

Effecten van garnalenvisserij in Natura 2000 gebieden

Sander Glorius, Johan Craeymeersch, Tessa van der
Hammen, Anneke Rippen, Joel Cuperus, Babeth van der
Weide, Josien Steenbergen & Ingrid Tulp

Rapport C013/15



IMARES Wageningen UR

(IMARES - Institute for Marine Resources & Ecosystem Studies)

Opdrachtgever:

Ministerie van Economische zaken
Postbus 20401
2500 EK Den Haag

BAS-code: BO-11-011.04-010

Publicatiedatum:

27 januari 2015

IMARES is:

- Missie Wageningen UR: *To explore the potential of marine nature to improve the quality of life.*
- IMARES is hét Nederlandse instituut voor toegepast marien ecologisch onderzoek met als doel kennis vergaren van en advies geven over duurzaam beheer en gebruik van zee- en kustgebieden.
- IMARES is onafhankelijk en wetenschappelijk toonaangevend.

P.O. Box 68 1970 AB IJmuiden Phone: +31 (0)317 48 09 00 Fax: +31 (0)317 48 73 26 E-Mail: imares@wur.nl www.imares.wur.nl	P.O. Box 77 4400 AB Yerseke Phone: +31 (0)317 48 09 00 Fax: +31 (0)317 48 73 59 E-Mail: imares@wur.nl www.imares.wur.nl	P.O. Box 57 1780 AB Den Helder Phone: +31 (0)317 48 09 00 Fax: +31 (0)223 63 06 87 E-Mail: imares@wur.nl www.imares.wur.nl	P.O. Box 167 1790 AD Den Burg Texel Phone: +31 (0)317 48 09 00 Fax: +31 (0)317 48 73 62 E-Mail: imares@wur.nl www.imares.wur.nl
--	--	---	--

© 2014 IMARES Wageningen UR

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

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

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

A_4_3_1-V14.1

Inhoudsopgave

Samenvatting.....	8
1. Inleiding.....	14
2. Onderzoeksvraag.....	14
3. Aanpak.....	14
Deelvraag 1: lange termijnontwikkelingen.....	15
Deelvraag 2: bodemecosysteem.....	15
3.1.1 Oorspronkelijke opzet.....	15
3.1.2 Sluiting wateren.....	16
3.1.3 Verstoring door niet geplande bevissing.....	17
3.1.4 Samenvatting resultaten MARIN.....	17
3.1.5 Aanpassing onderzoeksplan: inbedding in andere projecten.....	18
3.1.6 Concrete invulling aanpassing.....	19
Deelvraag 3: bijvangst.....	20
4. Begrenzing onderzoek.....	21
4.1 Bodemecosysteem.....	21
4.2 Bijvangst.....	22
Deelrapport 1: bijvangst.....	25
1. Onderzoeksvraag.....	25
1.1 Bijvangst algemeen.....	25
1.2 Bijvangst van schol in relatie tot het paaibestand.....	26
2. Methode.....	26
2.1 Zelfbemonstering.....	26
2.1.1 Selectie van schepen.....	26
2.1.2 Bemonsteringsmethode.....	28
2.1.3 Procedure aan boord.....	30
2.1.4 Analyse in het laboratorium.....	31
2.2 Waarnemersreizen.....	31
2.2.1 Aantal monsters.....	31
2.2.2 Zeeflap.....	33
2.3 Data analyse.....	33
2.3.1 Weergave van de gegevens.....	33
2.3.2 Vangstsamenstelling.....	34
2.3.3 Vergelijking met waarnemersreizen.....	34
2.3.4 Zeeflap.....	35
2.4 Extra reizen voor betere bepaling vangstsamenstelling.....	35
2.5 Analyse effect scholbijvangst op paaibestand.....	36
2.5.1 Opwerking scholvangst naar vlootniveau.....	36
2.5.2 Inspanning garnalenvloot.....	36
2.5.3 Opwerking.....	37
2.5.4 Natuurlijke sterfte 0-jarige schol (M0).....	38

2.5.5	Vertaling naar bestand.....	39
2.6	Overleving	40
3.	Resultaten	41
3.1	Vangstsamenstelling.....	41
3.2	Soorten in aangelande fractie	41
3.3	Bijvangst van commerciële vissoorten en Natura 2000 soorten.....	43
3.3.1	Waarnemersreizen versus zelfbemonsteringsreizen	47
3.3.2	Zee flap.....	48
3.4	Garnaalvangst.....	49
3.5	Effect bijvangst schol op populatie schol.....	49
3.5.1	Vangstinspanning.....	49
3.5.2	Opwerking	50
3.5.3	Vertaling naar bestand.....	50
3.5.4	M0= 0.1	50
3.5.5	M0= 2.06	52
4	Discussie	53
4.1	Aantal monsters en representativiteit.....	53
4.2	Habitatrichtlijn soorten rivierprik, zee prik en fint	53
4.3	Vangstsamenstelling.....	54
4.4	Effect op paaibestand schol	55
Deelrapport 2: BACI experimenten in 6 Natura 2000 gebieden.....		57
1.	Onderzoeksvragen en hypothesen	57
2.	Methode	57
2.1	BACI benadering	57
2.2	Bodemschaaf en zuigkorbemonsteringen	59
2.3	Experimenteel bevissen	60
2.3	Database.....	61
2.4	Analyse	61
2.4.1	Gemeenschapsindices.....	62
2.4.2	Box-whisker plots	62
2.4.3	NMDS plots.....	63
2.4.4	Correlaties met visserij-intensiteit	63
3.	Resultaten	65
3.1	Benthosparameters in de 15 vakken	65
3.1.1	Aangetroffen soorten.....	65
3.1.2	Ruimtelijke verschillen tussen de 6 gebieden.....	65
3.1.3	Ontwikkeling benthos gemeenschapsindices in beviste en onbeviste vakken.....	66
3.2	Correlaties met daadwerkelijke visserij-intensiteit.....	67
4.	Discussie	69
4.1	Effect garnalenvisserij op benthos	69

4.2	Habitatspecifieke effecten	69
4.3	Bevissingsdruk	70
Deelrapport 3: effecten op bodemecosysteem: Molenrak 2012-2014		73
1.	Onderzoeksvragen en hypothesen	73
2.	Methode	75
2.1	Opzet experiment 2012-2013	75
2.2	Zuigkorbemonstering (T0, T1, T2)	75
2.3	Boxcorer-bemonstering (T0, T1, T2)	75
2.4	Experimenteel bevissen	75
2.5	Database	76
2.6	Aanpassing onderzoek in 2013	76
2.7	Opzet experiment 2014	76
2.8	Gebruik data in VIBEG project	79
2.9	Analyses	79
2.9.1	Univariate analyses	80
2.9.2	Multivariate analyses	81
3.	Resultaten	84
3.1	Experiment 2012-2013 univariate analyses	84
3.1.1	Zuigkordata: gemeenschapsindices	84
3.1.2	Zuigkordata: soorten	86
3.1.3	Boxcorerdata: gemeenschapsindices en recrutering	88
3.1.4	Boxcorerdata: gevoelige soorten	90
3.2	Experiment 2012/2013: multivariate analyses	90
3.2.1	Zuigkordata	90
3.2.2	Boxcorerdata	94
3.3	Experiment 2014: univariate analyses	96
3.3.1	Zuigkordata: gemeenschapsindices	96
3.3.2	Zuigkordata: soorten	98
3.4	Experiment 2014: multivariate analyses	100
3.4.1	Zuigkordata	100
3.5	Experiment 2014: resultaten pulstuig	102
3.5.1	Univariate analyses: gemeenschapsindices	102
3.5.2	Univariate analyses: soorten	104
3.5.3	Multivariate analyses	105
4.	Discussie	107
4.1	Consequenties van verstoring experimenten	107
4.2	Variatie in ruimte en tijd: consequenties voor power	107
4.3	Wat kunnen we nu zeggen over de relatie bodemfauna en visserij?	108
4.4	Wat zijn de nog openliggende vragen?	110
5.	Dankwoord	113

6.	Referenties	114
	Kwaliteitsborging	118
	Verantwoording	120
	Bijlagen	121
1.	Discardprotocol aan boord van garnalenschepen	122
2.	Bijvangst vis per soort	124
3.	Bijvangst benthos per soort	132
4.	Kenmerken van de schepen van de referentievloot	138
5.	Percentage aanlandingen en inspanning per haven	140
6.	Opwerking bijvangstdata	141
7.	Resultaten assessment effecten bijvangst op scholbestand	142
8.	Coördinaten 15 vakken in 6 gebieden	144
9.	Coördinaten Molenrak 2012-2013	145
10.	Coördinaten bemonstering Molenrak 2012-2013	146
11.	Coördinaten Molenrak 2014	147
12.	Coördinaten bemonstering Molenrak 1 en 2 2014	148
13.	Coördinaten bemonstering Molenrak 1 en 2 2014	149
14.	Wetenschappelijke en Nederlandse namen benthosoorten	151
15.	Verdeling lengte-, leeftijds- en grootteklasse schelpdieren	153
16.	Soorten buiten beschouwing gelaten in de zuigkor monsters	154
17.	Indeling soortgroepen boxcorermonsters	156
18.	Resultaten univariate analyses zuigkor 2012/2013	157
19.	Resultaten univariate analyses boxcorer 2012/2013	159

20.	Resultaten univariate analyses zuigkor 2014 traditioneel tuig	160
21.	Resultaten univariate analyses zuigkor 2014 pulstuig	161
22.	Soortafkortingen gebruikt in multivariate analyses	162

Samenvatting

De garnalenvisserij is economisch en in aantallen schepen één van de belangrijkste visserijen in Nederland en opereert vooral binnen Natura 2000 gebieden. Voor zowel de Noordzeekustzone als de Waddenzee is er binnen de Natura 2000 wetgeving een verbeterdoelstelling geformuleerd voor Habitattype 1110 (permanent overstroomde zandbanken). Het effect van het garnalentuig op het ecosysteem is echter niet goed bekend. Om in dit kennishiaat te voorzien, is er in de periode 2012-2014 onderzoek uitgevoerd naar een aantal aspecten van de mogelijke effecten van de garnalenvisserij. Enerzijds is de bijvangst in kaart gebracht, anderzijds is experimenteel onderzoek verricht naar de korte termijneffecten van het garnalentuig op de bodemfauna.

Bijvangst

In het onderzoek naar de samenstelling en de omvang van de bijvangst lag de nadruk op Natura 2000 doelsoorten (rivierprik, zeeprik en fint) en (jonge) vis die niet uit het net geweerd wordt door de zeeflap. De kustgebieden hebben een belangrijke rol als kraamkamer voor jonge vis en met name vis kleiner dan 10 cm lopen kans bijgevangen te worden in de garnalenvisserij. Gedurende twee jaar zijn door een referentievloot van 24 schepen en waarnemers van inspectieschepen van het ministerie van EZ en IMARES de bijvangsten van 827 trekken bemonsterd. Hierbij is een gestratificeerde opzet gebruikt die recht doet aan de gangbare verspreiding van de visserij-inspanning in de loop van het jaar. Wat betreft ruimtelijke verspreiding is er onderscheid gemaakt tussen Waddenzee, Delta, Noordzeekustzone en daarbuiten.

Op gewichtsbasis bestond de vangst gemiddeld voor 38.9% uit aangelande garnalen, 48.7% discard garnaal (inclusief eventuele schelpen en overig afval), en 12.3% uit vis en benthos. Schol, schar, sprot, haring en wijting werden het meeste bijgevangen en bijvangsten varieerden sterk in de loop van het jaar. Bijvangsten van de meeste soorten waren het hoogste in het 2^e en 3^e kwartaal, behalve die van schar, die piekten in het 1^e en 2^e kwartaal (en in de Voordelta in het 4^e). De bijvangst van platvissoorten lag in het algemeen hoger in de Waddenzee en Noordzeekustzone dan in de overige gebieden. Uitzondering hierop is schar, die in alle gebieden behalve de Waddenzee werd bijgevangen. Van de Natura 2000 soorten zijn alleen rivierprik en fint gevangen, zeeprik is niet bijgevangen. Fint is in 27% van de trekken gevangen, vooral in het 1^e en 4^e kwartaal in alle gebieden. Rivierprik kwam in 14% van de trekken voor, vooral in het 3^e kwartaal in de Noordzeekustzone. Er is geen significant verschil gevonden in bijvangsten tussen de monsters verzameld door vissers en monsters verzameld door waarnemers (analyse voor trefkans fint, rivierprik en schol > 10 cm).

De consequenties van de bijgevangen aantallen van de Natura 2000 doelsoorten voor de populatie kunnen niet goed worden ingeschat omdat voor deze soorten geen populatieschatting beschikbaar is. De bijgevangen finten zijn voornamelijk eerstejaars finten en een klein deel tweedejaars finten. Oudere juvenielen en volwassen finten worden niet bijgevangen. De overlevingskansen na bijvangst voor de zeer kwetsbare fint zal nihil zijn. De omvang van de bijvangst bedraagt 100.000en per jaar in elk van de drie Natura 2000 gebieden. De omvang van de bijvangst rivierprik bedraagt 10.000en per jaar in elk van de drie Natura 2000 gebieden behalve de Voordelta (100en). De huidige paaipopulaties rivierprik die via Nederland binnentrekken worden geschat op minimaal 100.000en. In hoeverre de additionele sterfte voor rivierprik en fint beperkend is voor de populatie(s) die van deze Natura 2000 gebieden gebruik maken is niet te bepalen. Hiervoor zal er meer bekend moeten zijn over welke populaties de Nederlandse kustgebieden voor opgroei gebruiken en wat de omvang en dynamiek van deze populaties is. Zeeprik is niet waargenomen in de bijvangsten. Zeeprik trekt gezien zijn prooivoorkeur voor grotere vissen waarschijnlijk verder de zee op dan rivierprik, die met name in kustgebieden blijft hangen. Door deze verdere dispersie op zee en het vastgezogen voorkomen op moeilijk met garnalenkor vangbare grote vis en zeezoogdieren zullen de effecten van de garnalenvisserij derhalve verwaarloosbaar klein zijn.

Effect bijvangst op scholbestand

Voor schol is er een doorrekening gemaakt van het effect van de bijvangst van de jonge exemplaren (in het hele continentale kustgebied, dus breder dan alleen Natura 2000) op het paaibestand. Voor deze doorrekening was het niet mogelijk om het ICES model voor de bestandschatting van schol te gebruiken, omdat de tijdsserie van 2 jaar die in dit onderzoek verzameld daar niet lang genoeg voor is. Om toch een inschatting te maken van de effecten op het paaibestand, is daarom een fictief schol cohort gecreëerd door uit te gaan van gemiddelde aantallen van 2010–2013 van de oudste leeftijdsgroep en gemiddelde vangsten uit deze jaren. Aan de hand van dit fictieve cohort wordt een schatting gemaakt van de paaibiomassa in aan- en afwezigheid van de garnalenvloot. Hierbij is de aanname dat het scholbestand niet verandert over de jaren. Behalve het fictieve cohort zijn er nog een aantal aannames. Ten eerste is de natuurlijke sterfte van 0-jarige schol onzeker. We hebben twee waarden voor natuurlijke sterfte gehanteerd; 0.1 zoals ICES gebruikt voor oudere leeftijden schol en 2.06 die gebaseerd is op berekeningen van (Beverton en Iles 1992). Afhankelijk van de aanname over natuurlijke sterfte komt de schatting op reductie van de paaibiomassa als gevolg van bijvangst schol in de garnalenvisserij uit op 14-20%. In deze schatting is geen rekening gehouden met de fractie die de vangst mogelijk overleeft. Wanneer uitgegaan wordt van 20% overleving, zoals Berghahn en Purps (1998) in een eerdere schatting gebruiken, komt de geschatte reductie in paaibiomassa uit op 12-17%. In de overlevingsschatting van 20% is geen predatie door vogels verdisconteerd na het overboord zetten van de bijvangst. Een derde aanname is dat de gegevens verzameld in de Natura 2000 gebieden, zoals in dit onderzoek, representatief zijn voor de gehele Nederlandse garnalenvloot. In totaal vond in 2012-2013 wel het grootste deel (70%) van de totale inspanning door de Nederlandse garnalenvloot binnen Natura 2000 gebieden plaats. Naar verwachting is, gezien het verspreidingspatroon van jonge schol in de loop van het jaar, de bijvangst van jonge schol in de Duitse en Deense gebieden eerder hoger dan lager dan die in Nederland. Daarnaast wordt ook door Deense en Duitse garnalenvissers schol bijgevangen. Dit is in dit onderzoek buiten beschouwing gelaten. Ook wordt er aangenomen dat er geen dichtheidsafhankelijke processen plaatsvinden in de periode dat schol in de garnalenvisserij wordt bijgevangen. Dichtheidsafhankelijke regulering vindt vooral plaats onder de juvenielen in de fase direct na *settlement* in het vroege voorjaar (van der Veer *et al.* 2000). De grootste visserijintensiteit van de garnalenvisserij vindt pas daarna plaats. Daarom schatten we in dat deze aanname realistisch is.

Om tot een preciezere inschatting van het effect op het bestand te komen, is een lange tijdsserie van minimaal 10 jaar van de bijvangsten over het gehele visgebied van de internationale garnalenvloot nodig.

Bodemfauna

De vraag: "wat is het effect van garnalenvisserij op het bodemecosysteem?" kan op verschillende niveaus beantwoord worden. Het is van belang daarbij onderscheid te maken tussen effecten op de korte en lange termijn, effecten in een zwaar bevestig gebied of een relatief onberoerd gebied. Verder is er een verschil in directe effecten op de bodem door passage van het tuig, bijvoorbeeld sterfte of beschadiging en indirecte effecten die via terugkoppelingen in het voedselweb lopen. Daarnaast speelt de ruimtelijke schaal een rol en moeten we onderscheid maken naar het effect van beroering en ontwikkelingen in de bodemfauna nadat een gebied langere tijd niet bevestig is. Het hier gerapporteerde onderzoek naar de effecten op de bodemfauna is toegespitst op een aantal specifieke aspecten uit dit scala.

We hebben in dit onderzoek met name het directe (korte termijn) effect van bevissing onderzocht, in gebieden die al decennialang bevestig zijn. Dat betekent dat dit onderzoek niet gericht is geweest op het in kaart brengen van mogelijk herstel.

Het onderzoek naar effecten op het bodemecosysteem bestond uit twee delen, die elk een ander aspect belichten en elkaar goed aanvullen.

1. Omdat de vraag vanuit de opdrachtgever specifiek de effecten van de garnalenvisserij in de Natura 2000 gebieden betrof zijn er veldexperimenten uitgevoerd in alle voor visserij gesloten gebieden binnen de VIBEG (Visserij In BESchermd Gebieden) gebieden. In deze 5 gebieden zijn in totaal 12 onderzoeksvakken gedefinieerd. Aanvullend zijn in de Waddenzee bij de Afsluitdijk nog 3 vakken aangewezen. In de in totaal 15 vakken zijn in de zomer van 2012 volgens een BACI (Before After Control Impact) design telkens twee vakken met elkaar vergeleken. Voor (T0) en enkele weken na (T1) de experimentele bevissing door een garnalenkotter is de bodemfauna met een bodemschaaf/zuigkor bemonsterd. De behandeling hield in dat een van de twee subvakken 1 maal integraal werd bevestigd met een garnalentuig. De VIBEGvakken waren ten tijde van het onderzoek nog niet formeel gesloten voor de visserij, de Waddenzeevakken wel. Vissers is gevraagd de vakken in de VIBEG gebieden (op vrijwillige basis) ongemoeid te laten.
2. Het tweede onderdeel van dit onderzoek bestudeerde niet zo zeer of er een significant effect is van garnalenvisserij op het bodemecosysteem was, maar onderzocht het mechanisme waarmee de verstoring (al dan niet) optreedt. Denkbare mechanismen zijn: directe sterfte onder kwetsbare organismen, een beperktere ontwikkeling van kwetsbare organismen en het verminderen van de rekrutering van (bijvoorbeeld) schelpdieren. Daartoe is in het Molenrak (westelijke Waddenzee) een experiment uitgevoerd waarbij na een T0 meting (zowel zuigkor als boxcorer), in 5 deelvakken met verschillende visserij-intensiteiten (0x, 1x, 2x, 3x, 4x) experimenteel is gevestigd. Na enkele weken vond de T1 meting plaats en meteen na de winter is nog een meting uitgevoerd (T2) om de effecten op iets langer termijn (maanden) te kunnen meten. Er is speciale aandacht besteed aan soorten waarvan verondersteld kan worden dat ze last kunnen hebben van regelmatige beroering door een klossenpees en garnalennet. Dit zijn fragiele op de bodem levenden soorten: zee-anemonen, hydroïdpoliepen, zakpijpen, mosdiertjes, zeeklitten en schelpkokerwormen. Bemonstering vond plaats met zuigkor voor de grovere fractie en boxcorer voor de fijnere fractie van het benthos. Dit onderzoek was qua opzet niet van dien aard (geen replica's) dat er statistisch verantwoorde algemeen geldende uitspraken gedaan zouden kunnen worden.

Op basis van analyses uitgevoerd door MARIN, aan de hand van AIS en radar waarnemingen, is gebleken dat in 12 van de 15 onderzoeksgebieden vrijwel zeker onbedoeld toch is gevestigd, het Molenrak is niet bevestigd. In juli 2013 is vanwege deze situatie overleg geweest met de begeleidingscommissie. Er is toen geconcludeerd dat een herhaling/vervolg van het BACI onderzoek in de 15 vakken in de oorspronkelijke opzet en met de toen geldende randvoorwaarden niet zinvol was. Zeker ook gezien het feit dat de handhaving niet afdoende bleek te zijn.

Het onderzoeksplan is aangepast waarbij ook aansluiting is gezocht bij twee andere projecten VIBEG (BO) en BENTHIS (EU) waarbinnen ook deelaspecten van de relatie tussen visserij en het ecosysteem onderzocht worden. In het aangepaste plan is voorzien in een herhaling van het Molenrak experiment zoals in 2012 in het Molenrak uitgevoerd, zonder boxcorer bemonstering en zonder T2. Er is wel een extra bemonstering 48-uur na de bevissing uitgevoerd, voor de bepaling van de directe sterfte als gevolg van visserij (als input in modelstudies naar indirecte effecten van garnalenvisserij via het voedselweb, VIBEGonderzoek). Daarnaast is tevens een tweede Molenrak gebied aangewezen om ook de vergelijking tussen gangbaar en pulstuig te kunnen testen. Het Molenrakexperiment in 2014 is daarnaast (op basis van de ervaringen uit 2012/2013) ook later in het jaar gepland en er zijn intensievere visserij-intensiteiten (1 tot 6x bevissing) gebruikt dan in 2012/2013.

Daarnaast is besloten de gegevens uit de BACI-studie in 2012 te gebruiken voor correlatief onderzoek waarbij de visserij-intensiteit per monsterpunt is berekend en zodoende gecorreleerd kon worden met

bodemfauna parameters. Hierbij is dus de 'nette' statistisch gepaarde opzet losgelaten van het BACI experiment en is het dus niet meer mogelijk om algemeen geldende statistisch 'harde' uitspraken te doen. Het gaf wel de mogelijkheid om nog iets te 'redden' van de data verzameld in 2012 en een indruk te krijgen van correlaties tussen visserij-intensiteit en bodemfauna.

Vlak voor het geplande veldwerk in 2014 bleek ook Molenrak 1 verstoord te zijn, ditmaal door een mosselzaadvisser. Hierdoor waren de drie oostelijke vakken niet meer bruikbaar en is aan de westzijde een vak bijgeplaatst. De behandelingen (visserijintensiteit en soort tuig) zijn daarna over de vakken van het aangepaste Molenrak 1 en het nieuwe Molenrak 2 verdeeld.

In alle analyses zijn zowel indices die de bodemgemeenschap beschrijven (soortenrijkdom, diversiteit, *evenness* en totale dichtheid) als dichtheden (op aantalsbasis) van individuele soort(groep)en onderzocht. Alle data zijn met univariate en multivariate technieken geanalyseerd. De univariate analyses geven informatie over de relatie tussen visserij en een aantal response variabelen (bv individuele soorten), de multivariabele analyses onderzoeken de relatie tussen visserij en de samenstelling van de bodemfaunagemeenschap. Voor de Molenrakexperimenten is ook bij elke analyse het onderscheidend vermogen (power) berekend. De power hangt nauw samen met de variatie in de bestudeerde parameter. Alleen bij voldoende power is het mogelijk statistisch solide uitspraken te doen.

In alle analyses is telkens getest of er verschillen zijn 1) tussen vakken, 2) tussen tijdstippen (T0-T1 en T0-T2) en 3) of de verandering van T0 naar T1 verschilt tussen de vakken (de interactie). Dat laatste is de cruciale test om te toetsen of er een visserij-effect is.

Correlaties met visserij-intensiteit in de 15 vakken

Als er een effect is van het garnalentuig op de bodem, verwachten we dat vooral te zien bij een hogere visserij-inspanning. Op T1 was het aantal soorten significant toegenomen. De verklaring daarvoor is dat later in het jaar de dichtheden groter zijn en daarmee de trefkans toeneemt. De toename in het aantal soorten was echter significant minder sterk op relatief zwaar beviste monsterpunten. De gevonden relatie met soortenrijkdom is correlatief en hoeft niet op een causaal verband te duiden. De toenames van het aantal soorten per vak zijn vooral toe te schrijven aan hogere dichtheden op T1, resulterend in een hogere trefkans, en niet aan nieuwe soorten. Er was geen significante relatie tussen de bevissingintensiteit en de andere gemeenschapsindices (totale dichtheid, Shannon-Wiener diversiteitsindex of *evenness*).

Het Molenrak experiment 2012/2013

De univariate analyses laten zien dat er een effect was van (met name de twee hoogste visserij-intensiteiten) garnalenvisserij op een aantal gemeenschapsindices: positief op soortenrijkdom, negatief op diversiteit (op de korte termijn (T0/T1 weken) en na de winter (T0/T2)) en *evenness* (T0/T2). Op soortniveau liet alleen *Ensis* op zowel de korte als langere termijn een toename zien in de sterkst beviste vakken, na de winter nam *Macoma balthica* significant minder sterk af in de sterkst beviste vakken dan in het onbeviste vak. Van de onderzochte parameters hadden alleen soortenrijkdom, diversiteit, *evenness*, dichtheden *Ensis* en *Macoma balthica* voldoende power.

Uit de boxcorer data kwam naar voren dat alleen de toename in *evenness* groter was in de beviste vakken dan in het niet beviste vak. Veranderingen in de andere parameters verschilden niet tussen de vakken en er was geen verschil tussen beviste vakken en het niet beviste vak. De power is echter voor geen enkele vergelijking (afgezien van de *evenness* in T0/T2) voldoende. Voor de soortspecifieke analyses was de trefkans te laag voor een formele statistische analyse van dichtheden. De verandering in aanwezigheid van pokken, zee-anemonen, Hydrozoa en Bryozoa leek sterker af te nemen (of minder sterk toe te nemen) in de beviste vakken net na bevissing (T1) vergeleken met het niet beviste vak. In de

vergelijking T0/T2 was dit niet het geval. *Lanice conchilega* is na de T0 helemaal niet meer aangetroffen, ook niet in het onbeviste vak.

De multivariate analyses voor Molenrak 2012/2013 lieten duidelijk ruimtelijke verschillen op kleine schaal zien, evenals grote veranderingen in de tijd. Uit de multivariate analyses bleek echter geen effect van visserij-intensiteit op de soortsaanstelling.

Het Molenrak experiment 2014 traditioneel tuig

Door de grote variatie tussen beide Molenrakken was de power van de univariate analyses in 2014 veel lager dan in 2012/2013. Alleen voor soortenrijkdom was de power van deze analyse voldoende, voor alle individueel onderzochte soorten/groepen was de power onvoldoende. Voor alle analyses in 2014 geldt dat de vakverschillen zo groot waren dat een mogelijk visserij-effect daardoor niet gedetecteerd kon worden. Molenrak 1 werd sterk gedomineerd door *Ensis*, Molenrak 2 door *Mya arenaria*. Voor het 2014 experiment zijn er geen verschillen gevonden in ontwikkeling van de gemeenschapsindices tussen de vakken tussen de T0 en enkele weken later.

Ook uit de multivariate analyses van de 2014 data kwam naar voren dat de verschillen tussen de vakken veel groter waren dan elk mogelijk verschil in ontwikkeling veroorzaakt door de visserij.

Het Molenrak experiment 2014 pulstuig

Ook het onderdeel waarin de effecten van bevissing met een pulstuig is bestudeerd had last van de enorme verschillen in bodemfauna tussen vakken. Voor bijna alle onderzochte gemeenschapsindices en soorten waren verschillen tussen vakken significant. Voor geen enkele van deze parameters is een significant effect van visserij gevonden. Maar ook in deze analyse was de power te laag, veroorzaakt door de grote variatie.

Verstoring

In dit onderzoek is een ambitieus experiment ingezet op grote ruimtelijke schaal. De praktijk heeft geleerd dat controle op naleving essentieel is. Zonder goede handhaving (met sancties die overtreding ook daadwerkelijk onaantrekkelijk maken) hebben dit soort experimenten geen kans van slagen. De verstoring van het experiment in de 15 vakken in de 6 Natura 2000 gebieden 2012 heeft ertoe geleid dat de oorspronkelijke opzet niet gebruikt kon worden en er alleen nog een correlatieve analyse uitgevoerd kon worden (met inherent minder zeggingskracht). Door de verstoring van het Molenrak in 2014 moest de verdeling van behandelingen aangepast worden. De bodemfauna van Molenrak 2 verschilde sterk van die in Molenrak 1 waardoor de variatie veel groter was dan in het 2012/2013 experiment. Hierdoor konden uit het 2014 experiment geen eenduidige conclusies getrokken worden.

In conclusie

Het is niet eenvoudig om de resultaten uit alle deelstudies en jaren te combineren. Het grote experiment met de 15 vakken kon niet worden gebruikt zoals bedoeld, en in het Molenrak in 2014 was de variatie tussen beide Molenrakken zo groot dat alleen heel grote visserij-effecten aangetoond zouden kunnen worden. Waar we wel duidelijke conclusies over kunnen trekken is Molenrak 2012/2013. Bij de hogere bevissingen leken soorten te profiteren van de verstoring. De combinatie van het feit dat de diversiteit en de *evenness* afnam en de dichtheid *Ensis* toenam in reactie op de experimentele bevissing doet vermoeden dat *Ensis* een soort is die gedijt bij verstoring. De toename in soortenrijkdom (T0/T1) was alleen in het 2x beviste vak verschillend van de andere vakken. In de 15 vakken in de 6 gebieden in 2012 was de correlatie tussen verandering in soortenrijkdom met visserij-intensiteit weliswaar significant, maar het effect was niet heel groot: ca 1.5 minder soorten in de zwaarst beviste vakken op een totaal van ca 80. Hoe visserij dus precies doorwerkt op soortenrijkdom is nog de vraag.

Er leek wel een effect te zijn van bevissing op gevoelige soorten (uit boxcorer), maar dit kon door de grote hoeveelheid nullen niet statistisch onderbouwd worden.

De opzet van de Molenrak experimenten was niet van dien aard (geen replica's) dat er statistisch verantwoorde algemeen geldende uitspraken gedaan kunnen worden. De conclusies gelden voor het Molenrak, maar kunnen niet zondermeer geëxtrapoleerd worden naar andere gebieden.

Dit onderzoek geeft een antwoord op een deel van de vragen over de mogelijke effecten van de garnalenvisserij. In de discussie geven we een overzicht van nog openliggende vragen en mogelijke routes naar een zinvolle invulling van die vragen.

1. Inleiding

Garnalenvisserij is een tot nu toe weinig gereguleerde visserij (alleen gericht op tuig, maaswijdte en aantal vergunningen) die voornamelijk opereert in de Nederlandse kustzone, de Waddenzee en het gebied rondom Sylt (ICES 2010). Het overgrote deel van de garnalenvisserij vindt plaats in Natura 2000-gebieden, die soms ook nog een additionele beschermingsstatus hebben, zoals bijvoorbeeld de Waddenzee (Ramsar Conventie, Werelderfgoedlijst van Unesco). Voor de Noordzeekustzone geldt conform de Natura 2000 aanwijzingsbesluiten een verbeterdoelstelling voor de kwaliteit van Habitatype 1110_B Permanent overstroomde zandbanken (Noordzee-kustzone) en voor de Waddenzee een verbeterdoelstelling voor Habitatype 1110_A, Permanent overstroomde zandbanken (getijdengebied) (LNV 2008a; LNV 2008b). Het effect van het garnalentuig op het bodemecosysteem is echter niet goed bekend. Om in dit kennishiaat te voorzien, is er in de periode 2012-2014 onderzoek uitgevoerd naar een aantal aspecten van de mogelijke effecten van de garnalenvisserij. Enerzijds is de bijvangst in kaart gebracht, anderzijds is experimenteel onderzoek verricht naar de korte termijneffecten van het garnalentuig op de bodemfauna.

2. Onderzoeksvraag

IMARES is gevraagd onderzoek uit te voeren naar de effecten van de garnalenvisserij binnen de Natura 2000-gebieden. Het onderzoek moet antwoord geven op de volgende vragen:

1. Hoe is de ontwikkeling van langlevende en kwetsbare benthossoorten in de gebieden die binnen de Natura 2000 gebieden zijn gesloten voor garnalenvisserij?
2. Wat zijn de effecten van de garnalenvisserij met de klossenpees op het bodemecosysteem?
3. Wat is de omvang en samenstelling van de bijvangst in de Natura 2000-gebieden in de garnalenvisserij?

Bij alle onderzoeksvragen is het dekkingsgebied beperkt tot de Natura 2000-gebieden (Waddenzee, Noordzeekustzone en de Vlake van de Raan en Voordelta).

3. Aanpak

In grote lijn is de aanpak voor de verschillende deelvragen als volgt:

1. De ontwikkeling van de bodemfauna in de gehele Nederlandse kustzone en Waddenzee wordt gevolgd middels de bestaande monitoring in het kader van het Wettelijke Onderzoekstaken Visserij (WOT Visserij) programma die al sinds 1994 jaarlijks wordt uitgevoerd. Door ontwikkelingen te koppelen aan visserij-intensiteit kunnen de ontwikkelingen van de bodemfauna in gebieden variërend in visserij-intensiteit beschreven worden.
2. Het effect van de garnalenvisserij op de bodem is experimenteel onderzocht door de bodemfauna in beviste en niet beviste plots binnen gesloten gebieden met elkaar te vergelijken. Omdat de mate van bevissing mogelijk ook een rol speelt is in één van de gekozen gebieden een opzet gehanteerd waarbij met verschillende bevissingsfrequenties gewerkt wordt.
3. Door middel van een grootschalig programma zijn de bijvangsten in de garnalenvisserij in de Natura 2000-gebieden geregistreerd. Het registreren van bijvangst in Natura 2000-gebieden alleen biedt echter geen inzicht in het effect op populatie-niveau en daarom wordt het effect van de bijvangsten van jonge vis (schol) op de bestandsontwikkeling van de commerciële bestanden gekwantificeerd.

Deelvraag 1: lange termijnontwikkelingen

Bij het plannen van dit onderzoek was het uitgangspunt dat er voordat het onderzoek zou beginnen grote gebieden in de Noordzeekustzone gesloten zouden zijn voor visserij (VIBEG gebieden). Het onderzoek is van start gegaan in 2011. Het oorspronkelijke idee was om de ontwikkeling van de bodemfauna te volgen in de gehele Nederlandse kustzone en Waddenzee middels de bestaande monitoring in het kader van het Wettelijke Onderzoekstaken Visserij (WOT Visserij) programma die al sinds 1994 jaarlijks wordt uitgevoerd. Door ontwikkelingen van de bodemfauna in gebieden open en gesloten voor de garnalenvisserij te vergelijken kan een inschatting gemaakt worden van het effect van uitsluiten van de visserij. Door gebruik te maken van de VIBEG zonerings zou het ook mogelijk zijn om de ontwikkeling in gebieden waarin met innovatieve technieken gevist wordt te vergelijken met open en geheel gesloten gebieden. De voorwaarde hierbij was wel dat dit soort gebieden binnen de looptijd van dit onderzoeksprogramma waren geëffectueerd en dit soort typen visserij daar uiteindelijk daadwerkelijk zouden worden uitgeoefend. Aangezien de uiteindelijke sluiting van de VIBEG gebieden pas op 30 april 2013 is werking is getreden, is dit deelonderzoek niet mogelijk gebleken binnen de looptijd van dit onderzoek. Dit onderdeel wordt wel meegenomen in het onderzoek in het kader van VIBEG.

Deelvraag 2: bodemecosysteem

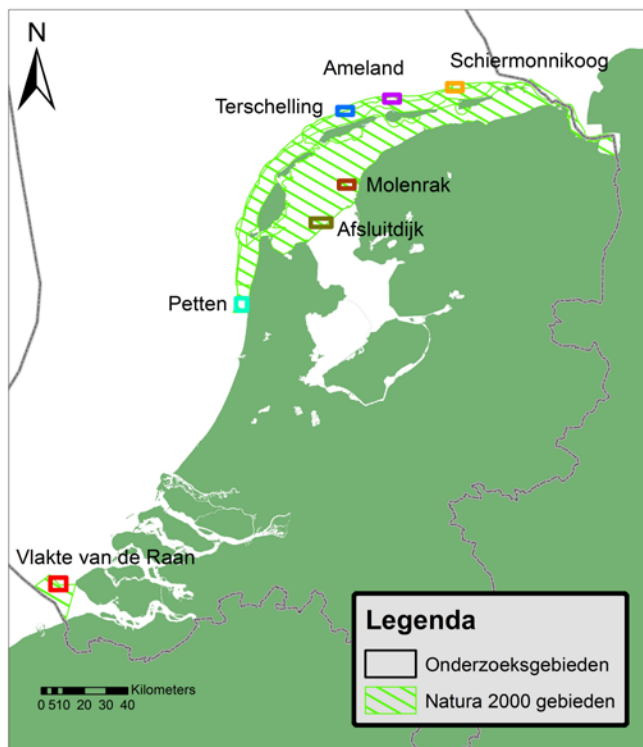
3.1.1 Oorspronkelijke opzet

In de oorspronkelijke opzet is er voor twee aparte sporen gekozen

- a. Voor dit deelonderzoek zijn 15 sets onderzoeksvakken verdeeld over 5 gebieden in het Natura 2000-gebied Noordzeekustzone (Petten, boven Terschelling, Ameland en Schiermonnikoog), een gebied in de Waddenzee (bij de Afsluitdijk) en een gebied in de Vlakte van de Raan (Figuur 1). Er is een BACI benadering (BACI = Before, After, Control, Impact) gehanteerd, waarin in twee aaneengesloten onderzoeksvakken in juni 2012 een T0 bemonstering is uitgevoerd (Before) (Green 1979; Underwood 1994). Vervolgens is een van de twee vakken experimenteel bevist (Impact), terwijl het andere vak diende als referentie (Controle) vak. Enige tijd (weken) na de behandeling zijn beide vakken opnieuw bemonsterd, de zogenaamde T1 (After). Voorzien was om in het voorjaar van 2013 een nieuwe bemonstering uit te voeren, de T2. Dit experiment was bedoeld om uitspraken te kunnen doen over de vraag of er een korte termijn effect is van garnalenvisserij op de bodem. Daarom is voor dit experiment ook de power berekend en is het aantal vakken zo gekozen dat de power voldoende was (80%) om statistisch verantwoorde uitspraken te kunnen doen (Tulp *et al.* 2011). Met deze aanpak zou een uitspraak gedaan kunnen worden over het korte termijn (directe) effect van garnalenvisserij op het Natura 2000 gebied als geheel (zonder deelspraken over deelgebieden). Dit (representativiteit voor het hele Natura 2000 gebied) was ook het nadrukkelijke verzoek in de offerte aanvraag.
- b. In het andere onderdeel van dit onderzoek bestuderen we niet zo zeer of er een significant effect is van garnalenvisserij op het bodemecosysteem, maar is de identiteit van dat effect onderwerp van studie: het mechanisme waarmee de verstoring (al dan niet) optreedt. Om dit te bestuderen is in deze studie met verschillende visserij-intensiteiten experimenteel gevist en zijn de volgende onderzoeksvragen behandeld:
 - Wat is het effect van garnalenvisserij op de rekrutering van soorten?
 - Wat is het effect van garnalenvisserij op de ontwikkeling van kwetsbare soorten (zeecypris, zeeklit, schelpkokerworm, etc.)?
 - Wat is het effect van garnalenvisserij op de directe sterfte van organismen?
 - Wat is de rol van de intensiteit waarmee gevist wordt?

Onderdeel b. is uitgevoerd in het Molenrak, een gebied in de Waddenzee, gekozen vanwege de grote soortenrijkdom in dit gebied. De T0 (zomer 2012) is gevolgd door experimentele bevissing variërend tussen 0 en 4x, waarna enkele weken daarop de T1 volgde. De T2 is in maart 2013 uitgevoerd.

Er zijn hier zowel met zuigkor als met bodemschaaf bemonsteringen uitgevoerd. Met deze twee methoden worden verschillende fracties van het benthos bemonsterd. Met de bodemschaaf worden de grotere organismen in het benthos bemonsterd (gezeefd over 5 mm zeef), met de boxcorer de kleinere (gezeefd over 1 mm zeef).



Figuur 1. Onderzoeksgebieden in de Natura 2000 gebieden.

3.1.2 Sluiting wateren

Bij aanvang van het project was de voorwaarde voor de uitvoering van het experimentele werk, dat de aangewezen gebieden ook daadwerkelijk gesloten waren voor alle vormen van visserij. Ten tijde van het onderzoek waren de meeste gebieden niet officieel gesloten. De vissers is gevraagd om de gebieden op basis van vrijwilligheid te mijden. De ligging van de gebieden en het doel van het onderzoek zijn op diverse manieren gecommuniceerd:

- artikel in Visserijnieuws
- website van VisNed en Vissersbond
- nieuwsbrieven van beide organisaties
- De afslagen Den Oever en Lauwersoog hebben de coördinaten bij de besommingslijsten gevoegd (die krijgen vissers elke week)

De Waddenzeevakken zijn vanaf 15 mei 2012 officieel gesloten. Het toegangbeperkend besluit (TBB) in de VIBEG gebieden op de Noordzee is vanaf 30 april 2013 in werking. De handhaving is geregeld via de Nederlandse Voedsel- en Warenautoriteit (NVWA) en de Wadden Unit. De sluitingen zijn aangekondigd in de Staatscourant.

In de praktijk is ten tijde van het onderzoek in 2012 op het Molenrak toezicht geweest. De controle van het Molenrak vond deels door de Wadden Unit plaats. Omdat ze vanuit Harlingen varen, komen ze 4 à 5 dagen per week gemiddeld 2 keer per dag langs het gebied Molenrak en zien op de radar in combinatie met de elektronische zeekaart of er schepen in de buurt van het gesloten gebied vissen. Verder is er ook sociale controle, waarbij vissers elkaar in de gaten houden.

Door de Wadden Unit is ten tijden van het onderzoek echter op de gebieden langs de Afsluitdijk niet toegezien (er is geen daadwerkelijk verzoek binnengekomen om tot controle over te gaan). Bovendien zijn de drie gebiedjes dermate klein en bovendien niet gemarkeerd met boeien, dat dit niet is te controleren met de huidige volgsystemen.

3.1.3 Verstoring door niet geplande bevissing

Omdat het vermoeden bestond dat er toch werd gevist in de onderzoeksvakken is besloten door MARIN de bewegingen van vissersschepen tussen de T0 en de T1 door MARIN te laten analyseren op basis van AIS en radar informatie. Hieruit is gebleken dat in 12 van de 15 onderzoeksgebieden vrijwel zeker is gevist (de Jong en Looije 2014). Alleen in 3 van de 15 sets onderzoeksvakken is zeker niet gevist (alle drie de vakken in Vlake van de Raan). Door deze 'vervuiling' van de onderzoeksopzet zijn de gegevens niet meer bruikbaar in de oorspronkelijke opzet en was een T2 in de BACI gebieden niet meer zinvol. De oorspronkelijke opzet was gebaseerd op een BACI experiment met 15 herhaalde waarnemingen. Dit programma is gebaseerd op een vantevoren uitgevoerde poweranalyse waarbij een power van 80% bij een effectgrootte van 0.9 van de range gehanteerd is (dit betekent 20% kans dat een effect dat er wel is niet ontdekt wordt). Het Molenrak is, in ieder geval tussen T0, de T1 en de T2, niet bevist (de Jong en Koldenhof 2013) en de verzamelde data uit dit onderzoeksgebied zijn dus wel conform de oorspronkelijke onderzoeksopzet.

In juli 2013 is vanwege deze situatie overleg geweest met de begeleidingscommissie. Er is toen geconcludeerd dat een herhaling/vervolg van het BACI onderzoek in de 15 vakken in de oorspronkelijke opzet en met de toen geldende randvoorwaarden niet zinvol was. Zeker ook gezien het feit dat de handhaving niet afdoende blijkt te zijn.

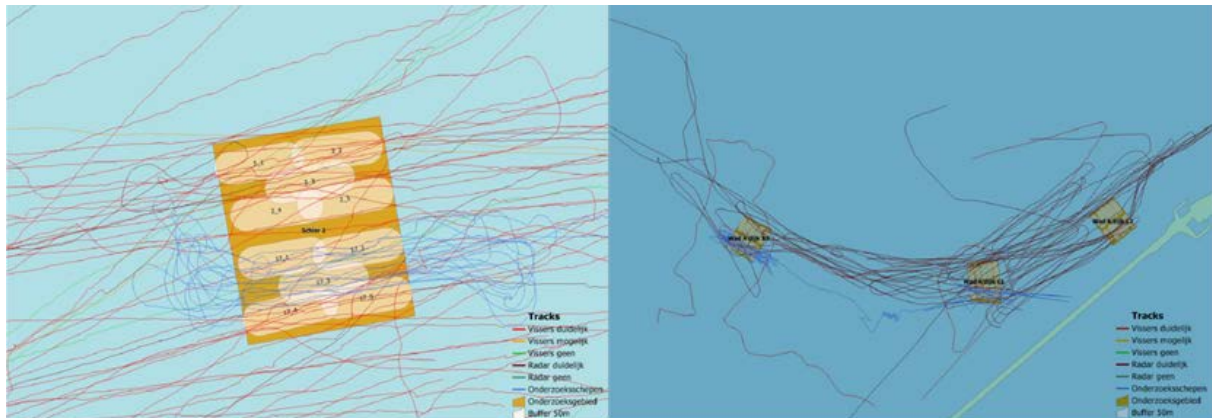
Uit het oogpunt van kostenefficiëntie, en conform de wens om toch zo veel mogelijk relevante informatie uit de verzamelde gegevens te halen, is toen besloten MARIN een zo nauwkeurig mogelijke bevissingsintensiteit voor elk van de 15 vakken in de 6 gebieden in de periode tussen de T0 en de T1 te laten uitrekenen. Bij voldoende variatie in intensiteit tussen gebieden kan hiermee een correlatie-analyse worden uitgevoerd waarbij de mate van bevissing gecorreleerd kan worden met benthos parameters.

3.1.4 Samenvatting resultaten MARIN

De bevindingen van MARIN zijn apart gerapporteerd (de Jong en Looije 2014). We zullen hier alleen kort de samenvatting weergeven.

Op basis van AIS en radar is geanalyseerd of er vissende bewegingen zijn geweest in de 15 onderzoeksgebieden. De analyse bestond uit drie stappen. In de eerste stap is het aantal doorkruisingen van de onderzoeksgebieden bepaald. Hierbij zijn dus alleen de schepen meegenomen die door het gebied gevaren zijn, ongeacht met welke snelheid, of wat voor scheepstype het betrof. In de tweede stap is op basis van het scheepstype en de snelheid (<4 knopen) een selectie van de doorkruisingen gemaakt die nader geanalyseerd is. Voor deze bewegingen is bepaald of het een duidelijke, mogelijke of geen vissende beweging betrof (zie voorbeelden Figuur 2). Deze inschattingen zijn gedaan door de onderzoekers en onafhankelijk daarvan ook door een visser. Tussen deze inschattingen zat nagenoeg geen verschil. Hierbij kan dus niet met zekerheid vastgesteld worden of er ook daadwerkelijk gevist is (tuig op de bodem), het betreft een interpretatie op basis van vaarbaan en vaarsnelheid. In de derde

stap is bepaald hoeveel er rondom de verschillende bodemschaaf/zuigkorekken is gevist, zowel door onderzoeksschepen als door vissers. In totaal zijn er in de periode tussen de T0 en de T1 148 scenario's geïdentificeerd waarbij een visser met een snelheid minder dan 4 knopen een gebied heeft doorkruist. Hiervan zijn 134 scenario's als duidelijke vissende bewegingen geïdentificeerd. In de onderzoeksgebieden in de Vlakte van de Raan zijn geen onbedoelde bevissingen geregistreerd. Alle overige gebieden zijn wel doorkruist door duidelijke vissende bewegingen, waarbij het aantal varieert van eenmaal (bij Petten) tot 27 maal (bij Terschelling).



Figuur 2. Voorbeelden van onbedoelde bevissing in een vak ten noorden van Schiermonnikoog (links) en bij de Afsluitdijk (rechts).

3.1.5 Aanpassing onderzoeksplan: inbedding in andere projecten

In 2013 zijn twee andere projecten (VIBEG-onderzoek en EU project BENTHIS) gestart, met aanpalende en deels overlappende onderzoeksvragen. Met het vervolg van 'Effecten garnalenvisserij Natura 2000' hebben we zoveel mogelijk bij deze projecten aangesloten.

VIBEG Onderzoek

Het VIBEG-akkoord (Visserij In BEschermd Gebieden), gesloten door het Rijk, vertegenwoordigers van de visserijsector en NGO's bevat een gedetailleerde visserij-zonering van Natura 2000 gebied Noordzeekustzone. In een deel van de Noordzeekustzone mag helemaal niet meer gevist worden, of uitsluitend met bepaalde tuigen, terwijl een ander deel open blijft voor alle NB-wet vergunde vormen van visserij. In het VIBEG-akkoord is ook bepaald dat onderzoek moet plaatsvinden naar de effecten van deze gebiedssluitingen. De uitvoering van dit onderzoek is in handen van IMARES. In 2013 bestaat dit onderzoek uit 2 hoofdbestanddelen:

- Ontwikkeling voedselwebmodel voor visserij-effecten op het benthische ecosysteem
- Uitvoering van een toestandsbepaling zodat in 2015 en 2018 een effectmeting kan worden uitgevoerd

De dominante vorm van visserij in de Noordzeekustzone is garnalenvisserij. Daarom heeft dit project duidelijke raakvlakken met het project 'Effecten Garnalenvisserij Natura 2000'. De bemonstering binnen VIBEG onderzoek richt zich echter voornamelijk op herstel van voor visserij gesloten gebieden, een aspect dat buiten 'Effecten Garnalenvisserij Natura 2000' valt maar voor het bepalen van zulke effecten uiteraard zeer relevant is. Dit onderdeel (deelvraag 1) maakte oorspronkelijk wel deel uit van het huidige onderzoek, maar is niet uitvoerbaar gebleken vanwege de verlate sluiting van gebieden. Het voedselwebmodel in ontwikkeling is gericht op het voorspellen van effecten van garnalenvisserij op de middellange en lange termijn, inclusief de indirecte effecten via het voedselweb. Dit model zal dus in algemene zin voorspellingen kunnen doen over hoe veranderende visserij-intensiteit zal leiden tot

veranderingen in het voorkomen van bepaalde benthos-groepen (aaseters, schelpdieren, wormen, etc.). Een belangrijk missend onderdeel om dit model correct toe te kunnen passen voor de effecten van garnalenvisserij is het directe effect van garnalenvisserij op bepaalde typen/soorten benthos (directe sterfte, meestal gedefinieerd als sterfte binnen 48hr, als gevolg van bevissing). De waarde van deze modelparameters is te bepalen in een experiment zoals binnen 'Effecten Garnalenvisserij Natura 2000' is uitgevoerd in het Molenrak. Het is dan wel van belang dat de bemonstering plaatsvindt niet weken maar uiterlijke enkele dagen na de experimentele bevissing. Het Molenrak is hiervoor een goede locatie, omdat het een relatief soortenrijk gebied is en hier van veel soorten de directe sterfte gemeten kan worden. Doordat deze getallen in 'Effecten Garnalenvisserij Natura 2000' zijn bepaald, dan wordt het binnen het VIBEG onderzoek ontwikkelde voedselwebmodel een zeer relevant instrument om potentiële effecten van (uitsluiten van) garnalenvisserij te voorspellen.

BENTHIS

Binnen BENTHIS, een EU project binnen het 7^e kaderprogramma, waarvan IMARES coördinator is, vindt een experiment plaats om de benthos-effecten te bepalen van de garnalenspuls, een door het Belgische ILVO ontwikkeld innovatief garnalentuig. Dit experiment is gericht op het achterhalen van de fysische aspecten van bodemberoering, de sedimentpluim die dit genereert, de effecten op benthos en de bijvangsten. Er wordt voorafgaand aan de proefbevissing uitgebreid bemonsterd, en 48 uur later weer. Hiermee worden directe effecten van het tuig gemeten.

In het onderzoeksplan van BENTHIS is niet voorzien in een vergelijking met een gangbaar garnalentuig met klossenpees. De begeleidingsgroep is van mening dat het vergelijken van de garnalenspuls met een gangbaar tuig wel wenselijk is. Zowel de onderzoeksleider van het ILVO (Dr. Hans Polet) als de BENTHIS-coördinator (Prof. Adriaan Rijnsdorp) zijn van mening dat een toevoeging van een conventioneel tuig in het experiment zeer waardevolle additionele kennis oplevert. Daarom is dus het nog beschikbare budget binnen 'Effecten Garnalenvisserij Natura 2000' gebruikt om het binnen BENTHIS geplande experiment uit te breiden met een gangbaar garnalentuig met klossenpees. Om aansluiting met het eerdere Molenrak-experiment te waarborgen is ook na enkele weken een effectmeting worden uitgevoerd (net zoals in 2012).

De totale kennis die hiermee wordt gegenereerd komt dan in alle geschakelde projecten (Effecten Garnalenvisserij Natura 2000, VIBEG Onderzoek en BENTHIS) volledig beschikbaar.

3.1.6 Concrete invulling aanpassing

Uit het Molenrak experiment 2012 is gebleken dat er pas een mogelijk effect op de benthos gemeenschap waargenomen werd bij 3-4x bevissen (analyse van *evenness*/diversiteit, zie paragraaf 3.1 in deelrapport 3).

In overleg met de begeleidingscommissie is, uitgaande van bovenstaande, in 2014 de volgende aanvulling uitgevoerd:

- 1) Een herhaling van het Molenrak experiment zoals in 2012 in het Molenrak is uitgevoerd, zonder boxcorer bemonstering en zonder T2. Met de volgende aanvullingen/aanpassingen:
 - a) Met 48-uurs bemonstering voor bepaling directe sterfte als gevolg van visserij toelverend aan VIBEG
 - b) Uit te voeren in combinatie met het puls-experiment binnen BENTHIS
 - c) Met aangepaste (hogere) bevissings-intensiteit
 - d) Toelverend aan het VIBEG voedselwebmodel voor de middellange en lange-termijn effecten van garnalenvisserij op het benthische voedselweb
 - e) Later in het jaar dan in 2012 (vanwege ervaring in 2012 dat sommige soorten op T0 nog niet aanwezig waren)
- 2) De gegevens uit de BACI-studie in 2012 gebruiken voor correlatief onderzoek door:

- a) MARIN de visserij-intensiteit per gebied te laten bepalen
- b) Ecologische parameters over de bodemfauna te relateren aan een gradiënt in visserij.
Hierbij wordt dus de 'nette' statistisch gepaarde opzet losgelaten van het BACI experiment en is het dus niet mogelijk om statistisch 'harde' uitspraken te doen, maar het geeft wel de mogelijkheid om nog iets te 'redden' van de data verzameld in 2012.

Een samenvatting van de oorspronkelijke opzet, de aanleidingen die geleid hebben tot wijzigingen daarin en de gewijzigde opzet is gegeven in Tabel 1.

Voor dit aanvullend werk was er dus behoefte aan een 'tweede' Molenrak. De aanwijzing daarvan is in najaar 2013 ingezet en op 24 juni 2014 effectief geworden.

Tabel 1. Samenvatting van oorspronkelijke opzet en wijzigingen.

doel	oorspronkelijke aanpak	ontwikkeling	aanpassing	aanvulling
korte termijn effect van eenmalige bevissing in de Natura 2000 gebieden	BACI experiment in 15 vakken (6 gebieden): • T0, T1 (2012) • T2 na de winter (2013)	onbedoelde bevissing tussen T0 en T1	geen T2: in plaats daarvan Molenrak 2014 experimenten	
dosis-effect relatie: rekrutering, kwetsbare soorten, directe sterfte in relatie tot visserij-intensiteit	Molenrak experiment (2012): 0x, 1x, 2x, 3x, 4x experimenteel bevestigd	verstoring in voorjaar 2014 door mosselkotter	• aanwijzing Molenrak 2 naast Molenrak 1 ivm verstoorde vakken • herindelen Molenrak 1 en 2	Molenrak 1 en Molenrak 2 (2014): • herhalen experiment 2012 • hogere visserij-intensiteit (0x, 2x, 4x, 6x) • vergelijken gangbaar tuig en pulstuig • extra 48 hrs meting directe sterfte

Deelvraag 3: bijvangst

Bijvangstwaarnemingen in de Nederlandse garnalenvisserij zijn beperkt tot een project in 2008-2010 (Tulp *et al.* 2010) en een waarnemersprogramma gestart in 2009 dat valt onder de Data Collectie Verordening (DCV) van de EU (EU 1543/2000 en 10121/2009). Beide onderzoeken zijn uitgevoerd door IMARES. Het waarnemersprogramma is momenteel zeer beperkt van omvang. Met slechts acht reizen per jaar wordt minder dan 0.5% bemonsterd van de totale vangstspanning van de Nederlandse garnalenvloot. Zeker gezien de grote variatie van bijvangsten is acht dagreizen te weinig om variatie veroorzaakt door locatie, tijd van het jaar, scheeps- en tuigtype in kaart te kunnen brengen. Het uitvoeren van bijvangstwaarnemingen met behulp van een waarnemer aan boord is echter een erg kostbare zaak. Daar komt bij dat er veelal grotere variatie is tussen reizen dan binnen een reis. Daarom is het wenselijk om meer reizen te bemonsteren. Voor het bijvangstonderdeel is ook specifiek gevraagd naar de bijvangst van Natura 2000 doelsoorten rivierprik, zeeprik en fint. Dit zijn relatief zeldzame soorten. Om een goed beeld van de bijvangst van deze soorten te krijgen, moeten er dus veel monsters verzameld worden.

Door middel van een zelfbemonsteringsprogramma hebben we het aantal monsters aanzienlijk weten te vergroten. Daarnaast zijn de mogelijkheden om een goede dekking in ruimte en tijd te verkrijgen veel beter dan op basis van alleen een waarnemersprogramma. Ter controle van de gegevens verzameld in het zelfbemonsteringsprogramma zijn extra waarnemersreizen uitgevoerd door de Wadden Unit. Het streven was hierbij om minimaal 10% van de te bemonsteren trekken door waarnemers te laten verzamelen.

Het onderzoek was specifiek gericht op:

- Bijvangst van jonge vis die niet uit het net wordt geweerd door de zeeflap
- De bijvangst van Natura 2000 doelsoorten zoals fint, rivierprik en zeeprik en van de typische vissoorten van habitatype H1110_A en _B

In de hierna volgende deelrapporten volgt per onderdeel de beschrijving van methoden en resultaten van de verschillende onderdelen van het onderzoek.

4. Begrenzing onderzoek

4.1 Bodemecosysteem

Het antwoord op een simpele vraag als: wat is het effect van de garnalenvisserij op het bodemecosysteem hangt sterk van de context af. Het is daarbij van belang onderscheid maken tussen effecten op de korte, middellange en de lange termijn. Bovendien maakt het erg veel uit hoe lang en intensief een gebied al door de visserij beïnvloed is (Tulp 2009).

De Waddenzee en Nederlandse kustzone zijn al decennialang bevestigd en veel van de oorspronkelijk aanwezige biogene structuren zijn verdwenen. Volgens Riesen en Reise (1982) zijn bijvoorbeeld Sabellariariffen in Duitsland (Jadebusen) niet verdwenen als gevolg van de garnalenvisserij, maar opzettelijk weggehaald om er te kunnen vissen. Vorberg (2000) heeft experimenten gedaan om het effect van garnalentuig op Sabellaria riffen te onderzoeken en vond geen effect. Wat betreft Sabellariariffen is er overigens geen enkele evidentie dat dergelijke riffen ooit in de Nederlandse Waddenzee voorkwamen. Verder is het denkbaar dat door de regelmatige beroering van garnalentuig de terugkeer van dergelijke structuren (bv ook mosselbanken, Lanice velden, zeemosvelden) verhinderd wordt. Voor de meeste structuurvormende soorten geldt dat ze niet regelmatig verspreid maar geclusterd voorkomen op vaak specifieke plekken die aan een aantal condities moeten voldoen. Om te kunnen onderzoeken of dit soort structuren terug kunnen keren in afwezigheid van bodemberoering moeten er dus grote gebieden gedurende langere tijd bemonsterd worden. De tijdschaal waarop structuurvormende processen zich voordoen en waarop verandering van de bodemfauna plaatsvindt na bodemberoerende visserij is afhankelijk van het habitatype en het organisme maar ligt in de orde grootte van enkele jaren tot tientallen jaren (Kaiser *et al.* 2006). Daarnaast is er helemaal geen garantie dat dergelijke structuurvormers vanzelf terugkomen (met andere woorden, dat een eenmaal veranderd systeem simpelweg teruggedraaid kan worden).

Om de verwachtingen van de uitkomsten van dit onderzoek goed af te stemmen, definiëren we hier welke (deel)effecten in dit onderzoek wel en welke niet aan de orde komen.

Vanwege de lange aanlooptijd naar dit onderzoek, was de tijd die beschikbaar was voor onderzoek erg kort. Het onderzoek is gestart in september 2011 en liep af eind 2014. Dat betekent automatisch dat onderzoek naar veranderingen in bodemfauna na stoppen met de visserij niet tot de mogelijkheden behoorde. Omdat er ten tijde van het onderzoek niet de beschikking was over grote aaneengesloten

gebieden gesloten voor de visserij, is ook onderzoek naar herstel van geclusterd voorkomende structuurvormers niet mogelijk. Het onderzoeken van effecten van garnalenvisserij op een onbevist (i.e. onberoerd) systeem is niet mogelijk in Nederland, simpelweg omdat er geen onbeviste gebieden zijn.



Figuur 3. Gebruikte monstertuigen: van links naar rechts: boxcorer, zuigkor, bodemschaaf

In het huidige beviste systeem is het korte termijn effect van de garnalenvisserij op de bodem onderzocht. Dit is gedaan door de bodemfauna (middels bodembemonsteringen) voor (T0) en na (T1) een eenmalige experimentele bevissing in beviste deelvakken te vergelijken met die in onbeviste deelvakken. Dit onderzoek met 15 replica's is zo opgezet dat statistisch verantwoorde uitspraken gedaan kunnen worden (voldoende power).

Omdat de mate van bevissing mogelijk ook een rol speelt is in één van de gekozen gebieden (het Molenrak, Waddenzee) een opzet gehanteerd worden waarbij met verschillende bevissingsintensiteiten is gewerkt. In dit deel is niet zo zeer onderzocht of er een significant effect is van garnalenvisserij op het bodemecosysteem, maar onderzoekt het mechanisme waarmee de verstoring (al dan niet) optreedt. Dit onderzoek is qua opzet niet van dien aard (geen replica's) dat er statistisch verantwoorde uitspraken gedaan kunnen worden. Om deze mechanismen te bestuderen is in deze studie met verschillende visserij-intensiteiten experimenteel gevist. Mogelijke mechanismen zijn: directe sterfte onder kwetsbare organismen, een beperktere ontwikkeling van kwetsbare organismen en het remmen van de rekrutering van (bijvoorbeeld) schelpdieren. Daartoe is in één van de gebieden (Molenrak) een uitgebreidere bemonstering uitgevoerd waarbij niet alleen zuigkormonsters worden genomen, maar er ook gemonsterd is met de boxcorer (Figuur 3), gericht op de kleinere fractie van het benthos. Hierbij worden bodemmonsters over een 1mm maaswijdte zeefd. Er is speciale aandacht besteed aan soorten waarvan verondersteld kan worden dat ze last kunnen hebben van regelmatige beroering door een klossenpees en garnalennet. Dit zijn fragiele op de bodem levenden soorten: zee-anemonen, hydroïdpoliepen, zakpijpen, mosdiertjes, zeeklitten en schelpkokerwormen.

4.2 Bijvangst

In dit onderzoek hebben we de bijvangst gemeten in de gangbare praktijk van de garnalenvisserij. Hiertoe is een gestratificeerde selectie gemaakt van schepen die samen de referentievloot vormden. Deze schepen begaven zich soms ook buiten de begrenzing van de Natura 2000 gebieden. In de opwerking zijn deze waarnemingen buiten beschouwing gelaten.

Individuele schepen verschillen vaak van tuig, zo kan de boombreedte variëren, maar ook de optuiging, netconfiguratie en de manier van vissen. We hebben in dit onderzoek geen onderscheid hierin gemaakt (overigens wel een correctie voor tuigbreedte en vaarsnelheid) omdat dit niet de focus van het onderzoek was. Sinds 1 januari 2013 was het gebruik van de zeeflap jaarrond verplicht. Of de zeeflap daadwerkelijk altijd gebruikt is, is niet zeker en is niet goed geregistreerd door de schippers. In de opwerking hebben we daarom alle waarnemingen meegenomen, ongeacht of duidelijk was of er een zeeflap gebruikt was. Alleen voor het deel van de trekken waarvan we zeker wisten of er wel of geen zeeflap gebruikt is, zijn naast deze algemene analyse, specifiek deelsets met en zonder zeeflap onderzocht.

Bij de opwerking is de fractie ondermaatse garnalen niet direct gemeten maar berekend uit de overige fracties. Vissen die te klein waren om uitgezeefd te worden in de spoelsorteeremachine (met name grondels) komen vaak in de fractie marktwaardige garnalen terecht. Deze fractie is voor een klein aantal monsters bepaald, maar niet standaard voor alle monsters.

Om de impact van de bijvangst in de garnalenvisserij in perspectief te plaatsen kan uitgerekend worden hoe deze sterfte doorwerkt op het bestand. Dat kan alleen voor commerciële soorten omdat dat de enige soorten zijn waarvoor populatieschattingen bestaan. In de praktijk is dit alleen voor schol gedaan, omdat dat de soort is die in grote aantallen wordt bijgevangen.

Deelrapport 1: bijvangst

Auteurs: Tessa van der Hammen, Josien Steenbergen & Babeth van der Weide

1. Onderzoeksvraag

1.1 Bijvangsten algemeen

In de garnalenvisserij wordt een kleine maaswijdte (ca. 20 mm) gebruikt en daardoor kan de bijvangst van onder andere juveniele platvissoorten aanzienlijk zijn (Revill en Holst 2004). Om de bijvangst van deze soorten te verminderen zijn garnalenvissers in Nederland verplicht tot het gebruik van de zeeflap. De zeeflap voorkomt vangst van vissen groter dan 10 cm (Catchpole *et al.* 2008). Kleinere vissen worden vaak alsnog bijgevangen. Soms bemoeilijken hoge dichtheden wieren en/of kwallen het gebruik van de zeeflap. Tot het jaar 2013 kon daarom in de zomermaanden een ontheffing worden aangevraagd om zonder de zeeflap te vissen. Sinds 1 januari 2013 dient de zeeflap het hele jaar rond gebruikt te worden.

Tot nu toe zijn bijvangstwaarnemingen in de Nederlandse garnalenvisserij beperkt tot een project in 2008-2010 (Tulp *et al.* 2010) en is een waarnemersprogramma gestart in 2009, dat valt onder de Data Collectie Verordening (DCV) van de EU (EU 1543/2000 en 10121/2009). Beide onderzoeken zijn uitgevoerd door IMARES. Het waarnemersprogramma is momenteel echter zeer beperkt van omvang. Met maximaal acht reizen per jaar wordt veel minder dan 0.5% van de totale vangstinspanning van de Nederlandse garnalenvloot bemonsterd. Om meer inzicht in de effecten van de garnalenvisserij in Natura 2000 gebieden te krijgen is binnen het onderzoek dat hier gepresenteerd de bijvangst van deze visserij onderzocht. De vraag die is gesteld was:

Wat is de omvang en samenstelling van de bijvangst in de Natura 2000 gebieden in de garnalenvisserij?

Op verzoek van de opdrachtgever is het onderzoek specifiek gericht:

- Kwantificering van de bijvangst van Natura 2000 doelsoorten (fint, rivierprik en zeeprik)
- Kwantificering van de bijvangst van (jonge) vis

Dit deelonderzoek richt zich dan ook op de omvang van de bijvangst van deze groepen in de garnalenvisserij, rekening houdend met de variatie in ruimte en tijd. De rationale achter de kwantificering van jonge vis zit in het belang van de kustgebieden als kraamkamer van jonge vis. Om bijvangsten van jonge schol beter in perspectief te kunnen plaatsen is het effect van de bijvangst jonge schol in de garnalenvisserij op het paaibestand schol onderzocht. Daarbij staat de volgende onderzoeksvraag centraal:

Wat is het effect van de bijvangst van jonge schol in de garnalenvisserij op de paaibiomassa van schol?

Een doorrekening van de effecten op de garnalenvisserij op de paaibestanden van commerciële soorten zoals schol, tong of kabeljauw is slechts één keer gebeurd (Revill *et al.* 1999). Hier werd geconcludeerd werd dat de bijvangst in de garnalenvisserij leidt tot een reductie van 10% van de paaibiomassa schol en rond 1% van de paaibiomassa tong, wijting en kabeljauw. Sinds die tijd is er veel veranderd in de methodiek van bestandsschattig van de commerciële soorten. Zo worden de huidige bestandsschattingen met veel realistischer biologische modellen verkregen en worden de discards die in de boomkorvisserij gemaakt worden tegenwoordig verdisconteerd in de bestandsschatting. Bovendien is de samenstelling van de bodemvisgemeenschap nu heel anders dan in de jaren van deze laatste schatting. Aan de hand van de te bepalen bijvangstgegevens is een schatting gemaakt van het effect van de bijvangst in de

garnalenvisserij op het paaibestand van schol. De doorrekening naar het bestand is gedaan voor de gehele Nederlandse garnalenvloot en is niet beperkt tot het Natura 2000 gebied. Omdat een bestandsschatting ontbreekt voor de zeldzame soorten (fint, rivierprik, zeeprik) kan een doorrekening van het effecten van de bijvangsten op populaties van deze soorten niet gedaan worden. Aan de hand van de bijvangsten en de ecologische kennis over deze soorten wordt wel een inschatting gemaakt van het mogelijke effect op de populaties.

De samenstelling van de vangst als geheel, onderverdeeld in fracties: marktwaardige garnaal, niet-marktwaardige garnaal, vis en benthos wordt hier ook gerapporteerd, maar de gekozen opzet is niet optimaal voor een nauwkeurige kwantificering van de afzonderlijke fracties.

1.2 Bijvangst van schol in relatie tot het paaibestand

Elk jaar wordt er in de ICES werkgroep WGNSSK o.a. voor schol een bestandschatting uitgevoerd (ICES 2014). In de bestandschatting wordt o.a. de grootte van het paaibestand (*SSB*) en de visserijsterfte (*F*) geschat aan de hand van een XSA model (Extended Survivor Analysis, (ICES 2014)), waarin alle aanlandingen en discards van onder andere de boomkorvloot worden meegenomen. Echter discards van de garnalenvloot worden niet in het model meegenomen.

In dit onderzoek zijn 2 jaar data beschikbaar van de discards schol in de garnalenvisserij; vanaf het tweede kwartaal in 2012 tot en met het eerste kwartaal in 2014. Deze tijdsserie is niet lang genoeg om in het bestandschattingsmodel dat bij ICES (ICES 2014) gebruikt meegenomen te kunnen worden in de berekeningen. Hiervoor is een tijdsserie nodig van minstens 10 jaar. Wanneer een tijdsserie wel uit meerder jaren bestaat, maar niet volledig is, waarbij bijvoorbeeld enkele jaren missen, kunnen de missende jaren van de tijdsserie wel aan de hand van een statistisch model worden geschat (bijv. Aarts & Poos (2009)). Echter, een te korte serie resulteert in te veel onzekerheid in een dergelijk model.

Om toch een inschatting te kunnen maken van het effect van bijvangsten van schol in de garnalenvloot voor het scholbestand kan gebruik worden gemaakt van een fictieve jaarklasse. Voor het creëren van een dergelijke fictieve jaarklasse worden de gemiddelde scholvangsten van de laatste jaren gebruikt. Dit resulteert in een minder nauwkeurige schatting vergeleken met de ICES bestandschatting, omdat het onbekend is of de bijgevangen schol uit een goede of slechte jaarklasse komt en er geen hele jaarklassen kunnen worden gevolgd. In de schatting kan de gevangen schol door de garnalenvloot worden weggelaten of worden meegenomen. Hierdoor kunnen de visserijsterfte (*F*), de grootte van het paaibestand (*SSB*) en de potentiële afname in de aanlandingen schol bij gelijke visserijsterfte geschat worden. Parameters zoals natuurlijke sterfte (*M*), gewicht per lengte en leeftijd van de vangsten en aanlandingen en paairijpe leeftijd kunnen ook uit de bestandschatting van ICES gehaald worden.

2. Methode

2.1 Zelfbemonstering

In het programma is gewerkt met een referentievloot van schepen, ervan uitgaande dat dit een representatieve afspiegeling is van de garnalenvloot en visserijinspanning. Voor het zelfbemonsteringsprogramma zijn 24 schepen geselecteerd die maandelijks monsters nemen van hun bijvangsten. Het doel was om gedurende 2 jaar 400 monsters per jaar te verzamelen.

2.1.1 Selectie van schepen

Voor de selectie van schepen is Nederland opgedeeld in 5 regio's (Figuur 4). Daarna zijn op basis van VMS-data (Vessel Monitoring System) en data uit logboeken de inspanning en de aanlanding van schepen

in 2010 en 2011 per haven berekend. Dit is gedaan voor een selectie van de garnalenschepen met de kenmerken:

- Tuigtype TBB (sleepnetten met een boomkor)
- Maaswijdte tussen de 16 en 33 mm
- Vissend in de Nederlandse kustzone en Waddenzee.



Figuur 4. Regio indeling zoals gebruikt bij de stratificatie van de steekproef samenstelling.

*Regio 1: Oosten van de Waddenzee, Groningen
Regio 2: Westen van de Waddenzee, Friesland tot en met de Afsluitdijk
Regio 3: Noorden van Noord-Holland en Texel
Regio 4: Zuiden van Noord-Holland en Zuid-Holland
Regio 5: Zeeland*

Eerst is per jaar de totale jaarlijkse inspanning van de garnalenvloot in kiloWattuur (kWh) en de totale vangst berekend (zie bijlage 5 voor de verhoudingen tussen de havens). Er wordt rekening gehouden met het vermogen van de schepen door te rekenen met kWh. Vervolgens is per regio de totale jaarlijkse inspanning (in kWh) en de som van totale aanlandingen van alle schepen uit havens in die regio bepaald. De relatieve bijdrage van schepen per regio is bepaald in verhouding tot de totale landelijke inspanning. Aan de hand van deze verhouding is het aantal benodigde schepen per regio in de referentievloot vastgesteld (Tabel 2). Hierbij is uitgegaan van een minimum aantal deelnemende schepen van 20. Volgens de berekeningen, naar inspanning en vangstverdeling, zou er in zowel regio 4 als regio 5 maar 1 schip meedoen. In overleg met de sector is echter besloten dat het wenselijk is dat er minimaal twee schepen per regio aan het programma meedoen.

Tabel 2. Gemiddeld aantal schepen per regio, zoals vooraf berekend en in de praktijk.

regio	schepen per regio berekend	deelnemende schepen per regio
1	5	7
2	6	7
3	7	7
4	1 (2)	2
5	1 (2)	1
totaal	20 (22)	24

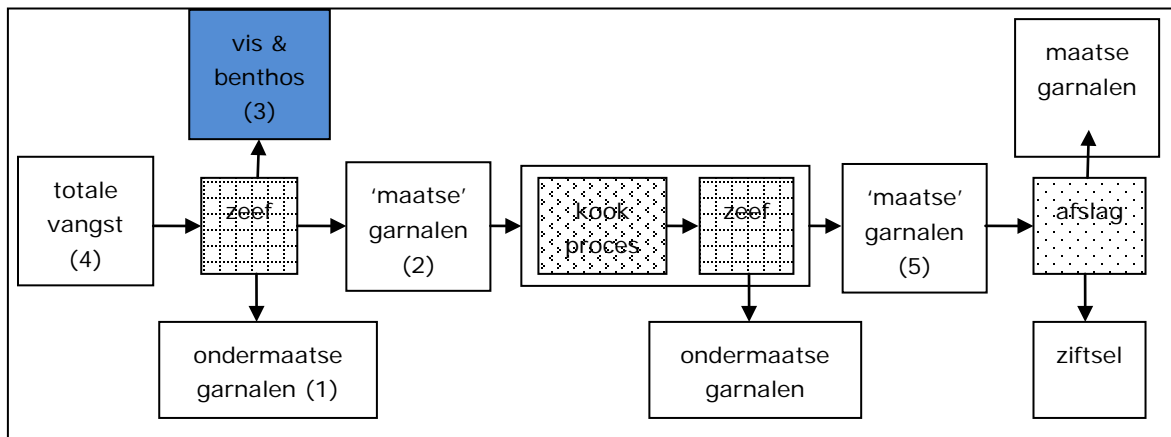
Een volgende stap was het daadwerkelijk selecteren van de schepen per haven. Hierbij moest rekening worden gehouden met:

- De praktische mogelijkheid om aan boord te monstern (verzamelen, opslaan en afleveren van bijvangst van twee trekken per reis)
- De mogelijkheid om de bijvangsten aan boord op te vangen. De manier van afvoer varieert nogal tussen schepen. De pijp die de bijvangsten overboord loost moet losgekoppeld kunnen worden. In sommige gevallen is het niet mogelijk de bijvangsten op te vangen.
- Bemanning moet bereid zijn om mee te werken

Op basis van bovenstaande gegevens is de visserijsector gevraagd suggesties te doen voor potentiële deelnemende schepen. In totaal zijn 24 schepen benaderd door IMARES en de sector en bereid gevonden mee te werken aan het programma. De uiteindelijke verhouding van schepen per regio wijkt iets af van de berekende deelname, in regio 1 en 2 doen meer schepen mee dan strikt noodzakelijk (Tabel 2). Voor regio 4 en 5 hebben we in eerste instantie 4 schepen gevraagd mee te werken. Een schip bleek achteraf niet geschikt voor monsternamen en is alsnog afgevalen. Voor een overzicht van de kenmerken van de deelnemende schepen zie Bijlage 4.

2.1.2 Bemonsteringsmethode

Vissers namen een monster van hun bijvangsten aan boord van hun schip (zie voor beschrijving hieronder). Deze monsters zijn opgeslagen in zakken, en in de havens verzameld in samenwerking met de buitendienstmedewerkers van het Productschap Vis. Medewerkers van IMARES haalden vervolgens de monsters op en verwerkten ze in het laboratorium. Ieder kwartaal is een planning gemaakt waarin per visser monsterweken zijn aangegeven. In de praktijk kwam dat neer op eenmaal in de vier weken. Elke week was er telefonisch contact met de deelnemende schepen die in die week een monster moesten nemen.



Figuur 5. Schematische weergave van de garnalenvangst aan boord van garnalenskippen (uit Tulp et al. (2010)). De bemonstering in dit onderzoek is beperkt gebleven tot de fractie vis en benthos (3).

Bij de verwerking van de garnalenvangst aan boord van garnalenschippen vindt er drie keer een scheiding plaats tussen de ('maatse') garnalen en de overige vangst. Nadat de vangst binnenkomt op het schip gaat het eerst door een zogenaamde spoelsorteertrommel heen. In deze trommel wordt een scheiding gemaakt in: 1) ondermaatse garnalen, 2) maatse garnalen en 3) bijvangst vis, benthos en overige. Deze laatste fractie is door de vissers uit het zelfbemonsteringsprogramma opgevangen (Figuur 6). Daarnaast zijn de totale vangsten geschat (4) en de kilo's maatse garnaal na het koken en tweede keer zeven genoteerd (5). Wat overblijft, is een fractie ondermaatse garnalen uit de beide overige zeefprocessen, deze zijn niet gemeten.

Een laatste zeving vindt plaats op de afslag. De garnalen die op de afslag niet marktwaardig worden bevonden worden ziftsel genoemd. Deze ziftselpercentages worden op de afslag geregistreerd, per visreis, dus niet per trek. Met dit ziftselpercentage wordt in deze rapportage geen rekening gehouden. Uit ervaring weten we dat er in de fractie maatse garnaal ook vissen terecht komen. Het gaat hierbij om vissen/dieren die even groot (dik) zijn als de maatse garnalen, zoals: grondels *Pomatoschistus sp.*, harnasmannetjes *Agonus cataphractus* en botervis *Pholis gunnellus*, maar ook pijlintvissen *Loligo sp.*. Deze dieren worden niet gemeten in het programma waardoor met name bovenstaande soorten onderschat zullen worden. In het voorjaar zijn 2013 drie reizen uitgevoerd om te onderzoeken welke soorten er worden aangetroffen tussen de maatse garnalen en hoe groot deze fractie is.



Figuur 6. Opvangen van de bijvangst uit de sorteertrommel (WR54).

2.1.3 Procedure aan boord

Voor de procedure aan boord is een protocol opgesteld (Bijlage 1). Dit protocol is voorafgaand aan de start van het programma doorgesproken met een groep vissers op haalbaarheid. Vervolgens is ieder deelnemend schip bezocht door een IMARES medewerker om het protocol door te spreken met de schipper en de bemanning. Hierbij is speciale aandacht besteed aan het schatten van de totale vangst. De vissers namen een monster van twee trekken; namelijk de 3e en een na laatste trek van hun (meestal meerdaagse) reis.

Van de trekken waar een monster van is genomen wordt de volgende (meta) informatie genoteerd op een treklijst:

- tijdstip
- positie
- afstand
- totale vangstvolume
- gewicht aangelande garnaal (gekookt)
- volume van het monster

Het schatten van de totale vangst (in volume) is een belangrijke, niet eenvoudige stap. Per schip is met de schipper en de bemanning overlegd hoe deze schatting het beste te doen:

- indien mogelijk is de inhoud van de bak waarin de vangst wordt opgevangen opgemeten en is per 10cm hoogte (gemarkeerd met strepen op de wand van de bak) het volume bepaald.

- voor een aantal schepen was de vorm van de bak van dien aard dat het niet mogelijk bleek om de bak op te meten. In die gevallen is afgesproken dat de vangst wordt opgevangen in kisten of manden om zo het volume van de totale vangst te bepalen.

In principe zijn alle bijvangsten verzameld in zakken en naar de afslag gebracht (Bijlage 1). Indien er echter meer dan 2 zakken bijvangst waren dan is op de treklijst het totaal volume bijvangst genoteerd en zijn slechts 2 zakken meegenomen.

2.1.4 Analyse in het laboratorium

In het laboratorium zijn alle monsters uitgezocht. Vissen zijn geïdentificeerd, geteld en lengtes zijn gemeten (Bijlage 6). Voor benthos zijn aantallen per soort en totaal gewicht van een soort per trek genoteerd. Nadat alle soorten uit de monsters zijn gehaald, blijft meestal een restfractie afval over, deze fractie is ook gewogen. Data zijn na een grondige foutencontrole opgeslagen in de IMARES Oracle database (FRISBE).

2.2 Waarnemersreizen

Ter validatie van de zelfbemonsteringsreizen zijn controlereizen uitgevoerd met de inspectieschepen van directie Regio en Ruimtelijke Economie van het Ministerie van Economische Zaken. In het noorden zijn drie schepen van de Wadden Unit ingezet: de Phoca, de Stormvogel en de Krukel. In het zuiden heeft de Regulus monsters genomen. De bemonstering door de bemanning van deze schepen verliep op dezelfde manier als van de zelfbemonsteringsreizen. De waarnemers namen een monster van de bijvangst van één trek en vulden de trek informatie in op de treklijst. De zakken met monsters zijn vervolgens aan het einde van de dag afgezet in de haven en door een medewerker van IMARES opgehaald. Ongeveer 10% van de monsters is verzameld door waarnemers.

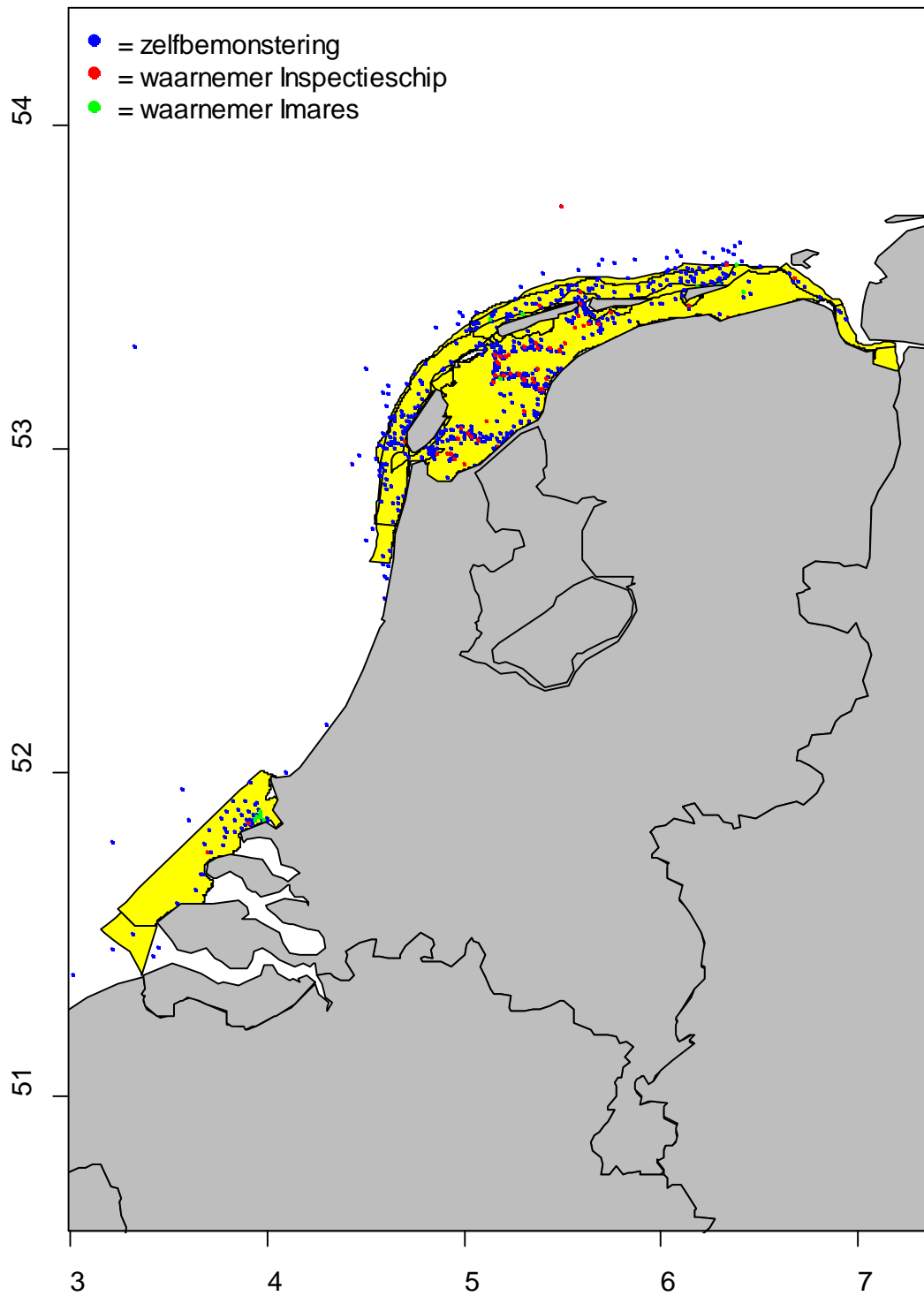
2.2.1 Aantal monsters

In totaal zijn 827 monsters verzameld, waarvan 64 door de inspectieschepen van EZ en 17 door waarnemers van IMARES (Figuur 7). In 2014 zijn geen waarnemersmonsters genomen in het zuiden, omdat de vangsten erg slecht waren en de schepen die normaal in zuidelijke gebieden vissen uitweken naar andere visgebieden.

In de Noordzeekustzone zijn 203 monsters Noordzeekustzone genomen, 77 in de Voordelta/vlakte van de Raan, 445 in de Waddenzee, en 102 in gebieden buiten Natura 2000 zones (anders, Tabel 3).

Niet alle monsters zijn meegenomen in de analyse. Door opschoning van de data zijn 92 trekken verwijderd. In totaal zijn 745 trekken meegenomen in de analyse (Tabel 3). De belangrijkste redenen om een trek niet mee te nemen in de analyse waren:

- De totale hoeveelheid discards was niet bekend,
- De afstand of de tijdsduur van de trek was niet bekend
- De discards bevonden zich in slechte staat
- Niet alle soorten waren meegenomen
- De hoeveelheid garnaal is onbekend
- invoerfouten
- 1 schip is in zijn geheel niet meegenomen vanwege een afwijkende monstermethode



Figuur 7. Locaties zelfbemonstering en waarnemersreizen.

Tabel 3. Overzicht van de aantallen genomen monsters in de verschillende gebieden en kwartalen voor en na opschoning (/).

	jaar	kwartaal				totaal
		1	2	3	4	
Noordzeekustzone	2012		4/4	25/22	23/21	52/47
	2013	12/11	46/46	33/32	10/10	101/99
	2014	14/11	36/32			50/43
Voordelta	2012			5/5	15/9	20/14
	2013	3/3	24/17	16/12	8/3	51/35
	2014	5/5	1/0			6/5
Waddenzee	2012		11/5	67/62	48/46	126/113
	2013	12/10	69/67	93/91	43/43	217/211
	2014	36/35	65/65	1/1		102/101
anders	2012		2/1	13/9	8/7	23/17
	2013	19/14	21/19	20/10	2/1	62/44
	2014	8/8	9/8			17/16
Totaal		109/97	288/264	273/244	157/140	827/745

2.2.2 Zeeflap

Van een aantal trekken is bekend dat er geen zeeflap is gebruikt en van een groot aantal schepen is het gebruik van een zeeflap niet geregistreerd (Tabel 4). De trekken waarbij aangegeven is dat er geen zeeflap is gebruikt zijn vooral afkomstig uit de Voordelta (13 van de 22); 5 uit de Noordzeekustzone, 3 uit de Waddenzee en 3 van buiten het Natura 2000 gebied.

Tabel 4. Aantal trekken met zeeflap, zonder zeeflap en waarbij het gebruik van de zeeflap onbekend was. Aantal trekken voor/na opschoning.

	2012	2013	2014
zonder zeeflap	8/7	10/8	7/7
zeeflap onbekend	199/172	260/247	57/52
met zeeflap	14/12	161/134	111/106

2.3 Data analyse

2.3.1 Weergave van de gegevens

Voor alle bijgevangen soorten vissen en benthos zijn *aantallen* per bevestigde oppervlakte (hectare) per soort per trek berekend. Hiervoor is het aantal gevangen individuen gecorrigeerd voor het bevestigde oppervlak (afgelegde trekafstand x boombreedte). Vervolgens is een overzicht gemaakt van de gemiddelde dichtheden van de bijvangsten (vis en benthos), per gebied en per kwartaal. Hierbij is onderscheid gemaakt in de Natura 2000 gebieden: Waddenzee, Noordzeekustzone en de Voordelta/Vlakte van de Raan. Tevens zijn de trekken die buiten de natura2000 gebieden vielen ook geanalyseerd en gegroepeerd als 'anders'. Van een aantal veel gevangen soorten en de Natura 2000 doelsoorten zijn boxplots gemaakt van de aantallen per hectare.

In de presentatie van de gegevens wordt gebruik gemaakt van boxplots. Een boxplot vat grafisch een dataset samen, waarbij niet alleen gemiddelden/medianen gegeven worden maar ook de spreiding daar omheen. De afstanden tussen de verschillende delen van de 'box' laten de mate van spreiding en scheefheid in de data zien. Daarnaast geeft een boxplot aan welke datapunten kunnen worden beschouwd als uitschieters. Een boxplot toont: het 1e kwartiel en het 3^e kwartiel (de 'box', waarbij 50% van de waarnemingen in de 'box' zitten), de mediaan (de horizontale lijn in de box, waarbij 50% van de

data boven en 50% onder de mediaan ligt), de kleinste waarneming en de grootste waarneming met uitzondering van de uitschieters (de verticale lijnen). Datapunten worden beschouwd als uitschieters wanneer ze meer dan 1.5 maal het verschil van de afstand in de box afwijken van de box. Hoe groter de 'box' hoe groter de spreiding van de data. Over het algemeen is het ook zo dat hoe minder waarnemingen er zijn, hoe groter de spreiding. Verder laat de positie van de mediaan zien of de data scheef verdeeld zijn of niet. Als de mediaan in het midden zit, zijn de data niet scheef verdeeld, wanneer de mediaan aan de boven- of onderkant van de 'box' zit dan wel. Dat komt bijvoorbeeld als er veel trekken zijn waarbij de soort niet werd gevangen.

2.3.2 Vangstsamenstelling

Voor het bepalen van de gemiddelde vangstsamenstelling zijn gewichten gebruikt (zie Bijlage 5 voor een gedetailleerde beschrijving van de opwerking):

- Voor garnalen zijn de aangelande (gekookte) gewichten per trek bekend omdat ze zijn genoteerd door de schipper op de treklijsten. Deze gewichten zijn omgerekend naar gemiddelde gewichten garnaal per hectare per gebied per kwartaal.
- Volumes totale vangst per trek zijn omgerekend naar gewichten, waarbij voor een mand van 35L een standaard gemiddeld gewicht van 23 kg is aangehouden. Dit is een standaard omrekenfactor die door IMARES is bepaald tijdens eerdere reizen binnen een project in 2008-2010 (Tulp *et al.* 2010) en een waarnemersprogramma gestart in 2009 dat valt onder de Data Collectie Verordening (DCV).
- Aantallen vissen zijn omgerekend naar gewichten met behulp van standaard lengte-gewicht relaties (Coull *et al.* 1989; Robinson *et al.* 2010).
- Voor *benthos* is er niet in alle gevallen een lengte-gewicht relatie, maar zijn per soort per trek de (totaal) gewichten en aantallen bekend. Zo kon het gemiddelde gewicht per individu worden bepaald. Wanneer gewichten misten voor een soort is dit gemiddelde gebruikt voor de opwerking.
- De gewichten ondermaatse garnalen zijn bepaald door de totaalvangst te nemen en daar alle bijvangsten en aangelande garnalen af te trekken. In deze fractie komen ook lege schelpen en afval (stenen, modder, wieren) terecht.

Bijvangsten zijn uitgedrukt in gram per bevist oppervlakte (g/ha). Vervolgens zijn de gewichten van de bijvangst per groep (*benthos*, vis, platvis) en per trek berekend en zijn per gebied en kwartaal het gemiddelde en de standaardfout berekend. Hierbij zijn eerst de trekken van een trip gemiddeld en vervolgens is er over de trips gemiddeld. Dit betekent dat elke 'reis' dus even zwaar weegt in het gemiddelde. De verhouding van de totale bijvangst (verdeeld in de groepen *benthos*, platvis en rondvis, uitgedrukt in gewicht) ten opzichte van de aangelande garnalen (in gewicht) en de ondermaatse garnalen (in gewicht) is eerst berekend per trek. Vervolgens is voor elke regio en kwartaal een gemiddelde berekend.

Voor het bepalen van de vangstsamenstelling is een schatting van het totale gewicht van de vangst nodig. Deze schatting is uitgevoerd door de schipper zelf door middel van een volumeschatting. Deze schatting is soms niet goed gebeurd, waarbij de som van de fracties vis, *benthos* en garnaal hoger uitkwam dan het geschatte totaalgewicht. Deze monsters zijn niet meegenomen, waardoor nog eens 83 monsters zijn afgevallen voor de berekening van de vangstsamenstelling.

2.3.3 Vergelijking met waarnemersreizen

Het totale aantal waarnemersreizen per kwartaal en per gebied verschilt sterk (Tabel 5). De reden van deze vergelijking is om te controleren of er geen grote afwijkingen zijn door data verzameld door de vissers en door waarnemers. De vergelijking is uitgevoerd voor soorten waarvan de kans dat er een verschil zit tussen beide sets het grootst is (door selectief verwijderen uit de vangst). Naast de Natura

2000 soorten zijn ook de aantallen grotere schollen (>10cm) vergeleken, omdat die relatief eenvoudig verwijderd zou kunnen worden. Voor een vergelijking van waarnemersreizen en zelfbemonsteringsreizen worden de Natura 2000 soorten en schol alleen geanalyseerd voor de trekken in de Waddenzee, omdat alleen in dit gebied een groot aantal waarnemersreizen heeft plaatsgevonden over verschillende jaren (Tabel 5). De proportie aanwezigheid in de trekken (p) per jaar (j) en kwartaal (q) worden vergeleken tussen de waarnemersreizen en de zelfbemonsteringsreizen (m): $\text{logit}(p) = \beta_0 * m + \beta_1 * j + \beta_2 * q$. Voor rivierprik en fint is de proportie trekken waarin de soort is aangetroffen geanalyseerd, voor schol de proportie trekken waarin relatief grote schol (>10cm) aangetroffen is.

Tabel 5. Aantal monsters genomen door waarnemers per gebied, jaar en kwartaal.

gebied	jaar	kwartaal	n monsters	aantal trips
anders	2013	3	2	2
Noordzeekustzone	2013	2	7	4
Noordzeekustzone	2013	4	1	1
Voordelta	2013	2	8	2
Voordelta	2013	3	1	1
Voordelta	2013	4	2	3
Waddenzee	2012	3	2	2
Waddenzee	2012	4	4	4
Waddenzee	2013	1	1	1
Waddenzee	2013	2	19	16
Waddenzee	2013	3	12	11
Waddenzee	2013	4	3	3
Waddenzee	2014	1	4	4
Waddenzee	2014	2	14	13
Waddenzee	2014	3	1	1

2.3.4 Zeeflap

De zeeflap is een kegelvormig net in het standaardnet dat ervoor zorgt dat ongewenste bijvangst kan ontsnappen via een ontsnappingsgat. De zeeflap werkt effectief in het verminderen van (de grotere) vis bijvangst (Catchpole *et al.* 2008). Van een aantal trekken weten we dat er geen zeeflap is gebruikt (Tabel 4). De lengte-frequentieverdeling en de gemiddelde lengte van schol van trekken met en zonder zeeflap is geanalyseerd. Om het effect van gebied uit te sluiten, is de analyse alleen gedaan voor de Voordelta, het gebied waarbij het vaakst aangegeven is dat er geen zeeflap is gebruikt. In de rapportage is bij de verdere analyse geen onderscheid gemaakt tussen wel of niet gebruik van de zeeflap. Dit lag buiten het bereik van dit onderzoek. Er wordt vanuit gegaan dat de data representatief zijn voor de garnalenvloot, ook als er zonder zeeflap gevist wordt. Dit hoort nog steeds bij de gangbare praktijk, alhoewel het officieel niet is toegestaan.

2.4 Extra reizen voor betere bepaling vangstsamenstelling

Met de stroom maatse garnalen gaan vaak ook nog kleine vissen mee in het sorteerproces. Om te onderzoeken welke soorten dat betreft en hoe groot deze fractie is, zijn in het voorjaar van 2013 drie reizen uitgevoerd door een student en IMARES medewerkers. In totaal zijn er 17 trekken bemonsterd in de Waddenzee, Voordelta en de Noordzeekustzone (Tabel 6).

Tabel 6. Overzicht van monsternamen door waarnemers van IMARES. Alle trekken zijn met zeeflap uitgevoerd.

kwartaal, jaar	gebied	schip	aantal trekken	reis
2, 2013	Noordzeekustzone	ZK18	3	1
2, 2013	Waddenzee	ZK18	2	1
2, 2013	Noordzeekustzone	ST24	2	2
2, 2013	Waddenzee	ST24	2	2
2, 2013	Voordelta	OD3	8	3

De waarnemers hebben op dezelfde wijze monsters genomen zoals beschreven in paragraaf 2.1.2. Daarbij is voor elke trek een monster genomen van de fractie maatse garnalen. Uit deze monsters is alle vis en benthos verzameld. Vissen zijn geteld en lengtes zijn gemeten, benthos en overige soorten zijn geteld.

De gegevens van deze reizen zijn ingevoerd en opgewerkt. Daarbij is per soort aangegeven welke deel is aangetroffen in de fractie aangelande garnaal en welk deel in de fractie bijvangsten.

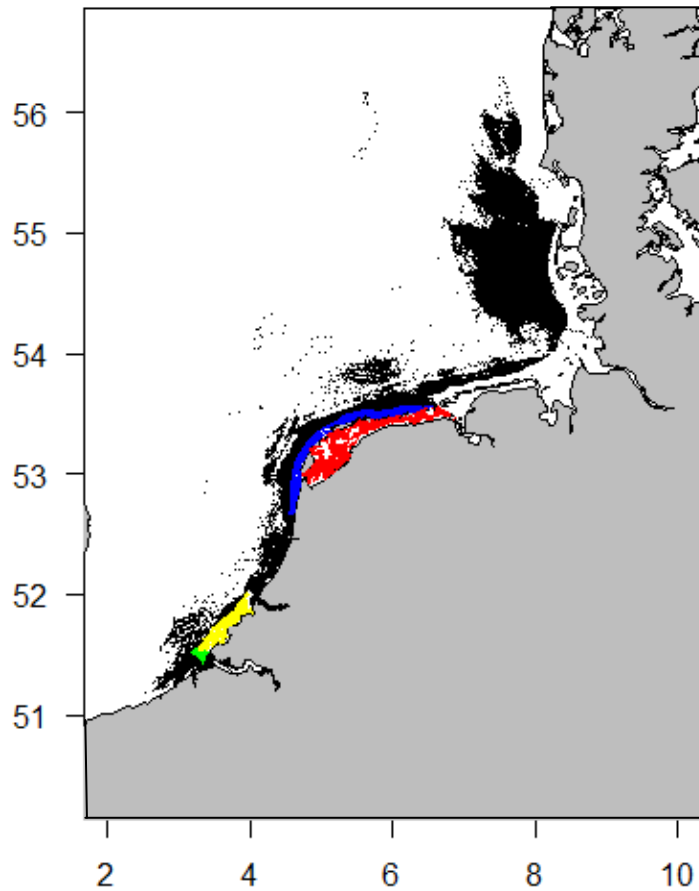
2.5 Analyse effect scholbijvangst op paibestand

2.5.1 Opwerking scholvangsten naar vlootniveau

De scholvangsten van de schepen in dit onderzoek moeten eerst worden opgewerkt naar de aantallen vangsten per leeftijd van de gehele Nederlandse garnalenvloot. Dit wordt in de volgende paragrafen in meer detail beschreven.

2.5.2 Inspanning garnalenvloot

Om de inspanning van de garnalenvloot te berekenen worden VMS (Vessel Monitoring through Satellite) gegevens gebruikt. Van alle schepen worden ongeveer elke 2 uur gegevens ontvangen via een satelliet. Aan de hand van deze gegevens kan de locatie van het schip en de vaarsnelheid worden bepaald en door IMARES gebruikt worden om te onderzoeken wanneer en waar een schip aan het vissen was. Door deze informatie te koppelen aan logboeken, waarin onder andere het gebruik van tuigen beschreven wordt, wordt een beeld verkregen van de verspreiding van de garnalenvisserij over de Noordzee. Om de inspanning voor de garnalenvloot te berekenen is een selectie gemaakt van boomkorschepen (tuigcode TBB), met een motorvermogen van < 225 kW, die vissen met maaswijdtes tussen 16 en 31 mm. Aan de hand van de VMS gegevens is een schatting gemaakt hoeveel uur deze schepen in totaal hebben gevist (Figuur 8). Per kwartaal is de gemiddelde inspanning berekend over de jaren 2012 en 2013.



Figuur 8. VMS locaties van de garnalenvloot. Waddenzee (rood), Noordzeekustzone (blauw), Voordelta (geel), Vlakte van de Raan (groen) en buiten de natura2000 gebieden.

2.5.3 Opwerking

Voor de bestandschatting zijn de aantallen schol per leeftijd nodig. Hiervoor wordt eerst het aantal schol per lengte en uur gevestigd berekend. Dit wordt op vergelijkbare manier gedaan als de opwerking van de volledige discards zoals beschreven in Bijlage 6, met als verschil dat er naar aantallen per uur wordt opgewerkt in plaats van naar aantallen per hectare (Tabel 15). Om de leeftijden van de schollen te bepalen wordt een lengte-leeftijd sleutel gebruikt. Deze sleutel wordt gemaakt met gegevens van de DFS (Demersal Fish Survey), die elk najaar uitgevoerd wordt door IMARES langs de Nederlandse kust en Waddenzee (Tabel 8). De DFS is gericht op jonge platvis, en bepaalt van een representatief monster de leeftijdverdeling van elke lengteklasse (Tabel 8). Voor de opwerking is een sleutel voor het hele gebied gebruikt (Tabel 8). De DFS vindt plaats in het najaar. De sleutel is daarom geschikt voor vangsten in diezelfde periode en niet zo geschikt voor kwartaal 1 en 2. Er wordt in deze exercitie vanuit gegaan dat schol gevangen in kwartaal 1 en 2 zich al in het demersale stadium bevindt en dus minstens 1-jaar is.

Tabel 7. Aantal trekken en trips meegenomen in de analyse

kwartaal	aantal trekken/aantal trips
1	102/78
2	275/189
3	248/186
4	138/101
totaal	763/554

Tabel 8. Proporties leeftijden per lengteklasse, geschat aan de hand van DFS (voor uitleg zie tekst) gegevens uit 2013.

	leeftijd			
lengte (cm)	0	1	2	3
1-7	1.00	0.00	0.00	0.00
8-9	0.99	0.01	0.00	0.00
10	0.97	0.03	0.00	0.00
11	0.94	0.06	0.00	0.00
12	0.90	0.10	0.00	0.00
13	0.84	0.16	0.00	0.00
14	0.76	0.24	0.00	0.00
15	0.60	0.38	0.02	0.00
16	0.48	0.48	0.04	0.00
17	0.36	0.59	0.05	0.00
18	0.26	0.69	0.03	0.02
19	0.12	0.80	0.06	0.02
20	0.03	0.84	0.11	0.03
21	0.03	0.75	0.14	0.08
22	0.00	0.78	0.07	0.15
23	0.00	0.71	0.06	0.24

2.5.4 Natuurlijke sterfte 0-jarige schol (M0)

De schatting voor natuurlijke sterfte (M0) wordt voor de leeftijden van 1 jaar en ouder uit de ICES (2014) bestandschatting gebruikt. Deze is 0.1 per jaar voor alle leeftijden. Aangezien er geen 0-jarigen worden meegenomen in de ICES bestandschatting is er ook geen schatting voor de natuurlijke sterfte voor deze leeftijd en daarom wordt de natuurlijke sterfte voor 0-jarigen hier ook op 0.1 per jaar geschat. Echter, de natuurlijke sterfte voor de jongste leeftijden is waarschijnlijk hoger dan die voor oudere leeftijden. Beverton & Iles (1992) hebben de natuurlijke sterfte van 0-jarige schol in de Noordzee geschat op 2.06 per jaar voor de demersale fase van de 0-jarige schol. Ook voor dit niveau van natuurlijke sterfte is een schatting van het effect op de paaibiomassa uitgevoerd.

2.5.5 Vertaling naar bestand

Zoals eerder al kort beschreven, is het niet mogelijk om de gegevens uit dit onderzoek in het ICES bestandschattingsmodel mee te nemen, omdat een tijdserie van twee jaar niet genoeg is. Door de korte tijdserie kunnen geen jaarklassen gevolgd worden, wat gebruikelijk is bij bestandschattingen. Er wordt in dit onderzoek daarom gerekend met een fictieve jaarklasse. Deze wordt gevormd door uit te gaan van gemiddelde vangsten van 2010 tot 2013 en door het gemiddelde aantal van de oudste schol in het model (10 jaar) als uitgangspunt voor de aantallen in deze leeftijd te nemen. Een aanname is daarbij dat het scholbestand over de jaren stabiel is. Dit is een grove aanname, aangezien het scholbestand de laatste jaren flink is toegenomen (ICES 2014). Indien de jaarklassen van de scholvangsten uit de garnalenvloot tot een sterke jaarklasse blijken te horen, beter dan het gemiddelde van de laatste jaren, zal het effect op het paaibestand van schol lager zijn dan hier beschreven. Eveneens geldt dat wanneer blijkt dat ze uit een slechte jaarklasse komen, het effect hoger zal zijn.

In de schatting kan de gevangen schol door de garnalenvloot worden weggelaten of worden meegenomen. Hierdoor kunnen de visserijsterfte (F), de grootte van het paaibestand (SSB) en de potentiële afname in de aanlandingen schol bij gelijke visserijsterfte geschat worden. Parameters zoals gewicht per lengte en leeftijd van de vangsten en aanlandingen en paarijpe leeftijd kunnen ook uit de bestandschatting van ICES gehaald worden.

Om het effect van de scholvangsten door de garnalenvloot op de populatie te berekenen worden eerst de gemiddelde vangsten van 2010 tot 2013 vastgesteld (ICES 2014) en vervolgens worden de totale vangsten uitgerekend door de scholvangst door de garnalenvloot hierbij op te tellen. Vervolgens worden de aantallen in de populatie schol berekend met behulp van Pope's vergelijking (Pope 1972).

$$N_a = N_{a+1}e^{M_a} + C_a e^{M_a/2}$$

Waarbij:

C_a = vangst per leeftijd a

N_a = aantal schol in de populatie per leeftijd a

M_a = natuurlijke sterfte per leeftijd a

Wanneer de populatiegrootte bekend is kan de visserijsterfte per leeftijd (F_a) bepaald worden door:

$$F_a = \log\left(\frac{N_a}{N_{a+1}}\right) - M_a$$

Vervolgens kan door de verhouding van de vangsten tussen de visserij zonder de garnalenvloot en de visserij met de garnalenvloot de verhouding van de visserijsterfte tussen deze twee vloten bepaald worden. Met behulp van de berekende visserijsterfte zonder de garnalenvloot en de schatting van de recruitment uit Pope's vergelijking kan de populatiegrootte berekend worden zonder de bijvangst van de garnalenvloot:

$$N_{a+1} = N_a e^{-(F_a + M_a)}$$

Wanneer de populatiegrootte per leeftijd bekend is, kan de SSB (grootte van het paaibestand) berekend worden. Om de aantallen naar gewichten om te rekenen worden de ICES schattingen voor gewicht per leeftijd gebruikt (ICES 2014). Vervolgens kan het percentage verlies in aanlandingen berekend worden die veroorzaakt wordt door de garnalenvloot met behulp van de Baranov vangst vergelijking (Baranov

1918) en de gemiddelde verhouding vangsten en aanlandingen uit de ICES bestandschatting (ICES 2014):

$$C_a = N_a \left[1 - e^{-(F_a + M_a)} \right] \frac{F_a}{F_a + M_a}$$

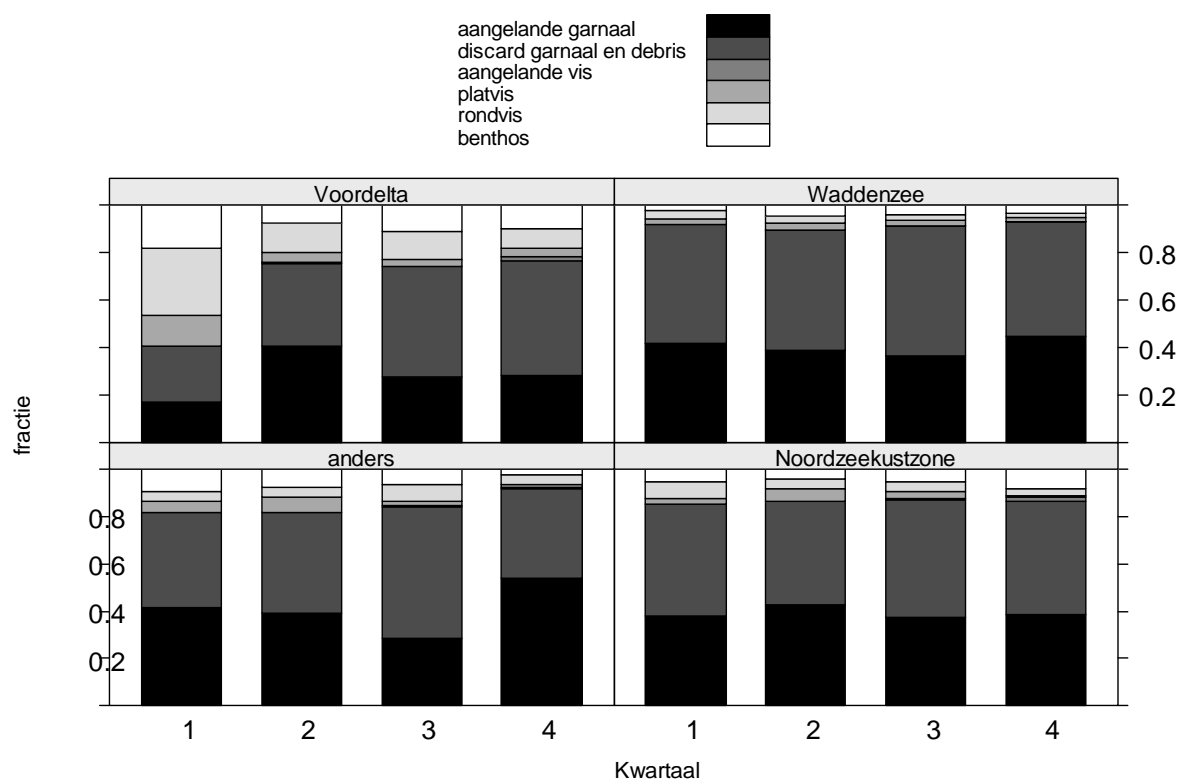
2.6 Overleving

De schatting van de overleving van bijgevangen schol in de garnalenvisserij hangt af van het gebruikte tuig, de duur van de trek en de grootte van de schol (Berghahn *et al.* 1992). Ook de schol die levend overboord gaat, zal nog nadelen ondervinden doordat ze kwetsbaarder zijn voor predatie door zeevogels en doordat ze mogelijk beschadigd zijn. Berghahn en Purps (1998) nemen in hun studie naar effecten op schol aan dat 20% overleeft. In deze overlevingsschatting is geen predatie door vogels verdisconteerd na het overboord zetten van de bijvangst. In onze studie berekenen we de impact op het paaibestand en de visserijsterfte uitgaande van deze overleving.

3. Resultaten

3.1 Vangstsamenstelling

Op gewichtsbasis bestond de vangst gemiddeld voor 38.9 % uit aangelande garnalen (Figuur 9). De fractie discard garnaal was 48.7%, dit is inclusief eventuele schelpen en overig afval (zoals stenen, zand, wieren). Het overige deel van de vangst bestond uit bijvangsten van vis en benthos (12.3%). Op gewichtsbasis bestond 0.2% uit marktwaardige (aangelande) vis.



Figuur 9. Gewichtverhouding tussen aangelande garnalen, ondermaatse garnalen (inclusief afval), aangelande vis, benthos, platvis en rondvis (per gebied en kwartaal). Dwergpijllinktvissen zijn niet meegenomen, omdat daar geen gewichten van bekend waren. De fractie discards garnaal en afval is gebaseerd op een schatting.

3.2 Soorten in aangelande fractie

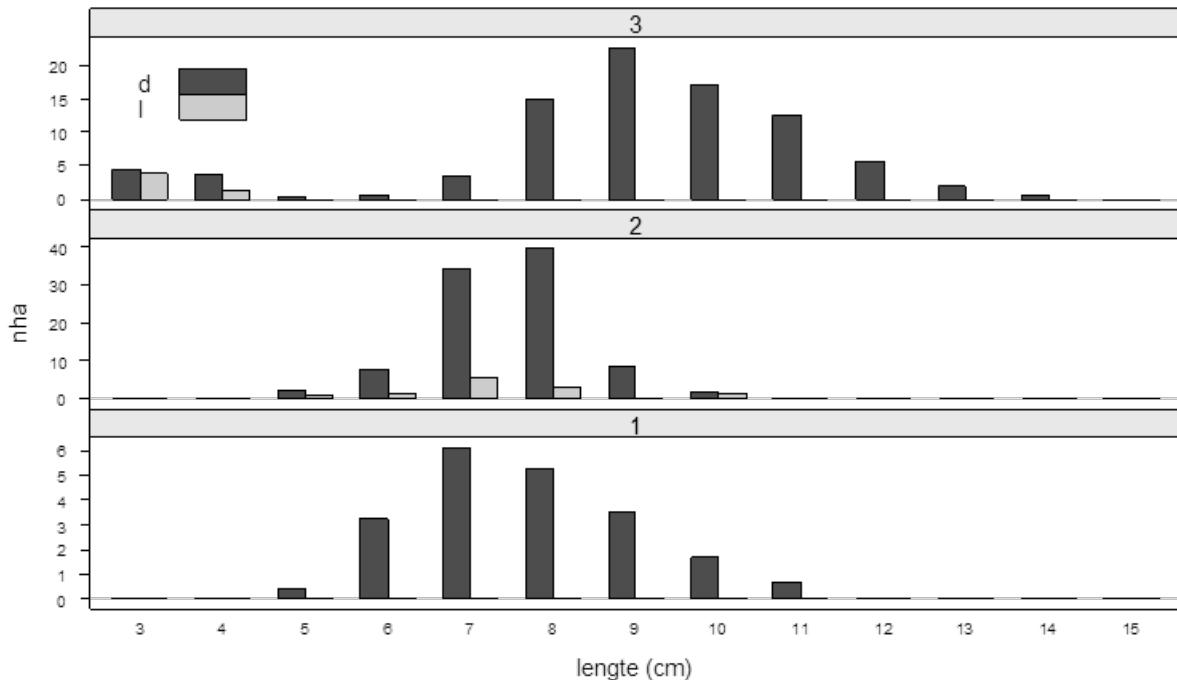
Gemiddeld komen 93% van de aantallen bijgevangen grondels terecht in de fractie aangelande garnaal (Tabel 9). Andere soorten die in alle gebieden zijn aangetroffen en waarvan exemplaren in de fractie aangelande garnaal zijn terecht gekomen zijn: smelt (67%), sprat (58%), zeeanemonen (53%), spiering (52%), zandspieringen sp. (50%), harnasmannetje (32%), wijting (31%), zwemkrabben (28%), kokkel (17%), *Pagurus sp.* (16%), vijfdradige meun (12%), haring (10%), strandkrab (6%), schar (3%).

Rivierprik en zeeprik zijn in geen van de reizen aangetroffen in de fractie aangelande garnaal.

Van schol werd gemiddeld 10% van de exemplaren aangetroffen in de fractie aangelande garnaal. De maximale lengte van schollen in de fractie aangelande garnaal verschilde per reis ≤ 10 cm in reis 2 en ≤ 4 cm in reis 3 (Figuur 10).

Tabel 9. Gemiddelde aantalsproporties (over de drie reizen) van soorten in de fractie aangelande garnaal (L-fractie) en in de fractie discards (D-fractie).

naam	wetenschappelijke naam	L-fractie	D-fractie	# gebieden
grondel	<i>Pomatoschistus sp.</i>	0.93	0.07	3
smelt	<i>Hyperoplus lanceolatus</i>	0.67	0.33	3
sprot	<i>Sprattus sprattus</i>	0.58	0.42	3
zeeanemonen	<i>Anthozoa</i>	0.53	0.47	3
spiering	<i>Osmerus eperlanus</i>	0.52	0.48	3
ammodytes	<i>Ammodytes sp.</i>	0.50	0.50	3
harnasmannetje	<i>Aqonus cataphractus</i>	0.32	0.68	3
wijting	<i>Merlangius merlangus</i>	0.31	0.69	3
zwemkrabben	<i>Liocarcinus sp.</i>	0.28	0.72	3
kokkel	<i>Cerastoderma edule</i>	0.17	0.83	3
pagurus sp.	<i>Pagurus sp.</i>	0.16	0.84	3
vijfdradige meun	<i>Ciliata mustela</i>	0.12	0.88	3
haring	<i>Clupea harengus</i>	0.10	0.90	3
schol	<i>Pleuronectes platessa</i>	0.10	0.90	3
strandkrab	<i>Carcinus maenas</i>	0.06	0.94	3
schar	<i>Limanda limanda</i>	0.03	0.97	3
zeester	<i>Asterias rubens</i>	0.00	1.00	3
tong	<i>Solea solea</i>	0.00	1.00	3
fint	<i>Alosa fallax</i>	0.00	1.00	3
bot	<i>Platichthys flesus</i>	0.00	1.00	3
steurgarnaal	<i>Palaemon sp.</i>	0.73	0.27	2
ensis	<i>Ensis sp.</i>	0.63	0.37	2
botervis	<i>Pholis gunnellus</i>	0.63	0.37	2
driedoornige stekelbaars	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	0.61	0.39	2
mossel	<i>Mytilus edulis</i>	0.59	0.41	2
gewone zwemkrab	<i>Liocarcinus holsatus</i>	0.29	0.71	2
slangster	<i>Ophiura ophiura</i>	0.17	0.83	2
syngnathus	<i>Syngnathus sp.</i>	0.12	0.88	2
puitaal	<i>Zoarces viviparus</i>	0.09	0.91	2
schurftvis	<i>Arnoglossus laterna</i>	0.09	0.91	2
zeedonderpad	<i>Myoxocephalus scorpius</i>	0.00	1.00	2
tarbot	<i>Scophthalmus maximus</i>	0.00	1.00	2
spisula	<i>Spisula sp.</i>	0.00	1.00	2
nonnetje	<i>Macoma balthica</i>	0.00	1.00	2
griet	<i>Scophthalmus rhombus</i>	0.00	1.00	2
dwergtong	<i>Buglossidium luteum</i>	0.00	1.00	2
zwarte grondel	<i>Gobius niger</i>	1.00	0.00	1
zeepissebedden	<i>Idotea sp.</i>	1.00	0.00	1
steenbolk	<i>Trisopterus luscus</i>	1.00	0.00	1
slakdolf	<i>Liparis liparis liparis</i>	1.00	0.00	1
sepiola	<i>Sepiola sp.</i>	1.00	0.00	1
loliqo	<i>Loliqo sp.</i>	1.00	0.00	1
grote koorbaarvis	<i>Atherina presbyter</i>	1.00	0.00	1
kleine zeenaald	<i>Syngnathus rostellatus</i>	0.76	0.24	1
snotolf	<i>Cyclopterus lumpus</i>	0.71	0.29	1
grauwe poon	<i>Eutrigla gurnardus</i>	0.50	0.50	1
pitvis	<i>Callionymus lyra</i>	0.19	0.81	1
grote zeenaald	<i>Syngnathus acus</i>	0.11	0.89	1
breedpootkrab	<i>Portumnus latipes</i>	0.00	1.00	1
zeebaars	<i>Dicentrarchus labrax</i>	0.00	1.00	1
sponzen	<i>Demospongiae</i>	0.00	1.00	1
rasterpitvis	<i>Callionymus reticulatus</i>	0.00	1.00	1
mytilus	<i>Mytilus sp.</i>	0.00	1.00	1
kleine pieterman	<i>Echiichthys vipera</i>	0.00	1.00	1
kleine heremiet	<i>Diogenes pugilator</i>	0.00	1.00	1
helmkrab	<i>Corystes cassivelaunus</i>	0.00	1.00	1
ansiovis	<i>Engraulis encrasicolus</i>	0.00	1.00	1



Figuur 10. Lengte-frequentieverdelingen schol per reis (1, 2, 3) in de aangelande fractie (l) en in de discard fractie (d). Reis 1 en 2 vonden plaats in de Noordzeekustzone en Waddenzee en reis 3 in de Voordelta (Tabel 6).

3.3 Bijvangsten van commerciële vissoorten en Natura 2000 soorten

Schol en sprot werden het vaakste aangetroffen in de bijvangstfractie (Tabel 10, Bijlage 2). Schol is aangetroffen in 97.4% van de trips en de aantallen schol waren het hoogst in het 2^e en 3^e kwartaal (juni) (Tabel 10, Figuur 11). Er zijn grote verschillen tussen de trekken. Rivierprik is aangetroffen in 13.7% van de trips (74 trips) en het meest in kwartaal 3 in de Noordzeekustzone, waar het gemiddelde lag op 0.3 per ha (Tabel 10, Figuur 11) en de soort werd aangetroffen in 43.9% van de trips. Fint is in 148 trips gevangen (27.3%). Zeeprik is in geen enkele trek bijgevangen in dit het onderzoek.

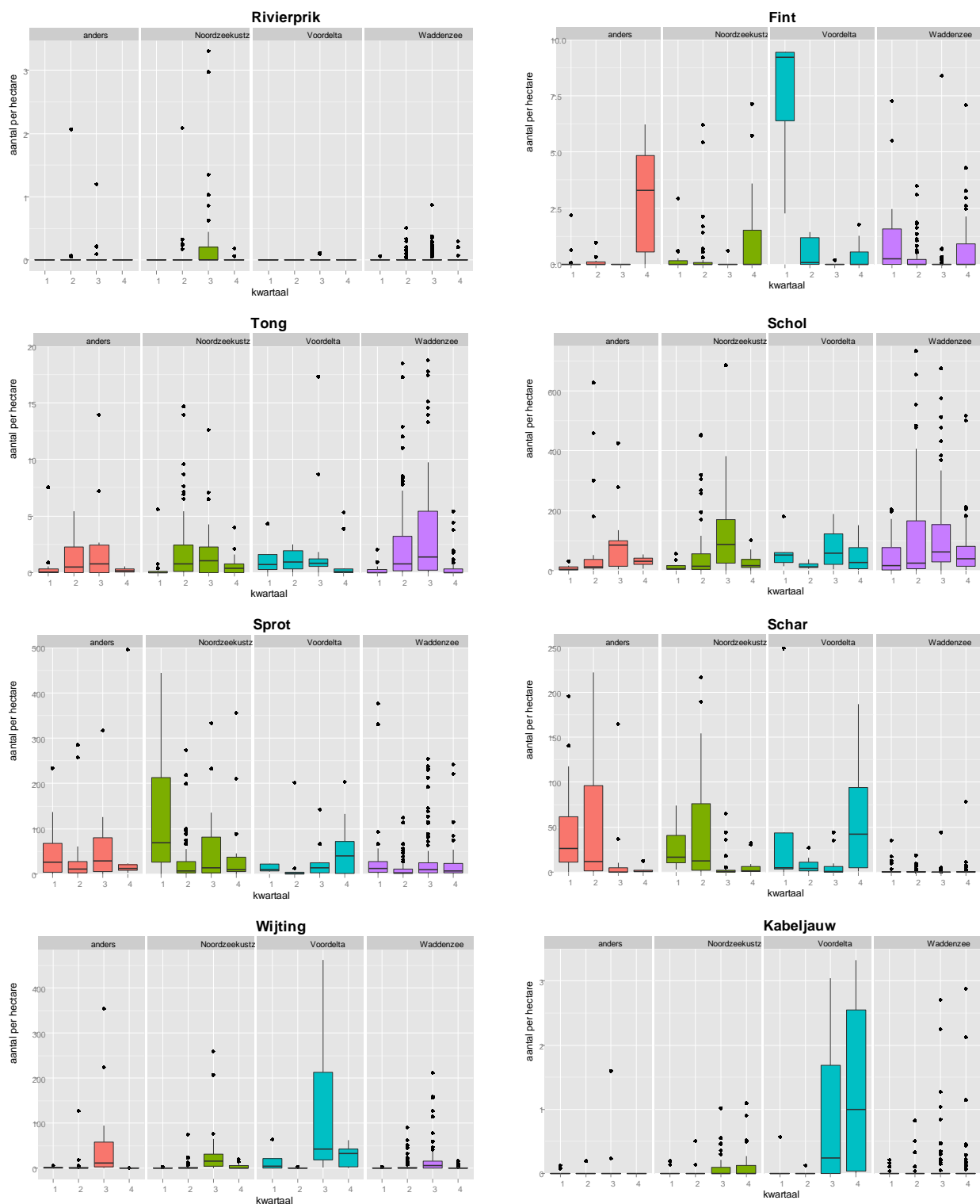
De bijgevangen finten variëren van 7-22 cm in lengte, waarbij de overgrote meerderheid tussen de 8-13 cm is (Figuur 12). Dit komt overeen met de maat van juveniele finten tijdens het eerste en tweede groeiseizoen. Fint kan tot 55 cm groot worden, maar grotere juvenielen en volwassenen zijn niet bijgevangen. De gevonden patronen zijn zeer vergelijkbaar voor de verschillende Natura 2000 gebieden.

De bijgevangen rivierprikken variëren van 13-38 cm in lengte (Figuur 13). Dit komt overeen met de volledige lengte range die verwacht kan worden op zee. Rivierprik van 12-13 cm groot trekt van zoetwater naar zee en volwassen rivierprikken van > 30 cm trekken vervolgens weer naar zoetwater om te paaien. In de Noordzeekustzone en de Waddenzee worden veel meer rivierprikken van alle lengtes gevangen, terwijl er in de Voordelta slechts enkele rivierprikken zijn bijgevangen die allen groter dan 34 cm en dus volwassen exemplaren waren.

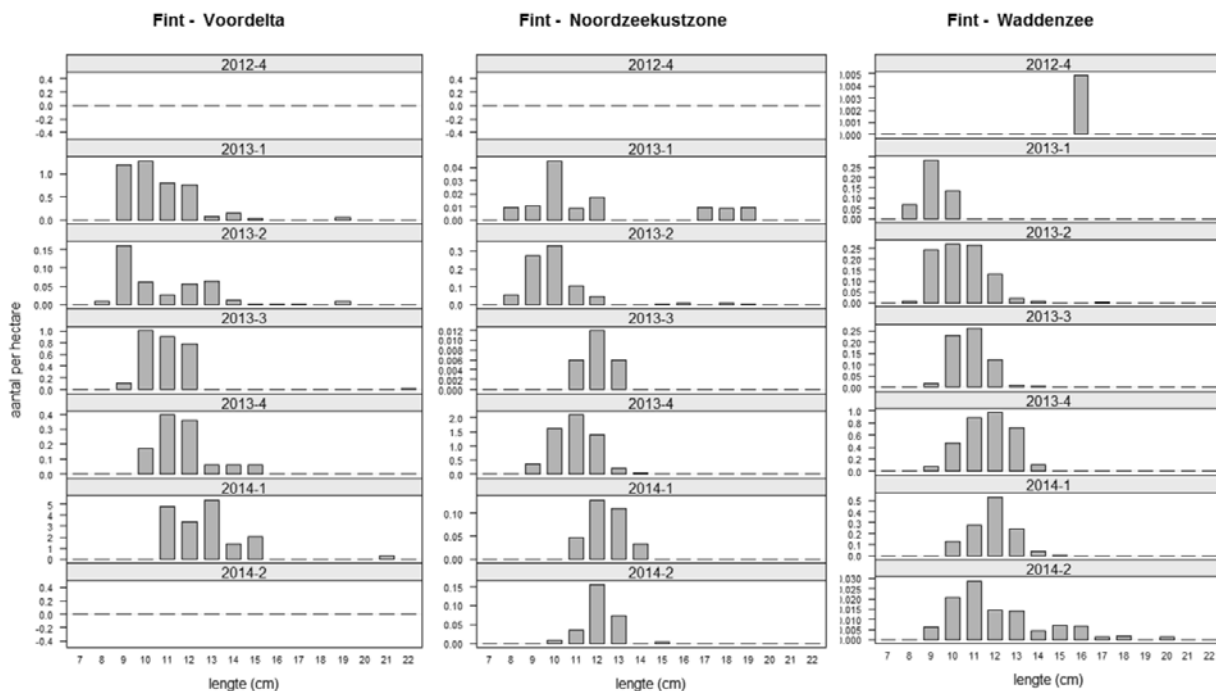
De aantallen bijvangsten van alle overige vis- en benthos soorten zijn weergegeven in Bijlagen 2 en 3.

Tabel 10. Gemiddelde aantallen per hectare per gebied en het percentage van de trekken waarin de soort gevonden is voor de belangrijkste vissoorten.

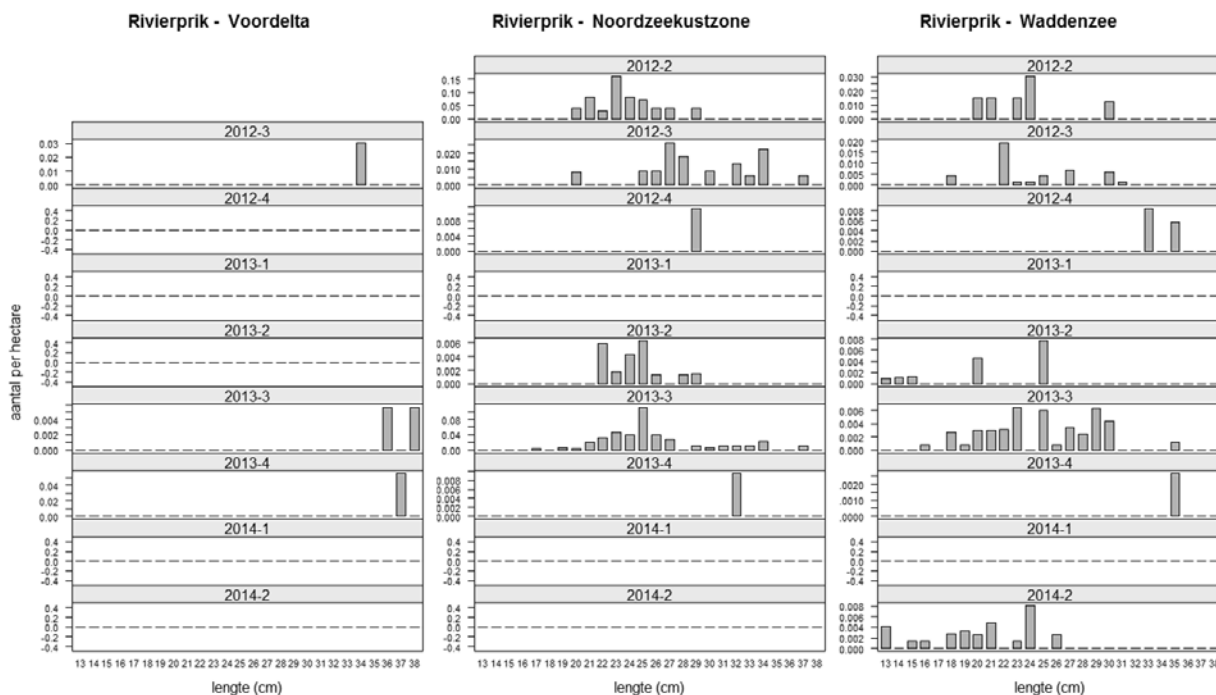
Soort (NL)	soort (ws)	kwartaal	Noordzeekustzone			Waddenzee			Voordelta		
			#/ha	SE	%	#/ha	SE	%	#/ha	SE	%
bot	<i>Platichthys flesus</i>	1	0.4	0.2	59	9.5	2.0	93	69.3	41.1	100
		2	0.2	0.1	41	2.7	0.7	65	4.3	2.7	70
		3	0.0	0.0	10	0.8	0.3	29	2.6	1.6	33
		4	0.1	0.0	26	2.1	0.5	80	0.7	0.6	44
fint	<i>Alosa fallax</i>	1	0.2	0.1	36	1.5	0.6	55	12.1	5.4	100
		2	0.6	0.3	29	0.5	0.3	35	0.5	0.2	50
		3	0.0	0.0	2	0.4	0.3	10	2.4	2.3	17
		4	1.7	0.7	30	1.4	0.6	42	0.4	0.2	33
rivierprik	<i>Lampetra fluviatilis</i>	1	0.0	0.0	0	0.0	0.0	3	0.0	0.0	0
		2	0.0	0.0	8	0.0	0.0	15	0.0	0.0	0
		3	0.3	0.1	44	0.0	0.0	21	0.0	0.0	17
		4	0.0	0.0	9	0.0	0.0	5	0.0	0.0	0
schar	<i>Limanda limanda</i>	1	27.6	4.9	100	2.8	1.4	48	60.1	47.9	80
		2	57.9	12.8	92	1.0	0.3	46	7.6	2.7	100
		3	12.2	7.2	59	0.5	0.4	16	8.3	4.4	58
		4	5.2	1.8	87	2.0	1.2	42	62.1	22.2	100
schol	<i>Pleuronectes platessa</i>	1	11.2	2.7	100	45.8	11.8	97	66.4	29.6	100
		2	70.9	18.8	91	244.2	63.1	96	16.2	3.2	100
		3	143.3	29.4	98	129.1	20.8	99	77.2	18.7	100
		4	25.9	5.3	96	69.9	12.1	100	50.7	17.5	100
spiering	<i>Osmerus eperlanus</i>	1	0.1	0.1	18	5.7	2.8	93	29.1	16.9	100
		2	0.5	0.2	38	5.3	1.6	86	1.6	0.8	70
		3	2.0	0.9	44	5.8	1.1	82	3.5	1.7	83
		4	1.2	0.3	87	7.4	2.5	97	2.3	1.4	67
sprot	<i>Sprattus sprattus</i>	1	115.9	25.1	96	41.9	16.6	97	134.3	123.5	100
		2	29.2	6.7	97	11.8	2.3	93	22.6	19.9	60
		3	47.0	10.9	85	32.2	5.3	87	26.2	11.8	92
		4	70.3	33.5	100	39.6	18.2	97	55.0	23.6	100



Figuur 11. Boxplots van dichtheden (n/ha) voor de Natura 2000 soorten en voor 6 commerciële vissoorten (per kwartaal voor de periode juni 2012-juni 2014). Er is geen zeeprik gevangen. Kenmerken van de boxplot: het 1e kwartiel en het 3e kwartiel (de 'box', waarbij 50% van de waarnemingen in de 'box' zitten), de mediaan (horizontale lijn in de box), de kleinste en de grootste waarneming met uitzondering van de uitschieters (vertikale lijnen). Datapunten worden beschouwd als uitschieters (losse punten) wanneer ze meer dan 1.5 maal het verschil van de afstand in de box afwijken van de box.



Figuur 12. Lengte frequentie verdeling van de bijgevangen fint voor elk kwartaal (van kwartaal 4 in 2012 t/m kwartaal 2 in 2014) in elk van de drie Natura 2000 gebieden (Voordelta, Noordzeekustzone, Waddenzee)



Figuur 13. Lengte frequentie verdeling van de bijgevangen rivierprik voor elk kwartaal (van kwartaal 4 in 2012 t/m kwartaal 2 in 2014) in elk van de drie Natura 2000 gebieden (Voordelta, Noordzeekustzone, Waddenzee).

Op basis van een opwerking van de vangstinspanning tijdens bemonsterde reizen naar de totale vangstinspanning van de gehele garnalenvloot is voor elk van de Natura 2000 gebieden een inschatting gemaakt van de orde van grootte aan bijvangsten per jaar voor de habitatrichtlijnsoorten fint, rivierprik en zeeprik (Tabel 11).

Tabel 11. Geschatte orde van grootte van bijvangsten per Natura 2000 gebied voor de habitatrichtlijnsoorten fint, rivierprik en zeeprik op basis van opwerking met bemonsterde naar totale vangstinspanning.

Natura 2000 gebied	Fint	Rivierprik	Zeeprik
Waddenzee	100.000en	10.000en	~ 0
Noordzeekustzone	100.000en	10.000en	~ 0
Voordelta	100.000en	100en	~ 0

3.3.1 Waarnemersreizen versus zelfbemonsteringsreizen

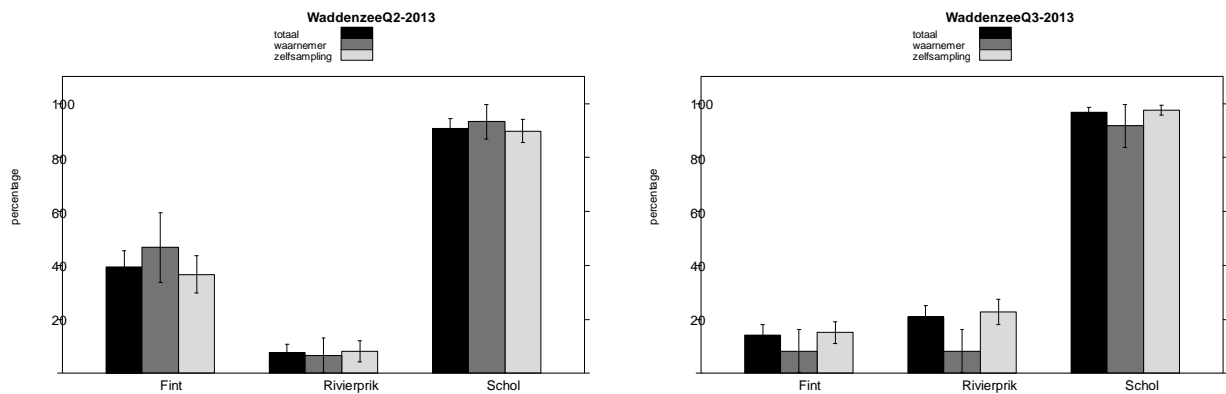
Het verschil tussen waarnemersreizen en zelfbemonsteringsreizen in de Waddenzee was niet significant voor zowel fint ($p=0.11$), rivierprik ($p=0.49$) of schol > 10 cm ($p=0.36$, Tabel 12, Figuur 14). Voor fint zijn kwartaal en jaar wel significant en voor rivierprik en grote schol alleen kwartaal (Tabel 12). De trefkans voor fint is het hoogst in kwartaal 1 en 4 van 2013 en rivierprik in kwartaal 2 en 3 (Tabel 13). De kans om Schol > 10 cm bij te vangen is het hoogst in kwartaal 3 en 4 (Tabel 13).

Tabel 12. Significantie (p) van waarnemers- (wn) en zelfbemonsteringstrekken (zb), kwartaal en jaar en aantal trekken in de analyse.

soort	p			aantal trekken	
	wn/zb	kwartaal	jaar	wn	zb
fint	0.11	<0.0001	<0.0001	56	377
rivierprik	0.49	<0.001	0.91	56	377
schol (>10cm)	0.36	<0.0001	0.10	56	377

Tabel 13. Trefkans per soort per trek in de Waddenzee. Modelresultaten (zie tekst voor details).

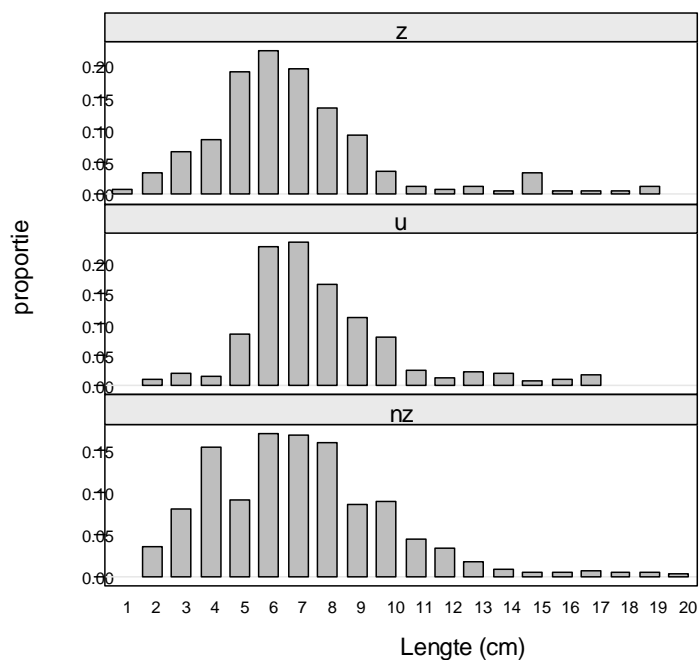
jaar	kwartaal	n (wn)	n(zb)	trefkans fint		trefkans rivierprik		trefkans schol	
				wn	zb	wn	zb	wn	zb
2012	2	10	0	0.001	0.002	0.146	0.108	0.307	0.244
2012	3	62	2	0.000	0.001	0.188	0.141	0.531	0.452
2012	4	42	4	0.020	0.034	0.035	0.025	0.726	0.659
2013	1	11	1	0.638	0.759	0.025	0.018	0.154	0.118
2013	2	49	15	0.317	0.453	0.139	0.103	0.206	0.159
2013	3	80	12	0.129	0.209	0.179	0.134	0.399	0.326
2013	4	40	3	0.881	0.930	0.033	0.024	0.608	0.531
2014	1	32	4	0.490	0.632	0.020	0.015	0.176	0.135
2014	2	51	14	0.202	0.311	0.117	0.086	0.233	0.182



Figuur 14. Percentage van de trekken waarin de Natura 2000 soorten en schol aangetroffen zijn in de waarnemersreizen en in de zelfbemonsteringsreizen in het tweede kwartaal (links) en het derde kwartaal (rechts).

3.3.2 Zeeflap

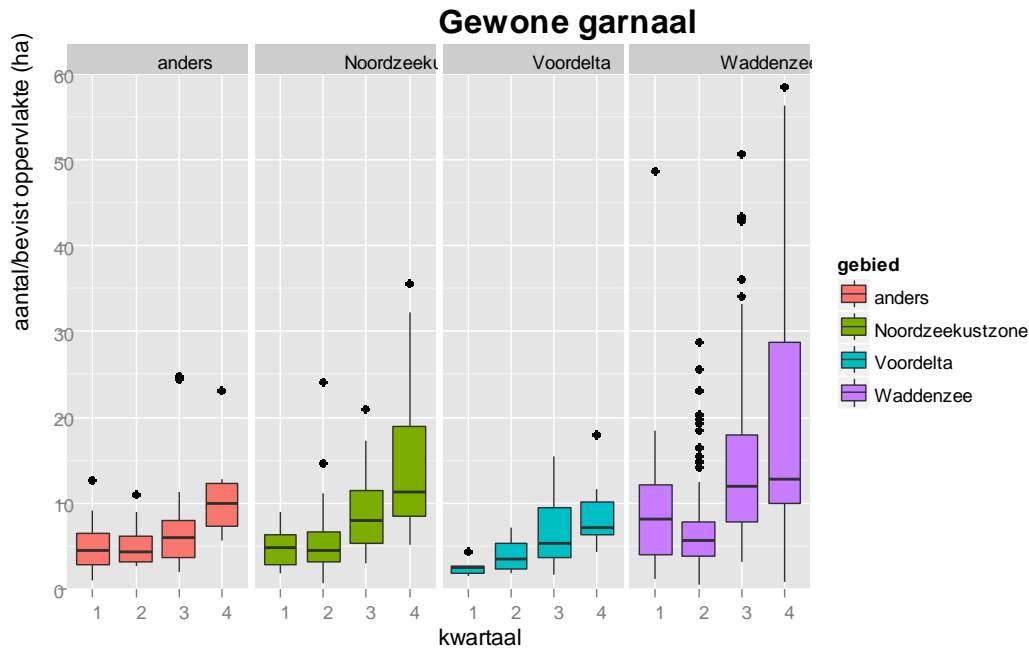
De gemiddelde lengte van schol die gevangen is in een trek waarbij een zeeflap gebruikt is in de Voordelta verschilt niet veel van de lengte zonder zeeflap (8.9 cm versus 8.8 cm). De gemiddelde lengte van trekken waarbij het niet bekend is of er een zeeflap is gebruikt is 9.4 cm (Figuur 15). Uit andere gebieden zijn er te weinig data beschikbaar om dit te analyseren.



Figuur 15. Lengtefrequentieverdeling voor schol in de Voordelta. Gemiddelde van trekken met zeeflap (z), zonder zeeflap (nz) en onbekend (u).

3.4 Garnaalvangst

De aanlandingen garnaal zijn voor de vraag over bijvangst niet zo relevant, maar worden hier vermeld om te laten zien waar en wanneer de hoogste dichtheid garnalen en dus het zwaartepunt van de garnaalenvisserij te verwachten is. De hoeveelheden aangelande garnaal variëren per kwartaal en per gebied (Figuur 16). In alle gebieden zijn de hoogste dichtheden gevangen in het vierde kwartaal, waarbij de dichtheden het hoogste waren in de Waddenzee.



Figuur 16. Dichtheden van de (aangelande fractie van) garnalen (kg per hectare per kwartaal voor de periode juni 2012-juni 2014). De kenmerken van de boxplot zijn: het 1e kwartiel en het 3e kwartiel (de 'box', waarbij 50% van de waarnemingen in de 'box' zitten), de mediaan (de horizontale lijn in de box, waarbij 50% van de data boven en 50% onder de mediaan ligt), de kleinste waarneming en de grootste waarneming met uitzondering van de uitschieters (de verticale lijnen). Datapunten worden beschouwd als uitschieters wanneer ze meer dan 1.5 maal het verschil van de afstand in de box afwijken van de box.

3.5 Effect bijvangst schol op populatie schol

3.5.1 Vangstinspanning

De vangstinspanning (uitgedrukt in aantal uren) van de hele Nederlandse garnaalenvloot is het hoogst in het derde kwartaal en het laagst in het eerste kwartaal (Tabel 14).

Tabel 14. Gemiddelde inspanning (over 2012 en 2013) door de garnaalenvloot per kwartaal en gebied.

kwartaal	vangstinspanning (aantal uren)
1	83272
2	134811
3	166144
4	154046
totaal	538273

3.5.2 Opwerking

De meeste schol per uur wordt bijgevangen in het tweede en derde kwartaal (Tabel 15). Het overgrote deel van de schollen in de discards zijn klein, tussen de 5 en 8 cm (Tabel 15). Bijna al deze schol zijn 0- en 1-jarigen (Tabel 8). Het ICES-bestandschattingsmodel (ICES 2014) laat 0-jarige schol buiten beschouwing. Er is ook geen schatting van de hoeveelheid gevangen 0-jarigen uit andere visserijen. Echter, door de kleinere maaswijdte van de garnalenvloot wordt verwacht dat 0 jarige schol alleen wordt bijgevangen door deze vloot.

Tabel 15. Gemiddelde aantallen bijgevangen schol per uur per lengte en kwartaal.

Lengte (cm)	Aantal per uur			
	Q1	Q2	Q3	Q4
3	0.0	3.5	0.0	0.2
4	0.3	107.8	12.7	3.3
5	6.9	200.3	56.6	13.6
6	26.8	142.3	134.8	35.8
7	38.5	94.8	167.2	54.4
8	26.1	32.5	124.1	62.5
9	12.0	10.8	65.6	42.9
10	3.2	4.5	26.4	16.0
>10	1.3	4.6	15.5	14.6
totaal	115.1	601.0	603.1	243.3

Tabel 16. Totaal aantal discards schol in de natura2000 gebieden per leeftijd

leeftijd	aantallen (duizenden)	
	discards garnalenvloot	sterfte schol garnalenvloot bij 20% overleving
0	140466	112373
1	97806	78245
2	12	10
3	4	3

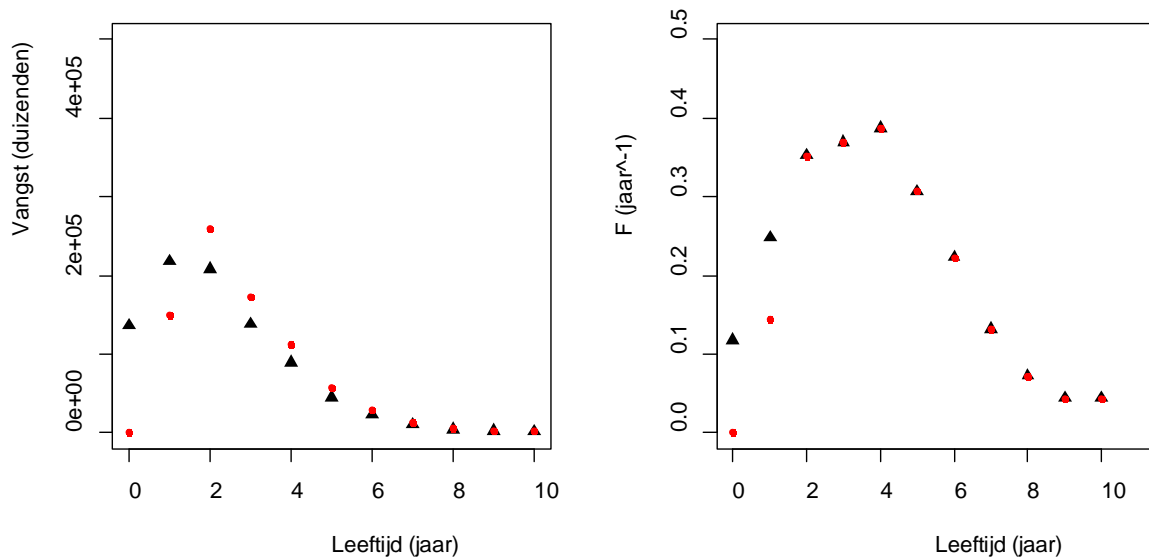
3.5.3 Vertaling naar bestand

De vertaling naar het bestand is voor vier scenario's uitgevoerd, namelijk voor twee verschillende schattingen van natuurlijke sterfte en voor twee aannames van de overleving van schol (zie bijlage 7 voor samenvattende tabellen). De resultaten worden hieronder beschreven.

3.5.4 $M0 = 0.1$

Door toevoeging van de discards schol van de garnalenvloot nemen de aantallen 0-jarigen toe (Figuur 17). Dit is te verklaren, omdat er vooral 0-jarigen worden bijgevangen in de garnalenvloot (Tabel 15). De aantallen in de leeftijden 1 tot 3 zijn ook duidelijk hoger wanneer de scholvangsten van de garnalenvloot worden meegenomen en van de oudere leeftijden zijn de vangsten dan wat lager (Figuur 17 linker grafiek). Ook de verwachte aanlandingen nemen af wanneer de schol vangsten door de garnalenvloot worden meegenomen in de berekening. Dit komt doordat minder 0-jarige schol kan doorgroeien tot

maatse schol. Toevoeging van de discards van de garnalenvloot verlaagt de aanlandingen van 91 kt naar 72 kt (Tabel 18). Dit effect neemt af wanneer er aangenomen wordt dat 20% van de schol overleeft (van 72 naar 87 kt, Tabel 18). De *SSB* zal ook toenemen zonder de discards van de garnalenvloot, van 391 naar 493 kt (Tabel 17). Ook dit effect neemt af wanneer er aangenomen wordt dat 20% van de schol overleeft (van 391 naar 472 kt, Tabel 18). De visserijsterfte is hoger wanneer de vangsten van de garnalenvloot worden meegenomen bij 0 en 1-jarigen (Figuur 17, rechter grafiek, Tabel 17).



Figuur 17. Links: totale schol vangst inclusief (zwarte driehoeken) en exclusief (rode rondjes) vangst door de garnalenvloot bij $M_0 = 0.1$. Rechts: Visserijsterfte inclusief (zwarte driehoeken) en exclusief (rode stippen) vangst door de garnalenvloot.

Tabel 17. Geschatte visserijsterfte per leeftijd met en zonder garnalen en voor verschillende natuurlijke sterfte van de 0 jarige schol

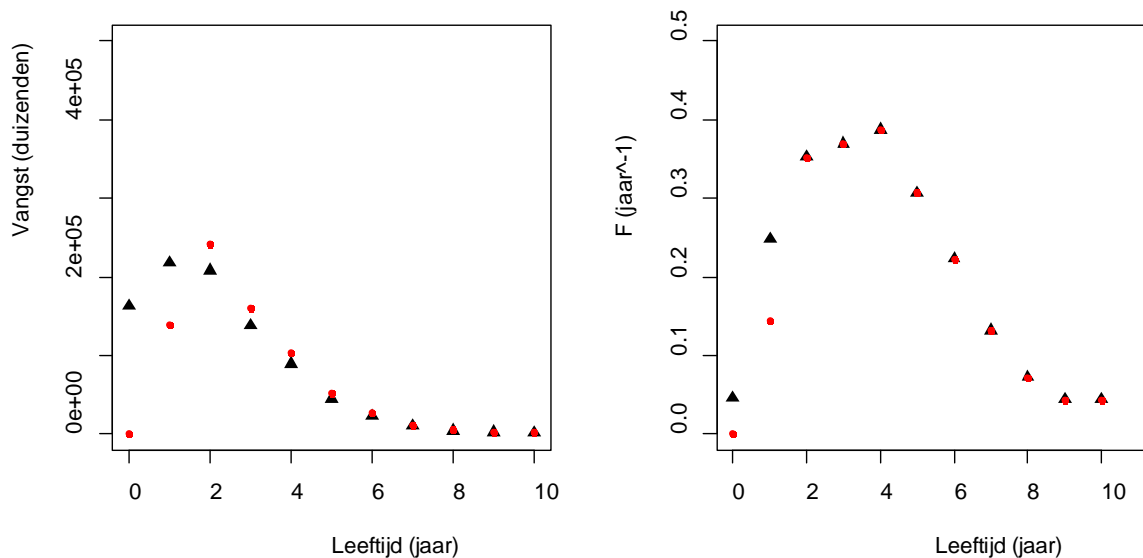
leeftijd	$M_0=0.1$				$M_0=2.06$			
	Met garnalen		Zonder garnalen		Met garnalen		Zonder garnalen	
	0% overleving	20% overleving	0% overleving	20% overleving	0% overleving	20% overleving	0% overleving	20% overleving
	g	g	g	g	g	g	g	g
0	0.120	0.099	0.000	0.000	0.047	0.038	0.000	0.000
1	0.255	0.235	0.144	0.145	0.255	0.235	0.144	0.145
2	0.353	0.353	0.353	0.353	0.353	0.353	0.353	0.353
3	0.370	0.370	0.370	0.370	0.370	0.370	0.370	0.370
4	0.388	0.388	0.388	0.388	0.388	0.388	0.388	0.388
5	0.307	0.307	0.307	0.307	0.307	0.307	0.307	0.307
6	0.223	0.223	0.223	0.223	0.223	0.223	0.223	0.223
7	0.132	0.132	0.132	0.132	0.132	0.132	0.132	0.132
8	0.072	0.072	0.072	0.072	0.072	0.072	0.072	0.072
9	0.044	0.044	0.044	0.044	0.044	0.044	0.044	0.044
10	0.044	0.044	0.044	0.044	0.044	0.044	0.044	0.044

Tabel 18. Geschatte aanlandingen (kt) en SSB (kt)

		M ₀ =0.1			M ₀ =2.06		
		met garnalen-visserij	zonder garnalen-visserij	% verschil	met garnalen-visserij	zonder garnalen-visserij	% verschil
aanlandingen	0% overleving	72	91	20.6	72	84	14.5
	20% overleving	72	87	17.1	72	82	12.0
SSB	0% overleving	391	493	20.7	391	458	15.0
	20% overleving	391	472	17.2	391	445	12.0

3.5.5 M₀ = 2.06

Wanneer de natuurlijke sterfte van 0-jarige schol hoger is, zoals geschat door Beverton en Iles (1992, M₀=2.06), verandert het patroon van de scholvangst en visserijsterfte niet, maar de verschillen zijn iets kleiner (Figuur 18) dan bij een lagere M₀ (0.1). Dit komt doordat er meer 0-jarige schol sterft door natuurlijke oorzaken in verhouding tot visserijmortaliteit. De verwachte aanlandingen nemen ook minder toe dan bij een M₀ van 0.1; de aanlandingen nemen toe van 72 kt tot 84 kt zonder de discards van de garnalenvloot (Tabel 18). Dit effect neemt af wanneer er aangenomen wordt dat 20% van de schol overleeft (van 72 kt naar 82 kt, Tabel 18). De SSB zal toenemen van 391 kt naar 458 kt (Tabel 18). Ook dit effect neemt af wanneer er aangenomen wordt dat 20% van de schol overleeft (van 391 kt naar 445 kt, Tabel 18).



Figuur 18. Links: totale schol vangst inclusief (zwarte driehoeken) en exclusief (rode rondjes) vangst door de garnalenvloot bij M₀ = 2.06. Rechts: Visserijsterfte inclusief (zwarte driehoeken) en exclusief (rode cirkels) vangst door de garnalenvloot.

4 Discussie

4.1 Aantal monsters en representativiteit

In totaal zijn er in twee jaar meer dan 800 monsters verzameld van bijvangsten in de garnalenvisserij in Nederland, en hiermee is de vooropgestelde bemonsteringsinspanning gehaald. De meeste reizen zijn in het tweede en derde kwartaal uitgevoerd. In het eerste kwartaal was de vloot het minst actief, wat ook wordt weerspiegeld in het aantal monsters. In 2014 zijn er geen waarnemersreizen meer uitgevoerd in het zuiden. Door aanhoudende lage vangsten waren de meeste schepen in andere gebieden aan het vissen.

De tuigen en tuigspecificaties van garnalenvissers kunnen onderling nogal verschillen. Het onderzoek was niet gericht op het aantonen van verschillen tussen verschillende tuigconfiguraties, en er wordt in deze rapportage dan ook niet verder op in gegaan. De aanname is dat de onderzochte schepen een afspiegeling zijn van de totale vloot. Voor zover mogelijk zijn wel de verschillen tussen het wel en niet gebruiken van de zeeflap onderzocht. Aangezien de zeeflap sinds 2013 verplicht was, is het aannemelijk dat het grootste deel van de reizen zijn uitgevoerd met een zeeflap. Van 22 trekken was bekend dat er geen zeeflap is gebruikt. Analyse van verschillen met en zonder zeeflap is in deze rapportage beperkt gebleven tot analyse van de lengte van schol in de Voordelta. Hieruit bleek geen verschil tussen trekken met en zonder. Een uitgebreidere analyse is op basis van deze data niet mogelijk, omdat niet altijd bekend is of er een zeeflap is gebruikt.

4.2 Habitatrichtlijn soorten rivierprik, zeeprik en fint

Van de Habitatrichtlijn soorten rivierprik, zeeprik en fint is de fint het meest bijgevangen door de garnalenvissers. Fint kwam voor in 27.3% van de trekken, rivierprik in 13.7% van de trekken en zeeprik is niet waargenomen. Voor deze drie soorten zijn geen bestandschattingen beschikbaar en de effecten van bijvangst door garnalenvisserij is hierdoor niet te kwantificeren. De resultaten van het onderzoek zullen daarom hieronder in kwalitatieve zin en daar waar mogelijk op ordegrrootte nader worden besproken.

Fint is een pelagisch voorkomende haringachtige die tot 55 cm groot kan worden. Aangezien de garnalenkor direct bij de bodem vist met een relatief geringe vaarsnelheid zal de vangkans voor grotere fint zeer beperkt zijn en zal alleen een klein deel van de jonge fint gevangen worden omdat het merendeel waarschijnlijk hoger in de water kolom aanwezig is (Maitland en Hatton-Ellis 2003). Dit is ook duidelijk in de lengte-frequentie verdeling van de bijvangsten te zien (Figuur 12). De werkelijke dichtheden van fint zullen hierdoor beduidend hoger liggen dan zoals gemiddeld per trek is waargenomen binnen de garnalenvisserij. De bijgevangen finten zijn voornamelijk eerstejaars finten en een klein deel tweedejaars finten. Oudere juvenielen en volwassen finten worden niet bijgevangen. De overlevingskansen na bijvangst voor de zeer kwetsbare fint zal nihil zijn. In welke estuaria de fint die voor de Nederlandse kust wordt waargenomen paait is momenteel nog onbekend (Winter *et al.* 2014). In de Demersal Fish Survey (DFS) survey wordt fint beduidend meer gezien in de Waddenzee dan voor de Zeeuwse en Hollandse kust (Bosveld 2008). In de Eems-Dollard vindt tenminste in sommige jaren succesvolle paai plaats. Grotere paai populaties bevinden zich nog in de Elbe in Duitsland en de Loire en Gironde in Frankrijk (Aprahamian *et al.* 2003). In dit licht is het opmerkelijk dat er juist in de Voordelta de hoogste aantallen finten binnen de garnalenvisserij zijn waargenomen. Mogelijk heeft dit te maken met de zeer recente waarnemingen van paaiende finten in de Schelde (Jan Breine, INBO, ongepubliceerde resultaten). De omvang van de bijvangst bedraagt 100.000en per jaar in elk van de drie Natura 2000 gebieden (Tabel 11). Het betreft hier voornamelijk eerstejaars finten, oudere juvenielen en volwassen finten worden niet gevangen. In hoeverre deze additionele sterfte tijdens de jongere stadia

beperkend is voor de populatie(s) finten die van deze Natura 2000 gebieden gebruik maken is niet te bepalen. Hiervoor zal er meer bekend moeten zijn over welke populaties de Nederlandse kustgebieden voor opgroei gebruiken en wat de omvang en dynamiek van deze populaties is.

Rivierprik is strikt genomen geen vis maar een rondbek behorend tot de klasse *Agnata*, wat relatief primitieve gewervelden zijn. De rivierprik groeit eerst als larve drie jaar ingegraven in waterbodems op van zoete wateren. Bij een lengte van 12-14 cm maken ze een metamorfose door waarbij ze ogen krijgen en een zuigbek ontwikkelen en naar zee trekken. Na twee jaar op zee zijn ze gegroeid tot 30-45 cm en trekken ze de rivieren weer op om te paaien. Over de zeefase is weinig bekend. De soort leeft zowel als parasiet op andere grotere vis, maar kan ook predator van kleinere vis als sprout en haring zijn. Hoe de verdeling over de waterkolom is, is onbekend. De vangstefficiëntie van de garnalenkor zal voor de jongste mariene stadia gering zijn, omdat deze door de 16-33 mm maaswijdte kunnen ontsnappen. Rivierprik is een relatief sterke soort en zou in potentie goede overlevingskansen kunnen hebben na vangst, al is dit afhankelijk van trekduur en hoeveelheid bijgevangen vis en ander materiaal. Er zijn geen overlevingsproeven na vangst met garnalenkotters bekend. In de DFS survey worden met name in de (oostelijke) Waddenzee relatief vaak rivierprikken gevangen (Mulder 2010). Ditzelfde beeld komt naar voren uit de bemonsterde garnalentrekken. De hoogste aantallen zijn bijgevangen in de Noordzeekustzone en de Waddenzee, waarbij de lengte verdeling van de bijvangst laat zien dat dit de volledige lengte range betreft die verwacht kan worden voor op zee opgroeiende rivierprikken: 13-38 cm (Figuur 13). In de Voordelta is nauwelijks rivierprik gevangen en betrof het telkens volwassen rivierprikken > 34 cm (Figuur 13). Dit suggereert dat de Natura 2000 gebieden Noordzeekustzone en Waddenzee als opgroei gebied tijdens de zeefase fungeren en de Voordelta slechts een doortrekstation voor volwassen rivierprikken die naar estuaria trekken. De huidige paaipopulaties die via Nederland binnentrekken worden geschat op minimaal 100.000en, waarbij het aanbod bij Kornwerderzand is geschat op 100en – 100.000en (Griffioen en Winter 2014) en in de Eems op minimaal 20.000-40.000 (Scholle *et al.* 2012). Dit zijn minimum schattingen en de verwachting is dat de werkelijke populatiegrootte veel hoger ligt, maar hoe hoog is onbekend. In hoeverre een additionele sterfte door de garnalenvisserij tijdens de mariene fase beperkend is voor de populatie(s) rivierprikken die van deze Natura 2000 gebieden gebruik maken is momenteel niet te bepalen (behalve dan dat het effect op rivierprik van de garnalenvisserij in de Voordelta zeer gering zijn). Hiervoor zal er meer bekend moeten zijn over de overlevingskansen na bijvangst en over de omvang en dynamiek van de populaties die de Nederlandse kustgebieden voor opgroei gebruiken.

Zeeprik is evenals rivierprik een rondbek die eerst als larve drie tot vijf jaar ingegraven in waterbodems van zoete wateren opgroeit en dan als ca. 18 cm grote rivierprik naar zee trekt. Na twee jaar op zee zijn de prikken gegroeid tot 60-100 cm en trekken ze de rivieren weer op om te paaien. Zeeprik leeft parasitair op grote vis en zelfs zeezoogdieren. Over de zeefase is weinig bekend maar zeeprik trekt gezien zijn prooivoorkomst waarschijnlijk verder de zee op dan rivierprik die met name in kustgebieden blijft hangen. Door deze verdere dispersie op zee en het vastgezogen voorkomen op moeilijk met garnalenkor vangbare grote vis en zeezoogdieren is het niet verwonderlijk dat er geen zeeprikken zijn waargenomen in het onderzoek. De effecten van de garnalenvisserij op zeeprik zullen derhalve verwaarloosbaar klein zijn.

4.3 Vangstsamenstelling

De vangsten van garnalenvissers bestaan voor het merendeel uit garnalen (marktwaardig en discards). De vangstsamenstelling zoals weergegeven in deze rapportage wijkt wel af van de vangstsamenstelling die is gevonden in andere onderzoeken naar de bijvangst in de garnalenvisserij. Gegevens over de vangstsamenstelling op basis van een bijvangstprogramma in Nederland waarbij

waarnemers aan boord monsters nemen blijkt over het algemeen de fractie vis en benthos groter en de fractie discardgarnaal kleiner is (Tulp *et al.* 2014). Ook oudere studies Duitsland en Nederland komen op hogere percentages bijvangst vis uit (Ulleweit *et al.* 2008; Tulp *et al.* 2010; Ulleweit *et al.* 2010). Dit verschil komt mogelijk doordat de gehanteerde methode geschikt is om veel informatie te krijgen van de bijvangst van individuele soorten, maar minder geschikt om de samenstelling van de vangst te bepalen. Voor het bepalen van de fractie ondermaatse garnaal is namelijk een schatting van het totale volume van de vangst nodig. Deze schatting is uitgevoerd door de schipper zelf. Uiteindelijk bleken er veel vangsten niet goed te zijn geschat, waardoor deze monsters niet meegenomen konden worden. In deze trekken bleek dat de uiteindelijke schatting van de totale hoeveelheid benthos, vis en aangelande garnaal hoger was dan de geschatte hoeveelheid totale vangst. De problemen met schatten van de vangst zou een verklaring kunnen zijn voor het verschil in vangst samenstelling van vorige onderzoeken. Daarbij is de methode niet geschikt voor het registreren van de bijvangst van alle soorten. Soorten als grondel en harnasmannetje kwamen praktisch niet voor in de monsters. Terwijl deze soorten in de waarnemersprogramma's (waar een andere methode wordt gehanteerd) in kleinere vissoorten met dezelfde grootte als (commerciële) garnaal belanden na het zeven met de garnalen in de kookpot. Ook kunnen er kleine vissen met de fractie discardgarnaal meteen weer over boord gaan.

Er zijn geen aanwijzingen gevonden voor verschillen tussen monsters die door de vissers of door waarnemers verzameld zijn. Door lage aantallen waarnemersreizen in andere gebieden is deze analyse echter alleen voor de Waddenzee uitgevoerd.

4.4 Effect op paaibestand schol

Door de garnalenvisserij wordt vooral 0 en 1-jarige schol bijgevangen. De jonge schol kan niet opgroeien tot volwassen of paairijpe schol en de vangsten zullen daarom een negatief effect hebben op de (paai)bestands grootte en de visserijsterfte. De effecten zijn het grootst wanneer de natuurlijke sterfte op het ICES- niveau van 0.1 wordt geschat. Het paaibestand neemt af met ongeveer 21% wanneer er aangenomen wordt dat schol niet overleeft (Tabel 18). Hoe groot het effect is hangt sterk af van de natuurlijke sterfte en van de overleving van schol. Bij een natuurlijke sterfte van 0-jarigen van 2.06 neemt het paaibestand 15% af bij een overleving van 0% (Tabel 18). Dit verschil wordt veroorzaakt doordat de sterfte door de visserij dan in verhouding tot de sterfte door natuurlijke oorzaken van minder groot belang is. Welke waarde van natuurlijke sterfte moet worden aangenomen is een punt van discussie. Natuurlijke sterfte zal zeer sterk verschillen van jaar tot jaar en afhangen van veel externe factoren zoals temperatuur, predatie en locatie.

Wanneer aangenomen wordt dat een fractie van de schol overleeft, neemt het effect op het paaibestand af. Bij een natuurlijke sterfte van 0-jarige schol van 0.1 neemt het effect af van 21% naar 17% (Tabel 18). Bij een natuurlijke sterfte van 0-jarige schol van 2.06 neemt het effect af van 15% naar 12% (Tabel 18). Het schatten van overleving van bijgevangen schol is ingewikkeld. De overleving hangt af van het gebruikte tuig, het soort ondergrond, de duur van de trek en de grootte van de schol (Berghahn *et al.*, 1992). De gebruikte overlevingschatting van 20% is dezelfde als gebruikt door Berghahn en Purps (1998) gebaseerd op Berghahn *et al.* (1992). Om deze schatting zit een onnauwkeurigheid in beide richtingen. Ook de schol die levend overboord gaat, zal nog nadelen ondervinden doordat ze kwetsbaarder zijn voor predatie door zeevogels, de slijm laag is aangetast en ze mogelijk beschadigd zijn. Daarnaast zijn de vangstechnieken sinds deze studies veranderd en is daarmee mogelijk ook de overleving veranderd.

Dit onderzoek is vooral gericht op de Natura 2000 gebieden, waardoor een groot deel van de verzamelde data uit deze gebieden komt. Het zou echter van weinig betekenis zijn om een analyse te doen van wat het effect van de gevangen schol binnen de Natura 2000 gebieden betekent op het scholbestand van de

gehele Noordzee. Daarom is voor dit onderzoek besloten om de hele Nederlandse vloot mee te nemen (Figuur 8). Dit betekent dat er aangenomen wordt dat de gegevens van dit onderzoek representatief zijn voor de hele Nederlandse garnalenvloot. Het is echter onwaarschijnlijk dat de scholbijvangsten langs de Deense en Duitse kust gelijk zijn aan die in de Nederlandse Natura 2000 gebieden en dicht bij de Nederlandse kust. Omdat er alleen gegevens zijn verzameld in de Natura 2000 gebieden en de doorrekening op de paaibiomassa is gedaan voor bijvangsten in het hele kustgebied, kan niet worden bepaald in hoeverre de garnalenvisserij in de Natura 2000 een ander effect heeft op de scholstand dan de garnalenvisserij daarbuiten. In totaal vond in 2012-2013 wel het grootste deel (70%) van de totale inspanning door de Nederlandse garnalenvloot binnen Natura 2000 gebieden plaats.

In dit onderzoek is de buitenlandse garnalenvloot buiten beschouwing gelaten. In Duitsland en Denemarken wordt ook op garnalen gevist en wordt jonge schol bijgevangen. Het effect van de Duitse visserij op een jaarklasse schol is geschat op 6%-18% (Berghahn & Purps, 1998). Wat het gezamenlijke effect van de Nederlandse, Duitse en Deense visserij is, is onbekend, maar zou, op basis van de nu beschikbare informatie, substantieel kunnen zijn.

Het huidige onderzoek maakt gebruik van gemiddelde vangsten van de laatste jaren, en heeft dus betrekking op een fictief cohort, waarbij wordt aangenomen dat het scholbestand niet verandert over de jaren. De scholvangst van de garnalenvloot is ook een gemiddelde van de beschikbare data. Het zou kunnen dat een groot deel van de bijvangst uit een gemiddeld goede jaarklasse komt. Dit zou betekenen dat het effect in werkelijkheid wat lager is. Aan de andere kant, wanneer het juist uit een slechte jaarklasse komt, zou het effect groter kunnen zijn. Om tot een preciezere inschatting van het effect op het bestand te komen, is een tijdserie van minimaal 10 jaar van de bijvangsten over het gehele visgebied van de internationale garnalenvloot nodig. Ook wordt er aangenomen dat er geen dichtheidsafhankelijke processen plaatsvinden in de periode dat schol in de garnalenvisserij wordt bijgevangen. Dichtheidsafhankelijke regulering vindt vooral plaats onder de juvenielen in de fase direct na *settlement* in het vroege voorjaar (van der Veer *et al.* 2000). De grootste visserijintensiteit door de garnalenvisserij vindt pas daarna plaats. Daarom is de inschatting dat deze aanname realistisch is.

De conclusie is dat de garnalenvijvangst mogelijk een substantieel effect heeft op het paaibestand van schol en dat verder onderzoek moet uitwijzen hoe groot dit effect precies is. We raden aan om de bijvangsten langere tijd te volgen, waardoor een voldoende lange tijdsserie tot stand kan komen om een nog beter beeld te krijgen van de werkelijke effecten. Tevens zijn voor de evaluatie van de effecten van de garnalenvisserij in de Natura 2000 gebieden representatieve discard bemonstering gegevens nodig uit zowel de Natura 2000 gebieden als de andere visgebieden van de internationale garnalenvloot.

Deelrapport 2: BACI experimenten in 6 Natura 2000 gebieden

Auteurs: Johan Craeymeersch, Sander Glorius, Anneke Rippen en Ingrid Tulp

1. Onderzoeksvragen en hypothesen

In dit deelonderzoek worden de resultaten beschreven van de studie naar effecten van de garnalenvisserij op het bodemecosysteem. De centrale onderzoeksvraag luidt:

Wat zijn de effecten van de garnalenvisserij met de klossenpees op het bodemecosysteem?

Met de focus op: wat is het effect op de samenstelling van lokale populaties bodemdieren?

Waarbij onder bodemdieren de nadruk ligt op:

- i. Typische soorten H1110
- ii. Fragiele op de bodem levende soorten (zoals zee-anemonen, hydroïdpoliepen, zakpijpen, mosdiertjes, zeeklitten en schelpkokerwormen, soorten waarvan verondersteld kan worden dat ze last kunnen hebben van regelmatige beroering door een klossenpees en garnalennet)

Bijbehorende werkhypothese is als volgt geformuleerd:

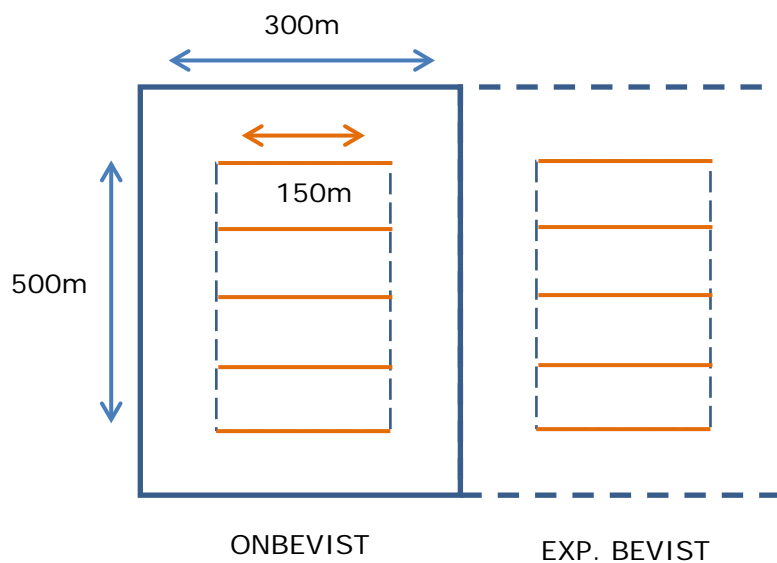
- (1) [H0]: Garnalenvisserij heeft geen effect op de abundanties, soortenrijkdom, diversiteit en *eveness* van het benthos in Natura 2000-gebieden.
[H1]: Garnalenvisserij heeft wel een effect op de abundanties, soortenrijkdom, diversiteit en *eveness* van het benthos in Natura 2000-gebieden.

2. Methode

2.1 BACI benadering

In dit onderzoek is gebruik gemaakt van de BACI benadering, waar in twee aaneengesloten onderzoeksvakken een T0 bemonstering van de bodemfauna wordt uitgevoerd van de 'beginsituatie' (Before) (Green 1979; Underwood 1992). Een van de twee vakken is daarna experimenteel bevestigd (Impact), terwijl het andere 'gesloten' vak diende als referentie (Control) (Figuur 19). Na de behandeling zijn beide vakken opnieuw bemonsterd (T1; After). Een significante interactie tussen de variabelen 'tijd' (T0 en T1) en 'behandeling' (Impact en Control), wijst dan op een effect van garnalenvisserij. De hier beschreven opzet is versterkt door het experiment in meerdere Control/Impact gebieden (i.e. gebiedsdekkend) te laten plaatsvinden (Underwood 1992). De onderzoeksvakken in dit onderzoek liggen boven Schiermonnikoog, Ameland en Terschelling, drie locaties bij de kust van Petten, drie locaties in de Vlakte van de Raan, en drie locaties nabij de Afsluitdijk in de Waddenzee (Figuur 20).

Elk vak is onderverdeeld in een onbevestigd en een experimenteel bevestigd vak (Figuur 20). In zowel het onbevestigde als het bevestigde deel zijn op T0 en T1 bodemschaaf (kust)- of zuigmonsters (Waddenzee) genomen (Figuur 19).



Figuur 19. Schematische weergave van een BACI-vak. De oranje lijnen geven bij benadering de geplande treklocaties van de bodemschaafmonsters aan.

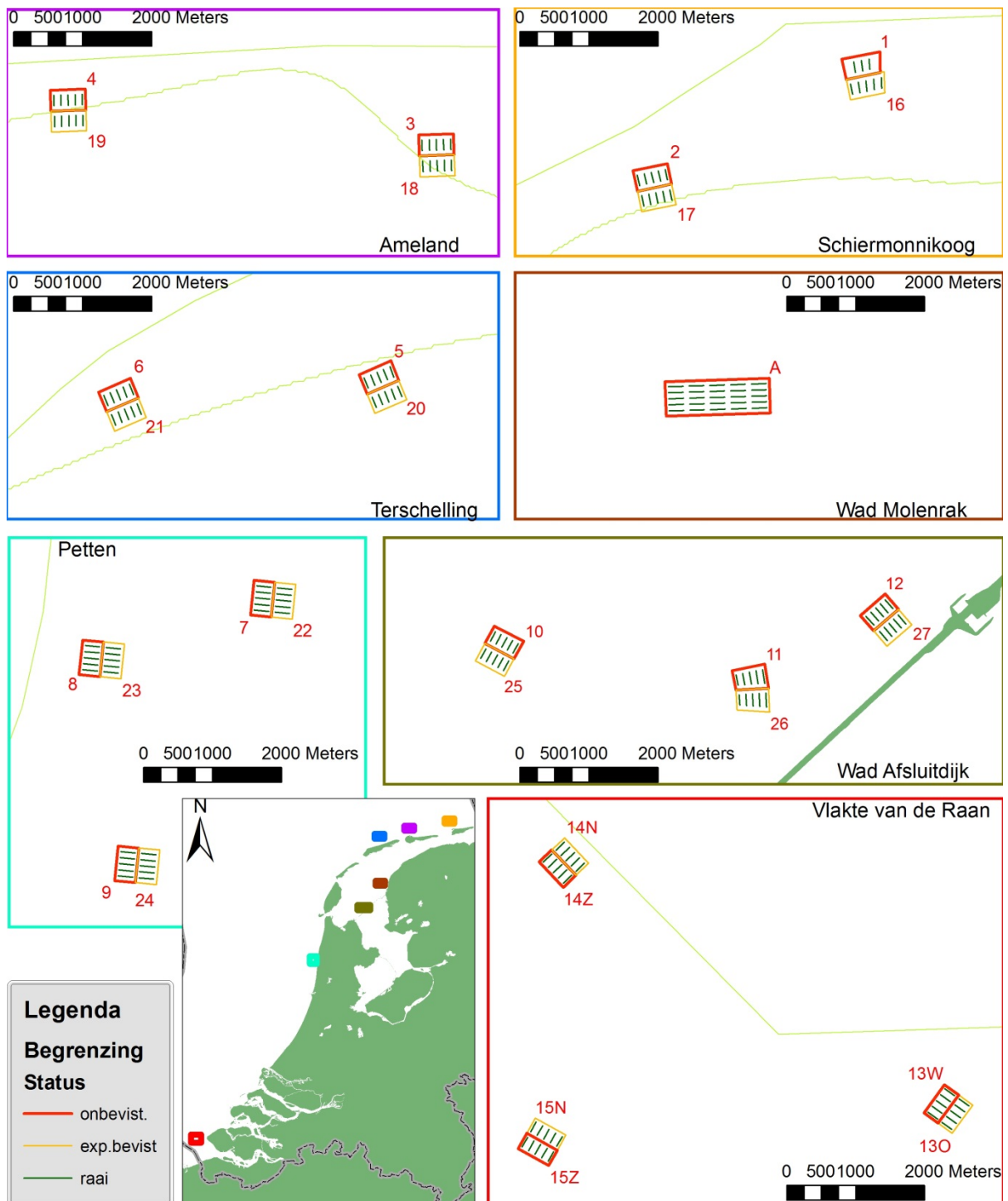


Impressie van benthos veldwerk. Linksboven met de klok mee: bodemschaaf komt aan boord; voorbeeld van een monster; een serie monsters klaar om verwerkt te worden; het uitzoeken van de monsters.

2.2 Bodemschaaf en zuigkorbemonsteringen

In juni/juli 2012 zijn de T0 bemonsteringen uitgevoerd in alle vakken, in augustus/september 2012 volgden de T1 bemonsteringen. In de Noordzeekustzone, ten noorden van de eilanden, en bij de Vlake van de Raan is daarvoor de bodemschaaf gebruikt, in de Waddenzee de zuigkor. De reden voor dit verschil is dat de zuigkor alleen in ondiep en rustiger water gebruikt kan worden. De verbinding tussen schip en tuig wordt hierbij gevormd door een buis, i.p.v. een vislijn zoals bij de bodemschaaf. Hierdoor kan het beviste oppervlak accurater bepaald worden en heeft de zuigkor de voorkeur. Op het diepere en onrustiger water van de Noordzee is het gebruik van de zuigkor niet mogelijk. Voor het juist navigeren naar de onderzoeksvakken (voor coördinaten zie Bijlage 8) en het bemonsteren van vooraf vastgestelde trekken werd het Marine Navigation programma MaxSea gebruikt. Voor aanvang van de bemonstering zijn de coördinaten van het programma afgestemd met de schipper. De beginstand van de teller van de bodemschaaf is genoteerd (tevens is de bemonsterde afstand bijgehouden) om later aantallen terug te kunnen rekenen naar dichtheden. De vaarsnelheid van het schip tijdens bemonsteren was maximaal 3 mijl. Bij voorkeur is tegenstrooms gevist over een afstand van ca. 150 m.

Na het vissen is de bodemschaaf binnen gehaald, waarna de inhoud van de schaarf gelegeerd werd en gespoeld boven een metalen bak met geperforeerde bodem (ronde gaten van 5 mm). De bemonstering met de zuigkor is met dezelfde vaarsnelheid en over dezelfde afstand uitgevoerd. Op de brug werd in MaxSea de treklijn van de bemonstering bijgehouden. Het beviste monster is tijdens het vissen opgezogen, via een molen en een opvoerband aan boord gekomen, gespoeld en opgevangen in tonnen met gaas. Het aan boord gehaalde monster is met een schep uit de bak gehaald en verdeeld over kisten. Het volume is bepaald en genoteerd. Vervolgens is het hele monster evenredig verdeeld zodat uiteindelijk een representatieve 10 liter overbleef, die in een witte bak is uitgezocht. Van elk monster is een foto genomen om een globale indruk te krijgen van de grootte/samenstelling. Afhankelijk van het voorkomen van een soort is het monster verder opgesplitst (sub-sampling) op zo'n manier dat er per soort steeds minimaal 50 individuen overbleven. Alle organismen zijn aan boord uitgezocht, de meeste zijn daar ook op soort gebracht. Vervolgens werden per soort de aantallen bepaald en werden de individuen gewogen op een Marel weegschaal (type M2000 series). Afhankelijk van de soort is onderscheid gemaakt in lengte- en grootteklassen. De aantallen en gewichten zijn direct digitaal ingevoerd in een ACCESS-database in de lab-container aan boord. Er is voor dit onderzoek extra aandacht besteed aan zogenaamde sessiele epibenthische soorten, die mogelijk gevoelig zouden kunnen zijn voor het garnalentuig. Per trek zijn daarom de anemonen, hydroïdpoliepen en mosdiertjes in een emmer (met zeewater) verzameld. Hieraan werden mentholkristallen toegevoegd (ter 'verdoving' en om ze zo te conserveren dat latere determinatie mogelijk zou zijn), waarna de organismen werden overgebracht in een gelabelde monsterpot gevuld met formaldehyde ter conservering voor latere determinatie in het laboratorium.



Figuur 20. Geografische weergave 15 vakken in 6 gebieden en het Molenrak. De strepen in elk vak geven de posities van de bodemschaaf/zuigkortrekken weer).

2.3 Experimenteel bevissen

Voor het experimentele bevissen zijn drie verschillende schepen gebruikt. De LO5 (breedte tuig: 7m, breedte schip: 4m) heeft het werk in de Waddenzee uitgevoerd. De HD42 is op de Noordzee kustzone

(Petten + boven de eilanden) ingezet, en de OD3 heeft experimenteel gevist in de Vlakte van de Raan (beide schepen breedte tuig: 9m, breedte schip: 6m).

Waddenzee

Op basis van de lengte van het schip, tuig en vak is berekend hoeveel slepen er op welke afstand van elkaar gedaan moesten worden om het vak integraal af te vissen. Een sleep wordt gedefinieerd als een verticale vislijn. In totaal zijn er 16 slepen per te bevissen vak gedaan met het schip LO5 in de Waddenzee. De samenstelling van de vangsten zijn geanalyseerd. De vangst van telkens vier slepen is samengenomen voor een monster. Van elk bevist vak zijn dus in totaal vier monsters verzameld. In het Molenrak zijn de vakken met verschillende intensiteiten bevist. Een vak is onberoerd gelaten (visserij-intensiteit 0x), de andere vakken zijn één dag (i.e. elke m2 tenminste 1x bevist), twee dagen achtereen (i.e. elke m2 tenminste 2x bevist), drie dagen achtereen (i.e. elke m2 tenminste 3x bevist) of vier dagen achtereen bevist (i.e. elke m2 tenminste 4x bevist).

Noordzeekustzone en Vlakte van de Raan

Op basis van de lengte van het schip, tuig en vak is berekend dat er 18 slepen per bevist vak gedaan moesten worden om het vak integraal af te vissen (met de schepen HD42 en OD3). Deze slepen zijn geclusterd bemonsterd op zo'n manier dat er 6 monsters worden genomen (die elk bestaan uit drie slepen). Deze manier van 1x integraal bevissen is toegepast in alle open (i.e. experimenteel beviste) vakken in de Noordzee kustzone (Petten, boven de eilanden) en in de Vlakte van de Raan.

De schipper is vooraf op de hoogte gesteld van de te bevissen gebieden en de geviste tracks zijn tijdens het bevissen in MaxSea (of Tracks, indien niet anders mogelijk) gemarkeerd. Zodra de vangst aan boord kwam is het aantal manden totale vangst geschat, waarna er een foto van de totale vangst met (zak)nummer is gemaakt. De vangstverwerking is gedaan volgens het discards protocol dat gebruikt wordt op garnalenkotters in het Europese Data Collection Framework (DCF) programma. De hele vangst is nagezocht op bijzondere soorten, zoals de vissen fint, rivierprik, zee-prik en de benthosoorten zeeklitten, anemonen, hydroïdpoliepen, mosdiertjes en zakpijpen. Vervolgens is een representatief monster van ~15L genomen dat helemaal is uitgezocht. Alle vis is per lengteklasse gemeten en alle de meeste benthosoorten zijn aan boord geteld en genoteerd op turflijstenlijsten. Speciale aandacht ging uit naar anemonen, hydroïdpoliepen, mosdiertjes en krabben/schelpen met begroeiing. Deze organismen werden apart gehouden in een emmertje met zeewater, waaraan mentholkristallen werden toegevoegd. Uiteindelijk werd dit monster afgegoten, op gebufferde formaldehyde (6%) gezet ter conservering en meegenomen naar het laboratorium. Wanneer alle vis, benthos en bijzondere soorten uit het monster waren verwijderd bleven de garnalen uit het monster over. Hiervan werd het totale volume (L) genoteerd, waarna een representatief monster van de garnalen (minstens 50) werd genomen en opgemeten.

2.3 Database

Alle oorspronkelijke gegevens van de epi- en infauna bemonsteringen en determinaties zijn ingevoerd in een Access-database in het IMARES databasesysteem. Op basis van deze gegevens zijn dichtheden in aantallen en vers gewicht (n/m² en g/m²) per soort per monster berekend. Bijvangstgegevens van het experimenteel vissen zijn ingevoerd in de IMARES Frisbe database.

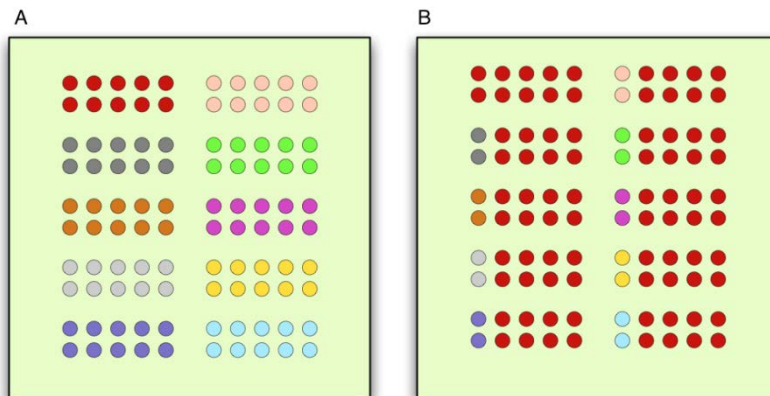
2.4 Analyse

Voor alle analyses zijn aantallen gevangen dieren omgerekend naar dichtheden (aantal individuen per vierkante meter) door het aantal aangetroffen individuen in het monster te delen door het bemonsterd oppervlak. Het bemonsterd oppervlak van de zuigkormonsters is afhankelijk van de trek lengte (ca. 150

meter) en bedraagt ongeveer 28.5 m². Een overzicht van wetenschappelijke en Nederlandse namen van benthossoorten wordt gegeven in Bijlage 14.

2.4.1 Gemeenschapsindices

Om de ontwikkeling van de benthosgemeenschap als een geheel te onderzoeken zijn een aantal indices gebruikt: soortenrijkdom (R), totale abundantie (A), de Shannon-Wiener diversiteitsindex (H) en Pielou's *eveness* (E). De soortenrijkdom (richness) wordt gedefinieerd als het aantal verschillende soorten, de abundantie is het totale aantal individuen per gemeten oppervlakte. De diversiteitsindex meet de orde (of wanorde) in een monster waarbij rekening wordt gehouden met zowel de *eveness* als de soortenrijkdom. De *eveness* is een maat van hoe gelijkmatig de abundantie is verspreid over de verschillende soorten. Wanneer de *eveness* een waarde heeft van 1 zijn alle individuen gelijk verdeeld over de soorten (i.e. elke soort heeft eenzelfde aantal individuen; Figuur 21). Hoe kleiner de *eveness* hoe onregelmatiger de soorten verdeeld zijn. De diversiteitsindex neemt toe bij een toename in aantal soorten, maar ook bij een grotere species *eveness*.



Figuur 21. Visualisatie van indices (verschillende kleuren staan voor verschillende soorten): soortenrijkdom is gelijk in A en B, de *eveness* is groter in A.

Diversiteitindex en *eveness* (Pielou's) zijn berekend in R (R-Development-Core-Team 2011) met functies beschikbaar binnen het *vegan* pakket (Oksanen 2013). Voor de berekening van deze indices zijn alleen benthossoorten meegenomen, bemonsterde vissen en wieren zijn buiten beschouwing gelaten. Van enkele soorten waarbij veel nulwaarnemingen voorkomen is alleen de aan-, afwezig geanalyseerd (zoals bryozoa bijvoorbeeld, zie Bijlage 16). Naast veranderingen in bovengenoemde indices zijn veranderingen in abundantie van een aantal specifieke soorten onderzocht. Afweging om een soort afzonderlijk te onderzoeken was de positie van de soort in of op de bodem. Daarbij is specifiek gekeken naar (sessiele) epibenthische soorten omdat verwacht wordt dat juist deze opgevist of beschadigd raken door een garnalentuig. Daarnaast zijn veranderingen in dichtheden van individuele soorten geanalyseerd wanneer het numerieke aandeel van de soort in de totale benthospopulatie sterk toe- of afgenomen was op T1.

2.4.2 Box-whisker plots

In de analyses worden onder andere box-whisker plots gebruikt. De onderkant van de box wordt weergegeven door de 25 percentiel en de bovenkant van de box de 75 percentiel, waardoor de helft van de datapunten zich dus binnen de box bevindt. De mediaan (50 percentiel) wordt met een (dikke)horizontale lijn (of stip in sommige figuren) weergegeven. De staart (naar boven en naar beneden) laat de hoogste/laagste waarneming zien die binnen de 75% + 1.5* interkwartiel afstand valt. Datapunten buiten deze afstand (uitbijters) worden als individuele datapunten geplott.

2.4.3 NMDS plots

Voor de grafische weergave van veranderingen in de bodemfauna gemeenschap is gebruik gemaakt van NMDS plots (Nonmetric Multidimensional Scaling). Dit is een ordinatietechniek waarbij de op elkaar gelijkende monsters dicht bij elkaar komen te liggen en de onderling sterk verschillende monsters ver van elkaar af liggen. Monsters kunnen overeenkomen of verschillen van elkaar op grond van de dichtheden van de verschillende soorten. Op grond van de onderlinge verschillen tussen de monsters worden deze door ordinatie in een meerdimensionale ruimte geplaatst.

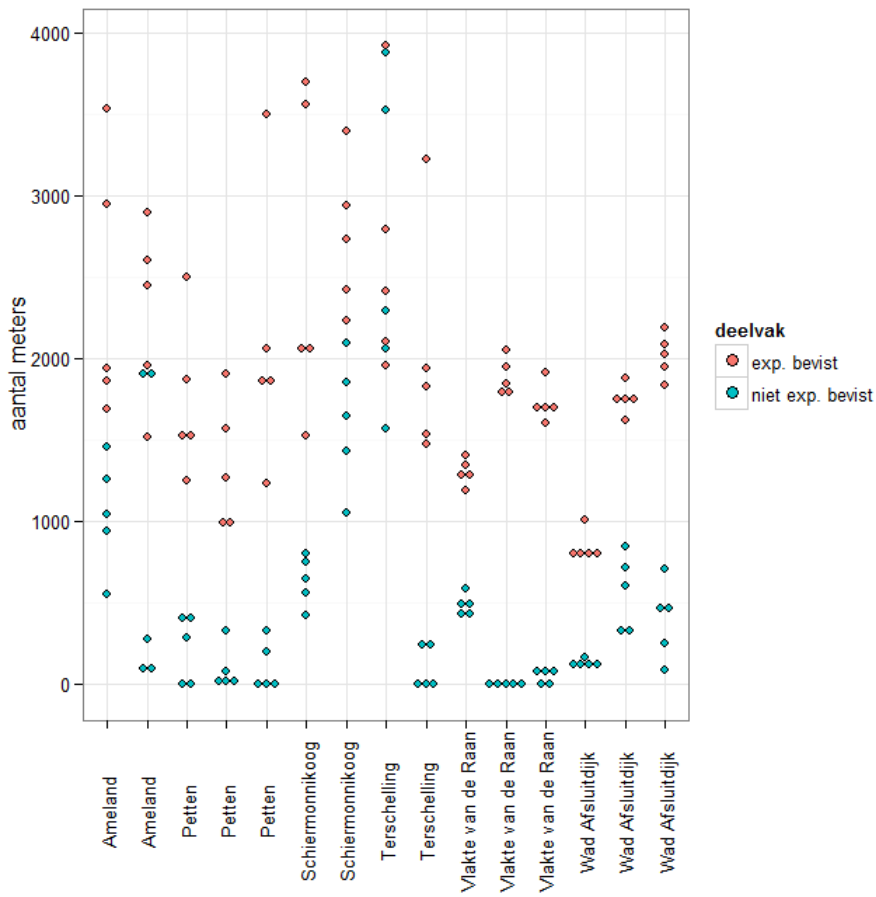
2.4.4 Correlaties met visserij-intensiteit

MARIN heeft voor alle 15 vakken, zowel experimenteel bevestigd als niet bevestigd, de visserij-intensiteit gemeten (de Jong en Looije 2014). Om het effect van de ongewenste visserij in de deelvakken beter te kunnen duiden, zijn de bodemfaunamonsters ook direct in verband gebracht met de geregistreeerde visserijdruk, dus los van de ligging van de punten in een experimenteel bevestigd of experimenteel niet bevestigd deelvak volgens de proefopzet.

De visserij-intensiteit per locatie (bemonsterd met bodemschaaf) is uitgedrukt als het aantal meters afgelegd door vissende schepen met een duidelijk vissende beweging (inclusief experimentele visserij) in een gebied van 50m rondom iedere bemonsteringsraai tussen de T0 en de T1 (de Jong en Looije 2014). Figuur 22 geeft per vak de visserij-intensiteit weer op de 5 monsterraaien.

De volgende indicatoren zijn per locatie berekend: totale dichtheid (op aantals- en biomassa basis), aantal soorten, Shannon-Wiener diversiteitsindex en *eveness*. Met een lineair model is onderzocht of verschillen in deze indicatoren (berekend als waarde op T1 – waarde op T0) gerelateerd zijn aan verschillen in visserij-intensiteit. Omdat er met name in de totale dichtheid grote uitbijters waren, zijn de dichtheden getransformeerd (vierdemachtswortel). Het verschil in totale dichtheid was, ook na deze transformatie, nog niet normaal verdeeld. Er waren nog een aantal uitbijters. Ook andere transformaties leidden niet tot een betere verdeling. De verschillen in de andere indicatoren waren redelijk normaal verdeeld.

De relatie tussen de verschillen in de biotische indicatoren en visserij-intensiteit is geanalyseerd met Linear Mixed Effects Modellen. In alle gevallen wezen de resultaten van een lineair model op heterogeniteit van de varianties, en is gecorrigeerd voor heteroskedasticiteit (heterogeniteit van de variantie) door het toelaten van een andere variantie-structuur per gebied (argument `weights=varIdent()` bij functie `gls()` van de bibliotheek `nlme` in R). Daarbij bleek een model waarbij voor iedere locatie een andere intercept berekend werd (een zogenaamd Linear Mixed Effects model) in alle gevallen een nog beter model. Het Akaike Information Criterion (AIC) is gebruikt om het beste model te kiezen. Voor de validatie van de lineaire modellen is nagegaan of de residuen normaal verdeeld waren (via histogrammen en QQ-plots), of er geen patronen waren in een grafiek van residuen in relatie tot berekende waarden (homogeniteit). Data analyses zijn uitgevoerd met R (R Core Team 2014) en we hebben volgende bibliotheken gebruikt: `nlme` (Pinheiro *et al.* 2011) en `RODBC` (Ripley en Lapsley 2013). In het geval van een significante relatie, is de verklaarde variantie berekend volgens Nakagawa en Schielzeth (2013). Daarbij wordt onderscheid gemaakt tussen de variantie verklaard door *fixed factors* alleen ('marginal R^2 ') en variantie verklaard door zowel *fixed* als *random factors* ('conditional R^2 '). *Random factors* zijn factoren die wel invloed hebben op de variatie en waar we dus voor moeten corrigeren, maar waar we niet in geïnteresseerd zijn; *fixed factors* zijn factoren die ook bijdragen aan de variatie, maar waar we wel in geïnteresseerd zijn. Het script is gedownload van: <http://jslefche.wordpress.com/2013/03/13/r2-for-linear-mixed-effects-models/>.



Figuur 22. Bereik van visserij-intensiteit (aantal meters) per bemonsteringsraai per vak.

3. Resultaten

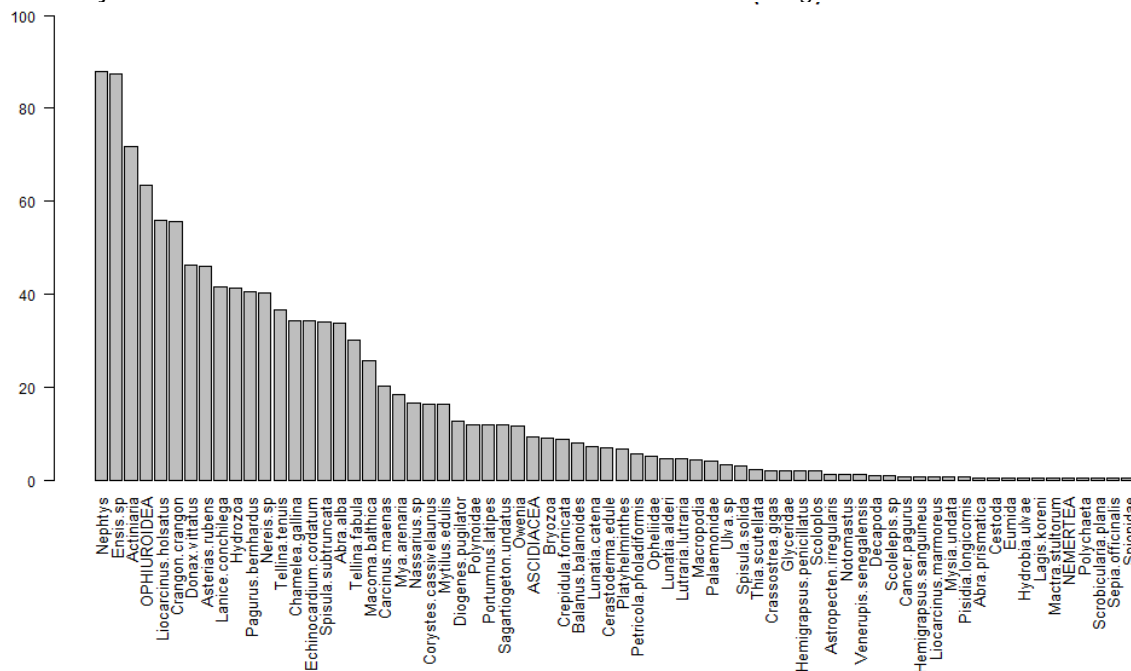
De oorspronkelijke onderzoeksopzet is in ernstige mate verstoord door ongecontroleerde bevissing van de onderzoeksgebieden (zie paragraaf 3.2.3 en 3.2.4). Daardoor kan met de geplande analyse van de resultaten, de oorspronkelijke onderzoeksvraag niet worden beantwoord. We zullen hier dan ook volstaan met een grafische weergave van de resultaten uit de bemonstering, maar geen formele statistische analyse. Er zullen aan de hand hiervan ook geen conclusies getrokken worden.

3.1 Benthosparameters in de 15 vakken

De bodemfauna wordt eerst gekarakteriseerd in termen van aangetroffen soorten en trefkans van individuele soorten. Daarna gaan we in op ruimtelijke verschillen tussen de locaties.

3.1.1 Aangetroffen soorten

In de bodemschaaf- en zuigkormonsters die genomen zijn in de beviste en onbeviste vakken op T0 en T1 zijn 70 benthossoorten aangetroffen, inclusief een groenwier (Figuur 23). De zandzager (*Nephtys* sp.) en de zwaardschede (*Ensis* sp.) waren het meest dominant (aangetroffen in >80% van de monsters). In totaal zijn 22 benthossoorten in meer dan 20% van de monsters aangetroffen.

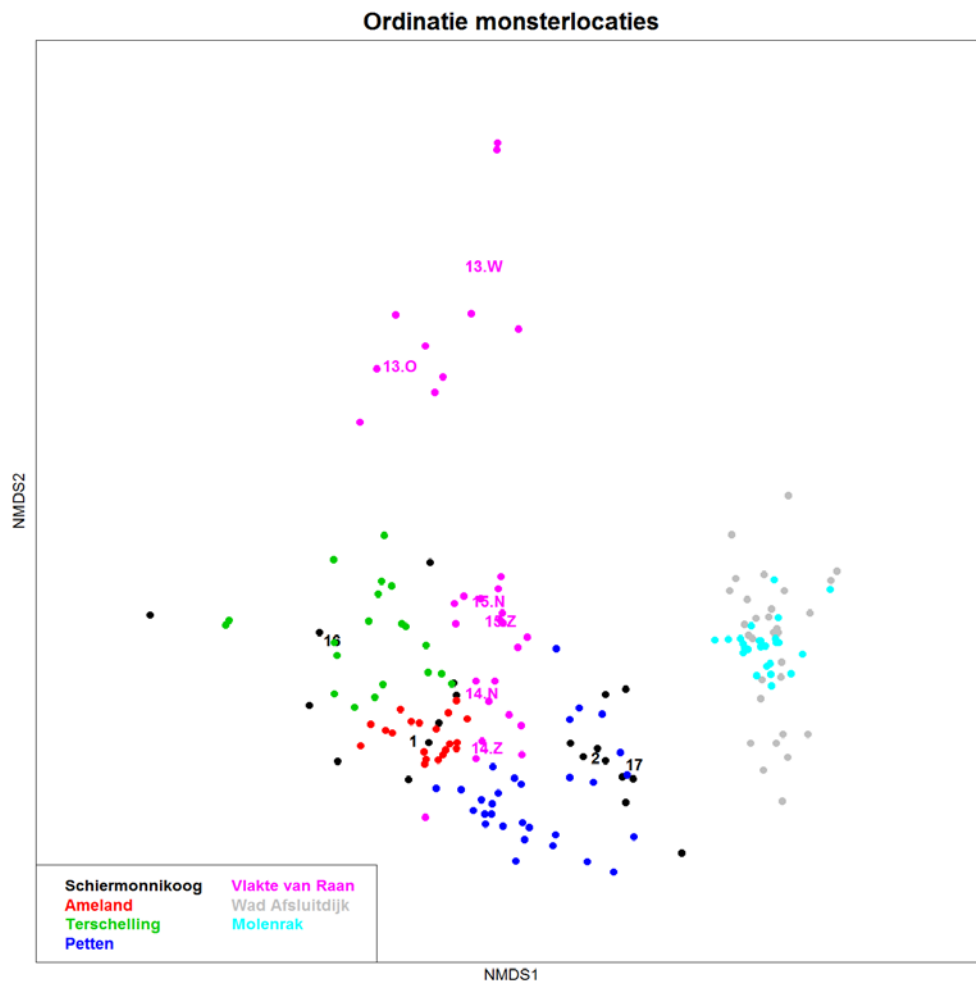


Figuur 23. Frequentie van voorkomen van benthossoorten aangetroffen in bodemschaaf- en zuigkormonsters uit de 15 vakken in de 6 onderzoeksgebieden. De trefkans is berekend op basis van individuele trekken waarbij gebruik gemaakt is van zowel de T0- als de T1-bemonstering van open en gesloten vakken. Zie voor Nederlandse soortnamen Bijlage 14.

3.1.2 Ruimtelijke verschillen tussen de 6 gebieden

De ruimtelijke verschillen in de soortensamenstelling van het benthos tussen de onderzoeksgebieden zijn weergegeven in Figuur 24. De benthosgemeenschappen in de onderzoeksgebieden boven de eilanden (Schiermonnikoog, Terschelling en Ameland) lijken sterk op elkaar. Bij Schiermonnikoog is er een relatief groot verschil tussen de vakken in benthosamenstelling. De soortensamenstelling bij Petten lijkt op die van de eiland-locaties evenals twee van de drie vakken op Vlakte van de Raan (vakken 14 & 15). Het derde vak op Vlakte van de Raan (nr. 13) laat een andere soortensamenstelling zien, veroorzaakt door aanwezigheid van de zandzager (*Nephtys* sp.), de breedpootkrab (*Portunus latipes*) en *Opheliidae*

(worm). Zoals verwacht kan worden, verschilt de benthossamenstelling op beide Waddenzeelocaties (Wad Afsluitdijk en Molenrak) aanzienlijk met die van de overige onderzoekslocaties. Het benthos in het Molenrak wordt gekenmerkt door de aanwezigheid van het nonnetje (*Macoma balthica*), de strandgaper (*Mya arenaria*), de mossel (*Mytilus edulis*), de Japanse oester (*Crassostrea gigas*), de strandkrab (*Carcinus maenas*), hydroïdpoliepen (Hydrozoa), zakpijpen (*Ascidacea*), mosdiertjes (*Bryozoa*) en de zeeduizendpoot (*Nereis* sp.). De overige onderzoekslocaties lijken onderling op elkaar, al lijkt de Vlakte van de Raan (alleen vak 13) ook van de rest te verschillen.

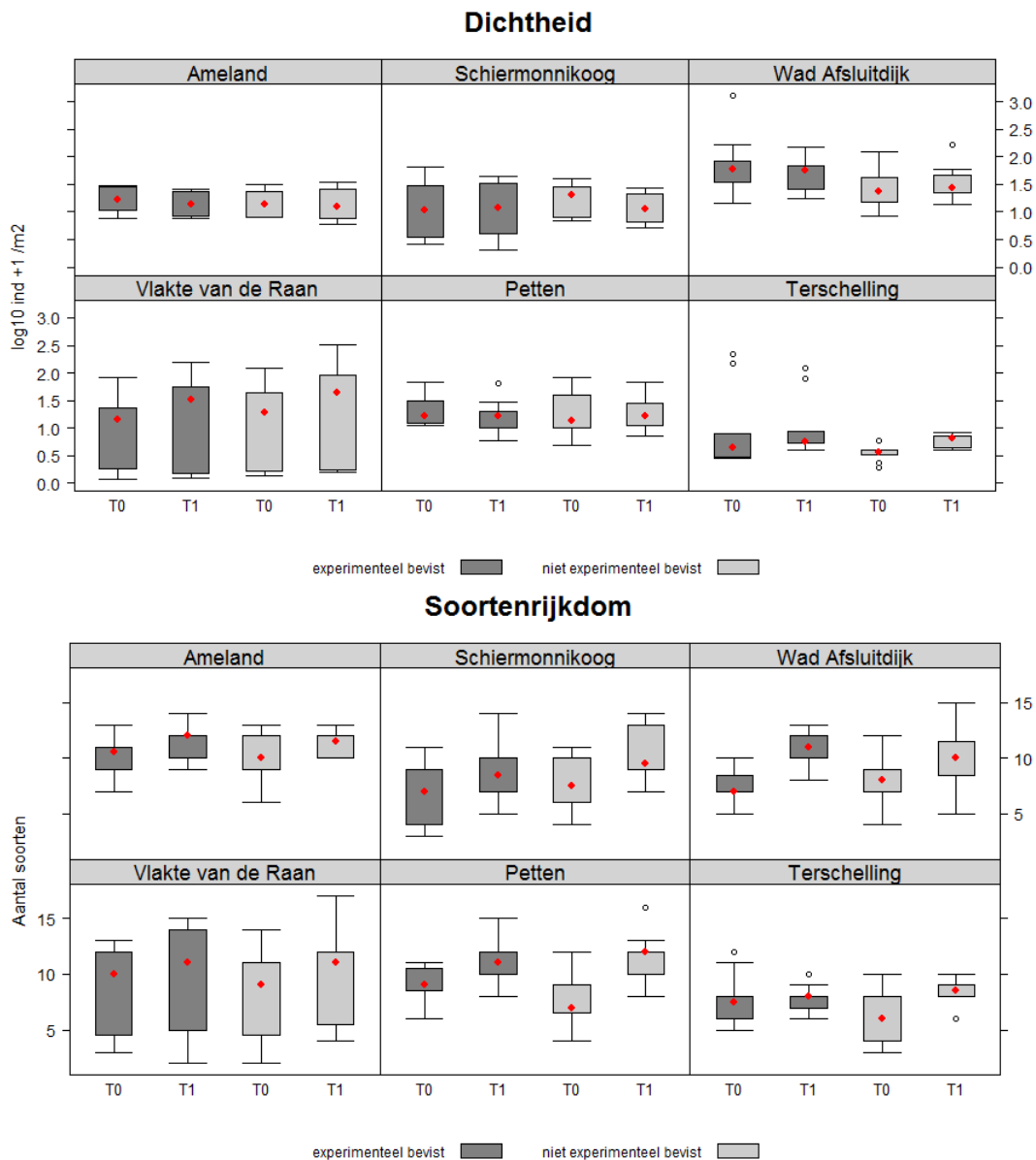


Figuur 24. NMDS plot van de vakken in de onderzoeksgebieden op basis van wortel-getransformeerde soortabundantie van open en gesloten vakken op T0 (stress= 0.1538, dimensies= 2). Getallen betreffen vak-codes (alleen weergegeven voor een selectie van vakken, zie tekst). Punten worden zodanig geplaatst dat de "stress" geminimaliseerd wordt. Een stress <0.2 geeft aan dat de patronen goed door de NMDS beschreven worden.

3.1.3 Ontwikkeling benthos gemeenschapsindices in beviste en onbeviste vakken

De benthos abundantie en soortenrijkdom zijn weergegeven in op het niveau van onderzoeksgebied voor en na 1x (integraal) bevissen met garnalentuig van de open vakken. Hierbij zijn de trekken voor de vakken gemiddeld apart voor de experimenteel beviste en niet experimenteel beviste vakken (Figuur 25). In alle gebieden is de soortenrijkdom toegenomen tussen T0 en T1, zowel in de beviste als onbeviste vakken. In de Vlakte van de Raan is de variatie in soortenrijkdom veel groter dan in de andere gebieden. De dichtheid laat een minder duidelijke (Vlakte van de Raan, Terschelling) of geen toename

zien tussen T0 en T1, zowel in de beviste als onbeviste vakken. Totale dichtheid is het grootste in de Waddenzeevakken en het laagst in het gebied ten noorden van Terschelling.



Figuur 25. Soortenrijkdom en dichtheid bodemfauna in de 15 vakken verdeeld over de 6 onderzoeksgebieden op T0 en T1. Per gebied is telkens het gemiddelde gegeven. De rode stip is de mediaan, de box omvat het 25-75 percentiel, de staart (naar boven en naar beneden) is het 95% betrouwbaarheidsinterval van de mediaan. Afzonderlijke punten buiten de staart zijn uitbijters.

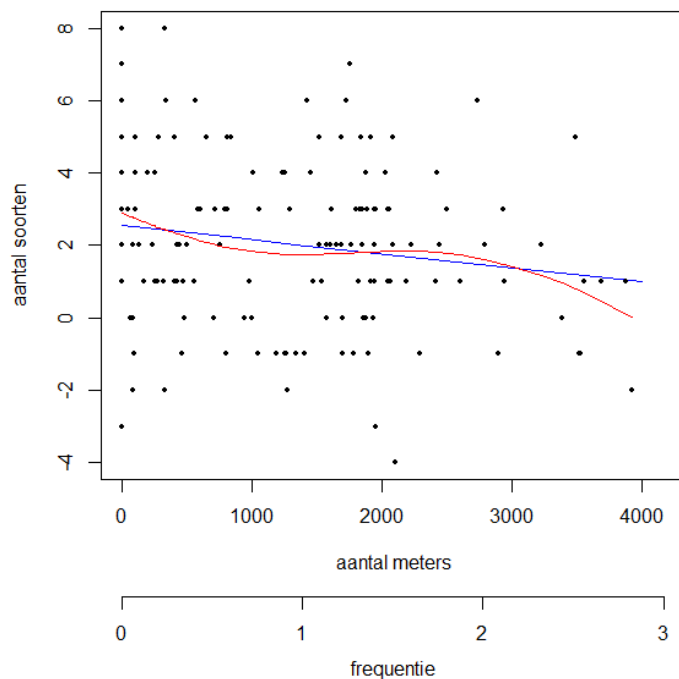
3.2 Correlaties met daadwerkelijke visserij-intensiteit

Afgezien van de geplande experimentele visserij-intensiteit (1 integrale bevissing tussen T0 en T1) heeft er in 12 van de 15 vakken dus ook nog additionele bevissing plaatsgevonden. Het verband tussen het verschil in aantal soorten tussen T0 en T1 en de visserij-intensiteit is significant (Tabel 19). De relatie tussen verschillen in totale dichtheid, Shannon-Wiener diversiteitsindex of *evenness* met visserij-intensiteit

is niet significant. Op T1 was zowel in de niet experimenteel beviste deelvakken, als in de experimenteel beviste deelvakken het aantal soorten toegenomen (Figuur 25). De relatie met visserij-intensiteit is negatief (Figuur 26). Dat betekent dat het aantal soorten minder toenam bij hogere visserij-intensiteiten. De door het model verklaarde variantie is 15%, waarvan 3% door visserij-intensiteit. Het verschil hier tussen is dus te wijten aan vakverschillen (*random factor*).

Tabel 19. Resultaten van de analyses van de relatie tussen de daadwerkelijke visserij-intensiteit en benthos parameters in de 15 vakken.

response variabele	model	coefficient	standaardfout	n vrijheidsgraden	t-waarde	p-waarde
aantal soorten	intercept	2.5519	0.3688	134	6.9198	<0.001
	visserij-intensiteit	-0.0004	0.0002	134	-2.0362	0.0437
totale dichtheid (n/m ²)	intercept	0.1200	0.0864	134	1.3896	0.1669
	visserij-intensiteit	-4.81E-05	3.84E-05	134	-1.2525	0.2126
totale dichtheid (g/m ²)	intercept	0.4196	0.1425	134	2.9439	0.0038
	visserij-intensiteit	-4.40E-05	5.93E-05	134	-0.7423	0.4592
Shannon-Wiener	intercept	0.2219	0.0877	134	2.5307	0.0125
	visserij-intensiteit	-3.35E-05	3.29E-05	134	-1.0183	0.3104
evenness	intercept	0.0090	0.0346	134	0.2589	0.7961
	visserij-intensiteit	3.07E-06	1.28E-05	134	0.2412	0.8098



Figuur 26. Verschil in verandering tussen T1 en T0 in aantal soorten in functie van visserij-intensiteiten (aantal meters gevist). De rode lijn geeft het voortschrijdend gemiddelde weer (loess function), de blauwe lijn geeft het voorspelde verschil in aantal soorten. De onderste x-as geeft bij benadering de bevissingsfrequentie in de periode tussen T0 en T1.

4. Discussie

4.1 Effect garnalenvisserij op benthos

De hier gebruikte analyse is verre van optimaal. De oorspronkelijke BACI opzet is door de verstoring van het experiment losgelaten en in plaats daarvan zijn regressie analyses uitgevoerd van een aantal parameters in relatie tot de daadwerkelijk uitgevoerde visserij-inspanning. Een dergelijke analyse kan alleen correlaties detecteren, geen causale verbanden.

Voor de geselecteerde univariate gemeenschapsindicatoren, is alleen de verandering van het aantal soorten significant gerelateerd met visserij-intensiteit. Gemiddeld nam het aantal soorten toe tussen T0 en T1, maar in de licht beviste vakken was die toename groter (1.5 soort op een totaal van 80) dan in de zwaarder beviste vakken. Het probleem bij de interpretatie van de analyse van deze data is dat het autonome seizoenspatroon de vergelijking in de tijd bemoeilijkt. De T0 is immers in juni/juli uitgevoerd, de T1 enkele weken later, in aug/sept. Bij de oorspronkelijke beoogde BACI analyse zou dat probleem zich niet hebben voorgedaan omdat dan de richting van de verandering tussen T0 en T1 tussen een bevist met een niet-bevist vak vergeleken wordt.

De geconstateerde afname lijkt biologisch relevant, tenzij er soorten zijn die niet voorkomen in juni/juli en wel in augustus. Dat is niet het geval. Er zijn 51 soorten die op T1 in meer monsters voorkwamen dan op T0, en 31 soorten die juist in minder monsters voorkwamen op T1. De soorten die in meer monsters voorkwamen op T1 zijn gewone hermietkreeft *Pagurus bernhardus* (in 22 van de 30 deelvakken), gewone garnaal *Crangon crangon* (21*), tere platschelp *Tellina tenuis* (20*), Hydrozoa (20*) en gewone zwemkrab *Liocarcinus holsatus* (17*) (Figuur 27). Rechtgestreepte platschelp *Tellina fabula* (18*) en kleine hermietkreeft *Diogenes pugilator* (13*) kwamen minder voor.

De toenames van het aantal soorten per vak zijn vooral toe te schrijven aan hogere dichtheden op T1, resulterend in een hogere trefkans, en niet aan nieuwe soorten (soorten die helemaal niet gevonden zijn op T0). De afnames in voorkomen (Figuur 27) zijn toe te schrijven aan afname van dichtheden, waarbij in een aantal vakken de soort niet meer aangetroffen is.

Van de soorten die toenames tussen T0 en T1 vertonen weten we dat de kans ze aan te treffen in de loop van de zomer voor garnaal inderdaad toeneemt. Over de andere soorten is niets bekend over seizoensdynamiek. Opvallend is dat van een aantal nauw verwante soorten (gewone en kleine hermietkreeft) de ene soort is toegenomen en de andere soort is afgenomen tussen T0 en T1. Hetzelfde geldt voor de twee platschelpen (tere en rechtgestreepte platschelp). Van soorten met heel vergelijkbare eigenschappen (zelfde soort schelp, zelfde levenswijze) verwachten we eenzelfde soort reactie op beroering door de garnalenvisserij.

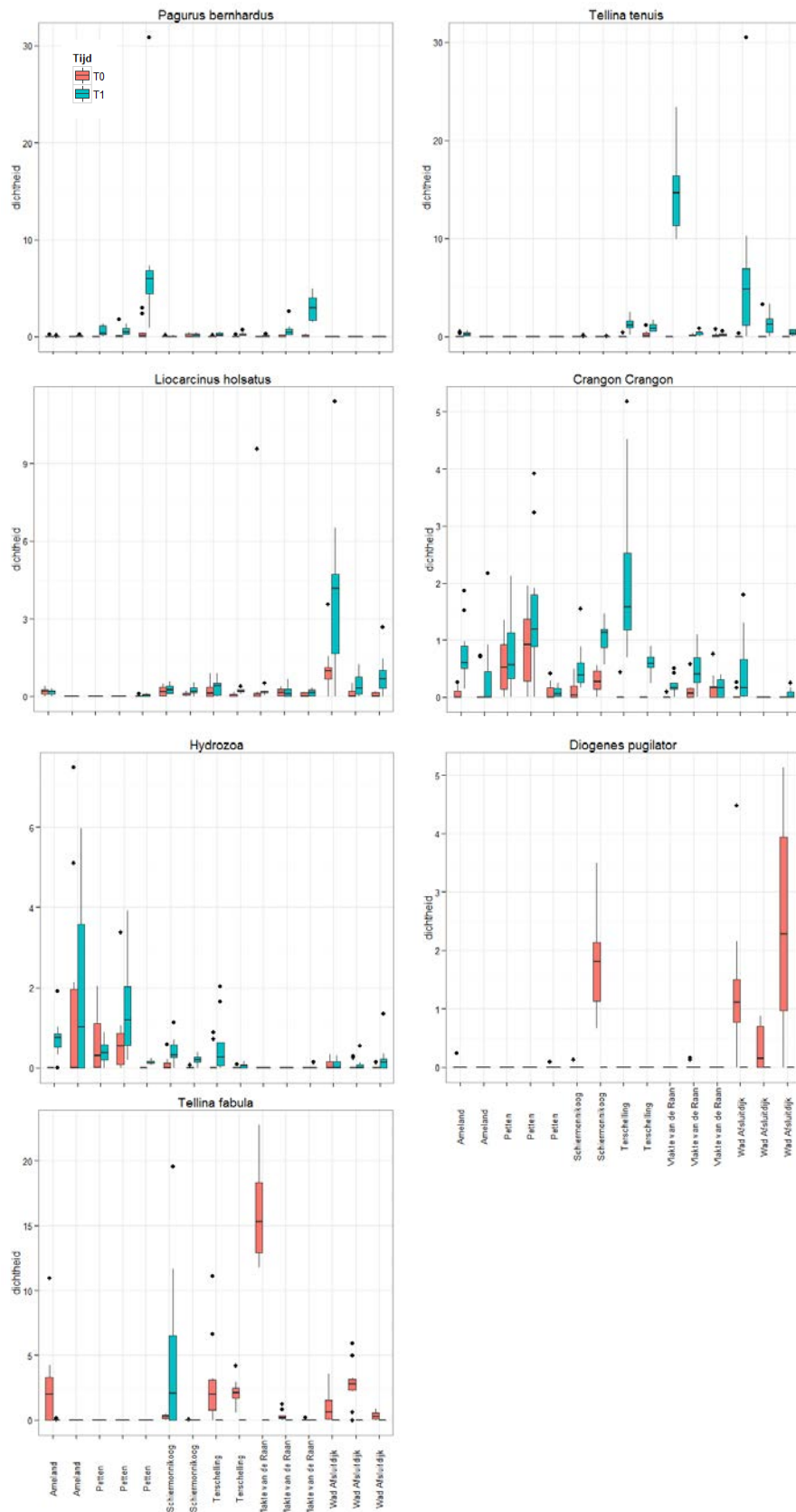
4.2 Habitatspecifieke effecten

De kustzone kenmerkt zich door een relatief dynamisch milieu. Naast de visserij zijn hier ook ander processen die verstoring van de bodem veroorzaken. De vraag is dan ook of de visserijdruk op de parameters directe effecten (die we hier onderzoeken) veroorzaken die detecteerbaar zijn. Zoals uit een analyse van de relatie tussen boomkorvisserij en bodemfauna op de Noordzee bleek (van Denderen *et al.* 2014), was er alleen een negatieve relatie met visserij-inspanning in de relatief diepere, verder uit de kust gelegen gebieden met fijner sediment en niet in de ondiepere, dicht bij de kust gelegen gebieden met grover sediment. Ook in het windmolenpark Egmond aan zee kon na een afwezigheid van bodemberoerende visserij gedurende 5 jaar geen effect op de bodemfauna worden aangetoond (Bergman *et al.* 2014)

4.3 Bevissingsdruk

De experimenteel aangebrachte visserijdruk bestond uit 1 maal integrale bevissing. Hiervoor is indertijd gekozen omdat de experimentele bevissing een kostbare zaak is en een verhoging van het aantal bevissingen zou erg veel meer scheepstijd vergen. Door niet geplande bevissing is de visserijdruk in sommige vakken opgelopen tot 3x. Uit deelrapport 3 zal blijken dat pas bij hogere intensiteiten meetbare effecten optraden. Het is dus ook de vraag of de oorspronkelijke uitgevoerde experimentele visserijdruk voldoende was om een effect te kunnen vinden. Daarbij dringt zich natuurlijk onmiddellijk de vraag op: wat is een gangbare visserijdruk, wat is de gangbare praktijk? Voorafgaand aan de experimenten hebben we dit gepolst bij vissers, maar daar niet een eenduidig antwoord op gekregen. Van vissers horen we dat ze soms een aantal dagen achtereen dezelfde plek bezoeken en uit beelden op marintraffic.com en waarnemingen uit het veld blijkt dat garnalenschepen vaak met een aantal schepen tegelijk in hetzelfde gebied vissen. Een visserijdruk van 1x bevissen lijkt dan ook aan de lage kant. De keuze hiervoor was vooral pragmatisch van aard en gebaseerd op kostenoverwegingen.

Voor de consequenties van de verstoring voor het hele onderzoek zie deelrapport 3.



Figur 27. Boxplots van dichtheid (n/m^2) van 7 soorten in de 15 vakken op T0 en T1

Deelrapport 3: effecten op bodemecosysteem: Molenrak 2012-2014

Auteurs: Sander Glorius, Johan Craeymeersch, Anneke Rippen en Ingrid Tulp

1. Onderzoeksvragen en hypothesen

De centrale onderzoeksvraag luidt:

Wat zijn de effecten van de garnalenvisserij met de klossenpees op het bodemecosysteem?

Voor de experimenten in het Molenrak concentreren we ons vooral op de vraag hoe een eventueel effect van garnalenvisserij doorwerkt: het mechanisme waarmee de verstoring (al dan niet) optreedt. Om dit te bestuderen is in deze studie met verschillende visserij-intensiteiten experimenteel gevestigd. Mogelijke mechanismen zijn: directe sterfte onder kwetsbare organismen, een beperktere ontwikkeling van kwetsbare organismen en het remmen van de rekrutering van (bijvoorbeeld) schelpdieren. Hierbij is speciale aandacht besteed aan soorten waarvan verondersteld kan worden dat ze last hebben van regelmatige beroering door een klossenpees en net. Dit zijn fragiele op de bodem levenden soorten: anemonen, hydroïdpoliepen, zakpijpen, mosdiertjes, zeeklitten en schelpkokerwormen (Figuur 29). Als deze soorten inderdaad gevoelig zijn voor beroering dan verwachten we dat de dichtheid of de trefkans vermindert na beroering met een garnalentuig.

Bijbehorende werkhypothesen zijn deels hetzelfde als die voor deel 2:

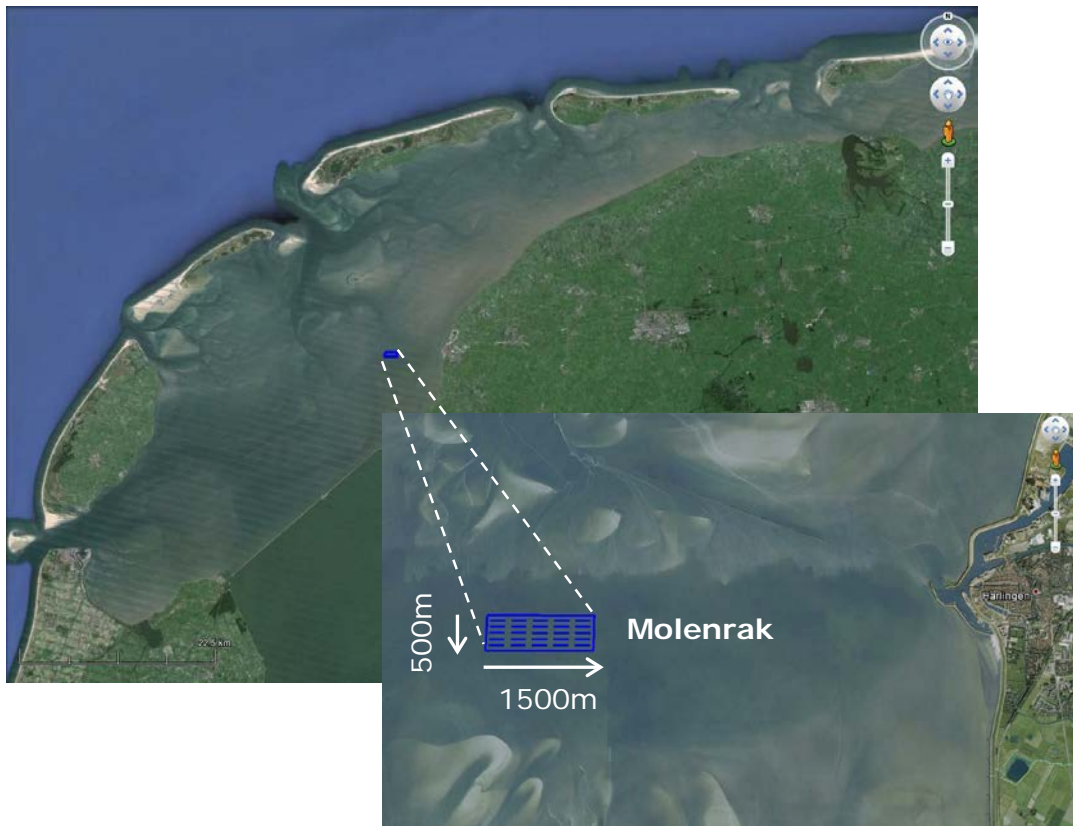
- (1) [H0]: Garnalenvisserij heeft geen effect op de benthos abundanties, soortenrijkdom, diversiteit en *evenness* in Natura 2000-gebieden.
[H1]: Garnalenvisserij heeft wel effect op de benthos abundanties, soortenrijkdom, diversiteit en *evenness* in Natura 2000-gebieden.

Daar komen nog bij voor het Molenrak:

- (2) [H0]: Garnalenvisserij heeft geen effect op abundanties van anemonen, hydroïdpoliepen, zakpijpen, mosdiertjes, zeeklitten en schelpkokerwormen
[H1]: Garnalenvisserij heeft wel effect op abundanties van anemonen, hydroïdpoliepen, zakpijpen, mosdiertjes, zeeklitten en schelpkokerwormen
- (3) [H0]: Garnalenvisserij heeft geen effect op de rekrutering.
[H1]: Garnalenvisserij heeft wel effect op de rekrutering.
- (4) [H0]: Visserij-intensiteit heeft geen effect op de (directe) visserij-mortaliteit
[H1]: Visserij-intensiteit heeft wel effect op de (directe) visserij-mortaliteit;

Het onderzoek in het Molenrak is in twee periodes uitgevoerd: zomer2012 (T0, T1)/voorjaar2013 (T2) en in zomer 2014. De opzet in 2014 is enigszins aangepast aan die van 2012/2013 waarbij ook een vergelijking tussen gangbaar tuig en pulstuig is gemaakt. Hierdoor wordt het toetsen van een vierde hypothese mogelijk:

- (5) [H0]: Garnalenvisserij met pulstuig heeft geen effect op parameters genoemd in Hypothese 1, 2 en 3
[H1]: Garnalenvisserij met pulstuig heeft wel effect op parameters genoemd in Hypothese 1, 2 en 3



Figuur 28. Ligging van het onderzoeksgebied Molenrak voor de kust van Harlingen in de Waddenzee.



Figuur 29. Voorbeelden van soorten die mogelijk extra gevoelig zijn voor beroering door garnalentuig. Linksboven (met de klok mee): anemoon, mosdiertjes, zakpijp en hydroidpoliepen.

2. Methode

2.1 Opzet experiment 2012-2013

Het Molenrak is ingedeeld in vijf aangrenzende vakken van elk 500 m x 300 m (Figuur 30). In al deze vakken liggen vijf horizontale raaien die op drie momenten in de tijd (T0, T1, T2) bemonsterd zijn met de zuigkor. In aanvulling daarop zijn er monsters genomen met de boxcorer (drie per raai, 15 per vak), die over een 1 mm zeef zijn gezeefd (i.p.v. de 5 mm die bij de zuigkorbemonstering wordt gebruikt) om de kleinere fractie van het benthos mee te kunnen nemen.

In dit onderdeel is ook gebruik gemaakt van de BACI benadering (zie paragraaf **Fout! Verwijzingsbron niet gevonden.** in deelrapport 2), waarbij in de vijf aaneengesloten onderzoeksvakken een T0 bemonstering is uitgevoerd van een bepaalde 'beginsituatie' (Before) (Green 1979; Underwood 1994). In vier van de vijf vakken is daarna experimenteel bevist (Impact), terwijl het andere 'gesloten' vak diende als referentie (Control). Na de behandeling zijn alle vakken opnieuw bemonsterd (T1 en T2; After). De verdeling van de visserij-intensiteiten over de vakken was random.

2.2 Zuigkorbemonstering (T0, T1, T2)

De T0-bemonstering is in juli 2012 uitgevoerd, de T1-bemonstering in begin september 2012 en de T2-bemonstering halverwege maart 2013. Voor het juist navigeren naar de onderzoeksvakken (voor coördinaten zie Bijlage 10 en het bemonsteren van vooraf vastgestelde trekken werd het Marine Navigation Software programma MaxSea gebruikt. Voor aanvang van de bemonstering zijn de coördinaten van het programma afgestemd met de schipper.

Voor praktische details over de bemonstering zie deelrapport 2.

2.3 Boxcorer-bemonstering (T0, T1, T2)

De T0-bemonstering heeft begin juli 2012 plaatsgevonden, de T1-bemonstering eind augustus 2012 en de T2-bemonstering in maart 2013. Er zijn telkens drie boxcorer-monsters genomen op de (horizontale) raai. Dit werd gedaan door de boxcorer overboord te zetten wanneer het schip de juiste (vooraf vastgestelde) coördinaten had bereikt. Nadat de boxcorer de bodem bereikte werd deze weer opgehaald, de steekdiepte werd opgemeten en het monster werd in een 1mm zeef overgebracht. Wanneer er anemonen aanwezig waren in het monster werden deze met een pincet overgebracht in een kunststof pot met zeewater en enkele kristallen menthol (ter verdoving en daarmee het voorkomen van het intrekken van tentakels), waarna ze uiteindelijk zijn geconserveerd met gebufferde formaldehyde (6%). Het achterblijvende materiaal (macrobenthos, zand en schelpresten) is voorzichtig met een schepje van de zeef in de kunststof pot gebracht. Het monster is voorzien van een 6% gebufferde formaldehydeoplossing en meegenomen naar het laboratorium voor verdere determinatie.

2.4 Experimenteel bevissen

Begin augustus 2012 heeft het schip LO5 (breedte tuig: 7m, breedte schip: 4m) het Molenrak experimenteel bevist. Op basis van de lengte van het schip, tuig en vak is berekend hoeveel slepen er op welke afstand van elkaar gedaan moesten worden om het vak integraal eenmaal af te vissen. Een sleep wordt gedefinieerd als een verticale vislijn van een kant van het vak naar de andere. In totaal zijn er 16 slepen per te bevissen vak gedaan. De vangst van telkens vier slepen is samengenomen voor 1 monster.

Van elke integrale bevissing zijn dus in totaal vier monsters uitgezocht. Dit is gedaan volgens het discards protocol dat gebruikt wordt op garnalenkotters (zie Bijlage 1). Daarbij was er extra focus op (kwetsbare) sessiele epifauna, i.e. anemonen, hydroïdpoliepen en zakpijpen. Deze werden apart gehouden en meegenomen naar het laboratorium voor verdere determinatie. In het Molenrak zijn de vakken met verschillende intensiteiten bevist (Figuur 30). Een vak is onberoerd gelaten (visserij-intensiteit 0x), de andere vakken zijn respectievelijk één dag (i.e. elke m² tenminste 1x bevist), twee dagen achtereen (i.e. elke m² tenminste 2x bevist), drie dagen achtereen (i.e. elke m² tenminste 3x bevist) of vier dagen achtereen bevist (i.e. elke m² tenminste 4x bevist).

2.5 Database

Alle gegevens van de zuigkorbemonsteringen en determinaties (aan boord) zijn ingevoerd in een Access-database dat onderdeel is van de IMARES (CSO-)database. Op basis van deze gegevens zijn dichtheden in aantallen en biomassa (n/m² en g/m²) per soort per monster berekend. Gegevens van de boxcorerbemonstering, verkregen na analyse en determinatie in het laboratorium, zijn ingevoerd in de specifieke IMARES database BEAST. Bijvangstgegevens van het experimenteel vissen zijn ingevoerd in de IMARES Frisbe database, waaruit de gegevens eveneens zijn omgerekend naar dichtheden rekening houdend met bevist oppervlak (n/m²).



Figuur 30. Schematisch overzicht van de proefvakken (500x300m) met bevissingsintensiteit in het Molenrak, met in elk vak vijf bemonsteringsraaien.

2.6 Aanpassing onderzoek in 2013

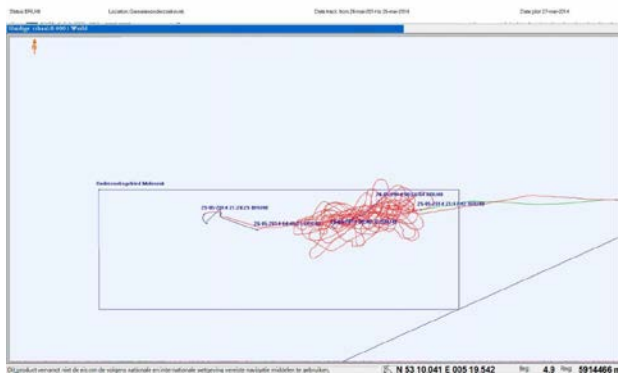
In de loop van 2013 is er een bijsturing van het onderzoek geweest als gevolg van de niet geplande bevissing in de 15 vakken in de 5 gebieden (Deelrapport 2). Er is toen gekozen om het onderzoek in het Molenrak uit te breiden (zie paragraaf 3.2.5 in de algemene inleiding).

2.7 Opzet experiment 2014

In de zomer van 2014 heeft een herhaling van het Molenrak-visserij-intensiteit-experiment plaatsgevonden zoals dat in de zomer van 2012 is gedaan. Ditmaal zonder boxcorer-bemonstering en zonder T2-monitoring, maar met als aanvullingen: een 48-uurs bemonstering voor de bepaling van directe sterfte als gevolg van visserij (input voor modellen ontwikkeld binnen het kader VIBEG) en een aangepaste (hogere) bevissings-intensiteit. Dit experiment is uitgevoerd in combinatie met het puls-

experiment binnen project BENTHIS, zodat de (verschillen in) effecten van traditioneel garnalentuig en garnalenspuls kunnen worden onderzocht.

Naast het in 2012 gebruikte gebied Molenrak (1) is een tweede gebied in het Molenrak (2) aangewezen (gesloten per 1 juli 2014) om beide tuigen te kunnen vergelijken (Figuur 32). In mei 2014 zijn de drie meest oostelijke vakken van Molenrak 1 echter onbedoeld verstoord door intensieve bevissing door een mosselzaadvisser (Figuur 31). Om deze reden zijn de drie meest oostelijke vakken van Molenrak 1 niet gebruikt voor het experiment. Uit VMS analyses blijkt dat er verder geen bevissing door mosselzaad of garnalenvisserij heeft plaatsgevonden in beide gebieden in het afgelopen jaar. Om nog aan voldoende vakken te komen voor de controle en drie bevissingsintensiteiten (0x, 1x, 4x en 6x), uitgevoerd in tweevoud (door gangbaar en puls garnalenkorf), is een extra vak bijgeplaatst aan de westzijde van Molenrak 1. De diepte is voldoende en vergelijkbaar met de overige vakken om hier een bemonstering te kunnen uitvoeren en er is hier in het afgelopen jaar 1 VMS ping van een garnalenvisser geregistreerd. De behandelingen (twee tuigen maal 3 intensiteiten en twee controles) zijn random over de 8 vakken verdeeld.



Figuur 31. Ongeplande bevissing door mosselkotter in mei 2014

Zuigkorbemonstering (T0, 48hrs, T1)

De T0-bemonstering heeft de laatste week van juli 2014 plaatsgevonden, de 48hrs-bemonstering volgde minimaal 48 uur na de experimentele bevissing, en de T1-bemonstering werd in de laatste week van augustus 2014 uitgevoerd. Werkwijze en methode zoals hierboven beschreven (paragraaf 2.2 dit deelrapport) voor het veldwerk met de zuigkor in 2012-2013, met als wijziging dat deze keer alle soorten direct aan boord zijn gedetermineerd en er geen materiaal is meegenomen voor latere determinatie in het lab.

Experimenteel bevissen

De bevissing is op dezelfde manier uitgevoerd als in 2012. Het schip LO5 (breedte tuig: 7m) heeft de bevissing met gangbaar garnalentuig (klossenpees) uitgevoerd en het schip HA31 (breedte tuig: 9m) heeft met de garnalenspuls gevist. De bemonstering van de vangsten aan boord is uitgevoerd door collega's van het ILVO en door IMARES. Op basis van de lengte van het schip, tuig en vak is berekend hoeveel slepen er op welke afstand van elkaar gedaan moesten worden om het vak integraal af te vissen. Een sleep wordt gedefinieerd als een verticale vislijn. In totaal zijn er 16 slepen per te bevissen vak gedaan door de LO5 en 12 slepen per te bevissen vak door de HA31 (dit verschil wordt veroorzaakt doordat de HA31 met een 9 meter brede boom vist waardoor er per sleep $2 \times 2 = 4$ meter meer bevist wordt dan door de LO5). De vangst van telkens vier slepen, respectievelijk drie slepen is samengenomen voor 1 monster. Van elke integrale bevissing zijn dus in totaal vier monsters uitgezocht. Dit is gedaan volgens het discards protocol dat gebruikt wordt aan boord van garnalenkotters (zie Bijlage 1). In Figuur

32 is de verdeling van de bevissingsintensiteiten en typen tuig over de verschillende vakken te zien. In zowel Molenrak 1 als in Molenrak 2 is een vak onberoerd gelaten, dit is visserij-intensiteit 0x. In Molenrak 1 is daarnaast een vak 6x integraal bevestigd door de garnalenpuls, en een vak is 4x integraal bevestigd door gangbaar garnalentuig. In Molenrak 2 is een vak 1x integraal bevestigd door gangbaar garnalentuig, een vak is 4x integraal bevestigd door de garnalenpuls, een vak is 6x integraal bevestigd door gangbaar garnalentuig en een vak is 1x integraal bevestigd door de garnalenpuls. Het is mogelijk dat zo'n integrale bevissing (i.e. 16 slepen met de LO5 of 12 slepen met de HA31) bij de hogere intensiteiten meerdere malen op een dag heeft plaatsgevonden. Alle bijvangstgegevens zijn tijdens de reis genoteerd en later ingevoerd in de FRISBE database van IMARES. De gevaren afstanden/slepen zijn opgeslagen in MaxSea.



Figuur 32. Ligging Molenrak 1 en Molenrak 2 met uitgevoerde bevissingsintensiteiten en onderscheid in garnalentuig (traditioneel = geel, puls = blauw).

2.8 Gebruik data in VIBEG project

Meetresultaten als modelparameters

Binnen verschillende projecten (VIBEG onderzoek, BENTHIS) werkt IMARES aan het opstellen, parametriseren en analyseren van voedselwebmodellen van het benthische ecosysteem, en de effecten van visserij daarop (van Denderen *et al.* 2013; Schellekens en Van Kooten in prep; van Kooten en Schellekens in prep). Deze modellen kunnen worden gebruikt voor het genereren van verwachtingen rond beheersmaatregelen (verandering visserij-intensiteit, gebiedssluitingen), voor interpretatie van de resultaten van bemonsteringen en voor lange-termijn interpretatie van veld-experimenten.

Een belangrijk onderdeel van deze modellen is de parameter die de sterfte van bepaalde soorten of functionele groepen per eenheid visserij-intensiteit weergeeft. Een zo zuiver mogelijke meting hiervan draagt sterk bij aan de validiteit en toepasbaarheid van de modellen. Omdat deze modellen expliciet onderscheid maken tussen allerlei processen (achtergrondsterfte, visserijsterfte, predatie, competitie) is het belangrijk dat bij het meten van parameters die voor elk van deze processen gelden, de invloeden van alle andere processen zoveel mogelijk uit te sluiten. Daarom is in het veldexperiment gekozen voor een sterftemeting 48 uur na afloop van de experimentele bevissing. Nog minder lang wachten klinkt logisch, maar dan ontstaat een mogelijk vertekend beeld omdat veel door de bevissing beschadigde biota nog zullen worden gevangen en als levend geregistreerd, terwijl ze op termijn niet zouden overleven. Er bestaat dan dus een risico dat de sterfte wordt onderschat. Bij langer wachten wordt de invloed van andere processen op de gemeten parameter steeds groter. 48 uur is dus een compromis tussen het laten doorwerken van de volledige effecten van bevissing op het benthische ecosysteem, en het minimaliseren van de invloed van overige processen.

2.9 Analyses

Vanwege de leesbaarheid zullen in de tekst alleen de belangrijkste resultaten gepresenteerd worden, samengevat in twee overzichtstabellen en in figuren. Onderscheid wordt gemaakt in univariate en multivariate analyses. In univariate analyses wordt telkens maar een response variabele tegelijk onderzocht (bv soortenrijkdom), in multivariate analyse wordt de bodemfaunagemeenschap als geheel geanalyseerd (dus de verhouding tussen de soorten). Gedetailleerde resultaten van de gebruikte modellen en parameterschattingen voor de univariate analyses worden gepresenteerd in Bijlagen 18, 19 en 20. De experimenten in 2012/2013 en 2014 zijn wezenlijk anders. In 2012/2013 (T0 juni) is er eerder in het jaar bemonsterd dan in 2014 (T0 aug), en viel de T1 meting enkele weken na de T0 meting en de experimentele bevissing. In het Molenrak is er bovendien nog een T2 in maart van 2013 geweest. In 2014 is er behalve de meting na enkele weken ook een meting 48hr na de experimentele bevissing uitgevoerd. In de figuren en tabellen is de volgende terminologie aangehouden:

2012/2013: T0 (juni), T1 (aug-sept, na enkele weken) en T2 (maart, na de winter)

2014: T0 (eind juli), T48h (aug, na 48 uur) en T1 (aug, enkele weken)

Voor alle analyses zijn aantallen gevangen dieren omgerekend naar dichtheden (n individuen per vierkante meter) door het aantal aangetroffen individuen in het monster te delen door het bemonsterd oppervlak. Het bemonsterd oppervlak van de boxcoremonsters bedraagt 0.06m². Het bemonsterd oppervlak van de zuigkormonsters is afhankelijk van de trek lengte (ong. 150 meter) en bedraagt ongeveer 28.5 m². Een overzicht van wetenschappelijke en Nederlandse namen van benthossoorten wordt gegeven in Bijlage 14. In diversiteit, *evenness* en dichtheid berekend uit de boxcorerbemonstering zijn wadslakjes niet meegenomen vanwege de enorm grote aantallen, in de soortenrijkdom wel.

2.9.1 Univariate analyses

Voor de algemene berekening van gemeenschapsindices zie deelrapport 2.

Van veelal juveniele individuen (boxcorermonsters), waar soort specifieke kenmerken nog onvoldoende ontwikkeld zijn, was het niet mogelijk om ze tot soortniveau te identificeren. Deze zijn teruggebracht tot een hoger taxonomisch niveau. Om te voorkomen dat deze soorten dubbel geteld worden in de berekening van soortenrijkdom, Shannon-Wiener diversiteit en Pielou's *eveness* zijn deze soorten als volgt verwerkt: wanneer in het betreffende monster géén soort van eenzelfde geslacht (of hoger taxonomisch niveau) aanwezig was zijn de individuen als een apart taxonomische unit beschouwd. Wanneer slechts één soort van hetzelfde geslacht aanwezig was in het monster is verondersteld dat ze bij die soort behoren en zijn de individuen hierbij opgeteld. Wanneer meerdere soorten van hetzelfde geslacht aanwezig waren zijn de individuen buiten beschouwing gelaten.

In de univariate analyses zijn verschillende typen response variabelen onderzocht: gemeenschapsindices (bv soortenrijkdom), schelpdieren (*Ensis directus*, *Macoma balthica*), jonge schelpdieren (recruitment) en kwetsbare soorten. Afweging om een soort afzonderlijk te onderzoeken was de positie van de soort in of op de bodem. Daarbij zijn specifiek (sessiele) epibenthische soorten geselecteerd omdat verwacht wordt dat juist deze opgevist of beschadigd raken door een garnalentuig. In deze categorie vallen een aantal specifieke soort(groep)en: Actiniaria (zee-anemonen), Hydrozoa (hydroidpoliepen), *Lanice conchilega*, *Echinocarium cordatum* (zeeklit), Ascidiacea (zakpijpen), Bryozoa (mosdiertjes) en verder nog enkele groepen zoals genoemd in bijlage 17.

In het Molenrak experiment komt elke bevissingsintensiteit slechts eenmalig voor. De opzet van het Molenrak experiment laat dan ook niet toe om een algemene uitspraak te doen over het effect van bevissing in de Waddenzee maar zegt uitsluitend iets over het effect in de bemonsterde Molenrakvakken op het moment van onderzoek.

In de univariate analyses concentreren we ons op de vraag of er een effect van bevissing is op de gemeten parameters. Daarbij is dus met name de interactie tussen periode (T0 en T1) en bevissingsintensiteit van belang. Een significante interactie betekent dat een verandering tussen T0 en T1 anders uitpakt voor beviste dan voor niet beviste vakken. We geven daarbij ook aan welke analyses voldoende power hadden en welke niet.

Boxplots van visintensiteit en tijdstip van bemonstering, histogram en QQ plots zijn gemaakt om vast te stellen of data getransformeerd dienen te worden. Voor de validatie van de lineaire modellen is nagegaan of de residuen normaal verdeeld waren (histogram) en of er patronen waren in residuen tegenover berekende waarden. Soortenrijkdom, diversiteit en *eveness* zijn niet getransformeerd, dichtheid is log10 getransformeerd, *Ensis* totaal, kleine *Ensis* (5-15mm), Actiniaria en Hydrozoa zijn vierdemachtswortel getransformeerd en *Macoma balthica* is wortel getransformeerd.

Verschillen in gemeenschapindices en soort(groep)en als gevolg van bevissingintensiteit zijn onderzocht aan de hand van lineaire mixed effect modellen in combinatie met grafische weergave van de data. Hiertoe zijn de parameters in een grafiek uitgezet per visintensiteit voor de verschillende bemonsteringstijdstippen. Als aanvulling hierop is ook het verschil in verandering (T0-T1 en T0-T2) ten opzichte van het niet beviste vak in een grafiek weergegeven.

De monsters liggen op een vast grid en zijn dan ook niet onafhankelijk van elkaar maar aan elkaar gecorreleerd. De verschillende monsters, 12 boxcorer- en 5 zuigkormonsters per tijdstip in ieder vak, dienen beschouwd te worden als submonsters (pseudoreplica's) die herhaaldelijk zijn bemonsterd voor bevissing (T0) en na bevissing (T1 en T2). Voor de statistische analyse is gebruik gemaakt van een

linear mixed effect model met gaussische distributie en *identity link*. De factor visserij-intensiteit, tijd en hun interactie zijn toegevoegd als *fixed* factoren. Om de afhankelijkheid van de monsters te respecteren is er een random factor aan het model toegevoegd; monsterID genest in vak (random gedeelte). Een significante interactieterm in het *fixed* gedeelte van het model duidt dus op een verschil in verandering tussen de vakken. Om vast te stellen of geschatte parameterwaarde significant verschillend zijn van nul is bekeken of nul binnen (niet significant) of buiten (wel significant) de 95% betrouwbaarheidsinterval van de geschatte parameterwaarden valt (Zuur *et al.* 2013).

Data analysis zijn uitgevoerd in R (R Core Team 2014) waarbij de volgende bibliotheken gebruikt zijn: lme4 (Bates *et al.* 2014) en lsmeans (Lenth 2014).

In 2014 zijn de visserij-intensiteiten verdeeld over vakken in Molenrak 1 en 2. Er is met twee verschillende tuigen gevist. Naast de beviste vakken (1x, 4x, 6x) was er voor elk tuig ook een controle vak. In de univariate analyse van het gangbare tuig in beide Molenrakken zijn beide controlevakken gebruikt. Aanvullend op de analyse van het effect van bevissingsintensiteit is in 2014 door gangbaar tuig is dezelfde analyse ook uitgevoerd voor bevissing door pulstuig.

Power analyse

Power berekeningen zijn uitgevoerd gebruikmakend van een R-functie gemaakt door C. Schwartz werkzaam bij Simon Fraser University, dep. Of statistics & Actuarial Science, British Columbia Canada (<http://people.stat.sfu.ca/~cswartz/Stat-650/Notes/MyPrograms/>). De functie is specifiek ontwikkeld voor power berekeningen uit te voeren voor BACI experimenten. Berekeningen binnen deze functie zijn gebaseerd op Stroup (1999).

2.9.2 *Multivariate analyses*

Multivariate technieken beschrijven de variabiliteit in soortensamenstelling en dichtheden binnen gemeenschappen. Een aantal technieken laten toe die variabiliteit te modelleren in functie van gekozen (verklarende) variabelen. In deze studie hebben we 3 multivariate technieken gebruikt om de veranderingen in tijd en ruimte bij de experimenten in het Molenrak (dus overeenkomend met verschillen in behandeling, visserij-intensiteit) te beschrijven: twee technieken gebaseerd op een distantie-maat (Redundantieanalyse, Principal Response Curves) en een techniek op basis van gegeneraliseerde lineaire modellen.

Afzonderlijke analyses zijn uitgevoerd voor de gegevens verkregen met de box-corer in 2012-2013, met de zuigkor in 2012-2013, en met de zuigkor in 2014. In alle analyses zijn de dichtheden dubbelwortelgetransformeerd. Dit is de voor dit soort data vaak de meest efficiënte manier van transformeren om normaal verdeelde residuen te verkrijgen (en dat was ook hier het geval).

Redundantieanalyse

Redundantieanalyse (Redundancy Analysis - RDA) is de canonische vorm van Hoofdcomponentenanalyse (Principal Components Analysis - PCA), en is gebaseerd op een lineair respons model tussen soorten en onafhankelijke, verklarende variabelen. Bij een canonische of gebonden ordinatie (zogenaamde directe ordinatietechnieken) worden de ordinatie-assen 'gedwongen' tot een lineaire combinatie van de gekozen verklarende variabelen (in deze studie tijd en behandeling, zie o.a. (ter Braak en Prentice 1988; Jongman *et al.* 1995; Legendre en Birks 2012). In de ordinatiefiguren (bv Figuur 37) worden vanwege de leesbaarheid telkens alleen de soorten weergegeven die aan de uitersten van de figuur liggen (=die het meeste van invloed zijn op de assen).

Principal Response Curves

Bij een partiële ordinatie worden de effecten van bepaalde verklarende variabelen buiten beschouwing gelaten. Principal Response Curves (PRC) zijn een bijzondere vorm van partiële RDA: behandeling en interactie tussen behandeling en tijd als verklarende variabelen (zogenaamde 'treatment regime'), en tijd als buiten beschouwing gelaten variabele [$rda(response \sim treatment * time + Condition(time))$]. Voordeel van PRC is dat de analyse focust op dat deel van de variantie dat door de behandeling verklaard kan worden. In plaats van de resultaten voor te stellen in ordinogrammen, waarvan interpretatie van de verschillen in soortensamenstelling in tijd en tussen behandelingen vaak moeilijk is omdat ze vaak onoverzichtelijk zijn, wordt de principale component van het behandelingseffect uitgezet tegen de tijd, uitgedrukt als deviatie van de controlebehandeling. PRC-diagrammen visualiseren daardoor veel duidelijker dan ordinogrammen hoe het effect van een behandeling over de tijd verloopt. Bij iedere PRC hoort ook een set zogenaamde *species weights*. Deze geven de sterkte van de respons op de behandeling van iedere soort weer. Daardoor is een directe interpretatie op soortsniveau mogelijk: soorten met een hoog *species weight* volgen hetzelfde patroon als de PRC en zijn sterk beïnvloed door de behandeling. De significantie van iedere hoofdcomponent kan bepaald worden met een permutatietest (Monte Carlo methode). Ook kan het percentage van de totale variantie verklaard met tijd en behandelingsregime (behandeling + interactie) berekend worden (den Besten en van den Brink 2005) (Van den Brink en Ter Braak 1998; Van den Brink en Ter Braak 1999). De PRC-methode was ontwikkeld voor de analyse van tijdseries van experimenteel micro- en mesokosmosonderzoek maar blijkt ook zeer succesvol in veldonderzoek ((den Besten en van den Brink 2005; Dively 2005; Devotto *et al.* 2008; Tschöpe *et al.* 2011). PRC kan ook gebruikt worden voor analyse van monitoringsgegevens, waarbij bijv. in plaats van een controle (geen behandeling) de beginsituatie van de tijdsreeks als referentie gebruikt wordt (Van den Brink en Ter Braak 1999; den Besten en van den Brink 2005).

PRC is het meest waardevol als de initiële verschillen tussen gebieden met een verschillende behandeling niet erg groot zijn, zoals te verwachten in ons geval waar de vakken met een verschillende behandeling (visserij-intensiteit) naast elkaar liggen. De *species weights* kunnen soorten identificeren die tolerant of gevoelig zijn voor verstoring.

De analyses zijn uitgevoerd met de R-library *vegan* (Oksanen 2013; R Core Team 2014). Alleen de significantie van de eerste canonische as is bepaald. De significantie van verschillen op ieder meetmoment afzonderlijk zijn geschat op basis van de p-waardes verkregen met een permutatietest van de eerste as van afzonderlijke RDA-analyses met de gegevens van ieder meetmoment.

Gegeneraliseerde lineaire modellen

Tot slot hebben we de variatie in soortensamenstelling in ruimte (= behandeling) en tijd geanalyseerd met een multivariaat gegeneraliseerd model, met ruimte en tijd als verklarende variabelen gebruikmakend van de functie *manyglm* van de R-bibliotheek *mvabund* (Wang *et al.* 2012). De methode laat een multivariate test toe, van het effect van tijd, behandeling (visserij-intensiteit) en de interactie tussen beide. Daarnaast worden univariate analyses uitgevoerd voor iedere soort afzonderlijk. P-waardes worden gecorrigeerd voor het feit dat er veel verschillende analyses tegelijk worden uitgevoerd (bij een p van 0.05 is immers 1 op de 20 analyses sowieso significant, vgl Bonferroni correctie). Volgens Warton *et al.* (2012) heeft *mvabund* een groter statistisch onderscheidingsvermogen dan RDA.

De methodiek laat toe om de veronderstelde verdeling van de data (normaal, negatief binomiaal, etc) te specificeren. Omdat de relatie tussen gemiddelde en variantie lineair was, is voor de Poissonverdeling gekozen. Tevens is de relatie tussen de met het model voorspelde waarde en de residuen gecheckt.

Alhoewel de methode vrij nieuw is, is deze de laatste 2 jaar in meerdere studies met succes gebruikt (Gibb en Cunningham 2013; Holmstrup *et al.* 2013; Balaji *et al.* 2014; Bennett *et al.* 2014; Cañedo-Argüelles *et al.* 2014; Marcantonio *et al.* 2014).

In de multivariate analyses concentreren we ons op de vraag of er een effect van bevissing is op de benthosgemeenschap. Ook bij deze analyse is dus met name de interactie tussen periode (T0 en T1) en bevissings-intensiteit van belang. Een significante interactie betekent dat een verandering tussen T0 en T1 anders uitpakt voor beviste dan voor niet beviste vakken.

Voor alle analyses worden de volgende indicaties voor significanties gebruikt: * $p < 0.05$, ** $p < 0.01$, *** $p < 0.001$.

3. Resultaten

De volgorde waarin de resultaten aan bod komen is:

1. Experiment 2012/2013

- Univariate analyses
 - Zuigkor
 - Gemeenschapsindices
 - Individuele soorten
 - Boxcorer
 - Gemeenschapsindices
 - Individuele soorten
- multivariate analyses
 - Zuigkor
 - boxcorer

2. Experiment 2014

- univariate analyses: zuigkor
 - gemeenschapsindices
 - individuele soorten
- multivariate analyses: zuigkor

3. Experiment 2014: pulskor

- univariate analyses: zuigkor
 - gemeenschapsindices
 - individuele soorten
- multivariate analyses: zuigkor

Omdat er een groot aantal verschillende analyses is uitgevoerd, sluiten we elk deel af met een korte samenvatting van de resultaten (in grijs gekleurde tekstboxen).

3.1 Experiment 2012-2013 univariate analyses

3.1.1 Zuigkordata: gemeenschapsindices

De soortenrijkdom nam in alle vakken toe tussen T0 en T1. Op de korte termijn (T0-T1) was de interactie tussen periode (T0 en T1) en visserij-intensiteit significant. De verandering in soortenrijkdom verschilde dus tussen de vakken (Tabel 20 en Bijlage 18). Tussen T0 en T1 was de toename in soortenrijkdom in de het 2x beviste vak groter dan in de overige vakken (Bijlage 18). Ook op T2 (na de winter) was de soortenrijkdom groter, maar verschilde de toename niet significant tussen de verschillende vakken. Tussen T0 en T1 nam de diversiteit toe (Figuur 33 en Bijlage 18). Dit was met name in vakken met de hoogste bevissingsintensiteiten (3 en 4x) het geval. Zowel op de korte (T0/T1) termijn als na de winter (T0/T2) was de interactie periode*visserij-intensiteit significant. De diversiteit nam sterker af in de sterkst beviste vakken dan in het niet beviste en de 1 en 2x beviste vakken. Dit verschil was significant voor het 3 (alleen T0/T1) en 4x beviste vak (beide perioden, Bijlage 18). Ook op T2 was de diversiteit in de zwaarst beviste vakken lager dan op T0.

Ook de *evenness* nam af tussen T0 en T1 (Figuur 33, Tabel 21 en Bijlage 18). De interactie periode*visserij-intensiteit was niet significant op de korte termijn (T0/T1), maar wel tussen T0 en T2 (T0/T2, Tabel 21). Bij de twee hoogste intensiteiten was de *evenness* lager dan in de onbeviste situatie: in het 4x beviste vak was de verandering significant verschillend van die in de andere vakken. De totale dichtheid nam in alle vakken toe tussen T0 en T1, maar niet tussen T0 en T2. (Figuur 33, Tabel 21 en

Bijlage 18). De interactie periode*visserij-intensiteit was niet significant voor T0-T1 en T0-T2. Er was dus geen verschil in verandering in totale dichtheid benthos tussen de beviste en onbeviste vakken.

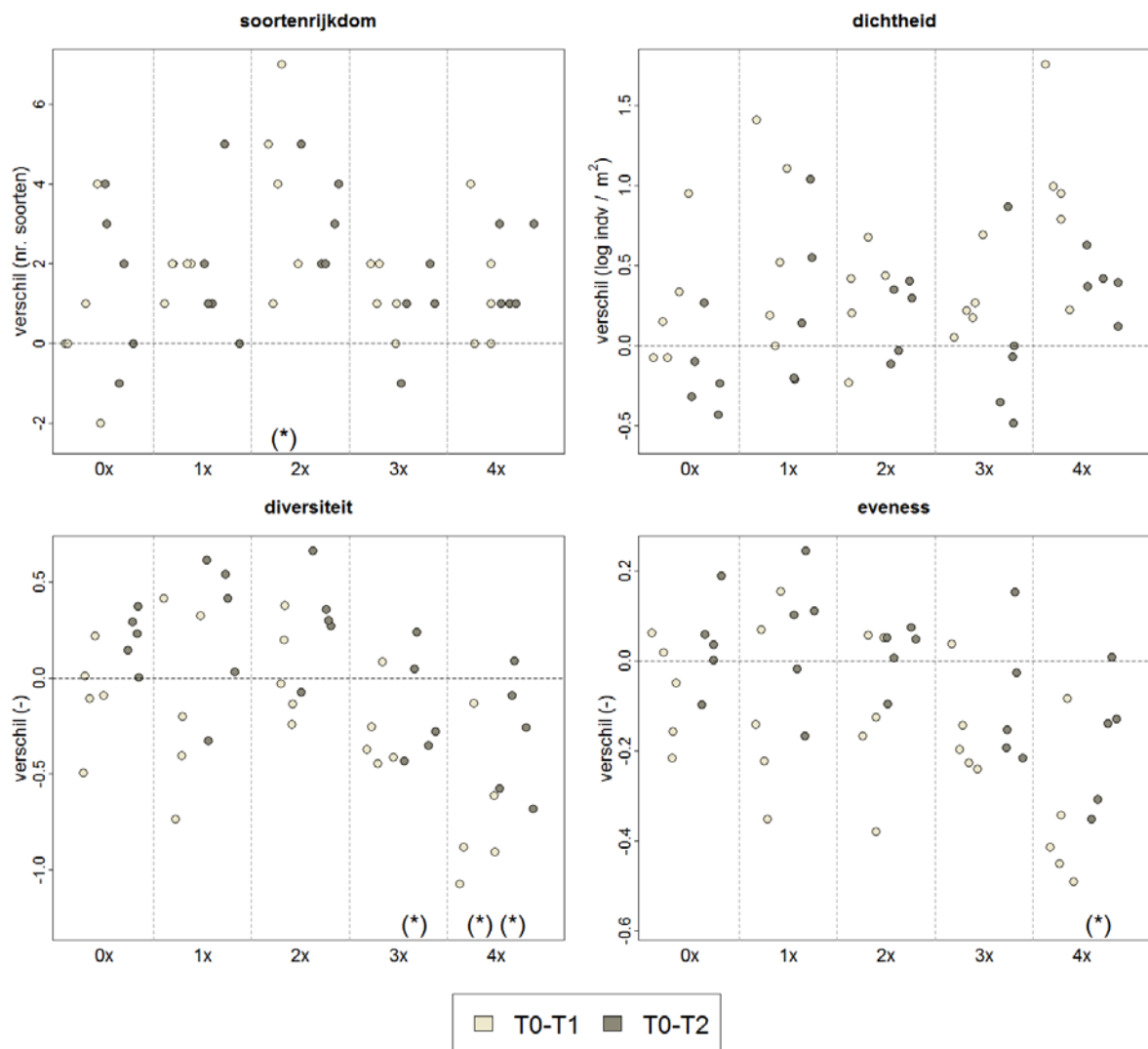
Wat betreft de vergelijking tussen T0 en T1 was de power van de meeste analyses van gemeenschapsindices (afgezien van totale dichtheid) matig (60-80%) tot voldoende (>80%). Voor de vergelijking T0/T2 is de power voor diversiteit en eveness matig, voor soortenrijkdom en totale dichtheid onvoldoende.

In conclusie zien we op de korte termijn (weken, T0-T1) een sterkere toename in soortenrijkdom in het 2x beviste vak, een sterkere afname in diversiteit, geen significant verschil in verandering in eveness en dichtheid in de beviste vakken dan in het niet beviste vak. Op de iets langere termijn (na de winter, T0-T2) was er geen verschil in verandering in soortenrijkdom en dichtheid, maar wel een sterkere afname in diversiteit en eveness in de beviste vakken dan in het niet beviste vak. De verschillen in verandering waren vooral zichtbaar in de zwaarst beviste vakken (3 en 4x). De power was in de T0/T1 vergelijking voor soortenrijkdom voldoende en matig voor diversiteit en eveness. In de T0/T2 vergelijking was de power voor diversiteit en eveness matig, voor soortenrijkdom en totale dichtheid onvoldoende.

Tabel 20. Significantieniveaus (p-waardes) en power van univariate analyses van verschillende response variabelen (zuigkor en boxcorer 2012/2013). Voor uitgebreide modelresultaten en parameterschattingen zie Bijlagen 18 en 19. P-waardes van significante variabelen zijn dik gedrukt. In geel zijn de significante interacties tussen periode (T0/T1/T2) en visserij-intensiteit aangegeven.

		2012/2013							
		T0/T1				T0/T2			
tuig		variabele	visserij-intensiteit	tijd (T0/T1)	interactie		visserij-intensiteit	tijd (T0/T2)	interactie
zuigkor	gemeenschaps-indices	soortenrijkdom	0.514	<0.001	0.036	soortenrijkdom	0.120	<0.001	0.227
		diversiteit	0.512	0.002	0.017	diversiteit	0.451	0.310	0.011
		eveness	0.445	<0.001	0.069	eveness	0.461	0.234	0.042
		totale dichtheid	0.474	<0.001	0.103	totale dichtheid	0.436	0.100	0.201
	soorten (dichtheid)	Ensis	0.623	<0.001	<0.001	Ensis	0.470	<0.001	0.027
		Ensis 5-15mm	0.018	<0.001	0.001	Ensis 5-15mm	0.955	<0.001	0.430
		Macoma balthica	0.480	0.546	0.218	Macoma balthica	0.426	0.008	0.026
		Mytilus edulis	0.442	0.003	0.345	Mytilus edulis	0.570	<0.001	0.807
		Actiniaria	0.717	0.272	0.811	Actiniaria	0.030	<0.001	0.222
		Hydrozoa	0.297	0.378	0.394	Hydrozoa	0.568	0.569	0.093
boxcorer	gemeenschaps-indices	soortenrijkdom	0.007	<0.001	0.445	soortenrijkdom	<0.001	<0.001	0.066
		diversiteit	0.003	0.002	0.880	diversiteit	<0.001	<0.001	0.184
		eveness	0.016	0.578	0.440	eveness	0.008	0.018	0.013
		totale dichtheid	0.000	<0.001	0.736	totale dichtheid	<0.001	<0.001	0.421
		dichtheid ad	0.000	<0.001	0.979	dichtheid ad	<0.001	<0.001	0.416
	dichtheid juv	0.479	0.036	0.436	dichtheid juv	0.353	<0.001	0.101	

power<60%
60%<power>80%
power>80%



Figuur 33. Veranderingen in gemeenschapsindices soortenrijkdom, diversiteit, evenness, totale dichtheid tussen T0 en T1 (lichtgrijs) T0 en T2 (donkergrijs) in relatie tot bevissingsintensiteit in het Molenrak 2012/2013 op basis van **zuigkordata** op de individuele monsterplekken. De nullijn geeft 'geen verandering' tussen beide tijdstippen aan. Veranderingen in vakken die significant afwijken van het controlevak (0x bevist) zijn aangegeven met (*).

3.1.2 Zuigkordata: soorten

De totale dichtheden *Ensis* namen toe van T0 naar T1 en van T0 naar T2 (Figuur 34). Voor beide vergelijkingen was de interactie periode * visserij-intensiteit significant (Bijlage 18 en Tabel 20). De verandering tussen T0/T1 en T0/T2 verschilde tussen de vakken, waarbij de dichtheden *Ensis* in de beviste vakken sterker toenamen dan in het niet beviste vak. Hierbij verschilde vooral de ontwikkeling in de 1x en 4x beviste vak van de andere vakken in de T0/T1 vergelijking en de 1x, 2x en 4x beviste vakken van de overige vakken in de T0/T2 (Bijlage 18). Dichtheden kleine (5-15mm) *Ensis* nam van T0 naar T1 vooral toe in het 4x beviste gebied (Figuur 34). De interactie periode * visserij-intensiteit was alleen significant in T0/T1. De verandering tussen T0 en T2 verschilde dus niet tussen de vakken, die tussen T0 en T1 wel (en Bijlage 18). De dichtheden kleine *Ensis* namen sterker toe in de beviste dan in de niet beviste vakken, waarbij het 4x beviste vak significant afweek van de andere vakken.

Dichtheden van *Macoma balthica* verschilden niet tussen de T0 en de T1 en in die periode ook niet tussen de vakken (Figuur 34 en Bijlage 18). Tussen T0 en T2 namen de dichtheden af, dichtheden verschilden niet tussen de vakken, maar de interactie periode * visserij-intensiteit was wel significant. De afname in deze periode was minder sterk in de beviste vakken dan in het onbeviste vak, waarbij het 1x beviste vak significant afweek van de andere vakken.

Mytilus edulis dichtheden waren hoger in T1 en T2 dan in T0 maar verschilden niet tussen de vakken (Figuur 34 en Bijlage 18). De interactie periode * visserij-intensiteit was niet significant.

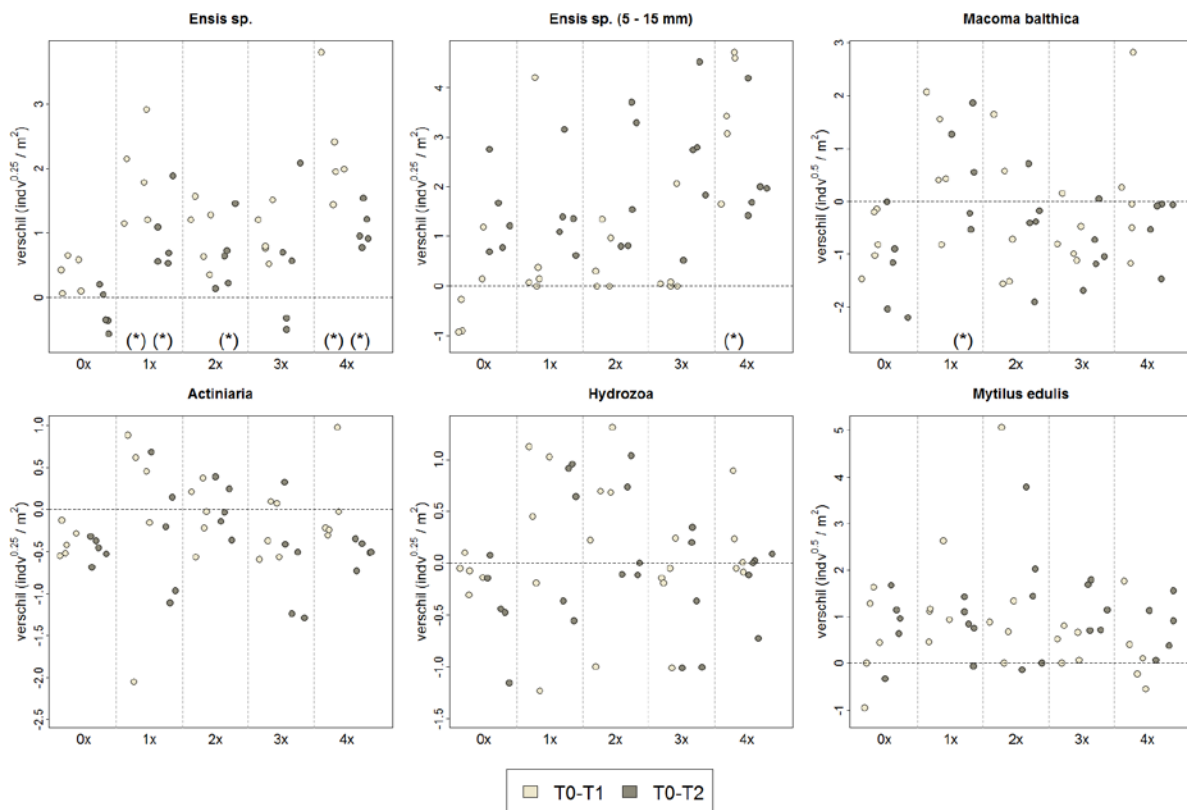
Dichtheden Hydrozoa lieten geen veranderingen zien tussen T0 en T1 en verschilden ook niet tussen de vakken. Ook de interactie tussen periode en visserij-intensiteit was niet significant (Figuur 34 en Bijlage 18).

Dichtheden Actinaria (zee-anemonen) lieten geen verandering zien tussen T0 en T1 (Figuur 34, Tabel 20 en Bijlage 18). Ook waren er tussen deze tijdstippen geen verschillen tussen de vakken met verschillende visserij-intensiteiten en was de interactie periode*visserij-intensiteit niet significant. Tussen T0 en T2 vonden wel veranderingen plaats: de dichtheden namen significant af en verschilden tussen de vakken. Hoewel de interactie tussen periode en visserij-intensiteit niet significant was, was er een trend tot een sterkere afname in de twee zwaarst beviste gebieden (Figuur 34 en Bijlage 18).

Lanice conchilega, *Echinocarium cordatum*, *Ascidacea* (zakpijpen) en *Bryozoa* kwamen in te lage aantallen voor voor een formele analyse.

Afgezien van *Ensis* (totaal, beide periode vergelijkingen), kleine *Ensis* en *Macoma balthica* (alleen T0/T1) hadden de vergelijkingen op soortniveau onvoldoende power (Tabel 21).

In conclusie zien we op de korte termijn (weken, T0-T1) een sterkere toename in de dichtheden van *Ensis* (zowel totaal als allen de kleine exemplaren) in de beviste vakken dan in het niet-beviste vak en geen verschil in verandering in dichtheden *Macoma baltica*, *Mytilus edulis*, Hydrozoa en Actinaria tussen de vakken. Op de iets langere termijn (na de winter, T0-T2) vertoonden dichtheden *Ensis* een sterkere toename en dichtheden *Macoma balthica* een minder sterke afname in de beviste vakken dan in het onbeviste vak. Dichtheden *Mytilus edulis*, Hydrozoa en Actinaria lieten geen verschillen in verandering zien tussen de vakken. Dichtheden Actinaria vertoonden wel een trend tot een sterkere afname in de zwaarst beviste gebieden. Alleen de analyses van *Ensis* (beide categorien) en *Macoma balthica* hadden voldoende power.



Figuur 34. Veranderingen in dichtheden *Ensis* totaal, juveniele *Ensis* (5-15 mm), *Macoma balthica*, *Actinaria*, *Hydrozoa* en *Mytilus edulis* in relatie tot bevissingsintensiteit tussen T0 en T1 en tussen T0 en T2 in het Molenrak 2012/2013 (**zuigkordata**). De nullijn geeft 'geen verandering' tussen beide tijdstippen aan. Veranderingen in vakken die significant afwijken van het controlevak (0x bevist) zijn aangegeven met (*). De verschillende datatransformaties staan op de y-as weergegeven.

3.1.3 Boxcorerdata: gemeenschapsindices en recrutering

De soortenrijkdom was significant lager op T1 dan op T0 (en ook op T2 in vergelijking met T0) en verschilde ook significant tussen de vakken met verschillende visserij-intensiteit (waarbij de soortenrijkdom in het 2x beviste vak hoger en in het 4x beviste vak lager was (Bijlage 19)). De interactie tussen periode en visserij-intensiteit was echter niet significant. De veranderingen tussen T0 en T1 en tussen T0 en T2 waren dus gelijk voor alle vakken.

Voor de diversiteit (Bijlage 19) gelden dezelfde conclusies als voor soortenrijkdom.

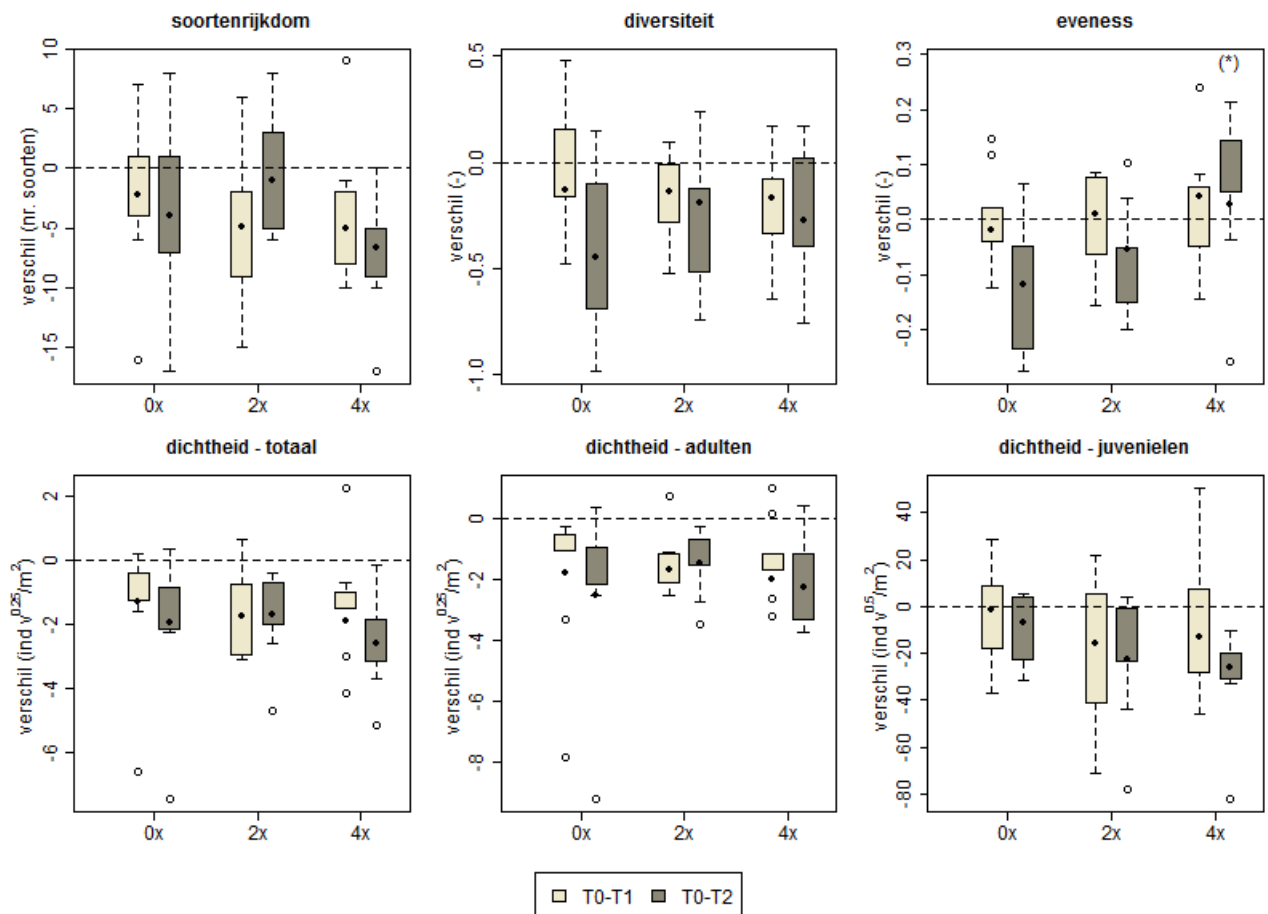
De *eveness* was niet significant verschillend tussen T0 en T1, maar wel tussen T0 en T2 (lager op T2, Figuur 35, Tabel 20 en Bijlage 19). Beide beviste vakken hadden een hogere *eveness* op T1 en T2 vergeleken met T0. Alleen voor de vergelijking T0/T2 was de interactie tussen periode en visserij-intensiteit significant: de toename in *eveness* was groter in de beviste vakken dan in het niet beviste vak.

De totale dichtheid was significant lager in T1 dan in T0 en in T2 dan in T0 (Figuur 35, Tabel 20 en Bijlage 19). Ook verschilde de totale dichtheid tussen de vakken over de hele periode waarbij de dichtheid in het 2x maal beviste vak het hoogst was, en de dichtheid in het 4x beviste vak het laagst, met de niet beviste vak daar tussen in. De interactie tussen periode en visserij-intensiteit was echter niet significant: de veranderingen verschilden dus niet tussen de wel en niet beviste vakken.

De dichtheid opgesplitst in adulten en juvenielen laat voor de adulten hetzelfde beeld zien als voor de totale dichtheid (Figuur 35, Tabel 20 en Bijlage 19). In de analyse van de dichtheid juvenielen blijft het verschil tussen T0 en T1 en T0 en T2 significant, er is geen verschil meer tussen de vakken met verschillende visserij-intensiteit en ook de interactie is niet significant. Veranderingen tussen de periodes verschillen dus niet tussen de vakken.

De power was voor geen enkele van de gemeenschapsindices (afgezien van *eveness* in de T0/T2 vergelijking) voldoende (>80%).

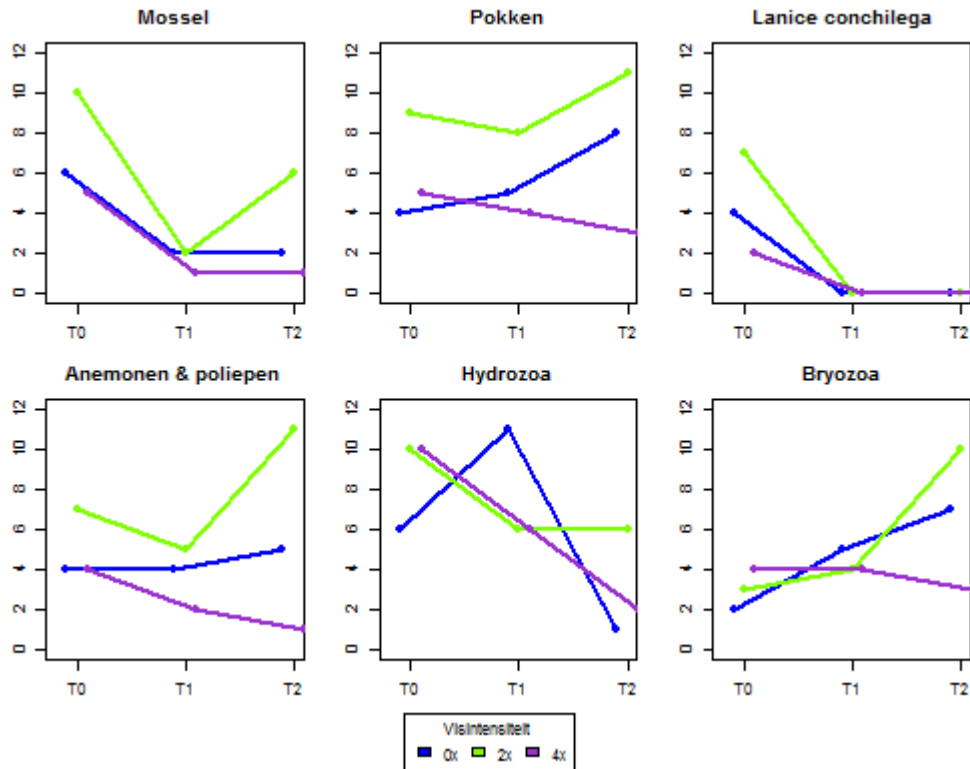
In conclusie zien we afgezien van de *eveness* in de vergelijking T0/T2 geen significante visserij-effect. De toename in *eveness* was groter in de beviste vakken dan in het niet beviste vak. Veranderingen in de andere parameters verschilden niet tussen de vakken en er was geen verschil tussen beviste vakken en het niet beviste vak. De power was voor geen enkele vergelijking (afgezien van de *eveness* in T0/T2) voldoende.



Figuur 35. Veranderingen in gemeenschapsindices soortenrijkdom, diversiteit, eveness, totale dichtheid en dichtheid adulten en juvenielen tussen T0 en T1 (lichtgrijs) T0 en T2 (donkergrijs) in relatie tot bevissingsintensiteit in het Molenrak 2012/2013 (boxcorerdata). De nullijn geeft 'geen verandering' tussen beide tijdstippen aan. De punten zijn gemiddelden over alle 12 punten. De boxen geven de informatie over de (meestal 10) punten die in de tijd aan elkaar gekoppeld konden worden (de boxcorermonsters zijn niet altijd op precies dezelfde plekken genomen). Veranderingen in vakken die significant afwijken van het controlevak (0x bevist) zijn aangegeven met (*). De verschillende datatransformaties staan op de y-as weergegeven.

3.1.4 Boxcorerdata: gevoelige soorten

De soorten gevoelig voor beroering door garnalentuig kwamen te weinig voor in de monsters om veranderingen in dichtheden te kunnen toetsen. Daarom is alleen de aan/afwezigheid geanalyseerd (n waarin de soort voorkomt (Figuur 36). Vanwege de beperkte power zijn deze patronen niet formeel statistisch getoetst. De verandering in aanwezigheid van pokken, anemonen, hydrozoa lijken sterker af te nemen (of minder sterk toe te nemen, Bryozoa) in de beviste vakken net na bevissing (T1) vergeleken met het niet beviste vak (Figuur 36). In de vergelijking T0/T2 is dit niet het geval. *Lanice conchilega* is na de T0 helemaal niet meer aangetroffen, ook niet in het onbeviste vak.



Figuur 36. Aantal monsters met mosselen, pokken, *Lanice*, anemonen & poliepen, Hydrozoa en Bryozoa op T0, T1 en T2 in de **boxcorer**.

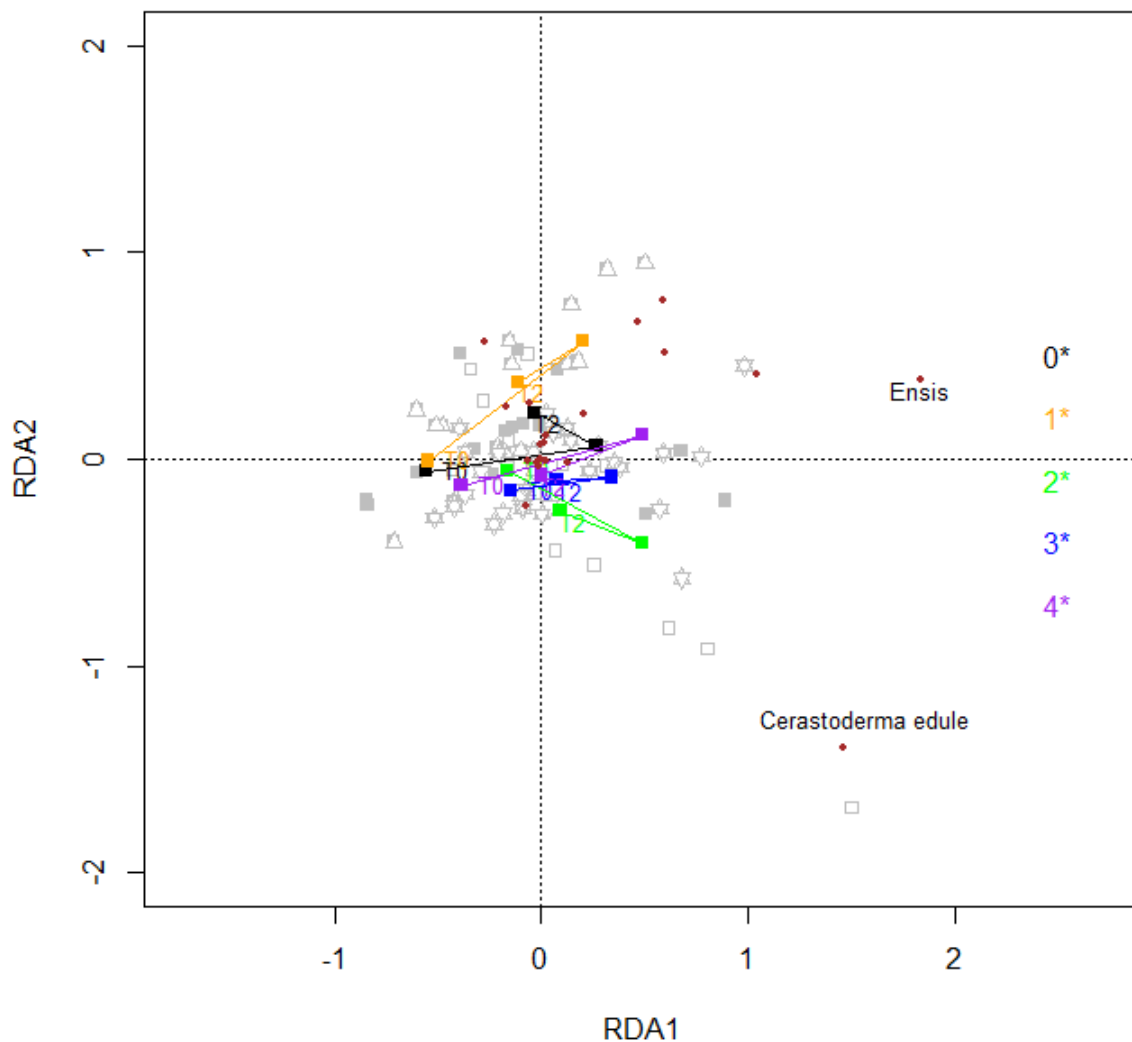
De patronen in de gevoelige soorten konden niet statistisch getoetst worden. De trefkans (aantal monsters waarin de soorten worden aangetroffen) lijkt met name voor pokken, anemonen en poliepen, Hydrozoa en Bryozoa wel af te nemen (of minder toe te nemen) door visserij.

3.2 Experiment 2012/2013: multivariate analyses

3.2.1 Zuigkordata

Redundantieanalyse

Uit het ordinogram blijkt een gradiënt in soortensamenstelling, van linksboven naar rechtsonder: respectievelijk 1*, 0*, 4*, 3* en 2* bevist (Figuur 37). De veranderingen in de tijd zijn minder goed zichtbaar, maar de soortensamenstelling op T1 lijkt het meest verschillend van T0, terwijl op T2 de soortensamenstelling weer meer lijkt op die op T0. In totaal wordt 39% van de variantie verklaard door ruimte en tijd (vakken en periode). De eerste RDA-as verklaart 20%, de tweede as 6%.



Figuur 37. Ordinogram (RDA) van de dubbelwortelgetransformeerde **zuigkorge**gegevens. Het meetmoment (T0, T1, T2) en de behandeling (0* = control, 1* to 4* bevist), evenals de interactie ertussen, zijn als verklarende variabelen gekozen. Individuele monsters zijn aangegeven als grijs vierkant (controle), rechtopstaande witte driehoek (1*), wit vierkant (2*), omgekeerde witte driehoek (3*) of witte ruit (4*). Het middelpunt van alle monsters op een meetmoment (T0, T1, T2) is weergegeven. De lijnen geven het verloop van de behandelingen in het ordinogram weer. T0: 12-13 juli 2012, T1: 12-13 sept 2012, T2: 15-16 mrt 2013, bevissing: 6-12 aug 2012.

Principal Response Curves

Deze analyse is uitgevoerd met de hele tijdsreeks van het niet beviste vak als referentie, zodat dus alleen de verschillen in de andere vakken t.o.v. dit vak onderzocht worden, los van temporele veranderingen die in alle vakken plaatsvonden.

De eerste PRC-as is niet significant ($P = 0.155$) (Figuur 38), wat dus wijst op een niet significant effect van visserij-intensiteit, ookal wordt 18% van de variantie daardoor bepaald, tegenover 20% voor veranderingen in de tijd. Het grootste verschil zit tussen niet bevist en 1* bevist. Toch blijken er significante verschillen op T0 (**), die er niet meer zijn op T1 en T2, al zijn de verschillen tussen de

canonische coëfficiënten op beide tijdstippen hoger. Met name is het niet beviste en het 3* beviste vak op T0 significant verschillend van de andere 3 vakken. Uit de PRC en de afzonderlijk RDA analyses per tijdstip blijkt wel dat het verschil tussen de beviste vakken en het niet beviste vak op T1 iets groter geworden is.

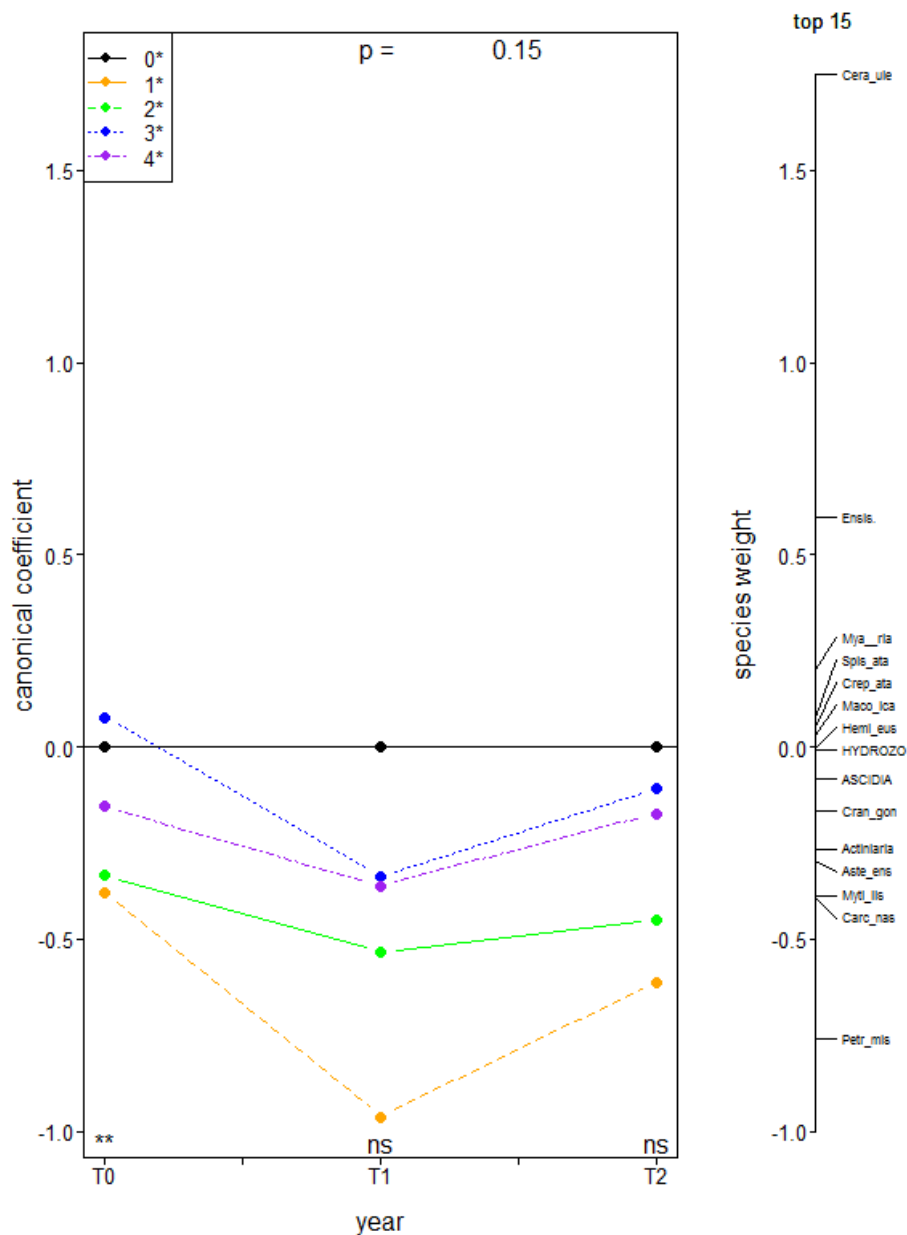
Gegeneraliseerde lineaire modellen

De soortensamenstelling blijkt significant verschillend tussen de vakken (met verschillende visserij-intensiteit) en verandert significant in de tijd (Tabel 21). De interactie is niet significant: de verandering tussen T0 en T1 en tussen T0 en T2 verschilt niet tussen de vakken.

Tabel 21. Resultaten van GLM zuigkordata 2012/2013.

	Res.Df	Df.diff	Dev	Pr(>Dev)	sign
intercept	74				
VisInt	70	4	54.98	0.041	*
Tijd	68	2	103.14	0.001	***
VisInt*Tijd	60	8	49.66	0.973	

Uit de univariate tests blijkt dat ook voor de individuele soorten de interactie niet significant is. Alhoewel er net een significant verschil is in totale soortensamenstelling, zijn er geen specifieke soorten met significante verschillen tussen de vakken. Significante verandering in de tijd zijn er in de dichtheden van *Asciacea*, *Carcinus maenas*, *Cerastoderma edule*, *Macoma balthica*, *Mytilus edulis* en *Ensis*.



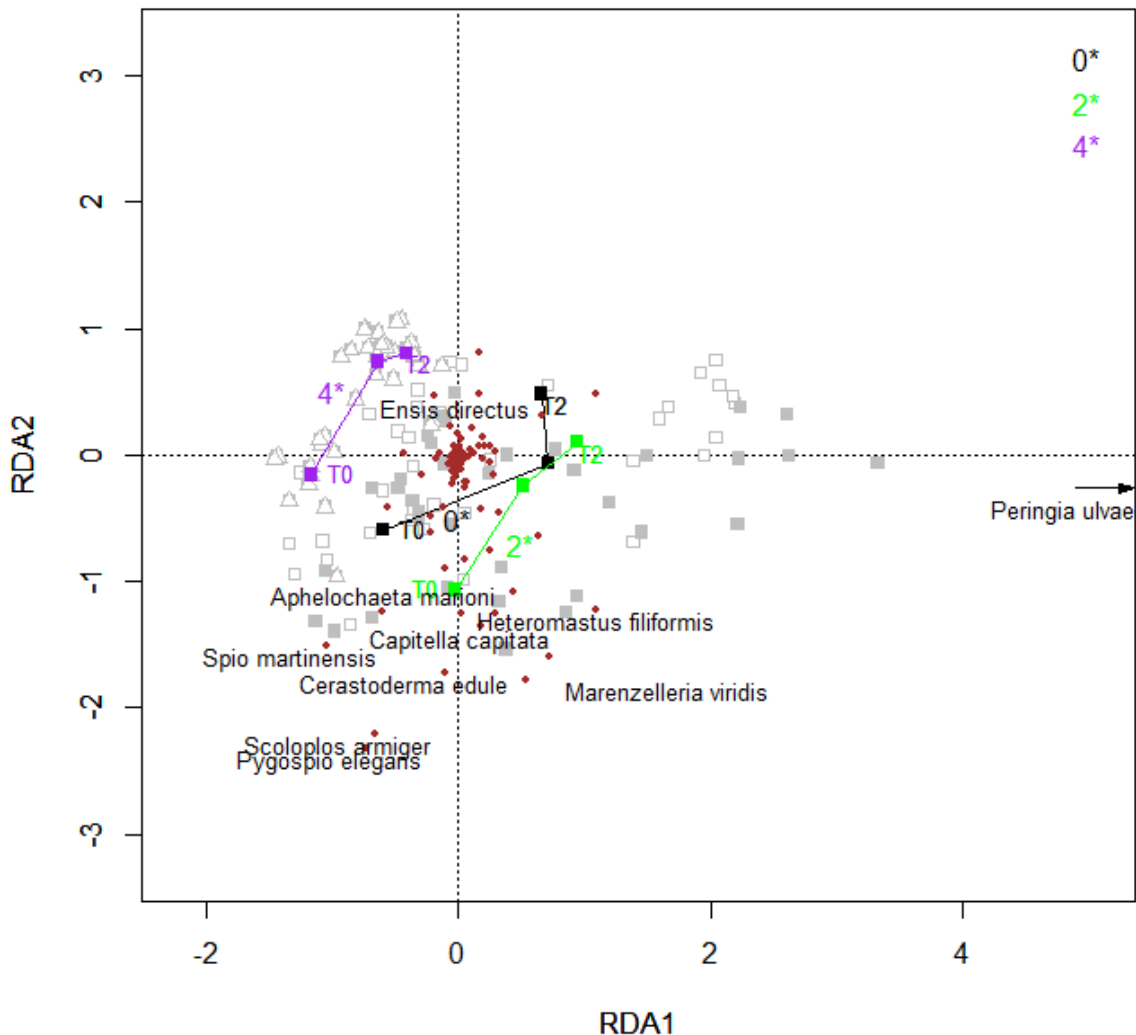
Figuur 38. PRC diagram voor verschillen in soortensamenstelling (**zuigkor**) tussen alle beviste vakken en het niet beviste vak (=referentietijdreeks). De species weights rechts van het diagram geven een idee over de affiniteit van de soorten met de respons getoond in het diagram. Alleen de 15 numeriek dominante soorten (top 15) worden getoond. T0: 12-13 juli 2012, T1: 12-13 sept 2012, T2: 15-16 mrt 2013, bevissing: 6-12 aug 2012. Voor soortafkortingen zie Bijlage 22.

In conclusie: de soortensamenstelling tussen de vakken op basis van de zuigkordata is verschillend en verschilt ook significant tussen de verschillende meetmomenten (T0, T1 en T2). Die veranderingen zijn echter niet verschillend tussen de vakken: we vinden dus geen effect van visserij-intensiteit op de soortensamenstelling.

3.2.2 Boxcoredata

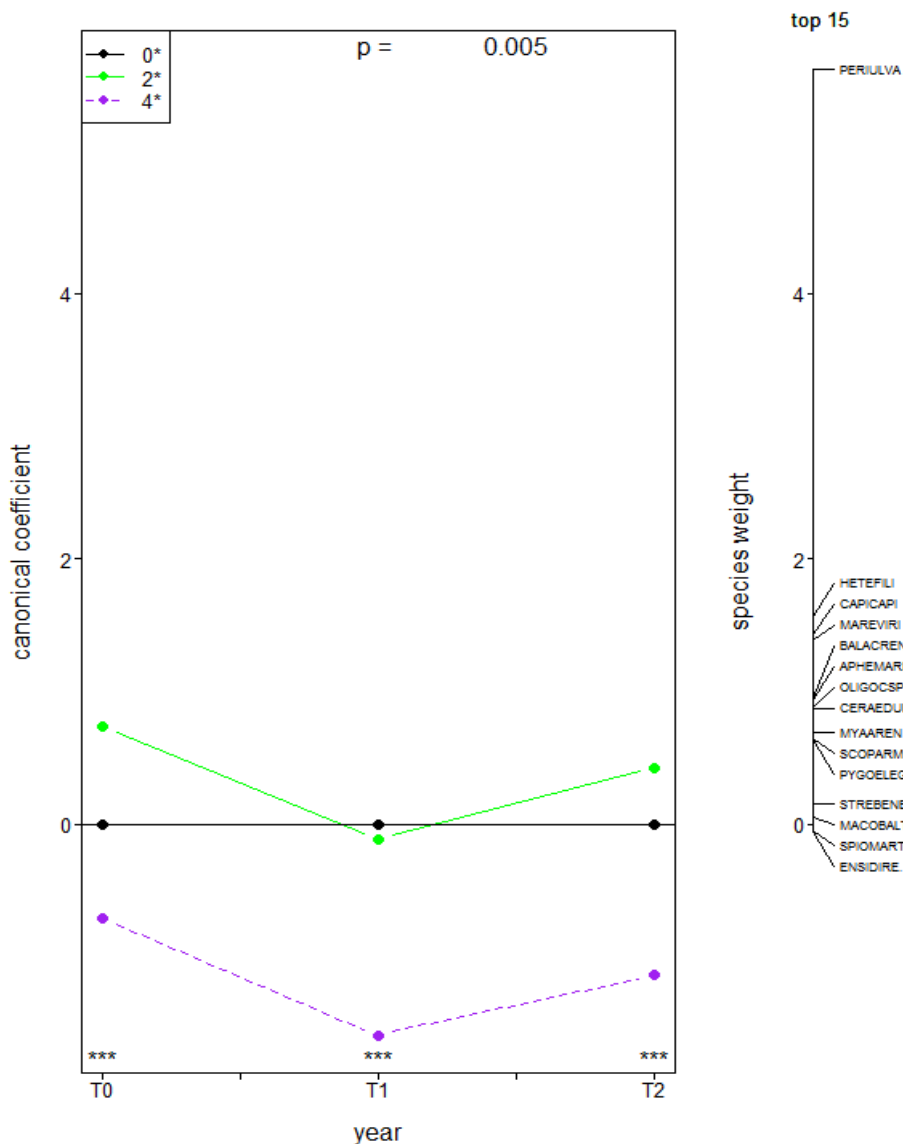
Redundantieanalyse

Uit het ordinogram blijkt een duidelijke gradiënt in soortensamenstelling, waarbij het niet beviste vak tussen de twee andere vakken ligt, overeenkomstig de reële ligging (Figuur 39). Soorten rechtsonder in het diagram (o.a. *H. filiformis* en *M. viridis*) komen meer en/of in hogere dichtheden voor in het tweemaal beviste vak dan in het viermaal beviste vak. Er is ook duidelijk eenzelfde verschuiving in soortensamenstelling in de tijd: in het ordinogram verschuift ieder vak richting rechtsboven. Soorten linksonder (o.a. *P. elegans* en *S. armiger*) nemen af in de tijd. In totaal wordt 31% van de variantie verklaard door ruimte en tijd (vak en periode). De eerste RDA-as verklaart 20%, de tweede as 8%.



Figuur 39. Ordinogram (RDA) van de dubbel wortelgetransformeerde **boxcore**gegevens. Het meetmoment en de behandeling, evenals de interactie ertussen, zijn als verklarende variabelen gekozen. Individuele monsters zijn aangegeven als grijs vierkant (controle), wit vierkant (2*) of omgekeerde witte driehoek (4*) of witte ruit (4*). Het middelpunt van alle monsters op een meetmoment (T0, T1, T2) is weergegeven. De lijnen geven het verloop van de behandelingen in het ordinogram weer. T0: 3, 4, 12 juli 2012, T1: 27-28 aug 2012, T2: 26-27 mrt 201, bevissing: 6-12 aug 2012.

Ook uit deze analyse blijkt dat er op T0 al significante verschillen tussen de vakken waren (Figuur 40). De significantie van de eerste PRC-as is vooral aan verschillen tussen de vakken toe te schrijven. Verklaarde variantie die toe te schrijven is aan tijd is 13.5% en 18% aan het behandelingsregime (= visserij-intensiteit + interactie van visserij-intensiteit met tijd). Soorten als *Heteromastus filliformis*, *Capitella capitata*, *Marenzelleria viridis* en *Peringia ulvae* – soorten met een positief gewicht - komen in het 4* beviste vak minder voor dan in de twee andere vakken. De mate van verschil in soortensamenstelling en –dichtheden blijft tijdens de onderzoeksperiode ongeveer gelijk. Wel lijken het controlevak en het 2* beviste vak op T1 wat meer op elkaar (zie ook ligging in eerste ordinaatievlak Figuur 39), terwijl het 4* beviste vak dan het meest verschilt van de andere twee.



Figuur 40. PRC diagram voor verschillen in soortensamenstelling (**boxcorer**) tussen alle beviste vakken en het niet beviste vak (=referentietijdreeks). De species weights rechts van het diagram geven een idee over de affiniteit van de soorten met de respons getoond in het diagram. Alleen de 15 numeriek dominante soorten (top 15) worden getoond. De significantie van de verschillen op ieder meetmoment zijn aangegeven met asterisken (* $p < 0.05$, ** $p < 0.01$, *** $p < 0.001$). T0: 3, 4, 12 juli 2012, T1: 27-28 aug 2012, T2: 26-27 mrt 2013, bevissing: 6-12 aug 2012. Voor soortafkortingen zie Bijlage 22.

Gegeneraliseerde lineaire modellen

De soortensamenstelling verschilde significant tussen de vakken (met verschillende visserij-intensiteit) en veranderde significant in de tijd. De interactie was niet significant: de verandering tussen T0 en T1 verschilde niet tussen de vakken.

Tabel 22. Resultaten van GLM boxcorerdata 2012/2013.

	Res.Df	Df.diff	Dev	Pr(>Dev)	sign
(Intercept)	107				
VisInt	105	2	541.3	0.001	***
Tijd	103	2	917.4	0.001	***
VisInt*Tijd	99	4	360.7	0.117	

Uit de univariate tests blijkt dat ook voor de individuele soorten de interactie niet significant was. Wel waren er significante verschillen tussen de vakken voor *Aphelochaeta marina*, *Capitella capitata*, *Eteone longa*, *Heteromastus filiformis*, *Marenzellaria viridis*, *Oligochaeta* en *Peringia ulvae*. De verschillen in dichtheden *Cerastoderma edule* waren net niet significant ($p = 0.055$). Significante verandering in de tijd waren er in de dichtheden van *Lanice conchilega*, *Obelia longissima*, *Pygospio elegans*, *Scoloplos armiger* en *Streblospio benedictii*.

In conclusie: de soortensamenstelling tussen de vakken op basis van de boxcorerdata was verschillend en verschilde ook significant tussen de verschillende meetmomenten (T0, T1 en T2). Die veranderingen zijn echter niet verschillend tussen de vakken: we vinden dus geen effect van visserij-intensiteit op de soortensamenstelling.

3.3 Experiment 2014: univariate analyses

3.3.1 Zuigkordata: gemeenschapsindices

De verschillende visserij-intensiteiten waren verdeeld over de twee Molenrakken: het 0x en 4x beviste vak lag in Molenrak 1. Vanwege de vergelijking tussen de tuigen hebben we de beschikking over een tweede controle vak (0x bevist). Dit vak en het 1x en 6x beviste vak lag in Molenrak 2. Tegen de verwachting in verschilden de beide Molenrakken erg in samenstelling. Molenrak 1 werd gedomineerd door *Ensis directus*, Molenrak 2 door *Mya Arenaria* (zie ook foto). Dit is waarschijnlijk ook de reden dat er voor alle analyses van de gemeenschapsindices verschillen tussen de vakken gevonden zijn, zowel in de vergelijking tussen T0 en T1 (48 uur later) als T0 en T2 (ca 1 maand later, Figuur 41, Tabel 23 en Bijlage 20). Voor geen enkele analyse was de interactie periode*visserij-intensiteit significant. De grote variatie tussen de vakken komt ook tot uiting in de lage power, alleen voor de analyse van soortenrijkdom was de power voldoende.

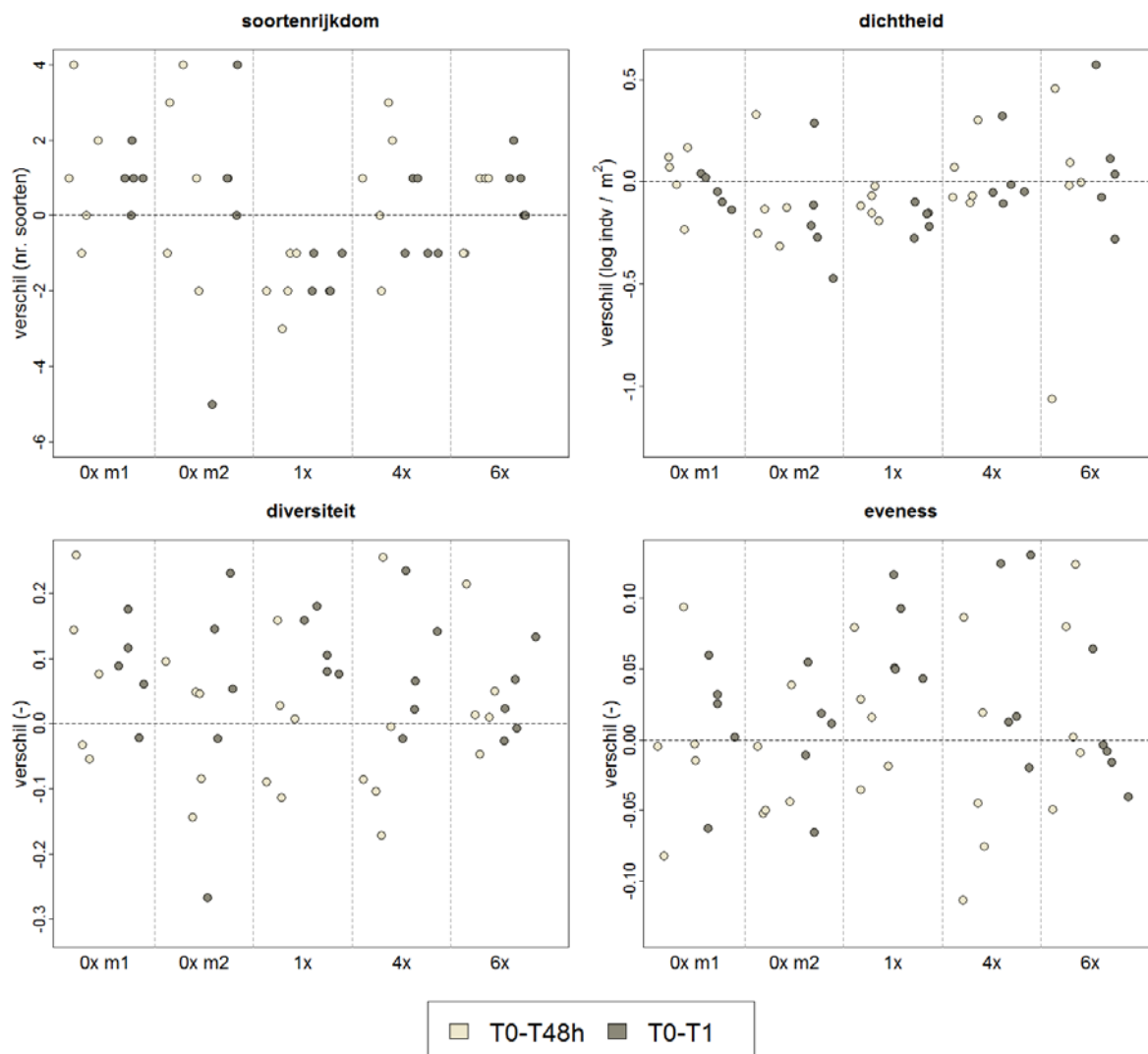
Concluderend zijn er geen verschillen gevonden in ontwikkeling van soortenrijkdom, diversiteit, evenness en totale dichtheid tussen de vakken. Er is geen aanwijzing dat visserij-intensiteit een effect heeft gehad op de ontwikkeling van deze parameters. De verschillen tussen de vakken waren zo groot dat een mogelijk visserij-effect niet aantoonbaar was. Alleen voor soortenrijkdom was de power van deze analyse voldoende.

Tabel 23. Significantieniveaus (p-waardes) en power van univariate analyses van verschillende response variabelen (zuigkor 2014). Voor uitgebreide modelresultaten en parameterschattingen zie Bijlage 20. P-waardes van significante variabelen zijn dik gedrukt.

		2014							
		T0/T48hr (48hr na bevissing)				T0/T1 (1 maand na bevissing)			
tuig	gemeenschaps	variabele	visserij-intensiteit	tijd (T0/T1)	interactie		visserij-intensiteit	tijd (T0/T2)	interactie
		zuigkor	soortenrijkdom	0.001	0.440	0.088	soortenrijkdom	0.017	0.904
	indices	diversiteit	<0.001	0.441	0.670	diversiteit	<0.001	0.003	0.655
		eveness	<0.001	0.918	0.575	eveness	<0.001	0.010	0.095
		totale dichtheid	<0.001	0.381	0.884	totale dichtheid	0.001	0.185	0.274
	soorten	<i>Macoma balthica</i>	<0.001	0.251	0.783	<i>Macoma balthica</i>	<0.001	0.252	0.213
		<i>Mytilus edulis</i>	0.057	0.140	0.392	<i>Mytilus edulis</i>	0.038	0.271	0.187
		Hydrozoa	0.039	0.011	0.488	Hydrozoa	0.072	<0.001	0.344
power<60%									
60%<power>80%									
power>80%									



Bodemmonsters genomen in Molenrak 1 (linksboven), gedomineerd door *Ensis*, en Molenrak 2 (linksonder en rechts). Linksonder zijn de afgehakte sifons van *Mya* duidelijk zichtbaar, rechts de intacte exemplaren.

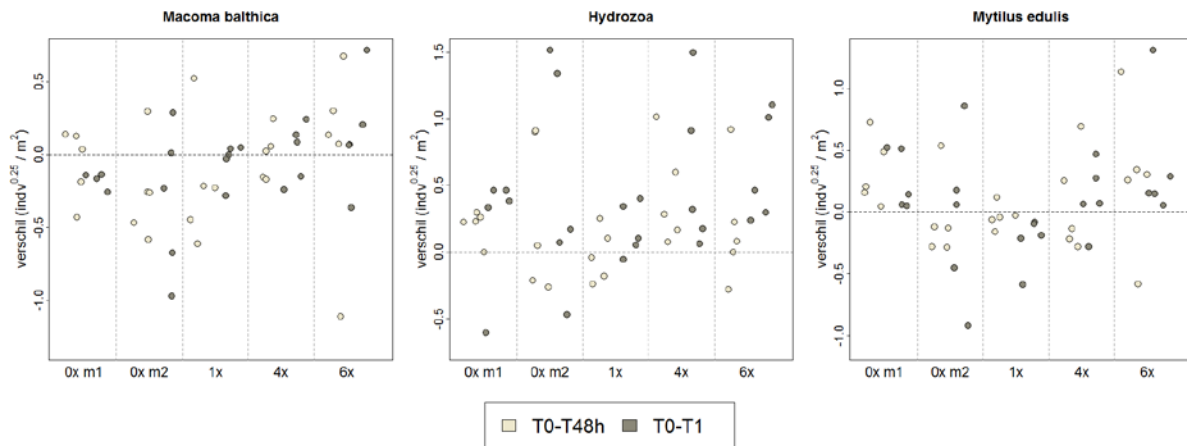


Figuur 41. Veranderingen in gemeenschapsindices soortenrijkdom, diversiteit, evenness, totale dichtheid tussen T0 en T1 (lichtgrijs) T0 en T2 (donkergrijs) in relatie tot bevissingsintensiteit in het Molenrak 2014 op de individuele monsterplekken (**zuigkordata**). De nullijn geeft 'geen verandering' tussen beide tijdstippen aan. Veranderingen in vakken die significant afwijken van het controlevak (0x bevist) zijn aangegeven met (*).

3.3.2 Zuigkordata: soorten

Bijna alle soortspecifieke analyses (behalve *Mytilus* in T0-T1 vergelijking) leverden significant verschillen tussen vakken op (Figuur 42, Tabel 23 en Bijlage 20). Alleen dichtheden Hydrozoa namen significant toe tussen T0 en T48hr en tussen T0 en T1, *Macoma* en *Mytilus* lieten geen veranderingen in de tijd zien. Interacties tussen periode en bevissings-intensiteit waren in geen enkele analyse significant. Dichtheden *Ensis directus* waren te laag voor statistische analyses. De soort kwam alleen in Molenrak 1 voor. In *Lanice conchilega*, *Echinocardium cordatum* (zeeklit), *Ascidiacea* (zakpijpen), *Bryozoa*, *Actiniaria* kwamen teveel nulwaarden voor een formele analyse. De grote variatie tussen de vakken komt ook tot uiting in de lage power, voor geen enkele vergelijking was deze voldoende (Tabel 23).

Concluderend zijn er tussen T0 en T1 en tussen T0 en T2 geen veranderingen in dichtheden in *Macoma balthica*, *Mytilus edulis* en Hydrozoa gevonden die toe te schrijven zijn aan een verschil in bevissingsintensiteit. De overige soorten kwamen te weinig voor een formele analyse. De verschillen tussen de vakken waren zo groot dat een mogelijk visserij-effect niet aantoonbaar was. Echter de power was in alle statistische analyses onvoldoende.



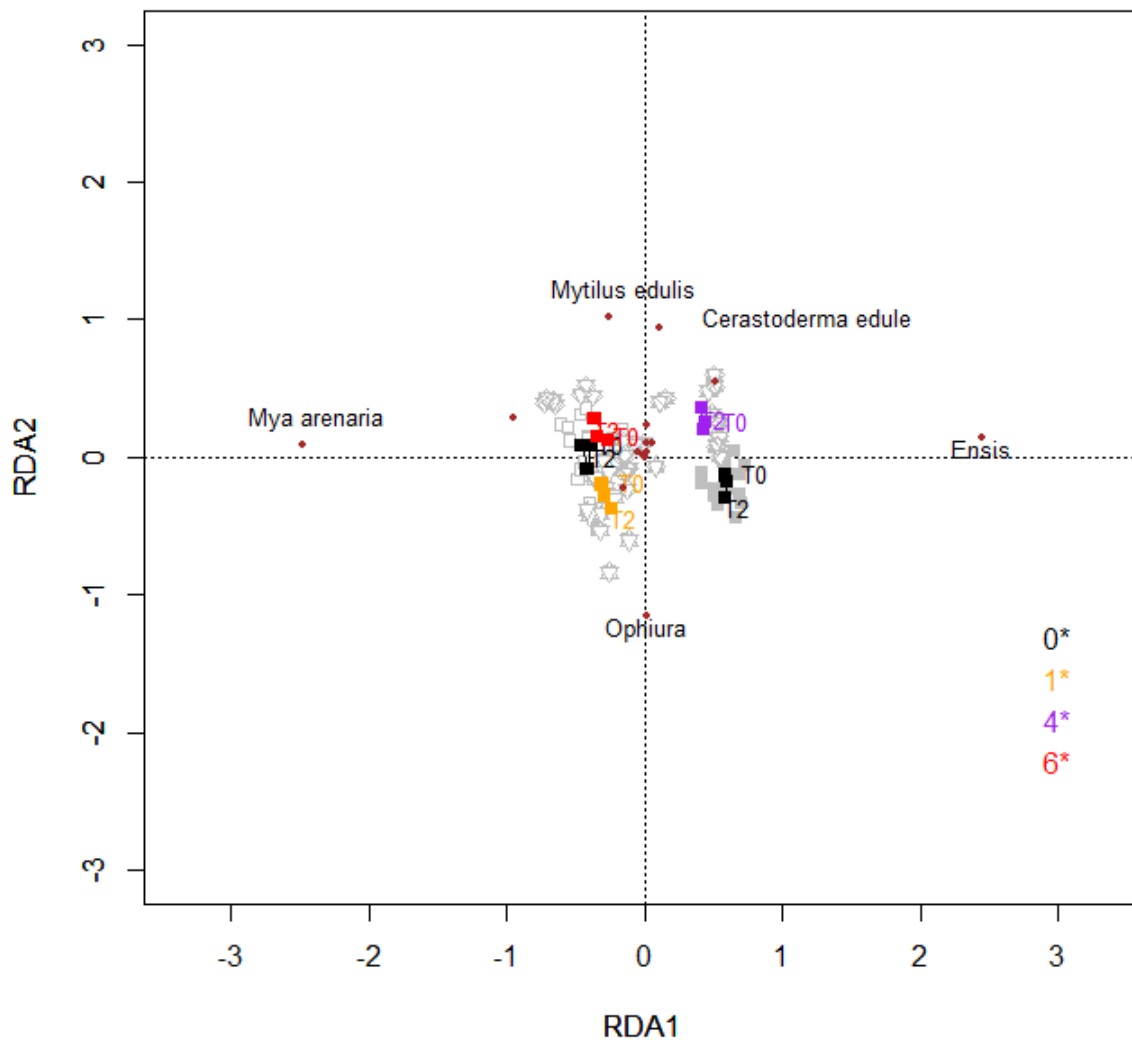
Figuur 42. Veranderingen in dichtheden *Macoma balthica*, *Hydrozoa* en *Mytilus edulis* in relatie tot bevissingsintensiteit tussen T0 en T1 en tussen T0 en T2 in het Molenrak 2014 (zuigkordata). De nullijn geeft 'geen verandering' tussen beide tijdstippen aan. Veranderingen in vakken die significant afwijken van het controlevak (0x bevist) zijn aangegeven met (*).

3.4 Experiment 2014: multivariate analyses

3.4.1 Zuigkordata

Redundantieanalyse

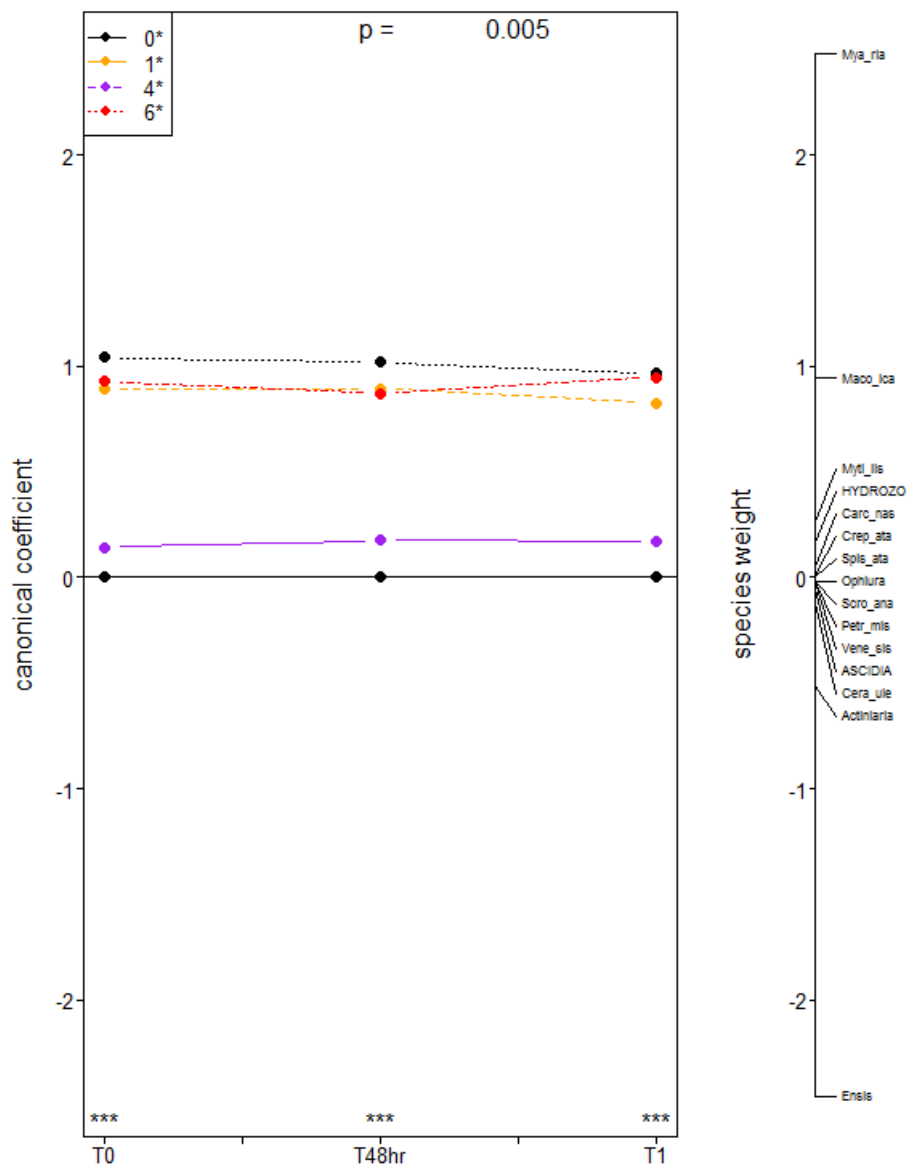
Uit het ordinogram blijken duidelijk verschillen in soortensamenstelling. De 2 vakken in Molenrak 1 bevinden zich rechts, de 3 vakken in Molenrak 2 links (Figuur 43). Een soort als *Ensis* wordt vooral en in hogere dichtheden in Molenrak 1 gevonden, *Mya arenaria* dan weer in Molenrak 2. Ook binnen beide gebieden is er een duidelijk onderscheid tussen de vakken. In Molenrak 2 ligt het niet beviste vak tussen de twee andere. De ligging langs de tweede as komt overeen met de ruimtelijke ligging van de vakken: van west naar oost. De veranderingen in de tijd zijn, zeker ten opzichte van verschillen in de ruimte, klein. In totaal wordt 67% van de variantie verklaard door verschillen in ruimte en tijd. De eerste RDA-as verklaart 56%, de tweede as 4%.



Figuur 43. Ordinogram (RDA) van de dubbel wortelgetransformeerde zuigkorgegevens. Het meetmoment en de behandeling, evenals de interactie ertussen, zijn als verklarende variabelen gekozen. Individuele monsters zijn aangegeven als wit vierkant (0* Molenrak 2), grijs vierkant (0* Molenrak 1), rechtopstaande witte driehoek (1*), omgekeerde witte driehoek (4*) of witte ruit (6*). Het middelpunt van alle monsters op een meetmoment (T0, T1, T2) is weergegeven. De lijnen geven het verloop van de behandelingen in het ordinogram weer. T0: 28-29 juli 2014, T1: 11-12 aug 2014, T2: 27-28 aug 2014, bevissing: 48 uur vóór T1.

Principal Response Curves

Ook uit deze analyse blijken, net als bij de RDA-analyse, de verschillen tussen Molenrak 1 en Molenrak 2, en de verschillen tussen de vakken binnen deze gebieden, al op T0 (Figuur 44). De verschillen veranderen niet in de tijd: de lijnen blijven praktisch parallel verlopen (weinig interactie). De significantie van de eerste PRC-as is dan ook praktisch volledig aan verschillen tussen de vakken toe te schrijven. Liefst 66% van de variantie is hieraan te wijten, slechts 2% aan verschillen in de tijd. Soorten als *Mya arenaria* en *Macoma balthica* – soorten met een positief gewicht - komen in Molenrak B vaker en in hogere dichtheden voor dan in Molenrak A, *Ensis* meer in Molenrak A dan in Molenrak B.



Figuur 44. PRC diagram voor verschillen in soortensamenstelling tussen alle beviste vakken en het niet beviste vak in Molenrak1, en het niet beviste vak in Molenrak 2 (=referentietijdreeks). De species weights rechts van het diagram geven een idee over de affiniteit van de soorten met de respons getoond in het diagram. Alleen de 15 numeriek dominante soorten worden getoond. T0: 28-29 juli 2014, T1: 11-12 aug 2014, T2: 27-28 aug 2014, bevissing: 48 uur voor T1. Voor soortafkortingen zie Bijlage 22.

Gegeneraliseerde lineaire modellen

De soortensamenstelling was alleen significant verschillend tussen de vakken (met verschillende visserij-intensiteit, Tabel 24). De soortensamenstelling veranderde niet in de tijd, en ook de interactie was niet significant.

Tabel 24. Resultaten van GLM zuigkordata 2014.

	Res.Df	Df.diff	Dev	Pr(>Dev)	sign
(Intercept)	74				
VisInt	70	4	228.77	0.001	***
Tijd	68	2	19.73	0.666	
VisInt*Tijd	60	8	31.55	0.988	

Uit de univariate tests blijkt dat ook voor de individuele soorten de interactie niet significant was. Wel waren er significante verschillen tussen de vakken voor *Cerastoderma edule*, *Ensis*, *Macoma balthica*, *Mya arenaria*, *Mytilus edulis*, *Hydrozoa*, *Ophiura* en *Actiniaria*. Er waren geen significante veranderingen in de tijd in de dichtheden van afzonderlijke soorten.

In conclusie zijn er geen veranderingen in de tijd geconstateerd in bodemdierengemeenschap die gerelateerd kunnen worden aan een verschil in visserij-intensiteit. Eventuele verschillen door visserij waren kleiner dan de verschillen tussen de vakken.

3.5 Experiment 2014: resultaten pulstuig

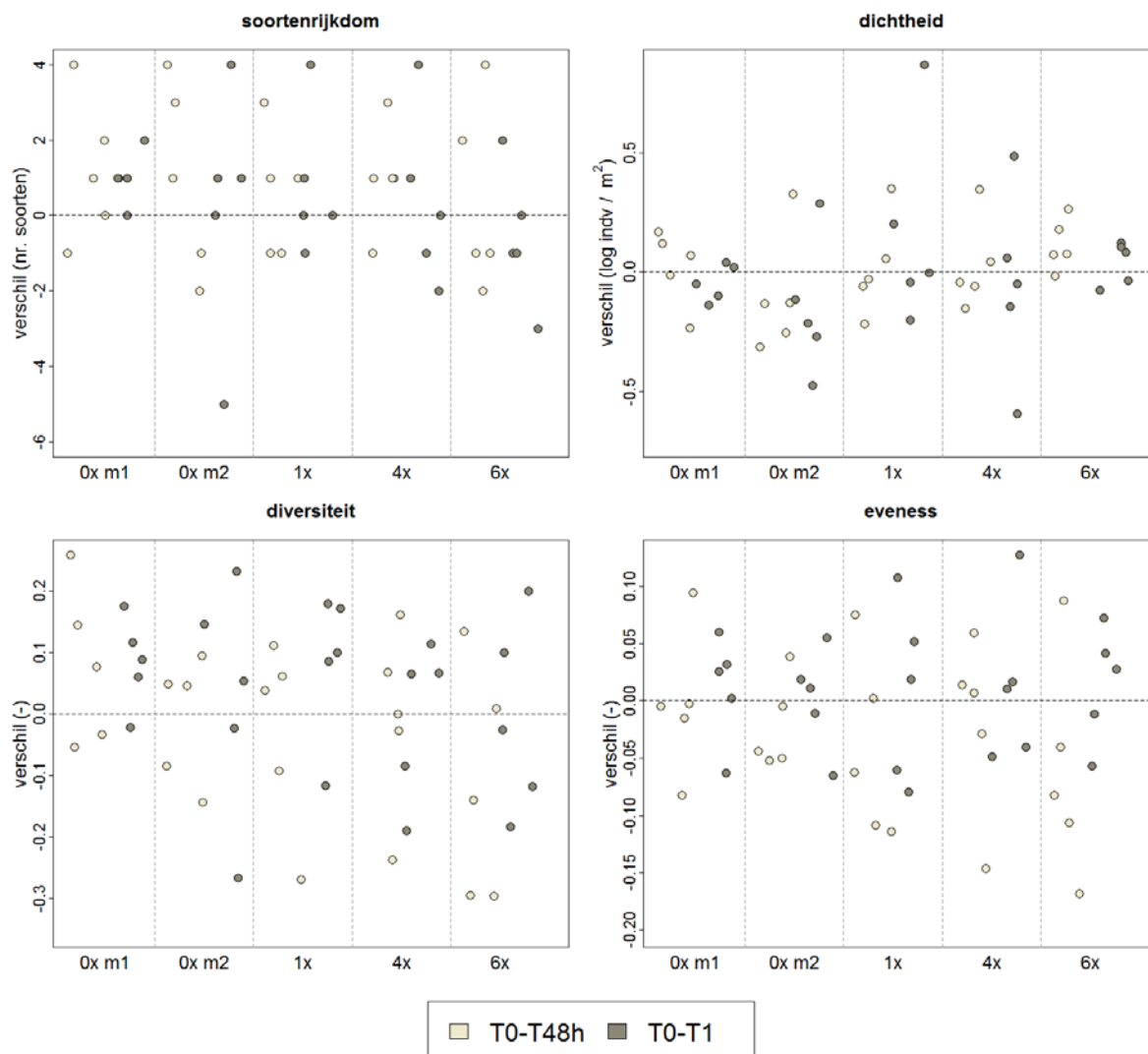
3.5.1 Univariate analyses: gemeenschapsindices

De verschillende visserij-intensiteiten waren verdeeld over de twee Molenrakken: het 0x en 6x beviste lag in Molenrak 1. Vanwege de vergelijking tussen de tuigen hebben we de beschikking over een tweede controle vak (0x bevist). Dit vak en het 2x en 4x beviste vak lag in Molenrak 2. De grote vakverschillen is waarschijnlijk ook de reden dat er voor nagenoeg alle analyses van de gemeenschapsindices verschillen tussen de vakken gevonden zijn, zowel in de vergelijking tussen T0 en T1 (48 uur later) als T0 en T2 (ca 1 maand later (Tabel 25, Figuur 45 en Bijlage 21). Voor geen enkele analyse was de interactie periode*visserij-intensiteit significant. De grote variatie tussen de vakken komt ook tot uiting in de lage power, alleen voor de analyse van diversiteit tussen T0 en T1 was de power voldoende.

Concluderend zijn er geen verschillen gevonden in ontwikkeling van soortenrijkdom, diversiteit, evenness en totale dichtheid tussen de vakken. De verschillen tussen de vakken waren zo groot dat een mogelijk visserij-effect niet aantoonbaar was.

Tabel 25. Significantieniveaus (p-waardes) en power van univariate analyses van verschillende response variabelen (zuigkor 2014 pulstuig). Voor uitgebreide modelresultaten en parameterschattingen zie Bijlage 21. P-waardes van significante variabelen zijn dik gedrukt.

		2014							
		T0/T48hr (48hr na bevissing)				T0/T1 (1 maand na bevissing)			
tuig		variabele	visserij-intensiteit	tijd (T0/T1)	interactie		visserij-intensiteit	tijd (T0/T2)	interactie
zuigkor	gemeenschaps	soortenrijkdom	0.040	0.055	0.971	soortenrijkdom	0.115	0.416	0.797
	indices	diversiteit	<0.001	0.585	0.371	diversiteit	<0.001	0.196	0.721
		eveness	<0.001	0.060	0.744	eveness	<0.001	0.425	0.997
		totale dichtheid	<0.001	0.653	0.533	totale dichtheid	<0.001	0.882	0.504
	soorten	<i>Macoma balthica</i>	<0.001	0.332	0.887	<i>Macoma balthica</i>	<0.001	0.548	0.185
		<i>Mytilus edulis</i>	0.029	0.138	0.340	<i>Mytilus edulis</i>	0.029	0.422	0.820
		Hydrozoa	0.525	0.020	0.985	Hydrozoa	0.636	<0.001	0.632
power<60%									
60%<power>80%									
power>80%									

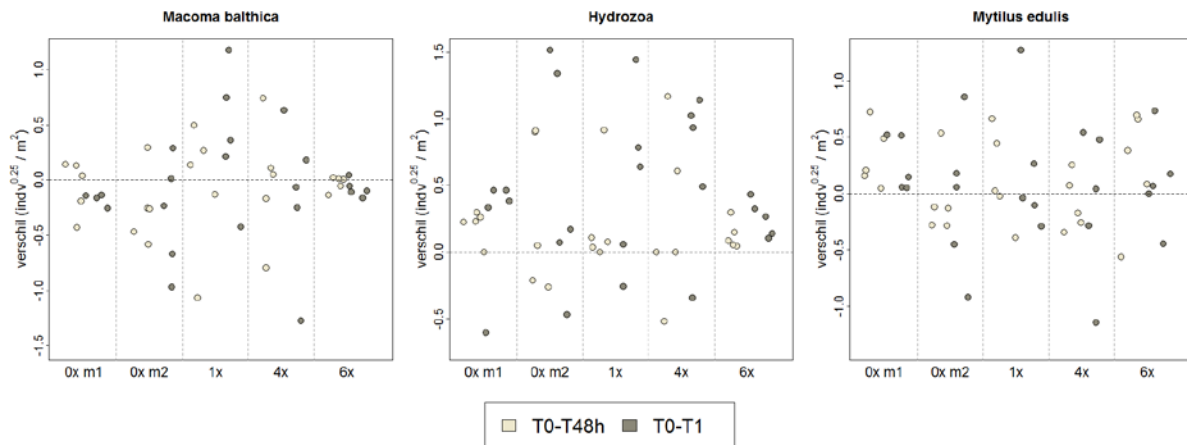


Figuur 45. Veranderingen in gemeenschapsindices in de vakken, bevestig met pulstuig bij verschillende intensiteiten (0x, 1x, 4x, 6x) tussen T0, T48h en T2 (na enkele weken). Er zijn 2 controlevakken: 1 in Molenrak 1 (m1) en 1 in Molenrak 2 (m2).

3.5.2 Univariate analyses: soorten

Bijna alle soortspecifieke analyses (behalve Hydrozoa) leverden significante verschillen tussen vakken op (Tabel 25, Figuur 46 en Bijlage 21). Dichtheden *Macoma* namen significant af en dichtheden *Mytilus* toe tussen T0 en T48hr en tussen T0 en T1, Hydrozoa lieten geen veranderingen in de tijd zien. Interacties tussen periode en bevissings-intensiteit waren in geen enkele analyse significant. Dichtheden *Ensis directus* waren te laag voor statistische analyses. De soort kwam alleen in Molenrak 1 voor. In *Lanice conchilega*, *Echinocardium cordatum* (zeeklit), *Ascidacea* (zakpijpen), *Bryozoa*, *Actiniaria* kwamen teveel nulwaarden voor voor een formele analyse. De grote variatie tussen de vakken komt ook tot uiting in de lage power, voor geen enkele vergelijking was deze voldoende (Tabel 25).

Concluderend zijn er tussen T0 en T1 en tussen T0 en T2 geen veranderingen in dichtheden in *Macoma balthica*, *Mytilus edulis* en Hydrozoa gevonden die toe te schrijven zijn aan een verschil in bevissingsintensiteit. De overige soorten kwamen te weinig voor een formele analyse. Echter de power was in alle statistische analyses onvoldoende.



Figuur 46. Veranderingen in dichtheden in de vakken, bevist met pulstuig bij verschillende intensiteiten (0x, 1x, 4x, 6x) tussen T0, T48h en T2 (na enkele weken). Er zijn 2 controlevakken: 1 in Molenrak 1 (m1) en 1 in Molenrak 2 (m2).

3.5.3 Multivariate analyses

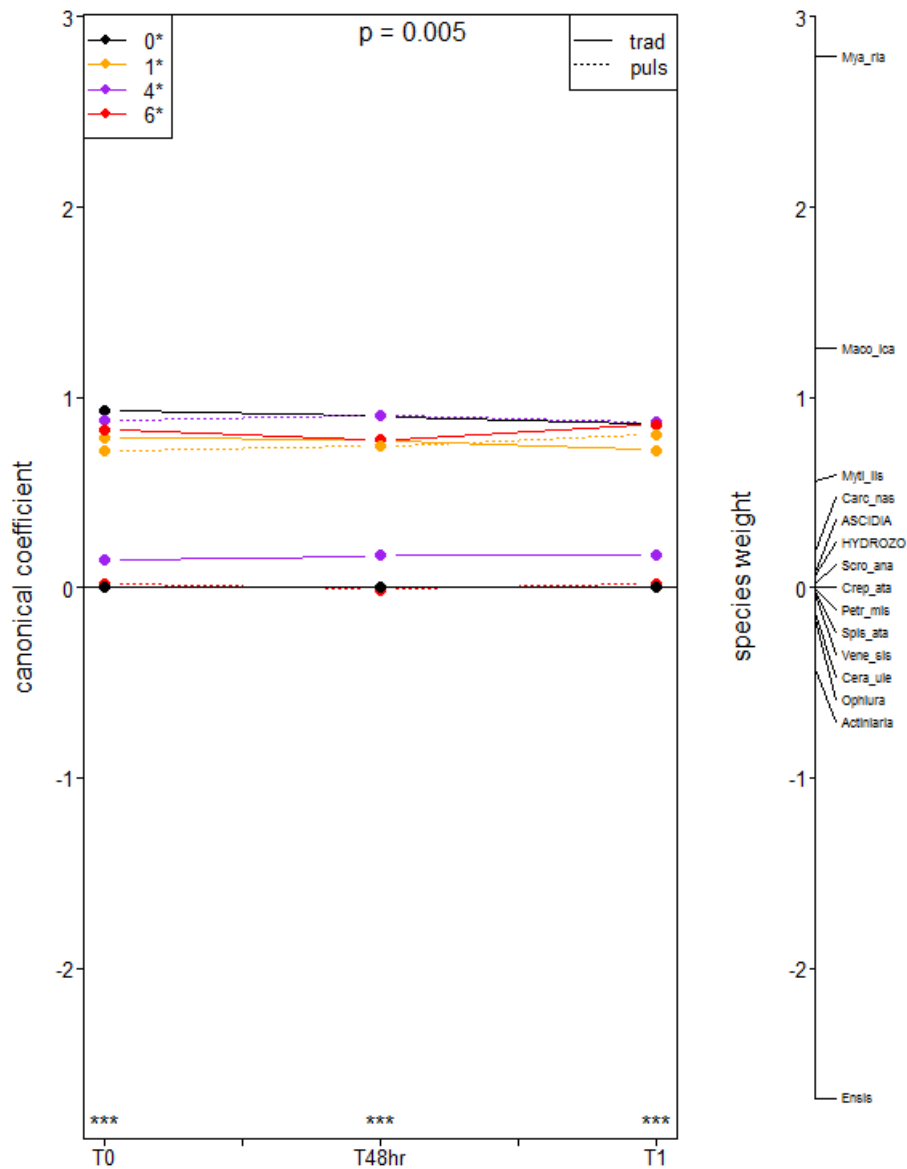
De resultaten zijn gelijkaardig als de analyses uitgevoerd zonder de vakken bevist met pulskor (Figuur 47). Vooral het verschil tussen Molenrak 1 en Molenrak 2 is duidelijk. De vakken bevist met traditioneel tuig en met puls zijn en blijven gelijk in soortensamenstelling. De verklaarde variantie is gelijk aan deze van de analyse zonder puls: 66% verklaard door behandelingsregime, wat gezien het feit dat de vakken niet verschillen in ontwikkeling in de tijd, een verschil tussen de vakken is. Slechts 2% van de variantie wordt verklaard door veranderingen in de tijd.

De soortensamenstelling was alleen significant verschillend tussen de vakken (met verschillende visserij-intensiteit en tuigen, Tabel 26). De soortensamenstelling veranderde niet in de tijd, en ook de interactie was niet significant.

Tabel 26. Resultaten van GLM zuigkordata 2014 met beide tuigen.

	Res.Df	Df.diff	Dev	Pr(>Dev)	sign
Intercept	119				
VisInt	113	6	320.5	0.001	***
Tijd	111	2	22.0	0.608	
VisInt*Tijd	99	12	50.1	0.995	

Voor de individuele soorten zijn er significante verschillen in vak (dus visserij-intensiteit / type tuig) voor: *Cerastoderma edule*, *Macoma balthica*, *Mya arenaria* en *Actiniaria*.



Figuur 47. PRC diagram voor verschillen in soortensamenstelling tussen alle beviste vakken (beide tuigen) en het niet beviste vak in Molenrak 1, en het niet beviste vak in Molenrak 2 (=referentietijdreeks). De species weights rechts van het diagram geven een idee over de affiniteit van de soorten met de respons getoond in het diagram. Alleen de 15 numeriek dominante soorten worden getoond. T0: 28-29 juli 2014, T1: 11-12 aug 2014, T2: 27-28 aug 2014, bevissing: 48 uur voor T1. Voor soortafkortingen zie Bijlage 22.

4. Discussie

4.1 Consequenties van verstoring experimenten

Het onderzoek naar de effecten van de garnalenvisserij op het bodemecosysteem bestond uit een combinatie van twee delen:

1. Metingen van effect in 6 gebieden verspreid over alle Natura 2000 gebieden waardoor een statistisch verantwoorde uitspraak gedaan zou kunnen worden over korte termijn effecten op bodemfauna in de Natura 2000 gebieden.
2. Gedetailleerdere metingen in een geselecteerd gebied om het mechanisme van mogelijke effecten te onderzoeken (directe sterfte, effecten op recrutering) waarbij de visserij-intensiteit gevarieerd is.

Uit de analyses van MARIN bleek dat een groot deel van de 15 vakken in de 6 gebieden zodanig verstoord waren dat de resultaten niet op de geplande manier geanalyseerd konden worden. Daardoor viel de basis van de gecombineerde aanpak weg. Dat heeft aanzienlijke consequenties voor de conclusies die getrokken kunnen worden. Voor de 15 vakken kon alleen nog maar de correlatie met de daadwerkelijke uitgevoerde bevissing berekend worden. Daarmee kunnen echter geen harde statistische relaties gedetecteerd worden.

Behalve deze verstoring is in voorjaar 2014 ook het Molenrak ernstig verstoord door een mosselzaadvisser. Hierdoor konden de 3 meest oostelijke vakken niet meer gebruikt worden. Er is een extra vak aan de westkant van het Molenrak bijgeplaatst. De behandelingen (3 intensiteiten en 2 tuigen) zijn toen noodgedwongen over Molenrak 1 en 2 verdeeld. Na analyse bleken beide Molenrakken heel erg van elkaar te verschillen in samenstelling. Dit heeft de interpretatie en de mogelijkheden om conclusies te trekken uit de experimenten uitgevoerd in 2014 erg bemoeilijkt.

4.2 Variatie in ruimte en tijd: consequenties voor power

Bodemdieren zijn veelal niet of weinig mobiel en zijn daarom afhankelijk van de lokale abiotische omstandigheden (o.a. sedimentsamenstelling, saliniteit, bodemschuifspanning). De soortensamenstelling toont dan ook ruimtelijke verschillen, gerelateerd aan ruimtelijke omgevingsverschillen. Deze verschillen zijn er niet alleen op grotere schaal (Künitzer *et al.* 1992; Holtmann *et al.* 1996; Ysebaert *et al.* 2003; Rees *et al.* 2007; Dekker en Drent 2013), maar bestaan ook op kleinere schaal, van 1 tot 100 m, zoals bijv. op een zandplaat (Herman *et al.* 1996) of binnen een mosselbank (Craeymeersch *et al.* 2013). Dat blijkt ook uit deze studie, waar er al vaak verschillen in soortensamenstelling waren bij de aanvang van het onderzoek (T0).

Bodemdiergemeenschappen worden ook gekarakteriseerd door grote temporele fluctuaties, ondermeer als gevolg van verschillen in broedvalsucces, in ruimtelijke patronen van broedval en in sterftcijfers (Van Hoey *et al.* 2007; Kröncke *et al.* 2011). Daarbij vertonen opportunistische soorten grote verschillen in dichtheid, waaronder sterke seizoenale veranderingen (McCall 1977). In de Westelijke Waddenzee bijv. werden op heel veel locaties heel hoge dichtheden van *Pygospio elegans* waargenomen in 2009, verantwoordelijk voor een significante verschuiving in de soortensamenstelling op deze locaties (Craeymeersch *et al.* 2013).

Vanwege de grote natuurlijke variabiliteit moeten monitoringprogramma's meerdere locaties en gebieden volgen. Dat geldt zeker voor effectstudies, die zowel meerdere gebieden waar een effect mogelijk is als meerdere controlegebieden moeten omvatten (zie bijv. ook Underwood (1993)). Zonder kennis van de

temporele fluctuaties in controlegebieden is het moeilijk te oordelen of veranderingen in de mogelijk beïnvloede gebieden een gevolg zijn van menselijke activiteiten.

Op basis van de variatie in gegevens van de bodemfauna in de Waddenzee en kustzone is voor aanvang van dit onderzoek het aantal benodigde gebieden en monsterinspanning berekend om statistisch betrouwbare uitspraken te doen. Dat gold met name voor de studie gerapporteerd in deelproject 2 (6 gebieden, 15 vakken). Door de onbedoelde bevissing is het aantal vakken (replica's) echter zodanig gerduceerd dat de power veel te laag werd. Het onderzoek in het Molenrak diende een ander doel: het identificeren van mechanismen van het effect van de beroering van de bodem met een garnalentuig. De verschillen in bodemfauna tussen de beide gebieden in het Molenrak in 2014 was veel groter dan waarmee vantevoren rekening gehouden was. Om uitspraken die een meer algemene geldigheid hebben dan alleen voor het Molenrak over visserij-effecten te kunnen doen zijn meerdere replica's nodig (in dit geval dus meerdere 'Molenrakken').

4.3 Wat kunnen we nu zeggen over de relatie bodemfauna en visserij?

In de inleiding zijn de onderzoeksvragen gedefinieerd en de daarbij behorende hypothesen:

1. [H0]: Garnalenvisserij heeft geen effect op de benthos abundanties, soortenrijkdom, diversiteit en *evenness* in Natura 2000-gebieden.

[H1]: Garnalenvisserij heeft wel effect op de benthos abundanties, soortenrijkdom, diversiteit en *evenness* in Natura 2000-gebieden.

Daar komen nog bij voor het Molenrak:

2. [H0]: Garnalenvisserij heeft geen effect op abundanties van anemonen, hydroïdpoliepen, zakpijpen, mosdiertjes, zeeklitten en schelpkokerwormen

[H1]: Garnalenvisserij heeft wel effect op abundanties van anemonen, hydroïdpoliepen, zakpijpen, mosdiertjes, zeeklitten en schelpkokerwormen

3. [H0]: Garnalenvisserij heeft geen effect op de recrutering.

[H1]: Garnalenvisserij heeft wel effect op de recrutering.

4. [H0]: Visserij-intensiteit heeft geen effect op de (directe) visserij-mortaliteit

[H1]: Visserij-intensiteit heeft wel effect op de (directe) visserij-mortaliteit;

5. [H0]: Garnalenvisserij met pulstuig heeft geen effect op parameters genoemd in Hypothese 1, 2 en 3

[H1]: Garnalenvisserij met pulstuig heeft wel effect op parameters genoemd in Hypothese 1, 2 en 3

Dit alles binnen de begrenzing dat in dit onderzoek alleen korte termijn effecten in al langer verstoorde gebieden onderzocht zijn en dus niet:

-effecten in pristiene gebieden

-lange termijnveranderingen in bodemfauna in gebieden na sluiting

De resultaten van de correlaties tussen visserij-intensiteit in de 15 vakken lieten een significant verschil in verandering in soortenrijkdom zien: in de meeste vakken nam het aantal soorten per monster toe tussen T0 en T1, maar significant minder sterk in de zwaarst beviste vakken. De veranderingen in de overige gemeenschapsindices waren niet gecorreleerd met visserij-intensiteit. Door de aard van de analyse kunnen we er echter niet van uitgaan dat dit verband causaal is. Er zijn ook geen specifieke

soorten gevonden die op T1 in de minder zwaar beviste vakken wel gevonden zijn, die niet in de zwaarder beviste vakken voorkwamen. Het contrast in bevissing was beperkt binnen deze analyse en erg scheef verdeeld (veel waarnemingen bij lage en weinig bij hoge intensiteit). Een antwoord op de vraag wat een gangbare bevissing in de normale praktijk is dan ook essentieel bij de interpretatie.

Hypothese 1 kunnen we dus op basis van deze gegevens alleen met een slag om de arm beantwoorden: er is een correlatie tussen visserij-intensiteit en soortenrijkdom, maar niet met diversiteit, *eveness* en abundantie.

De resultaten van de univariate analyses van de zuigkor in het Molenrak 2012/2013 laten zien dat er een effect was van (met name de twee hoogste visserij-intensiteiten) garnalenvisserij op een aantal gemeenschapsindices: negatief op diversiteit, zowel op de korte termijn (T0/T1 weken) als na de winter (T0/T2) en negatief op *eveness* (T0/T2). Dat betekent dus dat er na 3-4x bevissing meer soorten waren, maar de verdeling over die soorten minder gelijkmatig was. Op soortniveau liet alleen *Ensis* op zowel de korte als langere termijn een toename zien in de sterkst beviste vakken, na de winter nam *Macoma balthica* minder sterk af in de sterkst beviste vakken dan in het onbeviste vak. Van de onderzochte parameters hadden alleen soortenrijkdom, diversiteit, *eveness*, dichtheden *Ensis* en *Macoma balthica* voldoende power. Uit de boxcore data bleek dat alleen de toename in *eveness* groter was in de beviste vakken dan in het niet beviste vak. Dit was ook de enige parameter met voldoende power. Voor de soortspecifieke analyses was de trefkans te laag voor een formele statistische analyse. De verandering in aanwezigheid van pokken, anemonen, Hydrozoa en Bryozoa leken sterker af te nemen (of minder sterk toe te nemen) in de beviste vakken net na bevissing (T1) vergeleken met het niet beviste vak.

De multivariate analyses voor Molenrak 2012/2013 lieten duidelijk ruimtelijke verschillen op kleine schaal zien, evenals grote veranderingen in de tijd. Uit de multivariate analyses bleek geen effect van visserij-intensiteit op de soortsaamenstelling, niet voor de zuigkor- en ook niet voor de boxcoredata. Eventuele visserij-effecten zijn waarschijnlijk kleiner dan de waargenomen veranderingen.

Door de grote variatie tussen beide Molenrakken was de power van de univariate analyses in 2014 veel lager dan in 2012/2013. Alleen voor soortenrijkdom was de power van deze analyse voldoende, voor alle onderzochte soorten was de power onvoldoende. Het verschil met 2012/2013 was ook dat er na de T0, een meting 48 uur na de experimentele bevissing en een meting enkele weken na de T0 plaatsvond, en dus niet meer, zoals in 2012/2013 ook nog na de winter. Voor het 2014 experiment zijn er geen verschillen gevonden in ontwikkeling van de gemeenschapsindices tussen de vakken tussen de T0 en enkele weken later.

Ook uit de multivariate analyses van de 2014 data kwam naar voren dat de verschillen tussen de vakken zo groot waren dat die groter waren dan eventuele effecten veroorzaakt door visserij.

Op basis van het Molenrak experiment 2012/2013 concluderen we wat betreft **hypothese 1** dat er een effect is van visserij op diversiteit en *eveness*. Wat betreft soortenrijkdom was er alleen een significant verschil in het 2x beviste vak. De verwachting is dat soortenrijkdom afneemt met visserij-inspanning.

In antwoord op **hypothese 2** liet het Molenrakexperiment 2012/2013 zien dat de trefkans van pokken, anemonen, Hydrozoa en Bryozoa sterker leek af te nemen (of minder sterk toe te nemen) in de beviste vakken net na bevissing (T1) vergeleken met het niet beviste vak. Dit kon echter niet statistisch getoetst worden.

Een maat voor recrutering (**hypothese 3**) is de dichtheid juveniele schelpdieren in de boxcorer monsters in het Molenrak 2012/2013 experiment. Er is geen significant effect van visserij-inspanning gevonden, maar deze analyse had onvoldoende power.

De analyses in het Molenrak lieten geen relatie zien tussen visserij-intensiteit en abundantie (dichtheid) van de bodemfauna. Er is dus geen aanwijzing gevonden van een effect van garnalenbevissing op directe mortaliteit (**Hypothese 4**).

Het experiment uitgevoerd in 2014 in beide gebieden in het Molenrak waarbij met pulstuig gevist is, liet naast verschillen tussen vakken, geen relatie met visserij-intensiteit zien voor geen enkele van de onderzochte parameters en soortgroepen. Door de grote variatie tussen de vakken, was de power echter erg laag en zou alleen ene potentieel erg groot visserij-effect aangetoond kunnen worden. **Hypothese 5** kan op basis van deze resultaten niet beantwoord worden.

Het is niet eenvoudig om de resultaten uit alle deelstudies en jaren te combineren. Het grote experiment met de 15 vakken kon niet worden gebruikt zoals bedoeld, en in het Molenrak in 2014 was de variatie tussen beide Molenraken zo groot dat alleen heel grote visserij-effecten aangetoond zouden kunnen worden. Waar we wel zekere conclusies over kunnen trekken is Molenrak 2012/2013. Bij de hogere bevissingen leken soorten te profiteren van de verstoring. De combinatie van het feit dat de diversiteit en de *evenness* afnam en de dichtheid *Ensis* toenam in reactie op de experimentele bevissing doet vermoeden dat *Ensis* een soort is die gedijt bij verstoring. De toename in soortenrijkdom (T0/T1) was alleen in het 2x beviste vak verschillend van de andere vakken. In de 15 vakken in de 6 gebieden in 2012 was de correlatie tussen verandering in soortenrijkdom met visserij-intensiteit weliswaar significant, maar het effect was niet heel groot: ca 1.5 soort minder soorten in de zwaarst beviste vakken op een totaal van ca 80. Hoe visserij dus precies doorwerkt op soortenrijkdom is nog de vraag.

Er leek wel een effect te zijn van bevissing op gevoelige soorten (uit boxcorer), maar dit kon door de grote hoeveelheid nullen niet statistisch onderbouwd worden.

De opzet van de Molenrak experimenten was niet van dien aard (geen replica's) dat er statistisch verantwoorde algemeen geldende uitspraken gedaan kunnen worden. De conclusies gelden voor het Molenrak, maar kunnen niet zondermeer geëxtrapoleerd worden naar andere gebieden.

Sinds de start van dit onderzoek is er grote vooruitgang geboekt in het onderzoek naar de relatie tussen bodemberoerende bevissing en bodemfauna. Zo worden binnen de EU projecten BENTHIS en DEVOTES een aanpak gehanteerd waarbinnen met groepen soorten gewerkt worden die dezelfde life-history eigenschappen hebben (bv leeftijd bij reproductie, maximale leeftijd, maximale grootte etc), de zogenaamde *trait-based approach*. Hiermee hebben grillige schommelingen kenmerkend voor veel bodemfaunasoorten met plotselinge sterke toe-of afnames (of zelfs volledig verdwijnen of nieuw verschijnen) van soorten minder effect. In plaats van een specifieke soort worden indices per groep soorten onderzocht. Soorten worden gegroepeerd op basis van overeenkomsten in bepaalde kenmerken, bv kortlevende, hoogproductieve opportunistische soorten, of langlevende, grote, laat-reproducerende soorten. Deze aanpak zou ook in de analyse van dit onderzoek gebruikt kunnen worden. Het voordeel hiervan is dat de power sterk vergroot wordt ten opzichte van de analyses van individuele soorten.

4.4 Wat zijn de nog openliggende vragen?

In dit onderzoek lag de focus op het onderzoeken van het effect van bevissing door een garnalentuig in een al lang bevist systeem. Voor de algemene interpretatie van het effect van de garnalenvisserij is dat

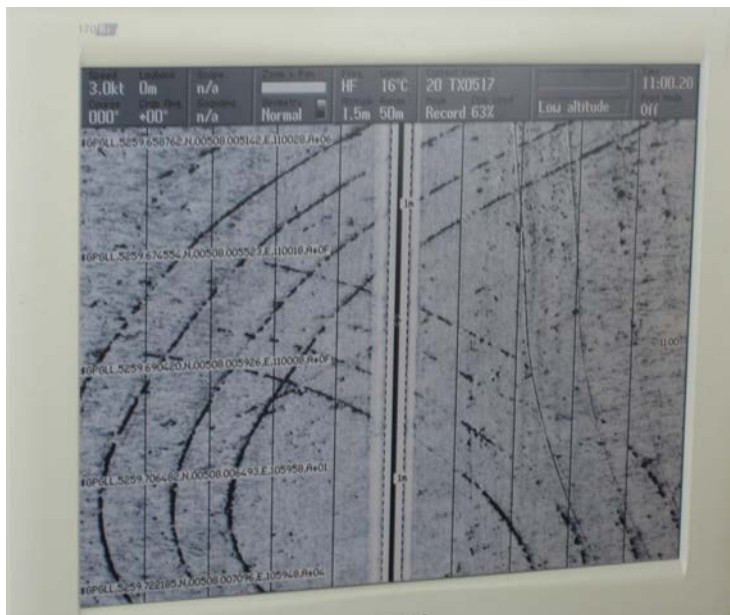
een erg nauwe focus. Het bodemecosysteem zoals dat er nu uitziet is wellicht heel anders dan dat in een niet-bevist systeem. Misschien zijn soorten kwetsbaar voor regelmatige beroering immers al lang verdwenen.

Bij aanvang van dit project was het de bedoeling dat de experimenten uitgevoerd zouden worden in gebieden die al enige tijd voor visserij gesloten zouden zijn. We hebben in Nederland geen grote gebieden die lange tijd onbevestigd zijn gebleven. Uiteindelijk is de sluiting pas vlak voordat de experimenten uitgevoerd werden gerealiseerd en beperkt gebleven tot de experimentele vakken. Het Molenrak experiment (2012/2013) liet zien dat de intensiteit waarmee de bodem beroerd wordt van belang is, waarbij bij 3/4x bevissing een effect zichtbaar was. Die dosis-effect relatie ziet er vermoedelijk verschillend uit voor soorten met verschillende ondergrond (slibrijk of zanderig) en met verschillen in bevissingsgeschiedenis. Een herhaling van het Molenrak experiment op verschillende plekken met verschillende ondergrond, is nodig om meer universeel geldende conclusies op te leveren over de dosis-respons relatie voor de garnalenvisserij.

Een meta-analyse van de effecten van boomkorvisserij liet zien dat ook hersteltijden erg afhankelijk zijn van het soort ondergrond (Kaiser *et al.* 2006). Het sluiten van een gebied voor visserij hoeft bovendien ook niet automatisch te betekenen dat het bodecosysteem zich ontwikkelt naar de staat die het ooit had, en dat soorten die al lang verdwenen zijn automatisch terugkomen. De verwachting is wel dat er verschuivingen plaatsvinden waarbij langlevende soorten en soorten gevoelig voor de visserij meer kans krijgen zich te ontwikkelen. Het volgen van de ontwikkeling in bodemfauna in substantiële gebieden die intensief bevestigd zijn en daarna gesloten zijn voor visserij is nodig om inzicht te krijgen in mogelijk herstel. Die gebieden moeten dan wel voldoende groot zijn om ook soorten die heel geclusterd voorkomen te kunnen volgen.

Een van de redenen voor het Molenrak experiment is het mechanisme te onderzoeken waarmee garnalenvisserij inwerkt op de bodemfauna. Dit is maar ten dele gelukt. We zijn er niet in geslaagd het effect op recrutering goed in kaart te brengen. Het veronderstelde mechanisme hierbij is dat herhaaldelijk aanvegen van de bodem door het net, vestiging van jonge schelpdieren bemoeilijkt. Hiervoor is het nodig dat er voldoende zaadval is in het onderzoeksgebied (in zowel experimenteel bevestigde als controlegebied), iets wat niet het geval was in het Molenrak in dit onderzoek. Waar en wanneer precies de zaadval plaatsvindt is echter uitermate lastig voorspelbaar.

Onderzoek met bodemschaaf/zuigkor en boxcorer op een beperkt bemonsteringsgrid heeft de beperking dat geclusterde structuurvormende organismen niet goed bemonsterd worden. Inmiddels zijn er veel meer mogelijkheden waarmee met camera's, side scan of multibeam sonar veel grotere oppervlakken onder water onderzocht kunnen worden. Een voorbeeld hiervan is te zien in Figuur 48. De interpretatie van deze side scan sonar opname is niet eensluidend, maar een verklaring zou kunnen zijn dat de sloffen van het garnalentuig jong mosselbroed in de grond gedrukt hebben en dat het daarna verder is ontwikkeld, maar dat het vegende net alles daartussen (en in de omgeving in dit relatief zwaar bevestigde gebied bij de Afsluitdijk) opgewoeld heeft. Alleen in combinatie met *groundtruthing* kunnen dit soort beelden goed geïnterpreteerd worden. De inzet van dit soort technieken kan het begrip van de werking van het tuig op de bodem sterk vergroten.



Figuur 48. Side-scan sonar beeld bij de Afsluitdijk op 17 mei 2006, waar normaliter grote zaadbanken ontstaan (foto N. Dankers). De afstanden tussen de sporen komen overeen met de afstand tussen de sloffen van een garnalentuig.

In dit onderzoek zijn steeds alleen directe effecten onderzocht. Het is echter denkbaar dat er ook indirecte effecten zijn die via complexe interacties in het voedselweb werken. De garnalenvisserij onttrekt garnalen aan het systeem. Garnalen die door hun talrijkheid een centrale rol hebben in het bodemecosysteem zowel als prooi als als predator. Het is heel goed denkbaar dat een systeem waarin een aanzienlijk deel van het garnalenbestand opgevist wordt anders functioneert dan een systeem waarin dat niet gebeurt. Om deze interacties in kaart te brengen wordt binnen het VIBEG project het effect van de garnalenvisserij binnen het voedselweb onderzocht door middel van een theoretische modelstudie.

5. Dankwoord

We willen de volgende mensen/organisaties bedanken voor hun hulp in dit project:

Vanuit de opdrachtgevers (EZ en de visserijsector) is het project begeleid door Angelo Kouwenhoven, Chantal van Dam, Jan Huinink, Sharon van Dijk, Nancy Meijers, Vincent van der Meij (allen EZ), Johan Nooitgedagt (Vissersbond), Pim Visser (Visned), Paul de Niet (Productschap vis).

De begeleidingscommissie bestond uit:

Vincent Escaravage (NIOZ), Jaap van der Meer (NIOZ), Monique van de Water (NGO's), Wouter van der Heij (Waddenvereniging), Johan Nooitgedagt (Vissersbond), Paul de Niet (PVIS), Pim Visser (EZ), Jan Huinink (EZ), Angelo Kouwenhoven (EZ), Mark Nijhoff (Heiploeg).

Eelke Boersma, Nico Laros, Harry Heidekamp (inspectieschepen EZ) hebben de waarnemersmonsters voor het bijvangstprogramma verzameld. Barbara Holierhoek en Johan Nooitgedagt hebben geholpen bij de communicatie richting vissers over de sluiting van het Tweede Molenrak. Marnix van Stralen heeft geholpen bij de selectie van onderzoeksgebieden in de Waddenzee.

De schippers en hun bemanning van de referentievloot van 24 schepen hebben maandelijks hun monsters ingeleverd (LO137, ZK43, LO10, LO8, ZK37, WL18, ZK18, HA62, ST24, HA40, HA41, HA13, TS10, WON17, WR80, WR122, UQ15, WR54, HD16, TX21, TX42, GO57, OD3, KG9, YE76).

De schippers en de bemanning van de HD42, LO5, OD3, HA31 hebben hun medewerking verleend aan de experimentele bevissing. De benthosbemonsteringen zijn uitgevoerd met hulp van de schippers en bemanningen van de YE172, YE42 en de BRA7.

Hans Polet en Bart Vanelslander van het ILVO hebben in het kader van het EU project BENTHIS medewerking verleend en de opstappers Christian Vanden Berghe & Eddy Buyvoets hebben de experimentele bevissing met de pulskor uitgevoerd aan boord van de HA31.

In dit project hebben we prettig samengewerkt met Yvonne Koldenhof, Daphne Looije en Thomas de Jong van MARIN.

Vanuit IMARES hebben veel mensen een bijdrage in verschillende vorm geleverd: Margriet van Asch, Twan Leijzer, Kees Goudswaard, Ingeborg de Boois, Arnold Bakker, Joël Cuperus, Maarten van Hoppe, André Meijboom, Jamie Jenner, Hans Verdaat, Piet Wim van Leeuwen, Kees Goudswaard, Eva Hartog, Erika Koelemij, Klaas Kaag, Frank Brouwer, Wilma Leeuwis, Carola van Zweeden, Marcel Machiels, Gerrit Hoornsman, Cor Sonneveld, Jack Perdon, Felicia Arenoe, Lilian Vos, Simon de Vries, Jeroen Jansen, Mascha Rasenberg, Rosemarie Nijman, Arnold Bakker, Maarten van Hoppe, Gerrit Hoornsman, Lilian Vos, Simon de Vries, Jan Tjalling vd Wal, Jack Perdon, Joke Kesteloo-Hendrikse, Gerda Booij, Yoei van Es, Chun Chen, Tobias van Kooten en Adriaan Rijnsdorp.

6. Referenties

- Aarts, G. en J. J. Poos (2009). Comprehensive discard reconstruction and abundance estimation using flexible selectivity functions. *Ices Journal of Marine Science* 66(4): 763-771.
- Aprahamian, M. W., J.-L. Baglinière, M. Sabatié, P. Alexandrino, R. Thiel en C. D. Aprahamian (2003). Biology, status, and conservation of the anadromous Atlantic twaite shad *Alosa fallax fallax*. *Am Fish Soc Symp* 35: 103-124.
- Balaji, D., R. Sreekar en S. Rao (2014). Drivers of reptile and amphibian assemblages outside the protected areas of Western Ghats, India. *Journal for Nature Conservation* 22(4): 337-341.
- Baranov, F. I. (1918). On the question of the biological basis of fisheries. *Izvestiya* 1: 81-128.
- Bates, D., M. Maechler, B. Bolker en S. Walker. (2014). "lme4: Linear mixed-effects models using Eigen and S4. R package version 1.1-7." from <http://CRAN.R-project.org/package=lme4>.
- Bennett, A. F., D. G. Nimmo en J. Q. Radford (2014). Riparian vegetation has disproportionate benefits for landscape- scale conservation of woodland birds in highly modified environments. *Journal of Applied Ecology* 51(2): 514-523.
- Berghahn, R., M. Waltemath en A. D. Rijnsdorp (1992). Mortality of fish from the by-catch of shrimp vessels in the North Sea. *Journal of Applied Ichthyology* 8: 293-306.
- Berghahn, R. en M. Purps (1998). Impact of discard mortality in Crangon fisheries on year-class strength of North Sea flatfish species. *Journal of Sea Research* 40: 83-91.
- Bergman, M. J. N., S. M. Ubels, G. C. A. Duineveld en E. W. G. Meesters (2014). Effects of a 5-year trawling ban on the local benthic community in a wind farm in the Dutch coastal zone. *ICES Journal of Marine Science*.
- Beverton, R. J. H. en T. C. Iles (1992). Mortality rates of 0-group plaice (*Pleuronectes platessa* L.), dab (*Limanda limanda* L.) and turbot (*Scophthalmus maximus* L.) in European waters. *Netherlands Journal of Sea Research* 29: 49-59.
- Bosveld, J. (2008). The status and degree of rehabilitation of populations of Houting (*Coregonus oxyrinchys*) and Twaite shad (*Alosa fallax*) in the Netherlands. Radboud University, Nijmegen, rapport nr: Report Environmental Science no. 325. Radboud University, Nijmegen., rapport.
- Cañedo-Argüelles, M., M. Bundschuh, C. Gutiérrez-Cánovas, B. J. Kefford, N. Prat, R. Trobajo en R. B. Schäfer (2014). Effects of repeated salt pulses on ecosystem structure and functions in a stream mesocosm. *Science of the Total Environment* 476: 634-642.
- Catchpole, T. L., A. S. Revill, J. Innes en S. Pascoe (2008). Evaluating the efficacy of technical measures: a case study of selection device legislation in the UK Crangon crangon (brown shrimp) fishery. *Ices Journal of Marine Science* 65(2): 267-275.
- Coull, K. A., A. S. Jermyn, A. W. Newton, G. I. Henderson en W. B. Hall (1989). Length/weight relationships for 88 species of fish encountered in the North East Atlantic. *Scottish Fisheries Research Report* rapport nr: 1989;43:81.
- Craeymeersch, J. A., J. M. Jansen, A. C. Smaal, M. van Stralen, E. Meesters en F. Fey (2013). Impact of mussel seed fishery on subtidal macrozoobenthos in the western Wadden Sea. IMARES report number PR 7 C003/13, rapport.
- de Jong, T. en Y. Koldenhof (2013). Registratie visserij intensiteit gebieden Noordzeekustzone, rapport nr: 26604-1-MSCN-rev4.
- de Jong, T. en D. Looije (2014). Registratie visserij-intensiteit gebieden Noordzeekustzone. MARIN, rapport nr: 26604-2-MSCN.
- Dekker, R. en J. Drent (2013). The macrozoobenthos in the subtidal of the western Dutch Wadden Sea in 2008 and a comparison with 1981-1982. NIOZ-report 2013-5. 98 pp. .
- den Besten, P. J. en P. J. van den Brink (2005). Bioassay responses and effects on benthos after pilot remediations in the delta of the rivers Rhine and Meuse. *Environmental Pollution* 136(2): 197-208.
- Devotto, L., E. Cisternas, R. Carrillo en M. Gerding (2008). Non-target effects of Dalac pallens Blanchard control examined through principal response curves: a guild approach in southern Chile. *Chilean Journal of Agricultural Research* 68(3): 228-237.

- Dively, G. P. (2005). Impact of transgenic VIP3A x Cry1Ab lepidopteran-resistant field corn on the nontarget arthropod community. *Environmental Entomology* 34(5): 1267-1291.
- Gibb, H. en S. A. Cunningham (2013). Restoration of trophic structure in an assemblage of omnivores, considering a revegetation chronosequence. *Journal of Applied Ecology* 50(2): 449-458.
- Green, R. H. (1979). *Sampling design and statistical methods for environmental biologists*. New York John Wiley & Sons.
- Griffioen, A. B. en H. V. Winter (2014). Inschatting van het aanbod diadrome vis bij Kornwerderzand. IMARES-rapport C069/14. IMARES, rapport nr: C069/14.
- Herman, P., M. de Vries, P. Thoolen, M. Vonk, A. Baart en J. Boon (1996). Micro-macro. Een onderzoek naar de relatie tussen hydrodynamische factoren en kleinschalige verspreiding van macrobenthos. In Wintermans, G. et al (1996) *Habitat mapping and description of the Dutch coastal waters*. BEON Rapport, 96(5), part 4., rapport.
- Holmstrup, M., J. G. Sorensen, I. K. Schmidt, P. L. Nielsen, S. Mason, A. Tietema, A. R. Smith, T. Bataillon, C. Beier en B. K. Ehlers (2013). Soil microarthropods are only weakly impacted after 13 years of repeated drought treatment in wet and dry heathland soils. *Soil Biology & Biochemistry* 66: 110-118.
- Holtmann, S. E., A. Groenewold, K. H. M. Schrader, J. Asjes, J. A. Craeymeersch, G. C. A. Duineveld, A. J. van Bostelen en J. van der Meer (1996). *Atlas of the zoobenthos of the Dutch Continental Shelf*. Rijkswijk, Ministry of Transport, Public Works and Water Management, North Sea Directorate.
- ICES (2010). Report of the Working Group on Crangon Fisheries and Life History (WGCRAN), 18–20 May 2010 Sylt, Germany, rapport nr: ICES CM 2010/SSGEF:17.
- ICES (2014). Report of the Working Group for the Assessment of Demersal Stocks in the North Sea and Skagerrak (WGNSSK), 30 April-7 May 2014. ICES, rapport nr: ICES CM 2014/ACOM:13.
- Jongman, R. H. G., C. J. F. Ter Braak en O. F. R. van Tongeren (1995). *Data analysis in community and landscape ecology*. Cambridge, Cambridge University Press.
- Kaiser, M. J., K. R. Clarke, H. Hinz, M. C. V. Austen, P. J. Somerfield en I. Karakassis (2006). Global analysis of response and recovery of benthic biota to fishing. *Marine Ecology-Progress Series* 311: 1-14.
- Kröncke, I., H. Reiss, J. D. Eggleton, M. J. N. Berman, S. Cochrane, J. A. Craeymeersch, S. Degraer, N. Desroy, J. M. Dewarumez, G. Duineveld, K. Essink, H. Hillewaert, M. Laveleye, A. Moll, S. Nehring, J. Newell, T. Pohlmann, E. Rachor, H. L. Reed, M. Robertson, H. Rumohr, M. Schratzberger, R. Smith, E. Vanden Berghe, J. van Dalfsen, G. Van Hoey en M. Vincx (2011). Changes in North Sea macrofauna communities and species distribution between 1986 and 2000. *Estuarine and Coastal Shelf Science* 94: 1-15.
- Künitzer, A., D. Basford, J. A. Craeymeersch, J. M. Dewarumez, J. Dörjes, G. C. A. Duineveld, A. Eleftheriou, C. Heip, P. Herman, P. Kingston, U. Niermann, E. Rachor, H. Rumohr en P. A. J. de Wilde (1992). The benthic infauna of the North Sea: species distribution and assemblages. *ICES Journal of Marine Science* 49: 127-143.
- Legendre, P. en H. J. B. Birks (2012). *From classical to canonical ordination. Tracking environmental change using lake sediments*. H. J. B. Birks, A. F. Lotter, S. Juggins en J. P. Smol, Springer. 5.
- Lenth, R. V. (2014). "Package 'lsmeans'." from <http://cran.r-project.org/web/packages/lsmeans/lsmeans.pdf>.
- LNV, D. R. Z. (2008a). *Aanwijzingsbesluit Natura 2000-gebied Waddenzee*.
- LNV, D. R. Z. (2008b). *Aanwijzingsbesluit Natura 2000-gebied Noordzeekustzone*.
- Maitland, P. S. en T. W. Hatton-Ellis (2003). *Ecology of the Allis and Twaite Shad. Conserving Natura 2000. Rivers, Ecology Series No. 3*. English Nature, Peterborough, rapport.
- Marcantonio, M., D. Rocchini en G. Ottaviani (2014). Impact of alien species on dune systems: a multifaceted approach. *Biodiversity and Conservation* 23(11): 2645-2668.
- McCall, P. L. (1977). Community Patterns and Adaptive Strategies of Infaunal Benthos of Long Island Sound. *Journal of Marine Research* 35(2): 221-266.
- Mulder, I. (2010). *Habitat use and dispersal in river lamprey*, MSc-thesis Wageningen University, Wageningen, rapport.
- Nakagawa, S. en H. Schielzeth (2013). A general and simple method for obtaining R² from generalized linear mixed-effects models. *Methods in Ecology and Evolution* 4(2): 133-142.
- Oksanen, J. (2013). "Multivariate Analysis of Ecological Communities in R: vegan tutorial." from <http://cc.oulu.fi/~jarioksa/softhelp/vegan.html>.
- Pinheiro, J. (2008). *R - manual: The nlme Package. Version 3.1-89. June 9, 2008. Linear and Nonlinear Mixed Effects Models*. 339 pp., rapport.

- Pinheiro, J., D. Bates, S. DebRoy, D. Sarkar en the R Development Core Team (2011). nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models. R package version 3.1-98.
- Pope, J. G. (1972). An investigation of the accuracy of virtual population analysis using cohort analysis. . ICNAF Int. Comm. Northwest AU. Fish. Res. Bull. 9: 65-74.
- R-Development-Core-Team (2011). R: A Language and Environment for Statistical Computing. Vienna, Austria, R Foundation for Statistical Computing.
- R Core Team (2014). R: A language and environment for statistical computing, version 3.1.1 (2014-07-10). R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org>.
- Rees, H. L., J. D. Eggleton, E. Rachor en E. Vanden Berghe, Eds. (2007). Structure and dynamics of the North Sea benthos. ICES Cooperative Research Report No. 288. 258 pp.
- Revill, A. S., S. Pascoe, C. Radcliffe, S. Riemann, F. Redant, H. Polet en U. Damm (1999). The economic and biological consequences of discarding in Crangon fisheries (The ECODISC Project - EU (DG XIV A:3) Project 97/SE/23). Final report to the European Commission. University of Lincolnshire and Humberside.
- Revill, A. S. en R. Holst (2004). Reducing discards of North Sea brown shrimp (*C. crangon*) by trawl modification. Fisheries Research 68(1-3): 113-122.
- Ripley, B. en M. Lapsley (2013) RODBC: ODBC Database Access. R package version 1.3-10. DOI: <http://cran.r-project.org/web/packages/RODBC/index.html>.
- Robinson, L. A., S. P. R. Greenstreet, H. Reiss, R. Callaway, J. Craeymeersch, I. De Boois, S. Degraer, S. Ehrich, H. M. Fraser, A. Goffin, I. Kroncke, L. L. Jorgenson, M. R. Robertson en J. Lancaster (2010). Length-weight relationships of 216 North Sea benthic invertebrates and fish. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 90(1): 95-104.
- Schellekens, T. en T. Van Kooten (in prep). A food web model of invertebrate subtidal soft-bottom communities, Part B: effects of fishery.
- Scholle, J., D. Kopetsch, P. Rückert, T. Bildstein en J. Meyerdirks (2012). Herstellung der durchgängigkeit für fische und rundmäuler in den vorrangewässern der internationalen flusgebietseinheit Ems. Bioconsult, rapport.
- Stroup, W. W. (1999). Mixed model procedures to assess power, precision, and sample size in the design of experiments. Proc. Biopharmaceutical Section. Am. Stat. Assoc., Baltimore, MD.
- ter Braak, C. J. F. en I. C. Prentice (1988). A theory of gradient analysis. Advances in Ecological Research 18: 272-318.
- Tschöpe, O., D. Wallschläger, M. Burkart en K. Tielborger (2011). Managing open habitats by wild ungulate browsing and grazing: A case-study in North-Eastern Germany. Applied Vegetation Science 14(2): 200-209.
- Tulp, I. (2009). Onderzoeksagenda garnalenvisserij. IMARES, rapport nr: C102/09. IJmuiden.
- Tulp, I., T. Leijzer en E. van Helmond (2010). Overzicht Wadvisserij, deelproject A, bijvangst garnalenvisserij eindrapportage. Imares, rapport nr: C102/10.
- Tulp, I., J. Jansen, J. Craeymeersch, J. Steenbergen en R. Jak (2011). Effecten van de garnalenvisserij in de Natura 2000 kustgebieden. Offerte 11.43.0261, rapport.
- Ulleweit, J., K. Panten en C. Stransky (2008). Ruckwürfe in den Fischereien unter deutscher Flagge: Ergebnisse aus 6 Jahren Datenerhebungsprogramm am Institut für Seefischerei. (Discards in the fisheries under German flag: results from 6 years of national data collection at the Institute of Sea Fisheries). Inf. Fischereiforsch 55: 45-54.
- Ulleweit, J., C. Stransky en K. Panten (2010). Discards and discarding practices in German fisheries in the North Sea and Northeast Atlantic during 2002-2008. Journal of applied ichthyology 26.1: 54-66.
- Underwood, A. J. (1992). Beyond BACI: the detection of environmental impacts on populations in the real, but variable, world. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 161: 145-178.
- Underwood, A. J. (1993). The mechanics of spatially replicated sampling programmes to detect environmental impacts in a variable world. Australian Journal of Ecology 18: 99-116.
- Underwood, A. J. (1994). On beyond BACI: sampling designs that might reliably detect environmental disturbances. Ecological Applications 4: 3-15.
- Van den Brink, P. J. en C. J. F. Ter Braak (1998). Multivariate analysis of stress in experimental ecosystems by principal response curves and similarity analysis. Aquatic Ecology 32: 163-178.

- Van den Brink, P. J. en C. J. F. Ter Braak (1999). Principal response curves: analysis of time-dependent multivariate responses of biological community to stress. *Environmental Toxicology and Chemistry* 18: 138-148.
- van Denderen, D., N. T. Hintzen, A. D. Rijnsdorp, P. Ruardij en T. van Kooten (2014). Habitat-specific effects of fishing disturbance on benthic species richness in marine soft sediments. *Ecosystems* 17: 1216-1226.
- van Denderen, P. D., T. van Kooten en A. D. Rijnsdorp (2013). When does fishing lead to more fish? Community consequences of bottom trawl fisheries in demersal food webs. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences* 280(1769).
- van der Veer, H. W., R. Berghahn, J. M. Miller en A. D. Rijnsdorp (2000). Recruitment in flatfish, with special emphasis on North Atlantic species: Progress made by the Flatfish Symposia. *Ices Journal of Marine Science* 57(2): 202-215.
- Van Hoey, G., M. Vincx en S. Degraer (2007). Temporal variability in the *Abra alba* community determined by global and local events. *Journal of Sea Research* 58(2): 144-155.
- van Kooten, T. en T. Schellekens (in prep). A food web model of invertebrate subtidal soft-bottom communities Part A: model derivation and effects of productivity.
- Vorberg, R. (2000). Effects of shrimp fisheries on reefs of *Sabellaria spinulosa* (Polychaeta). *Ices Journal of Marine Science* 57(5): 1416-1420.
- Wang, Y., U. Naumann, S. T. Wright en D. I. Warton (2012). mvabund - an R package for model-based analysis of multivariate data. *Methods in Ecology and Evolution* doi:10.1111/j.2041-210X.2012.00190.x.
- Warton, D. I., S. T. Wright en Y. Wang (2012). Distance-based multivariate analyses confound location and dispersion effects. *Methods in Ecology and Evolution* 3(1): 89-101.
- Winter, H. V., A. B. Griffioen en O. A. van Keeken (2014). De Vismigratierivier: Bronnenonderzoek naar gedrag van vis rond zoet-zout overgangen. IMARES-rapport C035/14. IMARES, rapport nr: C035/14.
- Ysebaert, T., P. M. J. Herman, P. Meire, J. Craeymeersch, H. Verbeek en C. Heip (2003). Large-scale patterns in estuaries: estuarine macrobenthic communities in the Schelde estuary, NW Europe. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 57: 335-355.
- Zuur, A. F., J. M. Hilbe en E. N. Ieno (2013). *Beginner's Guide to GLM and GLMM with R – A frequentist and Bayesian perspective for ecologists*, Highland Statistics Ltd.

Kwaliteitsborging

IMARES beschikt over een ISO 9001:2008 gecertificeerd kwaliteitsmanagementsysteem (certificaatnummer: 124296-2012-AQ-NLD-RvA). Dit certificaat is geldig tot 15 december 2015. De organisatie is gecertificeerd sinds 27 februari 2001. De certificering is uitgevoerd door DNV Certification B.V. Daarnaast beschikt het chemisch laboratorium van de afdeling Vis over een NEN-EN-ISO/IEC 17025:2005 accreditatie voor testlaboratoria met nummer L097. Deze accreditatie is geldig tot 1 april 2017 en is voor het eerst verleend op 27 maart 1997; deze accreditatie is verleend door de Raad voor Accreditatie.

Verantwoording

Rapport C013/15

Projectnummer: 4308601079

Dit rapport is met grote zorgvuldigheid tot stand gekomen. De wetenschappelijke kwaliteit is intern getoetst door een collega-onderzoeker en het betreffende afdelingshoofd van IMARES.

Akkoord: Prof. Dr. A.D. Rijnsdorp
Collega onderzoeker

Handtekening:



Datum: 27 januari 2015

Akkoord: Drs. J.H.M. Schobben
Hoofd afdeling Vis

Handtekening:



Datum: 27 januari 2015

Bijlagen

1. Discardprotocol aan boord van garnalenschepen

Voordat de vangst aan boord komt

- *Voor totaalschatting van de vangst:* meet de bak op en reken het volume uit. 1 mand (IMARES) is 50 liter. Reken uit hoeveel manden in de bak(ken) passen.
- Zet meettafel en ander materiaal zeevast klaar.

Gedurende de hele reis

- Het is de bedoeling dat de schipper de geviste tracks in MaxSea aangeeft met een puntje op de doorlopende gevaren tracks, en zo de bevissing bijhoudt. Er zal 4 x 500 meter worden gesleept, wat als een trek/monster wordt uitgezocht (in totaal worden er 16 slepen per vak gedaan, wat 4 uit te zoeken monsters oplevert).
- Houd de trek/bruglijst bij (zie bijlage) → per vak 1 bruglijst
- Per trek houdt je **twee turflijsten** bij. Op de turflijst noteer je schip, datum en treknummer en schatting van de totale vangst en fractie uitgezocht. Waarbij op de eerste turflijst alle soorten worden genoteerd die uit de totale vangst zijn gehaald en uit de dichtgenaaide zeeflap (= Factor 1: stap 2). Op de tweede turflijst worden alle soorten uit het monster genoteerd (stap 3).

!! **Treknummers** lopen de gehele reis door!

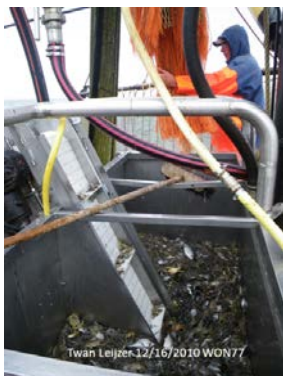
Vangstverwerking

De vangstverwerking kan worden onderverdeeld in een aantal stappen:

Stap 1: Het schatten van de totale vangst

De totale vangst wordt geschat in manden. Een mand bevat ca. 23 kg. De totale vangst wordt geschat door te tellen hoeveel manden ongeveer binnen de oppervlakte van de last zouden passen en hoeveel manden er boven op elkaar zouden passen. Een andere methode waarmee de inhoud van de last zou kunnen worden geschat is door de last op te meten en dit vervolgens om te rekenen naar manden. De inhoud van een mand is 50L. Belangrijk is om de bemanning zoveel mogelijk bij het schatten van de vangst te betrekken. Bij voorkeur worden schattingen van meerdere mensen genomen waarna een gewogen gemiddelde van de schattingen worden gemaakt.

Maak een foto van de totale vangst met (zak)nummer erbij.



Figuur 3.3.1 Totale vangst

Stap 2: het verzamelen van bijzondere vissen uit de hele vangst, vissen uit de dichtgenaaide zeeflap

Zoek de totale vangst - die soms wel 600 liter kan zijn - na op bijzondere soorten die dan met een factor 1 op het totale volume worden genoteerd. Kijk hierbij, naast bijzondere vissoorten (fint, rivierprik, zeeprik) ook goed naar **kwetsbare benthos soorten, zoals zeeklitten, anemonen, hydroïdpoliepen, e.d.** Wanneer deze niet in de sub zaten, aangeven of er veel/weinig (bv. ± 10 stuks) in zitten, alleen ter indicatie. Wanneer al in de sub gezien, niet nog extra noteren (of met factor 1). Meet de soorten en noteer deze op de turflijst met factor 1.

Stap 3: Het verzamelen van een monster

Neem een **representatief monster** uit de vangst, ter grootte van een of een **halve mand**. Noteer op de turflijst de grootte van je monster (in manden of liters). Het monster zal bestaan uit garnalen, benthos en vissoorten en 'gevoelige soorten'. Alle soorten moeten uit het monster worden gesorteerd en gemeten (zie stap 4).

Stap 4: Het meten van de soorten

Het monster zal bestaan uit garnalen, benthos (ook focus op 'kwetsbare soorten' zoals zeeklitten, anemonen en hydroidpoliepen), en vissoorten. Alle soorten moeten uit het monster worden gesorteerd.

Meet alle vis per lengteklasse -totale lengte en "*to the centimeter below*" (15.9 cm=15) - en tel alle benthos (zie uitzonderingen hieronder). De lengtemetingen en aantallen benthos worden genoteerd op de meetlijsten.

Uitzonderingen: Let bij het sorteren en meten en noteren van de gegevens op de meetlijst op de volgende zaken:

- Noordzee krab: Breedte van de carapax wordt "*to the mm below*" gemeten, per sexe.
- Inktvis: lengte van de mantel wordt in mm gemeten.
- Haring en sprot worden tot op 0.5 cm gemeten.

Wanneer het onmogelijk is om alle individuen van een bepaalde soort uit het monster te meten kan er een deel van elke soort worden gemeten, deze wordt een subsample genoemd. Een representatief subsample bestaat uit minimaal 50 individuen en neemt men als volgt:

- Meng het totale discardsdeel goed door elkaar
- Splits het mengsel in 2 gelijke delen
- Voer 1 deel af
- Meng het overige deel goed door elkaar en splits in 2 gelijke delen
- Noteer de subfactor op de turflijst (onder de soortnaam).

Aantal keer splitsen	Subfactor
1	2
2	4
3	8
4	16
etc.	etc.

Wanneer er een grote hoeveelheid (meer dan 2kg) debris (stenen, veen, ect) in het monster zit wordt dit gewogen met behulp van een unster en genoteerd op de turflijst. Wanneer alle vis benthos en debris en gevoelige soorten uit het monster zijn verwijderd blijven de garnalen uit het monster over. Noteer het totale volume (L) en gewicht (kilogram) van de garnalen uit het monster met behulp van een emmer en unster. Neem vervolgens een representatief monster van de garnalen (minstens 50) en meet de lengtes en noteer deze op de turflijst.

Voer alle gegevens in in het programma Billie Turf.

Checklijst materiaal: <ul style="list-style-type: none">• Sorteertafel• Touwen om tafel mee vast te zetten• Meetplank• Mandjes van ca. 35 kg of emmers van 30L• Emmers 12L zwart• Maatbeker 5L en 1L• Plastic zakken• Trek/bruglijsten (zie bijlage)	<ul style="list-style-type: none">• Turflijsten, type DFS• pennen/potloden• klembord• rekenmachine• vissengids• handschoenen (maatje m voor de dames)• zaknummers• Ontheffing vrijdagmiddag + weekend LO5 / HA31
--	---

2. Bijvangst vis per soort

Gemiddelde aantallen vis per hectare met standaardfout (SE), percentage voorkomen in aantal trekken en voorkomen in aantal trips per soort, gebied en kwartaal.

Nederlandse naam	wetenschappelijke naam	kwartaal	gebied	gemiddelde	SE	%	# trips
harnasmannetje	<i>Agonus cataphractus</i>	1	anders	5.4	1.6	100.0	19
schar	<i>Limanda limanda</i>	1	anders	46.5	12.1	100.0	19
schol	<i>Pleuronectes platessa</i>	1	anders	7.4	1.8	100.0	19
vijfdradige meun	<i>Ciliata mustela</i>	1	anders	0.9	0.3	94.7	19
sprot	<i>Sprattus sprattus</i>	1	anders	47.3	13.6	89.5	19
wijting	<i>Merlangius merlangus</i>	1	anders	1.6	0.3	89.5	19
grondel	<i>Pomatoschistus sp.</i>	1	anders	3.7	1.9	84.2	19
pitvis	<i>Callionymus lyra</i>	1	anders	2.3	1.5	78.9	19
smelt	<i>Hyperoplus lanceolatus</i>	1	anders	0.2	0.0	73.7	19
bot	<i>Platichthys flesus</i>	1	anders	0.4	0.3	63.2	19
zeedonderpad	<i>Myoxocephalus scorpius</i>	1	anders	0.5	0.3	63.2	19
tong	<i>Solea solea</i>	1	anders	0.6	0.4	57.9	19
rasterpitvis	<i>Callionymus reticulatus</i>	1	anders	1.0	0.4	52.6	19
ammodytes	<i>Ammodytes sp.</i>	1	anders	0.2	0.1	47.4	19
dwergtong	<i>Buglossidium luteum</i>	1	anders	6.2	4.0	42.1	19
schurftvis	<i>Arnoglossus laterna</i>	1	anders	0.1	0.0	42.1	19
syngnathus	<i>Syngnathus sp.</i>	1	anders	0.2	0.1	36.8	19
tongschar	<i>Microstomus kitt</i>	1	anders	0.1	0.0	36.8	19
kleine zeenaald	<i>Syngnathus rostellatus</i>	1	anders	0.8	0.5	26.3	19
driedoornige stekelbaars	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	1	anders	0.1	0.0	21.1	19
fint	<i>Alosa fallax</i>	1	anders	0.2	0.1	21.1	19
haring	<i>Clupea harengus</i>	1	anders	7.9	7.4	21.1	19
kleine pieterman	<i>Echlichthys vipera</i>	1	anders	0.2	0.2	21.1	19
kabeljauw	<i>Gadus morhua</i>	1	anders	0.0	0.0	15.8	19
putaal	<i>Zoarces viviparus</i>	1	anders	0.1	0.1	15.8	19
spiering	<i>Osmerus eperlanus</i>	1	anders	0.0	0.0	15.8	19
zeebaars	<i>Dicentrarchus labrax</i>	1	anders	0.0	0.0	15.8	19
botervis	<i>Pholis gunnellus</i>	1	anders	0.0	0.0	10.5	19
griet	<i>Scophthalmus rhombus</i>	1	anders	0.0	0.0	10.5	19
slakdolf	<i>Liparis liparis liparis</i>	1	anders	0.0	0.0	5.3	19
tarbot	<i>Scophthalmus maximus</i>	1	anders	1.1	1.1	5.3	19
harnasmannetje	<i>Agonus cataphractus</i>	2	anders	14.2	2.7	100.0	21
schol	<i>Pleuronectes platessa</i>	2	anders	87.1	37.0	100.0	21
sprot	<i>Sprattus sprattus</i>	2	anders	38.9	17.2	100.0	21
schar	<i>Limanda limanda</i>	2	anders	46.7	13.7	95.2	21
pitvis	<i>Callionymus lyra</i>	2	anders	5.4	1.8	85.7	21
vijfdradige meun	<i>Ciliata mustela</i>	2	anders	0.2	0.0	76.2	21
wijting	<i>Merlangius merlangus</i>	2	anders	8.0	6.1	76.2	21
smelt	<i>Hyperoplus lanceolatus</i>	2	anders	0.5	0.2	61.9	21
tong	<i>Solea solea</i>	2	anders	3.5	2.4	61.9	21
grondel	<i>Pomatoschistus sp.</i>	2	anders	0.1	0.0	57.1	21
kleine zeenaald	<i>Syngnathus rostellatus</i>	2	anders	9.2	6.5	57.1	21
ammodytes	<i>Ammodytes sp.</i>	2	anders	0.8	0.5	52.4	21
dwergtong	<i>Buglossidium luteum</i>	2	anders	3.7	1.8	52.4	21
spiering	<i>Osmerus eperlanus</i>	2	anders	2.3	2.0	47.6	21
bot	<i>Platichthys flesus</i>	2	anders	0.4	0.2	38.1	21
schurftvis	<i>Arnoglossus laterna</i>	2	anders	0.2	0.1	38.1	21
fint	<i>Alosa fallax</i>	2	anders	1.0	1.0	28.6	21
zeedonderpad	<i>Myoxocephalus scorpius</i>	2	anders	0.4	0.3	28.6	21
grauwe poon	<i>Eutrigla gurnardus</i>	2	anders	0.2	0.1	23.8	21
kleine pieterman	<i>Echlichthys vipera</i>	2	anders	0.0	0.0	23.8	21
putaal	<i>Zoarces viviparus</i>	2	anders	0.5	0.5	23.8	21
rasterpitvis	<i>Callionymus reticulatus</i>	2	anders	0.2	0.1	23.8	21
botervis	<i>Pholis gunnellus</i>	2	anders	0.3	0.2	19.0	21
haring	<i>Clupea harengus</i>	2	anders	3.7	1.9	19.0	21
rode poon	<i>Chelidonichthys lucerna</i>	2	anders	0.1	0.1	19.0	21
driedoornige stekelbaars	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	2	anders	0.1	0.0	14.3	21
rivierprik	<i>Lampetra fluviatilis</i>	2	anders	0.1	0.1	14.3	21
slakdolf	<i>Liparis liparis liparis</i>	2	anders	0.1	0.1	14.3	21
steenbolk	<i>Trisopterus luscus</i>	2	anders	0.1	0.1	14.3	21
ansjovis	<i>Engraulis encrasicolus</i>	2	anders	0.0	0.0	9.5	21
lozano's grondel	<i>Pomatoschistus lozanoi</i>	2	anders	0.6	0.5	9.5	21
syngnathus	<i>Syngnathus sp.</i>	2	anders	0.2	0.2	9.5	21
tarbot	<i>Scophthalmus maximus</i>	2	anders	0.0	0.0	9.5	21
tongschar	<i>Microstomus kitt</i>	2	anders	0.0	0.0	9.5	21
dwergtarbot	<i>Zeugopterus norvegicus</i>	2	anders	0.0	0.0	4.8	21
griet	<i>Scophthalmus rhombus</i>	2	anders	0.0	0.0	4.8	21
horsmakreel	<i>Trachurus trachurus</i>	2	anders	0.0	0.0	4.8	21
kabeljauw	<i>Gadus morhua</i>	2	anders	0.0	0.0	4.8	21
stekelrog	<i>Raja clavata</i>	2	anders	0.0	0.0	4.8	21
zwarte grondel	<i>Gobius niger</i>	2	anders	0.0	0.0	4.8	21
schol	<i>Pleuronectes platessa</i>	3	anders	94.5	26.3	100.0	17
sprot	<i>Sprattus sprattus</i>	3	anders	55.6	18.8	94.1	17
wijting	<i>Merlangius merlangus</i>	3	anders	56.0	23.1	94.1	17

Nederlandse naam	wetenschappelijke naam	kwartaal	gebied	gemiddelde	SE	%	# trips
slakdolf	<i>Liparis liparis liparis</i>	3	anders	11.2	10.5	82.4	17
harnasmannetje	<i>Agonus cataphractus</i>	3	anders	2.4	0.9	70.6	17
tong	<i>Solea solea</i>	3	anders	6.2	4.2	64.7	17
ammodytes	<i>Ammodytes sp.</i>	3	anders	5.1	2.1	58.8	17
grondel	<i>Pomatoschistus sp.</i>	3	anders	8.1	4.8	58.8	17
smelt	<i>Hyperoplus lanceolatus</i>	3	anders	1.0	0.4	58.8	17
pitvis	<i>Callionymus lyra</i>	3	anders	9.2	5.7	52.9	17
zeedonderpad	<i>Myoxocephalus scorpius</i>	3	anders	0.4	0.1	52.9	17
spiering	<i>Osmerus eperlanus</i>	3	anders	1.0	0.6	47.1	17
kleine zeenaald	<i>Syngnathus rostellatus</i>	3	anders	5.8	3.2	41.2	17
schar	<i>Limanda limanda</i>	3	anders	39.8	27.8	41.2	17
schurftvis	<i>Arnoglossus laterna</i>	3	anders	0.4	0.1	41.2	17
tongschar	<i>Microstomus kitt</i>	3	anders	0.5	0.2	41.2	17
horsmakreel	<i>Trachurus trachurus</i>	3	anders	1.3	0.7	35.3	17
dwergtong	<i>Buglossidium luteum</i>	3	anders	1.5	0.8	29.4	17
haring	<i>Clupea harengus</i>	3	anders	8.8	6.6	29.4	17
kleine pieterman	<i>Echlichthys vipera</i>	3	anders	0.1	0.1	29.4	17
puttaal	<i>Zoarces viviparus</i>	3	anders	0.3	0.1	29.4	17
syngnathus	<i>Syngnathus sp.</i>	3	anders	0.1	0.1	29.4	17
botervis	<i>Pholis gunnellus</i>	3	anders	0.4	0.3	23.5	17
steenbok	<i>Trisopterus luscus</i>	3	anders	2.1	1.8	23.5	17
vijfdradige meun	<i>Ciliata mustela</i>	3	anders	0.1	0.0	23.5	17
kabeljauw	<i>Gadus morhua</i>	3	anders	0.4	0.3	17.6	17
rasterpitvis	<i>Callionymus reticulatus</i>	3	anders	1.5	0.9	17.6	17
rivierprik	<i>Lampetra fluviatilis</i>	3	anders	0.1	0.1	17.6	17
bot	<i>Platichthys flesus</i>	3	anders	0.1	0.0	11.8	17
geep	<i>Belone belone</i>	3	anders	0.0	0.0	11.8	17
makreel	<i>Scomber scombrus</i>	3	anders	0.2	0.2	11.8	17
mul	<i>Mullus surmuletus</i>	3	anders	0.0	0.0	11.8	17
ansjovis	<i>Engraulis encrasicolus</i>	3	anders	0.1	0.1	5.9	17
dikkopje	<i>Pomatoschistus minutus</i>	3	anders	0.0	0.0	5.9	17
grauwe poon	<i>Eutrigla gurnardus</i>	3	anders	0.0	0.0	5.9	17
groene zeedonderpad	<i>Taurulus bubalis</i>	3	anders	0.1	0.1	5.9	17
grote zeenaald	<i>Syngnathus acus</i>	3	anders	0.0	0.0	5.9	17
rode poon	<i>Chelidonichthys lucerna</i>	3	anders	0.0	0.0	5.9	17
stekelrog	<i>Raja clavata</i>	3	anders	0.0	0.0	5.9	17
ammodytes	<i>Ammodytes sp.</i>	4	anders	0.8	0.3	100.0	6
grondel	<i>Pomatoschistus sp.</i>	4	anders	2.9	1.0	100.0	6
schol	<i>Pleuronectes platessa</i>	4	anders	30.1	7.1	100.0	6
spiering	<i>Osmerus eperlanus</i>	4	anders	2.9	1.4	100.0	6
sprot	<i>Sprattus sprattus</i>	4	anders	92.0	80.7	100.0	6
vijfdradige meun	<i>Ciliata mustela</i>	4	anders	2.4	0.8	100.0	6
harnasmannetje	<i>Agonus cataphractus</i>	4	anders	2.7	1.4	83.3	6
schar	<i>Limanda limanda</i>	4	anders	2.7	1.9	83.3	6
fint	<i>Alosa fallax</i>	4	anders	3.0	1.1	66.7	6
kleine zeenaald	<i>Syngnathus rostellatus</i>	4	anders	0.2	0.1	66.7	6
tong	<i>Solea solea</i>	4	anders	0.2	0.1	66.7	6
wijting	<i>Merlangius merlangus</i>	4	anders	0.3	0.2	66.7	6
zeebaars	<i>Dicentrarchus labrax</i>	4	anders	0.2	0.1	66.7	6
zeedonderpad	<i>Myoxocephalus scorpius</i>	4	anders	0.9	0.8	66.7	6
bot	<i>Platichthys flesus</i>	4	anders	0.3	0.2	50.0	6
driedoornige stekelbaars	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	4	anders	0.1	0.1	33.3	6
puttaal	<i>Zoarces viviparus</i>	4	anders	0.1	0.1	33.3	6
smelt	<i>Hyperoplus lanceolatus</i>	4	anders	0.0	0.0	33.3	6
tongschar	<i>Microstomus kitt</i>	4	anders	1.1	1.1	33.3	6
haring	<i>Clupea harengus</i>	4	anders	0.0	0.0	16.7	6
pitvis	<i>Callionymus lyra</i>	4	anders	0.4	0.4	16.7	6
slakdolf	<i>Liparis liparis liparis</i>	4	anders	0.1	0.1	16.7	6
snotolf	<i>Cyclopterus lumpus</i>	4	anders	0.0	0.0	16.7	6
harnasmannetje	<i>Agonus cataphractus</i>	1	Noordzeekustzone	4.5	1.1	100.0	22
schar	<i>Limanda limanda</i>	1	Noordzeekustzone	27.6	4.9	100.0	22
schol	<i>Pleuronectes platessa</i>	1	Noordzeekustzone	11.2	2.7	100.0	22
sprot	<i>Sprattus sprattus</i>	1	Noordzeekustzone	115.9	25.1	95.5	22
wijting	<i>Merlangius merlangus</i>	1	Noordzeekustzone	0.7	0.2	95.5	22
vijfdradige meun	<i>Ciliata mustela</i>	1	Noordzeekustzone	0.8	0.2	90.9	22
grondel	<i>Pomatoschistus sp.</i>	1	Noordzeekustzone	2.0	0.7	86.4	22
ammodytes	<i>Ammodytes sp.</i>	1	Noordzeekustzone	0.7	0.2	68.2	22
smelt	<i>Hyperoplus lanceolatus</i>	1	Noordzeekustzone	0.4	0.1	68.2	22
bot	<i>Platichthys flesus</i>	1	Noordzeekustzone	0.4	0.2	59.1	22
pitvis	<i>Callionymus lyra</i>	1	Noordzeekustzone	1.0	0.4	59.1	22
zeedonderpad	<i>Myoxocephalus scorpius</i>	1	Noordzeekustzone	0.2	0.1	54.5	22
kleine zeenaald	<i>Syngnathus rostellatus</i>	1	Noordzeekustzone	7.8	4.4	45.5	22
tong	<i>Solea solea</i>	1	Noordzeekustzone	0.3	0.3	45.5	22
dwergtong	<i>Buglossidium luteum</i>	1	Noordzeekustzone	1.3	0.6	36.4	22
fint	<i>Alosa fallax</i>	1	Noordzeekustzone	0.2	0.1	36.4	22
syngnathus	<i>Syngnathus sp.</i>	1	Noordzeekustzone	1.4	0.8	36.4	22
rasterpitvis	<i>Callionymus reticulatus</i>	1	Noordzeekustzone	0.1	0.0	31.8	22
botervis	<i>Pholis gunnellus</i>	1	Noordzeekustzone	0.0	0.0	18.2	22
driedoornige stekelbaars	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	1	Noordzeekustzone	0.0	0.0	18.2	22
spiering	<i>Osmerus eperlanus</i>	1	Noordzeekustzone	0.1	0.1	18.2	22
kleine pieterman	<i>Echlichthys vipera</i>	1	Noordzeekustzone	0.0	0.0	13.6	22

Nederlandse naam	wetenschappelijke naam	kwartaal	gebied	gemiddelde	SE	%	# trips
schurftvis	<i>Arnoglossus laterna</i>	1	Noordzeekustzone	0.0	0.0	13.6	22
kabeljauw	<i>Gadus morhua</i>	1	Noordzeekustzone	0.0	0.0	9.1	22
puttaal	<i>Zoarces viviparus</i>	1	Noordzeekustzone	0.0	0.0	9.1	22
tarbot	<i>Scophthalmus maximus</i>	1	Noordzeekustzone	0.0	0.0	9.1	22
tongschar	<i>Microstomus kitt</i>	1	Noordzeekustzone	0.0	0.0	9.1	22
griet	<i>Scophthalmus rhombus</i>	1	Noordzeekustzone	0.0	0.0	4.5	22
haring	<i>Clupea harengus</i>	1	Noordzeekustzone	0.0	0.0	4.5	22
snotolf	<i>Cyclopterus lumpus</i>	1	Noordzeekustzone	0.0	0.0	4.5	22
vorskwab	<i>Raniceps raninus</i>	1	Noordzeekustzone	0.0	0.0	4.5	22
sprot	<i>Sprattus sprattus</i>	2	Noordzeekustzone	29.2	6.7	96.8	63
harnasmannetje	<i>Agonus cataphractus</i>	2	Noordzeekustzone	21.3	5.2	95.2	63
schar	<i>Limanda limanda</i>	2	Noordzeekustzone	57.9	12.8	92.1	63
schol	<i>Pleuronectes platessa</i>	2	Noordzeekustzone	70.9	18.8	90.5	63
wijting	<i>Merlangius merlangus</i>	2	Noordzeekustzone	3.7	1.3	84.1	63
tong	<i>Solea solea</i>	2	Noordzeekustzone	3.2	0.9	79.4	63
ammodytes	<i>Ammodytes sp.</i>	2	Noordzeekustzone	1.3	0.4	61.9	63
smelt	<i>Hyperoplus lanceolatus</i>	2	Noordzeekustzone	0.9	0.3	60.3	63
kleine zeenaald	<i>Syngnathus rostellatus</i>	2	Noordzeekustzone	4.0	1.3	57.1	63
grondel	<i>Pomatoschistus sp.</i>	2	Noordzeekustzone	0.5	0.1	55.6	63
vijfdradige meun	<i>Ciliata mustela</i>	2	Noordzeekustzone	0.3	0.1	55.6	63
pitvis	<i>Callionymus lyra</i>	2	Noordzeekustzone	4.4	1.9	54.0	63
schurftvis	<i>Arnoglossus laterna</i>	2	Noordzeekustzone	1.2	0.4	44.4	63
bot	<i>Platichthys flesus</i>	2	Noordzeekustzone	0.2	0.1	41.3	63
spiering	<i>Osmerus eperlanus</i>	2	Noordzeekustzone	0.5	0.2	38.1	63
fint	<i>Alosa fallax</i>	2	Noordzeekustzone	0.6	0.3	28.6	63
driedoornige stekelbaars	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	2	Noordzeekustzone	0.1	0.1	27.0	63
zeedonderpad	<i>Myoxocephalus scorpius</i>	2	Noordzeekustzone	0.2	0.1	27.0	63
grauwe poon	<i>Eutrigla gurnardus</i>	2	Noordzeekustzone	0.0	0.0	22.2	63
syngnathus	<i>Syngnathus sp.</i>	2	Noordzeekustzone	1.1	0.6	22.2	63
tarbot	<i>Scophthalmus maximus</i>	2	Noordzeekustzone	0.1	0.0	20.6	63
puttaal	<i>Zoarces viviparus</i>	2	Noordzeekustzone	0.1	0.1	19.0	63
dwergtong	<i>Buglossidium luteum</i>	2	Noordzeekustzone	0.5	0.2	17.5	63
haring	<i>Clupea harengus</i>	2	Noordzeekustzone	0.9	0.5	17.5	63
botervis	<i>Pholis gunnellus</i>	2	Noordzeekustzone	0.0	0.0	15.9	63
rasterpitvis	<i>Callionymus reticulatus</i>	2	Noordzeekustzone	0.1	0.0	12.7	63
steenbolk	<i>Trisopterus luscus</i>	2	Noordzeekustzone	0.9	0.7	12.7	63
kleine pieterman	<i>Echlichthys vipera</i>	2	Noordzeekustzone	0.0	0.0	11.1	63
rode poon	<i>Chelidonichthys lucerna</i>	2	Noordzeekustzone	0.0	0.0	11.1	63
horsmakreel	<i>Trachurus trachurus</i>	2	Noordzeekustzone	0.1	0.0	9.5	63
rivierprik	<i>Lampetra fluviatilis</i>	2	Noordzeekustzone	0.0	0.0	7.9	63
snotolf	<i>Cyclopterus lumpus</i>	2	Noordzeekustzone	0.0	0.0	7.9	63
ansjovis	<i>Engraulis encrasicolus</i>	2	Noordzeekustzone	0.0	0.0	6.3	63
slakdolf	<i>Liparis liparis liparis</i>	2	Noordzeekustzone	0.0	0.0	6.3	63
griet	<i>Scophthalmus rhombus</i>	2	Noordzeekustzone	0.0	0.0	4.8	63
grote zeenaald	<i>Syngnathus acus</i>	2	Noordzeekustzone	0.0	0.0	4.8	63
tongschar	<i>Microstomus kitt</i>	2	Noordzeekustzone	0.0	0.0	4.8	63
kabeljauw	<i>Gadus morhua</i>	2	Noordzeekustzone	0.0	0.0	3.2	63
makreel	<i>Scomber scombrus</i>	2	Noordzeekustzone	0.0	0.0	3.2	63
groene zeedonderpad	<i>Taurulus bubalis</i>	2	Noordzeekustzone	0.0	0.0	1.6	63
pos	<i>Gymnocephalus cernuus</i>	2	Noordzeekustzone	0.0	0.0	1.6	63
schol	<i>Pleuronectes platessa</i>	3	Noordzeekustzone	143.3	29.4	97.6	41
wijting	<i>Merlangius merlangus</i>	3	Noordzeekustzone	30.6	8.0	95.1	41
harnasmannetje	<i>Agonus cataphractus</i>	3	Noordzeekustzone	2.6	0.8	90.2	41
sprot	<i>Sprattus sprattus</i>	3	Noordzeekustzone	47.0	10.9	85.4	41
ammodytes	<i>Ammodytes sp.</i>	3	Noordzeekustzone	3.6	1.0	75.6	41
slakdolf	<i>Liparis liparis liparis</i>	3	Noordzeekustzone	1.8	0.8	68.3	41
tong	<i>Solea solea</i>	3	Noordzeekustzone	1.7	0.4	68.3	41
grondel	<i>Pomatoschistus sp.</i>	3	Noordzeekustzone	6.3	3.2	65.9	41
schar	<i>Limanda limanda</i>	3	Noordzeekustzone	12.2	7.2	58.5	41
pitvis	<i>Callionymus lyra</i>	3	Noordzeekustzone	6.0	3.1	56.1	41
kleine zeenaald	<i>Syngnathus rostellatus</i>	3	Noordzeekustzone	7.2	3.2	51.2	41
smelt	<i>Hyperoplus lanceolatus</i>	3	Noordzeekustzone	0.5	0.2	51.2	41
schurftvis	<i>Arnoglossus laterna</i>	3	Noordzeekustzone	0.7	0.2	48.8	41
rivierprik	<i>Lampetra fluviatilis</i>	3	Noordzeekustzone	0.3	0.1	43.9	41
spiering	<i>Osmerus eperlanus</i>	3	Noordzeekustzone	2.0	0.9	43.9	41
zeedonderpad	<i>Myoxocephalus scorpius</i>	3	Noordzeekustzone	0.1	0.0	43.9	41
vijfdradige meun	<i>Ciliata mustela</i>	3	Noordzeekustzone	0.5	0.2	36.6	41
dwergtong	<i>Buglossidium luteum</i>	3	Noordzeekustzone	1.1	0.5	31.7	41
kabeljauw	<i>Gadus morhua</i>	3	Noordzeekustzone	0.1	0.0	31.7	41
botervis	<i>Pholis gunnellus</i>	3	Noordzeekustzone	0.1	0.0	29.3	41
tongschar	<i>Microstomus kitt</i>	3	Noordzeekustzone	0.4	0.2	29.3	41
horsmakreel	<i>Trachurus trachurus</i>	3	Noordzeekustzone	0.2	0.1	26.8	41
syngnathus	<i>Syngnathus sp.</i>	3	Noordzeekustzone	5.9	3.9	26.8	41
haring	<i>Clupea harengus</i>	3	Noordzeekustzone	12.3	7.8	19.5	41
puttaal	<i>Zoarces viviparus</i>	3	Noordzeekustzone	0.1	0.0	19.5	41
rasterpitvis	<i>Callionymus reticulatus</i>	3	Noordzeekustzone	0.2	0.1	17.1	41
rode poon	<i>Chelidonichthys lucerna</i>	3	Noordzeekustzone	0.0	0.0	17.1	41
steenbolk	<i>Trisopterus luscus</i>	3	Noordzeekustzone	0.0	0.0	17.1	41
kleine pieterman	<i>Echlichthys vipera</i>	3	Noordzeekustzone	0.0	0.0	12.2	41
bot	<i>Platichthys flesus</i>	3	Noordzeekustzone	0.0	0.0	9.8	41
geep	<i>Belone belone</i>	3	Noordzeekustzone	0.0	0.0	7.3	41

Nederlandse naam	wetenschappelijke naam	kwartaal	gebied	gemiddelde	SE	%	# trips
makreel	<i>Scomber scombrus</i>	3	Noordzeekustzone	0.0	0.0	7.3	41
groene zeedonderpad	<i>Taurulus bubalis</i>	3	Noordzeekustzone	0.0	0.0	4.9	41
grote zeenaald	<i>Syngnathus acus</i>	3	Noordzeekustzone	0.1	0.1	4.9	41
tarbot	<i>Scophthalmus maximus</i>	3	Noordzeekustzone	0.0	0.0	4.9	41
adderzeenaald	<i>Entelurus aequoreus</i>	3	Noordzeekustzone	0.0	0.0	2.4	41
dwergbolk	<i>Trisopterus minutus</i>	3	Noordzeekustzone	0.0	0.0	2.4	41
fint	<i>Alosa fallax</i>	3	Noordzeekustzone	0.0	0.0	2.4	41
grauwe poon	<i>Eutrigla gurnardus</i>	3	Noordzeekustzone	0.0	0.0	2.4	41
hyperoplus	<i>Hyperoplus sp.</i>	3	Noordzeekustzone	0.0	0.0	2.4	41
mul	<i>Mullus surmuletus</i>	3	Noordzeekustzone	0.0	0.0	2.4	41
sprot	<i>Sprattus sprattus</i>	4	Noordzeekustzone	70.3	33.5	100.0	23
schol	<i>Pleuronectes platessa</i>	4	Noordzeekustzone	25.9	5.3	95.7	23
vijfdradige meun	<i>Ciliata mustela</i>	4	Noordzeekustzone	3.4	0.7	95.7	23
grondel	<i>Pomatoschistus sp.</i>	4	Noordzeekustzone	11.2	5.1	91.3	23
schar	<i>Limanda limanda</i>	4	Noordzeekustzone	5.2	1.8	87.0	23
spiering	<i>Osmerus eperlanus</i>	4	Noordzeekustzone	1.2	0.3	87.0	23
wijting	<i>Merlangius merlangus</i>	4	Noordzeekustzone	4.1	1.2	82.6	23
ammodytes	<i>Ammodytes sp.</i>	4	Noordzeekustzone	3.7	2.1	73.9	23
harnasmannetje	<i>Agonus cataphractus</i>	4	Noordzeekustzone	1.6	0.5	69.6	23
tong	<i>Solea solea</i>	4	Noordzeekustzone	0.6	0.2	65.2	23
zeedonderpad	<i>Myoxocephalus scorpius</i>	4	Noordzeekustzone	0.6	0.3	52.2	23
slakdolf	<i>Liparis liparis liparis</i>	4	Noordzeekustzone	0.1	0.0	47.8	23
pitvis	<i>Callionymus lyra</i>	4	Noordzeekustzone	2.4	1.3	43.5	23
haring	<i>Clupea harengus</i>	4	Noordzeekustzone	0.1	0.1	39.1	23
kabeljauw	<i>Gadus morhua</i>	4	Noordzeekustzone	0.2	0.1	39.1	23
kleine zeenaald	<i>Syngnathus rostellatus</i>	4	Noordzeekustzone	0.2	0.1	39.1	23
smelt	<i>Hyperoplus lanceolatus</i>	4	Noordzeekustzone	0.1	0.0	39.1	23
kleine pieterman	<i>Echlichthys vipera</i>	4	Noordzeekustzone	0.1	0.0	34.8	23
schurftvis	<i>Arnoglossus laterna</i>	4	Noordzeekustzone	0.1	0.1	34.8	23
fint	<i>Alosa fallax</i>	4	Noordzeekustzone	1.7	0.7	30.4	23
bot	<i>Platichthys flesus</i>	4	Noordzeekustzone	0.1	0.0	26.1	23
tarbot	<i>Scophthalmus maximus</i>	4	Noordzeekustzone	0.1	0.1	21.7	23
tongschar	<i>Microstomus kitt</i>	4	Noordzeekustzone	0.1	0.1	21.7	23
dwergtong	<i>Buglossidium luteum</i>	4	Noordzeekustzone	0.2	0.1	17.4	23
syngnathus	<i>Syngnathus sp.</i>	4	Noordzeekustzone	0.1	0.1	17.4	23
botervis	<i>Pholis gunnellus</i>	4	Noordzeekustzone	0.0	0.0	8.7	23
puitaal	<i>Zoarces viviparus</i>	4	Noordzeekustzone	0.0	0.0	8.7	23
rivierprik	<i>Lampetra fluviatilis</i>	4	Noordzeekustzone	0.0	0.0	8.7	23
rode poon	<i>Chelidonichthys lucerna</i>	4	Noordzeekustzone	0.0	0.0	8.7	23
zeebaars	<i>Dicentrarchus labrax</i>	4	Noordzeekustzone	0.0	0.0	8.7	23
gehoornde slijmvis	<i>Parablennius gattorugine</i>	4	Noordzeekustzone	0.0	0.0	4.3	23
grauwe poon	<i>Eutrigla gurnardus</i>	4	Noordzeekustzone	0.0	0.0	4.3	23
griet	<i>Scophthalmus rhombus</i>	4	Noordzeekustzone	0.0	0.0	4.3	23
snotolf	<i>Cyclopterus lumpus</i>	4	Noordzeekustzone	0.0	0.0	4.3	23
bot	<i>Platichthys flesus</i>	1	Voordelta	69.3	41.1	100.0	5
fint	<i>Alosa fallax</i>	1	Voordelta	12.1	5.4	100.0	5
grondel	<i>Pomatoschistus sp.</i>	1	Voordelta	8.8	2.9	100.0	5
haring	<i>Clupea harengus</i>	1	Voordelta	212.5	135.3	100.0	5
harnasmannetje	<i>Agonus cataphractus</i>	1	Voordelta	8.5	4.7	100.0	5
puitaal	<i>Zoarces viviparus</i>	1	Voordelta	4.7	1.3	100.0	5
schol	<i>Pleuronectes platessa</i>	1	Voordelta	66.4	29.6	100.0	5
spiering	<i>Osmerus eperlanus</i>	1	Voordelta	29.1	16.9	100.0	5
sprot	<i>Sprattus sprattus</i>	1	Voordelta	134.3	123.5	100.0	5
zeebaars	<i>Dicentrarchus labrax</i>	1	Voordelta	24.9	4.9	100.0	5
ammodytes	<i>Ammodytes sp.</i>	1	Voordelta	0.9	0.2	80.0	5
dwergtong	<i>Buglossidium luteum</i>	1	Voordelta	16.4	15.1	80.0	5
kleine zeenaald	<i>Syngnathus rostellatus</i>	1	Voordelta	4.0	2.1	80.0	5
schar	<i>Limanda limanda</i>	1	Voordelta	60.1	47.9	80.0	5
tong	<i>Solea solea</i>	1	Voordelta	1.4	0.8	80.0	5
vijfdradige meun	<i>Ciliata mustela</i>	1	Voordelta	1.9	0.6	80.0	5
wijting	<i>Merlangius merlangus</i>	1	Voordelta	18.3	12.2	80.0	5
pitvis	<i>Callionymus lyra</i>	1	Voordelta	8.9	8.0	60.0	5
rasterpitvis	<i>Callionymus reticulatus</i>	1	Voordelta	0.9	0.6	60.0	5
smelt	<i>Hyperoplus lanceolatus</i>	1	Voordelta	1.1	0.9	60.0	5
zeedonderpad	<i>Myoxocephalus scorpius</i>	1	Voordelta	1.2	0.8	60.0	5
zwartbekgrondel	<i>Neogobius melanostomus</i>	1	Voordelta	0.4	0.2	60.0	5
kabeljauw	<i>Gadus morhua</i>	1	Voordelta	0.1	0.1	40.0	5
botervis	<i>Pholis gunnellus</i>	1	Voordelta	0.2	0.2	20.0	5
griet	<i>Scophthalmus rhombus</i>	1	Voordelta	0.4	0.4	20.0	5
grote koornaarvis	<i>Atherina presbyter</i>	1	Voordelta	0.5	0.5	20.0	5
kleine pieterman	<i>Echlichthys vipera</i>	1	Voordelta	0.1	0.1	20.0	5
rode poon	<i>Chelidonichthys lucerna</i>	1	Voordelta	0.0	0.0	20.0	5
schurftvis	<i>Arnoglossus laterna</i>	1	Voordelta	0.2	0.2	20.0	5
slakdolf	<i>Liparis liparis liparis</i>	1	Voordelta	0.2	0.2	20.0	5
snotolf	<i>Cyclopterus lumpus</i>	1	Voordelta	0.0	0.0	20.0	5
stekelrog	<i>Raja clavata</i>	1	Voordelta	0.1	0.1	20.0	5
tarbot	<i>Scophthalmus maximus</i>	1	Voordelta	0.0	0.0	20.0	5
haring	<i>Clupea harengus</i>	2	Voordelta	163.4	80.7	100.0	10
schar	<i>Limanda limanda</i>	2	Voordelta	7.6	2.7	100.0	10
schol	<i>Pleuronectes platessa</i>	2	Voordelta	16.2	3.2	100.0	10
harnasmannetje	<i>Agonus cataphractus</i>	2	Voordelta	2.0	1.0	90.0	10

Nederlandse naam	wetenschappelijke naam	kwartaal	gebied	gemiddelde	SE	%	# trips
tong	<i>Solea solea</i>	2	Voordelta	1.1	0.3	90.0	10
kleine zeenaald	<i>Syngnathus rostellatus</i>	2	Voordelta	1.1	0.6	80.0	10
wijting	<i>Merlangius merlangus</i>	2	Voordelta	0.7	0.4	80.0	10
bot	<i>Platichthys flesus</i>	2	Voordelta	4.3	2.7	70.0	10
pitvis	<i>Callionymus lyra</i>	2	Voordelta	5.2	4.6	70.0	10
puitaal	<i>Zoarces viviparus</i>	2	Voordelta	0.8	0.3	70.0	10
schurftvis	<i>Arnoglossus laterna</i>	2	Voordelta	0.5	0.2	70.0	10
spiering	<i>Osmerus eperlanus</i>	2	Voordelta	1.6	0.8	70.0	10
dwergtong	<i>Buglossidium luteum</i>	2	Voordelta	1.7	1.2	60.0	10
smelt	<i>Hyperoplus lanceolatus</i>	2	Voordelta	0.4	0.2	60.0	10
sprot	<i>Sprattus sprattus</i>	2	Voordelta	22.6	19.9	60.0	10
ammodytes	<i>Ammodytes sp.</i>	2	Voordelta	0.3	0.1	50.0	10
fint	<i>Alosa fallax</i>	2	Voordelta	0.5	0.2	50.0	10
zeebaars	<i>Dicentrarchus labrax</i>	2	Voordelta	0.1	0.1	50.0	10
grauwe poon	<i>Eutrigla gurnardus</i>	2	Voordelta	0.3	0.1	40.0	10
kleine pieterman	<i>Echlichthys vipera</i>	2	Voordelta	0.1	0.1	40.0	10
steenbolk	<i>Trisopterus luscus</i>	2	Voordelta	0.1	0.0	40.0	10
ansjovis	<i>Engraulis encrasicolus</i>	2	Voordelta	0.1	0.1	30.0	10
dikkopje	<i>Pomatoschistus minutus</i>	2	Voordelta	0.4	0.3	30.0	10
griet	<i>Scophthalmus rhombus</i>	2	Voordelta	0.0	0.0	30.0	10
rode poon	<i>Chelidonichthys lucerna</i>	2	Voordelta	0.1	0.0	30.0	10
vijfdradige meun	<i>Ciliata mustela</i>	2	Voordelta	0.5	0.4	30.0	10
botervis	<i>Pholis gunnellus</i>	2	Voordelta	0.0	0.0	20.0	10
grondel	<i>Pomatoschistus sp.</i>	2	Voordelta	0.8	0.6	20.0	10
tarbot	<i>Scophthalmus maximus</i>	2	Voordelta	0.1	0.1	20.0	10
zeedonderpad	<i>Myoxocephalus scorpius</i>	2	Voordelta	0.1	0.0	20.0	10
grote zeenaald	<i>Syngnathus acus</i>	2	Voordelta	0.0	0.0	10.0	10
horsmakreel	<i>Trachurus trachurus</i>	2	Voordelta	0.3	0.3	10.0	10
kabeljauw	<i>Gadus morhua</i>	2	Voordelta	0.0	0.0	10.0	10
lozano's grondel	<i>Pomatoschistus lozanoi</i>	2	Voordelta	0.0	0.0	10.0	10
makreel	<i>Scomber scombrus</i>	2	Voordelta	0.0	0.0	10.0	10
rasterpitvis	<i>Callionymus reticulatus</i>	2	Voordelta	0.0	0.0	10.0	10
schol	<i>Pleuronectes platessa</i>	3	Voordelta	77.2	18.7	100.0	12
wijting	<i>Merlangius merlangus</i>	3	Voordelta	122.7	44.3	100.0	12
slakdolf	<i>Liparis liparis liparis</i>	3	Voordelta	1.1	0.5	91.7	12
sprot	<i>Sprattus sprattus</i>	3	Voordelta	26.2	11.8	91.7	12
tong	<i>Solea solea</i>	3	Voordelta	2.8	1.5	91.7	12
ammodytes	<i>Ammodytes sp.</i>	3	Voordelta	6.9	3.3	83.3	12
grondel	<i>Pomatoschistus sp.</i>	3	Voordelta	6.4	2.4	83.3	12
pitvis	<i>Callionymus lyra</i>	3	Voordelta	10.3	6.4	83.3	12
spiering	<i>Osmerus eperlanus</i>	3	Voordelta	3.5	1.7	83.3	12
haring	<i>Clupea harengus</i>	3	Voordelta	29.5	23.1	75.0	12
zeedonderpad	<i>Myoxocephalus scorpius</i>	3	Voordelta	2.0	0.8	66.7	12
kabeljauw	<i>Gadus morhua</i>	3	Voordelta	0.8	0.3	58.3	12
schar	<i>Limanda limanda</i>	3	Voordelta	8.3	4.4	58.3	12
harnasmannetje	<i>Agonus cataphractus</i>	3	Voordelta	4.5	2.6	50.0	12
kleine pieterman	<i>Echlichthys vipera</i>	3	Voordelta	0.6	0.3	50.0	12
puitaal	<i>Zoarces viviparus</i>	3	Voordelta	0.6	0.3	50.0	12
horsmakreel	<i>Trachurus trachurus</i>	3	Voordelta	0.5	0.4	41.7	12
kleine zeenaald	<i>Syngnathus rostellatus</i>	3	Voordelta	1.3	1.0	41.7	12
smelt	<i>Hyperoplus lanceolatus</i>	3	Voordelta	0.6	0.4	41.7	12
zwartbekgrondel	<i>Neogobius melanostomus</i>	3	Voordelta	0.4	0.2	41.7	12
bot	<i>Platichthys flesus</i>	3	Voordelta	2.6	1.6	33.3	12
botervis	<i>Pholis gunnellus</i>	3	Voordelta	0.1	0.0	33.3	12
schurftvis	<i>Arnoglossus laterna</i>	3	Voordelta	1.1	0.7	33.3	12
dwergtong	<i>Buglossidium luteum</i>	3	Voordelta	2.0	1.6	25.0	12
makreel	<i>Scomber scombrus</i>	3	Voordelta	0.1	0.1	25.0	12
rode poon	<i>Chelidonichthys lucerna</i>	3	Voordelta	0.1	0.0	25.0	12
steenbolk	<i>Trisopterus luscus</i>	3	Voordelta	0.3	0.1	25.0	12
fint	<i>Alosa fallax</i>	3	Voordelta	2.4	2.3	16.7	12
rivierprik	<i>Lampetra fluviatilis</i>	3	Voordelta	0.0	0.0	16.7	12
vijfdradige meun	<i>Ciliata mustela</i>	3	Voordelta	0.1	0.1	16.7	12
ansjovis	<i>Engraulis encrasicolus</i>	3	Voordelta	0.0	0.0	8.3	12
geep	<i>Belone belone</i>	3	Voordelta	0.0	0.0	8.3	12
griet	<i>Scophthalmus rhombus</i>	3	Voordelta	0.0	0.0	8.3	12
kleine zandspiering	<i>Ammodytes tobianus</i>	3	Voordelta	0.1	0.1	8.3	12
rasterpitvis	<i>Callionymus reticulatus</i>	3	Voordelta	0.4	0.4	8.3	12
syngnathus	<i>Syngnathus sp.</i>	3	Voordelta	0.0	0.0	8.3	12
tarbot	<i>Scophthalmus maximus</i>	3	Voordelta	0.0	0.0	8.3	12
grondel	<i>Pomatoschistus sp.</i>	4	Voordelta	26.8	7.8	100.0	9
harnasmannetje	<i>Agonus cataphractus</i>	4	Voordelta	9.6	3.5	100.0	9
schar	<i>Limanda limanda</i>	4	Voordelta	62.1	22.2	100.0	9
schol	<i>Pleuronectes platessa</i>	4	Voordelta	50.7	17.5	100.0	9
slakdolf	<i>Liparis liparis liparis</i>	4	Voordelta	3.7	1.2	100.0	9
sprot	<i>Sprattus sprattus</i>	4	Voordelta	55.0	23.6	100.0	9
wijting	<i>Merlangius merlangus</i>	4	Voordelta	26.2	7.6	100.0	9
zeedonderpad	<i>Myoxocephalus scorpius</i>	4	Voordelta	11.5	6.0	100.0	9
vijfdradige meun	<i>Ciliata mustela</i>	4	Voordelta	2.5	0.4	88.9	9
kabeljauw	<i>Gadus morhua</i>	4	Voordelta	3.4	2.2	77.8	9
ammodytes	<i>Ammodytes sp.</i>	4	Voordelta	2.4	1.5	66.7	9
haring	<i>Clupea harengus</i>	4	Voordelta	2.1	0.9	66.7	9

Nederlandse naam	wetenschappelijke naam	kwartaal	gebied	gemiddelde	SE	%	# trips
pitvis	<i>Callionymus lyra</i>	4	Voordelta	9.9	5.2	66.7	9
spiering	<i>Osmerus eperlanus</i>	4	Voordelta	2.3	1.4	66.7	9
tong	<i>Solea solea</i>	4	Voordelta	1.1	0.7	66.7	9
putaal	<i>Zoarces viviparus</i>	4	Voordelta	1.6	0.9	55.6	9
bot	<i>Platichthys flesus</i>	4	Voordelta	0.7	0.6	44.4	9
kleine pieterman	<i>Echichthys vipera</i>	4	Voordelta	0.2	0.1	44.4	9
fint	<i>Alosa fallax</i>	4	Voordelta	0.4	0.2	33.3	9
kleine zeenaald	<i>Syngnathus rostellatus</i>	4	Voordelta	0.2	0.1	33.3	9
schurftvis	<i>Arnoglossus laterna</i>	4	Voordelta	1.0	0.9	33.3	9
zeebaars	<i>Dicentrarchus labrax</i>	4	Voordelta	0.9	0.5	33.3	9
botervis	<i>Pholis gunnellus</i>	4	Voordelta	0.1	0.1	22.2	9
dwergtong	<i>Buglossidium luteum</i>	4	Voordelta	0.3	0.2	22.2	9
geep	<i>Belone belone</i>	4	Voordelta	0.1	0.1	22.2	9
grauwe poon	<i>Eutrigla gurnardus</i>	4	Voordelta	0.0	0.0	22.2	9
rode poon	<i>Chelidonichthys lucerna</i>	4	Voordelta	0.1	0.1	22.2	9
smelt	<i>Hyperoplus lanceolatus</i>	4	Voordelta	0.5	0.4	22.2	9
steenbolk	<i>Trisopterus luscus</i>	4	Voordelta	0.5	0.3	22.2	9
tarbot	<i>Scophthalmus maximus</i>	4	Voordelta	0.1	0.1	22.2	9
tongschar	<i>Microstomus kitt</i>	4	Voordelta	0.3	0.2	22.2	9
zwarte grondel	<i>Gobius niger</i>	4	Voordelta	0.2	0.1	22.2	9
driedradige meun	<i>Gaidropsarus vulgaris</i>	4	Voordelta	0.0	0.0	11.1	9
makreel	<i>Scomber scombrus</i>	4	Voordelta	0.0	0.0	11.1	9
rasterpitvis	<i>Callionymus reticulatus</i>	4	Voordelta	0.1	0.1	11.1	9
schol	<i>Pleuronectes platessa</i>	1	Waddenzee	45.8	11.8	96.6	29
sprot	<i>Sprattus sprattus</i>	1	Waddenzee	41.9	16.6	96.6	29
bot	<i>Platichthys flesus</i>	1	Waddenzee	9.5	2.0	93.1	29
harnasmannetje	<i>Agonus cataphractus</i>	1	Waddenzee	2.9	1.1	93.1	29
spiering	<i>Osmerus eperlanus</i>	1	Waddenzee	5.7	2.8	93.1	29
putaal	<i>Zoarces viviparus</i>	1	Waddenzee	2.6	0.5	89.7	29
zeedonderpad	<i>Myoxocephalus scorpius</i>	1	Waddenzee	12.0	4.9	89.7	29
grondel	<i>Pomatoschistus sp.</i>	1	Waddenzee	6.7	4.7	82.8	29
vijfdradige meun	<i>Ciliata mustela</i>	1	Waddenzee	1.0	0.3	79.3	29
ammodytes	<i>Ammodytes sp.</i>	1	Waddenzee	2.1	1.3	58.6	29
fint	<i>Alosa fallax</i>	1	Waddenzee	1.5	0.6	55.2	29
wijting	<i>Merlangius merlangus</i>	1	Waddenzee	0.6	0.2	55.2	29
schar	<i>Limanda limanda</i>	1	Waddenzee	2.8	1.4	48.3	29
tong	<i>Solea solea</i>	1	Waddenzee	0.2	0.1	37.9	29
driedoornige stekelbaars	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	1	Waddenzee	0.5	0.3	31.0	29
botervis	<i>Pholis gunnellus</i>	1	Waddenzee	0.1	0.0	27.6	29
smelt	<i>Hyperoplus lanceolatus</i>	1	Waddenzee	0.0	0.0	27.6	29
zeebaars	<i>Dicentrarchus labrax</i>	1	Waddenzee	0.4	0.3	27.6	29
haring	<i>Clupea harengus</i>	1	Waddenzee	0.5	0.4	17.2	29
kabeljauw	<i>Gadus morhua</i>	1	Waddenzee	0.0	0.0	17.2	29
kleine zeenaald	<i>Syngnathus rostellatus</i>	1	Waddenzee	0.0	0.0	17.2	29
pos	<i>Gymnocephalus cernuus</i>	1	Waddenzee	0.1	0.1	17.2	29
slakdolf	<i>Liparis liparis liparis</i>	1	Waddenzee	0.1	0.0	17.2	29
griet	<i>Scophthalmus rhombus</i>	1	Waddenzee	0.0	0.0	13.8	29
pitvis	<i>Callionymus lyra</i>	1	Waddenzee	0.0	0.0	13.8	29
schurftvis	<i>Arnoglossus laterna</i>	1	Waddenzee	0.0	0.0	10.3	29
tarbot	<i>Scophthalmus maximus</i>	1	Waddenzee	0.0	0.0	10.3	29
baars	<i>Perca fluviatilis</i>	1	Waddenzee	0.0	0.0	6.9	29
kleine pieterman	<i>Echichthys vipera</i>	1	Waddenzee	0.0	0.0	6.9	29
syngnathus	<i>Syngnathus sp.</i>	1	Waddenzee	0.1	0.1	6.9	29
dikkopje	<i>Pomatoschistus minutus</i>	1	Waddenzee	0.0	0.0	3.4	29
dwergtong	<i>Buglossidium luteum</i>	1	Waddenzee	0.0	0.0	3.4	29
rivierprik	<i>Lampetra fluviatilis</i>	1	Waddenzee	0.0	0.0	3.4	29
snoekbaars	<i>Sander lucioperca</i>	1	Waddenzee	0.0	0.0	3.4	29
schol	<i>Pleuronectes platessa</i>	2	Waddenzee	244.2	63.1	95.5	88
harnasmannetje	<i>Agonus cataphractus</i>	2	Waddenzee	6.0	1.1	94.3	88
sprot	<i>Sprattus sprattus</i>	2	Waddenzee	11.8	2.3	93.2	88
putaal	<i>Zoarces viviparus</i>	2	Waddenzee	3.1	0.3	89.8	88
spiering	<i>Osmerus eperlanus</i>	2	Waddenzee	5.3	1.6	86.4	88
tong	<i>Solea solea</i>	2	Waddenzee	2.5	0.4	81.8	88
wijting	<i>Merlangius merlangus</i>	2	Waddenzee	5.2	1.5	68.2	88
bot	<i>Platichthys flesus</i>	2	Waddenzee	2.7	0.7	64.8	88
zeedonderpad	<i>Myoxocephalus scorpius</i>	2	Waddenzee	1.0	0.2	62.5	88
grondel	<i>Pomatoschistus sp.</i>	2	Waddenzee	0.8	0.2	55.7	88
ammodytes	<i>Ammodytes sp.</i>	2	Waddenzee	0.5	0.2	53.4	88
kleine zeenaald	<i>Syngnathus rostellatus</i>	2	Waddenzee	7.7	2.2	52.3	88
botervis	<i>Pholis gunnellus</i>	2	Waddenzee	0.4	0.1	48.9	88
schar	<i>Limanda limanda</i>	2	Waddenzee	1.0	0.3	45.5	88
smelt	<i>Hyperoplus lanceolatus</i>	2	Waddenzee	0.5	0.3	44.3	88
slakdolf	<i>Liparis liparis liparis</i>	2	Waddenzee	0.4	0.1	43.2	88
steenbolk	<i>Trisopterus luscus</i>	2	Waddenzee	0.9	0.3	42.0	88
fint	<i>Alosa fallax</i>	2	Waddenzee	0.5	0.3	35.2	88
vijfdradige meun	<i>Ciliata mustela</i>	2	Waddenzee	0.1	0.0	35.2	88
driedoornige stekelbaars	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	2	Waddenzee	0.2	0.1	27.3	88
pitvis	<i>Callionymus lyra</i>	2	Waddenzee	0.1	0.0	27.3	88
rode poon	<i>Chelidonichthys lucerna</i>	2	Waddenzee	0.1	0.1	23.9	88
schurftvis	<i>Arnoglossus laterna</i>	2	Waddenzee	0.1	0.0	20.5	88
syngnathus	<i>Syngnathus sp.</i>	2	Waddenzee	1.4	0.7	20.5	88

Nederlandse naam	wetenschappelijke naam	kwartaal	gebied	gemiddelde	SE	%	# trips
ansjovis	<i>Engraulis encrasicolus</i>	2	Waddenzee	0.3	0.3	18.2	88
grote zeenaald	<i>Syngnathus acus</i>	2	Waddenzee	0.0	0.0	15.9	88
rivierprik	<i>Lampetra fluviatilis</i>	2	Waddenzee	0.0	0.0	14.8	88
grauwe poon	<i>Eutrigla gurnardus</i>	2	Waddenzee	0.0	0.0	12.5	88
tarbot	<i>Scophthalmus maximus</i>	2	Waddenzee	0.0	0.0	11.4	88
haring	<i>Clupea harengus</i>	2	Waddenzee	1.2	0.9	10.2	88
kleine pieterman	<i>Echiichthys vipera</i>	2	Waddenzee	0.0	0.0	9.1	88
kabeljauw	<i>Gadus morhua</i>	2	Waddenzee	0.0	0.0	5.7	88
griet	<i>Scophthalmus rhombus</i>	2	Waddenzee	0.0	0.0	4.5	88
tongschar	<i>Microstomus kitt</i>	2	Waddenzee	0.0	0.0	4.5	88
dwergtong	<i>Buglossidium luteum</i>	2	Waddenzee	0.0	0.0	3.4	88
mul	<i>Mullus surmuletus</i>	2	Waddenzee	0.0	0.0	3.4	88
snotolf	<i>Cyclopterus lumpus</i>	2	Waddenzee	0.0	0.0	3.4	88
horsmakreel	<i>Trachurus trachurus</i>	2	Waddenzee	0.0	0.0	2.3	88
rasterpitvis	<i>Callionymus reticulatus</i>	2	Waddenzee	0.0	0.0	2.3	88
zeebaars	<i>Dicentrarchus labrax</i>	2	Waddenzee	0.0	0.0	2.3	88
geep	<i>Belone belone</i>	2	Waddenzee	0.0	0.0	1.1	88
gewone zeebrasem	<i>Pagellus erythrinus</i>	2	Waddenzee	0.0	0.0	1.1	88
makreel	<i>Scomber scombrus</i>	2	Waddenzee	0.0	0.0	1.1	88
schol	<i>Pleuronectes platessa</i>	3	Waddenzee	129.1	20.8	99.1	113
sprot	<i>Sprattus sprattus</i>	3	Waddenzee	32.2	5.3	86.7	113
tong	<i>Solea solea</i>	3	Waddenzee	11.6	3.8	83.2	113
spiering	<i>Osmerus eperlanus</i>	3	Waddenzee	5.8	1.1	82.3	113
wijting	<i>Merlangius merlangus</i>	3	Waddenzee	16.3	3.1	81.4	113
putaal	<i>Zoarces viviparus</i>	3	Waddenzee	1.3	0.2	80.5	113
zeedonderpad	<i>Myoxocephalus scorpius</i>	3	Waddenzee	5.3	1.6	75.2	113
slakdolf	<i>Liparis liparis liparis</i>	3	Waddenzee	1.6	0.3	73.5	113
harnasmantje	<i>Agonus cataphractus</i>	3	Waddenzee	0.9	0.2	65.5	113
grondel	<i>Pomatoschistus sp.</i>	3	Waddenzee	1.9	0.5	62.8	113
ammodytes	<i>Ammodytes sp.</i>	3	Waddenzee	1.0	0.3	55.8	113
botervis	<i>Pholis gunnellus</i>	3	Waddenzee	0.5	0.2	45.1	113
smelt	<i>Hyperoplus lanceolatus</i>	3	Waddenzee	0.3	0.1	37.2	113
vijfdradige meun	<i>Ciliata mustela</i>	3	Waddenzee	1.2	0.6	37.2	113
kleine zeenaald	<i>Syngnathus rostellatus</i>	3	Waddenzee	4.8	2.6	35.4	113
syngnathus	<i>Syngnathus sp.</i>	3	Waddenzee	2.9	1.3	34.5	113
bot	<i>Platichthys flesus</i>	3	Waddenzee	0.8	0.3	29.2	113
rivierprik	<i>Lampetra fluviatilis</i>	3	Waddenzee	0.0	0.0	21.2	113
kabeljauw	<i>Gadus morhua</i>	3	Waddenzee	0.1	0.0	19.5	113
tongschar	<i>Microstomus kitt</i>	3	Waddenzee	0.1	0.1	16.8	113
schar	<i>Limanda limanda</i>	3	Waddenzee	0.5	0.4	15.9	113
steenbolk	<i>Trisopterus luscus</i>	3	Waddenzee	0.1	0.0	15.9	113
haring	<i>Clupea harengus</i>	3	Waddenzee	2.0	0.8	13.3	113
rode poon	<i>Chelidonichthys lucerna</i>	3	Waddenzee	0.0	0.0	11.5	113
groene zeedonderpad	<i>Taurulus bubalis</i>	3	Waddenzee	0.2	0.1	10.6	113
fint	<i>Alosa fallax</i>	3	Waddenzee	0.4	0.3	9.7	113
grote zeenaald	<i>Syngnathus acus</i>	3	Waddenzee	0.1	0.1	9.7	113
pitvis	<i>Callionymus lyra</i>	3	Waddenzee	0.0	0.0	9.7	113
kleine pieterman	<i>Echiichthys vipera</i>	3	Waddenzee	0.0	0.0	8.8	113
griet	<i>Scophthalmus rhombus</i>	3	Waddenzee	0.0	0.0	5.3	113
makreel	<i>Scomber scombrus</i>	3	Waddenzee	0.0	0.0	5.3	113
tarbot	<i>Scophthalmus maximus</i>	3	Waddenzee	0.0	0.0	5.3	113
grauwe poon	<i>Eutrigla gurnardus</i>	3	Waddenzee	0.0	0.0	4.4	113
ansjovis	<i>Engraulis encrasicolus</i>	3	Waddenzee	0.0	0.0	3.5	113
horsmakreel	<i>Trachurus trachurus</i>	3	Waddenzee	0.0	0.0	2.7	113
alosa	<i>Alosa sp.</i>	3	Waddenzee	0.0	0.0	1.8	113
baars	<i>Perca fluviatilis</i>	3	Waddenzee	0.0	0.0	1.8	113
dwergbolk	<i>Trisopterus minutus</i>	3	Waddenzee	0.0	0.0	1.8	113
dwergtong	<i>Buglossidium luteum</i>	3	Waddenzee	0.0	0.0	1.8	113
mul	<i>Mullus surmuletus</i>	3	Waddenzee	0.0	0.0	1.8	113
schurftvis	<i>Arnoglossus laterna</i>	3	Waddenzee	0.0	0.0	1.8	113
zeebaars	<i>Dicentrarchus labrax</i>	3	Waddenzee	0.0	0.0	1.8	113
aal	<i>Anguilla anguilla</i>	3	Waddenzee	0.0	0.0	0.9	113
dikrugtong	<i>Microchirus variegatus</i>	3	Waddenzee	0.0	0.0	0.9	113
driedoornige stekelbaars	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	3	Waddenzee	0.0	0.0	0.9	113
driedradige meun	<i>Gaidropsarus vulgaris</i>	3	Waddenzee	0.0	0.0	0.9	113
geep	<i>Belone belone</i>	3	Waddenzee	0.0	0.0	0.9	113
rasterpitvis	<i>Callionymus reticulatus</i>	3	Waddenzee	0.0	0.0	0.9	113
snoekbaars	<i>Sander lucioperca</i>	3	Waddenzee	0.0	0.0	0.9	113
snotolf	<i>Cyclopterus lumpus</i>	3	Waddenzee	0.0	0.0	0.9	113
vierdradige meun	<i>Enchelyopus cimbrius</i>	3	Waddenzee	0.0	0.0	0.9	113
schol	<i>Pleuronectes platessa</i>	4	Waddenzee	69.9	12.1	100.0	64
spiering	<i>Osmerus eperlanus</i>	4	Waddenzee	7.4	2.5	96.9	64
sprot	<i>Sprattus sprattus</i>	4	Waddenzee	39.6	18.2	96.9	64
zeedonderpad	<i>Myoxocephalus scorpius</i>	4	Waddenzee	18.8	4.1	93.8	64
vijfdradige meun	<i>Ciliata mustela</i>	4	Waddenzee	4.3	0.8	92.2	64
grondel	<i>Pomatoschistus sp.</i>	4	Waddenzee	4.0	0.9	89.1	64
harnasmantje	<i>Agonus cataphractus</i>	4	Waddenzee	2.6	0.7	81.2	64
bot	<i>Platichthys flesus</i>	4	Waddenzee	2.1	0.5	79.7	64
putaal	<i>Zoarces viviparus</i>	4	Waddenzee	2.1	0.5	78.1	64
slakdolf	<i>Liparis liparis liparis</i>	4	Waddenzee	1.0	0.2	76.6	64
wijting	<i>Merlangius merlangus</i>	4	Waddenzee	1.6	0.4	65.6	64

Nederlandse naam	wetenschappelijke naam	kwartaal	gebied	gemiddelde	SE	%	# trips
ammodytes	<i>Ammodytes sp.</i>	4	Waddenzee	0.7	0.3	57.8	64
tong	<i>Solea solea</i>	4	Waddenzee	0.4	0.1	43.8	64
fint	<i>Alosa fallax</i>	4	Waddenzee	1.4	0.6	42.2	64
schar	<i>Limanda limanda</i>	4	Waddenzee	2.0	1.2	42.2	64
zeebaars	<i>Dicentrarchus labrax</i>	4	Waddenzee	0.4	0.1	32.8	64
kleine zeenaald	<i>Syngnathus rostellatus</i>	4	Waddenzee	0.2	0.1	31.2	64
smelt	<i>Hyperoplus lanceolatus</i>	4	Waddenzee	0.1	0.1	25.0	64
tongschar	<i>Microstomus kitt</i>	4	Waddenzee	0.1	0.1	25.0	64
haring	<i>Clupea harengus</i>	4	Waddenzee	0.2	0.1	21.9	64
kabeljauw	<i>Gadus morhua</i>	4	Waddenzee	0.1	0.1	20.3	64
botervis	<i>Pholis gunnellus</i>	4	Waddenzee	0.0	0.0	18.8	64
baars	<i>Perca fluviatilis</i>	4	Waddenzee	0.0	0.0	12.5	64
pitvis	<i>Callionymus lyra</i>	4	Waddenzee	0.0	0.0	12.5	64
pos	<i>Gymnocephalus cernuus</i>	4	Waddenzee	0.4	0.3	12.5	64
syngnathus	<i>Syngnathus sp.</i>	4	Waddenzee	0.1	0.1	12.5	64
tarbot	<i>Scophthalmus maximus</i>	4	Waddenzee	0.1	0.0	12.5	64
kleine pieterman	<i>Echiichthys vipera</i>	4	Waddenzee	0.0	0.0	9.4	64
griet	<i>Scophthalmus rhombus</i>	4	Waddenzee	0.0	0.0	7.8	64
snoekbaars	<i>Sander lucioperca</i>	4	Waddenzee	0.1	0.0	7.8	64
grauwe poon	<i>Eutrigla gurnardus</i>	4	Waddenzee	0.0	0.0	4.7	64
rivierprik	<i>Lampetra fluviatilis</i>	4	Waddenzee	0.0	0.0	4.7	64
snotolf	<i>Cyclopterus lumpus</i>	4	Waddenzee	0.0	0.0	4.7	64
driedoornige stekelbaars	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	4	Waddenzee	0.0	0.0	3.1	64
dwergtong	<i>Buglossidium luteum</i>	4	Waddenzee	0.0	0.0	3.1	64
gehoornde slijmvis	<i>Parablennius gattorugine</i>	4	Waddenzee	0.0	0.0	3.1	64
groene zeedonderpad	<i>Taurulus bubalis</i>	4	Waddenzee	0.0	0.0	3.1	64
steenbolk	<i>Trisopterus luscus</i>	4	Waddenzee	0.0	0.0	3.1	64
blankvoorn	<i>Rutilus rutilus</i>	4	Waddenzee	0.0	0.0	1.6	64
horsmakreel	<i>Trachurus trachurus</i>	4	Waddenzee	0.0	0.0	1.6	64

3. Bijvangst benthos per soort

Gemiddelde aantallen benthos met standaardfout (SE), percentage voorkomen in aantal trekken en voorkomen in aantal trips per soort, gebied en kwartaal.

Nederlandse naam	wetenschappelijke naam	kwartaal	gebied	gemiddelde	SE	%	# trips
zeester	<i>Asterias rubens</i>	1	anders	17.6	8.1	94.7	19
gewone zwemkrab	<i>Liocarcinus holsatus</i>	1	anders	360.4	103.1	89.5	19
p. bernhardus	<i>Pagurus bernhardus</i>	1	anders	1.7	0.8	89.5	19
slangster	<i>Ophiura ophiura</i>	1	anders	10.9	3.1	89.5	19
zeeanemonen	<i>Anthozoa</i>	1	anders	1.7	1.0	52.6	19
ensis	<i>Ensis sp.</i>	1	anders	0.2	0.1	31.6	19
hooiwagenkrab	<i>Macropodia rostrata</i>	1	anders	0.1	0.0	31.6	19
hydroidpoliepen	<i>Hydrozoa</i>	1	anders	0.1	0.0	31.6	19
gewimperde zwemkrab	<i>Liocarcinus navigator</i>	1	anders	0.2	0.1	21.1	19
kleine heremiet	<i>Diogenes pugilator</i>	1	anders	0.1	0.0	10.5	19
kleine slangster	<i>Ophiura albida</i>	1	anders	0.1	0.0	10.5	19
venusschelp	<i>Chamelea gallina</i>	1	anders	0.0	0.0	10.5	19
breedpootkrab	<i>Portumnus latipes</i>	1	anders	0.2	0.2	5.3	19
fluwelen zwemkrab	<i>Necora puber</i>	1	anders	0.0	0.0	5.3	19
gemarmerde zwemkrab	<i>Liocarcinus marmoreus</i>	1	anders	0.1	0.1	5.3	19
gevlochten fuikhoorn	<i>Nassarius reticulatus</i>	1	anders	0.0	0.0	5.3	19
halfgeknotte strandschelp	<i>Spisula subtruncata</i>	1	anders	0.2	0.2	5.3	19
mossel	<i>Mytilus edulis</i>	1	anders	0.0	0.0	5.3	19
nagelkrab	<i>Thia scutellata</i>	1	anders	0.0	0.0	5.3	19
nonnetje	<i>Macoma balthica</i>	1	anders	0.0	0.0	5.3	19
otterschelp	<i>Lutraria lutraria</i>	1	anders	0.0	0.0	5.3	19
sepiola	<i>Sepiola sp.</i>	1	anders	0.0	0.0	5.3	19
steurgarnaal	<i>Palaemon sp.</i>	1	anders	0.0	0.0	5.3	19
stevige strandschelp	<i>Spisula solida</i>	1	anders	0.2	0.2	5.3	19
strandkrab	<i>Carcinus maenas</i>	1	anders	0.0	0.0	5.3	19
wijde mantel	<i>Aequipecten opercularis</i>	1	anders	0.0	0.0	5.3	19
zaagje	<i>Donax vittatus</i>	1	anders	0.0	0.0	5.3	19
zakpijp	<i>Ascidia</i>	1	anders	0.0	0.0	5.3	19
zeerasp	<i>Hydractinia echinata</i>	1	anders	0.0	0.0	5.3	19
gewone zwemkrab	<i>Liocarcinus holsatus</i>	2	anders	151.6	39.1	100.0	21
zeester	<i>Asterias rubens</i>	2	anders	10.5	6.9	95.2	21
slangster	<i>Ophiura ophiura</i>	2	anders	59.8	50.2	76.2	21
p. bernhardus	<i>Pagurus bernhardus</i>	2	anders	0.4	0.2	66.7	21
dwergpilinktvis	<i>Alloteuthis subulata</i>	2	anders	0.2	0.1	52.4	21
ensis	<i>Ensis sp.</i>	2	anders	0.6	0.5	52.4	21
nonnetje	<i>Macoma balthica</i>	2	anders	4.4	2.6	47.6	21
zeeanemonen	<i>Anthozoa</i>	2	anders	0.8	0.5	42.9	21
breedpootkrab	<i>Portumnus latipes</i>	2	anders	0.5	0.3	38.1	21
strandkrab	<i>Carcinus maenas</i>	2	anders	13.3	8.9	28.6	21
halfgeknotte strandschelp	<i>Spisula subtruncata</i>	2	anders	0.3	0.2	19.0	21
gezaagde steurgarnaal	<i>Leander serratus</i>	2	anders	0.0	0.0	14.3	21
hydroidpoliepen	<i>Hydrozoa</i>	2	anders	0.0	0.0	14.3	21
kwallen	<i>Scyphozoa</i>	2	anders	0.0	0.0	14.3	21
mossel	<i>Mytilus edulis</i>	2	anders	1.0	0.7	14.3	21
blauwpootzwemkrab	<i>Liocarcinus depurator</i>	2	anders	0.0	0.0	9.5	21
kleine heremiet	<i>Diogenes pugilator</i>	2	anders	1.0	1.0	9.5	21
steurgarnaal	<i>Palaemon sp.</i>	2	anders	0.0	0.0	9.5	21
gevlochten fuikhoorn	<i>Nassarius reticulatus</i>	2	anders	0.0	0.0	4.8	21
gewimperde zwemkrab	<i>Liocarcinus navigator</i>	2	anders	1.0	1.0	4.8	21
helmkrab	<i>Corystes cassivelaunus</i>	2	anders	0.0	0.0	4.8	21
hinia	<i>Hinia sp.</i>	2	anders	0.0	0.0	4.8	21
kamster	<i>Astropecten irregularis</i>	2	anders	0.0	0.0	4.8	21
kleine slangster	<i>Ophiura albida</i>	2	anders	0.0	0.0	4.8	21
spinkrab	<i>Hyas sp.</i>	2	anders	0.1	0.1	4.8	21
stevige strandschelp	<i>Spisula solida</i>	2	anders	0.0	0.0	4.8	21
venusschelp	<i>Chamelea gallina</i>	2	anders	0.0	0.0	4.8	21
wadpier	<i>Arenicola marina</i>	2	anders	0.0	0.0	4.8	21
zaagje	<i>Donax vittatus</i>	2	anders	0.0	0.0	4.8	21
zandkokerworm	<i>Lanice conchilega</i>	2	anders	0.0	0.0	4.8	21
gewone zwemkrab	<i>Liocarcinus holsatus</i>	3	anders	646.9	303.2	88.2	17
zeester	<i>Asterias rubens</i>	3	anders	10.2	3.5	88.2	17
p. bernhardus	<i>Pagurus bernhardus</i>	3	anders	1.9	1.1	58.8	17
strandkrab	<i>Carcinus maenas</i>	3	anders	29.4	16.7	58.8	17
slangster	<i>Ophiura ophiura</i>	3	anders	42.1	27.5	52.9	17
ensis	<i>Ensis sp.</i>	3	anders	0.5	0.3	35.3	17
zeeanemonen	<i>Anthozoa</i>	3	anders	0.3	0.2	29.4	17
dwergpilinktvis	<i>Alloteuthis subulata</i>	3	anders	0.2	0.1	23.5	17
nonnetje	<i>Macoma balthica</i>	3	anders	1.0	0.7	23.5	17
hooiwagenkrab	<i>Macropodia rostrata</i>	3	anders	0.0	0.0	17.6	17
hydroidpoliepen	<i>Hydrozoa</i>	3	anders	0.2	0.2	17.6	17
breedpootkrab	<i>Portumnus latipes</i>	3	anders	0.9	0.9	11.8	17
halfgeknotte strandschelp	<i>Spisula subtruncata</i>	3	anders	0.0	0.0	11.8	17
kleine heremiet	<i>Diogenes pugilator</i>	3	anders	0.2	0.2	11.8	17
loligo	<i>Loligo sp.</i>	3	anders	0.1	0.1	11.8	17

Nederlandse naam	wetenschappelijke naam	kwartaal	gebied	gemiddelde	SE	%	# trips
sponzen	<i>Demospongiae</i>	3	anders	0.1	0.0	11.8	17
stevige strandschelp	<i>Spisula solida</i>	3	anders	0.0	0.0	11.8	17
grote hooiwagenkrab	<i>Macropodia tenuirostris</i>	3	anders	0.0	0.0	5.9	17
kleine slangster	<i>Ophiura albida</i>	3	anders	0.1	0.1	5.9	17
kwallen	<i>Scyphozoa</i>	3	anders	0.1	0.1	5.9	17
sepiola	<i>Sepiola sp.</i>	3	anders	0.0	0.0	5.9	17
steurgarnaal	<i>Palaemon sp.</i>	3	anders	0.0	0.0	5.9	17
venusschelp	<i>Chamelea gallina</i>	3	anders	0.0	0.0	5.9	17
wadpier	<i>Arenicola marina</i>	3	anders	0.0	0.0	5.9	17
zaagje	<i>Donax vittatus</i>	3	anders	0.0	0.0	5.9	17
gewone zwemkrab	<i>Liocarcinus holsatus</i>	4	anders	119.9	63.7	83.3	6
zeester	<i>Asterias rubens</i>	4	anders	2.4	2.0	83.3	6
zeeanemonen	<i>Anthozoa</i>	4	anders	0.4	0.3	66.7	6
strandkrab	<i>Carcinus maenas</i>	4	anders	4.5	3.6	50.0	6
ensis	<i>Ensis sp.</i>	4	anders	0.2	0.1	33.3	6
hooiwagenkrab	<i>Macropodia rostrata</i>	4	anders	0.1	0.1	33.3	6
nonnetje	<i>Macoma balthica</i>	4	anders	0.3	0.3	33.3	6
slangster	<i>Ophiura ophiura</i>	4	anders	0.3	0.3	33.3	6
hydroidpoliepen	<i>Hydrozoa</i>	4	anders	0.1	0.1	16.7	6
kleine zwemkrab	<i>Liocarcinus pusillus</i>	4	anders	0.0	0.0	16.7	6
mossel	<i>Mytilus edulis</i>	4	anders	0.0	0.0	16.7	6
p. bernhardus	<i>Pagurus bernhardus</i>	4	anders	0.1	0.1	16.7	6
zager	<i>Nereis sp.</i>	4	anders	0.0	0.0	16.7	6
gewone zwemkrab	<i>Liocarcinus holsatus</i>	1	Noordzeekustzone	157.6	28.9	100.0	22
zeester	<i>Asterias rubens</i>	1	Noordzeekustzone	11.8	4.1	100.0	22
slangster	<i>Ophiura ophiura</i>	1	Noordzeekustzone	18.9	10.6	95.5	22
p. bernhardus	<i>Pagurus bernhardus</i>	1	Noordzeekustzone	2.4	1.7	68.2	22
zeeanemonen	<i>Anthozoa</i>	1	Noordzeekustzone	0.4	0.2	50.0	22
hydroidpoliepen	<i>Hydrozoa</i>	1	Noordzeekustzone	0.1	0.1	31.8	22
ensis	<i>Ensis sp.</i>	1	Noordzeekustzone	0.0	0.0	27.3	22
hooiwagenkrab	<i>Macropodia rostrata</i>	1	Noordzeekustzone	0.1	0.0	27.3	22
strandkrab	<i>Carcinus maenas</i>	1	Noordzeekustzone	0.2	0.1	27.3	22
halfgeknotte strandschelp	<i>Spisula subtruncata</i>	1	Noordzeekustzone	0.0	0.0	18.2	22
steurgarnaal	<i>Palaemon sp.</i>	1	Noordzeekustzone	0.0	0.0	18.2	22
blauwpootzwemkrab	<i>Liocarcinus depurator</i>	1	Noordzeekustzone	0.1	0.0	13.6	22
mossel	<i>Mytilus edulis</i>	1	Noordzeekustzone	0.0	0.0	13.6	22
gewimperde zwemkrab	<i>Liocarcinus navigator</i>	1	Noordzeekustzone	0.0	0.0	9.1	22
grote tepelhoorn	<i>Lunatia catena</i>	1	Noordzeekustzone	0.0	0.0	9.1	22
helmkrab	<i>Corystes cassivelaunus</i>	1	Noordzeekustzone	0.0	0.0	9.1	22
kleine slangster	<i>Ophiura albida</i>	1	Noordzeekustzone	0.1	0.1	9.1	22
kwallen	<i>Scyphozoa</i>	1	Noordzeekustzone	0.0	0.0	9.1	22
ovale strandschelp	<i>Spisula elliptica</i>	1	Noordzeekustzone	0.0	0.0	9.1	22
stevige strandschelp	<i>Spisula solida</i>	1	Noordzeekustzone	0.0	0.0	9.1	22
venusschelp	<i>Chamelea gallina</i>	1	Noordzeekustzone	0.0	0.0	9.1	22
zeepokken	<i>Balanidae</i>	1	Noordzeekustzone	0.0	0.0	9.1	22
zeerasp	<i>Hydractinia echinata</i>	1	Noordzeekustzone	0.5	0.5	9.1	22
breedpootkrab	<i>Portunus latipes</i>	1	Noordzeekustzone	0.0	0.0	4.5	22
gevlochten fuikhoorn	<i>Nassarius reticulatus</i>	1	Noordzeekustzone	0.0	0.0	4.5	22
gezaagde steurgarnaal	<i>Leander serratus</i>	1	Noordzeekustzone	0.0	0.0	4.5	22
hartegels	<i>Echinocardium sp.</i>	1	Noordzeekustzone	0.3	0.3	4.5	22
nonnetje	<i>Macoma balthica</i>	1	Noordzeekustzone	0.1	0.1	4.5	22
ophiura sp.	<i>Ophiura sp.</i>	1	Noordzeekustzone	0.6	0.6	4.5	22
p. bernhardus	<i>Pagurus sp.</i>	1	Noordzeekustzone	0.0	0.0	4.5	22
sepiola	<i>Sepiola sp.</i>	1	Noordzeekustzone	0.0	0.0	4.5	22
sponzen	<i>Demospongiae</i>	1	Noordzeekustzone	0.0	0.0	4.5	22
wadpier	<i>Arenicola marina</i>	1	Noordzeekustzone	0.0	0.0	4.5	22
zager	<i>Nereis sp.</i>	1	Noordzeekustzone	0.0	0.0	4.5	22
zakpijp	<i>Ascidacea</i>	1	Noordzeekustzone	0.0	0.0	4.5	22
gewone zwemkrab	<i>Liocarcinus holsatus</i>	2	Noordzeekustzone	164.8	50.0	95.2	63
zeester	<i>Asterias rubens</i>	2	Noordzeekustzone	1.4	0.3	84.1	63
slangster	<i>Ophiura ophiura</i>	2	Noordzeekustzone	11.1	4.1	71.4	63
p. bernhardus	<i>Pagurus bernhardus</i>	2	Noordzeekustzone	0.4	0.1	61.9	63
ensis	<i>Ensis sp.</i>	2	Noordzeekustzone	0.5	0.2	52.4	63
strandkrab	<i>Carcinus maenas</i>	2	Noordzeekustzone	8.4	4.0	46.0	63
nonnetje	<i>Macoma balthica</i>	2	Noordzeekustzone	0.5	0.2	38.1	63
dwergpilinktvivis	<i>Alloteuthis subulata</i>	2	Noordzeekustzone	0.6	0.1	36.5	63
zeeanemonen	<i>Anthozoa</i>	2	Noordzeekustzone	0.2	0.1	31.7	63
breedpootkrab	<i>Portunus latipes</i>	2	Noordzeekustzone	0.1	0.0	20.6	63
mossel	<i>Mytilus edulis</i>	2	Noordzeekustzone	0.2	0.1	14.3	63
halfgeknotte strandschelp	<i>Spisula subtruncata</i>	2	Noordzeekustzone	0.1	0.0	12.7	63
kwallen	<i>Scyphozoa</i>	2	Noordzeekustzone	0.0	0.0	12.7	63
sepiola	<i>Sepiola sp.</i>	2	Noordzeekustzone	0.1	0.1	12.7	63
helmkrab	<i>Corystes cassivelaunus</i>	2	Noordzeekustzone	0.0	0.0	9.5	63
kokkel	<i>Cerastoderma edule</i>	2	Noordzeekustzone	0.0	0.0	9.5	63
gezaagde steurgarnaal	<i>Leander serratus</i>	2	Noordzeekustzone	0.0	0.0	7.9	63
hooiwagenkrab	<i>Macropodia rostrata</i>	2	Noordzeekustzone	0.0	0.0	7.9	63
lollo	<i>Loligo sp.</i>	2	Noordzeekustzone	0.1	0.0	7.9	63
wadpier	<i>Arenicola marina</i>	2	Noordzeekustzone	0.0	0.0	7.9	63
hydroidpoliepen	<i>Hydrozoa</i>	2	Noordzeekustzone	0.0	0.0	4.8	63
steurgarnaal	<i>Palaemon sp.</i>	2	Noordzeekustzone	0.0	0.0	4.8	63
gewimperde zwemkrab	<i>Liocarcinus navigator</i>	2	Noordzeekustzone	0.0	0.0	3.2	63

Nederlandse naam	wetenschappelijke naam	kwartaal	gebied	gemiddelde	SE	%	# trips
hartegels	<i>Echinocardium sp.</i>	2	Noordzeekustzone	0.0	0.0	3.2	63
kleine heremiet	<i>Diogenes pugilator</i>	2	Noordzeekustzone	0.0	0.0	3.2	63
otterschelp	<i>Lutraria lutraria</i>	2	Noordzeekustzone	0.0	0.0	3.2	63
p. bernhardus	<i>Pagurus sp.</i>	2	Noordzeekustzone	0.0	0.0	3.2	63
stevige strandschelp	<i>Spisula solida</i>	2	Noordzeekustzone	0.0	0.0	3.2	63
venusschelp	<i>Chamelea gallina</i>	2	Noordzeekustzone	0.0	0.0	3.2	63
dwerginktvis	<i>Sepiella atlantica</i>	2	Noordzeekustzone	0.0	0.0	1.6	63
e. cordatum	<i>Echinocardium cordatum</i>	2	Noordzeekustzone	0.0	0.0	1.6	63
gevlochten fuikhoorn	<i>Nassarius reticulatus</i>	2	Noordzeekustzone	0.0	0.0	1.6	63
inktvis	<i>Cephalopoda</i>	2	Noordzeekustzone	0.0	0.0	1.6	63
kamster	<i>Astropecten irregularis</i>	2	Noordzeekustzone	0.0	0.0	1.6	63
nagelkrab	<i>Thia scutellata</i>	2	Noordzeekustzone	0.0	0.0	1.6	63
ovale strandschelp	<i>Spisula elliptica</i>	2	Noordzeekustzone	0.0	0.0	1.6	63
p. pubescens	<i>Pagurus pubescens</i>	2	Noordzeekustzone	0.0	0.0	1.6	63
spisula	<i>Spisula sp.</i>	2	Noordzeekustzone	0.0	0.0	1.6	63
tere platschelp	<i>Angulus tenuis</i>	2	Noordzeekustzone	0.0	0.0	1.6	63
zaagje	<i>Donax vittatus</i>	2	Noordzeekustzone	0.0	0.0	1.6	63
zager	<i>Nereis sp.</i>	2	Noordzeekustzone	0.0	0.0	1.6	63
zeeappel	<i>Psammechinus miliaris</i>	2	Noordzeekustzone	0.0	0.0	1.6	63
gewone zwemkrab	<i>Liocarcinus holsatus</i>	3	Noordzeekustzone	334.0	79.5	92.7	41
zeester	<i>Asterias rubens</i>	3	Noordzeekustzone	6.1	2.2	63.4	41
slangster	<i>Ophiura ophiura</i>	3	Noordzeekustzone	5.1	2.2	53.7	41
p. bernhardus	<i>Pagurus bernhardus</i>	3	Noordzeekustzone	0.3	0.1	51.2	41
strandkrab	<i>Carcinus maenas</i>	3	Noordzeekustzone	2.8	1.1	48.8	41
dwergpilinktvis	<i>Alloteuthis subulata</i>	3	Noordzeekustzone	0.1	0.0	29.3	41
nonnetje	<i>Macoma balthica</i>	3	Noordzeekustzone	0.5	0.2	29.3	41
breedpootkrab	<i>Portunus latipes</i>	3	Noordzeekustzone	0.1	0.0	26.8	41
ensis	<i>Ensis sp.</i>	3	Noordzeekustzone	0.3	0.1	26.8	41
zeeanemonen	<i>Anthozoa</i>	3	Noordzeekustzone	0.2	0.2	24.4	41
kwallen	<i>Scyphozoa</i>	3	Noordzeekustzone	0.3	0.2	22.0	41
lollo	<i>Loligo sp.</i>	3	Noordzeekustzone	0.1	0.0	17.1	41
halfgeknotte strandschelp	<i>Spisula subtruncata</i>	3	Noordzeekustzone	0.0	0.0	7.3	41
hooiwagenkrab	<i>Macropodia rostrata</i>	3	Noordzeekustzone	0.0	0.0	7.3	41
kleine heremiet	<i>Diogenes pugilator</i>	3	Noordzeekustzone	0.0	0.0	7.3	41
mossel	<i>Mytilus edulis</i>	3	Noordzeekustzone	0.0	0.0	7.3	41
gewimperde zwemkrab	<i>Liocarcinus navigator</i>	3	Noordzeekustzone	0.1	0.1	4.9	41
kleine slangster	<i>Ophiura albida</i>	3	Noordzeekustzone	0.4	0.3	4.9	41
helmkrab	<i>Corystes cassivelaunus</i>	3	Noordzeekustzone	0.0	0.0	2.4	41
hydroidpoliepen	<i>Hydrozoa</i>	3	Noordzeekustzone	0.0	0.0	2.4	41
kokkel	<i>Cerastoderma edule</i>	3	Noordzeekustzone	0.0	0.0	2.4	41
noordzeekrab	<i>Cancer pagurus</i>	3	Noordzeekustzone	0.0	0.0	2.4	41
sepia	<i>Sepia sp.</i>	3	Noordzeekustzone	0.0	0.0	2.4	41
sponzen	<i>Demospongiae</i>	3	Noordzeekustzone	0.0	0.0	2.4	41
steurgarnaal	<i>Palaemon sp.</i>	3	Noordzeekustzone	0.0	0.0	2.4	41
wijde mantel	<i>Aequipecten opercularis</i>	3	Noordzeekustzone	0.0	0.0	2.4	41
zandkokerworm	<i>Lanice conchilega</i>	3	Noordzeekustzone	0.0	0.0	2.4	41
gewone zwemkrab	<i>Liocarcinus holsatus</i>	4	Noordzeekustzone	489.2	170.1	95.7	23
zeester	<i>Asterias rubens</i>	4	Noordzeekustzone	24.1	18.5	73.9	23
slangster	<i>Ophiura ophiura</i>	4	Noordzeekustzone	4.7	2.3	52.2	23
p. bernhardus	<i>Pagurus bernhardus</i>	4	Noordzeekustzone	0.5	0.2	43.5	23
ensis	<i>Ensis sp.</i>	4	Noordzeekustzone	1.9	1.5	39.1	23
strandkrab	<i>Carcinus maenas</i>	4	Noordzeekustzone	60.5	41.6	34.8	23
breedpootkrab	<i>Portunus latipes</i>	4	Noordzeekustzone	0.1	0.1	13.0	23
hooiwagenkrab	<i>Macropodia rostrata</i>	4	Noordzeekustzone	0.1	0.0	13.0	23
nonnetje	<i>Macoma balthica</i>	4	Noordzeekustzone	0.1	0.0	13.0	23
zeeanemonen	<i>Anthozoa</i>	4	Noordzeekustzone	0.1	0.1	13.0	23
halfgeknotte strandschelp	<i>Spisula subtruncata</i>	4	Noordzeekustzone	0.0	0.0	8.7	23
venusschelp	<i>Chamelea gallina</i>	4	Noordzeekustzone	0.0	0.0	8.7	23
gezaagde steurgarnaal	<i>Leander serratus</i>	4	Noordzeekustzone	0.0	0.0	4.3	23
kokkel	<i>Cerastoderma edule</i>	4	Noordzeekustzone	0.0	0.0	4.3	23
kwallen	<i>Scyphozoa</i>	4	Noordzeekustzone	0.0	0.0	4.3	23
mossel	<i>Mytilus edulis</i>	4	Noordzeekustzone	0.0	0.0	4.3	23
noordzeekrab	<i>Cancer pagurus</i>	4	Noordzeekustzone	0.0	0.0	4.3	23
p. bernhardus	<i>Pagurus sp.</i>	4	Noordzeekustzone	0.0	0.0	4.3	23
sepia	<i>Sepia sp.</i>	4	Noordzeekustzone	0.0	0.0	4.3	23
ensis	<i>Ensis sp.</i>	1	Voordelta	4.4	3.6	100.0	5
gewone zwemkrab	<i>Liocarcinus holsatus</i>	1	Voordelta	410.2	235.6	100.0	5
hydroidpoliepen	<i>Hydrozoa</i>	1	Voordelta	1.8	1.3	100.0	5
nonnetje	<i>Macoma balthica</i>	1	Voordelta	16.0	6.9	100.0	5
slangster	<i>Ophiura ophiura</i>	1	Voordelta	124.8	72.1	100.0	5
strandkrab	<i>Carcinus maenas</i>	1	Voordelta	19.7	12.0	100.0	5
zeester	<i>Asterias rubens</i>	1	Voordelta	78.1	41.9	100.0	5
breedpootkrab	<i>Portunus latipes</i>	1	Voordelta	1.6	1.2	80.0	5
kokkel	<i>Cerastoderma edule</i>	1	Voordelta	1.3	1.0	80.0	5
p. bernhardus	<i>Pagurus bernhardus</i>	1	Voordelta	4.2	3.0	80.0	5
zeeanemonen	<i>Anthozoa</i>	1	Voordelta	0.6	0.3	80.0	5
wadpier	<i>Arenicola marina</i>	1	Voordelta	2.3	2.0	60.0	5
gewimperde zwemkrab	<i>Liocarcinus navigator</i>	1	Voordelta	0.6	0.6	40.0	5
mossel	<i>Mytilus edulis</i>	1	Voordelta	3.3	2.8	40.0	5
steurgarnaal	<i>Palaemon sp.</i>	1	Voordelta	0.2	0.2	40.0	5
blauwpootzwemkrab	<i>Liocarcinus depurator</i>	1	Voordelta	0.2	0.2	20.0	5

Nederlandse naam	wetenschappelijke naam	kwartaal	gebied	gemiddelde	SE	%	# trips
chinese wolhandkrab	<i>Eriocheir sinensis</i>	1	Voordelta	0.2	0.2	20.0	5
halfgeknotte strandschelp	<i>Spisula subtruncata</i>	1	Voordelta	0.9	0.9	20.0	5
helmkrab	<i>Corystes cassivelaunus</i>	1	Voordelta	0.0	0.0	20.0	5
kleine slangster	<i>Ophiura albida</i>	1	Voordelta	2.6	2.6	20.0	5
zeeappel	<i>Psammechinus miliaris</i>	1	Voordelta	0.2	0.2	20.0	5
gewone zwemkrab	<i>Liocarcinus holsatus</i>	2	Voordelta	86.9	26.6	100.0	10
hydroidpoliepen	<i>Hydrozoa</i>	2	Voordelta	0.9	0.6	80.0	10
p. bernhardus	<i>Pagurus bernhardus</i>	2	Voordelta	2.3	1.1	80.0	10
strandkrab	<i>Carcinus maenas</i>	2	Voordelta	14.6	7.1	80.0	10
zeester	<i>Asterias rubens</i>	2	Voordelta	19.8	11.3	80.0	10
slangster	<i>Ophiura ophiura</i>	2	Voordelta	87.5	83.1	70.0	10
ensis	<i>Ensis sp.</i>	2	Voordelta	0.5	0.4	60.0	10
breedpootkrab	<i>Portunus latipes</i>	2	Voordelta	4.6	2.3	50.0	10
kokkel	<i>Cerastoderma edule</i>	2	Voordelta	0.4	0.2	40.0	10
steurgarnaal	<i>Palaemon sp.</i>	2	Voordelta	0.2	0.1	40.0	10
halfgeknotte strandschelp	<i>Spisula subtruncata</i>	2	Voordelta	1.0	1.0	30.0	10
nonnetje	<i>Macoma balthica</i>	2	Voordelta	4.6	3.7	30.0	10
zeeanemonen	<i>Anthozoa</i>	2	Voordelta	0.1	0.1	30.0	10
blauwpootzwemkrab	<i>Liocarcinus depurator</i>	2	Voordelta	0.8	0.7	20.0	10
fluwelen zeemuis	<i>Aphrodita aculeata</i>	2	Voordelta	0.0	0.0	20.0	10
gevlachten fuikhoorn	<i>Nassarius reticulatus</i>	2	Voordelta	0.1	0.1	20.0	10
kleine heremiet	<i>Diogenes pugilator</i>	2	Voordelta	0.0	0.0	20.0	10
sepiola	<i>Sepiolo sp.</i>	2	Voordelta	0.0	0.0	20.0	10
wadpier	<i>Arenicola marina</i>	2	Voordelta	0.0	0.0	20.0	10
zeeappel	<i>Psammechinus miliaris</i>	2	Voordelta	0.2	0.2	20.0	10
gewimperde zwemkrab	<i>Liocarcinus navigator</i>	2	Voordelta	0.0	0.0	10.0	10
helmkrab	<i>Corystes cassivelaunus</i>	2	Voordelta	0.0	0.0	10.0	10
loligo	<i>Loligo sp.</i>	2	Voordelta	0.0	0.0	10.0	10
mossel	<i>Mytilus edulis</i>	2	Voordelta	0.0	0.0	10.0	10
p. bernhardus	<i>Pagurus sp.</i>	2	Voordelta	0.1	0.1	10.0	10
spisula	<i>Spisula sp.</i>	2	Voordelta	0.0	0.0	10.0	10
sponzen	<i>Demospongiae</i>	2	Voordelta	0.0	0.0	10.0	10
gewone zwemkrab	<i>Liocarcinus holsatus</i>	3	Voordelta	539.0	147.7	91.7	12
p. bernhardus	<i>Pagurus bernhardus</i>	3	Voordelta	6.5	4.3	91.7	12
slangster	<i>Ophiura ophiura</i>	3	Voordelta	83.2	66.9	91.7	12
zeester	<i>Asterias rubens</i>	3	Voordelta	67.8	32.4	91.7	12
strandkrab	<i>Carcinus maenas</i>	3	Voordelta	107.0	87.0	75.0	12
breedpootkrab	<i>Portunus latipes</i>	3	Voordelta	3.6	2.3	58.3	12
hydroidpoliepen	<i>Hydrozoa</i>	3	Voordelta	1.9	0.9	58.3	12
ensis	<i>Ensis sp.</i>	3	Voordelta	2.0	1.4	41.7	12
gewimperde zwemkrab	<i>Liocarcinus navigator</i>	3	Voordelta	2.1	1.1	41.7	12
halfgeknotte strandschelp	<i>Spisula subtruncata</i>	3	Voordelta	0.3	0.2	33.3	12
nonnetje	<i>Macoma balthica</i>	3	Voordelta	0.4	0.2	33.3	12
kokkel	<i>Cerastoderma edule</i>	3	Voordelta	0.2	0.1	25.0	12
dwergpilinktvis	<i>Alloteuthis subulata</i>	3	Voordelta	0.8	0.8	16.7	12
mossel	<i>Mytilus edulis</i>	3	Voordelta	3.2	3.2	16.7	12
zeeanemonen	<i>Anthozoa</i>	3	Voordelta	0.1	0.1	16.7	12
blauwpootzwemkrab	<i>Liocarcinus depurator</i>	3	Voordelta	0.5	0.5	8.3	12
gevlachten fuikhoorn	<i>Nassarius reticulatus</i>	3	Voordelta	0.2	0.2	8.3	12
kleine heremiet	<i>Diogenes pugilator</i>	3	Voordelta	0.0	0.0	8.3	12
kwallen	<i>Scyphozoa</i>	3	Voordelta	0.0	0.0	8.3	12
wadpier	<i>Arenicola marina</i>	3	Voordelta	0.0	0.0	8.3	12
gewone zwemkrab	<i>Liocarcinus holsatus</i>	4	Voordelta	648.4	266.7	100.0	9
p. bernhardus	<i>Pagurus bernhardus</i>	4	Voordelta	7.5	3.2	100.0	9
slangster	<i>Ophiura ophiura</i>	4	Voordelta	170.0	106.4	100.0	9
zeester	<i>Asterias rubens</i>	4	Voordelta	74.1	20.2	100.0	9
strandkrab	<i>Carcinus maenas</i>	4	Voordelta	9.2	4.1	55.6	9
zeeanemonen	<i>Anthozoa</i>	4	Voordelta	1.6	1.4	55.6	9
ensis	<i>Ensis sp.</i>	4	Voordelta	1.3	0.6	44.4	9
blauwpootzwemkrab	<i>Liocarcinus depurator</i>	4	Voordelta	1.6	0.9	33.3	9
gewimperde zwemkrab	<i>Liocarcinus navigator</i>	4	Voordelta	8.5	5.3	33.3	9
halfgeknotte strandschelp	<i>Spisula subtruncata</i>	4	Voordelta	0.0	0.0	33.3	9
breedpootkrab	<i>Portunus latipes</i>	4	Voordelta	0.1	0.0	22.2	9
brokkelster	<i>Ophiotrix fragilis</i>	4	Voordelta	26.8	21.2	22.2	9
hydroidpoliepen	<i>Hydrozoa</i>	4	Voordelta	0.6	0.4	22.2	9
kleine slangster	<i>Ophiura albida</i>	4	Voordelta	0.5	0.4	22.2	9
kokkel	<i>Cerastoderma edule</i>	4	Voordelta	0.1	0.1	22.2	9
purperslak	<i>Nucella lapillus</i>	4	Voordelta	0.5	0.4	22.2	9
boormossels	<i>Pholadidae</i>	4	Voordelta	0.0	0.0	11.1	9
dwergpilinktvis	<i>Alloteuthis subulata</i>	4	Voordelta	0.1	0.1	11.1	9
fluwelen zeemuis	<i>Aphrodita aculeata</i>	4	Voordelta	0.0	0.0	11.1	9
hooiwagenkrab	<i>Macropodia rostrata</i>	4	Voordelta	0.0	0.0	11.1	9
mossel	<i>Mytilus edulis</i>	4	Voordelta	4.9	4.9	11.1	9
nonnetje	<i>Macoma balthica</i>	4	Voordelta	0.0	0.0	11.1	9
otterschelp	<i>Lutraria lutraria</i>	4	Voordelta	0.0	0.0	11.1	9
steurgarnaal	<i>Palaemon sp.</i>	4	Voordelta	0.0	0.0	11.1	9
wadpier	<i>Arenicola marina</i>	4	Voordelta	0.0	0.0	11.1	9
witte boormossel	<i>Barnea candida</i>	4	Voordelta	0.0	0.0	11.1	9
wulk	<i>Buccinum undatum</i>	4	Voordelta	0.0	0.0	11.1	9
zeester	<i>Asterias rubens</i>	1	Waddenzee	9.0	2.9	100.0	29
strandkrab	<i>Carcinus maenas</i>	1	Waddenzee	38.0	9.0	96.6	29

Nederlandse naam	wetenschappelijke naam	kwartaal	gebied	gemiddelde	SE	%	# trips
mossel	<i>Mytilus edulis</i>	1	Waddenzee	9.8	4.4	72.4	29
zeeanemonen	<i>Anthozoa</i>	1	Waddenzee	0.2	0.1	58.6	29
slangster	<i>Ophiura ophiura</i>	1	Waddenzee	5.0	2.9	55.2	29
kokkel	<i>Cerastoderma edule</i>	1	Waddenzee	2.1	1.5	44.8	29
p. bernhardus	<i>Pagurus bernhardus</i>	1	Waddenzee	0.1	0.0	44.8	29
gewone zwemkrab	<i>Liocarcinus holsatus</i>	1	Waddenzee	6.7	3.4	37.9	29
ensis	<i>Ensis sp.</i>	1	Waddenzee	0.2	0.1	31.0	29
nonnetje	<i>Macoma balthica</i>	1	Waddenzee	4.1	2.9	31.0	29
hydroidpoliepen	<i>Hydrozoa</i>	1	Waddenzee	0.1	0.0	17.2	29
multje	<i>Crepidula fornicata</i>	1	Waddenzee	0.0	0.0	10.3	29
gaper	<i>Mya sp.</i>	1	Waddenzee	0.0	0.0	6.9	29
penseelkrab	<i>Hemigrapsus penicillatus</i>	1	Waddenzee	0.0	0.0	6.9	29
boormossels	<i>Pholadidae</i>	1	Waddenzee	0.0	0.0	3.4	29
breedpootkrab	<i>Portunus latipes</i>	1	Waddenzee	0.0	0.0	3.4	29
gezaagde sturgarnaal	<i>Leander serratus</i>	1	Waddenzee	0.0	0.0	3.4	29
hooiwagenkrab	<i>Macropodia rostrata</i>	1	Waddenzee	0.0	0.0	3.4	29
japanse oester	<i>Crassostrea gigas</i>	1	Waddenzee	0.0	0.0	3.4	29
sponzen	<i>Demospongiae</i>	1	Waddenzee	0.0	0.0	3.4	29
zakpijp	<i>Ascidacea</i>	1	Waddenzee	0.0	0.0	3.4	29
zeepokken	<i>Balanidae</i>	1	Waddenzee	0.0	0.0	3.4	29
strandkrab	<i>Carcinus maenas</i>	2	Waddenzee	140.2	22.4	95.5	88
zeester	<i>Asterias rubens</i>	2	Waddenzee	3.4	1.1	79.5	88
gewone zwemkrab	<i>Liocarcinus holsatus</i>	2	Waddenzee	15.6	4.8	73.9	88
zeeanemonen	<i>Anthozoa</i>	2	Waddenzee	1.1	0.5	62.5	88
mossel	<i>Mytilus edulis</i>	2	Waddenzee	11.4	4.1	58.0	88
p. bernhardus	<i>Pagurus bernhardus</i>	2	Waddenzee	0.2	0.1	48.9	88
slangster	<i>Ophiura ophiura</i>	2	Waddenzee	23.0	15.2	37.5	88
nonnetje	<i>Macoma balthica</i>	2	Waddenzee	0.6	0.3	35.2	88
ensis	<i>Ensis sp.</i>	2	Waddenzee	0.3	0.1	34.1	88
kokkel	<i>Cerastoderma edule</i>	2	Waddenzee	1.2	0.6	29.5	88
gezaagde sturgarnaal	<i>Leander serratus</i>	2	Waddenzee	0.1	0.0	21.6	88
dwergpijlintvis	<i>Alloteuthis subulata</i>	2	Waddenzee	0.1	0.0	18.2	88
breedpootkrab	<i>Portunus latipes</i>	2	Waddenzee	0.0	0.0	9.1	88
kwallen	<i>Scyphozoa</i>	2	Waddenzee	0.0	0.0	8.0	88
hydroidpoliepen	<i>Hydrozoa</i>	2	Waddenzee	0.0	0.0	6.8	88
sepiola	<i>Sepioida sp.</i>	2	Waddenzee	0.0	0.0	6.8	88
zakpijp	<i>Ascidacea</i>	2	Waddenzee	0.0	0.0	6.8	88
multje	<i>Crepidula fornicata</i>	2	Waddenzee	0.0	0.0	5.7	88
p. bernhardus	<i>Pagurus sp.</i>	2	Waddenzee	0.0	0.0	3.4	88
sturgarnaal	<i>Palaemon sp.</i>	2	Waddenzee	0.0	0.0	3.4	88
gaper	<i>Mya sp.</i>	2	Waddenzee	0.0	0.0	2.3	88
halfgeknotte strandschelp	<i>Spisula subtruncata</i>	2	Waddenzee	0.0	0.0	2.3	88
loligo	<i>Loligo sp.</i>	2	Waddenzee	0.0	0.0	2.3	88
zandkokerworm	<i>Lanice conchilega</i>	2	Waddenzee	0.0	0.0	2.3	88
boormossels	<i>Pholadidae</i>	2	Waddenzee	0.0	0.0	1.1	88
dwerginktvis	<i>Sepioida atlantica</i>	2	Waddenzee	0.0	0.0	1.1	88
kompaskwal	<i>Chrysaora hysoscella</i>	2	Waddenzee	0.0	0.0	1.1	88
zager	<i>Nereis sp.</i>	2	Waddenzee	0.0	0.0	1.1	88
zeepokken	<i>Balanidae</i>	2	Waddenzee	0.0	0.0	1.1	88
strandkrab	<i>Carcinus maenas</i>	3	Waddenzee	98.8	12.4	94.7	113
zeester	<i>Asterias rubens</i>	3	Waddenzee	3.1	0.6	69.9	113
gewone zwemkrab	<i>Liocarcinus holsatus</i>	3	Waddenzee	129.1	26.1	69.0	113
mossel	<i>Mytilus edulis</i>	3	Waddenzee	4.9	2.0	36.3	113
zeeanemonen	<i>Anthozoa</i>	3	Waddenzee	0.2	0.1	34.5	113
zakpijp	<i>Ascidacea</i>	3	Waddenzee	5.6	2.9	24.8	113
slangster	<i>Ophiura ophiura</i>	3	Waddenzee	3.3	1.2	23.9	113
p. bernhardus	<i>Pagurus bernhardus</i>	3	Waddenzee	0.0	0.0	22.1	113
ensis	<i>Ensis sp.</i>	3	Waddenzee	0.0	0.0	14.2	113
kwallen	<i>Scyphozoa</i>	3	Waddenzee	0.0	0.0	8.8	113
multje	<i>Crepidula fornicata</i>	3	Waddenzee	0.0	0.0	8.0	113
nonnetje	<i>Macoma balthica</i>	3	Waddenzee	0.1	0.1	8.0	113
hydroidpoliepen	<i>Hydrozoa</i>	3	Waddenzee	0.0	0.0	6.2	113
hooiwagenkrab	<i>Macropodia rostrata</i>	3	Waddenzee	0.0	0.0	4.4	113
japanse oester	<i>Crassostrea gigas</i>	3	Waddenzee	0.0	0.0	3.5	113
kokkel	<i>Cerastoderma edule</i>	3	Waddenzee	0.0	0.0	3.5	113
dwergpijlintvis	<i>Alloteuthis subulata</i>	3	Waddenzee	0.0	0.0	2.7	113
boormossels	<i>Pholadidae</i>	3	Waddenzee	0.1	0.1	1.8	113
noordzeekrab	<i>Cancer pagurus</i>	3	Waddenzee	0.0	0.0	1.8	113
sepiola	<i>Sepioida sp.</i>	3	Waddenzee	0.0	0.0	1.8	113
sponzen	<i>Demospongiae</i>	3	Waddenzee	0.0	0.0	1.8	113
breedpootkrab	<i>Portunus latipes</i>	3	Waddenzee	0.0	0.0	0.9	113
chinese wolhandkrab	<i>Eriocheir sinensis</i>	3	Waddenzee	0.0	0.0	0.9	113
gaper	<i>Mya sp.</i>	3	Waddenzee	0.0	0.0	0.9	113
gewimperde zwemkrab	<i>Liocarcinus navigator</i>	3	Waddenzee	0.0	0.0	0.9	113
gezaagde sturgarnaal	<i>Leander serratus</i>	3	Waddenzee	0.0	0.0	0.9	113
kleine slangster	<i>Ophiura albida</i>	3	Waddenzee	0.0	0.0	0.9	113
knotszakpijp	<i>Styela clava</i>	3	Waddenzee	0.0	0.0	0.9	113
loligo	<i>Loligo sp.</i>	3	Waddenzee	0.0	0.0	0.9	113
wadpier	<i>Arenicola marina</i>	3	Waddenzee	0.0	0.0	0.9	113
strandkrab	<i>Carcinus maenas</i>	4	Waddenzee	109.5	23.8	96.9	64
zeester	<i>Asterias rubens</i>	4	Waddenzee	12.8	2.7	90.6	64

Nederlandse naam	wetenschappelijke naam	kwartaal	gebied	gemiddelde	SE	%	# trips
mossel	<i>Mytilus edulis</i>	4	Waddenzee	21.2	10.2	62.5	64
gewone zwemkrab	<i>Liocarcinus holsatus</i>	4	Waddenzee	70.2	24.3	54.7	64
slangster	<i>Ophiura ophiura</i>	4	Waddenzee	28.1	23.1	37.5	64
p. bernhardus	<i>Pagurus bernhardus</i>	4	Waddenzee	0.1	0.0	34.4	64
zakpijp	<i>Ascidacea</i>	4	Waddenzee	0.2	0.1	29.7	64
kokkel	<i>Cerastoderma edule</i>	4	Waddenzee	0.5	0.2	28.1	64
zeeanemonen	<i>Anthozoa</i>	4	Waddenzee	0.2	0.1	28.1	64
ensis	<i>Ensis sp.</i>	4	Waddenzee	0.1	0.0	18.8	64
muiltje	<i>Crepidula fornicata</i>	4	Waddenzee	0.1	0.1	12.5	64
nonnetje	<i>Macoma balthica</i>	4	Waddenzee	0.0	0.0	10.9	64
knotszakpijp	<i>Styela clava</i>	4	Waddenzee	0.0	0.0	6.2	64
japanse oester	<i>Crassostrea gigas</i>	4	Waddenzee	0.0	0.0	4.7	64
breedpootkrab	<i>Portumnus latipes</i>	4	Waddenzee	0.0	0.0	3.1	64
penseelkrab	<i>Hemigrapsus penicillatus</i>	4	Waddenzee	0.0	0.0	3.1	64
sponzen	<i>Demospongiae</i>	4	Waddenzee	0.0	0.0	3.1	64
gaper	<i>Mya sp.</i>	4	Waddenzee	0.0	0.0	1.6	64
hydroidpoliepen	<i>Hydrozoa</i>	4	Waddenzee	0.0	0.0	1.6	64
kwallen	<i>Scyphozoa</i>	4	Waddenzee	0.0	0.0	1.6	64
p. bernhardus	<i>Pagurus sp.</i>	4	Waddenzee	0.0	0.0	1.6	64
steurgarnaal	<i>Palaemon sp.</i>	4	Waddenzee	0.0	0.0	1.6	64
weduwroosje	<i>Sagartiogeton undatus</i>	4	Waddenzee	0.0	0.0	1.6	64
zager	<i>Nereis sp.</i>	4	Waddenzee	0.0	0.0	1.6	64

4. Kenmerken van de schepen van de referentievloot

Tabel 27 Kenmerken van de schepen. * Maaswijdtes zoals genoteerd op de treklijsten. ** Betreft waarschijnlijk halve mazen.

schip	vermogen	Maaswijdte*	Voordelta trekken/trips	Waddenzee trekken/trips	Noordzeekustzone trekken/trips	Anders trekken/trips
GO57	221	0.020	12 (9)		5 (3)	2 (2)
HA13	158	0.020		31 (22)	6 (5)	4 (3)
HA13	158	0.022		1 (1)		
HA40	184	0.020		45 (30)		
HA40	184	0.022		4 (2)		
HA40	184	onbekend		1 (1)		
HA41	158	0.020		41 (41)	2 (2)	2 (2)
HA41	158	0.022		1 (1)		
HA61	221	0.024		7 (5)		
HA62	169	0.020		24 (24)	5 (4)	
HD16	220	0.016		2 (1)		
HD16	220	0.020		4 (2)		
HD16	220	0.024		8 (6)	5 (4)	
HD16	220	0.025		2 (2)	1 (1)	
HD16	220	0.026		11 (8)	7 (7)	4 (3)
LO10	155	0.013**		1 (1)	2 (2)	
LO10	155	0.020		4 (2)		
LO10	155	0.024		6 (4)	2 (2)	
LO10	155	0.026		21 (13)	2 (2)	
LO137	221	0.020		1 (1)	8 (7)	2 (2)
LO8	221	0.019		5 (3)		
LO8	221	0.020		16 (12)	2 (2)	
LO8	221	0.022		2 (1)		
LO8	221	0.024		1 (1)		
LO8	221	0.026		6 (4)		
LO8	221	onbekend			1 (1)	
OD3	221	0.016	2 (2)			
OD3	221	0.020	31 (16)		2 (2)	4 (3)
OD3	221	onbekend	1 (1)			
ST24	221	0.020		13 (10)	2 (1)	
ST24	221	0.022		7 (6)	1 (1)	
ST24	221	0.024		5 (3)		
TS10	132	0.020		4 (2)		
TS10	132	0.022				2 (1)
TS10	132	0.024		10 (7)	9 (6)	2 (2)
TS10	132	onbekend		1 (1)		
TX21	221	0.020		18 (13)	11 (9)	3 (3)
TX21	221	0.026		2 (2)		
TX21	221	0.20				1 (1)
TX42	188	0.02			20 (15)	6 (5)
TX42	188	0.024			2 (1)	
TX42	188	0.026			2 (1)	
UQ15	221	0.020		4 (3)	2 (2)	2 (1)
UQ15	221	0.021		2 (2)		
UQ15	221	0.026		2 (2)		
UQ15	221	0.200		1 (1)		
WL18	221	0.020		1 (1)	1 (1)	2 (1)
WL18	221	0.022		2 (2)	1 (1)	3 (2)
WL18	221	0.024		5 (5)	4 (4)	4 (3)
WL18	221	0.026		2 (1)		
WL18	221	onbekend			1 (1)	
WON17	0	0.013**		1 (1)		1 (1)
WON17	0	0.020		2 (1)		
WON17	0	0.022		1 (1)		
WON17	0	0.024		6 (5)		
WON17	0	0.026		15 (13)		

schip	vermogen	Maaswijdte*	Voordelta trekken/trips	Waddenzee trekken/trips	Noordzeekustzone trekken/trips	Anders trekken/trips
WON17	0	onbekend		1 (1)		
WR122	221	0.012**			1 (1)	
WR122	221	0.020			10 (7)	
WR122	221	0.021			2 (1)	
WR122	221	0.022			2 (2)	
WR122	221	0.024			1 (1)	
WR54	221	0.012**		2 (2)		
WR54	221	0.020		5 (3)	1 (1)	
WR54	221	0.022		1 (1)		
WR54	221	0.024		20 (15)	9 (9)	4 (4)
WR80	155	0.020		34 (24)	1 (1)	3 (3)
WR80	155	0.024		4 (2)		2 (1)
WR80	155	0.026		1 (1)	1 (1)	
YE76	221	0.024	8 (8)		1 (1)	4 (4)
ZK18	138	0.020		6 (5)	11 (7)	2 (2)
ZK18	138	0.030			1 (1)	
ZK37	0	0.020		3 (2)	3 (1)	
ZK37	0	0.024			23 (17)	12 (10)
ZK43	221	0.018			14 (10)	3 (3)
ZK43	221	0.022			1 (1)	1 (1)
ZK43	221	0.180			1 (1)	1 (1)

5. Percentage aanlandingen en inspanning per haven

Tabel 28 Verhouding van inspanning en aanlandingen per haven

Haven	% inspanning in kWh	% vangsten in gewicht
WR	24.0	24.9
ZK	12.8	13.7
HA	8.8	9.1
LO	7.2	6.7
WL	7.0	6.2
UK	7.0	5.8
TX	5.7	5.7
TS	3.3	4.1
YE	3.3	3.5
WON	2.9	3.2
HD	2.7	2.7
GO	2.3	2.0
OL	2.2	1.6
UQ	2.1	1.6
SCH	1.7	1.6
ST	1.1	1.4
TH	0.9	1.3
EH	0.8	0.7
KW	0.8	0.7
OD	0.8	0.7
VD	0.7	0.6
TM	0.7	0.6
ARM	0.4	0.5
KG	0.3	0.5
WK	0.2	0.3
IJM	0.2	0.2
BR	0.1	0.1
VL	0.0	0.0

6. Opwerking bijvangstdata

Voor alle bijgevangen soorten vissen en benthos zijn *aantallen* per bevestig oppervlakte (hectare) per soort per trek berekend. Hiervoor is gebruik gemaakt van afstand van de trek (genoteerd op de treklijst) x breedte van het vistuig (bekend van ieder schip). Vervolgens is een overzicht gemaakt van de gemiddelde *aantallen* bijvangsten (vis en benthos) per hectare bevestig, per gebied en per kwartaal. Hierbij is onderscheid gemaakt in de Natura 2000 gebieden: Waddenzee, Noordzeekustzone en de Voordelta. Omdat er maar 1 monster is genomen in de vlakte van de Raan is dit gebied samengevoegd met de Voordelta.

Eerst worden de bemonsterde aantallen per trek opgewerkt tot de aantallen per soort, trek en lengte:

$$DN_{l,h,s} = \frac{V_h}{v_h} Dn_{l,h,s}$$

waarbij $DN_{l,h,s}$ is het aantal bijvangst in trek (h) voor soort (s) per hectare (ha) per lengte (l), V_h is de totale hoeveelheid bijvangst in trek (h), v_h is de bemonsterde hoeveelheid in een trek (h), $Dn_{l,h,s}$ is de bemonsterde hoeveelheid bijvangst in aantal in trek (h) voor soort (s).

Het aantal bijvangst per lengte, trek, hectare en soort ($DN_{l,h,s,ha}$) is berekend door het totale aantal per trek ($DN_{l,h,s}$) te delen door het aantal hectare afgelegd in de trek (ha_h). Deze laatste wordt berekend door de afgelegde afstand van een trek te vermenigvuldigen met de boomlengte van het schip.

$$DN_{l,h,s,ha} = \frac{DN_{l,h,s}}{ha_h}$$

De aantallen bijvangst per lengte per hectare ($DN_{l,h,s,ha}$) worden over de lengtes gesommeerd om de totale aantallen bijvangst per hectare, soort en trek te krijgen ($DN_{h,s,ha}$):

$$DN_{h,s,ha} = \sum_{l=i} DN_{l,h,s,ha}$$

De gewichten van de bijvangsten per trek, soort en hectare werden berekend aan de hand van lengte gewicht relaties:

$$DW_{l,h,s,ha} = \sum_l \left(\frac{DN_{l,h,s,ha} * A_s * l^{B_s}}{ha_h} \right)$$

Waarbij $DW_{l,h,s,ha}$ het gewicht is per lengte, hectare en soort, $DN_{l,h,s,ha}$ is het aantal bijvangst per lengte, hectare en soort en A_s en B_s zijn soort specifieke parameters.

De gewichten bijvangst per lengte per hectare ($DW_{l,h,s,ha}$) worden over de lengtes gesommeerd om de totale gewichten bijvangst per hectare, soort en trek te krijgen ($DW_{h,s,ha}$):

$$DW_{h,s,ha} = \sum_{l=i} DW_{l,h,s,ha}$$

Deze worden vervolgens eerst per trip gemiddeld en vervolgens over de trips gemiddeld om tot een gemiddelde aantal per hectare te komen.

7. Resultaten assessment effecten bijvangst op scholbestand

Tabel 29. Input gegevens voor de cohort analyse: gemiddelde vangstaantallen per leeftijdsgroep in de platvisvloot zoals gebruikt in de XSA (ICES 2014) en garnalenvloot (dit onderzoek), de gemiddelde visserijsterfte van de platvisvloot (F_{xsa}), de gemiddelde populatie aantallen zoals geschat met de XSA (N_{xsa}), en de gewichten in de populatie (stock-weight) en aanlandingen (landings-weight).

gemiddelden XSA2010-2013									
age	XSA-vangst	Vangst garnalenvloot	Vangst garnalenvloot (20% overleving)	F_XSA	N_xsa	stock_weight	maturation	landratio	landings_weight
0	0	140466	140466	0.00	0	0.00	0	0.00	0.00
1	126217	97806	224023	0.11	1296020	0.05	0	0.00	0.16
2	207583	12	207595	0.25	998498	0.10	0.5	0.06	0.24
3	137441	4	137445	0.23	707811	0.17	0.5	0.35	0.29
4	89223	0	89223	0.24	437653	0.24	1	0.68	0.34
5	45097	0	45097	0.21	252922	0.34	1	0.85	0.39
6	22684	0	22684	0.18	146743	0.41	1	0.90	0.46
7	10145	0	10145	0.10	109810	0.45	1	0.94	0.53
8	4542	0	4542	0.08	63964	0.49	1	0.90	0.57
9	2345	0	2345	0.05	56608	0.56	1	1.00	0.60
10	1315	0	1315	0.05	49961	0.61	1	1.00	0.70

Tabel 30. uitkomsten cohort analyse ($M0=0.1$), 0% overleving

Leeftijd	Poplatie (N, duizendtallen)		Visserijsterfte (F, per jaar)			Vangst (ton)		Aanlandingen	
	incl_grn	excl_grn	incl_grn	grn	excl_grn	incl_grn	excl_grn	incl_grn	excl_grn
0	1305069	1305069	0.12	0.12	0.00	140665	0	0	0
1	1047260	1180875	0.25	0.11	0.14	224591	150423	169	113
2	734503	925643	0.35	0.00	0.35	208291	262482	2784	3509
3	467135	588710	0.37	0.00	0.37	137925	173817	14167	17853
4	291940	367923	0.39	0.00	0.39	89548	112855	20485	25817
5	179286	225949	0.31	0.00	0.31	45231	57003	15041	18956
6	119328	150385	0.22	0.00	0.22	22736	28653	9333	11763
7	86394	108880	0.13	0.00	0.13	10161	12805	5044	6357
8	68522	86357	0.07	0.00	0.07	4547	5730	2347	2958
9	57681	72693	0.04	0.00	0.04	2347	2958	1403	1768
10	49961	62964	0.04	0.00	0.04	2033	2562	1418	1787

Tabel 31. uitkomsten assessment ($M0=0.1$), 20% overleving

Leeftijd	Poplatie (N, duizendtallen)		Visserijsterfte (F, per jaar)			Vangst (ton)		Aanlandingen	
	incl_grn	excl_grn	incl_grn	grn	excl_grn	incl_grn	excl_grn	incl_grn	excl_grn
0	1252804	1252804	0.099	0.10	0.000	112512	0	0	0
1	1026692	1133584	0.235	0.09	0.145	204947	145794	155	110
2	734499	887251	0.353	0.00	0.353	208289	251596	2784	3363
3	467134	564292	0.370	0.00	0.370	137924	166607	14167	17113
4	291940	352663	0.388	0.00	0.388	89548	108174	20485	24746
5	179286	216577	0.307	0.00	0.307	45231	54639	15041	18170
6	119328	144147	0.223	0.00	0.223	22736	27465	9333	11275

7	86394	104364	0.132	0.00	0.132	10161	12274	5044	6094
8	68522	82775	0.072	0.00	0.072	4547	5493	2347	2835
9	57681	69678	0.044	0.00	0.044	2347	2835	1403	1695
10	49961	60353	0.044	0.00	0.044	2033	2456	1418	1713

Tabel 32. uitkomsten assessment ($M0=2.06$), 0% overleving

Leeftijd	Poplatie (N, duizendtallen)		Visserijsterfte (F, per jaar)			Vangst (ton)		Aanlandingen	
	incl_grn	excl_grn	incl_grn	grn	excl_grn	incl_grn	excl_grn	incl_grn	excl_grn
0	8610223	8610223	0.05	0.05	0.00	167908	0	0	0
1	1047260	1097407	0.25	0.11	0.14	224591	139791	169	105
2	734503	860216	0.35	0.00	0.35	208291	243929	2784	3261
3	467135	547098	0.37	0.00	0.37	137925	161531	14167	16591
4	291940	341917	0.39	0.00	0.39	89548	104878	20485	23992
5	179286	209978	0.31	0.00	0.31	45231	52974	15041	17616
6	119328	139755	0.22	0.00	0.22	22736	26628	9333	10931
7	86394	101184	0.13	0.00	0.13	10161	11900	5044	5908
8	68522	80253	0.07	0.00	0.07	4547	5325	2347	2749
9	57681	67555	0.04	0.00	0.04	2347	2749	1403	1643
10	49961	58514	0.04	0.00	0.04	2033	2381	1418	1661

Tabel 33. uitkomsten assessment ($M0=2.06$), 20% overleving

Leeftijd	Poplatie (N, duizendtallen)		Visserijsterfte (F, per jaar)			Vangst (ton)		Aanlandingen	
	incl_grn	excl_grn	incl_grn	grn	excl_grn	incl_grn	excl_grn	incl_grn	excl_grn
0	8370157	8370157	0.038	0.04	0.000	134145	0	0	0
1	1026692	1066810	0.235	0.09	0.145	204947	137206	155	103
2	734499	834987	0.353	0.00	0.353	208289	236776	2784	3165
3	467134	531052	0.370	0.00	0.370	137924	156793	14167	16105
4	291940	331889	0.388	0.00	0.388	89548	101802	20485	23288
5	179286	203820	0.307	0.00	0.307	45231	51420	15041	17100
6	119328	135656	0.223	0.00	0.223	22736	25847	9333	10611
7	86394	98216	0.132	0.00	0.132	10161	11551	5044	5735
8	68522	77899	0.072	0.00	0.072	4547	5169	2347	2668
9	57681	65574	0.044	0.00	0.044	2347	2668	1403	1595
10	49961	56798	0.044	0.00	0.044	2033	2311	1418	1612

8. Coördinaten 15 vakken in 6 gebieden

Label	Gebiedsaa	graden O	minuten	graden N	minuten	Status	Label	Gebiedsaa	graden O	minuten	graden N	minuten	Status
1	Schier	6	7.4910	53	34.033	gesloten	16	Schier	6	7.5373	53	33.871	open
1.1	Schier	6	7.9940	53	34.075	gesloten	16.1	Schier	6	8.0392	53	33.918	open
1.2	Schier	6	7.9890	53	33.914	gesloten	16.2	Schier	6	8.0347	53	33.754	open
1.3	Schier	6	7.5370	53	33.871	gesloten	16.3	Schier	6	7.5828	53	33.711	open
2	Schier	6	4.6900	53	33.233	gesloten	17	Schier	6	4.7360	53	33.071	open
2.1	Schier	6	5.1430	53	33.275	gesloten	17.1	Schier	6	5.1880	53	33.115	open
2.2	Schier	6	5.1880	53	33.115	gesloten	17.2	Schier	6	5.2337	53	32.954	open
2.3	Schier	6	4.7360	53	33.071	gesloten	17.3	Schier	6	4.7817	53	32.910	open
3	Ameland	5	42.0500	53	31.208	gesloten	18	Ameland	5	42.5070	53	31.044	open
3.1	Ameland	5	42.5070	53	31.208	gesloten	18.1	Ameland	5	42.5077	53	30.881	open
3.2	Ameland	5	42.5070	53	31.044	gesloten	18.2	Ameland	5	42.0507	53	30.881	open
3.3	Ameland	5	42.0500	53	31.044	gesloten	18.3	Ameland	5	42.0500	53	31.044	open
4	Ameland	5	37.2430	53	31.665	gesloten	19	Ameland	5	37.2430	53	31.502	open
4.1	Ameland	5	37.7000	53	31.665	gesloten	19.1	Ameland	5	37.7000	53	31.502	open
4.2	Ameland	5	37.7000	53	31.502	gesloten	19.2	Ameland	5	37.6993	53	31.339	open
4.3	Ameland	5	37.2430	53	31.502	gesloten	19.3	Ameland	5	37.2424	53	31.339	open
5	Tersch.	5	21.4750	53	28.772	gesloten	20	Tersch.	5	21.5720	53	28.619	open
5.1	Tersch.	5	21.9000	53	28.871	gesloten	20.1	Tersch.	5	21.9940	53	28.717	open
5.2	Tersch.	5	21.9940	53	28.717	gesloten	20.2	Tersch.	5	22.0881	53	28.564	open
5.3	Tersch.	5	21.5720	53	28.619	gesloten	20.3	Tersch.	5	21.6661	53	28.466	open
6	Tersch.	5	18.0550	53	28.702	gesloten	21	Tersch.	5	18.1530	53	28.549	open
6.1	Tersch.	5	18.4800	53	28.802	gesloten	21.1	Tersch.	5	18.5740	53	28.647	open
6.2	Tersch.	5	18.5740	53	28.647	gesloten	21.2	Tersch.	5	18.6678	53	28.492	open
6.3	Tersch.	5	18.1530	53	28.549	gesloten	21.3	Tersch.	5	18.2468	53	28.394	open
7	Petten	4	35.8700	52	42.163	gesloten	22	Petten	4	36.1350	52	42.143	open
7.1	Petten	4	36.1350	52	42.143	gesloten	22.1	Petten	4	36.4033	52	42.123	open
7.2	Petten	4	36.0810	52	41.874	gesloten	22.2	Petten	4	36.3492	52	41.854	open
7.3	Petten	4	35.8130	52	41.893	gesloten	22.3	Petten	4	36.0810	52	41.874	open
8	Petten	4	33.6490	52	41.725	gesloten	23	Petten	4	33.9140	52	41.706	open
8.1	Petten	4	33.9140	52	41.706	gesloten	23.1	Petten	4	34.1824	52	41.687	open
8.2	Petten	4	33.8600	52	41.437	gesloten	23.2	Petten	4	34.1284	52	41.418	open
8.3	Petten	4	33.5910	52	41.456	gesloten	23.3	Petten	4	33.8600	52	41.437	open
9	Petten	4	34.0470	52	40.111	gesloten	24	Petten	4	34.3120	52	40.091	open
9.1	Petten	4	34.3120	52	40.091	gesloten	24.1	Petten	4	34.5795	52	40.072	open
9.2	Petten	4	34.2580	52	39.822	gesloten	24.2	Petten	4	34.5255	52	39.803	open
9.3	Petten	4	33.9900	52	39.841	gesloten	24.3	Petten	4	34.2575	52	39.822	open
10	Wad A'dijk	5	5.8410	53	1.193	gesloten	25	Wad A'dijk	5	5.7050	53	1.053	open
10.1	Wad A'dijk	5	6.2340	53	1.061	gesloten	25.1	Wad A'dijk	5	6.0960	53	0.919	open
10.2	Wad A'dijk	5	6.0960	53	0.919	gesloten	25.2	Wad A'dijk	5	5.9581	53	0.778	open
10.3	Wad A'dijk	5	5.7050	53	1.053	gesloten	25.3	Wad A'dijk	5	5.5671	53	0.912	open
11	Wad A'dijk	5	9.0750	53	0.768	gesloten	26	Wad A'dijk	5	9.1210	53	0.607	open
11.1	Wad A'dijk	5	9.5230	53	0.813	gesloten	26.1	Wad A'dijk	5	9.5690	53	0.615	open
11.2	Wad A'dijk	5	9.5690	53	0.615	gesloten	26.2	Wad A'dijk	5	9.5722	53	0.416	open
11.3	Wad A'dijk	5	9.1210	53	0.607	gesloten	26.3	Wad A'dijk	5	9.1263	53	0.443	open
12	Wad A'dijk	5	10.8530	53	1.190	gesloten	27	Wad A'dijk	5	11.0320	53	1.061	open
12.1	Wad A'dijk	5	11.2050	53	1.361	gesloten	27.1	Wad A'dijk	5	11.3780	53	1.232	open
12.2	Wad A'dijk	5	11.3780	53	1.232	gesloten	27.2	Wad A'dijk	5	11.5525	53	1.102	open
12.3	Wad A'dijk	5	11.0320	53	1.061	gesloten	27.3	Wad A'dijk	5	11.2065	53	0.931	open
13W.0	Vlakte vd f	3	21.6120	51	31.062	gesloten	130.0	Vlakte vd f	3	21.7890	51	30.982	open
13W.1	Vlakte vd f	3	21.7890	51	30.982	gesloten	130.1	Vlakte vd f	3	21.9660	51	30.902	open
13W.2	Vlakte vd f	3	21.5290	51	30.762	gesloten	130.2	Vlakte vd f	3	21.7060	51	30.682	open
13W.3	Vlakte vd f	3	21.3520	51	30.842	gesloten	130.3	Vlakte vd f	3	21.5290	51	30.762	open
14Z.0	Vlakte vd f	3	16.6975	51	32.911	gesloten	14N.0	Vlakte vd f	3	16.8580	51	33.004	open
14Z.1	Vlakte vd f	3	16.9980	51	32.712	gesloten	14N.1	Vlakte vd f	3	17.1570	51	32.806	open
14Z.2	Vlakte vd f	3	16.8390	51	32.618	gesloten	14N.2	Vlakte vd f	3	16.9980	51	32.712	open
14Z.3	Vlakte vd f	3	16.5370	51	32.818	gesloten	14N.3	Vlakte vd f	3	16.6975	51	32.911	open
15Z.0	Vlakte vd f	3	16.3710	51	30.697	gesloten	15N.0	Vlakte vd f	3	16.4790	51	30.815	open
15Z.1	Vlakte vd f	3	16.7525	51	30.564	gesloten	15N.1	Vlakte vd f	3	16.8610	51	30.682	open
15Z.2	Vlakte vd f	3	16.6440	51	30.445	gesloten	15N.2	Vlakte vd f	3	16.7525	51	30.564	open
15Z.3	Vlakte vd f	3	16.2630	51	30.578	gesloten	15N.3	Vlakte vd f	3	16.3710	51	30.697	open

9. Coördinaten Molenrak 2012-2013

Coördinaten van de hoekpunten van gebied Molenrak

Label	graden O	minuten	graden N	minuten
A.0	5	18.5158	53	10.3006
A.1	5	19.8718	53	10.3007
A.2	5	19.8718	53	10.0307
A.3	5	18.5158	53	10.0306

10. Coördinaten bemonstering Molenrak 2012-2013

Coördinaten begin- en eindpunten bemonstering met zuigkoi					Coördinaten punten bemonstering met de boxcore				
Label	graden O	minuten	graden N	minuten		graden O	minuten	graden N	minuten
Aa.i.0	5	19.0955	53	10.2595	Aa.01	5	19.0955	53	10.2595
Aa.i.1	5	19.2857	53	10.2595	Aa.02	5	19.1906	53	10.2595
Aa.ii.0	5	19.0955	53	10.2123	Aa.03	5	19.2857	53	10.2595
Aa.ii.1	5	19.2857	53	10.2123	Aa.04	5	19.0955	53	10.2123
Aa.iii.0	5	19.0955	53	10.1650	Aa.05	5	19.1906	53	10.2123
Aa.iii.1	5	19.2857	53	10.1650	Aa.06	5	19.2857	53	10.2123
Aa.iv.0	5	19.0955	53	10.1177	Aa.07	5	19.0955	53	10.1650
Aa.iv.1	5	19.2857	53	10.1178	Aa.08	5	19.1906	53	10.1650
Aa.v.0	5	19.0955	53	10.0705	Aa.09	5	19.2857	53	10.1650
Aa.v.1	5	19.2857	53	10.0705	Aa.10	5	19.0955	53	10.1177
Ab.i.0	5	19.3667	53	10.2595	Aa.11	5	19.1906	53	10.1177
Ab.i.1	5	19.5570	53	10.2596	Aa.12	5	19.2857	53	10.1178
Ab.ii.0	5	19.3667	53	10.2123	Aa.13	5	19.0955	53	10.0705
Ab.ii.1	5	19.5570	53	10.2123	Aa.14	5	19.1906	53	10.0705
Ab.iii.0	5	19.3667	53	10.1650	Aa.15	5	19.2857	53	10.0705
Ab.iii.1	5	19.5570	53	10.1650	Ab.01	5	19.3667	53	10.2595
Ab.iv.0	5	19.3667	53	10.1178	Ab.02	5	19.4618	53	10.2596
Ab.iv.1	5	19.5570	53	10.1177	Ab.03	5	19.5570	53	10.2596
Ab.v.0	5	19.3666	53	10.0705	Ab.04	5	19.3667	53	10.2123
Ab.v.1	5	19.5570	53	10.0705	Ab.05	5	19.4618	53	10.2123
Ac.i.0	5	19.6379	53	10.2596	Ab.06	5	19.5570	53	10.2123
Ac.i.1	5	19.8281	53	10.2596	Ab.07	5	19.3677	53	10.1646
Ac.ii.0	5	19.6379	53	10.2123	Ab.08	5	19.4618	53	10.1650
Ac.ii.1	5	19.8281	53	10.2123	Ab.09	5	19.5570	53	10.1650
Ac.iii.0	5	19.6379	53	10.1650	Ab.10	5	19.3667	53	10.1178
Ac.iii.1	5	19.8281	53	10.1650	Ab.11	5	19.4618	53	10.1177
Ac.iv.0	5	19.6379	53	10.1177	Ab.12	5	19.5570	53	10.1177
Ac.iv.1	5	19.8281	53	10.1178	Ab.13	5	19.3666	53	10.0705
Ac.v.0	5	19.6379	53	10.0705	Ab.14	5	19.4618	53	10.0705
Ac.v.1	5	19.8281	53	10.0705	Ab.15	5	19.5570	53	10.0705
Af.i.0	5	18.8279	53	10.2602	Ac.01	5	19.6379	53	10.2596
Af.i.1	5	19.0159	53	10.2602	Ac.02	5	19.7330	53	10.2596
Af.ii.0	5	18.8280	53	10.2130	Ac.03	5	19.8281	53	10.2596
Af.ii.1	5	19.0159	53	10.2130	Ac.04	5	19.6379	53	10.2123
Af.iii.0	5	18.8280	53	10.1658	Ac.05	5	19.7330	53	10.2123
Af.iii.1	5	19.0159	53	10.1658	Ac.06	5	19.8281	53	10.2123
Af.iv.0	5	18.8280	53	10.1186	Ac.07	5	19.6379	53	10.1650
Af.iv.1	5	19.0159	53	10.1187	Ac.08	5	19.7330	53	10.1650
Af.v.0	5	18.8282	53	10.0710	Ac.09	5	19.8281	53	10.1650
Af.v.1	5	19.0135	53	10.0711	Ac.10	5	19.6379	53	10.1177
Ag.i.0	5	18.5558	53	10.2601	Ac.11	5	19.7330	53	10.1178
Ag.i.1	5	18.7466	53	10.2602	Ac.12	5	19.8281	53	10.1178
Ag.ii.0	5	18.5558	53	10.2130	Ac.13	5	19.6379	53	10.0705
Ag.ii.1	5	18.7466	53	10.2130	Ac.14	5	19.7330	53	10.0705
Ag.iii.0	5	18.5558	53	10.1658	Ac.15	5	19.8281	53	10.0705
Ag.iii.1	5	18.7466	53	10.1658	Af.01	5	18.8282	53	10.2602
Ag.iv.0	5	18.5558	53	10.1186	Af.02	5	18.9224	53	10.2602
Ag.iv.1	5	18.7466	53	10.1186	Af.03	5	19.0146	53	10.2602
Ag.v.0	5	18.5539	53	10.0710	Af.04	5	18.8282	53	10.2130
Ag.v.1	5	18.7477	53	10.0711	Af.05	5	18.9224	53	10.2130
					Af.06	5	19.0146	53	10.2130
					Af.07	5	18.8282	53	10.1658
					Af.08	5	18.9224	53	10.1658
					Af.09	5	19.0146	53	10.1658
					Af.10	5	18.8282	53	10.1186
					Af.11	5	18.9224	53	10.1187
					Af.12	5	19.0146	53	10.1187
					Af.13	5	18.8282	53	10.0710
					Af.14	5	18.9224	53	10.0710
					Af.15	5	19.0135	53	10.0711
					Ag.01	5	18.5558	53	10.2601
					Ag.02	5	18.6532	53	10.2602
					Ag.03	5	18.7474	53	10.2602
					Ag.04	5	18.5558	53	10.2130
					Ag.05	5	18.6532	53	10.2130
					Ag.06	5	18.7466	53	10.2130
					Ag.07	5	18.5558	53	10.1658
					Ag.08	5	18.6532	53	10.1658
					Ag.09	5	18.7466	53	10.1658
					Ag.10	5	18.5558	53	10.1186
					Ag.11	5	18.6532	53	10.1186
					Ag.12	5	18.7466	53	10.1186
					Ag.13	5	18.5539	53	10.0710
					Ag.14	5	18.6532	53	10.0710
					Ag.15	5	18.7474	53	10.0711

11. Coördinaten Molenrak 2014

Gebiedsaanduiding		Longitude WGS84		Latitude WGS 84	
Label		Graden O	minuten	Graden N	minuten
M1.NW	Wad Molenrak 1	5	18.2464	53	10.2989
M1.NE	Wad Molenrak 1	5	19.8718	53	10.3007
M1.SE	Wad Molenrak 1	5	19.8718	53	10.0307
M1.SW	Wad Molenrak 1	5	18.2493	53	10.0299
M2.NW	Wad Molenrak 2	5	20.415	53	9.545
M2.NE	Wad Molenrak 2	5	21.673	53	9.839
M2.SE	Wad Molenrak 2	5	21.834	53	9.585
M2.SW	Wad Molenrak 2	5	20.574	53	9.291

Coördinaten van de hoekpunten van afzonderlijke proefvakken (A = Molenrak 1, B = Molenrak 2)

		Graden O	minuten	Graden N	minuten
Ah.1	Wad Molenrak 1	5	18.5158	53	10.3006
Ah.2	Wad Molenrak 1	5	18.5131	53	10.0307
Ah.3	Wad Molenrak 1	5	18.2483	53	10.0291
Ah.4	Wad Molenrak 1	5	18.2464	53	10.2990
Af.1	Wad Molenrak 1	5	18.7878	53	10.3006
Af.2	Wad Molenrak 1	5	18.7878	53	10.0306
Af.3	Wad Molenrak 1	5	18.5131	53	10.0308
Af.4	Wad Molenrak 1	5	18.5158	53	10.3006
Ag.1	Wad Molenrak 1	5	19.0550	53	10.3000
Ag.2	Wad Molenrak 1	5	19.0550	53	10.0300
Ag.3	Wad Molenrak 1	5	18.7878	53	10.0306
Ag.4	Wad Molenrak 1	5	18.7878	53	10.3006
Ba.1	Wad Molenrak 2	5	20.6700	53	9.6046
Ba.2	Wad Molenrak 2	5	20.8290	53	9.3505
Ba.3	Wad Molenrak 2	5	20.5740	53	9.2910
Ba.4	Wad Molenrak 2	5	20.4150	53	9.5451
Bb.1	Wad Molenrak 2	5	20.9215	53	9.6634
Bb.2	Wad Molenrak 2	5	21.0806	53	9.4093
Bb.3	Wad Molenrak 2	5	20.8290	53	9.3505
Bb.4	Wad Molenrak 2	5	20.6700	53	9.6046
Bc.1	Wad Molenrak 2	5	21.1670	53	9.7208
Bc.2	Wad Molenrak 2	5	21.3279	53	9.4670
Bc.3	Wad Molenrak 2	5	21.0806	53	9.4093
Bc.4	Wad Molenrak 2	5	20.9297	53	9.6655
Bd.1	Wad Molenrak 2	5	21.4180	53	9.7794
Bd.2	Wad Molenrak 2	5	21.5789	53	9.5256
Bd.3	Wad Molenrak 2	5	21.3279	53	9.4670
Bd.4	Wad Molenrak 2	5	21.1670	53	9.7208
Be.1	Wad Molenrak 2	5	21.6730	53	9.8389
Be.2	Wad Molenrak 2	5	21.8340	53	9.5851
Be.3	Wad Molenrak 2	5	21.5789	53	9.5256
Be.4	Wad Molenrak 2	5	21.4180	53	9.7794

12. Coördinaten bemonstering Molenrak 1 en 2 2014

Coördinaten van de raaien voor bemonstering met zuigkor									
Molenrak 1					Molenrak 2				
Label	graden O	minuten	graden N	minuten	Label	graden O	minuten	graden N	minuten
Ah.i.0	5	18.2872	53	10.2594	Ba.i.0	5	20.4763	53	9.5159
Ah.i.1	5	18.4758	53	10.2594	Ba.i.1	5	20.6536	53	9.5574
Ah.ii.0	5	18.2877	53	10.2132	Ba.ii.0	5	20.5040	53	9.4718
Ah.ii.1	5	18.4763	53	10.2130	Ba.ii.1	5	20.6812	53	9.5132
Ah.iii.0	5	18.2882	53	10.1668	Ba.iii.0	5	20.5327	53	9.4260
Ah.iii.1	5	18.4768	53	10.1668	Ba.iii.1	5	20.7099	53	9.4673
Ah.iv.0	5	18.2887	53	10.1186	Ba.iv.0	5	20.5603	53	9.3818
Ah.iv.1	5	18.4773	53	10.1186	Ba.iv.1	5	20.7376	53	9.4232
Ah.v.0	5	18.2892	53	10.0704	Ba.v.0	5	20.5879	53	9.3376
Ah.v.1	5	18.4778	53	10.0704	Ba.v.1	5	20.7652	53	9.3790
Af.i.0	5	18.8279	53	10.2602	Bb.i.0	5	20.7338	53	9.5762
Af.i.1	5	19.0159	53	10.2602	Bb.i.1	5	20.9103	53	9.6174
Af.ii.0	5	18.8280	53	10.2130	Bb.ii.0	5	20.7615	53	9.5320
Af.ii.1	5	19.0159	53	10.2130	Bb.ii.1	5	20.9379	53	9.5732
Af.iii.0	5	18.8280	53	10.1658	Bb.iii.0	5	20.7902	53	9.4861
Af.iii.1	5	19.0159	53	10.1658	Bb.iii.1	5	20.9667	53	9.5273
Af.iv.0	5	18.8280	53	10.1186	Bb.iv.0	5	20.8179	53	9.4419
Af.iv.1	5	19.0159	53	10.1187	Bb.iv.1	5	20.9943	53	9.4831
Af.v.0	5	18.8282	53	10.0710	Bb.v.0	5	20.8455	53	9.3978
Af.v.1	5	19.0135	53	10.0711	Bb.v.1	5	21.0219	53	9.4389
Ag.i.0	5	18.5558	53	10.2601	Bc.i.0	5	20.9801	53	9.6337
Ag.i.1	5	18.7466	53	10.2602	Bc.i.1	5	21.1555	53	9.6747
Ag.ii.0	5	18.5558	53	10.2130	Bc.ii.0	5	21.0077	53	9.5895
Ag.ii.1	5	18.7466	53	10.2130	Bc.ii.1	5	21.1835	53	9.6306
Ag.iii.0	5	18.5558	53	10.1658	Bc.iii.0	5	21.0365	53	9.5436
Ag.iii.1	5	18.7466	53	10.1658	Bc.iii.1	5	21.2126	53	9.5846
Ag.iv.0	5	18.5558	53	10.1186	Bc.iv.0	5	21.0641	53	9.4994
Ag.iv.1	5	18.7466	53	10.1186	Bc.iv.1	5	21.2406	53	9.5406
Ag.v.0	5	18.5539	53	10.0710	Bc.v.0	5	21.0918	53	9.4552
Ag.v.1	5	18.7477	53	10.0711	Bc.v.1	5	21.2685	53	9.4965
					Bd.i.0	5	21.2253	53	9.6910
					Bd.i.1	5	21.4018	53	9.7322
					Bd.ii.0	5	21.2533	53	9.6469
					Bd.ii.1	5	21.4297	53	9.6882
					Bd.iii.0	5	21.2836	53	9.6010
					Bd.iii.1	5	21.4589	53	9.6421
					Bd.iv.0	5	21.3104	53	9.5569
					Bd.iv.1	5	21.4869	53	9.5980
					Bd.v.0	5	21.3384	53	9.5128
					Bd.v.1	5	21.5148	53	9.5539
					Be.i.0	5	21.4820	53	9.7510
					Be.i.1	5	21.6593	53	9.7924
					Be.ii.0	5	21.5100	53	9.7069
					Be.ii.1	5	21.6873	53	9.7483
					Be.iii.0	5	21.5392	53	9.6608
					Be.iii.1	5	21.7165	53	9.7022
					Be.iv.0	5	21.5672	53	9.6167
					Be.iv.1	5	21.7445	53	9.6581
					Be.v.0	5	21.5951	53	9.5727
					Be.v.1	5	21.7724	53	9.6140

13. Coördinaten bemonstering Molenrak 1 en 2 2014

FOCUS OP (GEVOELIGE) SESSIELE EPIFAUNA

YE-42 en zuigkor

- De schipper vaart richting een te bemonsteren station met vol vermogen.
- Vlak voor een station mindert het schip vaart en geeft de schipper door wanneer hij klaar is om te bemonsteren. Vissen gebeurt bij een vissnelheid tussen 3 en 4 mijl.
- De IMARES opstapper houdt op de brug op een eigen scherm bij wanneer er gevestigd kan worden. Op een computer met MaxSea (navigatie-programma) wordt de track-lijn van de bemonstering reeds aangezet. Hiermee valt later terug te zien waar er gevestigd is.
- Na akkoord laat de schipper de zuigkor in vrije val op de grond vallen en wordt voldoende draad gezet. Indien de kabel, waarmee de zuigkor te water wordt gelaten, slap komt te hangen is dit een teken dat de zuigkor op de bodem ligt. Op het moment van bodemcontact wordt door de IMARES opstapper een punt gezet op de track-lijn.
- Hierna wordt met een vissnelheid van 3-4 mijl over een afstand van 150 m gevestigd.
- Na 150 m geeft de IMARES opstapper een sein dat de zuigkor gehaald kan worden.
- De schipper haalt de zuigkor op en zodra de zuigkor van de bodem komt, wordt weer een punt op de track-lijn gezet. Hierna wordt de track-lijn opgeslagen en bewaard. De afstand wordt direct opgemeten en genoteerd op de bruglijst.
- Het beviste monster wordt tijdens het vissen opgezogen en komt via een molen en opvoerband aan boord.
- Na de opvoerband (en eventueel de subband wanneer het monster teveel 'rommel' bevat) wordt het monster opgevangen in tonnen met gaas van maximaal 3.2 mm (?).
- Het voordeel van de zuigkor is dat je een precieze afstandsmeting hebt en dat het monster direct gespoeld aan dek komt.

Procedure verwerking van een monster

Aan boord

- Tracknummers lopen de gehele vaartrip door, dus van 1 t/m zoveel...
- Het aan boord gehaalde monster wordt voorzichtig uitgespoeld en met een schep uit de bak gehaald en verdeeld over grijze kisten van 48 liter.
- Het volume wordt vervolgens bepaald en genoteerd op het dekformulier/opschrijfboekje.
- Vervolgens wordt het hele monster evenredig verdeeld zodat uiteindelijk **10 liter** over blijft. Dit gaat als volgt in zijn werk: volle kisten (48 l) worden gehalveerd over lege kisten. Hierna worden ze verder gehalveerd of worden ze direct over een maatbeker van 10 liter verdeeld. Het verhaal hierachter is dat een zo representatief monster van het totaal wordt verkregen.
- Indien nodig wordt het monster (10 liter) nog gespoeld in een spoelton met gaas van 3.2 mm
- Vervolgens wordt het monster (10 liter) gestort in een vierkante witte uitzoekbak die op de opvoerband buiten staat.
- Hier wordt een foto van gemaakt, om een globale indruk te krijgen van de grootte/samenstelling van het monster, let op: tracknr., datum en liniaal in beeld.
- Afhankelijk van het voorkomen van een soort kan besloten worden om het monster verder op te splitsen (subsampling). Dit kan een sub-factor van 2, 4, 8, 16 of meer opleveren. Stelregel is dat er minimaal 25 individuen per soort aanwezig moeten zijn in dit deelmonster. Soorten die vaak opgesplitst worden zijn *Ensis*, *Spisula's*, *Abra's* en *Tellina's*. Deelmonsters worden verzameld in kleinere maatbekers (vaak 1 liter) om verwarring met het hele monster (factor = 1) te voorkomen. In de maatbeker van het deelmonster wordt een label van de factor toegevoegd om verwarring over de factor te voorkomen.
- Alle factoren worden genoteerd in het watervaste boekje bij het betreffende monsternummer.

- Het monster (met factor = 1) ligt klaar in een vierkante witte uitzoekbak. De beesten worden per soort gerangschikt. Vervolgens worden de aantallen bepaald en gewogen op een Marel weegschaal type M2000 series. De nauwkeurigheid is 0-300 gr (0.1 gr); 300-600 gr (0.2 gr); 600-1500 gr (0.5 gr). Afhankelijk van de soort wordt onderscheid gemaakt in een aantal lengte- en grootteklassen. De aantallen en gewichten worden direct digitaal ingevoerd in een ACCESS-database die op de computer in het lab staat.
- Kapotte schelpdieren worden ook meegeteld. De criteria hiervoor zijn vleesresten en de herkenbaarheid van een slot of syphonen van schelpdieren zoals *Ensis*. Deze dieren worden echter NIET gewogen.
- Bij twijfel over een soort wordt deze in een potje gedaan voorzien van een label met locatienummer en datum en vervolgens geconserveerd (formaldehyde). Deze soort wordt later gedetermineerd.
- Alle intacte schelpdieren (behalve *Ensis*) worden gemeten met een elektronische schuifmaat op 0.01 mm nauwkeurig. Deze schuifmaat is rechtstreeks verbonden met de database zodat de lengtes rechtstreeks gekoppeld worden aan de juiste beesten.
- Van *Ensis* worden alleen de breedtes van de schelpen gemeten en rechtstreeks gekoppeld aan de database. Hierbij wordt een onderverdeling gemaakt in klein en groot waarbij de grens ligt bij 16 mm. Indien geen schelp meer aanwezig is, maar wel een syphon wordt de grootte geschat.
- Dezelfde procedure gebeurt met eventuele deelmonsters (factor 2, 4, 8, 16 of meer).
- **Anemonen** worden geteld en indien mogelijk op soort gebracht en zo ingevoerd in de database (evt. op menthol zetten in een emmertje wanneer anemonen 'inklappen').
- **Hydrozoa** worden gewogen en geschat in aantalsklassen (1, 2-5, 6-50, >50). In de database gewicht invullen, bij aantal '1' en bij opmerkingen de aantalsklasse.
- Soorten scoren op aan-/afwezigheid
 - Schelpkokerwormen
 - Zeeklit (*Echinocardium cordatum*)
 - Zeeappel (*Psammechinus miliaris*).
 - + soorten die fragiel zijn en hierboven niet genoemd, zoals wiersoorten
- De vangstgegevens worden na elke locatie **gecheckt**. Aan het einde van de dag worden alle gegevens van het dek+brug-formulier (tellerstanden, vangstvolumes, factoren en bijzonderheden) in de database overgenomen door de reisleader of een andere opstapper. De gegevens worden in tmp_stations ingevoerd (database ACCESS). Ook worden de bruglijsten overgenomen en wordt een kopie van de database gemaakt en bewaard op een USB-stick.
- De papieren met gegevens uit het watervaste boekje worden eruit gehaald en gebundeld bewaard in de veldwerkmappen.

14. Wetenschappelijke en Nederlandse namen benthosoorten

wetenschappelijke naam	nederlandse naam	wetenschappelijke naam	nederlandse naam
<i>Actiniaria</i>	slibanemoon	<i>Macoma balthica</i>	nonnetje
<i>Abra alba</i>	witte dunschaal	<i>Macropodia</i>	hooiwagenkrabben
<i>Abra prismatica</i>	prismatische dunschaal	<i>Mactra stultorum</i>	strandschelp
<i>Ascidacea</i>	zakpijpen	<i>Mya arenaria</i>	strandgaper
<i>Asterias rubens</i>	gewone zeester	<i>Mysia undata</i>	zandschelp
<i>Astropecten irregularis</i>	kleine kamster	<i>Mytilus edulis</i>	mossel
<i>Balanus balanoides</i>	gewone zeepok	<i>Nassarius sp.</i>	fuikhoorn
<i>Bryozoa</i>	mosdiertjes	<i>Nemertea</i>	snoerwormen
<i>Cancer pagurus</i>	noordzeekrab	<i>Nereis sp.</i>	zeeduizendpoot
<i>Carcinus maenas</i>	strandkrab	<i>Nephtys sp.</i>	zandzager
<i>Cerastoderma edule</i>	kokkel	<i>Notomastus</i>	-
<i>Cestoda</i>	lintwormen	<i>Opheliidae</i>	-
<i>Chamelea gallina</i>	venusschelp	<i>Ophiuroidea</i>	slangsterren
<i>Corystes cassivelaunus</i>	helmkrab	<i>Owenia</i>	kokerworm
<i>Crangon crangon</i>	gewone garnaal	<i>Paqurus bernhardus</i>	gewone heremietkreeft
<i>Crassostrea gigas</i>	japanse oester	<i>Palaemonidae</i>	steurgarnalen
<i>Crepidula fornicata</i>	mulltje	<i>Petricola pholadiformis</i>	amerikaanse boormossel
<i>Decapoda</i>	'tienpotigen'	<i>Pisidia longicornis</i>	porceleinkrabje
<i>Diogenes pugilator</i>	kleine heremietkreeft	<i>Platyhelminthes</i>	platwormen
<i>Donax vittatus</i>	zaagje	<i>Polychaeta</i>	borstelwormen
<i>Echinocardium cordatum</i>	zeeklit	<i>Portumnus latipes</i>	breedpootkrab
<i>Ensis sp.</i>	scheermes	<i>Sagartiogeton undatus</i>	weduwroos
<i>Eumida</i>	-	<i>Scoloplos armiger</i>	wapenworm
<i>Glyceridae</i>	bloedwormen	<i>Scrobicularia plana</i>	platte slijkgaper
<i>Hemigrapsus penicillatus</i>	penseelkrab	<i>Scolecopsis sp.</i>	gemshoornworm
<i>Hemigrapsus sanguineus</i>	blaasjeskrab	<i>Sepia officinalis</i>	gewone zeekat
<i>Hydrobia ulvae</i>	wadslakje	<i>Spionidae</i>	-
<i>Hydrozoa</i>	hydroidpoliepen	<i>Spisula solida</i>	stevige strandschelp
<i>Laqis koreni</i>	goudkammetje	<i>Spisula subtruncata</i>	halfgeknotte strandschelp
<i>Lanice conchilega</i>	schelpkokerworm	<i>Tellina fabula</i>	rechtsgestreepte platschelp
<i>Liocarcinus holsatus</i>	gewone zwemkrab	<i>Tellina tenuis</i>	tere platschelp
<i>Liocarcinus marmoreus</i>	gemarmerde zwemkrab	<i>Thia scutellata</i>	nagelkrabje
<i>Lunatia alderi</i>	glanzende tepelhoorn	<i>Ulva sp.</i>	zeesla
<i>Lunatia catena</i>	tepelhoorn	<i>Venerupis senegalensis</i>	tapijtschelp
<i>Lutraria lutraria</i>	gewone otterschelp		

15. Verdeling lengte-, leeftijds- en grootteklasse schelpdieren

- Mosselen:** Onder te verdelen in 3 klassen:
1. *zaad*
 2. *halfwas: ouder dan zaad, kleiner dan 45 mm*
 3. *consumptie: ouder dan zaad, groter dan 45 mm*
- Kapotte mosselen (slot herkenbaar en vleesresten) worden alleen geteld en apart vermeld in de database.
- Kokkels:** Onder te verdelen in 4 klassen:
1. *nuljarig*
 2. *1-jarig (geen groeirand of heel vaag; kokkels van vorig jaar)*
 3. *2-jarig (1 duidelijke groeirand)*
 4. *2+ (2 of meer duidelijke groeiranden)*
- Naarmate je verder in de tijd komt zullen de laatste groeiranden steeds duidelijker worden, omdat de schelp verder doorgroeit.
Kapotte kokkels (slot herkenbaar en vleesresten) worden alleen geteld en apart vermeld in de database.
- Nonnen:** Onder te verdelen in 3 lengteklassen:
1. *kleiner dan 5 mm*
 2. *tussen 5 en 15 mm*
 3. *groter dan 15 mm*
- Kapotte nonnen (slot herkenbaar en vleesresten) worden alleen geteld en apart vermeld in de database.
- E:** deze worden alleen geteld en niet gewogen (er wordt géén onderscheid gemaakt tussen hele en kapotte exemplaren). De mesheften worden onderverdeeld in de lengteklassen: <5mm, 5-15mm, >15mm.
- Mya's:** meestal is dit de *Mya arenaria* (strandgaper). Ze worden alleen geteld en niet gewogen (géén onderscheid tussen hele en kapotte exemplaren).
- Onder te verdelen in 2 lengteklassen:
1. *klein (tot en met 2 cm)*
 2. *groot (groter dan 2 cm)*
- Indien een andere soort dan graag noteren en tellen. Vaak worden alleen de syphonen aangetroffen en op basis hiervan een onderverdeling gemaakt in klein en groot.
- Sterren:** dit zijn zeesterren die geteld worden en gewogen. Ook kapotte sterren worden geteld en gewogen. (vb. zeester met 3 armen wordt geteld als 0.6 zeester en gewoon meegewogen met de rest).
- Strandkrab:** de meeste krabben zijn strandkrabben, ze worden geteld en gewogen. Kapotte krabben worden ingeschat naar bijvoorbeeld een halve krab of een derde krab en gewoon meegeteld en gewogen.
- Onder te verdelen in 2 klassen:
1. *klein (grootte tot 2 cm)*
 2. *groot (groter dan 2 cm)*

16. Soorten buiten beschouwing gelaten in de zuigkor monsters

Samengevoegde soorten zuigkormonsters 2012 – 2013.

soort	samenaevoead met
<i>Metridium senile</i>	Actiniaria
<i>Sagartia troglodytes</i>	
<i>Sagartiogeton undatus</i>	
<i>Ophelia</i>	Opheliidae
<i>Ophiura albida</i>	Ophiura sp
<i>Ophiura ophiura</i>	
<i>Ensis Ensis</i>	Ensis sp.
<i>Scolelepis (Scolelepis) squamata</i>	Scolelepis sp.
<i>Scoloplos armiger</i>	Scoloplos sp.

Soorten buiten beschouwing gelaten in zuigkormonsters van Molenrak experiment in 2012 en in de analyse van de 6 gebieden in 2012.

Stam	Klasse	Latijnse naam	Alleen aan-
Annelida	Polychaeta	<i>Glyceridae</i>	
Annelida	Polychaeta	<i>Nephtys</i>	x
Annelida	Polychaeta	<i>Nereis virens</i>	x
Annelida	Polychaeta	<i>Eumida</i>	
Annelida	Polychaeta	<i>Lepidonotus squamatus</i>	
Annelida	Polychaeta	<i>Owenia</i>	
Annelida	Polychaeta	<i>Sabellaria alveolata</i>	
Annelida	Polychaeta	<i>Scolelepis (Scolelepis) squamata</i>	
Annelida	Polychaeta	<i>Scolelepis</i>	
Annelida	Polychaeta	<i>Spionidae</i>	
Annelida	Polychaeta	<i>Lagis koreni</i>	x
Annelida	Polychaeta	<i>Lanice conchilega</i>	x
Annelida	Polychaeta	<i>Heteromastus filiformis</i>	
Annelida	Polychaeta	<i>Notomastus</i>	x
Annelida	Polychaeta	<i>Ophelia</i>	
Annelida	Polychaeta	<i>Opheliidae</i>	
Annelida	Polychaeta	<i>Scoloplos armiger</i>	
Annelida	Polychaeta	<i>Scoloplos</i>	
Annelida	Polychaeta	<i>Polycgaeta</i>	
Arthropoda	Malacostraca	<i>Gammarus</i>	
Arthropoda	Malacostraca	<i>Decapoda</i>	
Arthropoda	Maxillopoda	<i>Balanus balanoides</i>	
Bryozoa	Gymnolaemata	<i>Electra pilosa</i>	
Bryozoa		<i>Bryozoa</i>	
Chlorophyta	Ulvophyceae	<i>Ulva lactuca</i>	
Chordata	Actinopterygii	<i>Gaidropsarus vulgaris</i>	
Chordata	Actinopterygii	<i>Ammodytes tobianus</i>	
Cnidaria	Anthozoa	<i>Metridium senile</i>	
Cnidaria	Anthozoa	<i>Sagartia troglodytes</i>	
Cnidaria	Anthozoa	<i>Sagartiogeton undatus</i>	
Cnidaria	Scyphozoa	<i>Chrysaora hysoscella</i>	
Echinodermata	Ophiuroidea	<i>Ophiura albida</i>	

Stam	Klasse	Latijnse naam	Alleen aan-
Echinodermata	Ophiuroidea	<i>Ophiura ophiura</i>	
Mollusca	Bivalvia	<i>Ensis Ensis</i>	
Mollusca	Bivalvia	<i>Maत्रacea</i>	
Mollusca	Cephalopoda	<i>Sepia officinalis</i>	
Mollusca	Gastropoda	<i>Hydrobia ulvae</i>	
Mollusca	Gastropoda	<i>Euspira catena</i>	
Mollusca	Gastropoda	<i>Lunatia catena</i>	
Mollusca	Gastropoda	<i>Euspira pulchella</i>	
Mollusca	Gastropoda	<i>Nassarius nitidus</i>	
Mollusca	Gastropoda	<i>Nassarius reticulatus</i>	
Nemertea		<i>Nemertea</i>	
Platyhelminthes	Cestoda	<i>Cestoda</i>	
Platyhelminthes		<i>Platyhelminthes</i>	

Zuigkormonsters Molenrak experiment 2014.

Stam	Klasse	Latijnse naam	Alleen aan- afwezig
Annelida	Polychaeta	<i>Nephtys sp.</i>	
Annelida	Polychaeta	<i>Alitta virens</i>	
Annelida	Polychaeta	<i>Lagis koreni</i>	x
Annelida	Polychaeta	<i>Lanice conchilega</i>	x
Arthropoda	Malacostraca	<i>Homarus gammarus</i>	
Arthropoda	Malacostraca	<i>Mysidacea</i>	
Arthropoda	Maxillopoda	<i>Balanus balanoides</i>	x
Chlorophyta	Ulvophyceae	<i>Ulva lactuca</i>	
Chordata	Actinopterygii	<i>Sprattus sprattus</i>	
Chordata	Actinopterygii	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	
Chordata	Actinopterygii	<i>Pomatoschistus</i>	
Chordata	Actinopterygii	<i>Zoarcetes viviparus</i>	
Chordata	Actinopterygii	<i>Platichthys flesus</i>	
Chordata	Actinopterygii	<i>Pleuronectes platessa</i>	
Chordata	Actinopterygii	<i>Solea solea</i>	
Chordata	Actinopterygii	<i>Syngnathus rostellatus</i>	
Ochrophyta	Phaeophyceae	<i>Fucus sp.</i>	

Sagartia troglodytes is samengevoegd met Actiniaria.

17. Indeling soortgroepen boxcorermonsters

Group	Phylum	Latin name
Pokken	Arthropoda	<i>Amphibalanus improvisus</i>
		<i>Balanus crenatus</i>
		<i>Balanidae</i>
Bryozoa	Bryozoa	<i>Conopeum reticulum</i>
		<i>Conopeum seurati</i>
		<i>Einhornia crustulenta</i>
		<i>Alcyonidioides mytili</i>
		<i>Electra pilosa</i>
		<i>Electridae</i>
		<i>Alcyonidium polyoum</i>
Hydrozoa	Cnidaria	<i>Hydrozoa</i>
		<i>Campanulariidae</i>
		<i>Obelia bidentata</i>
		<i>Obelia longissima</i>
		<i>Obelia sp.</i>
		<i>Laomedea neglecta</i>
		<i>Hartlaubella gelatinosa</i>
		<i>Coryne muscoides</i>
<i>Sarsia tubulosa</i>		
Zakpijpen	Chordata	<i>Asciacea</i>
Anemonen	Cnidaria	<i>Sagartiidae</i>
		<i>Anthozoa</i>
		<i>Sagartia sp.</i>
		<i>Sagartia troglodytes</i>
		<i>Metridium senile</i>
Poliep	Cnidaria	<i>Gonothyrea loveni</i>
		<i>Clytia hemisphaerica</i>

18. Resultaten univariate analyses zuigkor 2012/2013

response variabele	transformatie	parameter	korte termijn T0- T1						na eerste winter T0- T2					
			Sum Sq	Mean Sq	DF	F.value	Pr(>F)	sign	Sum Sq	Mean Sq	DF	F.value	Pr(>F)	sign
soortenrijkdom	geen	VisInt	4.320	1.080	4	0.831	0.514		10.131	2.533	4	2.093	0.120	
		Tijd	38.720	38.720	1	29.785	0.000	***	42.320	42.320	1	34.975	<0.001	***
		VisInt*Tijd	14.880	3.720	4	2.862	0.036	*	7.480	1.870	4	1.545	0.227	
diversiteit	geen	VisInt	0.187	0.047	4	0.848	0.512		0.166	0.042	4	0.960	0.451	
		Tijd	0.703	0.703	1	12.753	0.002	**	0.047	0.047	1	1.086	0.310	
		VisInt*Tijd	0.861	0.215	4	3.901	0.017	*	0.750	0.188	4	4.334	0.011	*
eveness	geen	VisInt	0.050	0.013	4	0.972	0.445		0.032	0.008	4	0.940	0.461	
		Tijd	0.308	0.308	1	23.872	0.000	***	0.013	0.013	1	1.508	0.234	
		VisInt*Tijd	0.133	0.033	4	2.577	0.069	.	0.102	0.026	4	3.031	0.042	*
dichtheid	log 10	VisInt	0.375	0.094	4	0.915	0.474		0.288	0.072	4	0.989	0.436	
		Tijd	2.950	2.950	1	28.831	0.000	***	0.217	0.217	1	2.974	0.100	
		VisInt*Tijd	0.910	0.228	4	2.224	0.103		0.481	0.120	4	1.651	0.201	
Ensis	4e m. wortel	VisInt	0.485	0.121	4	0.666	0.623		0.678	0.170	4	0.923	0.470	
		Tijd	21.027	21.027	1	115.471	0.000	***	4.375	4.375	1	23.813	<0.001	***
		VisInt*Tijd	6.003	1.501	4	8.241	0.000	***	2.517	0.629	4	3.426	0.027	*
Ensis 5-15mm	4e m. wortel	VisInt	10.486	2.622	4	3.839	0.018	*	0.356	0.089	4	0.165	0.955	
		Tijd	13.822	13.822	1	20.240	0.000	***	47.068	47.068	1	87.370	<0.001	***
		VisInt*Tijd	20.184	5.046	4	7.389	0.001	***	2.111	0.528	4	0.979	0.430	
Macoma balthica	wortel	VisInt	2.410	0.602	4	0.558	0.696		1.3975	0.34938	4	1.0092	0.426	
		Tijd	0.233	0.233	1	0.215	0.648		3.0073	3.0073	1	8.6865	0.008	**
		VisInt:Tijd	7.790	1.948	4	1.802	0.168		4.8407	1.21017	4	3.4955	0.026	*
Mytilus edulis	4e m. wortel	VisInt	0.892	0.223	4	0.977	0.442		0.4616	0.1154	4	0.748	0.570	
		Tijd	2.580	2.580	1	11.290	0.003	**	5.6369	5.6369	1	36.537	<0.001	***
		VisInt:Tijd	1.090	0.272	4	1.192	0.345		0.2456	0.0614	4	0.398	0.8077	
Actinaria	4e m. wortel	VisInt	0.415	0.104	4	0.527	0.717		1.263	0.316	4	2.994	0.030	*
		Tijd	0.251	0.251	1	1.275	0.272		1.748	1.748	1	16.576	<0.001	***
		VisInt*Tijd	0.310	0.078	4	0.394	0.811		0.631	0.158	4	1.496	0.222	
Hydrozoa	4e m. wortel	VisInt	0.774	0.193	4	1.273	0.297		0.447	0.112	4	0.744	0.568	
		Tijd	0.121	0.121	1	0.794	0.378		0.049	0.049	1	0.329	0.569	
		VisInt*Tijd	0.638	0.160	4	1.050	0.394		1.290	0.322	4	2.148	0.093	

Parameterschattingen van de modellen. Significant afwijkende parameterniveaus zijn dikgedrukt.

parameter	niveau	soortenrijkdom	diversiteit	evenness	dichtheid	<i>Ensis directus</i>	<i>Ensis directus</i> 5-15mm	<i>Macoma balthica</i>	<i>Mytilus edulis</i>	<i>Actinaria</i>	<i>Hydrozoa</i>
(Intercept)		8.800	1.281	0.600	2.053	2.626	0.999	3.197	0.512	1.644	0.980
VisInt	VisInt1x	-0.400	0.080	0.042	-0.517	-1.339	-0.298	-1.126	0.172	-0.084	-0.359
	VisInt2x	-2.200	-0.156	0.008	-0.325	-0.642	-0.410	-0.726	-0.358	-0.355	-0.615
	VisInt3x	-0.400	-0.073	-0.035	-0.105	-0.215	-0.574	-0.014	-0.056	-0.161	-0.141
	VisInt4x	-0.200	0.041	0.013	-0.564	-0.936	-0.485	-0.615	-0.054	-0.400	-0.256
Tijd	TijdT1	0.600	-0.094	-0.067	0.256	0.364	-0.154	-0.727	0.225	-0.380	-0.094
	TijdT2	1.600	0.210	0.038	-0.164	-0.205	1.419	-1.259	0.583	-0.474	-0.428
VisInt:Tijd	VisInt1x*TijdT1	1.200	-0.028	-0.030	0.390	1.474	1.111	1.453	0.419	0.332	0.328
	VisInt2x*TijdT1	3.200	0.126	-0.044	0.045	0.644	0.677	0.417	0.716	0.336	0.476
	VisInt3x*TijdT1	0.600	-0.186	-0.085	0.024	0.595	0.594	0.084	0.076	0.108	-0.138
	VisInt4x*TijdT1	0.800	-0.629	-0.288	0.688	1.953	3.647	1.000	-0.065	0.417	0.293
	VisInt1x*TijdT2	0.200	0.045	0.017	0.428	1.153	0.103	1.845	-0.065	0.183	0.745
	VisInt2x*TijdT2	1.600	0.094	-0.021	0.346	0.842	0.608	0.830	0.313	0.495	0.737
	VisInt3x*TijdT2	-0.800	-0.366	-0.125	0.154	0.708	1.063	0.345	0.188	-0.152	0.061
	VisInt4x*TijdT2	0.200	-0.515	-0.222	0.551	1.282	0.833	0.821	0.006	-0.027	0.281

19. Resultaten univariate analyses boxcorer 2012/2013

response variabele	trans- formatie	parameter	korte termijn T0- T1						Na eerste winter T0- T2					
			Sum Sq	Mean Sq	DF	F.value	Pr(>F)	sign	Sum Sq	Mean Sq	DF	F.value	Pr(>F)	sign
soortenrijkdom	geen	visint	196.929	98.464	2	5.607	0.007	**	589.800	294.900	2	18.300	<0.001	***
		tijd	290.250	290.250	1	16.543	<0.001	***	261.820	261.820	1	16.247	<0.001	***
		visint:tijd	29.107	14.554	2	0.829	0.445		94.020	47.010	2	2.917	0.066	
dichtheid (zonder wadslakje)	4e m. wortel	visint	35.038	17.519	2	12.884	<0.001	***	53.687	26.844	2	19.325	<0.001	***
		tijd	45.660	45.660	1	33.625	<0.001	***	75.149	75.149	1	54.100	<0.001	***
		visint:tijd	0.840	0.420	2	0.309	0.736		2.461	1.230	2	0.886	0.421	
dichtheid adulten (zonder wadslakje)	4e m. wortel	visint	37.662	18.831	2	14.130	<0.001	***	49.499	24.750	2	14.748	<0.001	***
		tijd	51.341	51.341	1	38.547	<0.001	***	71.861	71.861	1	42.821	<0.001	***
		visint:tijd	0.056	0.028	2	0.021	0.979		3.018	1.509	2	0.899	0.416	
dichtheid juv (zonder wadslakje)	wortel	visint	569.050	284.530	2	0.752	0.479		462.500	231.300	2	1.069	0.353	
		tijd	1799.690	1799.690	1	4.759	0.036	*	5847.800	5847.800	1	27.024	<0.001	***
		visint:tijd	645.030	322.510	2	0.852	0.436		1055.800	527.900	2	2.440	0.101	
diversiteit (zonder wadslakje)	geen	visint	0.448	0.224	2	6.768	0.003	**	1.135	0.568	2	9.927	<0.001	***
		tijd	0.374	0.374	1	11.334	0.002	**	1.647	1.647	1	28.801	<0.001	***
		visint:tijd	0.008	0.004	2	0.128	0.880		0.203	0.101	2	1.773	0.184	
eveness (zonder wadslakje)	geen	visint	0.040	0.020	2	4.612	0.016	*	0.075	0.037	2	5.378	0.008	**
		tijd	0.001	0.001	1	0.316	0.578		0.043	0.043	1	6.197	0.018	*
		visint:tijd	0.007	0.004	2	0.841	0.440		0.069	0.034	2	4.924	0.013	*

Parameterschattingen van de modellen. Significant afwijkende parameterniveaus zijn dikgedrukt.

parameter	niveau	Soortenrijkdom	Eveness zonder wadslakje	dichtheid zonder wadslakje	dichtheid adulten zonder wadslakje	dichtheid juv zonder wadslakje	diversiteit zonder wadslakje
(Intercept)		19.436	0.664	9.837	9.260	35.385	1.887
VisInt	VisInt2x	3.591	0.027	0.819	0.793	12.975	0.225
	VisInt4x	-0.608	0.036	-1.167	-1.531	8.884	0.120
Tijd	TijdT1	-2.245	-0.020	-1.273	-1.738	-1.828	-0.130
	TijdT2	-3.876	-0.121	-1.970	-2.403	-8.789	-0.452
VisInt:Tijd	VisInt2x:TijdT1	-2.630	0.022	-0.478	0.064	-14.155	-0.014
	VisInt4x:TijdT1	-2.816	0.058	-0.532	-0.029	-10.736	-0.039
	VisInt2x:TijdT2	2.917	0.062	0.284	0.942	-13.018	0.259
	VisInt4x:TijdT2	-2.743	0.148	-0.620	0.205	-17.867	0.177

20. Resultaten univariate analyses zuigkor 2014 trad. tuig

response variabele	trans-formatie	direct na bevissing <48h T0-T48hr							1 mnd na bevissing T0-T1						
		parameter	Sum Sq	Mean Sq	DF	F.value	Pr(>F)	sign	parameter	Sum Sq	Mean Sq	DF	F.value	Pr(>F)	sign
soortenrijkdom	géén	VisInt	44.326	11.082	4	7.014	0.0011	**	VisInt	20.839	5.210	4	3.888	0.0171	*
		Tijd	0.980	0.980	1	0.620	0.4402		Tijd	0.020	0.020	1	0.015	0.9040	
		VisInt:Tijd	14.920	3.730	4	2.361	0.0880	.	VisInt:Tijd	10.680	2.670	4	1.993	0.1345	
diversiteit	géén	VisInt	0.411	0.103	4	13.481	<0.0001	***	VisInt	0.343	0.086	4	14.628	<0.0001	***
		Tijd	0.005	0.005	1	0.620	0.4405		Tijd	0.065	0.065	1	11.101	0.0033	**
		VisInt:Tijd	0.018	0.005	4	0.594	0.6709		VisInt:Tijd	0.014	0.004	4	0.618	0.6549	
<i>Eveness</i>	géén	VisInt	0.081	0.020	4	10.684	0.0001	***	VisInt	0.053	0.013	4	11.493	0.0001	***
		Tijd	0.000	0.000	1	0.011	0.9177		Tijd	0.009	0.009	1	8.047	0.0102	*
		VisInt:Tijd	0.006	0.001	4	0.740	0.5757		VisInt:Tijd	0.011	0.003	4	2.295	0.0949	.
dichtheid	log 10	VisInt	1.494	0.374	4	8.398	0.0004	***	VisInt	0.690	0.173	4	7.883	0.0006	***
		Tijd	0.036	0.036	1	0.802	0.3811		Tijd	0.041	0.041	1	1.885	0.1850	
		VisInt:Tijd	0.051	0.013	4	0.285	0.8840		VisInt:Tijd	0.121	0.030	4	1.387	0.2741	
<i>M. balthica</i>	4e m. wortel	VisInt	9.389	2.347	4	27.833	<0.0001	***	VisInt	5.871	1.468	4	31.147	<0.0001	***
		Tijd	0.118	0.118	1	1.398	0.2509		Tijd	0.066	0.066	1	1.392	0.2519	
		VisInt:Tijd	0.146	0.036	4	0.432	0.7839		VisInt:Tijd	0.302	0.075	4	1.601	0.2130	
<i>Mytilus edulis</i>	4e m. wortel	VisInt	0.814	0.203	4	2.743	0.0573	.	VisInt	1.129	0.282	4	3.131	0.0375	*
		Tijd	0.175	0.175	1	2.365	0.1398		Tijd	0.116	0.116	1	1.284	0.2706	
		VisInt:Tijd	0.321	0.080	4	1.082	0.3921		VisInt:Tijd	0.616	0.154	4	1.710	0.1874	
hydrozoa	4e m. wortel	VisInt	0.926	0.231	4	3.106	0.0386	*	VisInt	0.959	0.240	4	2.338	0.0717	.
		Tijd	0.589	0.589	1	7.900	0.0108	*	Tijd	2.264	2.264	1	22.077	<0.0001	***
		VisInt:Tijd	0.265	0.066	4	0.889	0.4887		VisInt:Tijd	0.475	0.119	4	1.158	0.3438	

Parameterschattingen modellen

parameter	niveau	soortenrijkdom	diversiteit	<i>eveness</i>	dichtheid	<i>Macoma balthica</i>	hydrozoa	<i>Mytilus edulis</i>
(Intercept)		8.600	0.941	0.448	1.713	1.897	0.520	0.449
VisInt	VisInt0x	-1.200	-0.458	-0.200	0.971	0.994	0.060	0.739
	VisInt1x	1.600	-0.585	-0.294	0.852	0.421	0.394	0.404
	VisInt4x	1.000	0.431	0.157	0.146	-0.187	-0.151	0.671
	VisInt6x	-1.800	-0.317	-0.116	0.698	0.846	-0.143	0.624
Tijd	TijdT1	1.200	0.079	-0.002	0.023	-0.061	0.204	0.324
	TijdT2	1.000	0.084	0.011	-0.044	-0.165	0.211	0.259
VisInt:Tijd	VisInt0x:TijdT1	-0.200	-0.086	-0.020	-0.122	-0.192	0.075	-0.379
	VisInt1x:TijdT1	-3.000	-0.080	0.016	-0.133	-0.133	-0.223	-0.357
	VisInt4x:TijdT1	-0.400	-0.101	-0.024	0.003	0.064	0.226	-0.261
	VisInt6x:TijdT1	-1.000	-0.030	0.032	-0.129	0.079	-0.014	-0.032
	VisInt0x:TijdT2	-0.800	-0.055	-0.010	-0.114	-0.148	0.316	-0.315
	VisInt1x:TijdT2	-2.600	0.037	0.060	-0.137	0.123	-0.040	-0.493
	VisInt4x:TijdT2	-1.200	0.005	0.042	0.064	0.182	0.384	-0.140
	VisInt6x:TijdT2	-0.200	-0.045	-0.012	0.118	0.306	0.414	0.133

21. Resultaten univariate analyses zuigkor 2014 pulstuig

response variabele	transformatie	direct na bevissing <48h							1 mnd na bevissing T0-T1						
		parameter	Sum Sq	Mean Sq	n DF	F. waarde	Pr(>F)	sign	parameter	Sum Sq	Mean Sq	Num DF	F.value	Pr(>F)	sign
soortenrijkdom	géén	VisInt	26.174	6.544	4	3.07	0.0400	*	VisInt	19.988	4.997	4	2.126	0.1152	
		Tijd	8.820	8.820	1	4.14	0.0553	.	Tijd	1.620	1.620	1	0.689	0.4162	
		VisInt:Tijd	1.080	0.270	4	0.12	0.9710		VisInt:Tijd	3.880	0.970	4	0.413	0.7974	
diversiteit	géén	VisInt	0.488	0.122	4	11.2	<0.0001	***	VisInt	0.582	0.146	4	14.992	<0.0001	***
		Tijd	0.003	0.003	1	0.30	0.5852		Tijd	0.017	0.017	1	1.787	0.1964	
		VisInt:Tijd	0.049	0.012	4	1.12	0.3710		VisInt:Tijd	0.020	0.005	4	0.522	0.7208	
Eveness	géén	VisInt	0.108	0.027	4	9.98	<0.0001	***	VisInt	0.093	0.023	4	13.146	<0.0001	***
		Tijd	0.011	0.011	1	3.98	0.0597	.	Tijd	0.001	0.001	1	0.664	0.4247	
		VisInt:Tijd	0.005	0.001	4	0.48	0.7449		VisInt:Tijd	0.000	0.000	4	0.038	0.9970	
dichtheid	log 10	VisInt	1.239	0.310	4	17.1	<0.0001	***	VisInt	2.886	0.721	4	17.241	<0.0001	***
		Tijd	0.004	0.004	1	0.20	0.6528		Tijd	0.001	0.001	1	0.023	0.8817	
		VisInt:Tijd	0.058	0.015	4	0.81	0.5333		VisInt:Tijd	0.144	0.036	4	0.861	0.5040	
<i>M. balthica</i>	4e m. wortel	VisInt	9.183	2.296	4	26.8	<0.0001	***	VisInt	16.396	4.099	4	36.375	<0.0001	***
		Tijd	0.084	0.084	1	0.98	0.3322		Tijd	0.042	0.042	1	0.373	0.5482	
		VisInt:Tijd	0.096	0.024	4	0.28	0.8876		VisInt:Tijd	0.776	0.194	4	1.721	0.1849	
<i>Mytilus edulis</i>	4e m. wortel	VisInt	0.942	0.235	4	3.37	0.0291	*	VisInt	2.081	0.520	4	3.360	0.0294	*
		Tijd	0.166	0.166	1	2.38	0.1384		Tijd	0.104	0.104	1	0.671	0.4224	
		VisInt:Tijd	0.336	0.084	4	1.20	0.3404		VisInt:Tijd	0.236	0.059	4	0.380	0.8201	
hydrozoa	4e m. wortel	VisInt	0.310	0.078	4	0.82	0.5248		VisInt	0.364	0.091	4	0.641	0.6363	
		Tijd	0.597	0.597	1	6.34	0.0204	*	Tijd	2.375	2.375	1	16.716	0.0002	***
		VisInt:Tijd	0.033	0.008	4	0.08	0.9850		VisInt:Tijd	0.368	0.092	4	0.648	0.6317	

Parameterschattingen van de modellen. Significant afwijkende parameterniveaus zijn dikgedrukt.

parameter	niveau	soortenrijkdom	diversiteit	evenness	dichtheid	<i>Macoma balthica</i>	hydrozoa	<i>Mytilus edulis</i>
(Intercept)		8.600	0.941	0.448	1.713	1.897	0.520	0.449
VisInt	VisInt0x	-1.200	-0.458	-0.200	0.971	0.994	0.060	0.739
	VisInt1x	-1.600	-0.212	-0.061	0.531	0.930	-0.085	0.826
	VisInt4x	-2.000	-0.420	-0.170	0.827	0.850	-0.244	0.792
	VisInt6x	0.400	0.278	0.107	-0.242	-0.316	0.076	-0.081
Tijd	TijdT1	1.200	0.079	-0.002	0.023	-0.061	0.204	0.324
	TijdT2	1.000	0.084	0.011	-0.044	-0.165	0.211	0.259
VisInt:Tijd	VisInt0x:TijdT1	-0.200	-0.086	-0.020	-0.122	-0.192	0.075	-0.379
	VisInt1x:TijdT1	-0.600	-0.109	-0.039	-0.002	0.002	0.024	-0.180
	VisInt4x:TijdT1	-0.200	-0.086	-0.017	0.005	0.050	0.048	-0.414
	VisInt6x:TijdT1	-0.800	-0.196	-0.060	0.092	0.033	-0.076	-0.071
	VisInt0x:TijdT2	-0.800	-0.055	-0.010	-0.114	-0.148	0.316	-0.314
	VisInt1x:TijdT2	-0.200	0.000	-0.004	0.209	0.581	0.325	-0.038
	VisInt4x:TijdT2	-0.600	-0.089	0.002	-0.005	0.012	0.440	-0.334
	VisInt6x:TijdT2	-1.600	-0.089	0.003	0.084	0.091	0.045	-0.153

22. Soortafkortingen gebruikt in multivariate analyses

wetenschappelijke naam	soortcode boxcore	soortcode zuigkor
<i>Aphelochaeta marioni</i>	APHEMARI	
ASCIDIACEA	ASCIDISP	ASCIDIA
<i>Asterias rubens</i>	ASTERUBE	
<i>Balanus crenatus</i>	BALACREN	
<i>Capitella capitata</i>	CAPICAPI	
<i>Carcinus maenas</i>	CARCMAEN	Carc_nas
<i>Cerastoderma edule</i>	CERAEDUL	Cera_ule
<i>Crangon crangon</i>	CRANCRAN	
<i>Crepidula fornicata</i>		Crep_ata
<i>Ensis directus</i>	ENSIDIRE	
<i>Hemigrapsus sanguineus</i>		Hemi_eus
<i>Heteromastus filiformis</i>	HETEFILI	
HYDROZOA	HYDROZOA	HYDROZO
<i>Macoma balthica</i>	MACOBALT	Maco_ica
<i>Marenzelleria viridis</i>	MAREVIRI	
<i>Mya arenaria</i>	MYAAREN	Mya_ria
<i>Mytilus edulis</i>	MYTIEDUL	Myti_lis
OLIGOCHAETA	OLIGOCSP	
<i>Peringia ulvae</i>	PERIULVA	
<i>Petricola pholadiformis</i>	PETRPHOL	Petr_mis
<i>Pygospio elegans</i>	PYGOELEG	
<i>Scoloplos armiger</i>	SCOPARMI	
<i>Spio martinensis</i>	SPIOMART	
<i>Spisula subtruncata</i>	SPISSUBT	Spis_ata
<i>Streblospio benedicti</i>	STREBENE	