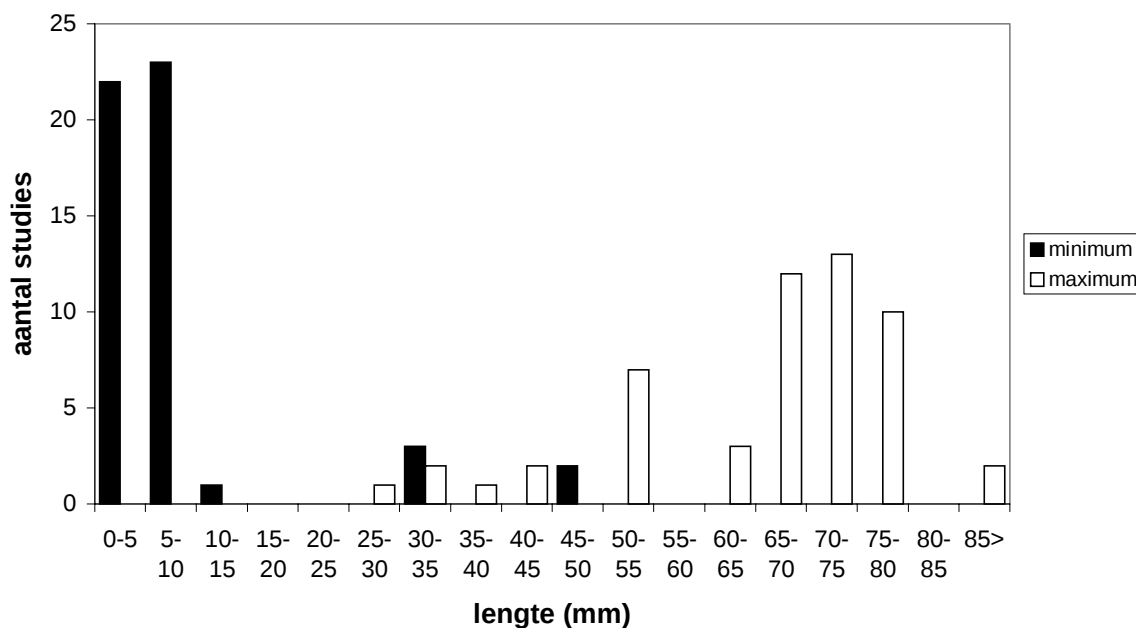


Eidereend

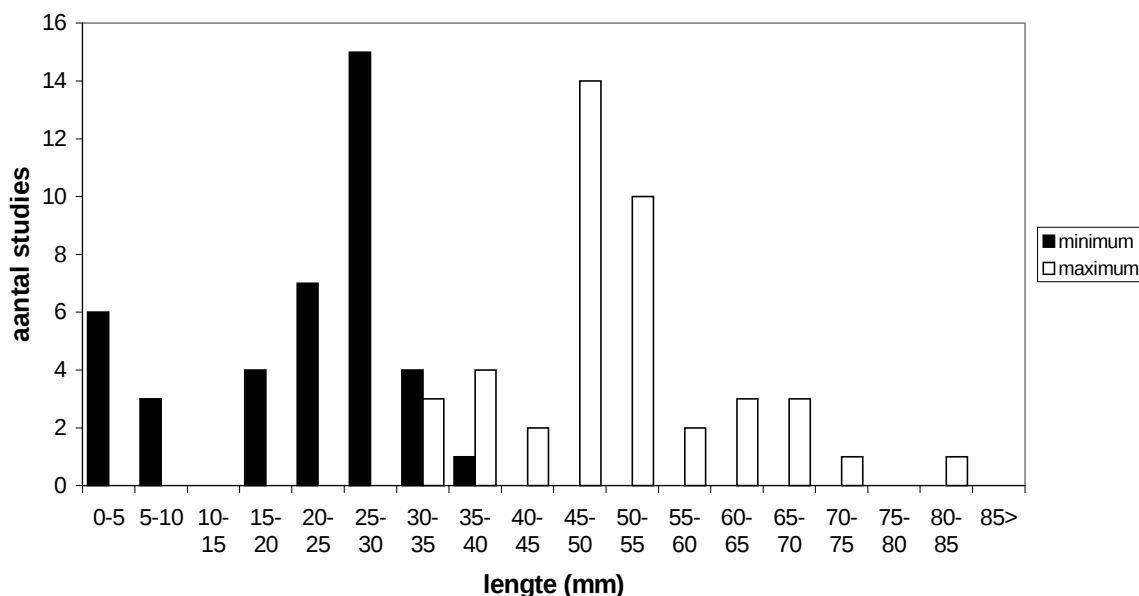
IJseend

Figuur 2.4. Verspreiding van verschillende soorten duikeenden over de diepte, in de Oostzee, zoals vastgesteld met gebiedsinventarisaties vanaf boten (naar Durinck *et al.* 1994).

Minimale en maximale lengte van mossels op plaatsen waar Eidereenden naar voedsel zoeken

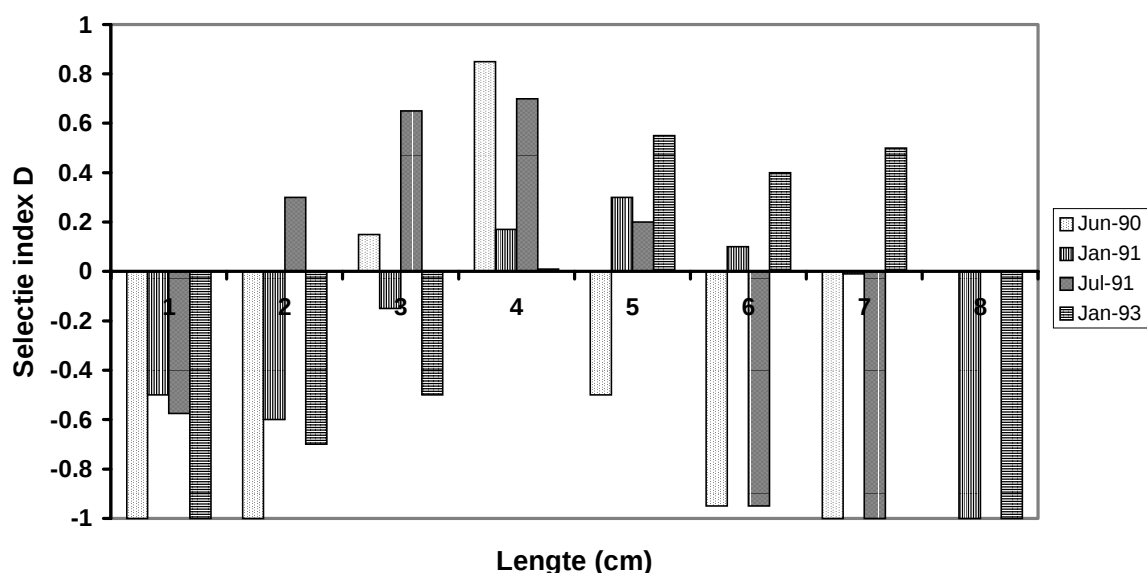


Minimale en maximale lengte van door Eidereenden gegeten mossels

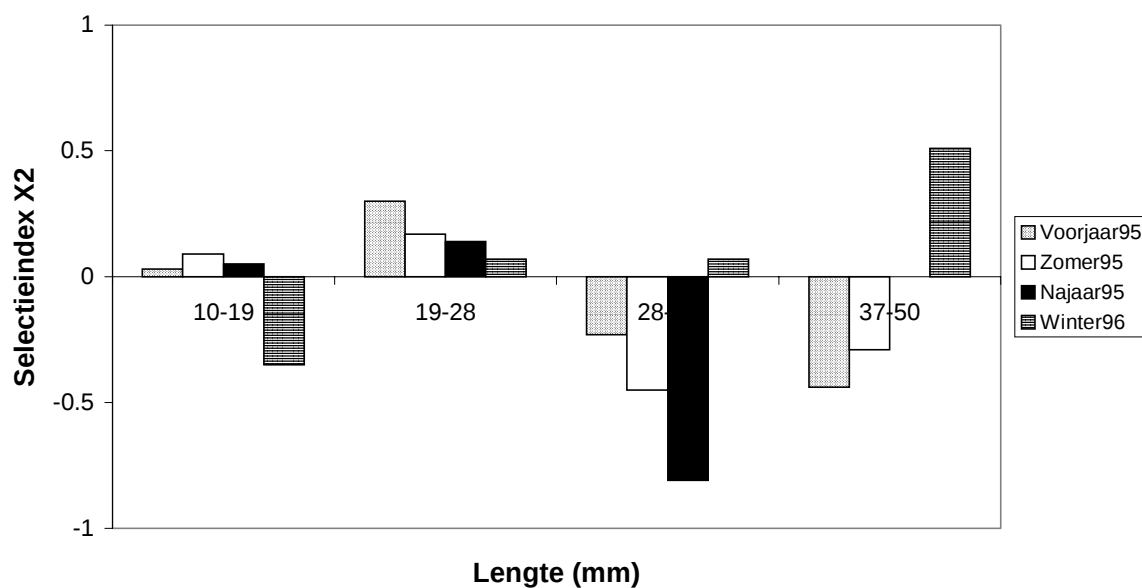


Figuur 2.5. (a) Minimale en maximale lengte van mosselen op plaatsen waar eidereenden op mossel foerageren. (b) Minimale en maximale lengte van door eidereenden gegeten mosselen. De figuur is gebaseerd op de in tekst genoemde dieet studies van vrij levende eidereenden. In de figuur geldt elke locatie waar het dieet van eidereenden is onderzocht en de grootte selectie beschreven als een studie.

Grootte-selectie mossels door Eidereenden op mosselbanken in Duitse Waddenzee (Nehls 1995)

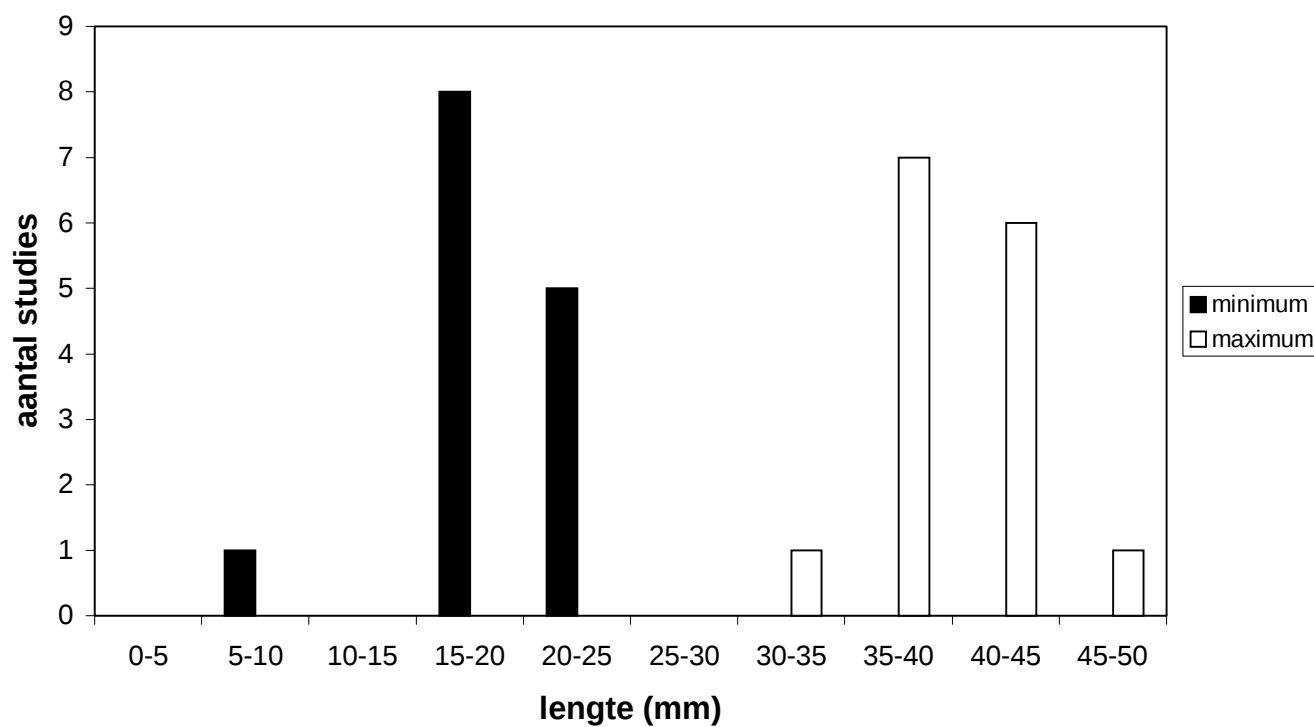


Grootte-selectie door Eidereenden op natuurlijke mosselen op Canadese rostkusten (Hamilton *et al.* 1999)

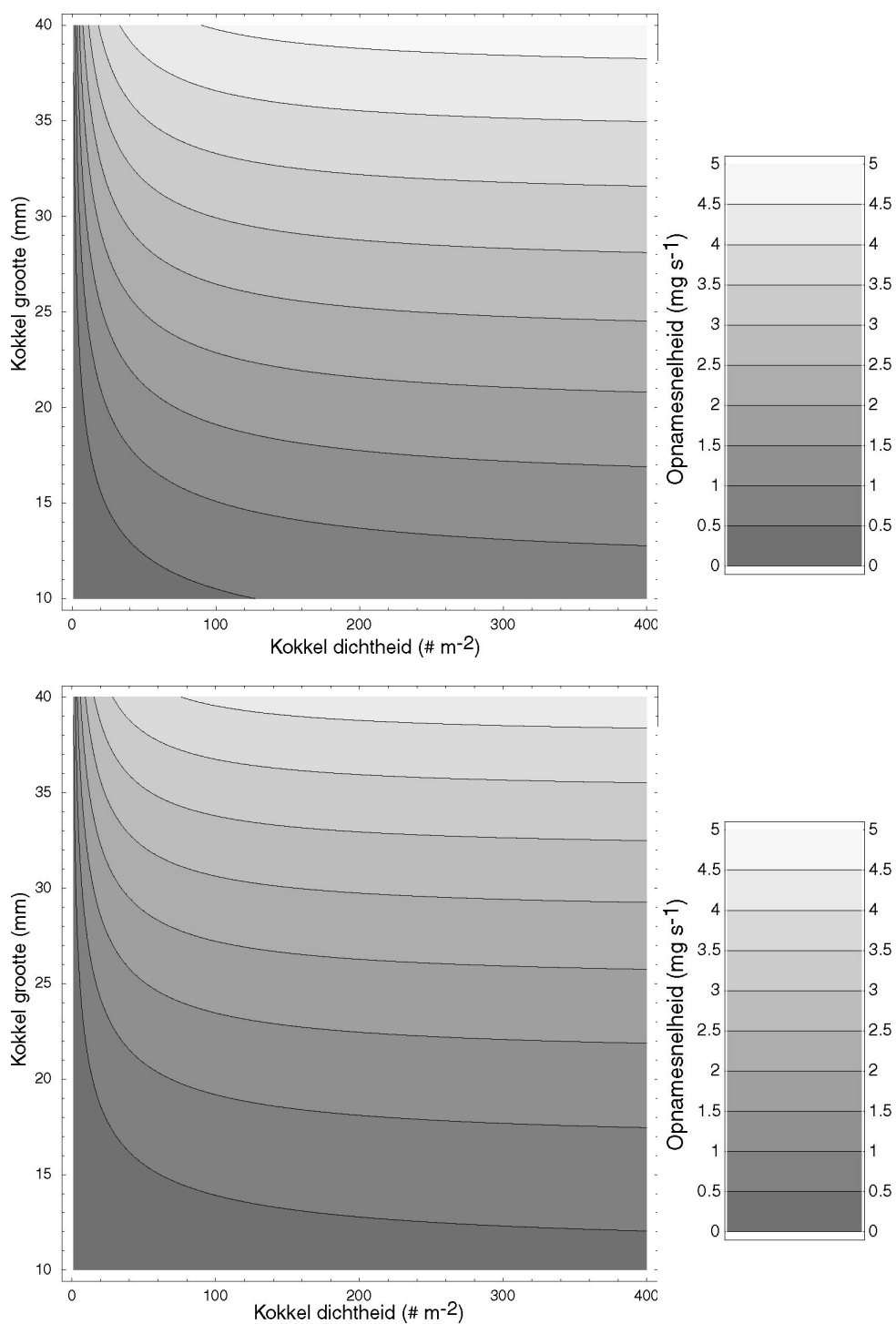


Figuur 2.6 (a) Grootte-selectie van mosselen door eidereenden die op natuurlijke mosselbanken in de Duitse Waddenzee naar mosselen zochten (Nehls 1995). (b) Grootte-selectie van mosselen door eidereenden die naar mosselen zochten op de Canadese rostkusten (Hamilton *et al.* 1999).

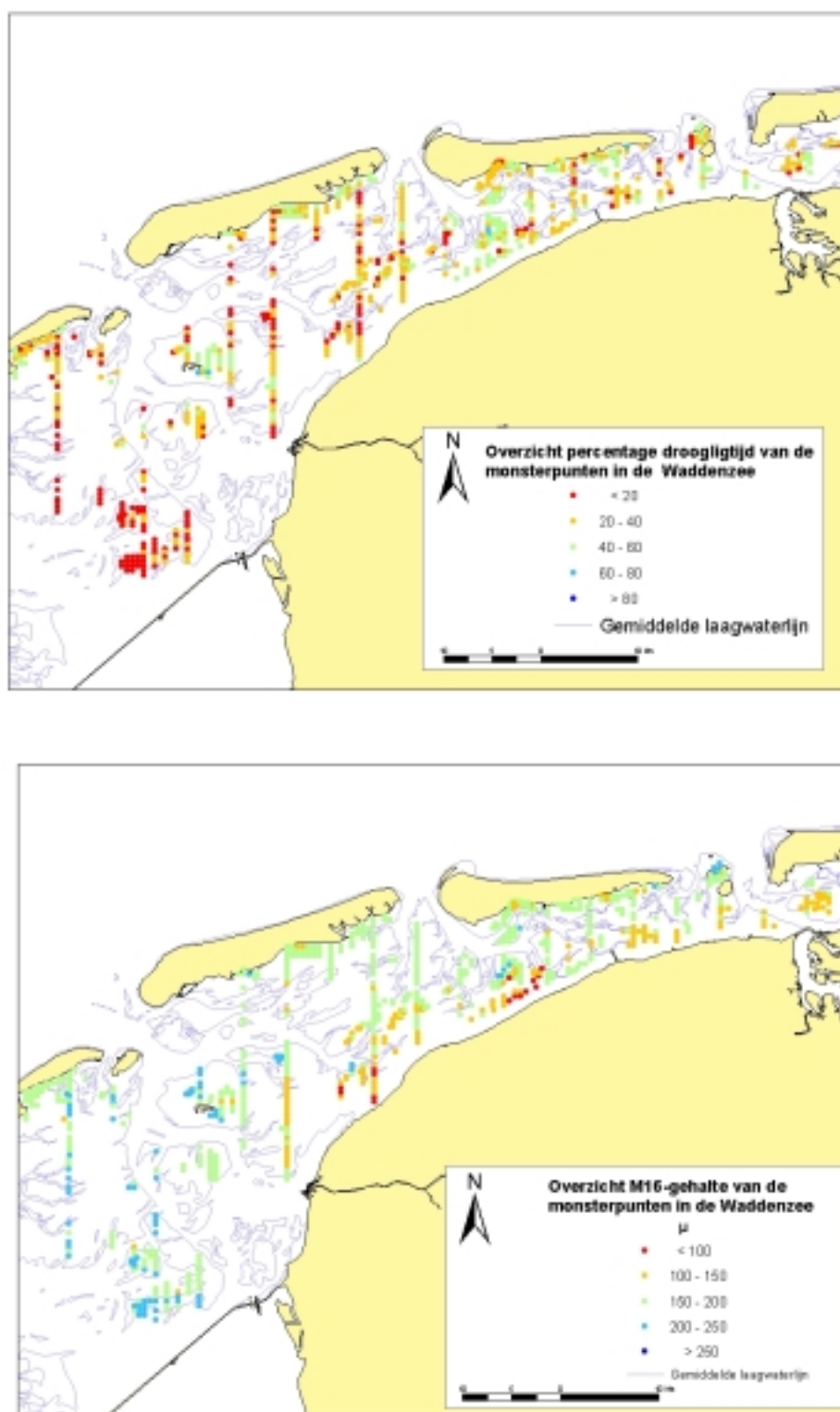
Minimale en maximale lengte van door Eidereenden gegeten Kokkels



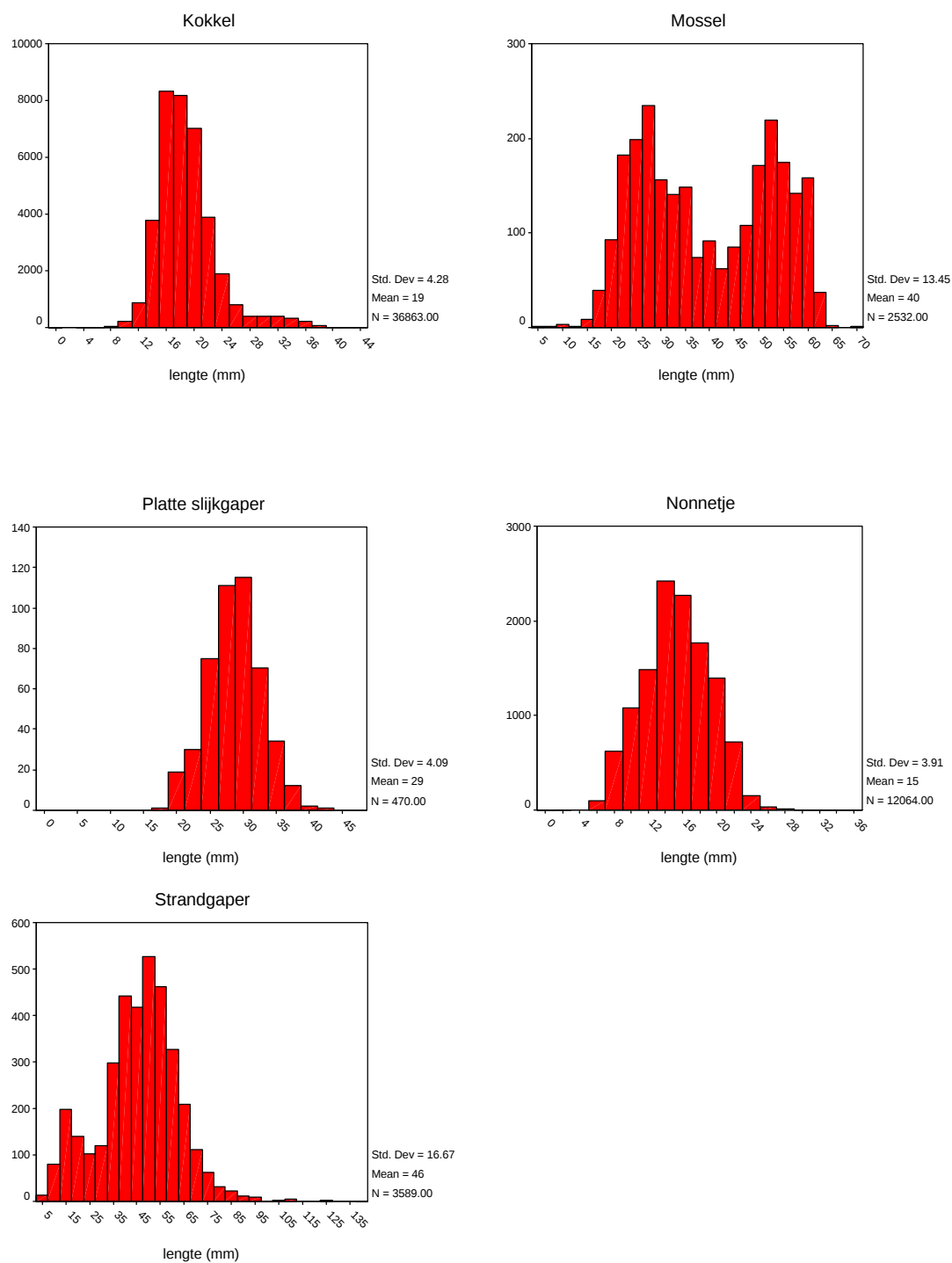
Figuur 2.7. Minimale en maximale lengte van door eidereenden gegeten kokkels. . De figuur is gebaseerd op de in tekst genoemde dieet studies van vrij levende eidereenden. In de figuur geldt elke locatie waar het dieet van eidereenden is onderzocht en de grootte selectie beschreven als een studie.



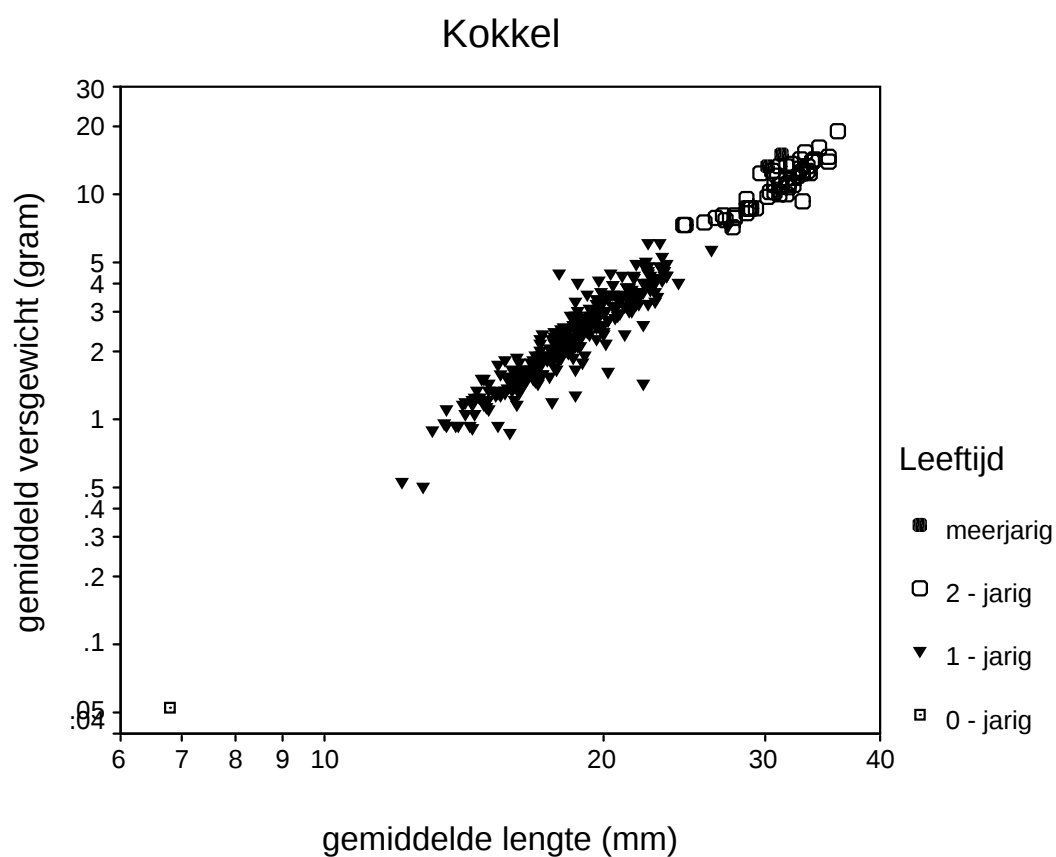
Figuur 2.8: Contourplot met lijnen van gelijke opnamesnelheid als functie van kokkel grootte (in mm) en kokkel dichtheid (aantallen per m²), berekend op basis van de door (Rappoldt et al. 2003) opgestelde functionele respons voor kokkel-etende scholeksters. Op basis van de door (Zwarts 1991) beschreven variatie in conditie van de kokkels is het verband berekend voor (a) September, als de conditie hoog is en (b) maart, als de conditie laag is.



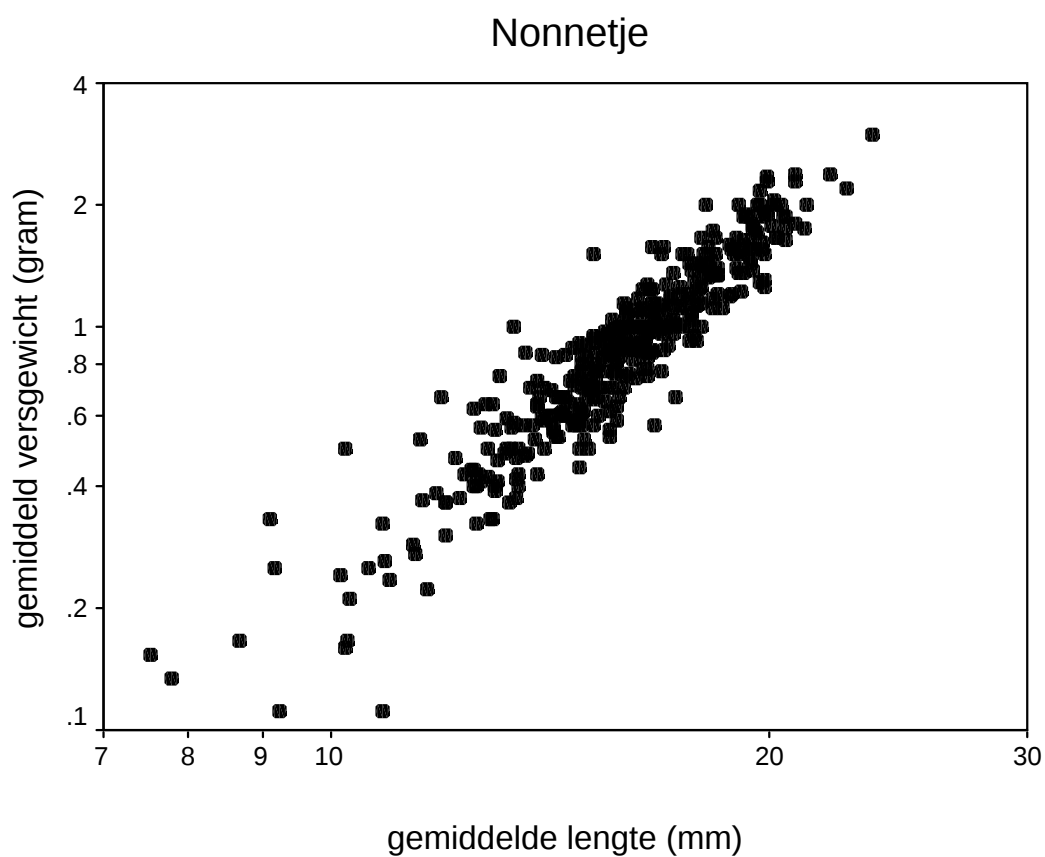
Figuur 2.9. Ligging van de monsterpunten waaraan extra metingen zijn verricht, waarbij in (a) per monsterpunt de droogligtijd (gekaracteriseerd als percentage droog per etmaal) is aangegeven, en in (b) de slijkigheid (gekaracteriseerd met het M16 getal) is weergegeven.



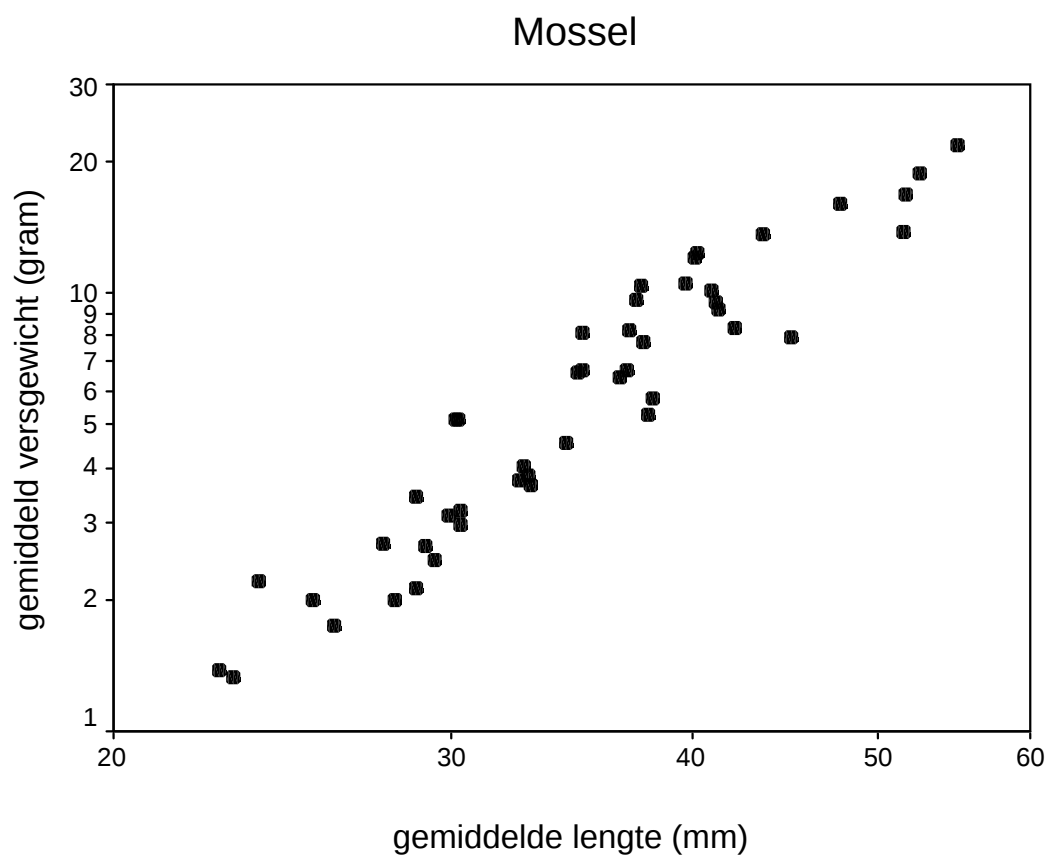
Figuur 2.10. Frequentie verdeling van de lengte (mm) van een vijftal schelpdiersoorten die tijdens de voorjaarsurvey van 1998 werden aangetroffen. (a) kokkel, (b) mossel, (c) platte slijkgaper, (d) nonnetje, (e) strandgaper (inclusief naar schelpenlengte omgerekende sifobreedtes). Middels weging van de data is rekening gehouden met *subsamples*.



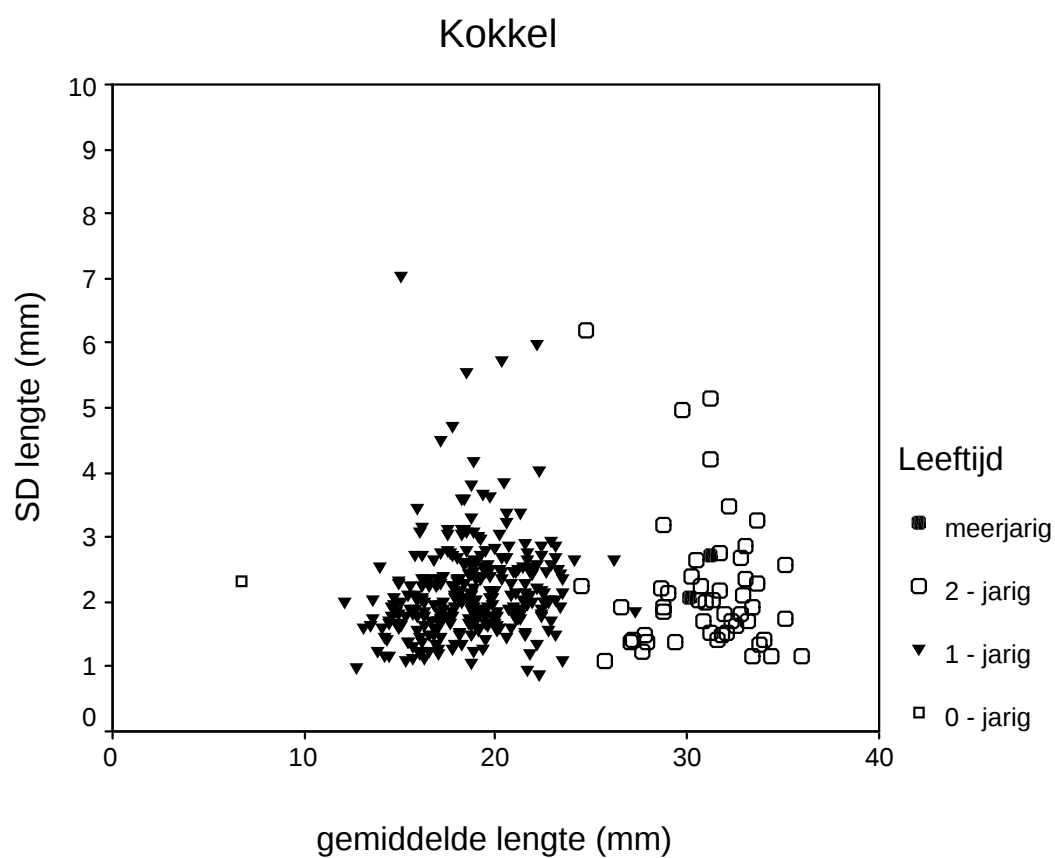
Figuur 2.11. Verband tussen gemiddeld versgewicht (aan boord bepaald door RIVO) en gemiddelde lengte (in het laboratorium bepaald door Alterra) voor kokkels van verschillende leeftijdsklassen. Beide assen zijn logaritmisch geschaald. Alleen monsters met meer dan 5 kokkels van een bepaalde jaarklasse zijn in de figuur opgenomen.



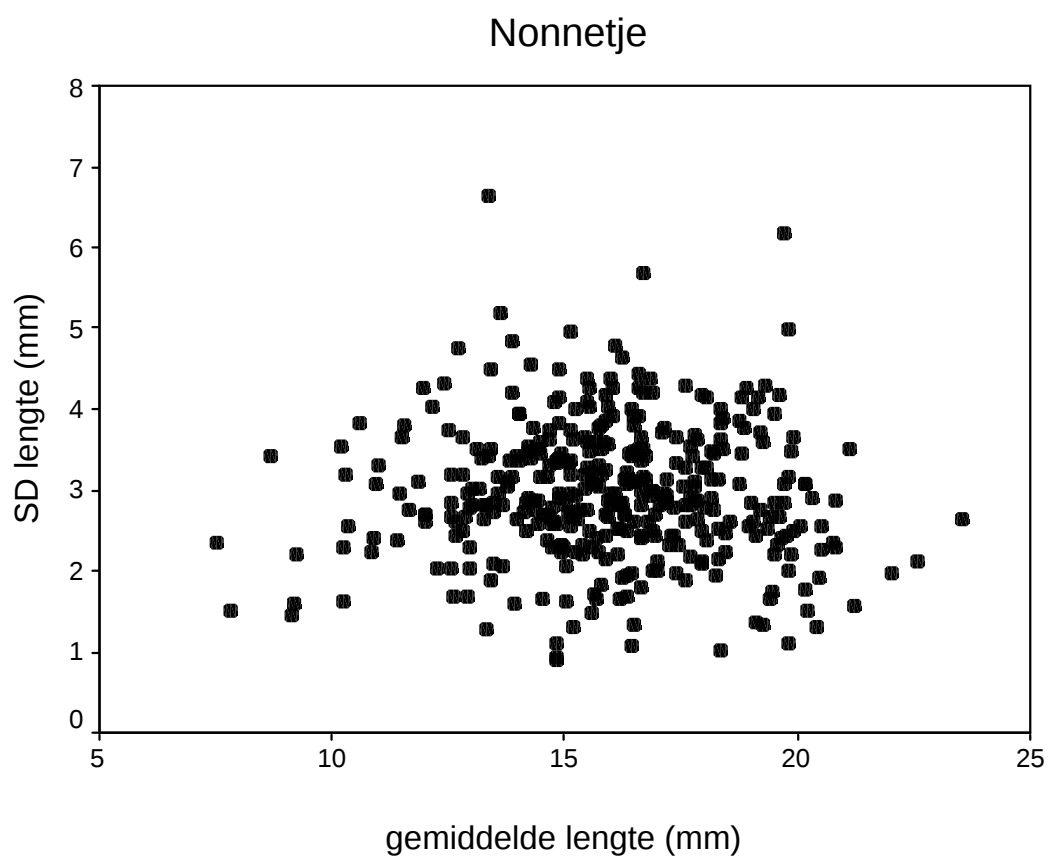
Figuur 2.12. Verband tussen gemiddeld versgewicht (aan boord bepaald door RIVO) en gemiddelde lengte (in het laboratorium bepaald door Alterra) voor nonnetjes. Beide assen zijn logaritmisch geschaald. Alleen monsters met meer dan 5 nonnetjes zijn in de figuur opgenomen.



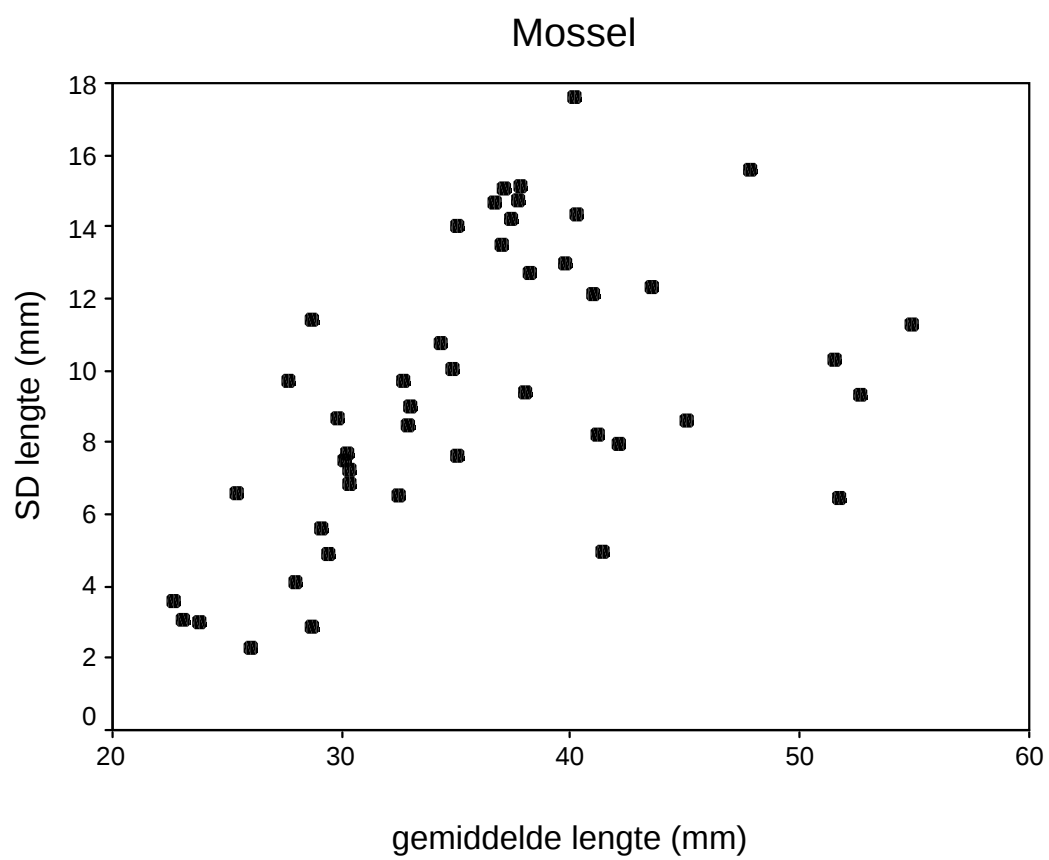
Figuur 2.13. Verband tussen gemiddeld versgewicht (aan boord bepaald door RIVO) en gemiddelde lengte (in het laboratorium bepaald door Alterra) voor mosselen. Beide assen zijn logaritmisch geschaald. Alleen monsters met meer dan 5 mosselen zijn in de figuur opgenomen.



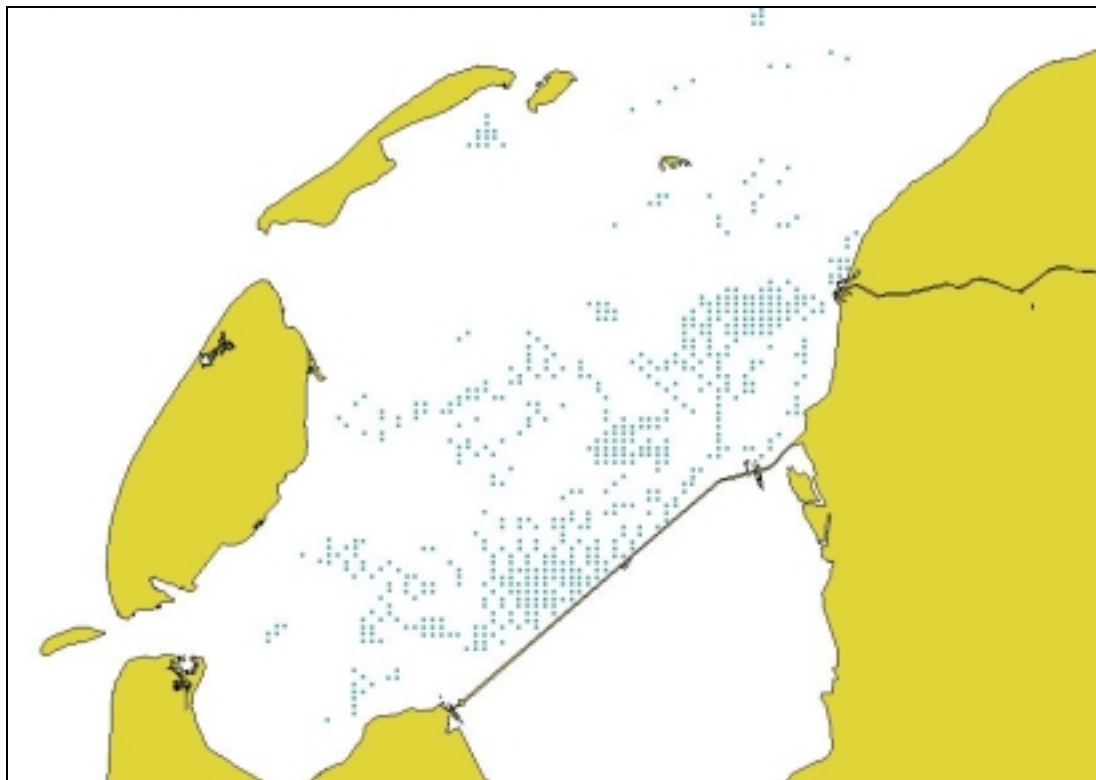
Figuur 2.14: Voor kokkels is per monsterpunt en per leeftijdscategorie de standaard deviatie in de lengte (in mm) uitgezet als functie van de gemiddelde lengte (mm)



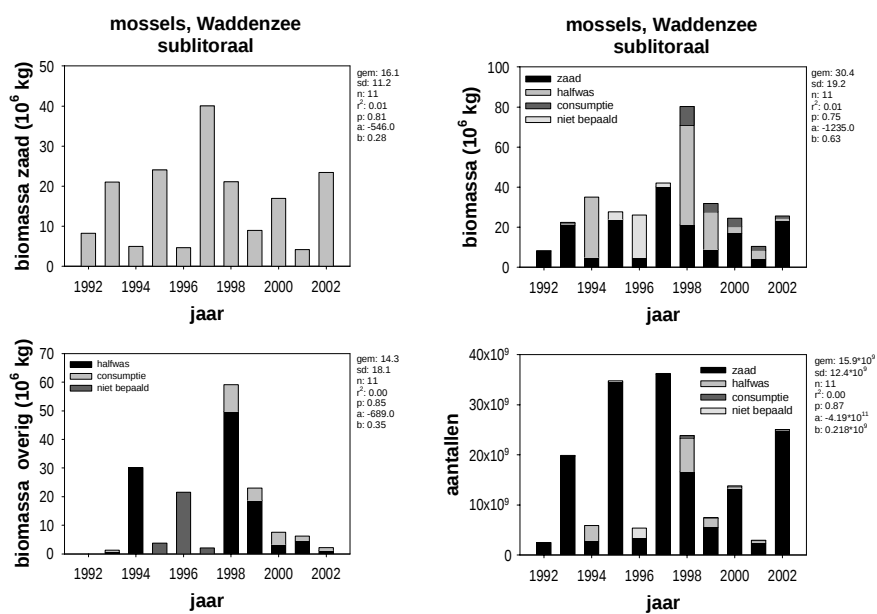
Figuur 2.15: Voor nonnetjes is per monsterpunt de standaard deviatie in de lengte (in mm) uitgezet als functie van de gemiddelde lengte (mm)



Figuur 2.16: Voor mosselen is per monsterpunt de standaard deviatie in de lengte (in mm) uitgezet als functie van de gemiddelde lengte (mm)



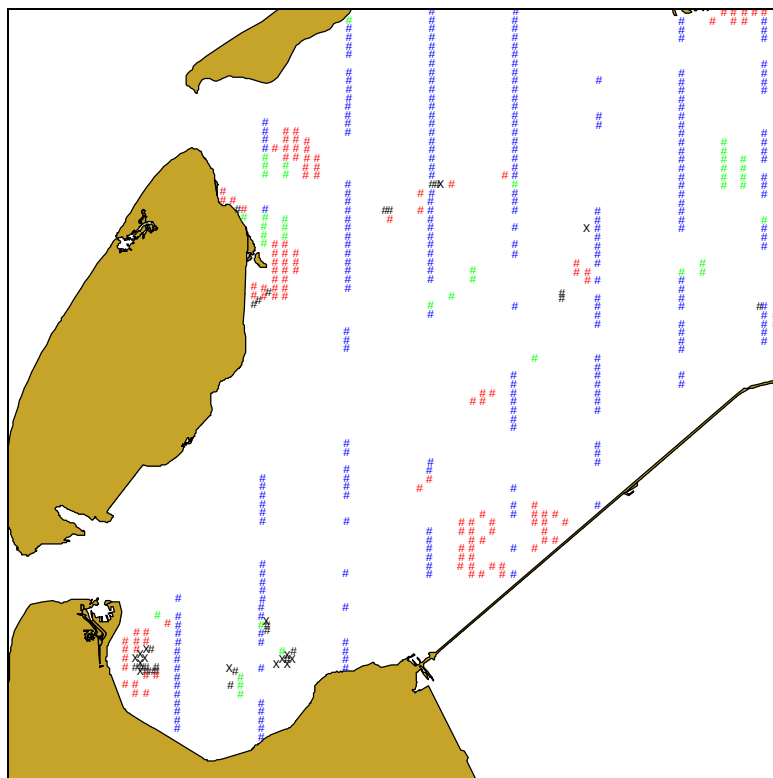
Figuur 3.1. Ligging van de monsterpunten van de sublitorale mosselurvey in de westelijke Waddenzee in het voorjaar van 1999.



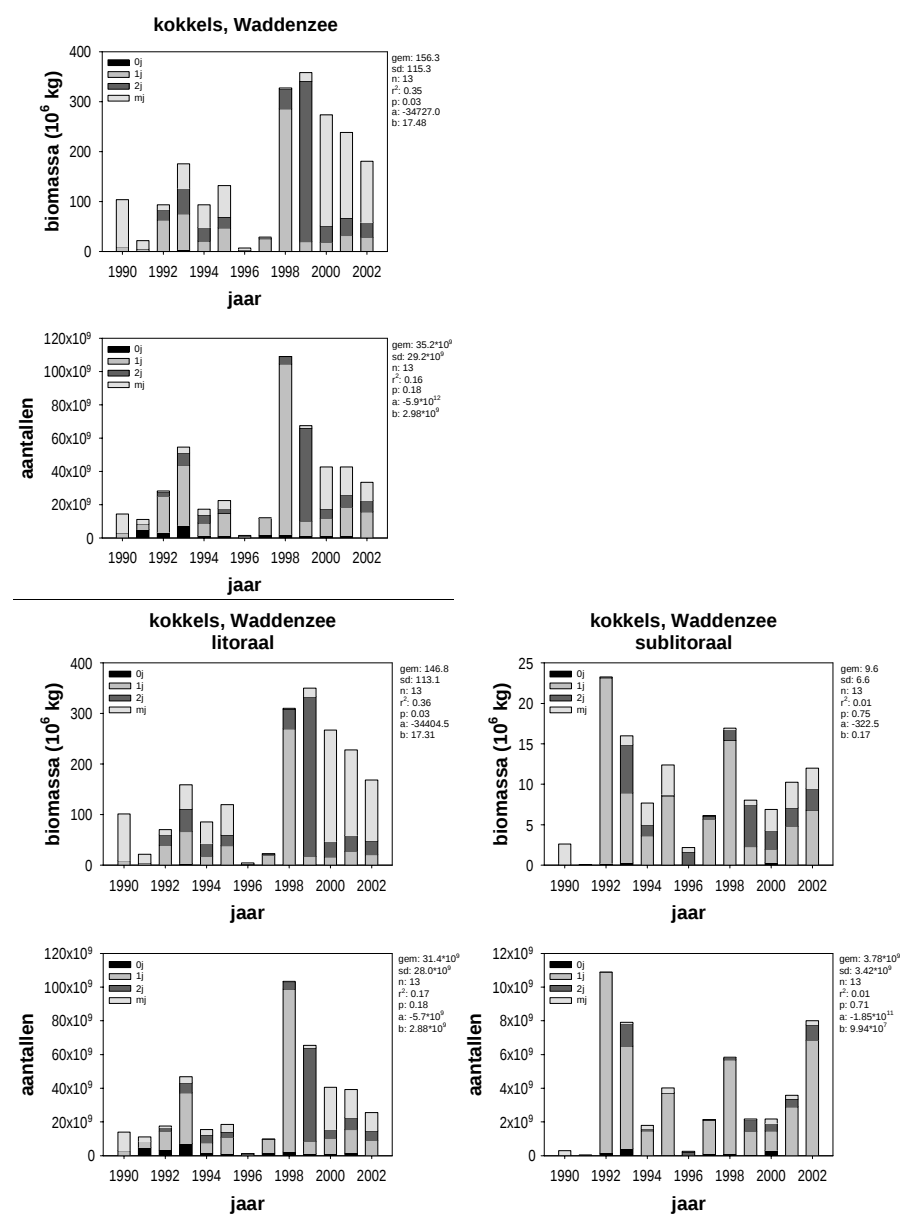
Figuur 3.2. Bestand wilde mosselen in het sublitoraal van de Waddenzee, voorjaar 1992-2002 (netto).



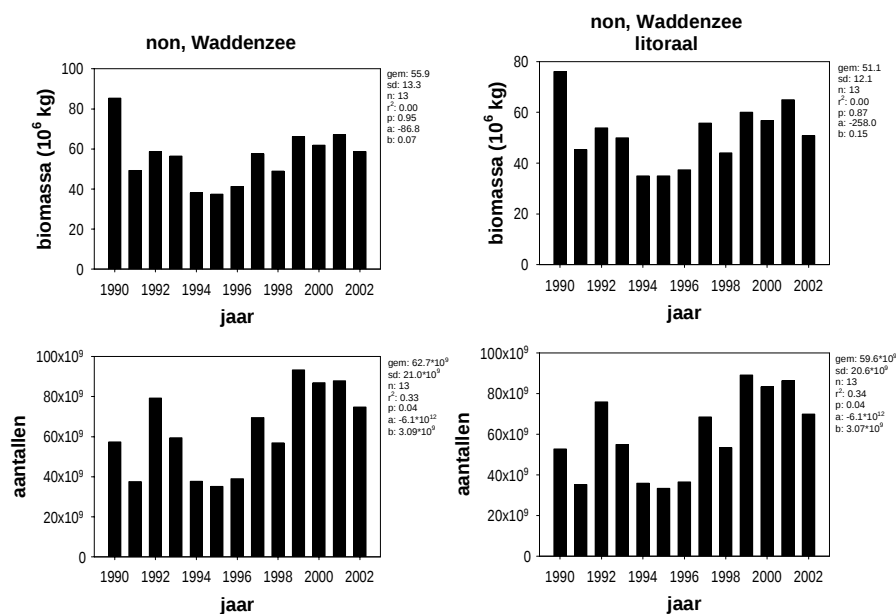
Figuur 3.3. Overzicht van monstertuigen gebruikt door het RIVO (van links naar rechts / boven naar beneden): zuigkor, guts, stempelkor, bodemhapper, steekring, steekbuis, kokkelschuifje, schema zuigkor.



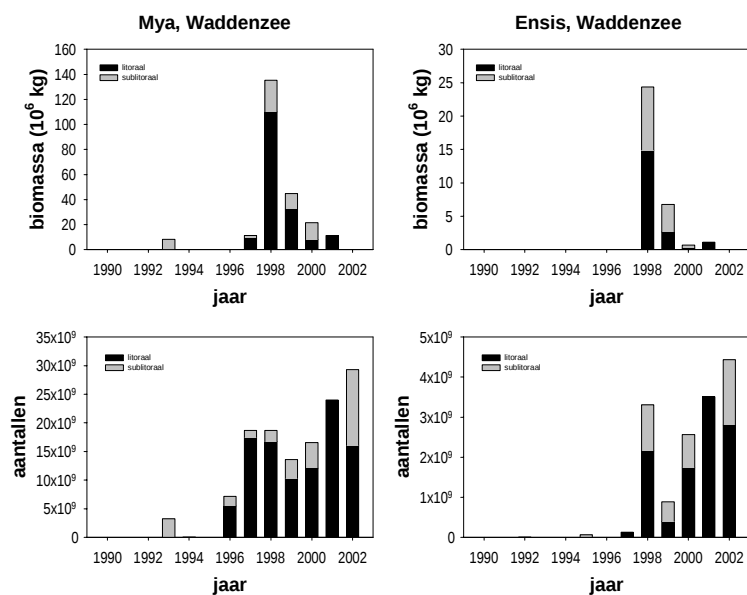
Figuur 3.4. Ligging van de monsterpunten van de kokkelsurvey in de westelijke Waddenzee in het voorjaar van 1999. De afstand tussen monsterpunten varieert met het stratum (zie tekst).



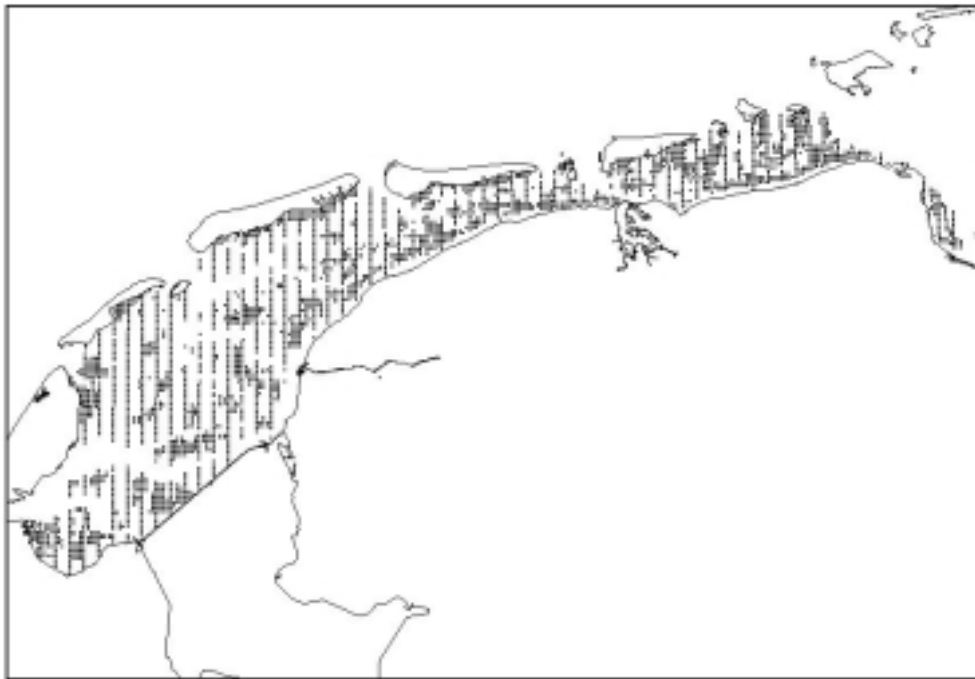
Figuur 3.5. Kokkels in de Waddenzee, voorjaar 1990-2002.



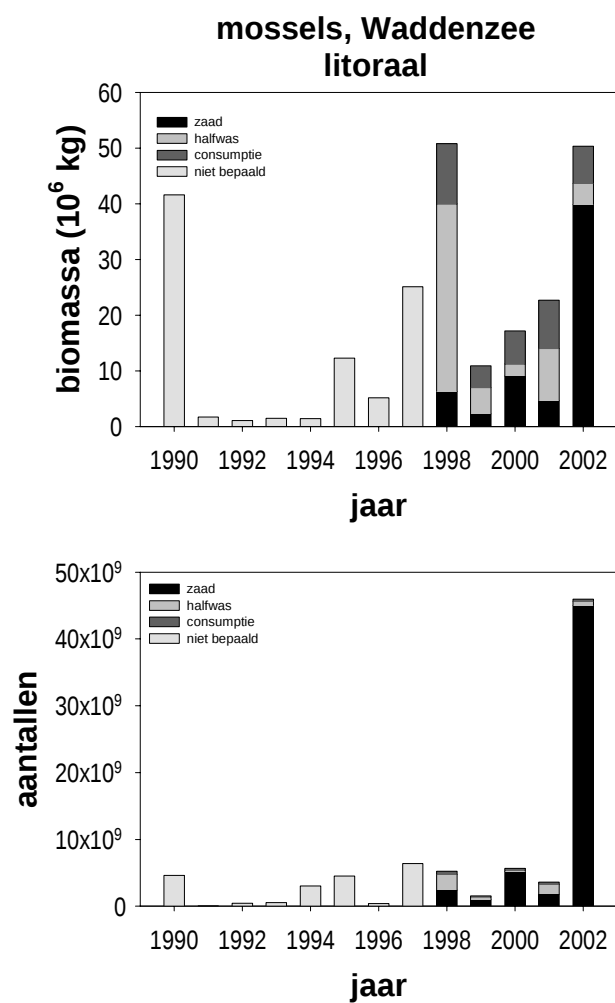
Figuur 3.6. Nonnetjes in de Waddenzee, voorjaar 1990-2002.



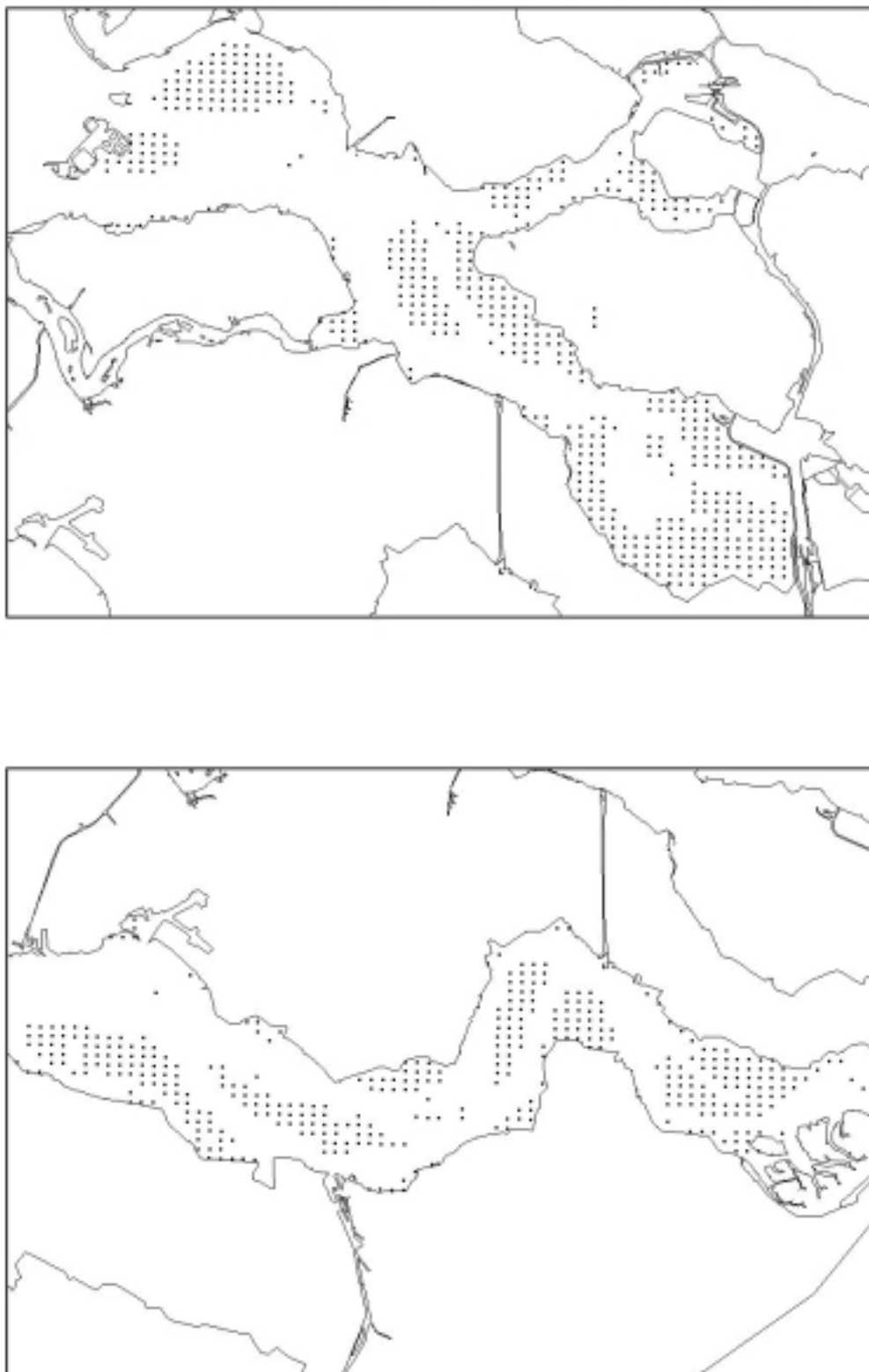
Figuur 3.7. Mya en ensis in de Waddenzee, voorjaar 1990-2002.



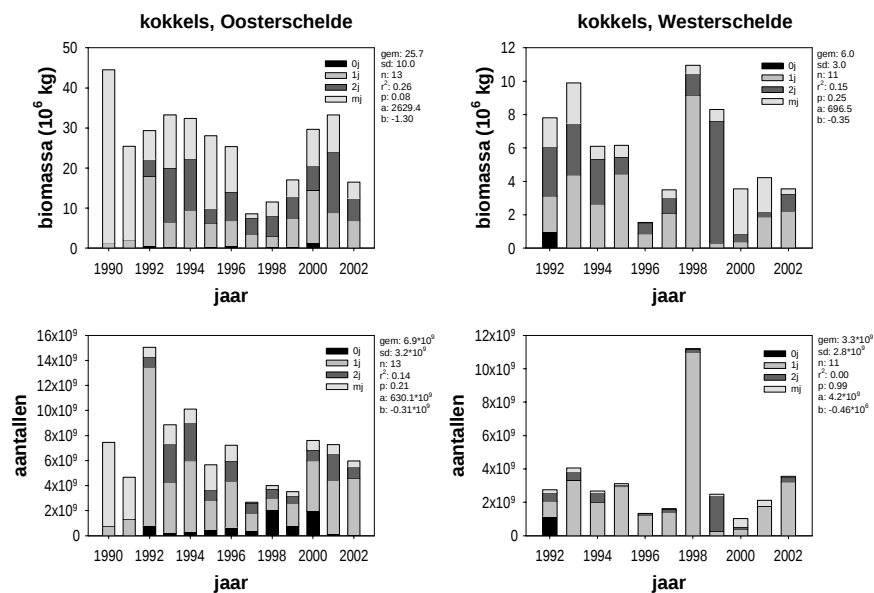
Figuur 3.8. Monsterpunten van de gecombineerde kokkel- en mosselenurvey in de Waddenzee, 1990-2002.



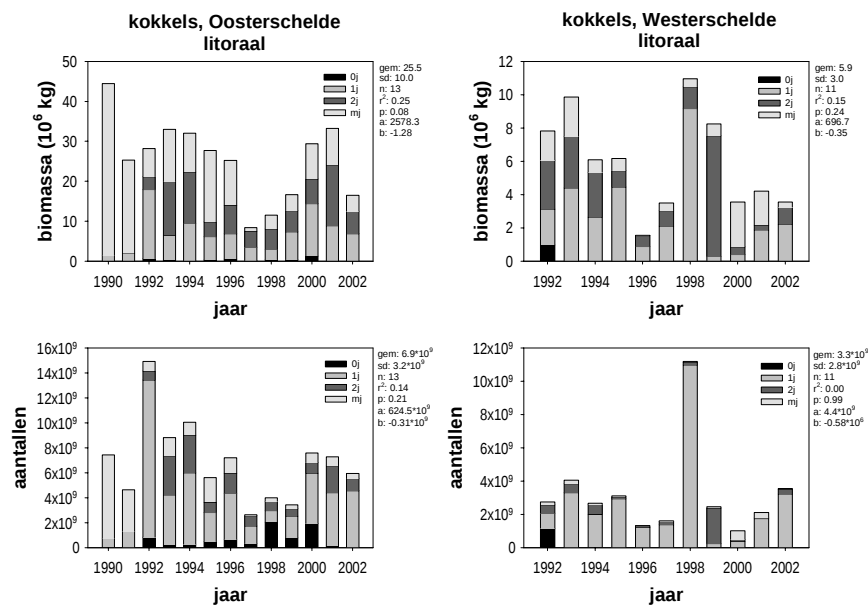
Figuur 3.9. Mosselen in het litoraal van de Waddenzee, voorjaar 1990-2002



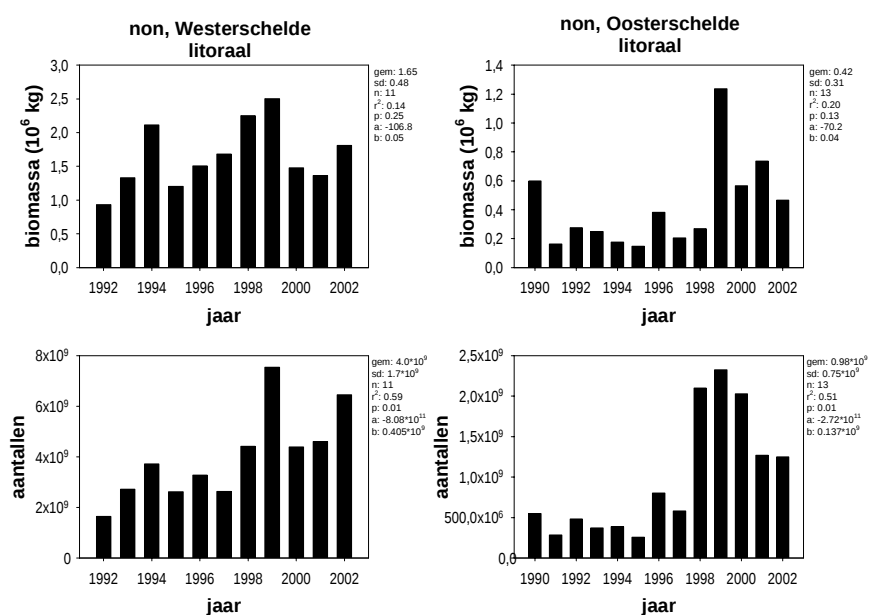
Figuur 3.10. Monsterlokaties in de Ooster- (boven) en Westerschelde (onder), 1990-2002.



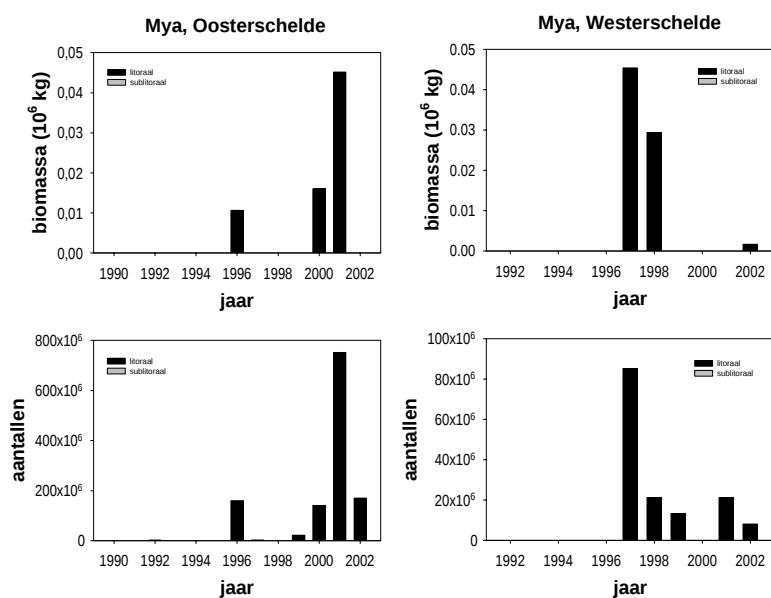
Figuur 3.11. Kokkels in de Ooster- en Westerschelde, voorjaar 1990-2002.



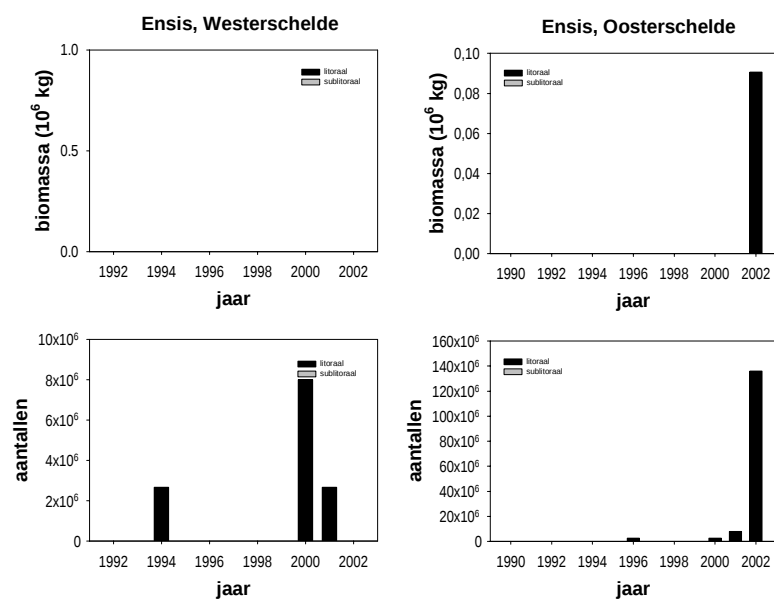
Figuur 3.12. Kokkels in het litoraal van de Ooster- en Westerschelde, voorjaar 1990-2002.



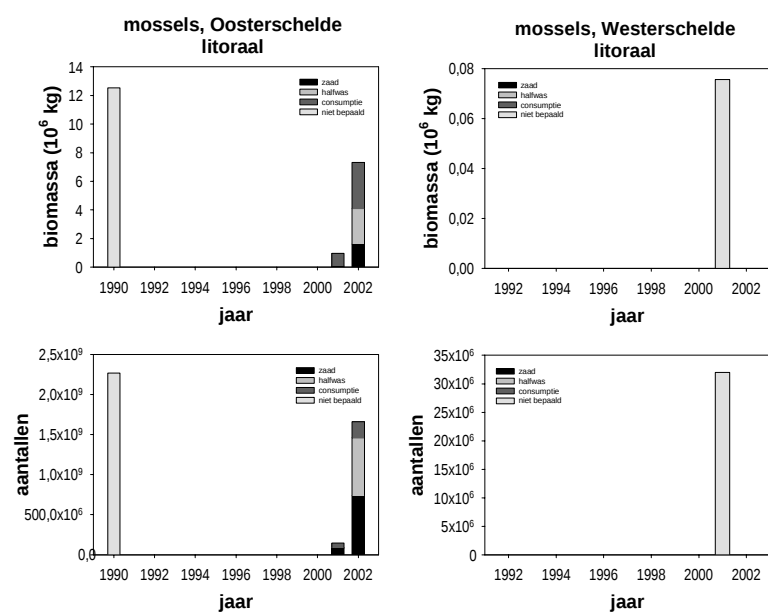
Figuur 3.13. Nonnetjes in het litoraai van de Ooster- en Westerschelde, voorjaar 1990-2002.



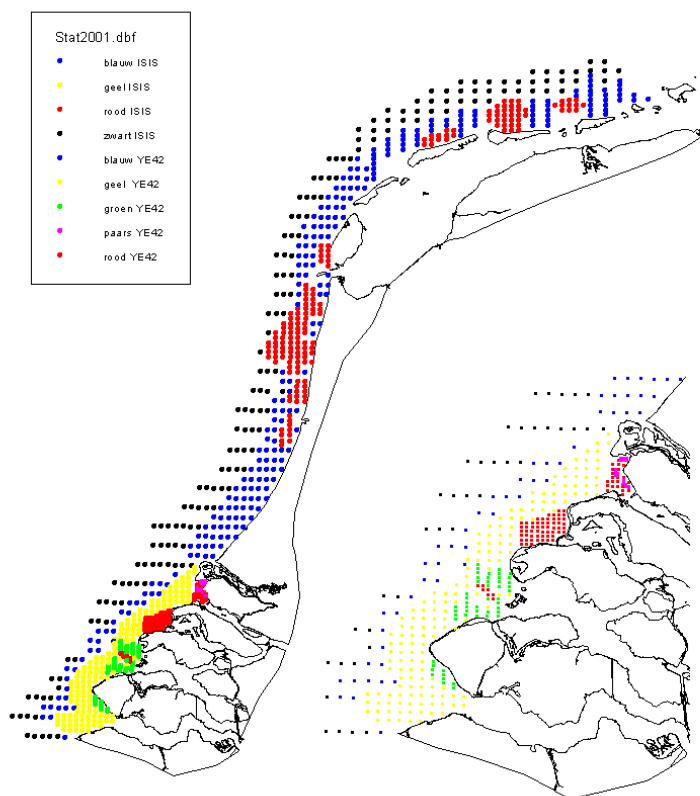
Figuur 3.14. Strandgaper (mya) in de Ooster- en Westerschelde, voorjaar 1990-2002.



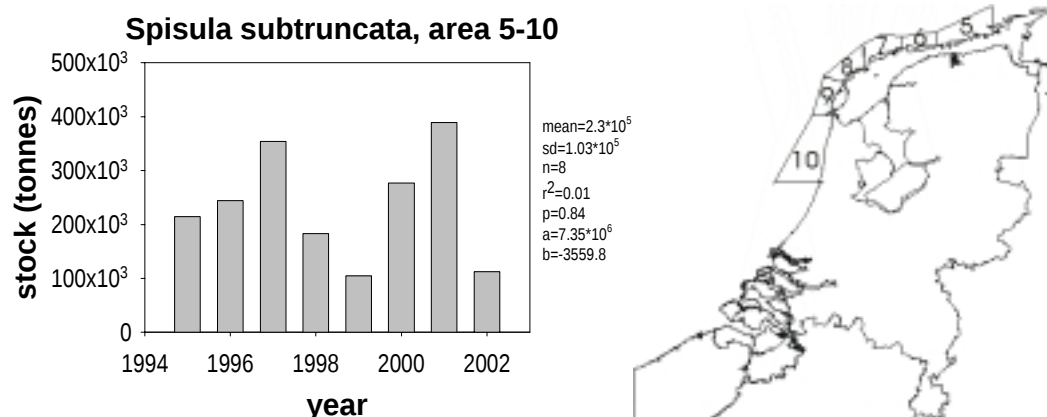
Figuur 3.15. Mesheft (Ensis) in de Ooster- en Westerschelde, voorjaar 1990-2002.



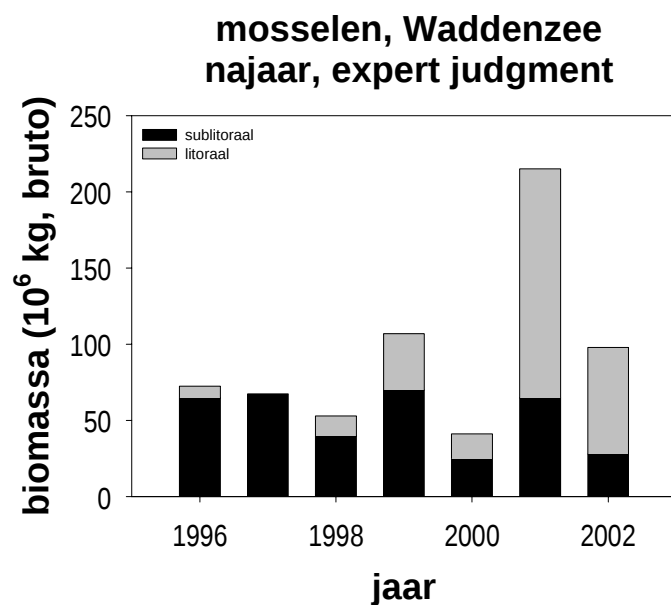
Figuur 3.16. Mosselen in het litoraal van de Ooster- en Westerschelde, voorjaar 1990-2002.



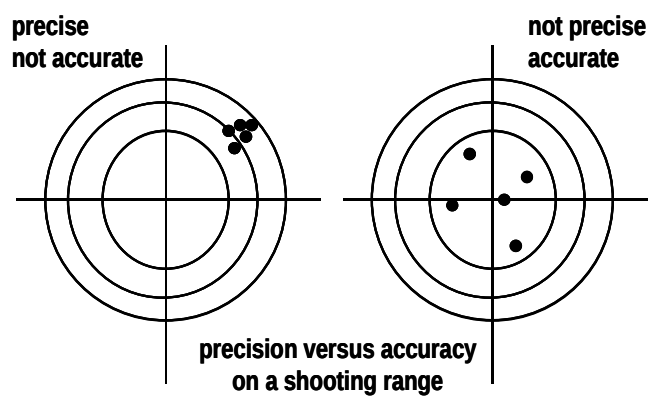
Figuur 3.17. Ligging van de monsterpunten van de Spisulasurvey in de Nederlandse kustzone in 2001.



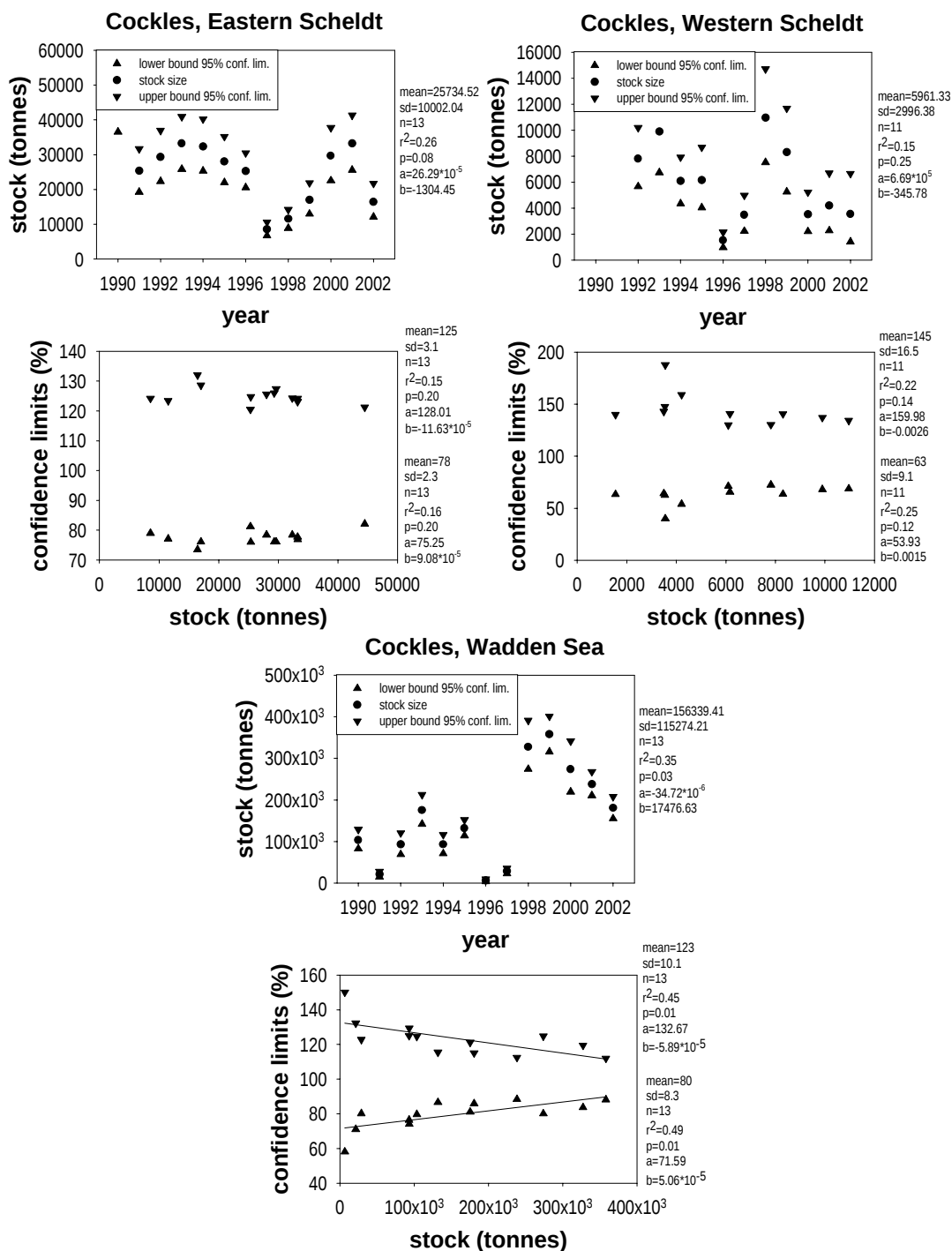
Figuur 3.18. Halfgeknotte strandschelp (*Spisula subtruncata*) bestanden in de Nederlandse kustzone (10⁶ kg vers), deelgebieden 5 t/m 10, 1995-2002.



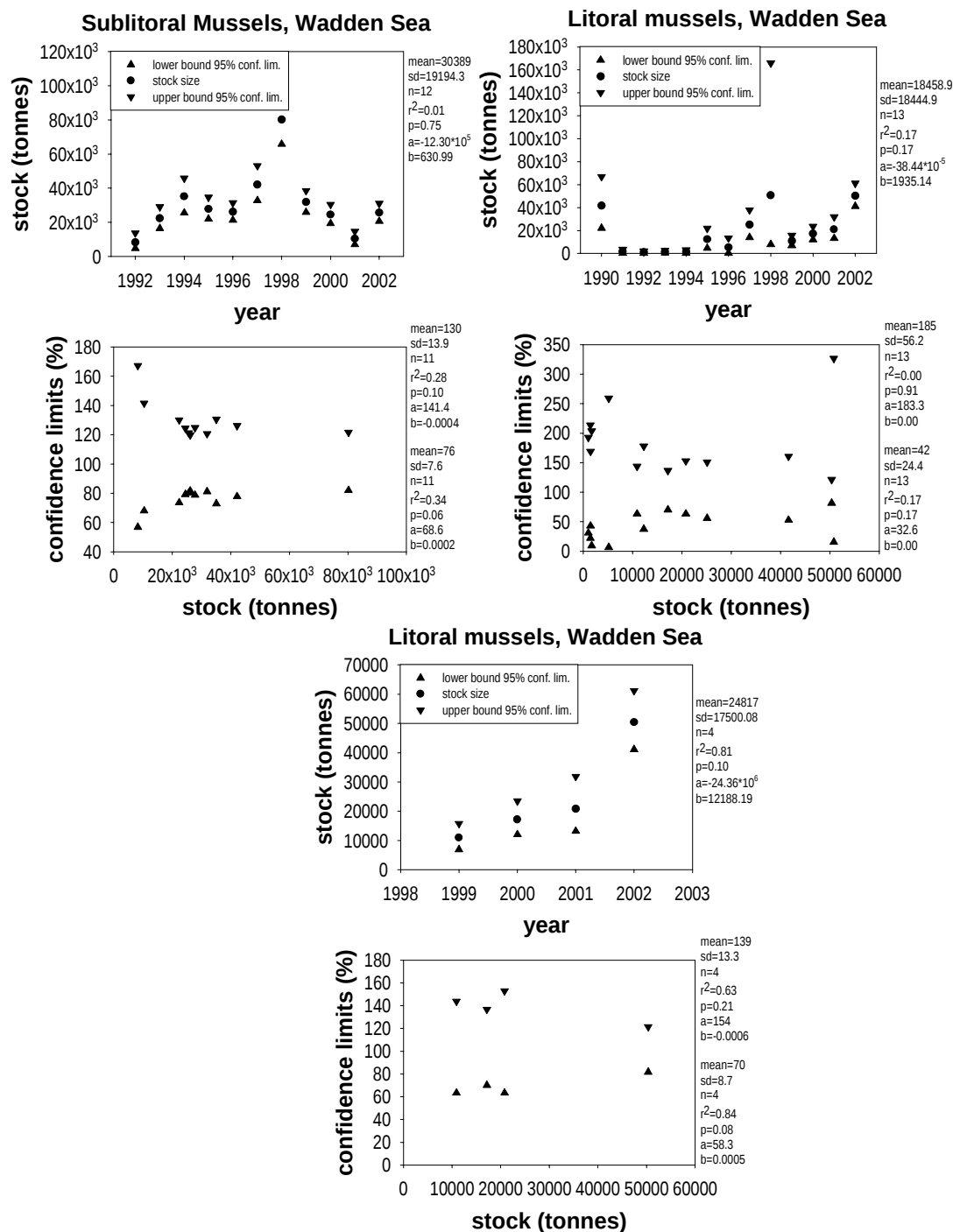
Figuur 3.19. Mosselen in het litoraal en sublitoraal van de Waddenzee, najaar 1996-2002.



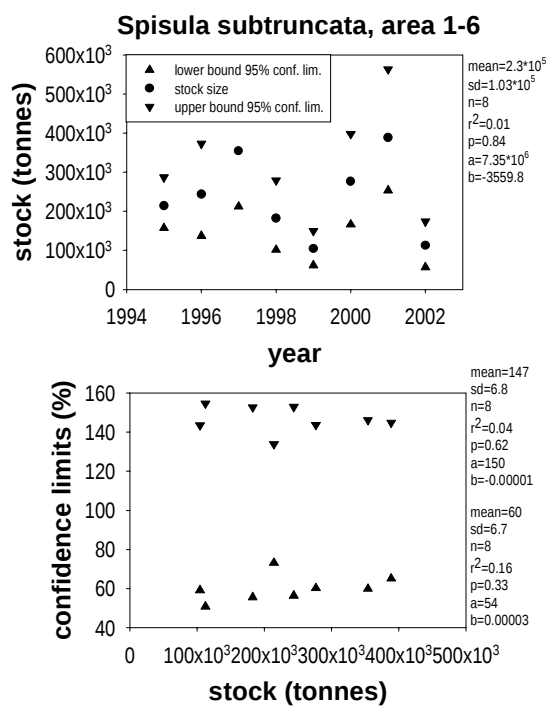
Figuur 4.1. Precisie (precision) versus nauwkeurigheid (accuracy).



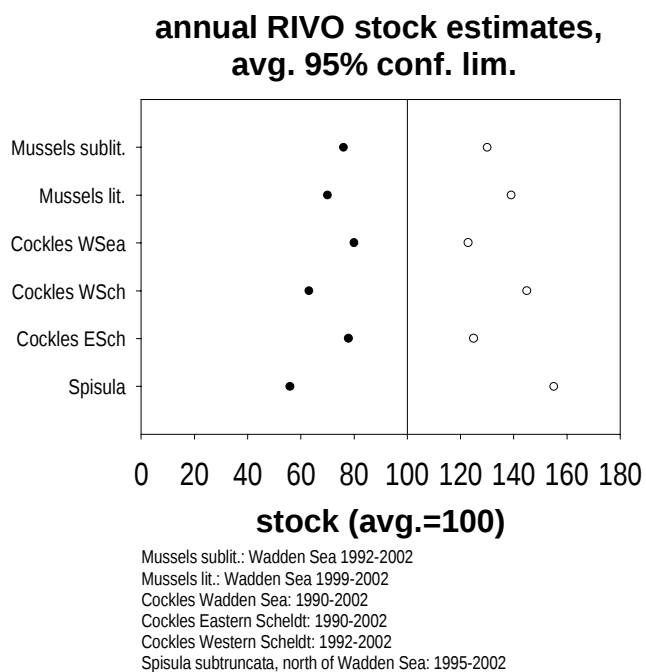
Figuur 4.2. Totaal versgewicht van kokkels in de Oosterschelde, Westerschelde en Waddenzee in het voorjaar van 1990-2000. Schattingen zijn gebaseerd op de RIVO kokkel-surveys. De betrouwbaarheidsintervallen in de onderste figuren zijn weergegeven als percentage van het totaal versgewicht.



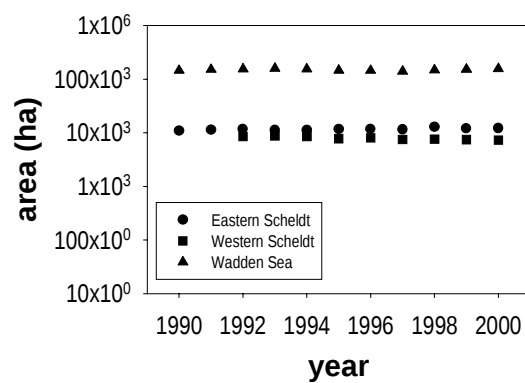
Figuur 4.3 Totaal versgewicht van mosselen in het litoraal en sublitoraal van de Waddenzee in het voorjaar van 1990-2000. De betrouwbaarheidsintervallen in de onderste figuren zijn weergegeven als percentage van het totaal versgewicht. Na 1998 zijn de litorale mosselenurveys sterk verbeterd door stratificering en gebruik van andere monsterapparaten.



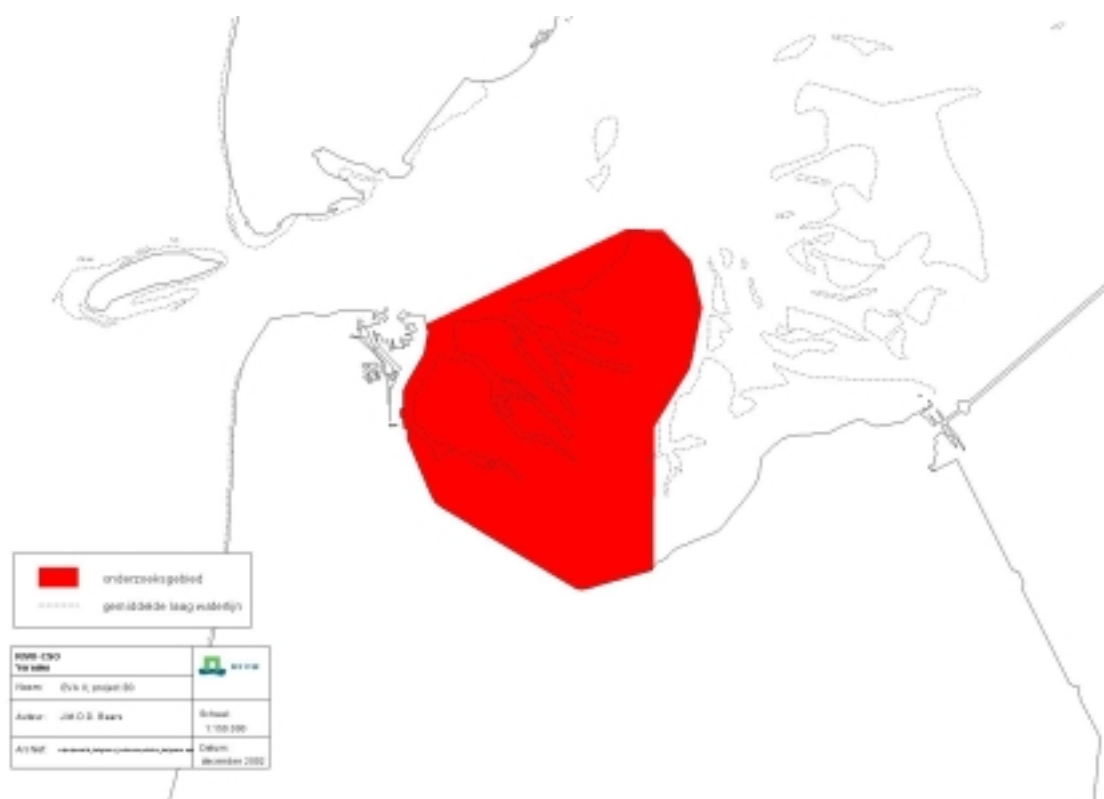
Figuur 4.4. Totaal versgewicht van *Spisula subtruncata* in de Noord-Nederlandse Kustzone, 1995-2002.



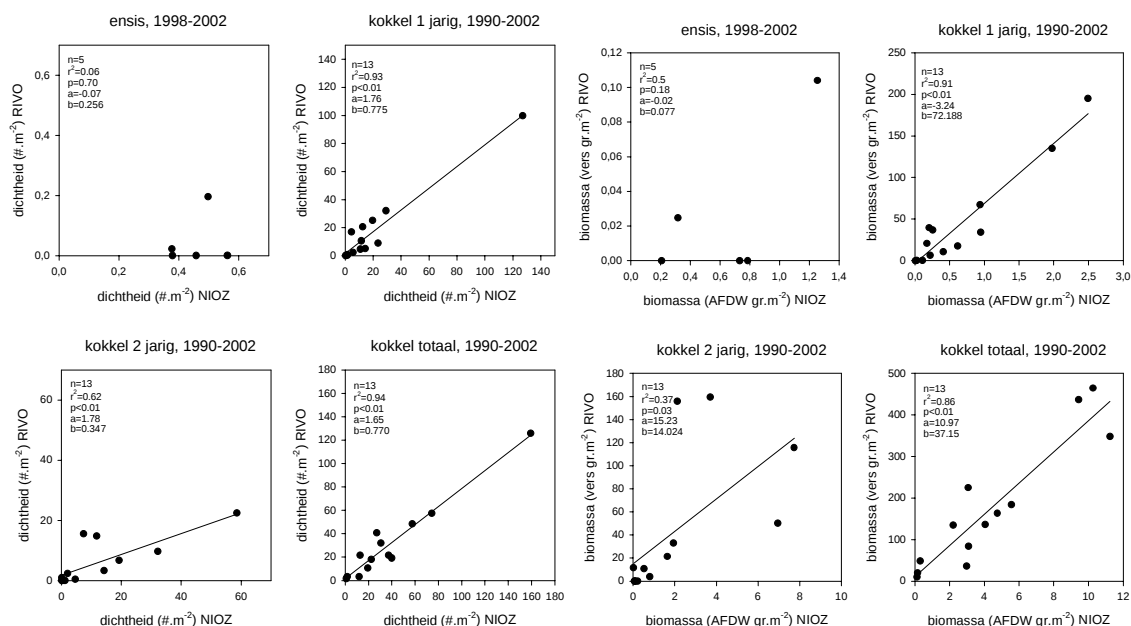
Figuur 4.5. Betrouwbaarheidsintervallen (gemiddeld) van de belangrijkste RIVO-surveys, samengevat op basis van informatie uit de voorgaande figuren.



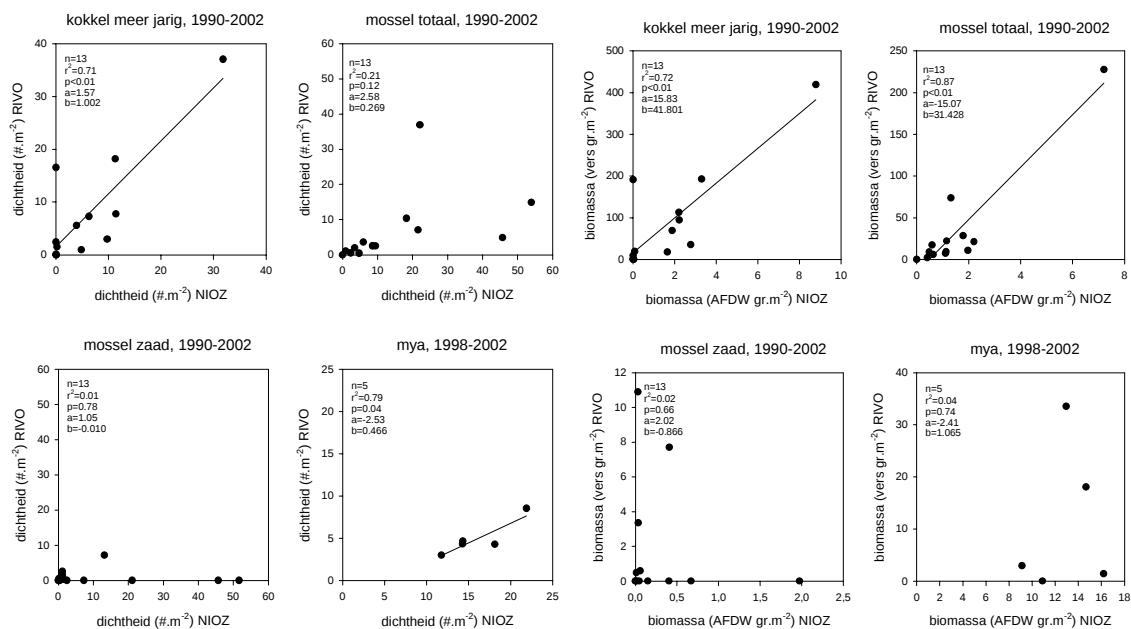
Figuur 4.6. Totaal areaal van de Waddenzee, Ooster- en Westerschelde gerepresenteerd door de RIVO-monsternames ten behoeve van een bepaling van het kokkelbestand in de periode 1990-2002.



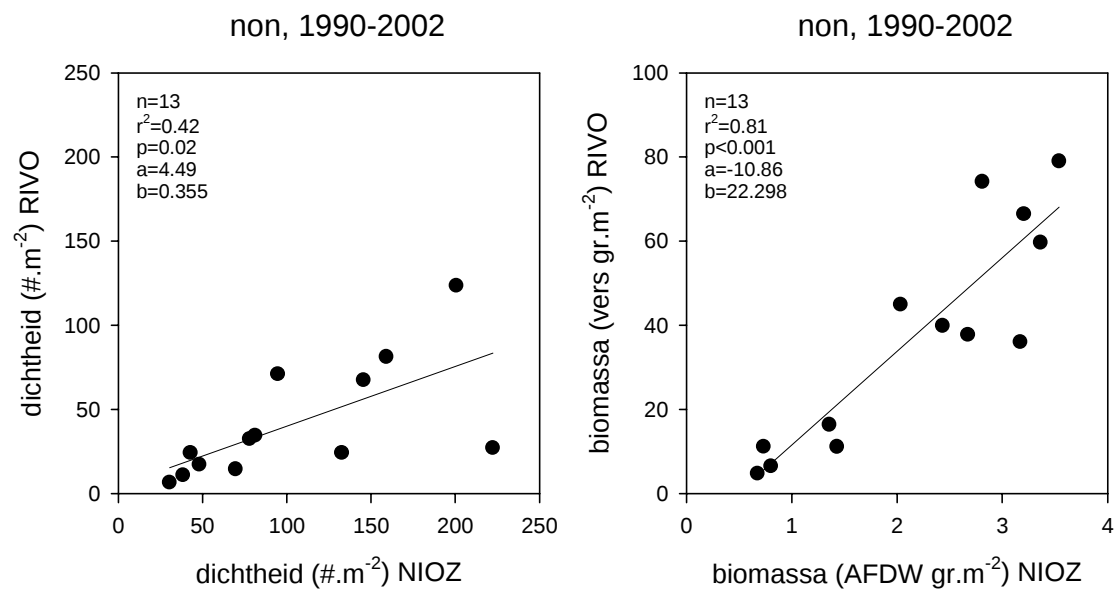
Figuur 5.1. Balgzand-gebied, gebruikt voor vergelijk RIVO en NIOZ schattingen schelpdierbestanden.



Figuur 5.2. Dichtheden van Ensis spp. (mesheft) en kokkels op het Balgzand, geschat op basis van de RIVO en NIOZ surveys.



Figuur 5.3. Dichtheden van kokkels, mosselen en Mya spp. (strandgaper) op het Balgzand, geschat op basis van de RIVO en NIOZ surveys.



Figuur 5.4. Dichtheden nonnetjes op het Balgzand, geschat op basis van de RIVO en NIOZ surveys.

Bijlage 1. Indeling halfwas-consumptie mosselen

Inleiding

Tijdens de RIVO surveys worden mosselen uitgesplitst in zaad (voorjaarssurvey: uit zaadval vorig jaar; najaarssurvey: uit zaadval survey- jaar) en meerjarig. De meerjarige mosselen worden vervolgens gesplitst in halfwas (geen zaad en niet-marktwaardig) en consumptie (marktwaardig). Deze laatste opsplitsing betreft een markttechnische beoordeling op basis van de grootte van de mosselen en karakteristieken van de vangst als geheel. Mosselen kleiner dan 4,5 cm werden doorgaans beoordeeld als halfwas, mosselen groter dan 5 cm doorgaans als consumptie.

Niet alle aanwezige mosselen zijn ook daadwerkelijk beschikbaar als voedsel voor vogels. Hierbij is de grootte van de mossel een belangrijke factor. Zo hebben eiders een preferentie voor mosselen van 1,5-4,5 cm. Kleinere en grotere mosselen worden wel gegeten, maar zijn minder aantrekkelijk. "Stabbende" scholeksters selecteren mosselen langer dan 30 mm. Hamerende scholeksters selecteren mosselen tussen de 25 en 45 mm. Scholeksters eten bijna nooit mosselen die kleiner zijn dan 20 mm.

Duidelijk is, dat de indeling van het RIVO in zaad, halfwas en consumptie niet direct aansluit bij de gebruikelijke indeling in de literatuur over mosselen en voedselbeschikbaarheid. Dit is het gevolg van het feit dat de RIVO-surveys oorspronkelijk werden gebruikt voor visplannen in een situatie waarin nog niet werd gereserveerd in de vorm van mosselen (sublitoraal) en waarbij de reservering is gebaseerd op totaalbestanden: de RIVO-indeling moest dus aansluiten bij de praktijk van de mosselvisserij en niet noodzakelijkerwijze bij de prooikeuze van vogels.

De vraag is dus in hoeverre een indeling in zaad/halfwas/consumptie aansluit bij een indeling op basis van lengte. Om deze reden wordt in deze rapportage een kort overzicht gegeven van bemonsteringen die tijdens de sublitorale mosselenurvey en de litorale mosselenurvey van 2002 zijn uitgevoerd, waarbij de indeling halfwas-consumptie is vergeleken met indelingen in termen van lengte, hoogte en breedte van de schelp.

Materiaal en methoden

Tijdens de sublitorale mosselenurvey en de litorale mosselenurvey worden de mosselen na te zijn doorgemeten in aparte emmers gelegd: een voor zaadmosselen, een voor halfwas-mosselen en een voor consumptiemosselen. Voor een beschrijving van deze surveys wordt verwezen naar de vorige hoofdstukken. Aan het eind van de dag wordt doorgaans het totaal van deze mosselen bepaald, mede om te kunnen corrigeren voor kapotte mosselen die wel worden geteld maar niet gewogen.

Voor deze rapportage is op een aantal dagen een monster genomen van deze zaad, halfwas en consumptiemosselen en is vervolgens per mossel de lengte, breedte en hoogte van de schelp bepaald. Hierbij is bijgehouden welke persoon de indeling in zaad, halfwas en consumptie heeft gemaakt. Vervolgens is gekeken welk percentage van de mosselen in de categorie halfwas en consumptie valt, per mm-klasse lengte, breedte en hoogte.

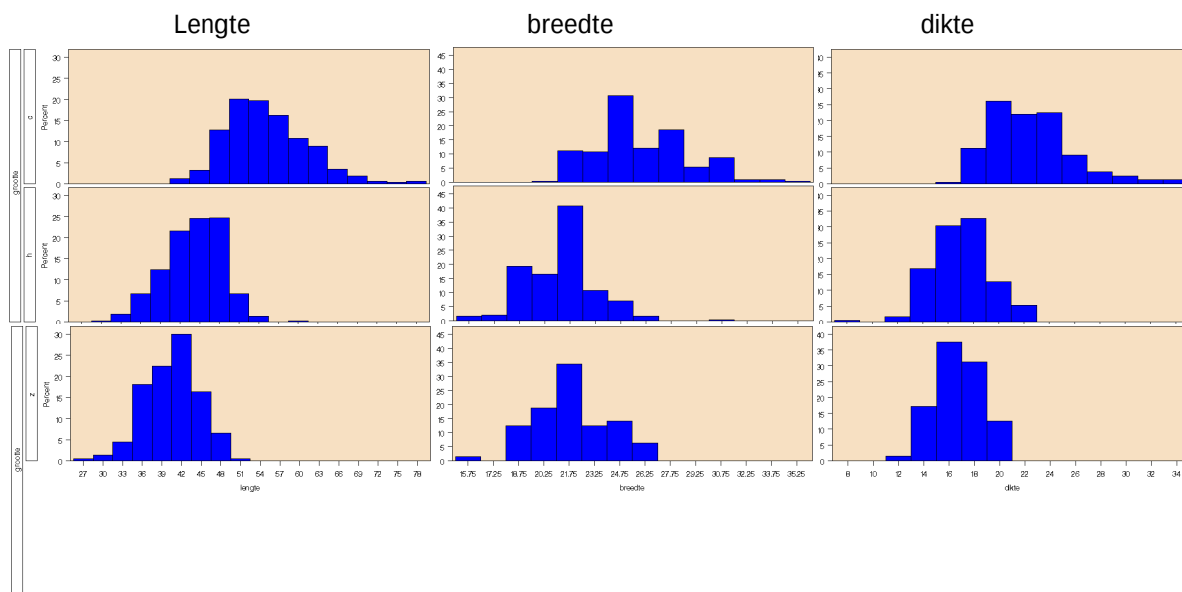
Resultaten/Discussie

Figuur B1.1 geeft de lengte-frequentie verdelingen weer van de zaad, halfwas en consumptiemosselen.

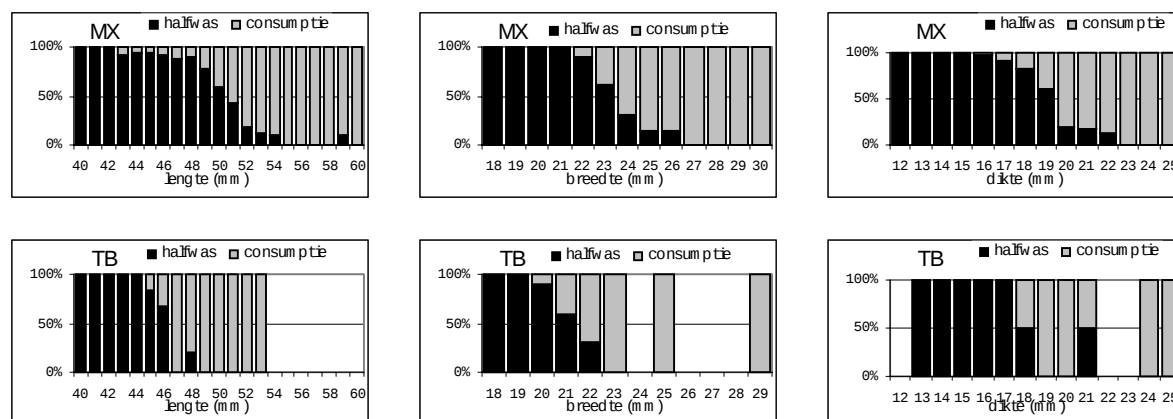
Figuur B1.2 geeft weer welk percentage van de mosselen in de categorie halfwas en consumptie valt, per mm-klasse lengte, breedte en hoogte.

Mosselen met een lengte kleiner dan 44 mm worden doorgaans geclassificeerd als halfwas of zaad. Mosselen groter dan 52 mm als consumptie. Uit logistische regressie bleek verder dat mosselen van gelijke lengte maar grotere breedte en dikte eerder als consumptie werden geclassificeerd ($p < 0,01$). Deze indeling verschilde per persoon ($p < 0,01$).

Duidelijk is dat met de indeling zaad/halfwas/consumptie een grove indruk verkregen kan worden over de grootteverdeling van de aanwezige mosselen. De vraag is of deze indeling te grof is voor een doorvertaling naar beschikbaarheid voor eidereenden en scholeksters. Door een onderscheid te maken tussen de verschillende mosselen op basis van lengte is de resulterende informatie beter te gebruiken in relatie tot literatuur over voedselbeschikbaarheid van eidereenden en scholeksters. Een duidelijker definitie van het onderscheid halfwas-consumptie op basis van schelp lengte (>45 mm consumptie; ≤ 45 mm halfwas) zou hieraan tegemoet komen. Wel moet worden voorkomen dat deze scherpere definitie van het onderscheid halfwas-consumptie leidt tot een situatie waarin mosselvisserij een indruk krijgen vanuit de surveygetallen die afwijkt van hetgeen zij zelf vervolgens aantreffen. Immers, mosselvisserij gebruiken niet een strikte grens van 4,5 cm, maar een minder duidelijk gedefinieerde indeling. De huidige RIVO indeling is dan ook gekozen om aan te sluiten bij de indeling door vissers. Nadeel hiervan is een minder strakke definitie van het onderscheid halfwas-consumptie.



Figuur B.1. Zaad, halfwas en consumptiemosselen: frequentieverdelingen van lengte (cm), breedte (cm) en dikte (cm) van mosselen uit monsters genomen in het voorjaar van 2002.



Figuur B.2. Onderscheid halfwas en consumptie mosselen door M. van Stralen (MX), E. Schuiling (ES) en T. Bult (TB) in relatie tot lengte (cm), breedte (cm) en dikte (cm) van mosselen uit monsters genomen in het voorjaar van 2002.

Bijlage 2, commentaar audit commissie

EVALUATIE VAN RAPPORT B3 VAN HET EVA II PROGRAMMA "PROOI BESCHIKBAARHEID EN ALTERNATIEVE PROOIEN VOOR VOGELS DIE GROTE SCHELPDIEREN ETEN"

Door T.P. Bult, B.J. Ens, D. Baars, R. Kats en M.F. Leopold

Prooi beschikbaarheid en alternatieve prooien zijn reeds summier behandeld in het korte-termijnadvies over de voedselreservering in de Oosterschelde van 2000, maar deze begrippen zijn van zo'n essentieel belang voor het voedselreserveringsbeleid dat een diepgaander behandeling noodzakelijk is.

Door de titel van dit rapport wordt de lezer echter op het verkeerde been gezet. Het rapport handelt niet zozeer over prooi beschikbaarheid en alternatieve prooien, als wel over de prooikeuze van eidereend en scholekster, de betrouwbaarheid van de verschillende RIVO-schelpdiersurveys en de vraag of de RIVO-surveys beter kunnen worden toegesneden op het beleid van voedselreservering. In de in paragraaf 1.3 verwoorde onderzoeksvragen komen de woorden 'prooi beschikbaarheid' en 'alternatieve prooien' zelfs niet voor. Het lijkt de audit-commissie daarom gewenst om de titel van het rapport aan te passen. In de inleiding zou ook (duidelijker) kunnen worden uitgelegd waarom betere schattingen nodig zijn en of die haalbaar zijn.¹

Binnen de hierboven aangegeven beperkingen geeft het rapport aanleiding tot de volgende opmerkingen.

Dit is een zeer gedetailleerd rapport waarin veel feitenmateriaal is verzameld over de factoren die de prooikeuze bepalen bij scholekster en eidereend. Het rapport steunt grotendeels op gepubliceerde gegevens en een EVA II rapport van Ens et al. (2003). Er wordt vooral aandacht geschonken aan de karakteristieken van de prooi zelf, vooral grootte en de relatie tussen schelp- en versgewicht.

De audit-commissie heeft m.b.t. de behandelde onderwerpen geen faliekante onjuistheden of ernstige omissies in het rapport aangetroffen. Er wordt zorgvuldig naar de verschillende bronnen gerefereerd en de beschouwingen zijn merendeels inzichtelijk. Wel kan het rapport nog enige redactionele bewerking gebruiken, o.a. om jargon uit te bannen. De synthese van de conclusies had wat beter gekund en had wat meer in een theoretische context kunnen geplaatst worden, bv. die van 'optimal foraging theory'. Het blijft onduidelijk of 'switching behaviour' belangrijk is, m.a.w. of eerst een bepaalde soort wordt weggegeten waarna overgegaan wordt naar een andere soort eerder dan naar minder geschikte exemplaren van dezelfde soort, die dan weer later aan de beurt kunnen komen. Eveneens onduidelijk blijft of er ruimtelijke verplaatsingen zijn, waarbij de vogels zich eerst op de meest optimale plekken concentreren en later op

¹ We onderschrijven de conclusie van de audit commissie dat de titel van het rapport de lading onvoldoende dekt. De titel is daarom als volgt aangepast: "Evaluatie van de meting van het beschikbare voedselaanbod voor vogels die van grote schelpdieren leven". Het is correct dat in de oorspronkelijk geformuleerde onderzoeksvragen de woorden "alternatieve prooien" en "prooi beschikbaarheid" niet voorkomen, maar op de achtergrond spelen deze begrippen wel een belangrijke rol. Deze impliciete rol is nu expliciet gemaakt in de verwoording van de vragen. Ook is de hoofdvraag van het rapport duidelijker verwoord. Die hoofdvraag is of de huidige schelpdiersurveys voldoende aansluiten bij de informatiebehoefte van de overheid: een betrouwbare schatting van het voor schelpdieretende vogels beschikbare schelpdierbestand.

andere. In hoeverre b.v. landbouwgronden als alternatief gelden voor scholeksters laat zich niet afleiden uit het rapport.¹

Hoofdstuk 2 over de prooikeuze van eidereend en scholekster geeft een goed overzicht over de prooikeuze van beide soorten. Het zou nuttig zijn om het hoofdstuk te laten beginnen met een kort overzicht van de samenhang tussen gehanteerde begrippen zoals zoektijd, handling time, verteringstijd, opnamesnelheid etc. Een figuur zou daarbij zeer verhelderend kunnen zijn. [Nu is een aanzet voor een dergelijk beschouwing te vinden in de eerste alinea van paragraaf 2.2.2.2.; daar ware “energiewinst” overigens te vervangen door “netto energie-opbrengst”].² De auditcommissie kan instemmen met de conclusies over het voedsel van de eidereend zoals verwoord in paragraaf 2.1.4. Ook kan worden ingestemd met de conclusies over het voedsel van de scholekster in paragraaf 2.2.4 met één uitzondering. Dat betreft de zinsnede “Het kan ook zijn dat tijdens de extrapolatie van voorjaar naar najaar ongemerkt voor dit probleem wordt gecorrigeerd middels een onderschatting van de groei en sterfte.” Zonder onderbouwing hoort deze zin niet in de conclusies thuis.³

De hoofdstukken 3, 4, 5 en 6 behandelen allemaal de jaarlijkse RIVO-surveys van het voorkomen van schelpdieren en hun betrouwbaarheid. Ze geven een goed overzicht van de wijze van uitvoering en van de resultaten op het niveau van de hele Waddenzee, Oosterschelde en Westerschelde. De schatting van de betrouwbaarheidsintervallen wordt wat ongebruikelijk verwoord in paragraaf 4.1: gesteld wordt dat “als de in werkelijkheid aanwezige biomassa 100 was, de RIVO-schatting met 95% zekerheid ergens tussen de 80 en 120 uit zou komen.” Volgens de auditcommissie moet dat zijn “als de RIVO-schatting van de aanwezige biomassa op 100 zou uitkomen, de werkelijk aanwezige biomassa met 95% zekerheid ergens tussen de 80 en 120 zou uitkomen. De betrouwbaarheidsintervallen worden berekend door de data te stratificeren en dan at random een aantal monsters te selecteren waaruit een biomassa wordt bepaald. Dit wordt dan 10^4 keer herhaald zodat een distributie wordt verkregen die de statistische populatie goed zou moeten weergeven. Is er ook op de meer klassieke manier naar betrouwbaarheidsintervallen gekeken (schatting via $t_{0,05} s/\sqrt{n}$) en komt dit overeen? Overigens zit in de beschrijving van de permutatietest in paragraaf 4.3 een onduidelijkheid omdat niet wordt aangegeven hoe groot $nt_{0,05}$ is. Hoofdstuk 6 is waarschijnlijk beter op zijn plaats in een bijlage. De leesbaarheid van de hoofdstukken 3 t/m 6 zou verbeteren indien zekerheden, schattingen etc. in tabellen zouden worden weergegeven⁴.

¹ Het belang van een theoretische context wordt onderschreven. De theoretische context is nu gegeven aan het begin van het hoofdstuk over de prooikeus van de scholekster en de eidereend. Switching en het belang van weilandprooien komen aan bod in de deelrapporten die ingaan op de voedselreservering zelf. Dat is de logische plek omdat switching en weiland foerageren zijn ingebouwd in de modellen die worden gebruikt om de voedselreservering door te rekenen (met name voor de scholekster).

² De theoretische context aan het begin van hoofdstuk 2 wordt nu gevolgd door een korte uitleg van belangrijke begrippen.

³ Suggestie is verwijderd uit de conclusies.

⁴ De tekst met uitleg over de interpretatie van de betrouwbaarheidsintervallen is aangepast.

Een vergelijk van de resultaten op basis van de permutatietest met een meer klassieke benadering om betrouwbaarheidsintervallen uit te rekenen is niet uitgevoerd omdat in de meer standaard klassieke benaderingen geen rekening kan worden gehouden met het gebruik van strata waarbij de theoretische verdeling van de waarnemingen sterk varieert tussen strata. De beschikbare klassieke benaderingen zijn dus minder geschikt en om die reden is een

Hoofdstuk 7 brengt de schelpdiersurveys in verband met de voedselbehoefte en de voedselreservering. Het geschrevene geeft de audit-commissie geen aanleiding tot zwaarwegende kritiek. Onderschreven wordt met name de conclusie dat informatie over de bestanden op de mosselpercelen noodzakelijk is voor het voedselreserveringsbeleid. De commissie wil echter wel ingaan op twee zaken die niet of nauwelijks worden genoemd. Gesteld wordt in dit hoofdstuk dat andere soorten dan mossel, kokkel en halfgeknotte strandschelp wel worden meegenomen in de surveys maar geen rol spelen in de voedselreservering omdat wordt uitgegaan van een vast percentage alternatieve prooien. Dat moge feitelijk juist zijn, maar of dat een wetenschappelijk verantwoord uitgangspunt is zeer de vraag. Een nadere overweging van het percentage alternatieve prooien dat in het voedselreserveringsbeleid wordt gehanteerd kan in EVA II niet worden gemist; het is overigens niet noodzakelijk dat dit een plaats vindt in het onderhavige rapport.¹

Voorgaande opmerking leidt tot een tweede ogenschijnlijk zwakke plek in het voedselreserveringsbeleid die niet wordt besproken: het bij elkaar optellen van de hoeveelheden schelpdieren in voor de visserij openstaande en gesloten gebieden. Ook deze aanname dient ergens in het EVA II programma te worden beschouwd: zijn de schelpdieren in gesloten gebieden wel beschikbaar voor vogels in de voor de visserij geopende gebieden?²

Detail opmerkingen

Samenvatting en paragraaf 1.1: "intertidaal" ware te vervangen door een gangbaarder woord. Overigens zouden ook 'litoraal', 'sublitoraal' en 'intergetijdegebied' moeten worden gedefinieerd³.

Samenvatting, p. 8: betrouwbaarheidsintervallen: tabel zou inzichtelijkheid vergroten⁴.

Paragraaf 1.2, p. 11: "Najaarschattingen betreffen expert-judgement en zijn weinig kwantitatief .." Daarmee wordt gesuggereerd dat ze niet voldoen. Waarom niet? Wijken deze schattingen teveel af van de werkelijkheid? Meer dan getallen op blz. 8 waar toch ook 95% betrouwbaarheids intervallen tot 50% worden genoemd?⁵

Paragraaf 1.3: "Verschillen tussen aanwezige en beschikbare bestanden" ware anders te formuleren, bijv. "deel van de aanwezige bestanden dat beschikbaar is voor"⁶

vergelijk niet uitgevoerd. Verder onderzoek op basis van een vergelijk met meer elegantere benaderingen is mogelijk maar viel buiten de context van deze studie.

Ntot wordt nu gespecificeerd in de tekst door verwijzing naar een tabel met de monsterinspanning per stratum/jaar.

Hoofdstuk 6 is naar de bijlage verplaatst.

¹ Het percentage alternatieve prooien wordt besproken in de deelrapporten die het evalueren van de voedselreservering voor scholekster en eidereend tot hoofddoel hebben.

² De vraag of het voedsel in de gesloten gebieden ook bereikbaar is voor de vogels in de open gebieden speelt nauwelijks voor de Eidereend, omdat er geen gesloten gebieden zijn in het sublitoraal, het belangrijkste foerageergebied van de eenden. Voor de scholekster wordt de vraag of het voedselaanbod in de gesloten gebieden beschikbaar is voor de vogels in de open gebieden behandeld in de deelrapporten die het beleid van voedselreservering evalueren voor Oosterschelde en Waddenzee.

³ Suggestie opgevolgd

⁴ Getallen staan nu in tabel

⁵ De betrouwbaarheidsintervallen zijn uitgerekend voor de RIVO-surveys (op basis van kwantitatieve monsternames). Voor de expert-judgment najaarsschatting is dat niet mogelijk. In de tekst is toegevoegd "Dit betekent dat bepaalde berekeningen niet mogelijk zijn, waaronder een inschatting van betrouwbaarheidsintervallen"

⁶ Aangepast.

Paragraaf 2.1.3.1: maten van mossels moeten in mm, niet in cm. De geciteerde grenswaarden van geselecteerde mossels (25 – 60 mm) zijn niet uit figuur 2.5 af te lezen. Bovendien ware bij figuur 2.5 aan te geven waarop deze berust. In regel 5 zal “dagelijks schelpgewicht” moeten zijn “dagelijks opgenomen schelpgewicht”. In figuur 2.6 ontbreekt de schaalverdeling op de x-as. Op enkele plaatsen staat in de tekst cm i.p.v. mm.¹

Paragraaf 2.1.3.2. In de tweede alinea dient de beschouwing over een ongewoon oud kokkelbestand te worden vergezeld van een opmerking over de omvang van het kokkelbestand die in sommige van de genoemde jaren zeer laag was (vgl. Figuur 3.5). Bij figuur 2.7 dient te worden aangegeven waar deze informatie op berust.²

Bij Tabel 2.3 dient te worden aangegeven waaraan de gegevens zijn ontleend.³

Paragraaf 2.2.3.1. Het M16-getal dient nader te worden gedefinieerd.⁴

Figuur 2.9 is slecht te lezen. Desondanks lijkt het alsof in figuur 2.9.a de verkeerde schaal wordt gegeven; de punten vlak onder de kust hebben de kortste droogligtijd. En geeft 2.9.b wel de M 16 waarden?⁵

Een opmerking over fig. 2.14 en 2.15. en de discussie daarover op p. 31. Een SD tussen 1 en 3 mm komt overeen met een variantie (V) tussen 1 en 9 mm². Het gemiddelde (m) bedraagt tussen ongeveer 12 en 23 mm voor de eenjarige kokkels en tussen 25 en 25 mm voor de tweejarige. De V/m ratio is dus overwegend veel kleiner dan 1 zowel voor eenjarige als tweejarige kokkels (en voor nonnetjes). Dit wijst er op dat er factoren in het spel zijn die de lengteschommelingen binnen bepaalde grenzen houden (constraints), zoals ook door de auteurs wordt aangegeven.

Paragraaf 3.1.3: wat wordt bedoeld met “Diepere delen van het wad (> 7 m)...”⁶

In paragraaf 3.1.4 zijn in de afstanden tussen raaien kennelijk lengte- en breedteminuten verwisseld. De afstand tussen oost-west lopende raaien wordt in noord-zuidrichting gemeten, dus met breedteminuten (=1852 meter). Voor de noord-zuidlopende raaien wordt dan dus de afstand in lengteminuten gemeten⁷.

Paragraaf 3.1.5: Tarrapercentage: 25-40% t.o.v. netto of bruto?⁸

¹ Het bleek dat slechts één van de panelen van figuur 2.5 was toegevoegd. Ook paneel b is nu opgenomen en daar is duidelijk te zien dat geselecteerde mosselen meestal tussen 25 en 60 cm in lengte zijn. De figuur is gebaseerd de in tekst genoemde dieet studies van de Eidereend.

² De figuur is gebaseerd de in tekst genoemde dieet studies van de Eidereend.

³ Aangegeven.

⁴ Aangegeven: het M16-getal is de mediane korrelgrootte van de sediment fractie die een korrelgrootte boven de 16 µm heeft.

⁵ De figuur is aangepast.

⁶ In de tekst wordt nu aangegeven dat dit betrekking heeft op de waterdiepte (als die te groot is kan de zuigkor de bodem niet meer bereiken).

⁷ Tekst aangepast.

⁸ 100 kg mosselen bruto (dus inclusief dode schelpen en ander materiaal) is 70 kilo mosselen netto (schoon) bij 30% tarra

Paragraaf 3.1.6: " ... bestanden namen niet significant toe of af ($p > 0.75$). " Gelet op de grote variatie van jaar tot jaar en de relatief korte tijdreeks lijkt de vraag of toe- of afname kan worden geconstateerd niet te beantwoorden.¹

Paragraaf 3.5.6: " .. xx kg aangetroffen"; beter "berekend op basis van extrapolatie van monsterpunten."²

Paragraaf 4.2.2: "goed mogelijk dat niet precies ...". Gelet op de opschaling moet per definitie rekening worden gehouden met een aanzienlijk verschil tussen werkelijkheid en schatting.³

Paragraaf 4.3.3.2: hoe groot is (gemiddeld) ntot? Rechtvaardigt de omvang van ntot het 10.000 x herhalen van stap 2 en 3?⁴

Paragraaf 4.5, p. 47: Aan de alinea "In hoeverre" ware een derde punt toe te voegen, te weten de grootte van n. De volgende twee alinea's zaaien twijfels en lijken de zin van de permutatietest onderuit te halen, althans die indruk wordt gewekt. Er dient daarom duidelijker te worden verwoord wat desondanks de waarde van de permutatietest is.⁵

Paragraaf 5.3, p. 51, 1^{ste} alinea: "geen enkele relatie wel altijd lager"; er is dus toch een relatie.⁶

Figuur 6.1 is zeer slecht leesbaar.⁷

Paragraaf 6.3 zou met een korte conclusie m.b.t. hoofdstuk 6 kunnen worden afgesloten.⁸

Paragraaf 7.5: de conclusies reflecteren niet de mate van detail in eerdere hoofdstukken.⁹

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

¹ Suggestie als zodanig overgenomen.

² Tekst aangepast

³ Tekst aangepast

⁴ Ntot wordt nu uitgelegd door verwijzing naar een tabel. De 10000 herhalings zijn het resultaat van analyses waarbij uitgebreid is geëxperimenteerd met verschillende aantallen herhalings (van 100 tot $1 \cdot 10^5$). Het uiteindelijke getal van 10000 is gekozen omdat een groter aantal herhalings niet leidde tot een ander beeld van de betrouwbaarheidsintervallen en de rekentijd voor de analyses acceptabel was.

⁵ Zie reacties op eerder commentaar over deze problematiek.

⁶ De statements "Geen enkele relatie" en "lager" hebben betrekking op verschillende vergelijkingen.

⁷ Figuur aangepast

⁸ Dit hoofdstuk is inmiddels als bijlage opgenomen. Om deze reden en gezien de lengte van de tekst is verder geen apart stuk tekst met een herhaling van de belangrijkste bevindinge/conclusies opgenomen.

⁹ Dat klopt. Hoofddoel van de betreffende sectie is echter het geven van aanbevelingen. Dat is nu ook duidelijk gemaakt in de titel. Overigens worden alle detail conclusies wel uitgebreid in de samenvatting gegeven.