

Garnalenvisserij experiment Voordelta

Tim Schellekens*, Vincent Escaravage**, Kees Goudswaard*,
Margriet van Asch*, Johan Craeymeersch*

*IMARES, **NIOZ-Monitor Taakgroep
Rapport C154/14



IMARES Wageningen UR

(IMARES - Institute for Marine Resources & Ecosystem Studies)

Opdrachtgever:

Rijkswaterstaat Water,
Verkeer en Leefomgeving
Postbus 17
8200 AA Lelystad

Publicatiedatum:

24-12-2014

IMARES is:

- een onafhankelijk, objectief en gezaghebbend instituut dat kennis levert die noodzakelijk is voor integrale duurzame bescherming, exploitatie en ruimtelijk gebruik van de zee en kustzones;
- een instituut dat de benodigde kennis levert voor een geïntegreerde duurzame bescherming, exploitatie en ruimtelijk gebruik van zee en kustzones;
- een belangrijke, proactieve speler in nationale en internationale mariene onderzoeksnetwerken (zoals ICES en EFARO).

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 is onderdeel van Stichting DLO
KvK nr. 09098104,
IMARES BTW nr. NL 8113.83.696.B16

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.

Inhoudsopgave

Inhoudsopgave	3
Samenvatting	5
1 Inleiding	6
2 Doelstelling	6
3 Methode	7
3.1 Experimentele opzet.....	7
3.2 Aanpassing van de experimentele opzet	8
3.3 Analyse AIS data	10
3.4 Bemonsteringsmethoden.....	12
3.4.1 Box-corer	12
3.4.2 Bodemschaaf.....	14
3.4.3 Vangstregistratie garnalennet	15
3.5 Statistische methoden	16
3.5.1 Box-corer	16
3.5.2 Bodemschaaf.....	18
3.5.2.1 Statistische analyse van verschillen in soortensamenstelling dmv PRC's.....	18
3.5.2.2 Vershillen in ontwikkeling van dichtheid en biomassa in beviste vs controle gebieden	18
3.5.2.3 Relatie met visserij-intensiteit	19
4 Resultaten	20
4.1 Habitatverschillen tussen en binnen de proefvakken.....	20
4.1.1 Ligging van de proefvakken	20
4.1.2 Diepte	21
4.1.3 Sediment	22
4.2 Verschillen in bodemfauna tussen de proefvakken	23
4.2.1 Totale dichtheid, totale biomassa en diversiteit (box-corer)	23
4.2.2 Taxonomische samenstelling (box-corer)	23
4.2.3 Dominante soorten (box-corer)	24
4.2.4 Dominante soorten (bodemschaaf)	26
4.3 Temporele veranderingen in de bodemdierengemeenschappen tijdens het experiment	26
4.3.1 Dominante/typische soorten (box-corer)	26
4.3.2 Bodemdierengemeenschappen (bodemschaaf)	28
4.4 Verschillen in bodemdieren tussen de controle en beviste gebieden	29
4.4.1 Totale dichtheid, totale biomassa en diversiteit (box-corer)	29
4.4.2 Taxonomische samenstelling (Box-corer).....	29
4.5 Ruimtelijke verschillen in bodemdieren binnen de proefvakken	31
4.5.1 Totale dichtheid, biomassa en aantal soorten (box-corer).....	31
4.5.2 Taxonomische samenstelling (box-corer)	32
4.6 Trendverschillen tussen controle en beviste gebieden	32
4.6.1 Totale dichtheid, totale biomassa en aantal soorten per monster (box-corer)	32
4.6.2 Totale dichtheid en totale biomassa (bodemschaaf).....	35
4.6.3 Soorten gevoelig voor bodemberoering	36
4.6.4 Bodemdierengemeenschap (bodemschaaf)	36
4.7 Trendverschillen in bodemdieren tussen de subvakken	

(binnen de proefvakken)	37
4.7.1 Totale dichtheid (Bodemschaaf)	37
4.7.2 Dominante soorten (bodemschaaf)	38
4.8 Relatie met visserij-intensiteit	40
4.8.1 Totale dichtheid, biomassa en aantal soorten (box-corer)	40
4.8.2 Totale dichtheid, biomassa en geselecteerde soorten (bodemschaaf) ..	41
4.9 Vangstregistratie	42
4.9.1 Verloop van vangst tijdens het vissen	42
4.9.2 Locatie-specifieke verschillen	43
4.9.3 Seizoensfluctuaties	44
4.9.4 Platvis	46
4.9.5 Pelagische vis	48
4.9.6 Overige vissoorten	50
4.9.7 Natura-2000 Vissoorten	51
4.9.8 Schelpdieren	52
4.9.9 Schaaldieren	54
5 Discussie	55
5.1.1 Vergelijking beviste en onbeviste gebieden	56
5.1.1.1 Broedval	56
5.1.1.2 Predatie	57
5.1.2 Relatie bevissingsintensiteit	58
5.1.3 Effecten garnalenvisserij ?	59
5.1.4 Conclusie	60
6 Kwaliteitsborging	61
Dankwoord	62
Referenties	63
Verantwoording	65
Bijlage A: Data PMR-project; Ensis lengteverdeling per locatie bemonsterd met box-corer ..	66
Bijlage B:	68
Bijlage C: PCA curves op basis van bodemschaaf data; T0 als referentiepunt.	71
Bijlage D: PCA curves op basis van bodemschaaf data; bevist vs. onbevist	83

Samenvatting

Als onderdeel van het Monitoring Programma Natuurcompensatie Voordelta is in de periode 2010-2012 een experiment uitgevoerd waarbij specifiek de mogelijke effecten van de garnalenvisserij op het bodemleven worden onderzocht. In zes proefvakken in het bodembeschermingsgebied, die een representatieve weergave vormen van de ruimtelijke variabiliteit in het bodemleven in het onderzoeksgebied, is visserij gecontroleerd uitgevoerd. In het kader van het experiment is in de helft van elk proefvak door een garnalenvisser gevestigd (bevestigde deel), zesmaal per jaar in de periode mei - november. In de andere helft van het proefvak is in het kader van het experiment niet gevestigd (controle deel). Ieder jaar is voorafgaand aan de bevissing en in de herfstperiode de bodemfauna bemonsterd met bodemschaaf en box-corer in zowel het bevestigde als het controle deel van het proefvak. Het gaat daarbij zowel om de in, als op de bodem levende ongewervelde dieren (schelpdieren, wormen, krabben en kreeftachtigen, stekelhuidigen). Daarnaast is tijdens het bevissen door de garnalenvisser de samenstelling van de vangst geregistreerd.

De verkregen data tonen sterke ruimtelijke gradiënten tussen de proefvakken (volgens de opzet) maar ook binnen elk proefvak. De hoge mate van ruimtelijke en temporele variatie in de dichtheid en biomassa van bodemdieren, voornamelijk gestuurd door verschillen in broedvalsucces, bevestigen het beeld verkregen uit de MVII Natuurcompensatiemonitoring omtrent de hoge dynamiek van de bodemdierengemeenschappen in de Voordelta. De vangstregistraties bevestigen ook dat de ondiepe kustzone in de Voordelta een belangrijke kinderkamer vormt voor opgroeiende vis, met name voor platvissen als schol.

Het effect op de bodemfauna kon echter minder uitvoerig getoetst worden dan aanvankelijk gepland doordat er in de meeste jaren, in de meeste controlegebieden onbedoeld gevestigd werd. De in dit rapport weergegeven resultaten laten geen duidelijk effect van de garnalenvisserij op de bodemfauna zien. Van alle mogelijke (73) vergelijkingen in de ontwikkeling van de bodemdiergemeenschap zoals bemonsterd met de bodemschaaf en de boxcorer zijn er slechts 12 waar het controlegebied niet bevestigd is. Voor 7 van die 12 vergelijkingen waar het onderscheidingsvermogen op basis van de bodemschaafgegevens hoog genoeg zijn om verschillen aan te tonen, zijn er in zes gevallen geen aanwijzing voor een effect van visserij gevonden. Slechts in proefvak 3 (periode T5/T3) is een significant verschil gevonden tussen bevestigde en controle locaties (lagere totale dichtheid op bevestigde locaties). Met betrekking tot de boxcorer gegevens waar het onderscheidingsvermogen van alle 12 situaties hoog genoeg is om verschillen aan te tonen werd, zoals voor de bodemschaaf, in één situatie (proefvak 2, T4/T2) een significant (negatief) verschil aangetoond tussen bevestigde en controle locaties. Voor de totale dichtheid, totale biomassa en soortenrijkdom, bijvoorbeeld in de box-corer, was het minimaal benodigde relatieve verschil tussen de behandelingen dat tot een significant resultaat zou leiden 1:2 tot 1:5. Omdat, in de gevallen dat in het experiment een effect gemeten had kunnen worden na een visseizoen de relatieve verschillen kleiner waren, is voor geen van de onderzochte indicatoren een significant verschil gevonden.

In de meeste jaren is in de meeste controlegebieden onbedoeld gevestigd. De visserij-intensiteit in deze gebieden is echter veel lager dan in de bevestigde delen van de proefvakken (Tabel 3). Daarom is ook een correlatie tussen de visserijintensiteit en de bodemfauna geanalyseerd, onafhankelijk van de ligging van de monsterpunten in de strook "bevestigd" of "onbevestigd". Er zijn bij deze analyse geen significante correlaties gevonden tussen visserij-intensiteit, (AIS-signalen) en de veranderingen in de dichtheid, biomassa en soortenrijkdom van de bodemfauna. Ondanks het feit dat er weinig volledig onbevestigde locaties zijn overgebleven door bevissing in de controlegebieden heeft het verschil in de bodembewoering tussen weinig en veel gevestigd geen verschil in de bestudeerde indices veroorzaakt.

Het onderzoeksplan is opgesteld door de projectgroep "Gecontroleerd Garnalenvisserij onderzoek Voordelta 2010-2013", bestaande uit Rijkswaterstaat, EZ, het Havenbedrijf Rotterdam, Productschap Vis, de Visserijsector en Stichting de Noordzee. De projectgroep heeft het onderzoek tijdens de hele periode begeleid.

1 Inleiding

Bij de aanleg van de Tweede Maasvlakte (MV2) is in de NB-wetvergunning een compensatieverplichting opgenomen. Hierbij moeten de natuurwaarden die verloren gaan bij de havenuitbreiding gecompenseerd worden in de Voordelta. Hiertoe zijn in het Natura 2000 gebied Voordelta extra beschermende maatregelen getroffen om een kwaliteitsverbetering van de natuurwaarden te realiseren. Deze bestaan uit het instellen van een ca 30.000 ha groot bodembeschermingsgebied (BBG) waarin de grote boomkorvisserij (>260pk) is uitgesloten. Visserij op garnalen en platvis door kotters met een motorvermogen van <260pk is bij de instelling van het BBG in 2008 wel toegestaan. Het uitgangspunt bij het vaststellen van de omvang van het BBG was, dat door het beperken van bodemberoerende activiteiten in het gebied per oppervlakte-eenheid een winst in biomassa van bodemfauna (voedsel voor vissen en vogels) van ca. 10% te bereiken is.

Omdat afdoende inzicht in de specifieke effecten van garnalenvisserij op de bodemhabitats in de Voordelta ontbreekt, is bij de instelling van het BBG afgesproken hiernaar onderzoek te doen. De kernvraag is of de beoogde natuurcompensatie gehaald kan worden bij voortzetting van de garnalenvisserij.

Het Monitoring Programma Natuurcompensatie Voordelta is gericht op het vaststellen van de effecten van de genomen maatregelen op het ecosysteem in het algemeen en de betreffende natuurdoelen in het bijzonder. Eén onderdeel van dit programma bestaat uit het "garnalenvisserij experiment" waarbij de mogelijke effecten van de garnalenvisserij op het bodemleven onderzocht worden. Indien de beoogde doelstelling voor natuurcompensatie niet wordt gehaald, kan het inzicht uit dit experiment bijdragen aan het nemen van aanvullende bepalingen om de visserijdruk te reguleren.

Het onderzoek vond plaats onder verantwoordelijkheid van Rijkswaterstaat: RWS Water, Verkeer en Leefomgeving (projectleiding) en RWS Dienst Noordzee als coördinerend waterbeheerder, tevens voorzitter van de projectgroep 'Gecontroleerd Garnalenvisserij onderzoek Voordelta 2010-2013'. Bij de opzet van het plan van aanpak waren betrokken Rijkswaterstaat, EZ, het Havenbedrijf Rotterdam, Productschap Vis, de Visserijsector en Stichting Noordzee.

2 Doelstelling

Met dit onderzoek wordt een antwoord gezocht op de vraag naar de invloed van de garnalenvisserij op de bodemfauna in de Voordelta. Het gaat bij de vaststelling van de effecten om de impact van deze vorm van bodemberoering op de bodemfauna op korte en langere termijn (2010-2013). De studie omvat zowel effecten op oppervlakkig (epifauna) als dieper levende (infauna) soorten. De bemonsteringsstrategie laat toe seizoensgebonden variatie in de analyse mee te nemen.

De hoofdonderzoeksvraag is als volgt geformuleerd:

"Wat is de invloed van de garnalenvisserij op de bodem en op biomassa en samenstelling van lokale populaties bodemdieren (epifauna, infauna)?"

Bij de uitwerking van het onderzoek is ondermeer als uitgangspunt genomen dat de bemonstering gebeurt met een box-corer (om de in de bodem levende dieren te meten) en met een bodemschaaf (om de grotere in en op de bodem levende dieren te meten).

Aanvullend is de vangstsamenstelling bij het experimenteel vissen bepaald, al is dat geen hoofddoel.

3 Methode

3.1 Experimentele opzet

Bij de opzet van het onderzoeksplan zijn betrokken Rijkswaterstaat, EZ, het Havenbedrijf Rotterdam, Productschap Vis, de Visserijsector en Stichting de Noordzee. De betrokken partijen hebben samen 6 gebieden ('proefvakken') geselecteerd voor het onderzoek (Figuur 1), die als representatief beschouwd kunnen worden voor Habitattype 1110 op basis van diepte, expositiegraad, bodemsamenstelling en lokale stromingspatronen. De proefvakken zijn alle gelegen in door de sector regulier bevestigd gebied en zijn gelegen in het zogenaamde bodembeschermingsgebied, een voor de grote boomkorvisserij (>260 pk) niet langer toegankelijk gebied binnen het N2000 gebied Voordelta.

Productschap Vis heeft de coördinaten van de proefvakken laten inpassen in de GPS systemen van de vissers, zodat de vissers exact wisten waar de proefvakken lagen. De garnalensector heeft daarop toegezegd op vrijwillige basis niet in de proefvakken te zullen vissen. Via het Automatisch Identificatie Systeem (AIS) en logboek registratie is gemonitord op aan/afwezigheid van vissende schepen.

In elk van de proefvakken zijn twee deelgebieden onderscheiden, waarvan er één experimenteel bevestigd werd. Het andere moest jaar rond onbevestigd (=controle) blijven (Figuur 2). Bij de opzet is rekening gehouden met een analyse van de punten op proefvak-, deelproefvak- en monsterpuntniveau. Bij de start van het onderzoek is uitgegaan van een drie jaar durende experimentele bevissing. Uitspraken over effect van visserij zijn dus mogelijk over de looptijd van het experiment. Vergelijkingen tussen bevestigd en onbevestigd vormen de basis voor het onderzoek.

De experimentele bevissing werd uitgevoerd door een garnalenvisser, en was afgestemd op de gangbare visserijdruk (vastgesteld i.s.m. de sector). Aan de uitvoering van deze experimentele visserij is qua visgedrag en vistuig geen verandering vanuit het onderzoek toegevoegd en de bevissing is daarmee uitgevoerd alsof het een gewone commerciële visserij betrof. De afstelling van de twee 9m brede netten is door de visser steeds aangepast aan de lokale situatie (door bv. bijstellen van de klossen), zoals hij normaal ook zou doen. Bevissing vond zes maal per jaar plaats, tussen mei en november. De bevissing heeft plaatsgevonden in 2010, 2011 en 2012 (Tabel 1). In de te bevissen gebieden werden telkens 6 trekken uitgevoerd in de lengterichting van het proefvak, over de hele lengte van het onderzoeksgebied (Figuur 2).

Alle vangsten zijn per trek aan boord onmiddellijk na het aan dek halen uitgezocht, alle organismen zijn gedetermineerd en geteld. Van iedere vangst is een foto gemaakt. Van de vissen is de lengte bepaald. In 2010 is alles op papier geregistreerd, terwijl in 2011 een overstap van papier naar digitale registratie is gemaakt. In 2012 is alles direct digitaal en zonder tussenkomst van papieren formulieren geregistreerd. Alle vispaden van het gebruikte vissersvaartuig OD3 zijn elektronisch geregistreerd in het navigatieprogramma "Tracks". Daardoor was het mogelijk zeer nauwkeurig te opereren in het proefvak. Daarnaast zijn de tracks geregistreerd d.m.v. AIS.

Tabel 1: Data van de experimentele garnalenvisserij

Bemonstering	2010	2011	2012
1	7-9 juni	30 mei – 1 juni	29-31 mei
2	12-14 juli	27-29 juni	25-27 juni
3	16-18 augustus	25-27 juli	23-25 juli
4	20-21 september	22-24 augustus	20-23 augustus
5	25-27 oktober	19-21 september	17-20 september
6	29 november-1 december	17-18 & 21 oktober	15, 17-18 oktober

De bodemfauna is in de drie onderzoeksjaren tweemaal per jaar bemonsterd, in mei en in september/oktober (Tabel 2), met een box-corer en met een bodemschaaf. De voorjaarsbemonstering heeft plaatsgevonden vóór de eerste experimentele bevissing, de najaarsbemonstering na de laatste experimentele bevissing, met uitzondering van het eerste jaar toen de najaarsbemonstering na de vierde bevissing plaatsvond.

In elk deelgebied, bevestigd en niet bevestigd, zijn bij elke bemonstering 12 monsters met een box-corer en 3 monsters met een bodemschaaf genomen, regelmatig verspreid over de lengte van elk proefvak (Figuur 2). De bemonstering, determinatie en de uitwerking van de monsters gebeurde grotendeels volgens het protocol gebruikt bij de Natuurcompensatiemonitoring (NCV) (Craeymeersch en Escaravage 2011).

Tabel 2: Data van de benthos bemonstering

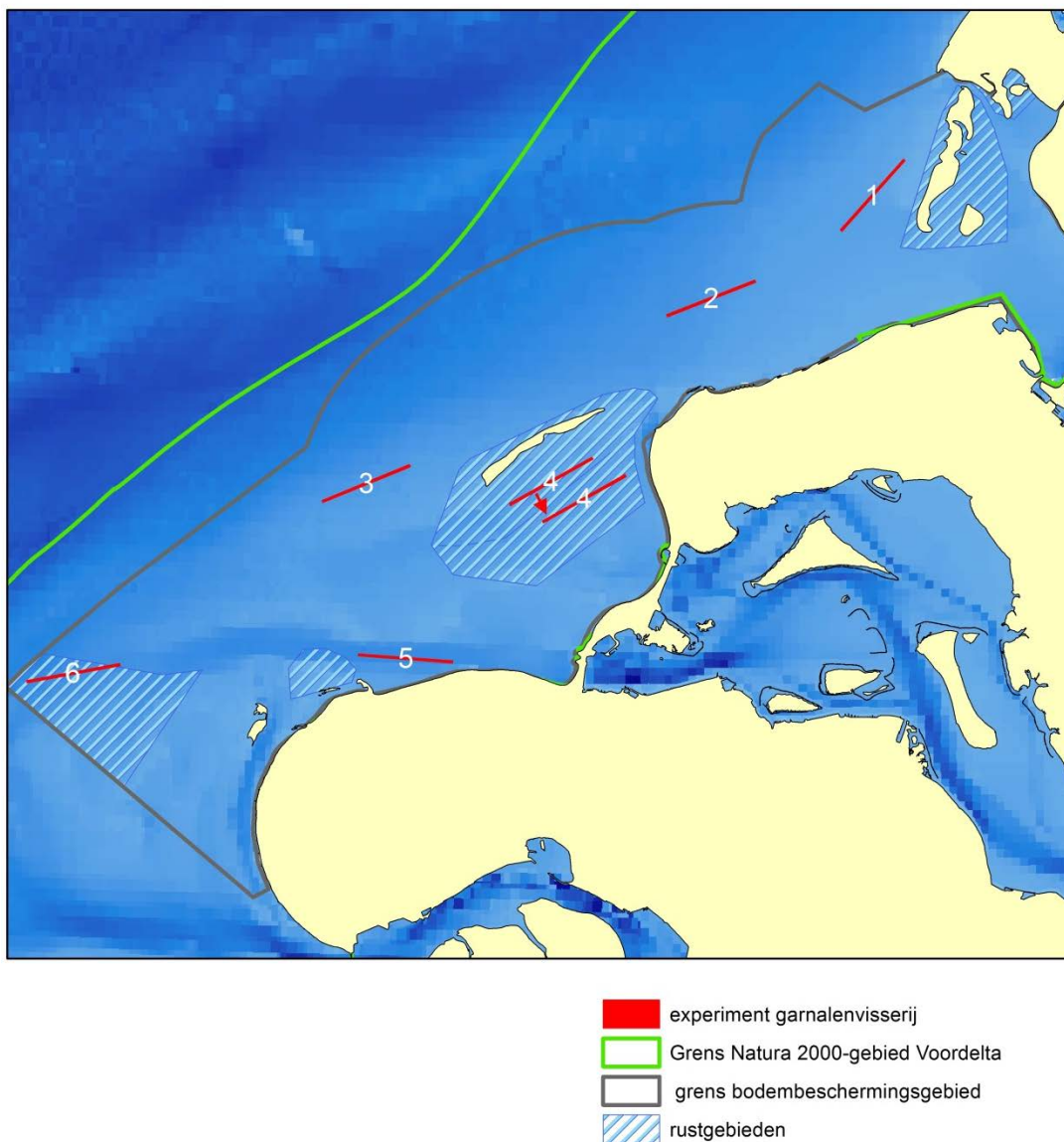
Bemonstering	2010	2011	2012
Schaaf			
1	2-3 juni	16-18 mei	23-24 april
2	11-12 oktober	12-13 oktober	22-23 oktober
Box-corer			
1	25 mei – 1 juni	19 mei, 24-25 mei	17-20 april
2	21 – 23 september	3-5 oktober	24-25, 30 oktober

Voor dit project zijn twee box-corers en de daarbij behorende opvangtafel beschikbaar gesteld door RWS Dienst Noordzee. De gebruikte bodemschaven zijn uit de pool van IMARES van schaven met identiek formaat van mes-diepte en -breedte. Het gebruikte garnalennet is het standaard toegepaste vistuig van de OD3 en de meeste andere commerciële garnalenvissers uit de regio. Het net heeft aan de bodemzijde een standaard klossenpees.

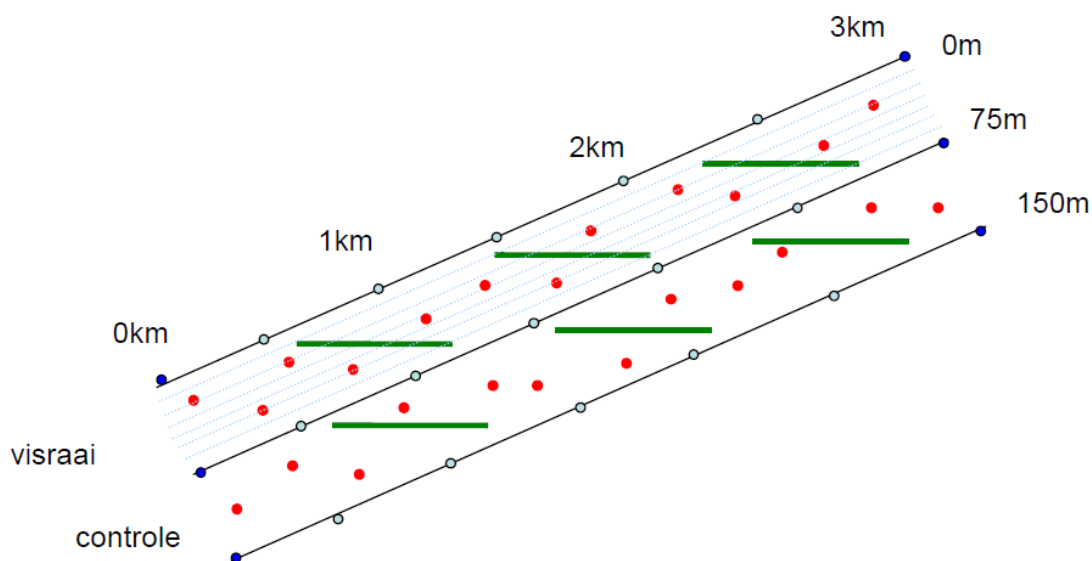
Voor het onderzoek op zee is gebruik gemaakt van twee vaartuigen: het betonningsvaartuig "De M.S. Vliestroom" van Rijkswaterstaat en het vissersvaartuig OD3 van de Firma Visserijbedrijf Luime & Zn VOF. De Vliestroom is ingezet voor de monsternamen met de boxcorer en de bodemschaaf. De OD3 heeft de experimentele bevissing uitgevoerd.

3.2 Aanpassing van de experimentele opzet

De positie van proefvak 4 is in de loop van het onderzoek, vanaf de derde bevissing in 2010, verplaatst naar het zuidoosten (Figuur 1). De ondergrond van het oorspronkelijke proefvak bestond uit slib, wat bevissing onmogelijk maakte. Gezien deze verplaatsing van de experimentele bevissing van proefvak 4 is de positie van voor- en najaarsbemonstering van proefvak 4 in 2010 niet dezelfde.



Figuur 1: Ligging van de 6 proefvakken in het bodembeschermingsgebied bij de start van het onderzoek. Proefvak 4 is in de loop van het onderzoek verplaatst naar het zuidoosten.



Figuur 2: Schematische verdeling van elk van de 6 proefvakken in een bevestigd en controlegebied, en een globaal overzicht van ligging van de monsters die zijn genomen met de schaaf (groen) en de box-corer (rood). Schalen in de x- en y-richting verschillen, let op afstands aanduiding.

3.3 Analyse AIS data

Om inzicht te geven in de scheepsbewegingen in en nabij de proefvakken is gebruikt gemaakt van AIS-data. Deze analyse is uitgevoerd door MARIN (Koldenhof & Looije 2014). In deze paragraaf wordt een korte samenvatting gegeven van de uitgevoerde analyse.

AIS is een afkorting die staat voor Automatic Identification System. Sinds 2005 zijn alle schepen groter dan 300 GT (Gross Tonnage), dus vrijwel alle koopvaardij schepen, verplicht uitgerust met een AIS-transponder, die enkele malen per minuut een AIS-bericht uitzendt waarin het MMSI nummer (Maritime Mobile Service Identity), de positie van het schip, het scheepstype, de snelheid, de diepgang, de bestemming en enkele additionele kenmerken van het schip zijn opgenomen. Primaire doel is om aanvaringen tussen schepen te voorkomen. Inmiddels zijn ook kleinere schepen, waaronder dienstvaart, werkvaart, visserij schepen en sommige recreatieschepen uitgerust met AIS. Echter, voor de meeste van deze schepen is het gebruik van AIS op dit moment niet verplicht en daarom is er een aanzienlijk deel dat nog geen AIS signalen uitzendt. Daarnaast kunnen schepen hun AIS uitzetten. Voor de vissersschepen die een vergunning hebben om te vissen in het Voordelta gebied is in 2009 wel een AIS-verplichting is ingesteld.

Al deze gegevens worden opgevangen door de AIS-ontvangststations langs de Nederlandse kust en op offshore platforms. Vervolgens worden deze berichten doorgestuurd naar het Kustwachtcentrum gevestigd in Den Helder.

Signalen van walradars zijn ook opgenomen in de data set om schepen zonder werkend AIS aan boord te kunnen traceren. Voor de overige schepen met werkend AIS aan boord levert het radarsignaal extra informatie op. In die gevallen vullen beide datasets elkaar dus aan. In sommige gebieden is er nog radardekking vanaf kuststations. Beide signalen (AIS en radar) worden door de Kustwacht gearcheveerd. Deze data krijgt MARIN maandelijks ter beschikking gesteld voor onderzoeksdoeleinden.

De analyse is uitgevoerd in grofweg vijf stappen. De basis is, zoals hiervoor omschreven, AIS-data aangevuld met radardata. In de analyse wordt aangenomen dat ieder schip in een rechte lijn vaart tussen twee opeenvolgende AIS-berichten (10 seconden interval). Varende schepen zenden, afhankelijk van de snelheid, iedere twee tot tien seconden een AIS bericht uit.

De eerste stap is het selecteren van schepen die één van de proefvakken hebben doorkruist. Vervolgens is van deze schepen bepaald of het een vissersschip betreft of niet, gebaseerd op het scheepstype in het AIS-bericht, de scheepsnaam of het label dat aan de radardata gehangen is.

Van alle doorkruisingen met een gemiddelde snelheid hoger dan vier knopen is aangenomen dat dit geen vissende bewegingen zijn geweest. Deze aanname is gebaseerd op een analyse van de tracks tijdens vissen van de OD3.

De doorkruisingen van schepen geïdentificeerd als visser en met een gemiddelde snelheid lager dan vier knopen zijn samen met de schipper van de OD3, Jan Luime, stuk voor stuk bekeken om te bepalen of het een vissende beweging betrof.

Hoewel dus niet exact via directe waarneming is vastgesteld waar en wanneer daadwerkelijk gevisd is, zijn wel drie duidelijke indicatoren aangewezen voor vissend gedrag. Dit zijn het scheepstype, de scheepssnelheid en het afgelegde pad van het schip.

Doordat de positie uitgezonden door de AIS-transponder vaak bepaald wordt met hulp van een GPS-systeem, is deze niet honderd procent nauwkeurig. Deze positie kan 10 meter afwijken van de daadwerkelijke positie (zie 2.1.1 in het MARIN rapport voor meer informatie). Daardoor is het niet mogelijk om per monsterpunt (box-corer of bodemschaaf) te analyseren hoe hoog de bevissingsgraad was.

Er is daarom gekozen om ieder proefvak in zes gelijke delen te verdelen, zogenaamde subvakken, en per subvak is het 'aantal geviste meters' bepaald, zowel door de OD3 als door overige vissers. Deze subvakken zijn ongeveer 75 bij 1000 meter. Binnen ieder subvak liggen dus 4 monsterlocaties met de box-corer en 1 monsterlocatie met de bodemschaaf. Tabel 3 geeft voor de drie onderzoeksjaren het aantal geviste meters door ongeplande visserij in het controle gebied. Deze meters zijn berekend vanaf 1.5 uur voor het begin van vissende beweging tot 1.5 uur na afloop van de vissende beweging. Daardoor zijn de getallen zeker deels een overschatting, met name als het schip in die periodes reeds in het vak gevaren had. De inschatting of lage waardes als verwaarloosbaar gesteld kunnen worden, is gebeurd op basis van de ligging. Als een bevissing bijv. in een hoek van het proefvak plaatsgevonden heeft, is de kans dat deze bevissing de bemonsterde locaties beïnvloed heeft erg klein en als verwaarloosbaar gesteld.

Tabel 4 geeft de totale bevissingsdruk in alle subvakken van alle gebieden. De bevissingsdruk van de controlegebieden wordt ook beïnvloed door middels AIS geregistreerde bevissingen van de OD3. De meeste van de bevissingen in het controlegebied door de OD3 hebben volgens AIS net over de grens plaatsgevonden. Zoals eerder genoemd zit er een onnauwkeurigheid in de positie van het schip zoals bepaald door het GPS systeem, in vergelijking met de registratie aan boord van het schip. Hierdoor kan het zo zijn dat bevissingen door de OD3 (en andere vissers) onterecht zijn toegewezen aan het controlegebied. Dit kan echter ook andersom voorkomen, dat bevissingen in het controlegebied onterecht zijn toegewezen aan het beviste gebied. Het is niet te zeggen of deze onnauwkeurigheid leidt tot een over- of onderschatting van de visserij-inspanning in de verschillende gebieden. Wel is duidelijk dat de visserij-intensiteit in het controlegebied steeds veel lager was dan in het beviste gebied.

Tabel 3. Totaal aantal geviste meters door andere vissers dan de OD3 in de drie subvakken (D, E, F) van het controlegebied in de periode tussen de bodemdierbemonstering in het voorjaar en het najaar (zie Tabel 1), in de jaren 2010, 2011 en 2012. De groen gemarkeerde cellen geven aan dat er niet of verwaarloosbaar gevisd is.

	2010			2011			2012		
	subvak D	subvak E	subvak F	subvak D	subvak E	subvak F	subvak D	subvak E	subvak F
proefvak 1	234	635	1828	0	0	0	134	1131	614
proefvak 2	216	3875	4584	841	1636	2925	879	474	415
proefvak 3	1377	1307	956	0	60	1059	0	0	0
proefvak 4	0	0	0	54	177	558	317	0	1340
proefvak 5	0	0	0	1652	2559	1261	6884	7205	2851
proefvak 6	596	193	0	1241	15	151	926	380	551

Tabel 4. Aantal geviste meters door OD3 en door andere vissers in de drie subvakken van het beviste gebied (A, B, C) en controlegebied (D, E, F) in de jaren 2010, 2011 en 2012.

		Bevist gebied			Controlegebied		
		subvak A	subvak B	subvak C	subvak D	subvak E	subvak F
2010	proefvak 1	31496	33412	30705	753	784	2364
	proefvak 2	36324	35112	31098	3214	6558	8240
	proefvak 3	40046	37006	36161	3609	2949	1765
	proefvak 4	23240	24009	24159	592	73	1565
	proefvak 5	35880	35751	35419	2264	1951	1653
	proefvak 6	29507	31478	32144	1306	600	947
2011	proefvak 1	36162	35982	36168	343	488	681
	proefvak 2	36612	36330	36696	1121	1724	2925
	proefvak 3	37818	36027	34888	1008	883	1890
	proefvak 4	35181	34760	35214	193	241	1046
	proefvak 5	37261	37950	36553	3860	4146	2080
	proefvak 6	33894	34692	35438	2195	937	1432
2012	proefvak 1	28962	28433	28354	2617	3596	1840
	proefvak 2	30754	30047	28714	3666	879	932
	proefvak 3	28469	28953	30736	60	2135	2090
	proefvak 4	30816	29206	30020	317	332	1400
	proefvak 5	33733	44101	35738	8286	8200	3404
	proefvak 6	26780	29309	29394	980	380	729

3.4 Bemonsteringsmethoden

3.4.1 Box-corer



De bodemdiersoorten aanwezig in het sediment en die achterblijven op een zeef met een maaswijdte van 1 mm worden bemonsterd volgens de standaard methoden (kwaliteitsmanagement NEN-ISO 9001:2008) in gebruik bij de Monitor Taakgroep van het NIOZ. Met behulp van een box-corer worden monsters met een oppervlak van ca. 0,078 m² en een diepte van 20 cm genomen. Uit de box-corer wordt een deelmonster genomen: 3 steekbuizen met een diameter van 8cm. Na samenvoegen van de 3 steekbuizen, wordt de inhoud aan boord over een zeef met een maaswijdte van 1 mm gespoeld en gefixeerd in pH-geneutraliseerde formaldehyde. Deze methodiek wordt ook gebruikt bij de monitoring van bodemdieren in de Deltawateren in het kader van MWTL. Het betekent ten opzichte van een volledige box-corer een vijfvoudige vermindering van het te verwerken materiaal. Het betekent ook een verlies aan trefkans voor soorten met een lage dichtheid. Dit verlies wordt in het huidige bemonsteringsopzet voor een deel gecompenseerd door de hoge ruimtelijke dichtheid van de monsterpunten binnen de deelgebieden.

De determinatie van de soorten in de monsters vond plaats in het laboratorium. Hier worden alle monsters gespoeld op een zeef met een maaswijdte van 0,5 mm en gekleurd met Bengaals roze. Alle individuen worden gedetermineerd tot op soortniveau of het eerstvolgende hogere niveau waarop determinatie op basis van de aanwezige externe kenmerken mogelijk is, en hun aantal wordt bepaald. Geen soortendeterminatie vond plaats voor de soortgroepen Oligochaeta en de Nemertea omdat, voor deze groepen, het tot op soort brengen gebaseerd is op inwendige kenmerken. Ook de Actiniaria worden niet tot op soort gedetermineerd omdat voor de Actiniaria de externe kenmerken niet meer zichtbaar zijn na de fixatie met formaline.

De biomassa wordt bepaald op één van de volgende manieren:

- Door gebruik te maken van lengte-gewicht relaties ($W = a \cdot L^b$ met W =Asvrij DrooggeWicht (ADW) in mg en L =lengte in mm). Per campagne worden alle dieren waarvan de lengte wordt gemeten (schelpen, krabben, garnalen, zeeëgels en zeesterren), verast totdat er voldoende metingen zijn om een betrouwbare regressielijn te kunnen maken. Standaard zijn dit minimaal 45 metingen, zoveel mogelijk verdeeld over de gehele lengte range. Kleine dieren worden met grotere aantallen tegelijk verast. Dit wordt als één meting beschouwd. Als er eenmaal voldoende metingen zijn om een regressielijn te kunnen berekenen, wordt de biomassa van de daarna verzamelde dieren middels de lengte/gewicht regressie berekend.
- Door het converteren van natgewicht in ADW. Natgewichten worden bepaald met een Sartorius balans tot op 0,1 mg nauwkeurig. Voor de omrekening van natgewicht naar asvrijdrooggewicht is gebruik gemaakt van conversiefactoren die werden bepaald tijdens eerdere monitoring-campagnes. Wanneer er geen goede conversiefactor voor een bepaalde soort in een bepaald seizoen was, werden dieren van die soort verast zodat een conversiefactor berekend kan worden.
- Door het direct bepalen van het asvrijdrooggewicht (ADW).
- Door het toekennen van een biomassa (in enkele gevallen waarbij lengte noch natgewicht bepaald is), op basis van eerdere bepalingen.

In de praktijk zijn de vier mogelijkheden in deze volgorde doorlopen: wanneer de eerste mogelijkheid niet kon worden toegepast, is een van de volgende opties toegepast. De laatste methode, met de laagste betrouwbaarheid, is nauwelijks gebruikt.

Verassen gebeurde als volgt: minimaal 2 dagen drogen bij 80° C, en nadien verassen gedurende 2 uur bij 580°C. Het asvrij drooggewicht (ADW) is het verschil tussen het gewicht vóór en het gewicht na verassen.

Voor de exemplaren die gebruikt worden bij de berekening van de lengte-gewicht regressies en de conversiefactoren, wordt de direct bepaalde biomassa gebruikt bij de biomassaberekeningen.

Uit elke box-corer is een deelmonster genomen voor sedimentanalyse. Deze deelmonsters werden genomen met een doorgezaagde injectiespuit (Ø 10 mm) die 8 cm in het sediment werd geduwd. Er werden drie dergelijke monsters genomen per box-core en verzameld als mengmonster. Het monster werd diepgevroren bewaard tot nadere analyse met een Malvern particle size analyzer.

3.4.2 Bodemschaaf



Voor een goede beschrijving van de epifauna en lokale dichtheden van schelpdieren werden op alle locaties ook monsters met een bodemschaaf genomen. De schaaf geeft t.o.v. de box-corer extra informatie over epifauna en zeldzamere (en veelal grotere) infauna-soorten. De bodemschaaf vist over een afstand van ca. 150 m, met een mesbreedte van 0,1m waardoor het sediment bemonsterd wordt over een oppervlakte van ca. 15 m². Het mes gaat ongeveer 10 cm diep in het sediment. De bodemschaaf is voorzien van een kooi waarin het monster terecht komt. De kooi is voorzien van gaas met een maaswijdte van 5mm, en fungeert als zeef. Er wordt 3,5 maal de diepte aan vislijn gevierd om er zeker van te zijn dat de bodemschaaf goed op de bodem blijft.

In die gevallen dat de korf helemaal gevuld was, is de trek afgekeurd en is een volgende sleep over een korter tracé gemaakt waarbij voldoende materiaal overbleef. In dat geval is het bemonsterd oppervlak een fractie van de 15m² (al naar gelang de werkelijk beviste afstand).

De met de bodemschaaf bemonsterde oppervlakte is afhankelijk van de breedte van de schaaf (10cm) en de trek lengte. De trek lengte is bepaald aan de hand van de registraties van het aantal pulsen van het telwiel (omtrek van wiel inclusief tanden = 1.5m): dus anderhalf maal het aantal pulsen.

Alle levende dieren zijn aan boord geïdentificeerd tot op soort (indien mogelijk), en het versgewicht (inclusief schelp) wordt bepaald. Kokkels (*Cerastoderma edule*) zijn gesorteerd op leeftijd (0+, 1+, 2+, >2+). Nonnetjes (*Macoma balthica*) zijn gesorteerd op afmeting (<5mm, 5-10mm, >10mm). Strandschelpen (*Spisula subtruncata*) zijn gesorteerd op leeftijd (0+, 1+, >1+). Mosselen (*Mytilus edulis*) zijn op leeftijd (0+, >0+) en afmeting (< 4,5 cm, > 4,5 cm) gesorteerd. Alle andere schelpdiersoorten zijn gewogen zonder verdere verdeling in leeftijd of lengteklassen. De biomassa (als versgewicht) van kapotte dieren is bepaald aan de hand van het gemiddelde gewicht van hele dieren van dezelfde grootteklasse. Voor een aantal schelpdieren is dit niet mogelijk omdat er alleen maar kapotte exemplaren gevonden zijn (bijv. otterschelp en grote strandschelp).

Van alle intacte schelpdieren is aan boord de individuele lengte (Bivalva met uitzondering van *Ensis*), de hoogte (Gastropoda) of de breedte (*Ensis*) bepaald met een digitale schuifmaat.

3.4.3 Vangstregistratie garnalennet



De vangst (vis en bodemdieren) is per trek vastgesteld aan boord. Het gebruikte garnalennet (9m breed, zie foto) is van het type met een zeeflap waarbij grote vis wordt gescheiden van de kleine en waarbij een deel van de kleinere grote soorten door de grofmazige netten kunnen ontsnappen.

Voor dit onderzoek is de zeeflap in deze bevissing dichtgebonden en de vangst hiervan is aan de totale vangst toegevoegd. De grote fractie is daardoor oververtegenwoordigd in de vangsten, in vergelijking met de vangsten van een commerciële garnalenvisser.

De gehele vangst van deze bevissing is voor elke trek gekarakteriseerd door alle vis en benthos uit beide netten te betrekken in de totale vangst. De totale vangst kan in twee delen worden gescheiden, nl. dat wat door de zeeflap wordt tegengehouden en dat wat in het uiteinde van het fijnmazig garnalen net met een maaswijdte van 22 mm wordt vastgehouden. Door deze kleine maaswijdte worden er veel vissoorten meegevangen. Om de bijvangst van deze soorten te verminderen zijn garnalenvissers in Nederland verplicht tot het gebruik van een zeeflap. Een zeeflap bestaat uit een grofmazig net (maaswijdte 5-6 cm) voor de ingang van de boomkor, waardoor de grotere vis wordt tegengehouden en kan ontsnappen. Garnalen en kleinere vis worden doorgelaten en verzamelen zich in de staart van het net (Catchpole et al 2008).

De vangst van alle vis en krabben in het bakboord- en stuurboordnet die in de grofmazige zak zit, is volledig geteld. Wanneer er een grote hoeveelheid zeesterren of slangsterren inzitten, is daarvan een deelmonster geteld.

Van de vangst uit het fijnmazige net waar de garnaal in zit, is een deelmonster genomen, bijv. 20 liter. Daarnaast wordt de rest uitgestort en doorzocht op zeldzame vangsten. Deze zijn buiten het deelmonster om geregistreerd. In het deelmonster zijn alle soorten gescheiden en indien in grote aantallen van gelijke lengte is daarvan opnieuw een deelmonster genomen voor lengtemeting. Dit laatste geldt vrijwel altijd voor garnalen waarvan er rond de 50 stuks worden gemeten. Krabben, heremiet kreeften, zeesterren en schelpdieren zijn geteld maar niet gemeten.

De gegevens van beide bronnen zijn samengevoegd. De vangst door de zeeflap is daarmee niet meer te onderscheiden van de rest van de vangst.

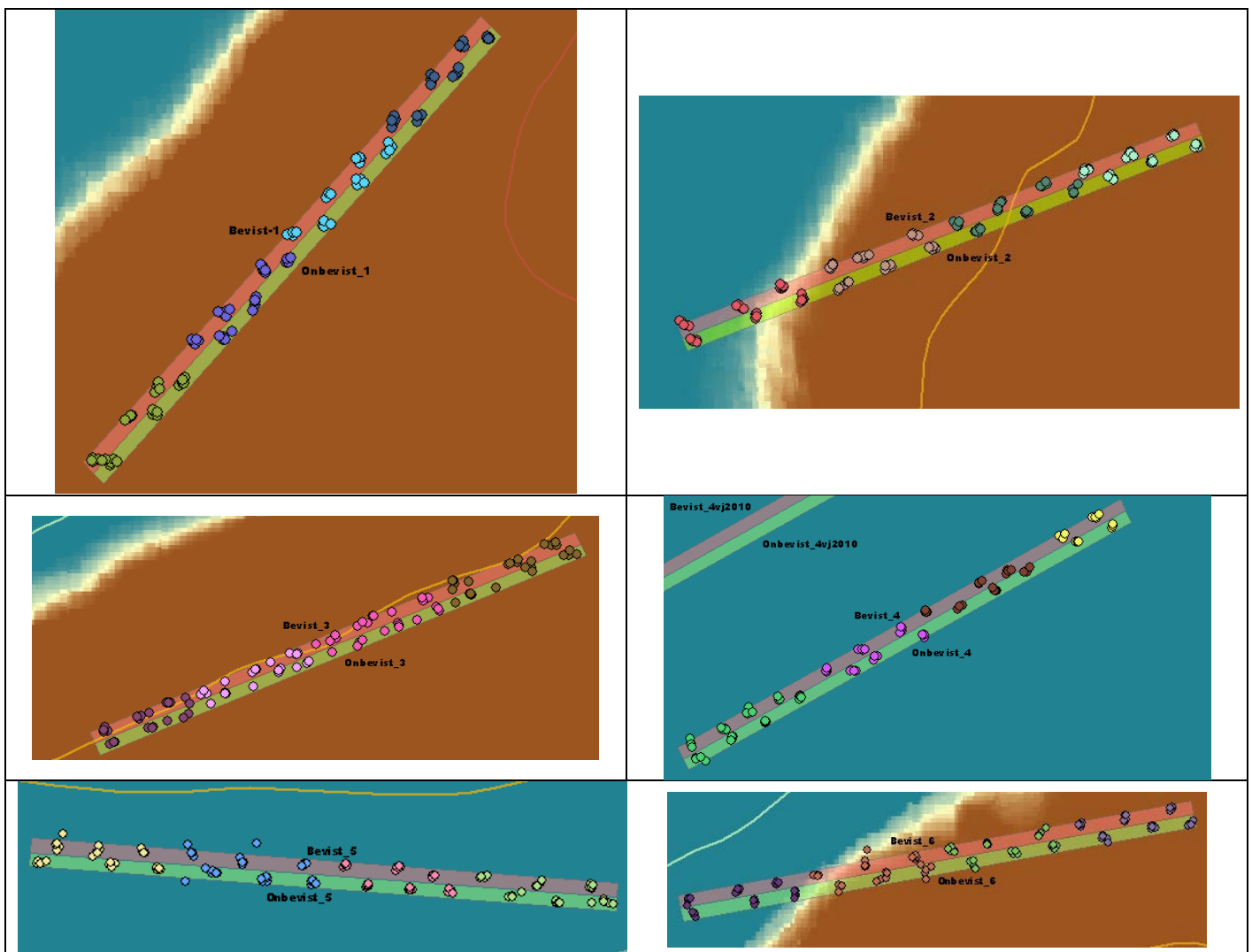
Alle vangsten per trek zijn omgerekend naar vangsten per uur vissen. Op basis hiervan zijn per soort de gemiddelde aantallen per trek, en het percentage per bevissing berekend.

3.5 Statistische methoden

3.5.1 Box-corer

In overeenstemming met het projectplan bestrijken de zes proefvakken zeer uiteenlopende habitats van de Voordelta (zie ook 4.1). Om, volgens de eisen van de onderzoekaanvraag, paarsgewijze vergelijkingen tussen monsterlocaties en tijdstippen (BACI design) mogelijk te maken werden de 12 boxcorer locaties regelmatig verspreid over de lengte van elk proefvak herhaaldelijk (50m rondom een vaste punt) bemonsterd.

Rekening houdend met het feit dat de effecten van bodemberoering habitatspecifiek zijn (zie bijv. Kaiser et al 2006), is het te verwachten dat een eventueel effect in de verschillende proefvakken niet gelijk zal zijn. Uit de data blijken - zoals verwacht - grote verschillen tussen de bodemdierengemeenschap in de zes proefvakken zijn (zie 4.1). Maar ook binnen de proefvakken zijn er grote verschillen, vermoedelijk als gevolg van de aanwezigheid van gradiënten in de abiotische omstandigheden. In een gezamenlijke analyse van alle proefvakken samen zouden de effecten van de beroering zouden daarom enkel waarneembaar zijn als deze in dezelfde orde van grootte liggen als de habitat gestuurde verschillen.



Figuur 3. Indeling van de monsterlocaties in 8 subvakken binnen elk proefvak voor het uitvoeren van paarsgewijze vergelijkingen tussen de beviste en controle gebieden. Van links naar rechts en van boven naar beneden proefvak 1 t/m 6.

Omdat er ook ruimtelijke gradiënten zijn binnen de proefvakken is er, als alternatief voor een toetsing op basis van de proefvakken gemiddelden, gebruik gemaakt van paarsgewijze vergelijkingen tussen de monsters in de aan elkaar grenzende subvakken (Figuur 3) in beviste en controle gebieden. Voor het

uitvoeren van de paarsgewijze toets worden monsterlocaties in de beviste en controle gebieden aan elkaar gekoppeld. Daarvoor is voor ieder proefvak het beviste en het controle gebied in drie subvakken verdeeld (Figuur 4). De naast elkaar liggende subvakken (eentje in bevist en eentje in controle gebied) zijn als paren beschouwd, ieder met 4 monsterpunten per subvak.

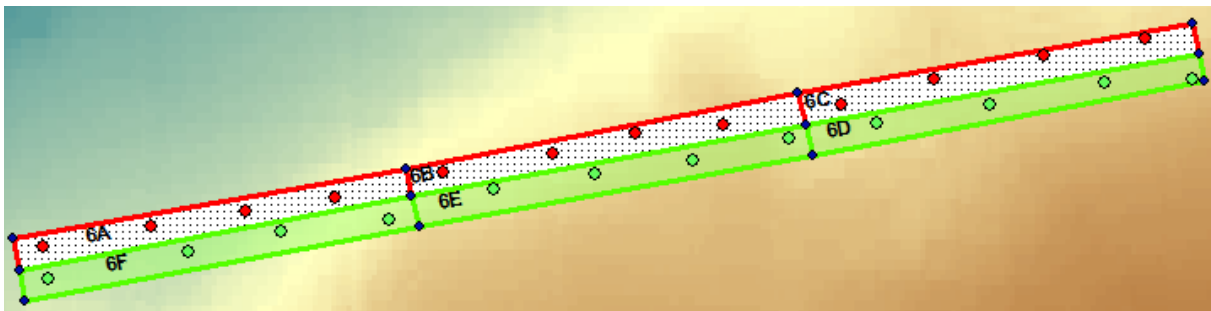
Tabel 5. Codering van de campagnes gebruikt voor de paarsgewijze vergelijkingen tussen beviste en controle gebieden. T0 is voorjaar 2010, vóór de eerste bevissing.

T _y vs T _x	T0	T1	T2	T3	T4	Overzicht van de uitgezochte meetperioden
T1 (nj2010)	X					• visseizoen (T1/T0,T3/T2,T5/T4) • vj-vj (T2/T0,T4/T2) • winterseizoen (T2/T1,T4/T3) • nj-nj (T3/T1,T5/T3) • langere termijn (T5/T1,T4/T0,T5/T0)
T2 (vj2011)	X	X				
T3 (nj2011)	X	X	X			
T4 (vj2012)	X		X	X		
T5 (nj2012)	X	X		X	X	

De monstercampagnes zijn herbenoemd in T0 (voorjaar 2010) t/m T5 (najaar 2012). De toets bestaat uit een vergelijking (paarsgewijze toets) tussen de veranderingen (T_y vs T_x) in dichtheid, biomassa en aantal soorten per monster in de controle en beviste gebieden binnen elk proefvak (Tabel 5).

In de meeste jaren is in de meeste controlegebieden gevist (zie 3.3). De visserij-intensiteit in deze gebieden is echter veel lager dan in de beviste delen van de proefvakken (Tabel 3). Daarom is ook een analyse uitgevoerd naar de correlatie tussen de visserij-intensiteit (aantal vissend gevaren meters; zie 3.3) en de verandering tussen meetmomenten in totale dichtheid, biomassa en aantal soorten en de biomassa van *Lanice conchilega*. *L. conchilega* behoort tot de soorten die bekend zijn voor hun gevoeligheid voor bodemberoering (Callaway et al., 2010; Wijnhoven et al., 2013) en werd mede geselecteerd vanwege de relatieve hoge frequentie van voorkomen in de box-corer monsters (35% in proefvak 5, 25% in proefvakken 1 en 4, 18% in proefvak 2 en 7% in proefvakken 3 en 6).

Voor deze analyse zijn de box-corer waarnemingen ingedeeld in de zes subvakken A tot F binnen elke proefvak om de koppeling mogelijk te maken met de geregistreerde bevissingsintensiteiten. De naast elkaar liggende subvakken (eentje in bevist en eentje in controle gebied) zijn als paren beschouwd, ieder met 4 monsterpunten per subvak. (Figuur 4).



Figuur 4: Overzicht van de locaties in proefvak 6 met weergave van de zes subvakken (a tot f) gebruikt bij de indeling voor de toets naar het verband tussen visserij intensiteit en bodemdieren indexen.

De relaties zijn met Spearman-correlatie getest over de volgende perioden:

- visseizoen (T1/T0,T3/T2,T5/T4)
- vj-vj (T2/T0,T4/T2)
- winterseizoen (T2/T1,T4/T3)
- nj-nj (T3/T1,T5/T3)
- langere termijn (T5/T1,T4/T0,T5/T0)

Naast de analyse op basis van univariate karakteristieken zoals dichtheid, biomassa en diversiteit zijn ook de ruimtelijke verschillen in de bodemdieren gemeenschappen geanalyseerd door middel van MDS (Multi-Dimensional-Scaling, PRIMER v6 software). De gemeenschapsanalyse maakt gebruik van de Bray-Curtis similariteitsindices op basis van de gemiddelde dichtheden van de bodemdieren soorten (na

selectie van voorkomen > 5% en dubbelwortel transformatie) berekend over elke subvak (Figuur 3) voor de verschillende monstercampagnes.

Als aanvulling op de analyses van de ruimtelijke gradiënten in relatie met het experimenteel opzet is ook aandacht besteed aan de temporele veranderingen in de dominante soorten getroffen tijdens de monstercampagnes door middel van een variantie-analyse van de gemiddelde dichtheid en biomassa op het niveau van de proefvakken zonder onderscheid van de beviste/controle gebieden.

3.5.2 Bodemschaaf

3.5.2.1 Statistische analyse van verschillen in soortensamenstelling dmv PRC's

De verandering in soortensamenstelling per proefvak als functie van de tijd is bestudeerd d.m.v. 'Principal Response Curves' (PRC's). Principal response curves (PRC) zijn gebruikt om de multivariate respons van benthische infauna op tijd en behandeling te analyseren. Het voordeel van PRC over andere multivariate analyses is dat het focust op de variantie verklaard door de behandeling.

In plaats van een presentatie van data-wolken in diagrammen die het meestal moeilijk maken om veranderingen in de effecten van de behandeling over de tijd duidelijk te maken, kunnen de principiële componenten van die effecten uitgedrukt worden als veranderingen t.o.v. een referentiepunt (bv. T0 in bijlage B of de controle in Bijlage C). Veranderingen t.o.v. het referentiepunt worden uitgedrukt met een 'canonical regression coefficient' op de y-as. Geassocieerd aan deze y-as heeft iedere soort een bepaald gewicht ('weights') (getoond aan de rechter zijde van de figuren in Bijlage B en C). Het gewicht van elke soort geeft de affiniteit met de respons getoond in het PRC-diagram. Daarmee wordt het met de PRC mogelijk een interpretatie van het effect op soortsniveau weer te geven: soorten met hoge gewichten ondervinden een groot effect van de behandeling. Het teken (positief, negatief) beschrijft de richting van het effect. Statistische significantie van elke component kan worden getest d.m.v. Monte Carlo permutaties en wordt rechtsboven in de figuren weergegeven met een p-waarde (van den Brink en Ter Braak 1998; Van den Brink en Ter Braak 1999; Lepš en Šmilauer 2003; den Besten en van den Brink 2005).

Analyse d.m.v. PRC is het nuttigst in vergelijkingen tussen locaties waarvan de initiële verschillen klein zijn, zoals we ook verwachten in gevallen waarbij het controlegebied gelegen is naast dat van het experimenteel beviste gebied. Van den Brink et al (2009) ontraden het gebruik van PRC's in studies met grote schaal en grote verschillen tussen sites.

Het R pakket *vegan* (Oksanen et al 2011; R Development Core Team 2011) is gebruikt voor de PRC analyse. De dichtheid van soorten werd wortel-getransformeerd. De significantie van verandering op elk tijdstip wordt aangegeven door p-waardes op de x-as getest met een unrestricted Monte Carlo permutatie van de eerste as van separate RDA analyses (redundantieanalyse met behandeling als verklarende factor) van elk tijdstip (zie o.a. Bollmohr & Schulz, 2009 en Leonard et al, 2000).

3.5.2.2 Verschillen in ontwikkeling van dichtheid en biomassa in beviste vs controle gebieden

Samen met de abiotische variabiliteit tussen de verschillende locaties (zie 4.1) geeft de heterogeniteit in dichtheid een beeld van de mate waarin verschillende habitats betrokken zijn en of die daarom ook apart beschouwd moeten worden. Dit geldt niet alleen tussen de proefvakken op zich, maar ook voor de locaties binnen een proefvak.

In de statistische analyse is daarom uitgegaan van een habitat-specifieke dataverzameling door de beviste en controle locaties per proefvak aan elkaar te koppelen (paren) en een gepaarde T-test uit te voeren om zo variatie binnen het proefvak te ondervangen. Zoals hierboven beschreven voor de box-corer is ieder proefvak in zes verdeeld. De naast elkaar liggende subvakken (eentje in bevist en eentje in controle gebied) zijn als paren beschouwd, in dit geval ieder met 1 monsterpunt per subvak.

Waar de data van de box-corers gebruikt kan worden om per subvak een gepaarde T-test uit te voeren kan dat met de bodemschaaf niet, omdat per meetmoment slechts 1 monster per subvak is genomen. In tegenstelling tot de statische analyse van box-corerdata is het proefvak de kleinste ruimtelijke schaal die bekeken kan worden met de data van de bodemschaaf (n pairs=3, 3 locaties bevist en 3 controle). De verschillen tussen bevist en controle gebieden zijn getest gedurende een bepaalde periode. Hierbij zijn alle verschillen tussen opeenvolgende meetmomenten onderzocht (Tx+1/Tx), maar ook alle verschillen t.o.v. de T0 (T0+x/T0) en alle verschillen tussen opeenvolgende seizoenen (najaar x+1/najaar x,

voorjaar $x+1$ /voorjaar x). Al deze vergelijkingen, 13 stuks, zijn weergegeven in tabel 6. Bij elk van de 6 proefvakken zijn deze 13 vergelijkingen getest, resulterend in $6 * 13 = 78$ tests. Al deze 78 tests zijn uitgevoerd voor 20 verschillende respons variabelen: de totale benthosdichtheid (ind/m^2) soortspecifieke dichtheden (*Ensis*, *Actiniaria*, *Spisula*, *Venerupis*, *Abra alba*), ($>1\%$ proportie van de totale dichtheid gedurende tenminste 1 meetmoment in een proefvak), zeldzame soorten ($<1\%$), predatoren, epibenthos, infauna), alsook biomassa (g/m^2) van de totale dichtheid en dezelfde soorten.

Paarsgewijze toetsen zijn ook gedaan voor de dichtheid en biomassa van *Spisula subtruncata*, *Ophiura ophiura* en *Pagurus bernhardus*, drie van de vier soorten genoemd in Wijnhoven et al (2013) als gevoelig voor bodemberoering door visserij, als aanvulling op de typische soorten.

Gegeven 78 tests en een significantieniveau van 0.05 wordt door louter toeval al verwacht dat er $0.05 * 78 = 3.9$ significante vergelijkingen uit komen. Bij de interpretatie van de resultaten wordt hiermee rekening gehouden.

Tabel 6. Geteste vergelijkingen tussen meetmomenten.

T_{x+1} vs T_x	T0	T1	T2	T3	T4
T1	X				
T2	X	X			
T3	X	X	X		
T4	X		X	X	
T5	X	X		X	X

3.5.2.3 Relatie met visserij-intensiteit

In de meeste jaren is in de meeste controlegebieden gevist (zie 3.3). Hoewel de visserij-intensiteit in deze gebieden veel lager is dan in de beviste delen van de proefvakken (Tabel 3) heeft dit gevolgen voor de interpretatie van de uitkomsten van het onderzoek. Daarom is ook voor een aantal biotische indices een analyse uitgevoerd naar de correlatie met de geregistreerde visserij-intensiteit, onafhankelijk van de ligging in bevist dan wel onbevist gebied in de proefvakken. Voor deze analyse zijn de waarnemingen voor de boxcorer monsters ingedeeld in de zes subvakken a tot f binnen elke proefvak om koppeling met de bevissingsintensiteiten mogelijk te maken.

Binnen elke subvak is er, per campagne, slechts één bodemschaaf trek waardoor de correlatie analyse, ten gunste van de statistische robuustheid, uitgevoerd is op de 6 proefvakken samen.

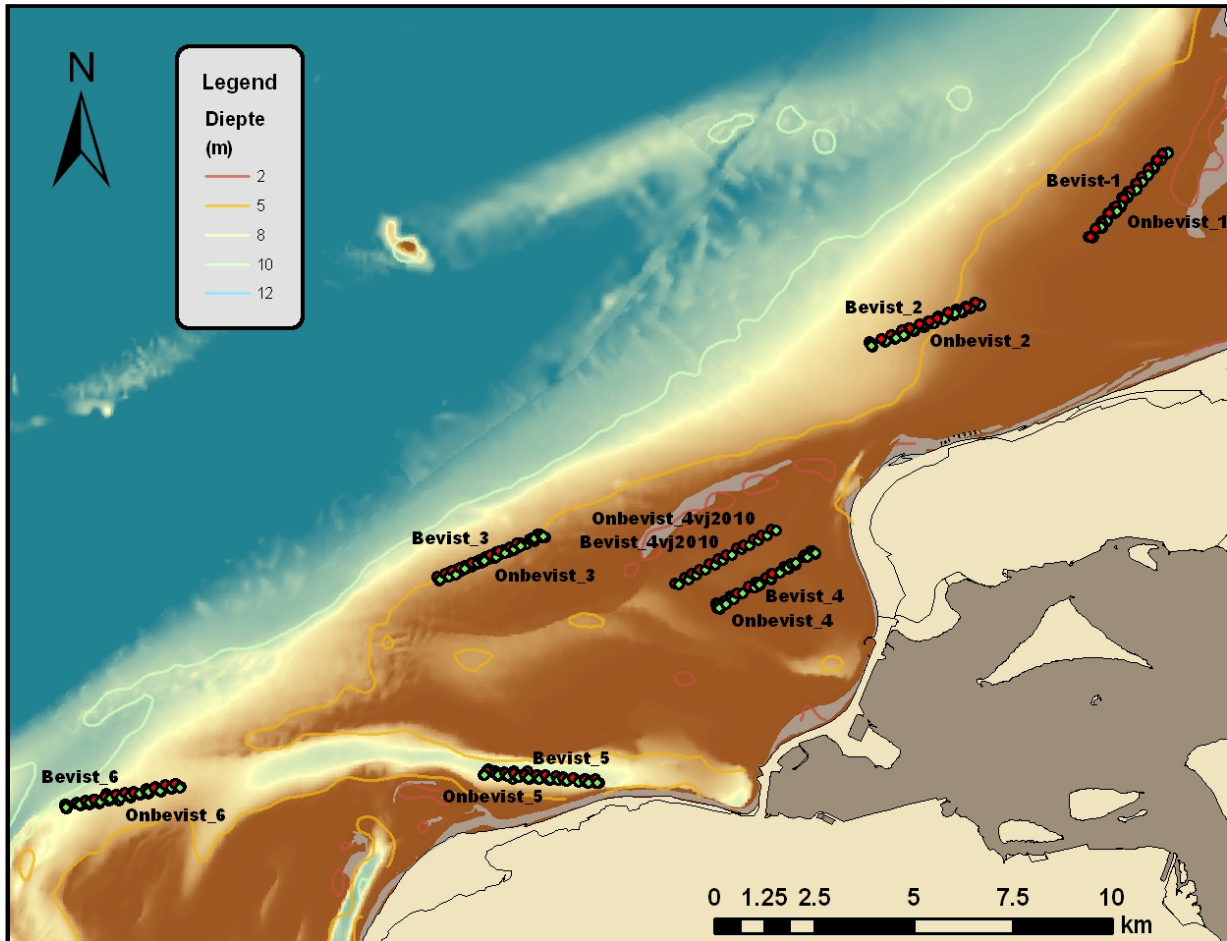
Verandering in indices (biomassa en dichtheid) van zowel het totaal, dominante soorten (*Ensis* en *Actinaria*) als soorten gevoelig voor bodemverstoring door visserij (*Spisula subtruncata*, *Pagurus bernhardus* en *Ophiura ophiura*; zie Wijnhoven et al 2013) per proefvak (6 monsterpunten per proefvak) zijn gerelateerd aan het aantal meters gevist in die vakken (zie 3.3). Correlaties zijn met Spearman-correlatie getest over de volgende perioden:

- visseizoen ($T1/T0, T3/T2, T5/T4$)
- vj-vj ($T2/T0, T4/T2$)
- winterseizoen ($T2/T1, T4/T3$)
- nj-nj ($T3/T1, T5/T3$)
- langere termijn ($T5/T1, T4/T0, T5/T0$)

4 Resultaten

4.1 Habitatverschillen tussen en binnen de proefvakken

4.1.1 Ligging van de proefvakken



Figuur 5.
Ligging van de proefvakken met weergave van de monsterlocaties (achtergrond: Dieptekaart voordelta)

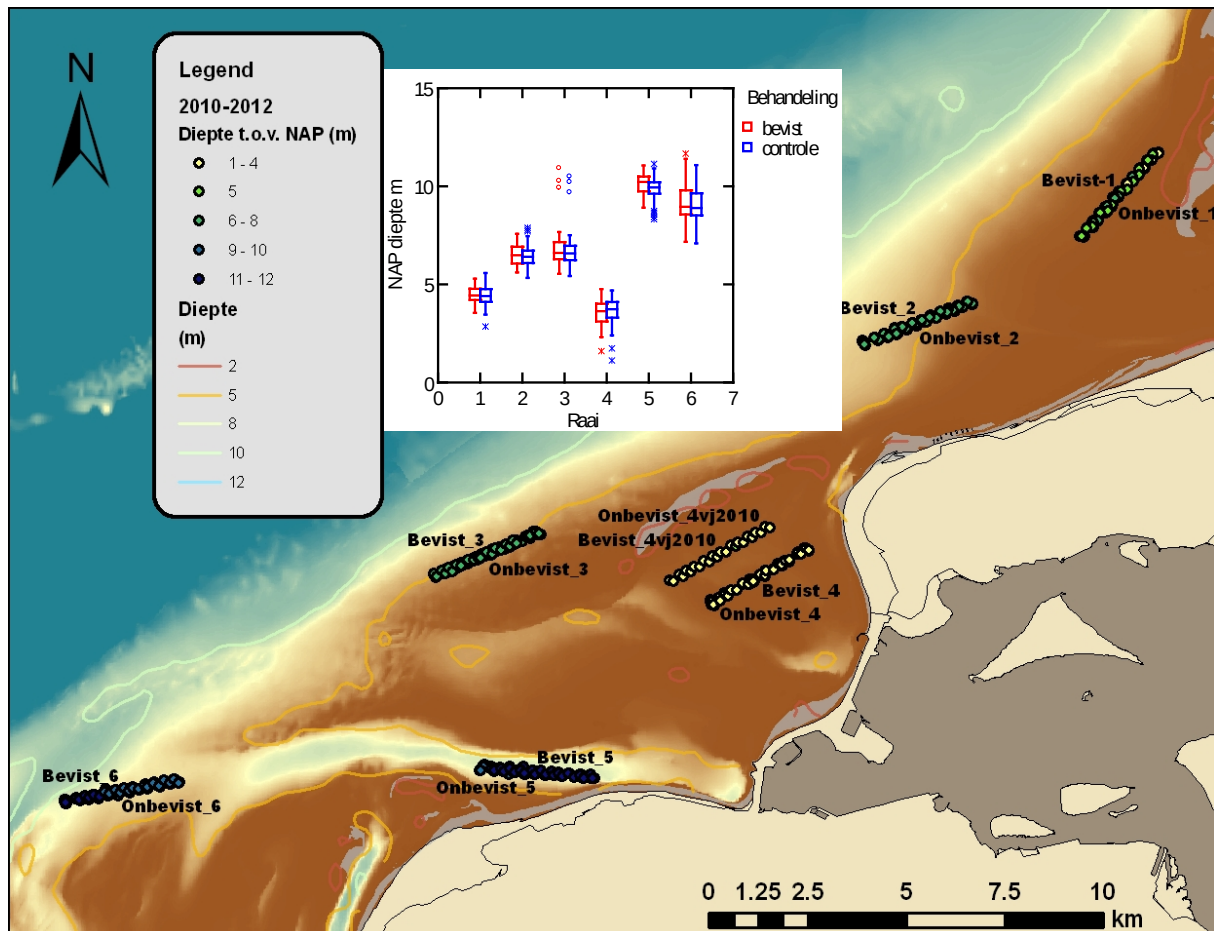
De projectie van de monstervakken op de dieptekaart (Figuur 5) benadrukt de verschillen in omgeving voor de 6 proefvakken:

- Proefvak(ken) 4 achter de zandbank Bollen van de Ooster in de verlenging van de kop van Goeree
- Proefvak 1 in het ondiepe aan de buitenkant van de Hinderplaat
- Proefvakken 2 en 3 op de zeewaartse helling van het zandbank systeem
- Proefvak 5 in het Brouwershavensche gat
- Proefvak 6 in de verlenging van het Brouwershavensche gat ten noorden van de Petroleumbol of Bollen van het Nieuwe Zand

Verschillen in ligging met betrekking tot de afstand tot de kust en de beschutting hebben hun weerslag op de omgevingskarakteristieken van de proefvakken zoals de diepte en de sediment-samenstelling.

4.1.2 Diepte

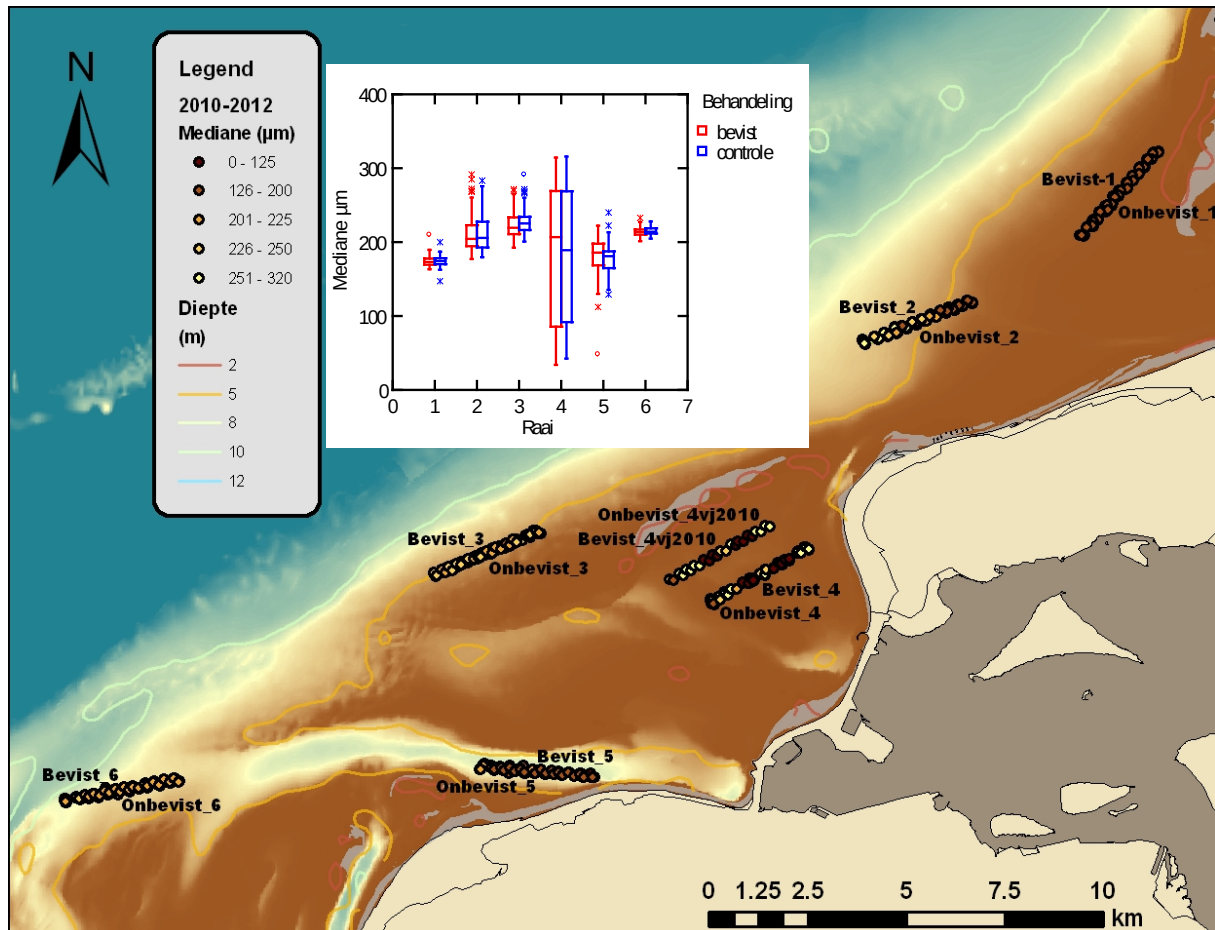
Proefvakken 1 en (vooral) 4 liggen in de meeste beschutte en ondiepe (<5 m) gebieden (Figuur 6). Proefvak 2 en 3, aan de buitenkant van de zandbanken liggen iets dieper tussen 5 en 8 m. Proefvakken 5 (Brouwenshavensche gat) en 6 liggen het diepste (>10 m). Binnen proefvak 6 is een sterke gradiënt in diepte langs de langste (O-W) as van het proefvak.



Figuur 6. Diepte gemeten op de monsterlocaties (meters t.o.v. NAP) in de zes proefvakken in 2010 t/m 2012. De symbolen op de kaart geven de gemiddelde diepte per locatie weer.

4.1.3 Sediment

De mediane korrelgrootte laat ook duidelijke verschillen zien tussen de vakken met het grofste sediment in proefvakken 6 en vooral 3 en het fijnste sediment in proefvakken 1 en 5 (Figuur 7). Proefvakken 2 en 4 zijn gekenmerkt door gemengde samenstelling met een steeds grover wordend sediment langs de langste as (NO-ZW) van proefvak 2 en een opvallend banenpatroon in proefvak 4 met een afwisseling van gebieden met grof en fijn sediment langs de langste as (NO-ZW) van het proefvak. Die structuur werd ook waargenomen op proefvak 4 bemonsterd in najaar 2010 (nadien is vak 4 verplaatst).



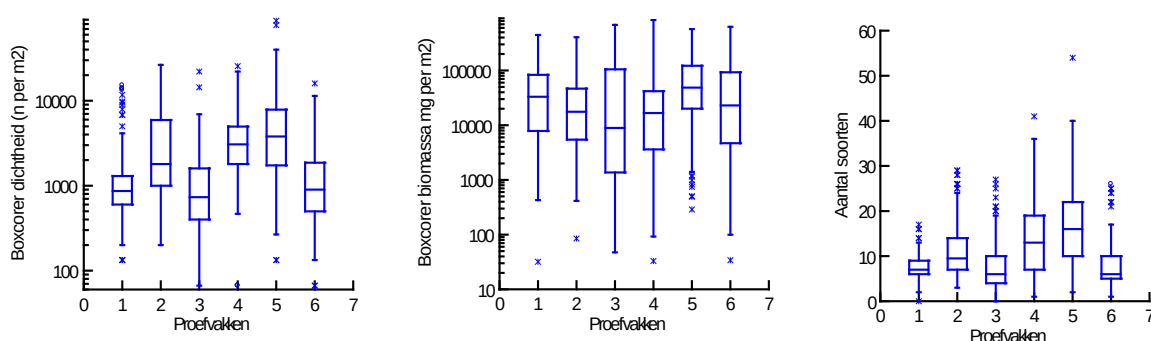
Figuur 7. Sediment samenstelling (mediane korrelgrootte, µm) waargenomen in de zes proefvakken in 2010 t/m 2012. De symbolen op de kaart geven de gemiddelde mediane korrelgrootte per locatie weer.

4.2 Verschillen in bodemfauna tussen de proefvakken

Bij de analyse van de verschillen tussen de proefvakken is er geen onderscheid gemaakt tussen de beviste en onbeviste deelgebieden

4.2.1 Totale dichtheid, totale biomassa en diversiteit (box-corer)

De niveaus van totale dichtheid, totale biomassa en aantal soorten gevonden in de box-corer monsters (Figuur 8) zijn significant beïnvloed door het proefvak (ANOVA, $n=840$, $p<0,01$). Het proefvak effect verklaart respectievelijk 23%, 11% en 4% van de variatie aanwezig tussen de locaties voor het aantal soorten, de dichtheid en de biomassa.



Figuur 8. Bodemdieren totale dichtheid, biomassa en aantal soorten per monster in de zes proefvakken (alle meetmomenten samen)

Het gemiddelde aantal soorten per monster is significant kleiner (ANOVA, Fisher' LSD, $p<0,01$) in proefvakken 1, 3 en 6 dan in proefvakken 2, 4 en 5 en groter in proefvakken 4 en 5 dan in proefvak 2. De gemiddelde totale bodemdieren dichtheid is, evenals het aantal soorten, kleiner (ANOVA, Fisher' LSD, $p<0,01$) in proefvakken 1, 3 en 6 dan in proefvakken 2, 4 en 5. De hoogste gemiddelde dichtheid is gevonden in proefvak 5.

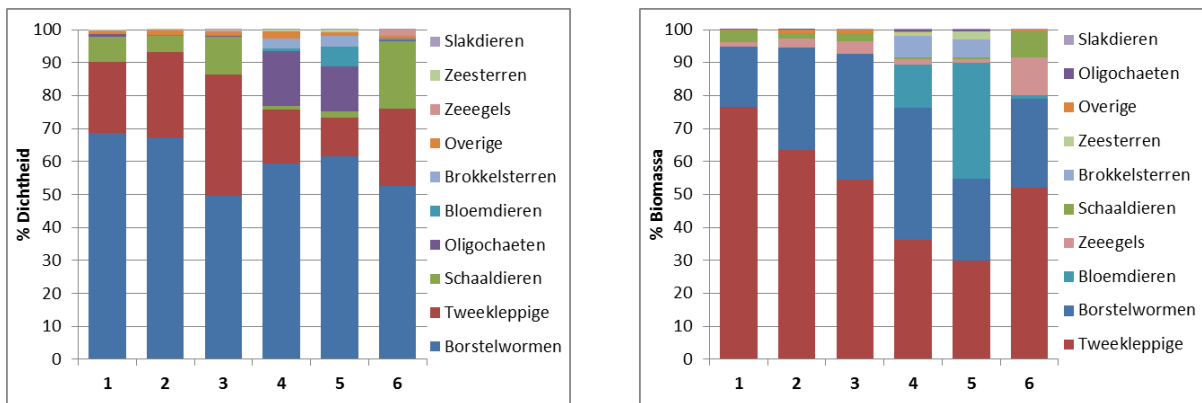
De verschillen in gemiddelde biomassa's tussen de proefvakken zijn gering (slechts 4% van de totale variatie).

4.2.2 Taxonomische samenstelling (box-corer)

De bijdrage van taxonomische groepen en individuele soorten aan de samenstelling van de bodemdiergemeenschappen uit de box-corer bemonstering is uitgedrukt als percentage van de totale biomassa, maar ook als percentage van de dichtheid (Figuur 9). De eerste methode geeft een beter beeld van grote, maar zeldzame soorten, terwijl bij dichtheden de nadruk ligt op talrijke maar kleine soorten. De dichtheden zijn sterk gedomineerd door borstelwormen (gemiddeld 59,8%) gevolgd door tweekleppigen (22,7%), schaaldieren (7,9%) en oligochaeten (5,2%). Tweekleppigen vertegenwoordigen 52,2% van de gemiddelde bodemdierbiomassa waargenomen in de huidige studie gevolgd door borstelwormen (29,9%), bloemdieren (8,2%), zee-egels (3,7%), schaaldieren (2,7%) en brokkelsterren (2,0%).

De taxonomische samenstelling laat duidelijke verschillen zien tussen de zes proefvakken. De numerieke relatieve bijdrage van de borstelwormen is maximaal in proefvakken 1 en 2 en lager in de andere proefvakken wat gepaard gaat met een relatieve toename voor de overige groepen: i. de tweekleppigen in proefvak 3, ii.-de oligochaeten in proefvakken 4 en 5 en iii.-de schaaldieren in proefvak 6.. De relatieve bijdrage van de tweekleppigen aan de bodemdieren biomassa neemt geleidelijk af tussen de proefvakken in volgorde 1, 2, 3, 6, 4 en 5. Deze afname vindt plaats ten gunste van i.-de borstelwormen

in proefvakken 1, 2 en 3, ii.-de borstelwormen en de zee-egels in proefvak 6 en iii.-de borstelwormen en de bloemdieren in proefvakken 4 en 5.



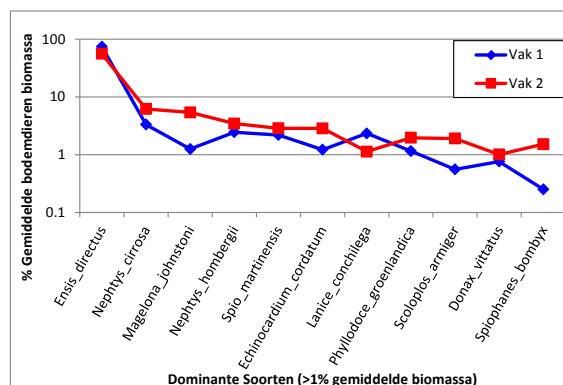
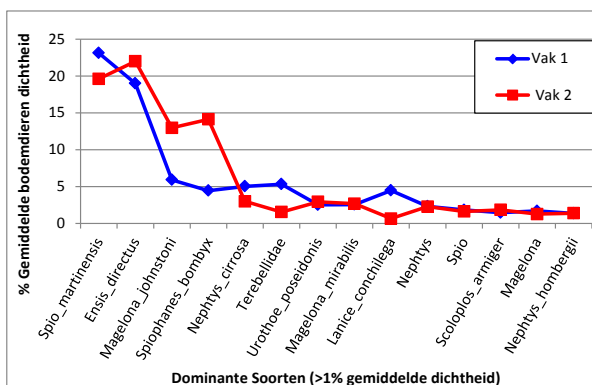
Figuur 9. Gemiddelde relatieve taxonomische samenstelling in de zes proefvakken (alle meetmomenten samen) op aantals- (links) en gewichtsbasis (rechts)

4.2.3 Dominante soorten (box-corer)

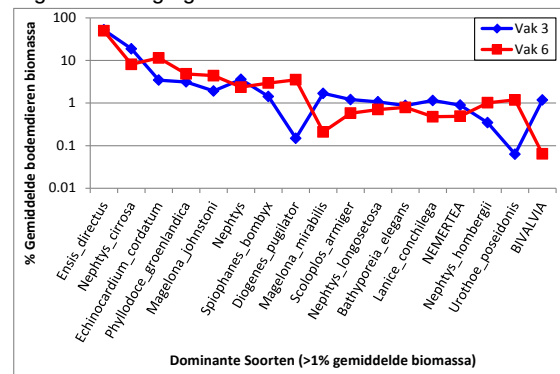
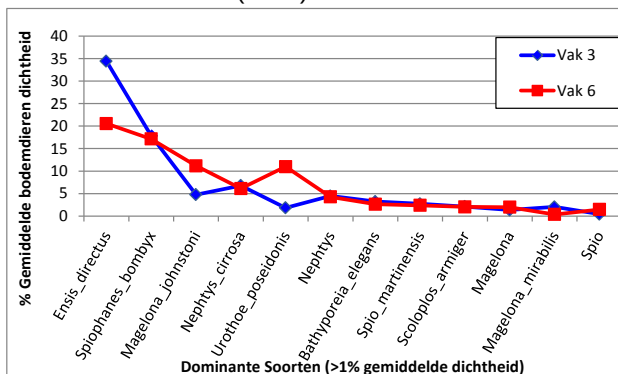
Zoals bij de taxonomische groepen is de bijdrage van de individuele soorten op de samenstelling van de bodemdieren gemeenschappen uit de box-corer bemonstering uitgedrukt t.o.v. de totale dichtheid en van de totale biomassa.

Slechts 30 van de meer dan 230 waargenomen soorten vertegenwoordigen 80% van de gemiddelde dichtheid en of biomassa gemeten in de huidige studie. Met betrekking tot de dominante soorten vallen de monstervakken in drie groepen uiteen:

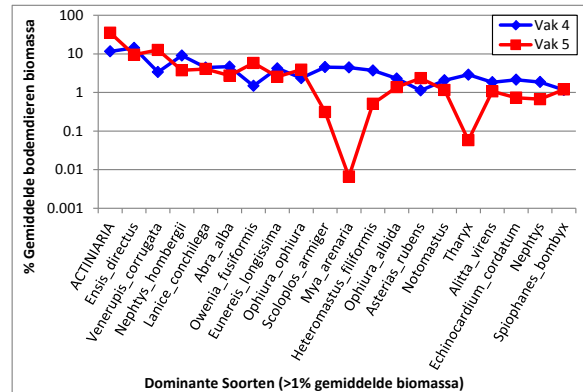
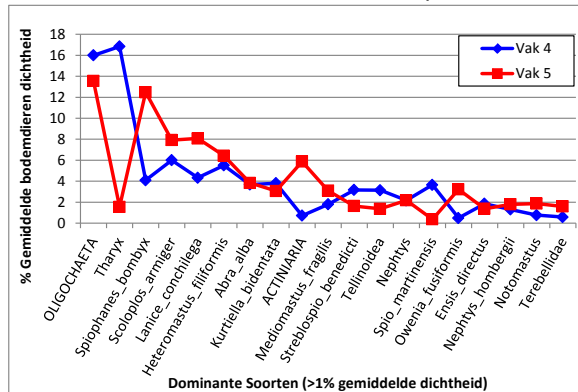
- Proefvakken 1 en 2 zijn vooral gekenmerkt door relatieve hoge dichtheden (20-25%) van de kokerworm *Spio martinensis*, de hoge biomassa dominantie door *Ensis* (gem. 65%) en de aanwezigheid van *Echinocardium cordatum* en *Lanice conchilega* binnen de top tien soorten op basis van hun bijdrage aan de bodemdierbiomassa.



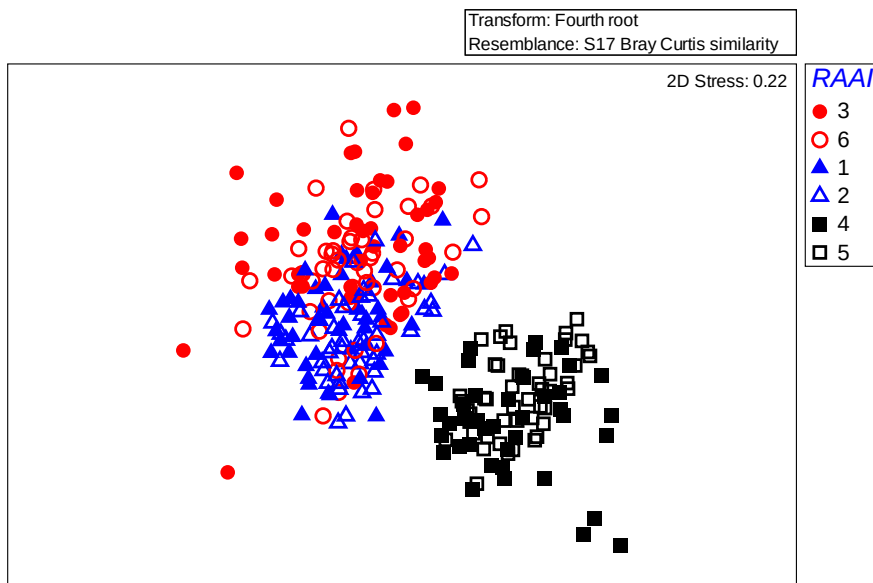
- In proefvakken 3 en 6 domineert de tweekleppige *Ensis* de gemiddelde dichtheden (27%) en biomassa's (51%). *Echinocardium cordatum* vertegenwoordigt gemiddeld 7% van de biomassa



- Vakken 4 en 5 onderscheiden zich sterk van de overige proefvakken door de dominantie van hoge dichtheden oligochaeten (15%) en borstelwormen waaronder *Lanice conchilega* (6%) en de relatief lage numerieke bijdrage van *Ensis* (<2%). Actiniaria's (niet op naam gebrachte bloemdieren) vertegenwoordigen liefst 23% van de gemiddelde biomassa, terwijl de bijdrage van *Ensis* minder dan 12% is in proefvakken 4 en 5.



De groepering van de proefvakken zoals gesuggereerd op basis van de dominante soorten (1-2, 3-6 en 4-5) is duidelijk terug te vinden in de MDS grafiek verkregen op basis van de soorten dichtheid (Figuur 10). Vooral de bijzondere positie van de proefvakken 4-5 in die grafiek wijst op de afwijkende samenstelling van de gemeenschappen gevonden daar vergeleken met die in de overige proefvakken.



Figuur 10. MDS grafiek verkregen voor de soorten dichtheden (na selectie van voorkomen > 5% en dubbelwortel transformatie).

4.2.4 Dominante soorten (bodemschaaf)

Ensis domineert de totale dichtheid en de dynamiek daarin in de proefvakken 1 (gem. 89%), 2 (gem. 78%), 3 (gem. 73%) en 6 (gem. 89%).

In proefvakken 4 en 5 wordt de totale dichtheid gedomineerd door *Actiniaria* (55% proefvak 4, 70% proefvak 5), *Ensis* (25% proefvak 4, 6% proefvak 5) en *Venerupis* (10% proefvak 4, 6% proefvak 5).

In proefvak 5 draagt *Abra alba* ook significant bij aan de bodemdieren dichtheden (13%).

4.3 Temporele veranderingen in de bodemdierengemeenschappen tijdens het experiment

4.3.1 Dominante/typische soorten (box-corer)

De temporele dynamiek is bestudeerd voor een selectie van 48, met name de dominante soorten uit de huidige resultaten aangevuld met de typische soorten *Bathyporeia spp.*, *Macoma balthica*, *Spisula spp.* en *Tellina spp.*. Ten gunste van de robuustheid voor de toets zijn die soorten ingedeeld in zestien groepen gevormd op basis van verwantschap tussen de soorten (zie bijlage a). De dichtheden en biomassa's waargenomen op de zes meetmomenten zijn onderling vergeleken met een variantie-analyse op het niveau van de proefvakken zonder onderscheid van de beviste/controle gebieden (Tabel 7). Uitgaande van een 5% risico om een type 1 fout te begaan, d.w.z. de kans om een verschil dat mogelijk op toeval berust waar te nemen, moet de drempelwaarde van de toets voor dat risico verlaagd worden door te delen door het aantal vergelijkingen (16) ($0,05/16=0,003$). Daardoor moet bij elke individuele vergelijking een drempel p-waarde van 0,003 gebruikt worden voor het aanwijzen van een significant effect.

Tabel 7. ANOVA resultaten (R^2 en bijbehorende p-waarde) voor de temporele trends (over de zes meetmomenten) in dichtheid (D) en biomassa (B) voor de zestien groepen van dominante/typische soorten. De cellen zijn gearceerd voor significant effect ($p < 0.003$) in het groen voor toename, rood voor afname en grijs voor overige niet lineaire trends

Soortgroepen		Proefvakken nummers					
		1	2	3	4	5	6
Abra	D	$R^2=0.078, p<0.046$	$R^2=0.132, p<0.001$	$R^2=0.048, p<0.241$	$R^2=0.261, p<0.001$	$R^2=0.178, p<0.001$	$R^2=0.059, p<0.132$
	B	$R^2=0.049, p<0.228$	$R^2=0.151, p<0.001$	$R^2=0.042, p<0.321$	$R^2=0.326, p<0.001$	$R^2=0.143, p<0.001$	$R^2=0.062, p<0.112$
Bathyporeia	D	$R^2=0.085, p<0.031$	$R^2=0.021, p<0.7$	$R^2=0.139, p<0.001$	$R^2=0.033, p<0.422$	geen waarneming	$R^2=0.14, p<0.001$
	B	$R^2=0.067, p<0.085$	$R^2=0.024, p<0.636$	$R^2=0.122, p<0.003$	$R^2=0.033, p<0.422$	geen waarneming	$R^2=0.121, p<0.003$
Capitellidae	D	$R^2=0.276, p<0.001$	$R^2=0.177, p<0.001$	$R^2=0.026, p<0.608$	$R^2=0.111, p<0.009$	$R^2=0.04, p<0.341$	$R^2=0.062, p<0.109$
	B	$R^2=0.19, p<0.001$	$R^2=0.202, p<0.001$	$R^2=0.031, p<0.505$	$R^2=0.114, p<0.008$	$R^2=0.037, p<0.385$	$R^2=0.063, p<0.104$
Echinocardium	D	$R^2=0.029, p<0.538$	$R^2=0.044, p<0.284$	$R^2=0.048, p<0.239$	$R^2=0.02, p<0.675$	$R^2=0.023, p<0.67$	$R^2=0.063, p<0.104$
	B	$R^2=0.029, p<0.536$	$R^2=0.033, p<0.46$	$R^2=0.041, p<0.336$	$R^2=0.02, p<0.679$	$R^2=0.024, p<0.633$	$R^2=0.057, p<0.147$
Ensis	D	$R^2=0.195, p<0.001$	$R^2=0.704, p<0.001$	$R^2=0.47, p<0.001$	$R^2=0.125, p<0.004$	$R^2=0.063, p<0.106$	$R^2=0.388, p<0.001$
	B	$R^2=0.065, p<0.099$	$R^2=0.308, p<0.001$	$R^2=0.316, p<0.001$	$R^2=0.173, p<0.001$	$R^2=0.046, p<0.253$	$R^2=0.143, p<0.001$
Lanice	D	$R^2=0.159, p<0.001$	$R^2=0.2, p<0.001$	$R^2=0.116, p<0.005$	$R^2=0.239, p<0.001$	$R^2=0.662, p<0.001$	$R^2=0.073, p<0.061$
	B	$R^2=0.05, p<0.211$	$R^2=0.183, p<0.001$	$R^2=0.089, p<0.026$	$R^2=0.191, p<0.001$	$R^2=0.554, p<0.001$	$R^2=0.064, p<0.098$
Macoma	D	geen waarneming	geen waarneming	geen waarneming	$R^2=0.025, p<0.574$	$R^2=0.028, p<0.551$	$R^2=0.028, p<0.551$
	B	geen waarneming	geen waarneming	geen waarneming	$R^2=0.025, p<0.574$	$R^2=0.028, p<0.547$	$R^2=0.032, p<0.469$
Magelona	D	$R^2=0.038, p<0.368$	$R^2=0.235, p<0.001$	$R^2=0.195, p<0.001$	$R^2=0.063, p<0.114$	$R^2=0.048, p<0.235$	$R^2=0.225, p<0.001$
	B	$R^2=0.061, p<0.122$	$R^2=0.131, p<0.001$	$R^2=0.153, p<0.001$	$R^2=0.075, p<0.065$	$R^2=0.042, p<0.312$	$R^2=0.157, p<0.001$
Nephtys	D	$R^2=0.119, p<0.004$	$R^2=0.2, p<0.001$	$R^2=0.152, p<0.001$	$R^2=0.147, p<0.001$	$R^2=0.082, p<0.035$	$R^2=0.153, p<0.001$
	B	$R^2=0.136, p<0.001$	$R^2=0.152, p<0.001$	$R^2=0.123, p<0.003$	$R^2=0.1, p<0.017$	$R^2=0.046, p<0.251$	$R^2=0.089, p<0.024$
OLIGOCHAETA	D	$R^2=0.101, p<0.011$	$R^2=0.101, p<0.011$	$R^2=0.03, p<0.521$	$R^2=0.052, p<0.193$	$R^2=0.039, p<0.351$	$R^2=0.017, p<0.793$
	B	$R^2=0.034, p<0.437$	$R^2=0.071, p<0.068$	$R^2=0.034, p<0.437$	$R^2=0.08, p<0.05$	$R^2=0.069, p<0.077$	$R^2=0.046, p<0.26$
Scoloplos	D	$R^2=0.047, p<0.242$	$R^2=0.102, p<0.01$	$R^2=0.07, p<0.077$	$R^2=0.055, p<0.168$	$R^2=0.353, p<0.001$	$R^2=0.096, p<0.015$
	B	$R^2=0.056, p<0.157$	$R^2=0.1, p<0.012$	$R^2=0.038, p<0.371$	$R^2=0.037, p<0.36$	$R^2=0.339, p<0.001$	$R^2=0.066, p<0.088$
Spio	D	$R^2=0.677, p<0.001$	$R^2=0.588, p<0.001$	$R^2=0.348, p<0.001$	$R^2=0.05, p<0.213$	$R^2=0.089, p<0.023$	$R^2=0.102, p<0.01$
	B	$R^2=0.741, p<0.001$	$R^2=0.6, p<0.001$	$R^2=0.318, p<0.001$	$R^2=0.056, p<0.159$	$R^2=0.131, p<0.001$	$R^2=0.097, p<0.015$
Spiophanes	D	$R^2=0.251, p<0.001$	$R^2=0.669, p<0.001$	$R^2=0.77, p<0.001$	$R^2=0.044, p<0.273$	$R^2=0.292, p<0.001$	$R^2=0.643, p<0.001$
	B	$R^2=0.099, p<0.013$	$R^2=0.452, p<0.001$	$R^2=0.509, p<0.001$	$R^2=0.038, p<0.347$	$R^2=0.161, p<0.001$	$R^2=0.486, p<0.001$
Spisula	D	$R^2=0.037, p<0.394$	$R^2=0.061, p<0.12$	$R^2=0.08, p<0.043$	$R^2=0.143, p<0.001$	$R^2=0.035, p<0.42$	$R^2=0.07, p<0.07$
	B	$R^2=0.037, p<0.394$	$R^2=0.084, p<0.032$	$R^2=0.041, p<0.337$	$R^2=0.124, p<0.005$	$R^2=0.035, p<0.42$	$R^2=0.06, p<0.122$
Tellina	D	$R^2=0.035, p<0.425$	$R^2=0.07, p<0.07$	$R^2=0.069, p<0.081$	$R^2=0.043, p<0.292$	$R^2=0.05, p<0.213$	$R^2=0.036, p<0.407$
	B	$R^2=0.035, p<0.425$	$R^2=0.069, p<0.076$	$R^2=0.066, p<0.095$	$R^2=0.035, p<0.401$	$R^2=0.058, p<0.137$	$R^2=0.037, p<0.378$
Urothoe	D	$R^2=0.104, p<0.01$	$R^2=0.098, p<0.013$	$R^2=0.093, p<0.02$	$R^2=0.019, p<0.697$	$R^2=0.035, p<0.42$	$R^2=0.074, p<0.058$
	B	$R^2=0.09, p<0.023$	$R^2=0.087, p<0.027$	$R^2=0.102, p<0.012$	$R^2=0.024, p<0.593$	$R^2=0.035, p<0.42$	$R^2=0.06, p<0.126$

De volgende soorten laten min of meer consistent veranderingen zien in de proefvakken waar die met enige dichtheden van belang voorkomen:

- *Abra alba* (de witte dunschaal) komt vooral voor in de proefvakken 4 en 5 en neemt daar toe tussen T1 en T5 met een terugval in T4.
- De borstelwormen van het genus *Magelona* komen veel voor in de proefvakken 1, 2, 3 en 6 met een toename in dichtheid en/of biomassa's na T0 gevolgd door een daling rond T3 en T4 en weer een toename tussen T4 en T5. Dit geldt overigens vooral bij proefvakken 2,3 en 6 waar in proefvak 1 die trend veel minder benadrukt werd.
- De zandkokerworm *Lanice conchilega* komt vooral voor in proefvakken 1, 2, 4 en 5 waar de hogere dichtheid bereikt worden rond T1-T2.
- De kokerwormen van het genus *Spio* komen vooral voor in de proefvakken 1 en 2 waar dichtheid en biomassa hun maximale waarde bereiken rond T2-T3
- De kokerworm *Spiophanes bombyx* laat in alle proefvakken (in mindere mate 4) een afname in dichtheid zien tussen de perioden T0-T2 en T3-T5.

Bij de overige soorten zoals *Ensis* en de wormen uit de Capitellidae familie is de richting van de waargenomen veranderingen sterk afhankelijk van de proefvakken.

4.3.2 Bodemdierengemeenschappen (bodemschaaf)

Uit de PRC-analyses met T0 als referentie blijkt het volgende:

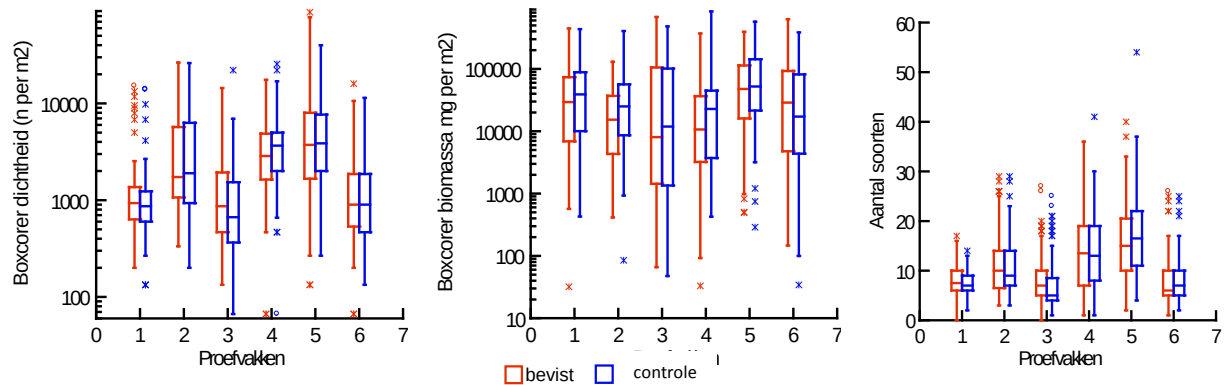
- Op alle locaties op proefvak 6 na is, zowel in bevist als controlegebied, een significante verandering in soortensamenstelling (zie p-waarde in rechter bovenhoek van iedere figuur in Bijlage C).
- De belangrijkste soorten die hierbij een rol spelen, zijn vergeleken tussen de proefvakken niet steeds dezelfde, maar mesheften lijken bijna in elk proefvak een rol te spelen. Verder spelen ook *S. subtruncata*, *Abra alba* en *Asterias rubens* een rol.

In bevist en controlegebied gaat het daarbij om dezelfde soorten.

4.4 Verschillen in bodemdieren tussen de controle en beviste gebieden

4.4.1 Totale dichtheid, totale biomassa en diversiteit (box-corer)

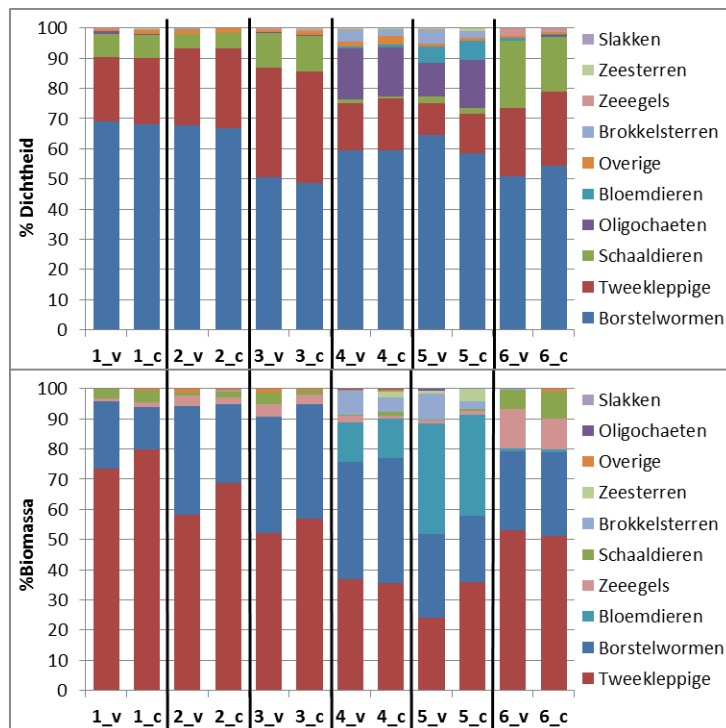
De gemiddelden van de totale dichtheid, biomassa en aantal soorten per monster berekend over de hele dataset per proefvak, voor bevist en controlegebied binnen de proefvakken of per tijdstip binnen de proefvakken zijn niet significant verschillend tussen de beviste en de onbeviste gebieden.



Figuur 11. Totale dichtheid, totale biomassa en aantal soorten per monster in de zes proefvakken apart voor beviste en controle gebieden (alle meetmomenten samen)

4.4.2 Taxonomische samenstelling (Box-corer)

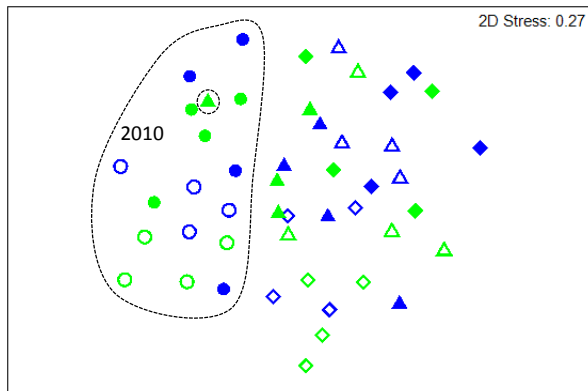
De taxonomische samenstellingen in de beviste en controle gebieden binnen elk proefvak tonen eveneens geen noemenswaardige verschillen (Figuur 12).



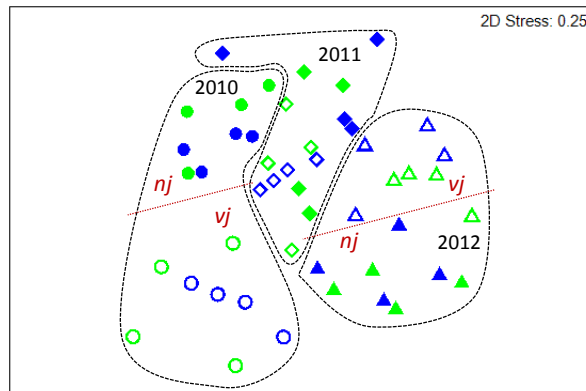
Figuur 12. Gemiddelde taxonomische samenstelling (%) in de monstervakken (alle meetmomenten samen) met onderscheid van de behandeling (_v, bevist en _c, controle)

De verschillen en overeenkomsten in bodemdieren gemeenschapsstructuren tussen de proefvakken tonen sterke patronen (zie Figuur 10) en daarbinnen tussen de jaren en de seizoenen (vooral in proefvakken 2 en 5) zoals geïllustreerd door de MDS grafieken in Figuur 13. Daarentegen blijkt er geen sterk verband aanwezig te zijn tussen de bodemdieren gemeenschapsstructuren en de behandeling d.w.z. bevist of onbevist.

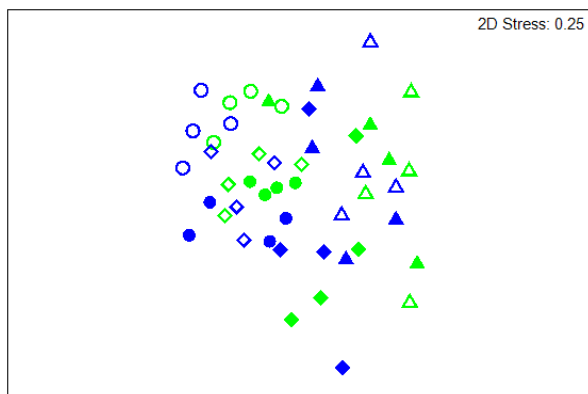
Proefvak 1



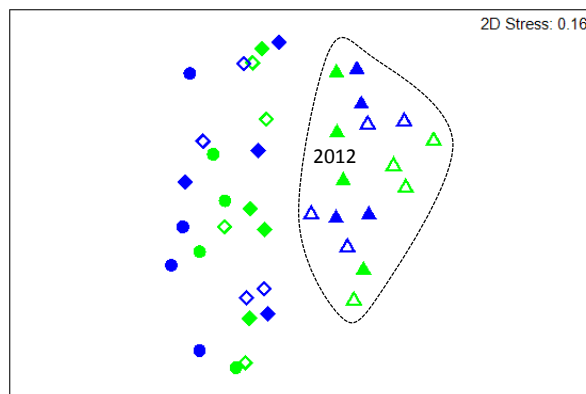
Proefvak 2



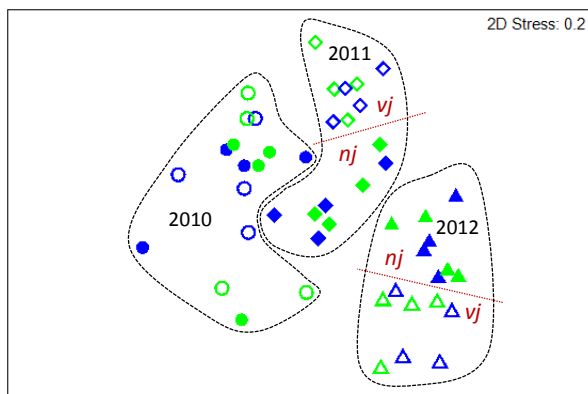
Proefvak 3



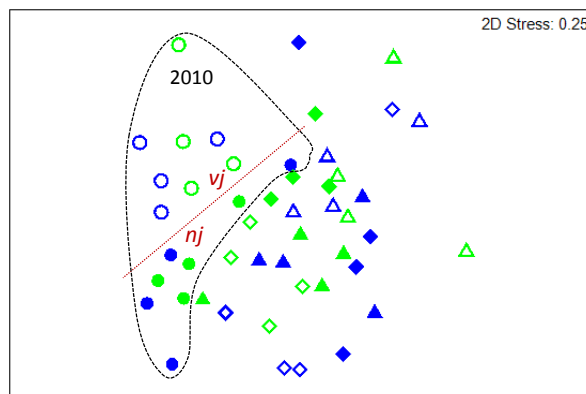
Proefvak 4



Proefvak 5



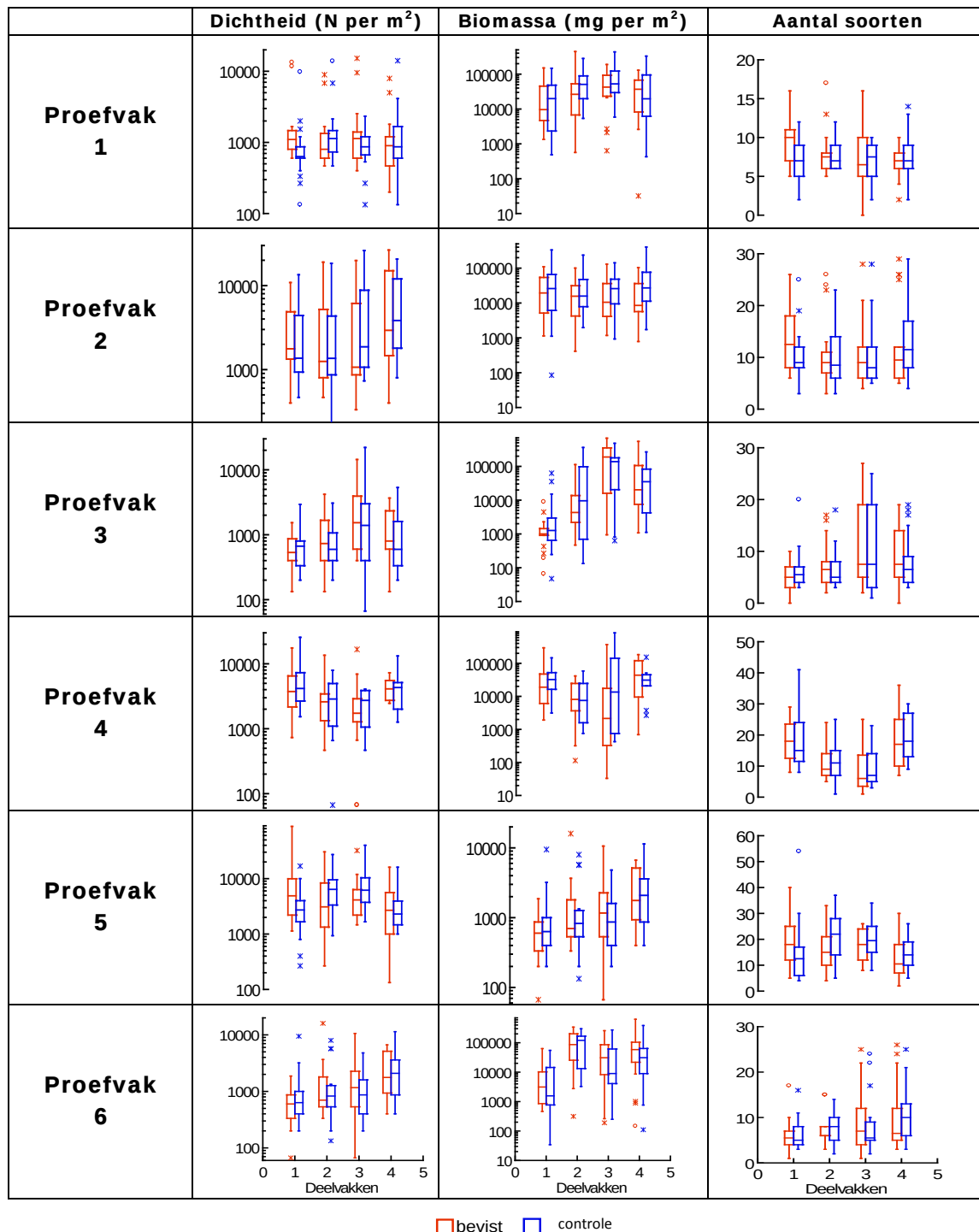
Proefvak 6



Figuur 13. MDS grafieken verkregen voor de soorten dichtheden (na selectie van voorkomen > 5% en dubbelwortel transformatie) uitgevoerd afzonderlijk binnen elk proefvak met onderscheid tussen de beviste gebieden (blauw) en controlegebieden (groen), de monsterjaren (2010-cirkel, 2011-ruiten, 2012-driehoek) en seizoenen (open symbool, dicht symbool). Aangegeven in de grafieken de monsterjaren en/of campagnes die d.m.v. een ANOSIM significant verschillend gevonden.

4.5 Ruimtelijke verschillen in bodemdieren binnen de proefvakken

4.5.1 Totale dichtheid, biomassa en aantal soorten (box-corer)

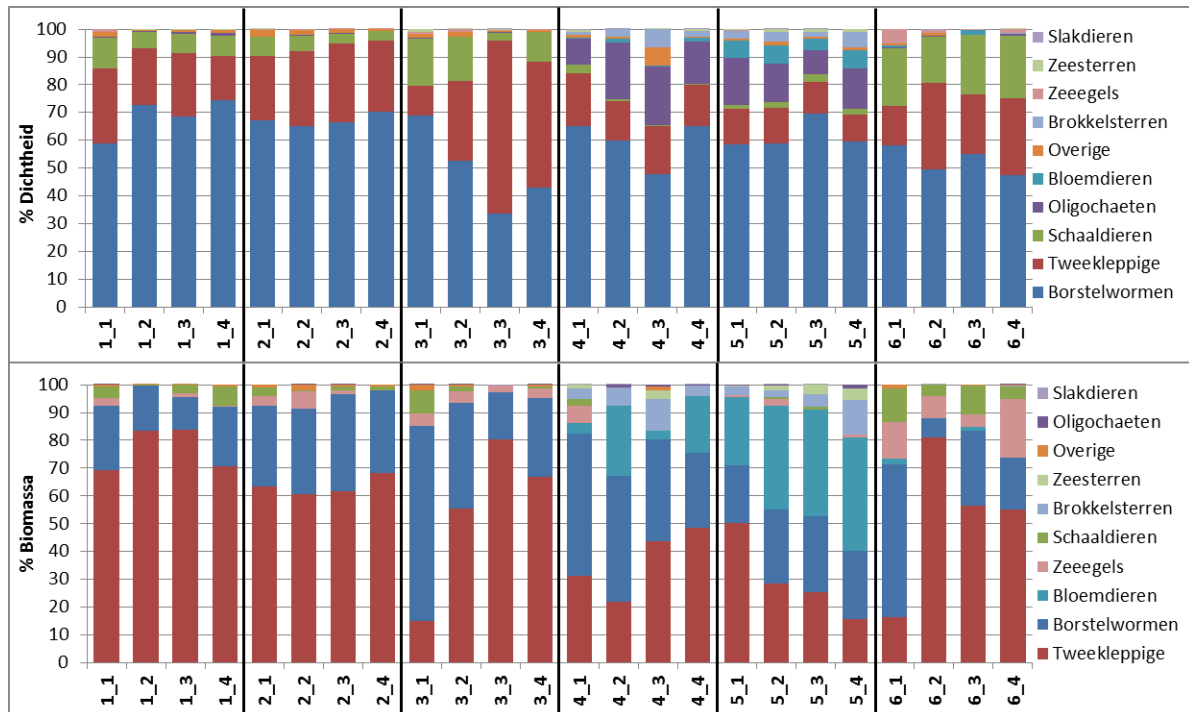


Figuur 14: Box plots van de bodemdieren dichtheid, biomassa en aantal soorten per monsters in de subvakken binnen de proefvakken 1 tot 6 (box-corer).). Ten gunste van de leesbaarheid is er, voor dichtheid en biomassa, gebruik gemaakt van een logaritmische schaal.

Het opsplitsen van de proefvakken in subvakken laat sterke gradiënten zien in dichtheid, biomassa en aantal soorten binnen elk proefvak met een sterke overeenkomst tussen het beviste en het controle gebied (Figuur 14).

4.5.2 Taxonomische samenstelling (box-corer)

Waar de taxonomische samenstelling van de bodemdierengemeenschap vrij homogeen blijkt te zijn tussen de vier subvakken in proefvakken 1 en 2 zijn er in de overige proefvakken sterke gradiënten (Figuur 15).

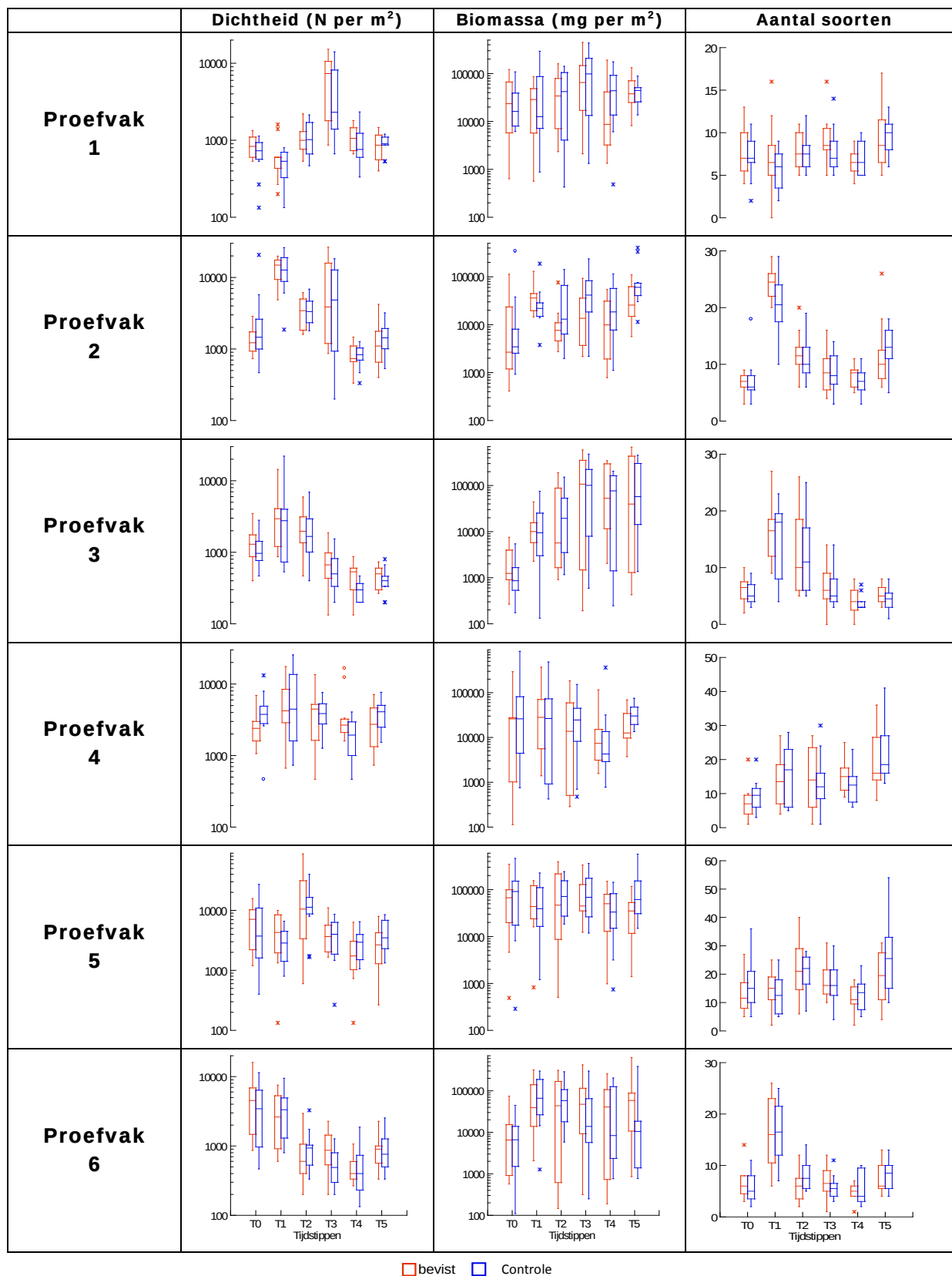


Figuur 15. Gemiddelde relatieve taxonomische samenstelling in de vier subvakken (alle meetmomenten samen) binnen elk proefvak (1_1 t/m 6_4).

4.6 Trendverschillen tussen controle en beviste gebieden

4.6.1 Totale dichtheid, totale biomassa en aantal soorten per monster (box-corer)

De dichtheid, biomassa en aantal soorten per monster tonen omvangrijke veranderingen tussen de monstercampagnes met grote verschillen tussen de proefvakken (Figuur 16). Dezelfde veranderingen komen voor in de beviste en controle gebieden. Binnen elk proefvak heeft de factor tijdstip een significant effect (ANOVA, $n=120$, $p<0,01$) op de bodemdiereneigenschappen. Daarentegen laat de behandeling bevist of onbevist en de interactie tussen behandeling en tijdstip geen effect zien.



Figuur 16. Box plots van de bodemdieren dichtheid, biomassa en aantal soorten per monsters tussen T0 en T5 in proefvakken 1 tot 6 (box-corer).). Ten gunste van de leesbaarheid is er, voor dichtheid en biomassa, gebruik gemaakt van een logaritmische schaal.

Omdat de omvangrijke variatie in de bodemdiereneigenschappen binnen de proefvakken (zie de breedte van de boxplots in Figuur 16) mogelijke effecten van de behandelingen zou kunnen maskeren, zijn

paarsgewijze vergelijkingen uitgevoerd op het niveau van de individuele monsterlocaties. Daarbij is een vergelijking gemaakt tussen de veranderingen waargenomen in dichtheid, biomassa en aantal soorten (Box-corer) over verschillende 'seizoenen' (Visseizoen, vj-vj, Winterseizoen, nj-nj, Langere termijn) in de beviste en controle subvakken binnen elke proefvak (Tabel 8).

Tabel 8. Vergelijking tussen de veranderingen waargenomen op individuele monsterlocaties in dichtheid, biomassa en aantal soorten (Box-corer) over verschillende meetperiode in beviste en controle (maar deels beviste) gebieden in de verschillende proefvakken (paarsgewijze t-toets, $p < 0,05$). Grijs gekleurde meetperiodes in vak 4 waarvoor geen vergelijking is gemaakt (zie tekst). Vlakken zijn gearceerd waar de beoogde behandeling bevist-controle behaald werd (geen bevissing in controle gebied, data MARIN). Significante verschillen zijn aangegeven door de 'x' tekens. Voor alle vergelijkingen is het onderscheidend vermogen voor het detecteren van de hoogste verandering in de data hoger dan 0,75 (=power).

Variabel	Seizoenen	Meetperiode	vak 1	vak 2	vak 3	vak 4	vak 5	vak 6
Dichtheid	Visseizoen	T1vsT0						
		T3vsT2						
		T5vsT4				x		
	vj - vj	T2vsT0						
		T4vsT2				x		
	Winterseizoen	T2vsT1						
		T4vsT3						
	nj - nj	T3vsT1						
		T5vsT3						
	Langere termijn	T3vsT0						
		T4vsT0						
		T5vsT1						
		T5vsT0	x					
Biomassa	Visseizoen	T1vsT0						
		T3vsT2						x
		T5vsT4					x	
	vj - vj	T2vsT0						x
		T4vsT2	x					
	Winterseizoen	T2vsT1		x				
		T4vsT3						
	nj - nj	T3vsT1		x				
		T5vsT3						
	Langere termijn	T3vsT0			x			
		T4vsT0						
		T5vsT1		x				x
		T5vsT0			x			
Aantal soorten	Visseizoen	T1vsT0						
		T3vsT2						
		T5vsT4				x		
	vj - vj	T2vsT0						
		T4vsT2						
	Winterseizoen	T2vsT1						
		T4vsT3						
	nj - nj	T3vsT1						
		T5vsT3						
	Langere termijn	T3vsT0						
		T4vsT0						
		T5vsT1		x				
		T5vsT0						

In proefvak 4 kan, als gevolg van de verplaatsing tussen T_0 en T_1 , geen vergelijking worden gemaakt t.o.v. T_0 , in de vijf meetperiodes T_1 , T_2 , T_3 , T_4 en T_5 vs T_0 . Vervolgens, op basis van de analyse van de AIS tracks uitgevoerd door MARIN blijkt dat slechts in 12 van de 73 geplande vergelijkingen werkelijk voldaan is aan de behandeling (geen enkele bevissing in de controle locaties) in die periode.

De paarsgewijze vergelijkingen wijzen op een beperkt aantal significante verschillen in de veranderingen waargenomen in de beviste en controle gebieden, vooral m.b.t. de totale biomassa met 15 gevallen tegen respectievelijk 3 en 2 gevallen m.b.t. de dichtheid en het aantal soorten per monster (Tabel 8).

Van de 12 vergelijkingen, waarbij in het controle vak in het geheel niet is gevist, is een significant verschil ($n=12$, $t=2.25$, $p<0,05$) waargenomen, namelijk een lagere bodemdieren biomassa in proefvak 1 over de periode T4vsT2.

4.6.2 Totale dichtheid en totale biomassa (bodemschaaf)

Geen van de 78 tests voor 10 verschillende datasets van **biomassa** hebben een significant verschil aangetoond met de beoogde behandeling van het experiment. Laat de resultaten van de statistische analyse zien voor totale **dichtheid** van de 78 verschillende tests (x: significant verschil $p<0.05$). Deze resultaten worden volledig bepaald door de meest abundante soorten in de dataset, en zo worden ook in de datasets van andere dichtheidsparameters significanties gevonden in de vergelijkingen die geplot zijn in Tabel 9. Omdat deze geen ander beeld laten zien dan getoond voor de totale dichtheid worden de resultaten niet apart getoond. Uitgaande van een beoogde behandeling hadden 24 van de 78 tests genoeg power (>0.75) om significanties aan te tonen in totale dichtheid (Tabel 9). Verder wordt duidelijk uit de AIS-analyse van MARIN dat in 12 van de 78 tests ook werkelijk voldaan is aan de behandeling in die periode (geen bevissing door andere schepen dan de OD3 in de controle locaties), en dus aan de berekening van de power (schuin-gearceerde vlakken, Tabel 9). Voor 7 van deze 12 tests is de power hoog genoeg geweest om verschillen aan te tonen (schuin-gearceerde groene vlakken). Van deze 7 vertoont 1 test (vak 3, T5/T3) een significant verschil tussen beviste en controle locaties, hetgeen meer is dan zuiver op toeval verwacht kan worden. Over deze ene test kan gesteld worden dat er een significant negatief effect van visserij is. Over de overige 6 tests met voldoende power en behaalde behandeling valt te concluderen dat er geen effect van visserij is. Bij alle andere 71 tests (niet behaalde behandeling en/of onvoldoende power) valt geen conclusie over het effect van visserij te trekken.

Tabel 9. Vergelijkingen tussen meetmomenten met de bodemschaaf zijn geanalyseerd als ratio tussen Tx+n en Tx. Verschil tussen bevestigd en controle locaties is getest met een pairwise T-test. Alle significante relaties ($p < 0.05$) zijn met een x aangegeven. Groen: power (paired T-test, two-sided, $\alpha = 0.05$, gegeven delta dichtheid Tx en st. dev. tussen de paren) is hoger of gelijk aan 0.75 aannemende dat de behandeling controle-bevestigd is behaald. Zwart: vergelijking niet mogelijk omdat proefvak verplaatst is. Blank: gevonden power is lager dan 0.75 aannemende dat de behandeling controle-bevestigd is behaald. Gearceerde vlakken: beoogde behandeling bevestigd-controle is behaald (geen bevissing in controle gebied door schepen anders dan OD3, data MARIN). Gearceerd en groen maar zonder significant verschil houdt in dat een effect (met grootte afhankelijk van de variatie op die locatie en de $power > 0.75$) hier niet heeft plaatsgevonden (7 gevallen), terwijl dat in 1 geval wel het geval is (vak 3 T5/T3).

		vak 1	vak 2	vak 3	vak 4	vak 5	vak 6
visseizoen	T1/T0						
	T3/T2						
	T5/T4					x	
vj-vj	T2/T0						
	T4/T2						
winterseizoen	T2/T1						
	T4/T3						
nj-nj	T3/T1	x					
	T5/T3			x			
langere termijn	T5/T1						
	T4/T0						
	T5/T0					x	

4.6.3 Soorten gevoelig voor bodemberoering

Paarsgewijze t-toetsen zijn uitgevoerd voor de vier in Wijnhoven *et al.* (2013) genoemde soorten in de Voordelta gevoelig voor bodemverstoring door visserij (*Lanice conchilega*, *Spisula subtruncata*, *Ophiura ophiura* en *Pagurus bernhardus*). Voor de laatste 3 soorten (data bodemschaaf) leveren de 73 mogelijke tests per soort per index (dichtheid of biomassa) nooit meer dan 2 significante ($p < 0.05$) relaties op, waar altijd meer dan 3 verwacht konden worden vanuit puur toeval (zie bijlage B voor tabellen).

Voor *L. conchilega* (data box-corer) leveren de 292 mogelijke vergelijkingen (uitgevoerd voor de 4 subvakken) voor dichtheid en biomassa slechts 3 gevallen met $p < 0,05$ (dichtheid bij T2vsT0 en T2vsT1 in proefvak 2, T2vsT1 in proefvak 1). Na toepassing van de Bonferroni-correctie kunnen we concluderen dat ook voor *L. conchilega* geen significant verschil waarneembaar is in de veranderingen in dichtheid of biomassa tussen bevestigd en onbevestigd gebieden.

4.6.4 Bodemdierengemeenschap (bodemschaaf)

Alle analyses per proefvak duiden niet op significante verschillen in trends tussen bevestigd en controle gebied (zie p-waarde in rechterbovenhoek van iedere figuur in bijlage D).

Tabel 10: Percentage van variantie in soortensamenstelling verklaard door tijd en behandelingsregime (visserij + interactie tijd-visserij)

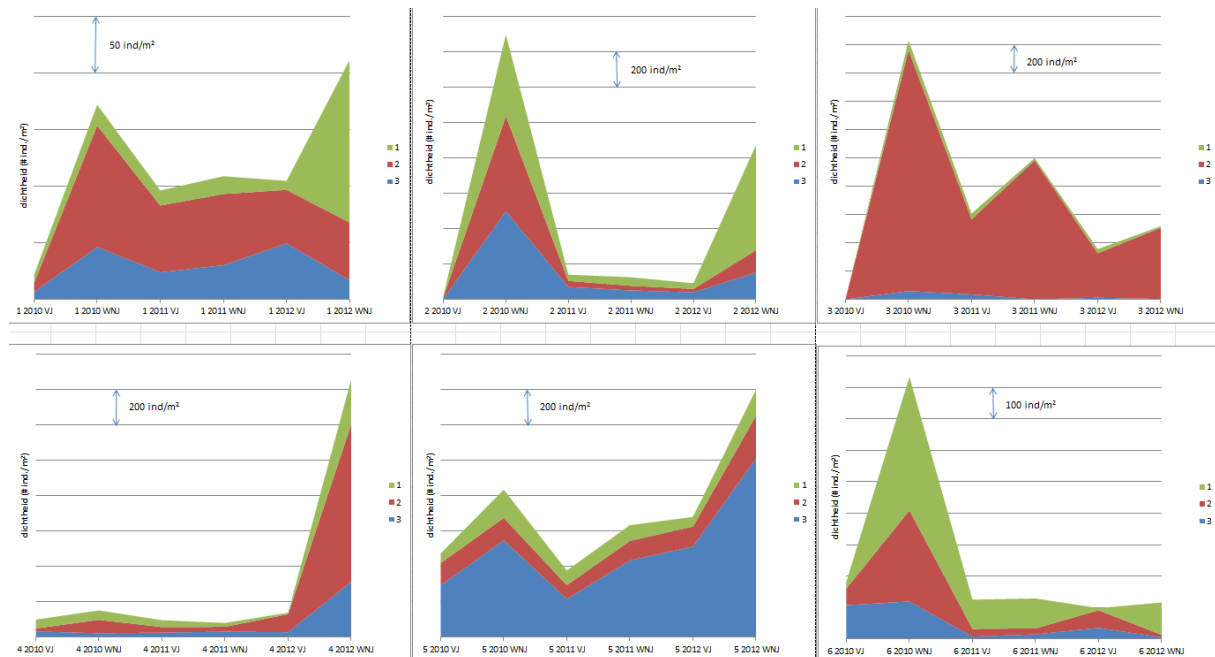
Proefvak	Percentage variantie verklaard door:	
	Tijd	behandelingsregime
1	36.4	10.2
2	71.5	4.1
3	34.6	3.2
4	56.7	4.4
5	64.5	4.6
6	41.8	4.4

Op locatie 1 na, is het verklarend vermogen van behandelingsregime zeer klein ten opzichte van het tijdseffect (Tabel 10)

De analyses zijn ook uitgevoerd met de positie van het schaafraster in het proefvak als extra verklarende variabele. Dit levert geen andere resultaten op.

4.7 Trendverschillen in bodemdieren tussen de subvakken (binnen de proefvakken)

4.7.1 Totale dichtheid (Bodemschaafraster)

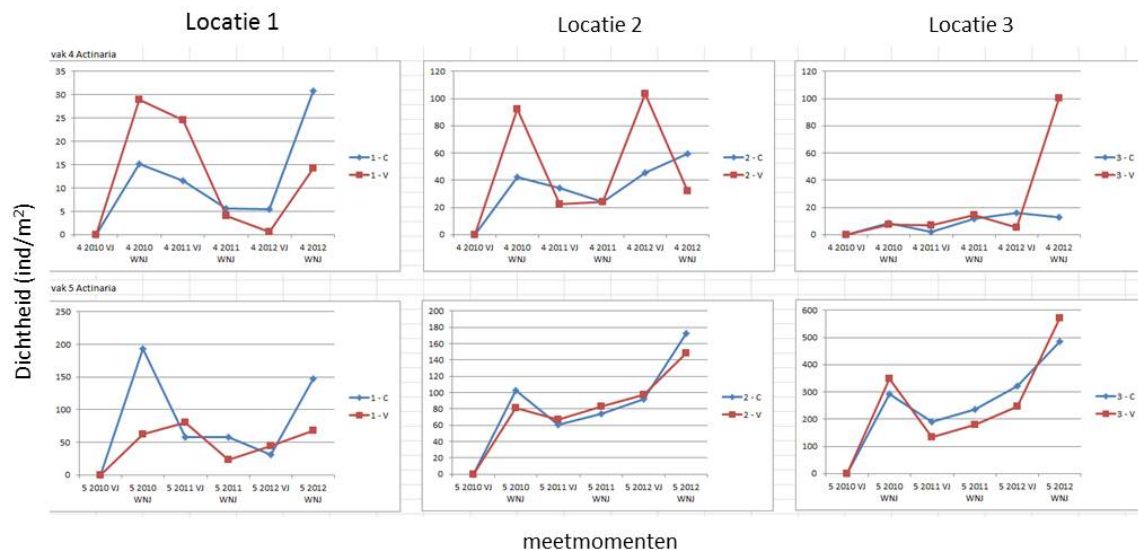


Figuur 17. Verandering van totale dichtheid over de tijd verdeeld over de locaties (groen=locatie 1, rood=locatie 2, blauw=locatie 3, bevestigd en controle samen) in van links naar rechts en boven naar beneden proefvak 1 t/m 6 over de verschillende meetmomenten (vj 2010=T0 t/m nj2012=T5).

Zowel tussen als binnen proefvlakken is de heterogeniteit in totale dichtheid groot (Figuur 17). Waar proefvak 1 geen grote schommelingen rond het gemiddelde vertoont, zijn veranderingen in alle andere proefvakken veel extremer, zowel in positieve als in negatieve zin. Het verloop van de dichtheid over de tijd verschilt ook tussen de proefvakken. De proefvakken zijn dus zowel in ruimte als in tijd heterogeen ten opzichte van elkaar. De meeste proefvakken laten een piek in dichtheid zien in het najaar van 2010 en 2012 en een dal in alle voorjaren en het najaar van 2011. In proefvak 3 en proefvak 5 komen ook pieken voor in het najaar van 2011. Over het algemeen blijft in de loop van de tijd de verdeling van dichtheid binnen een proefvak over de 3 monsterlocaties redelijk in verhouding.

4.7.2 Dominante soorten (bodemschaaf)

Naar aanleiding van de dynamiek in totale dichtheid van bodemdieren (Figuur 17) is dit voor de meest voorkomende soorten (*Ensis* en *Actiniaria*) per locatie nader geanalyseerd en vergeleken tussen bevist en controle (zie Figuur 18 en Figuur 19).



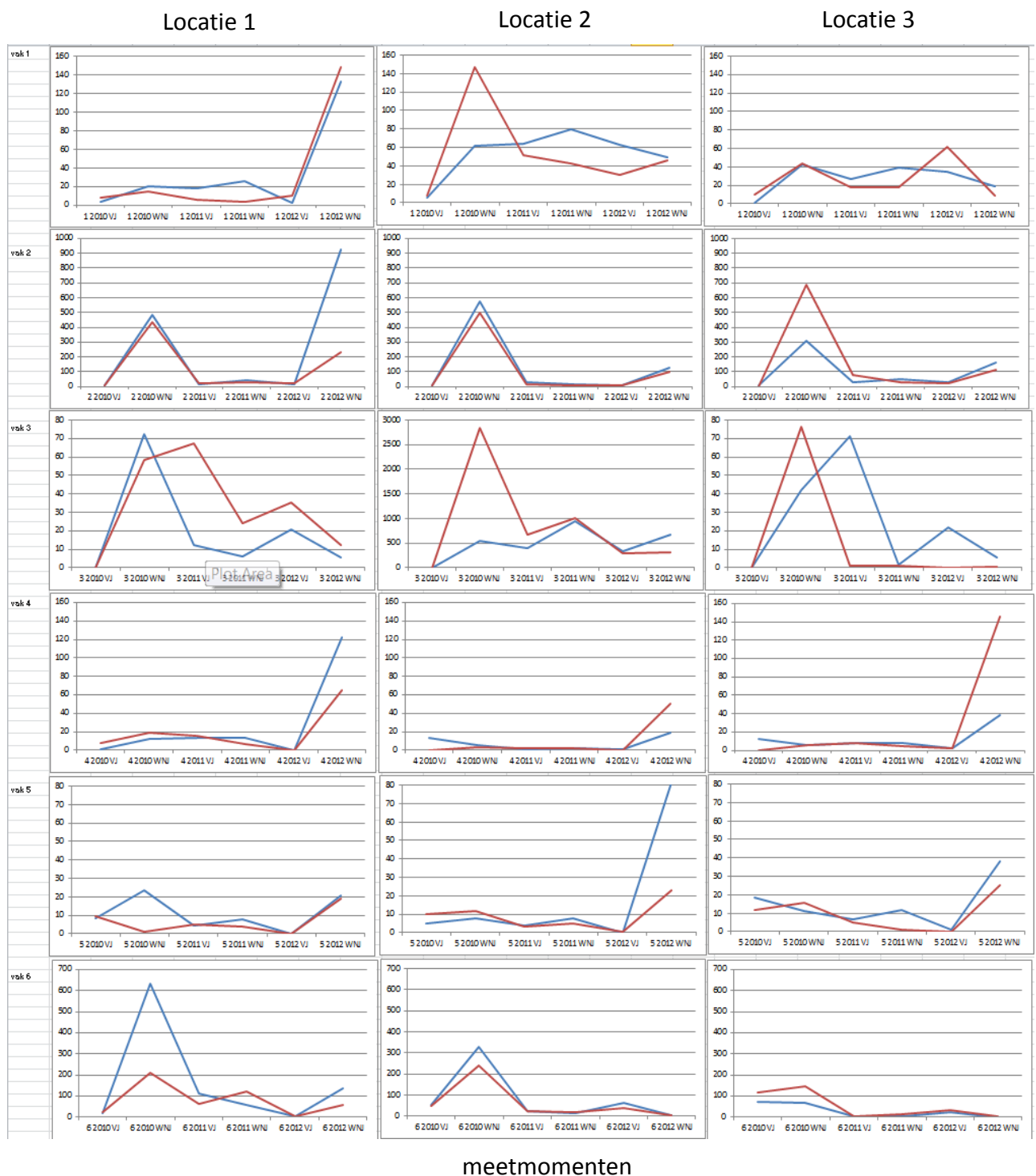
Figuur 18. Dynamiek in dichtheid *Actiniaria* (ind/m²) per proefvak per locatie onderverdeeld in bevist (rood) en controle (blauw) over de verschillende meetmomenten (vj 2010=T0 t/m nj2012=T5). Van boven naar beneden: proefvak 4 en proefvak 5 (in andere proefvakken geen dominante aanwezigheid van *Actiniaria*). Van links naar rechts locaties 1 t/m 3 binnen het proefvak. Bevissing volgens de experimentele opzet heeft plaatsgevonden tussen de voorjaars- en najaarsbemonstering in.

Naast dat *Ensis* het belangrijkste aandeel in in aantal en biomassa vormt, is deze soort ook een belangrijke voedselbron voor o.a. zwarte zee-eenden. Daardoor is de dynamiek van deze voedselbron ook van belang met betrekking tot Natura 2000 instandhoudingsdoelstellingen. Uit Figuur 18 en Figuur 19 valt op dat de trend in dichtheid voor deze soortgroepen op beviste en controle locaties grotendeels op dezelfde manier verloopt per locatie in een proefvak. Hieruit, en uit statistische tests, volgt als eerste conclusie dat er gemiddeld genomen over alle locaties binnen een proefvak geen significante verschillen zijn tussen bevist en controle gebieden in de verandering van dichtheid van de dominante soorten *Ensis* (mesheften, alle vakken) en *Actiniaria* (bloemdieren, vakken 4 en 5). Uit Figuur 18 en Figuur 19

Figuur 19 valt ook op te maken dat de dichtheid zelf wel kan verschillen tussen beviste en controle locaties. Er is echter geen consistent (of significant) verschil in dichtheid waarmee beviste locaties binnen een vak zich onderscheiden van controle locaties binnen het vak.

Na vrijwel alle pieken in zowel soortspecifieke als totale dichtheid volgt een acute daling (Figuur 17, Figuur 18 en Figuur 19). Deze daling lijkt onafhankelijk van een eventuele volgende visserijperiode (tussen voorjaars- en najaarsmeting in), maar eerder een resultaat van natuurlijke sterfte tijdens de winter. Een verdere analyse of deze natuurlijke sterfte veroorzaakt wordt door predatie wordt hieronder gepresenteerd.

Verschillen in trends tussen bevist en controlegebied per locatie komen meestal voor door het vertraagd of niet optreden van een piek in dichtheid in een van de twee gebieden. Dit geldt bijvoorbeeld voor dichtheid in *Ensis* in proefvak 1 op alle locaties voor de piek van nj 2011 in het beviste gebied. In proefvak 3 vindt de vertraging in pieken of plaats in het beviste (locatie 1), of in het controle gebied (locatie 3), of in het geen van beide gebieden (locatie 2).



Figuur 19. Dynamiek in dichtheid van mesheften *Ensis* (ind/m²) per proefvak per locatie (bodemschaaf) voor beviste (rood) en controlevakken (blauw) over de verschillende meetmomenten (vj 2010=T0 t/m nj2012=T5). Van boven naar beneden: proefvak 1 t/m proefvak 6. Van links naar rechts locaties 1 t/m 3 binnen het proefvak. Experimentele bevissing heeft plaatsgevonden tussen de voorjaars- en najaarsbemonstering in. Let op: elk vak heeft een andere schaling van de y-as en vak 3 heeft bovendien een andere as voor locatie 2.

4.8 Relatie met visserij-intensiteit

4.8.1 Totale dichtheid, biomassa en aantal soorten (box-corer)

Om met het effect van de ongewenste visserij in de controlevakken beter rekening te houden is de relatie tussen de bodemfauna karakteristieken en de totale waargenomen visserijdruk getoetst d.m.v. een correlatie analyse (Spearman).

Er werd geen significant verband waargenomen tussen de gerealiseerde visserijintensiteit en de totale dichtheid en biomassa bodemdieren (Tabel 11). Voor soortenrijkdom is er wel een significant verband ($p < 0,05$) gevonden met de bevissingintensiteit (3 van de 33 vergelijkingen): 0,43 in proefvak 6 over $t_3_t_2$, -0,49 over $t_5_t_4$ en 0,41 over $t_2_t_0$.

Voor *L. conchilega* werden significante positieve relaties ($p < 0,05$) waargenomen tussen de bevissingintensiteit en de veranderingen in biomassa (3 van de 33 vergelijkingen) tijdens dezelfde periode, allen in proefvak 1 met R-waarden van 0,45 over $t_1_t_0$, 0,50 over $t_2_t_0$ en 0,42 over $t_5_t_0$.

In beide gevallen waar significante relaties gevonden werden tussen het voorkomen van bodemdieren (aantal soorten en *L. conchilega* biomassa) bleef het beperkt tot een fractie van de vergelijkingen (3 van de 33) waardoor de gevonden effecten een aannemelijke kans (51% kans) hebben om op toevalligheid te berusten. Voor het corrigeren voor dit artefact kan een Bonferroni-correctie toegepast worden waar de drempelwaarde voor het toekennen van een significant effect ($\alpha = 0,05$) gedeeld wordt door het aantal toetsen ($\alpha' = 0,05/33 = 0,0015$) zodat het oorspronkelijke gekozen significantieniveau gehandhaafd blijft. Na toepassing van die correctie blijken alle gevonden 'effecten' niet statistisch significant te zijn.

Tabel 11: Spearman correlatie coëfficiënten voor de relatie tussen de visserijintensiteit en de totale bodemdieren dichtheid, biomassa, aantal soorten en de biomassa van *Lanice conchilega*. Statistisch significante verbanden zijn vet gedrukt.

Proefvak	Meet-moment	R_Dichtheid	R_Biomassa	R_Aantal soorten	R_Biomassa <i>L. conchilega</i>	Proefvak	Meet-moment	R_Dichtheid	R_Biomassa	R_Aantal soorten	R_Biomassa <i>L. conchilega</i>
1	t1_t0	-0.1181	-0.1375	0.0178	0.4539	1	t4_t2	0.1781	-0.0388	-0.1745	-0.2140
2	t1_t0	-0.0035	0.0458	0.1452	0.0603	2	t4_t2	-0.0035	0.0211	0.1292	-0.0608
3	t1_t0	0.0035	-0.0070	-0.0035	0.0054	3	t4_t2	0.2749	-0.2150	0.3365	0.0347
5	t1_t0	-0.2326	-0.1022	-0.0018	-0.0449	4	t4_t2	-0.0141	-0.1304	0.1024	-0.2038
6	t1_t0	-0.1710	-0.0388	0.2614	-0.0084	5	t4_t2	-0.1551	0.1375	-0.2174	-0.1375
1	t3_t2	0.1057	-0.1833	0.1631	0.1482	6	t4_t2	0.0388	0.2573	0.1185	-0.3052
2	t3_t2	0.0247	-0.0352	-0.1044	0.0157	1	t2_t0	-0.2345	-0.0634	0.0708	0.5068
3	t3_t2	0.2362	-0.3102	0.2688	0.0347	2	t2_t0	0.1639	-0.1128	0.2847	-0.1869
4	t3_t2	-0.0916	-0.0529	0.1942	-0.0408	3	t2_t0	-0.0123	-0.1410	-0.0690	-0.1094
5	t3_t2	-0.0564	-0.1410	0.0601	-0.1375	5	t2_t0	0.1621	0.3454	0.4111	0.1798
6	t3_t2	0.2155	0.2890	0.4308	-0.3052	6	t2_t0	-0.2502	-0.0952	-0.2356	-0.0149
1	t5_t4	-0.2258	0.2573	0.0053	-0.0417	1	t5_t0	0.0159	0.0176	0.0567	0.4226
2	t5_t4	-0.0018	-0.1445	-0.1502	-0.0037	2	t5_t0	0.3701	-0.3137	-0.2565	-0.3188
3	t5_t4	0.1094	0.0282	0.1032	-0.1831	3	t5_t0	-0.2240	-0.2855	-0.0018	0.1687
4	t5_t4	-0.2397	-0.1762	-0.1482	-0.0491	5	t5_t0	-0.2256	-0.1410	-0.3950	-0.1580
5	t5_t4	-0.3877	-0.3031	-0.4957	0.0718	6	t5_t0	-0.2538	0.3595	-0.0603	-0.1638
6	t5_t4	0.0670	0.1762	0.0480	-0.0610						

4.8.2 Totale dichtheid, biomassa en geselecteerde soorten (bodemschaaf)

Geen van de correlaties (Tabel 12) onderzocht in het visseizoen (T1vsT0, T3vsT2 en T5vsT4), langere termijn (T5vsT0) en van voorjaar tot voorjaar (T2vsT0, T4vsT2), tussen gerealiseerde visserij intensiteit en parameters uit de bemonstering met de bodemschaaf (totale biomassa, totale dichtheid, *Ensis*, *Actiniaria*, *S. subtruncata*, *P. bernhardus* en *O. ophiura*) is significant. Voor de genoemde soorten is dus geen verband tussen de visserijdruk in de voorafgaande periode (experimentele bevissing en overig bezoek door vissers) en het voorkomen van die soort.

Tabel 12. p-waarden volgens Spearman-correlatie test tussen verandering in biomassa en dichtheid, en meters gevist in een periode. Biomassa van *Pagurus* is niet gemeten (ng).

termijn	visseizoen			vj-vj		langere termijn
periode	T1vsT0	T3vsT2	T5vsT4	T2vsT0	T4vsT2	T5vsT0
dichtheid						
totaal	0.149497	0.841532	0.129539	0.558032	0.984039	0.164345
<i>Ensis</i>	0.196106	0.709216	0.302238	0.596796	0.453073	0.315469
<i>Actiniaria</i>	0.985168	0.956243	0.466205	0.977444	0.950556	0.770541
<i>Spisula</i>	0.450105	0.080895	0.50144	0.37963	0.982779	0.882211
<i>Pagurus</i>	0.192935	0.458293	0.41351	0.470859	0.489409	0.314722
<i>Ophiura</i>	0.706167	0.746581	0.590086	0.749071	0.745646	0.798239
biomassa						
totaal	0.238219	0.443953	0.762744	0.195466	0.920489	0.802027
<i>Ensis</i>	0.404424	0.499302	0.631416	0.465779	0.616942	0.610116
<i>Actiniaria</i>	0.874705	-	0.857577	-	0.566757	0.914599
<i>Spisula</i>	0.380291	0.901053	0.6012	0.686724	0.966183	0.653573
<i>Pagurus</i>	ng	ng	ng	ng	ng	ng
<i>Ophiura</i>	0.980261	0.813997	0.849345	0.956236	0.930748	0.933513

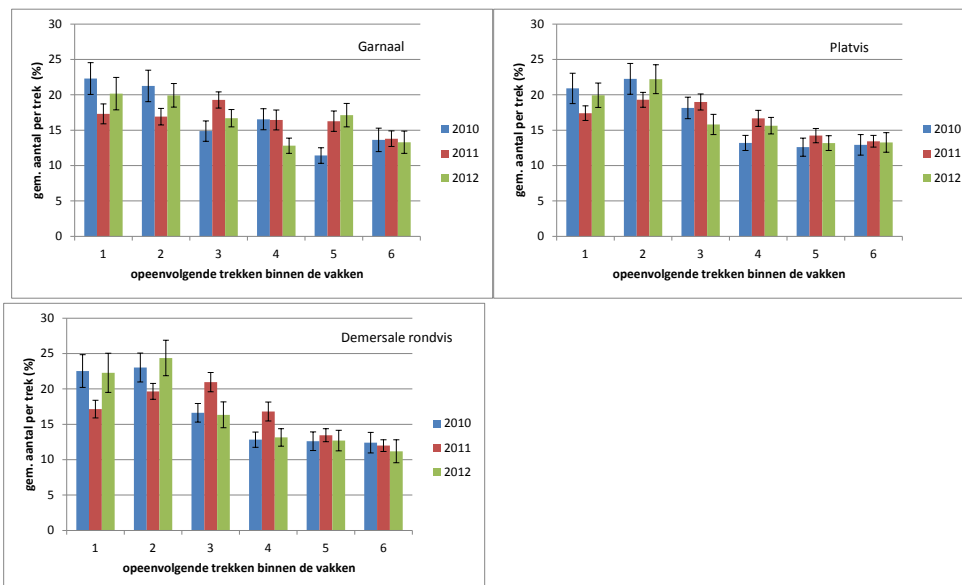
4.9 Vangstregistratie

Zoals in 3.4.3 beschreven, is de zeeflap in deze bevissing dichtgebonden en de vangst hiervan is aan de totale vangst toegevoegd.

4.9.1 Verloop van vangst tijdens het vissen

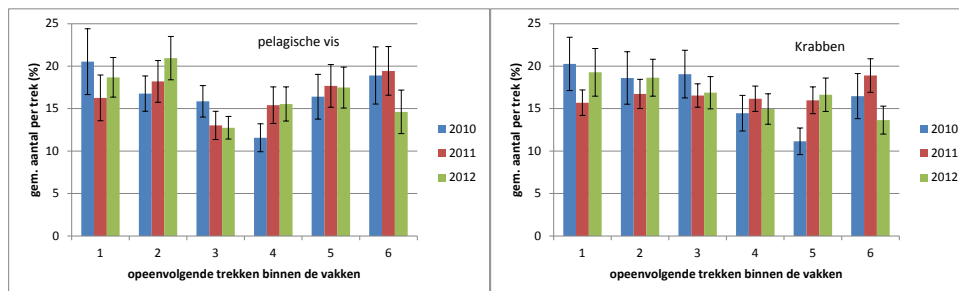
Het verloop van de vangst in een proefvak is uitgezocht voor 5 functionele groepen. Deze groepen zijn: garnaal, platvis, demersale vis, pelagische vis en krabben. Het verloop in aantal wordt voor de drie bevissingsjaren apart weergegeven in Figuur 20 en Figuur 21.

Het aantal is als percentage voor de hele vangst per sessie en per vak weergegeven waardoor de ongelijke vangsten per jaar kunnen worden vergeleken. Het gewicht is tijdens de bevissing niet geregistreerd maar de biomassa kan berekend worden op basis van lengte gewichtsverhouding voor alle soorten. Dit leidt evenwel niet tot andere inzichten en is daarom hier niet gepresenteerd.



Figuur 20. Vangstverloop voor garnaal, platvis en demersale rondvis, voor de 6 trekken afzonderlijk (visserij met zeeflap dicht) (gemiddeld aantal per soort per trek, als percentage van het gemiddeld totale aantal vissen per trek).

Tijdens een experimentele bevissing is zes maal over de lengterichting van het proefvak gevist. De grafieken tonen een afname van de vangst voor de opeenvolgende trekken voor garnaal, platvis en demersale rondvis, (Figuur 20) terwijl geen afnemende trend is te zien voor pelagische vis en krabben (Figuur 21). De afname is vooral in de eerste 2 tot 3 trekken niet altijd duidelijk wat veroorzaakt wordt doordat de eerste trekken geheel of grotendeels op niet bevist gebied worden uitgevoerd terwijl de volgende trekken een toenemend deel voor een tweede keer bevissen en soms een derde keer.



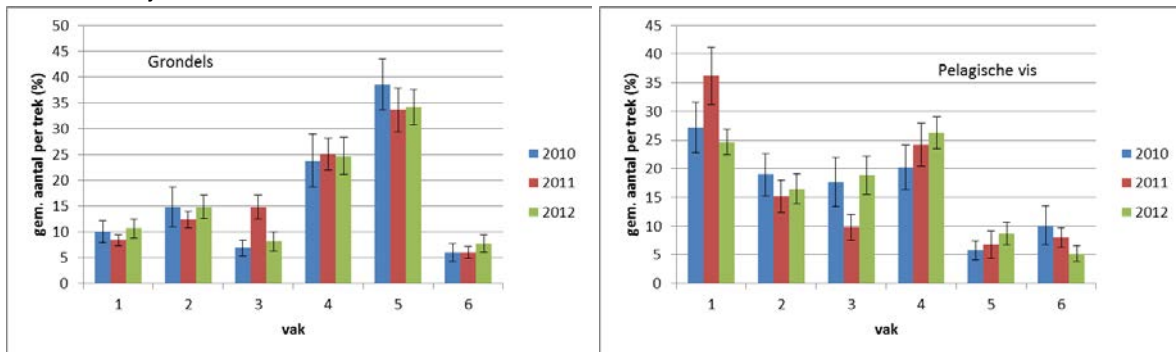
Figuur 21. Vangstverloop voor pelagische vis en krabben, voor de 6 trekken afzonderlijk (visserij met zeeflap dicht) (gemiddeld aantal per soort per trek, als percentage van het gemiddeld totale aantal vissen per trek).

Pelagische vis en krabben tonen geen duidelijke neerwaartse trend in opeenvolgende trekken. Dat betekent dat er of slechts een deel van de krabben wordt opgevisst of dat krabben van buiten het proefvak zeer snel - als aaseters - naar het beviste spoor migreren. Pelagische vis bestaat vnl. uit haring en sprout die in het horizontale vlak alsook in de hoogte van de waterkolom actief migreren.

Samenvattend: Er is bij een aantal - vooral bij aan de grond gebonden soort groepen - merkbaar dat er in de vakken gevist wordt tijdens de bemonstering, m.a.w. er is sprake van een behoorlijke bevissingsdruk en een efficiënte dekking van de oppervlakte bevist

4.9.2 Locatie-specifieke verschillen

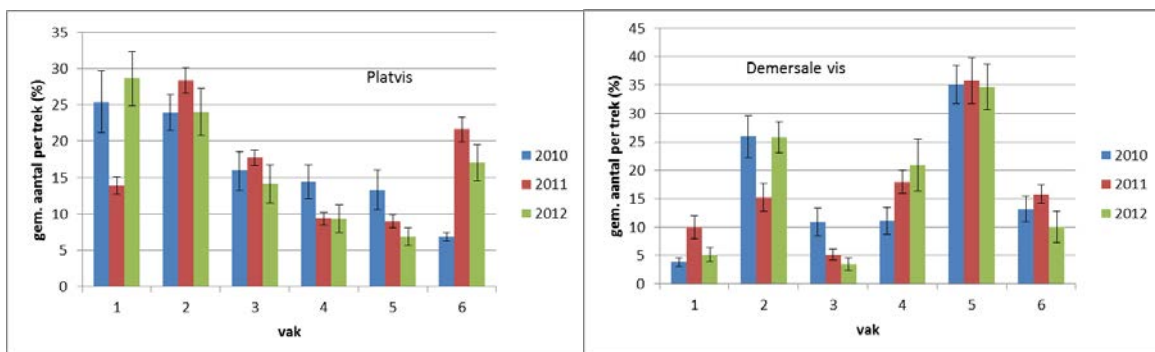
De Voordelta is een lappendeken van verschillende gebieden op basis van diepte, sediment, stroomsnelheid, expositie enz. enz. Daarnaast is het gebied in een permanente staat van op- en aanslibbing naast plaatval en stroomgeul verplaatsing en worden er vanuit het Haringvliet regelmatig grote hoeveelheden zoet water in het gebied geloosd. Deze factoren zijn bepalend voor de aanwezige fauna. De proefvakken zijn onderling daarom allemaal sterk verschillend. Het vestigingspatroon van benthische organismen waaronder schelpdieren is een ingewikkeld proces dat sterk varieert van jaar op jaar. Het is daarom opvallend dat de verschillen die tussen de proefvakken worden aangetroffen in de tijd consistent zijn.



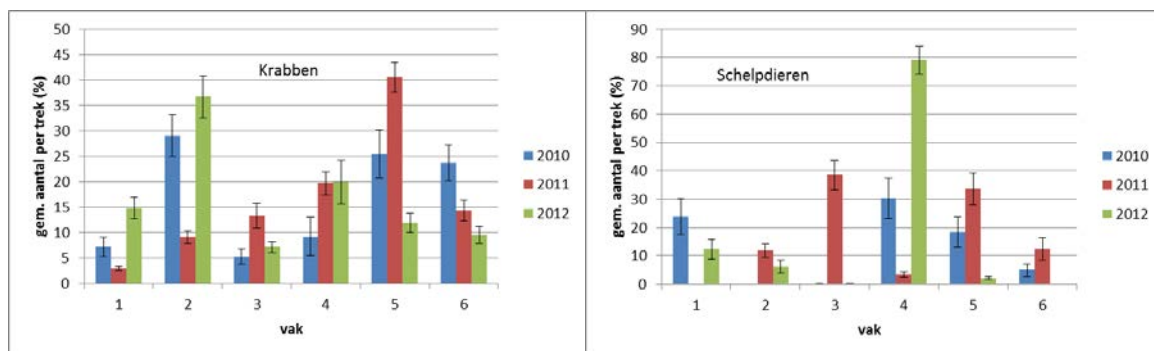
Figuur 22. Het verschil in de gemiddelde aantallen per trek van grondels en pelagische vissen over de 6 proefvakken in drie achtereenvolgende jaren (visserij met zeeflap dicht) (gemiddeld aantal per soort per trek, als percentage van het gemiddeld totale aantal vissen per trek).

Een goed voorbeeld van de onderscheidenheid van deze stations wordt gegeven door de aanwezigheid van grondels. Het betreft drie aan de bodem levende nauw verwante soorten: dikkopje, lozano's en brakwater grondel. In Figuur 22 is aangegeven hoe het aantal varieert per jaar over de verschillende proefvakken en hieruit blijkt dat in vak 4 en 5 in alle jaren veel meer grondels worden gevangen dan de overige vakken en dat de gevonden waarden in elk vak per jaar niet opvallend verschillen. Pelagische vis, in dit geval vrijwel uitsluitend juveniele haring en sprout, is in alle jaren op vak 5 en 6 minder algemeen dan op de andere locaties.

Een ander vergelijk kan gemaakt worden voor platvis en demersale vis. Ook voor deze groepen blijkt dat de aantallen die per vak worden aangetroffen voor een aantal vakken consistent van elkaar verschillen (Figuur 23). Opvallend is dat op het vak (5) waar verhoudingsgewijs de meeste demersale vis wordt gevangen, ook het kleinste percentage pelagische vissen wordt aangetroffen.



Figuur 23. De aantallen platvis en demersale vis over de 6 proefvakken voor de achtereenvolgende jaren (visserij met zeeflap dicht) (gemiddeld aantal per soort per trek, als percentage van het gemiddeld totale aantal vissen per trek).



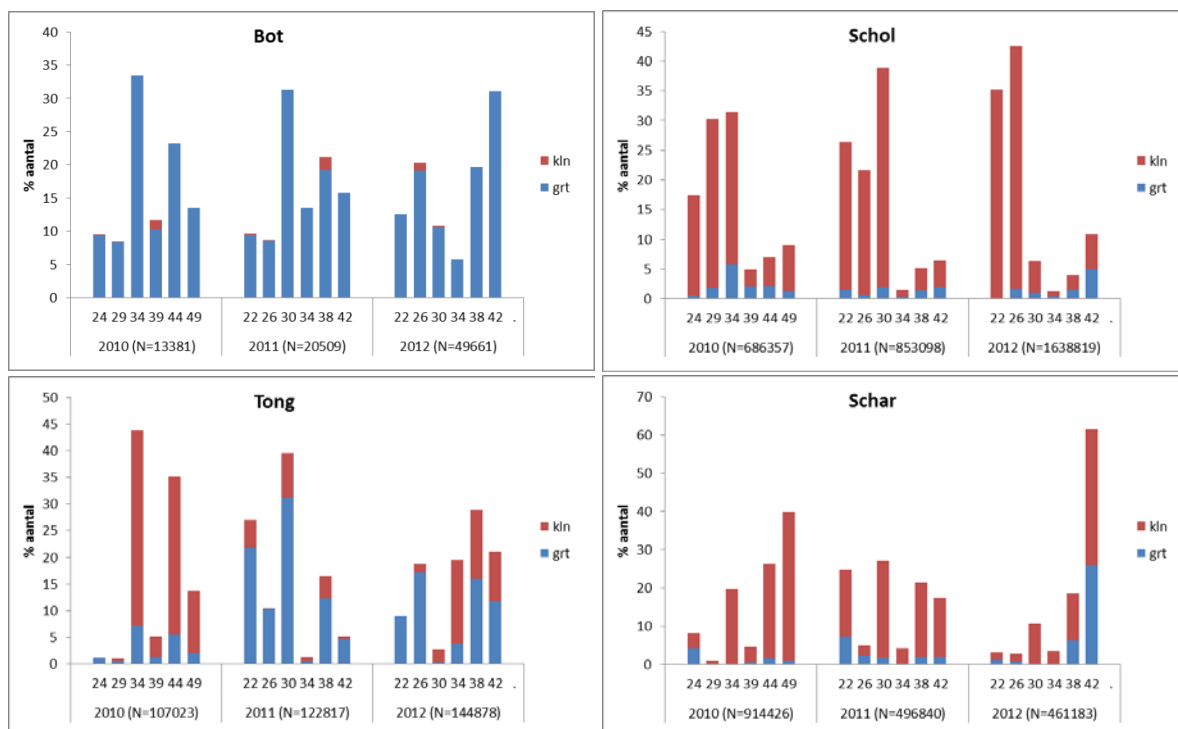
Figuur 24. De aantallen krabben en schelpdieren over de 6 proefvakken voor de achtereenvolgende jaren (visserij met zeeflap dicht) (gemiddeld aantal per soort per trek, als percentage van het gemiddeld totale aantal vissen per trek).

Waardoor de verschillen tussen de locaties voor krabben en schelpdieren (Figuur 24) worden verklaard is niet duidelijk. Krabben zijn geen homogene groep in verspreiding en gedrag, terwijl de vangst van schelpdieren in een garnalennet ook door toevalligheden kan worden bepaald. De vangst van in de bodem levende schelpdieren is evenwel een aanwijzing dat het traditionele garnalennet soms door de bodem wordt getrokken. Hoewel juveniele mesheften nog op eigen kracht uit de bodem zouden kunnen komen geldt dit niet voor andere ingegraven levende tweekleppigen zoals de witte dunschaal, de halfgeknotte strandschelp en de slijkgaper. De afwezigheid in de vangst van schelpdieren is geen garantie dat deze niet aanwezig waren, noch is de afwezigheid van schelpdieren een aanwijzing dat het net niet door de bodem is gegaan.

Samenvattend: De samenstelling van de vangst in een garnalennet verschilt sterk tussen vakken, maar is per vak van jaar op jaar sterk vergelijkbaar.

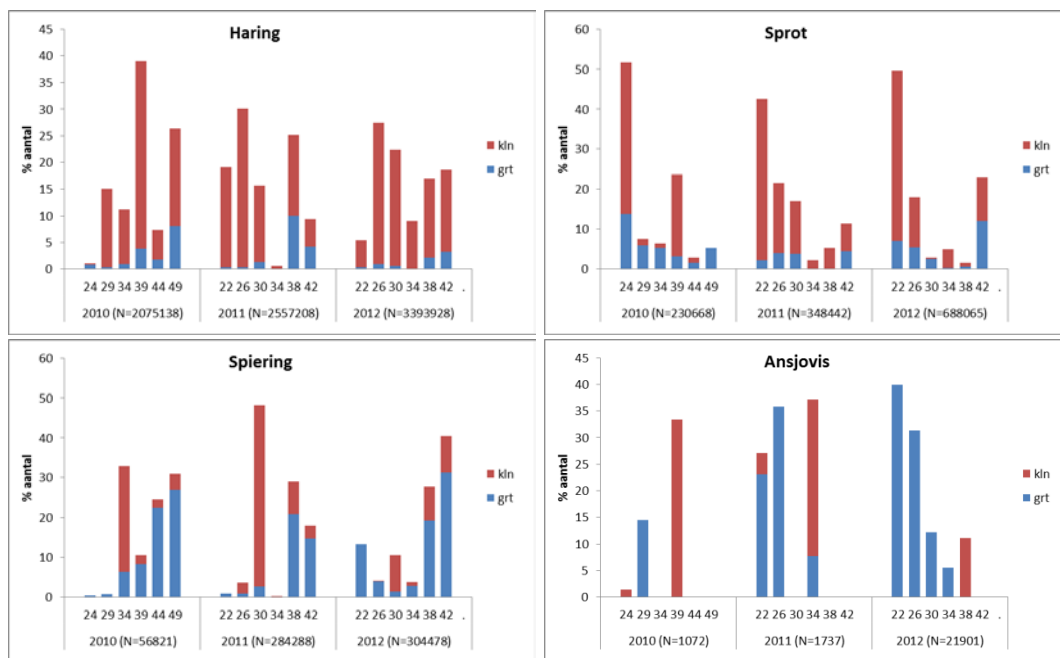
4.9.3 Seizoensfluctuaties

De periode van bemonstering in het bodembeschermingsgebied Voordelta betreft in 2012 25 weken en in 2011 en 2012 steeds 20 weken. Daarmee is gedurende het garnaalseizoen (de periode dat er veel garnalen in de Voordelta aanwezig zijn) gevestigd. Het verloop in tijd van de vier meest commercieel belangrijke platvissoorten is aangegeven in Figuur 25. Het betreft het totaal van alle gevangen vissen en alle trekken per soort per bemonstering van alle proefvakken samen over de drie jaren van onderzoek. Voor alle soorten is de grens voor "groot" en "klein" op 10 cm gekozen, en is de vangst uitgedrukt als een % van de totale vangst per jaar om onderlinge verschillen in aantal te vermijden. Opvallend zijn de grote aantallen waarop de grafieken zijn gebaseerd, dus is er een grote bijvangst van meerdere soorten.



Figuur 25. Verloop in tijd van het numerieke aandeel van vier commerciële soorten platvis per bevissing met de garnalenkor (x-as: weeknummers per jaar) (visserij met zeeflap dicht). Vissen kleiner dan 10 cm = kln, groter dan 10 cm = grt

Het verloop in aantal voor de verschillende soorten vertoont onderling grote verschillen. Van bot blijken vooral grotere exemplaren (> 10cm) voor te komen terwijl van schol alleen maar kleine exemplaren worden aangetroffen. Dit geldt ook voor schar en mindere mate voor tong. Terwijl het aantalsverloop voor bot, tong en schar geen groot verloop in het seizoen toont, is er voor schol duidelijk een scherp verloop naar kleinere aantallen in de tweede helft van de onderzoeksperiode. Blijkbaar trekken de juveniele schollen in die periode uit het ondiepere water van de Voordelta weg naar diepere zones. Pelagische vissen worden door een garnalennet minder representatief gevangen dan bodemvissoorten. Er worden vooral veel kleine haringen en sprat gevangen. Er is geen duidelijke trend in de loop van het seizoen voor deze soorten (Figuur 26), zij het dat de vangsten sprat in de eerste week van bevissing (mei) wel steeds het grootst waren. Er is relatief weinig ansjovis gevangen. In de eerste weken (de echte zomermaanden) zijn vrijwel alleen grote exemplaren gevangen, daarna vrijwel alleen juvenielen, die ook weer verdwijnen aan het eind van het seizoen.



Figuur 26. Verloop in de tijd van het numerieke aandeel van vier commerciële soorten pelagische vis per bevissing met de garnalenkor (x-as: weeknummers per jaar) (visserij met zeeflap dicht). Vissen kleiner dan 10 cm = kln, groter dan 10 cm = grt

4.9.4 Platvis



Voor platvis zijn juvenielen (<10cm) van vier commerciële soorten: bot, schor, schol en tong geanalyseerd. Tongschor, tarbot, griet, dwergtong en schurftvis zijn ook gevangen maar voor verdere analyse hier buiten beschouwing gelaten.

Het aantal vissen dat is bijgevangen in de garnalenvisserij in de 6 proefvakken is berekend als aantal per soort per uur en bevissingsweek, gemiddeld over alle trekken en alle vakken (Tabel 13).

Het berekenen van de totale hoeveelheid vissen die door de gemeenschappelijke garnalenvloot in de Voordelta wordt gevangen, is een zeer grove benadering en is bovendien zeer afhankelijk van de inspanning in visuren die de vloot maakt. Het aantal schepen dat in de Voordelta vist, is zeer variabel waarbij er 6 schepen zijn die zeer regelmatig en langdurig in het gebied vissen. Wanneer we een

vaarweek van maandag 00.00 uur tot vrijdagochtend 12.00 uur nemen en er 4 uur per 24 uur niet wordt gevist, is er een visserij inspanning van 100 uur per week per schip. Multipliceren van die vaaruren op de in deze bevissing vastgestelde vangsten geeft een indicatie van de bijvangst. Indien we aannemen dat tong voor 50% overleeft, schol, schar en bot voor 20% (Doeksen, 2006), kan de sterfte voor de beviste periode benaderd worden met de waarden uit de tabel. Omdat de zeeflap dichtgebonden was, zijn de hier gepresenteerde getallen overschattingen voor de grotere vissen (zie discussie)

Naar ratio van inspanning van elk schip in uren vissen per week kan de sterfte van kleine platvis worden aangepast. Daarnaast kan het aantal schepen worden gevarieerd. Wanneer bv. i.p.v. 100 uur slechts 80 uur wordt gevist door zes vaartuigen zal de visserijmortaliteit $4/5 \times 6$ van de berekende sterfte per week zijn.

Tabel 13. Het aantal platvissen < 10 cm per uur vissen op de proefvakken per bemonsteringscampagne en berekende sterfte op basis van aantal (visserij met zeeflap dicht).

		Vangst per uur vissen met zes schepen				Sterfte per week bij 100 uur vissen per schip, en zes schepen			
		bot	schar	schol	tong	bot	schar	schol	tong
2010	24	34	784	4786	21	2695	62687	382849	1034
	29	27	98	5165	49	2144	7800	413201	2471
	34	95	3277	2535	1075	7573	262161	202799	53748
	39	28	756	368	64	2223	60471	29448	3199
	44	50	3983	674	419	3990	318607	53924	20960
	49	16	7176	722	253	1258	574103	57722	12665
2011	22	34	2733	3835	848	2752	218669	306822	42411
	26	31	590	3290	135	2484	47234	263205	6736
	30	122	2053	5995	744	9775	164245	479614	37176
	34	45	336	210	39	3598	26916	16833	1942
	38	76	1453	747	289	6076	116270	59788	14448
	42	50	1362	783	72	3964	108973	62657	3625
2012	22	105	208	12651	671	8380	16658	1012087	33528
	26	172	317	11874	216	13763	25375	949930	10776
	30	63	601	984	34	5075	48046	78742	1717
	34	37	260	238	341	2949	20827	19007	17027
	38	314	1874	789	792	25095	149908	63124	39584
	42	229	5280	3812	630	18311	422422	304992	31515

De aantallen platvis verschillen per week en kunnen niet op andere weken worden toegepast. Bij beschouwing van deze aantallen kan niet gesteld worden dat al deze dieren zondermeer in later stadium als volwassen vissen kunnen worden opgevisst vanwege de natuurlijke mortaliteit (zie bijv. Iles & Beverton 1991). Een groot deel van deze vissen wordt voor die tijd opgegeten door andere predatoren of sterft door andere natuurlijke factoren.

4.9.5 Pelagische vis



In dit geval zijn de meest voorkomende soorten onderzocht: ansjovis, haring, sprot en spiering, waarbij alle vissen, groot en klein, zijn meegenomen.

Pelagische vissen worden in een bij de bodem vissend garnalennet niet efficiënt gevangen en zijn daarmee minder representatief voor wat er in totaal aanwezig is. Vrijwel alle individuen van deze soorten gaan door de zeeflap en komen in het garnalennet terecht. Het feit dat er bij de bevissing met dichte zeeflap is gevestigd heeft dus geen effect op de geregistreerde aantallen.

Overleving van deze vier soorten in een garnalennet is er niet of nauwelijks (zie o.a. Broadhurst et al 2006, Revill 2012) en de sterfte wordt daarbij op 100% gesteld. Bij een inspanning van 100 uur per week of minder kan de mortaliteit naar ratio per week per schip worden benaderd.

Tabel 14. Het aantal pelagische vissen per uur vissen op de proefvakken per bemonsteringscampagne (visserij met zeeflap dicht).

		Vangst per uur vissen met zes schepen			
	week	ansjovis	haring	spiering	sprot
2010	24	20	316	4	8099
	29	2	20588	101	113
	34		1839	407	22
	39	3	11776	144	663
	44		1330	212	8
	49		10483	228	30
2011	22	7	7759	52	1543
	26	8	21137	151	2506
	30		4017	3249	605
	34	16	156	5	206
	38		7433	583	478
	42		4329	488	681
2012	22	359	3942	734	7409
	26	35	21243	168	1010
	30	5	8875	264	102
	34		5401	256	634
	38	6	7550	1464	150
	42		15840	2752	3437

Het fluctueren van de gegevens per week is aanzienlijk (Tabel 14) en waarschijnlijk eerder een gevolg van de beperkte bevissing van de waterkolom en het vangen van wel of niet in scholen voorkomende de vissen.

4.9.6 Overige vissoorten

Bij de overige 38 soorten is een keuze gemaakt voor de zeven meest algemeen voorkomende soorten (Tabel 15). Van al deze soorten - behalve zeebaars - komen ook de volwassen exemplaren in het garnalennet terecht en worden in het sorteerproces opgenomen. Sommige van deze soorten hebben een grote overlevingskans (Broadhurst et al 2006) wanneer zij in het sorteerproces snel worden geïsoleerd en direct overboord spoelen.

Tabel 15. Het aantal vissen per uur vissen op de proefvakken per bemonsteringscampagne (visserij met zee flap dicht).

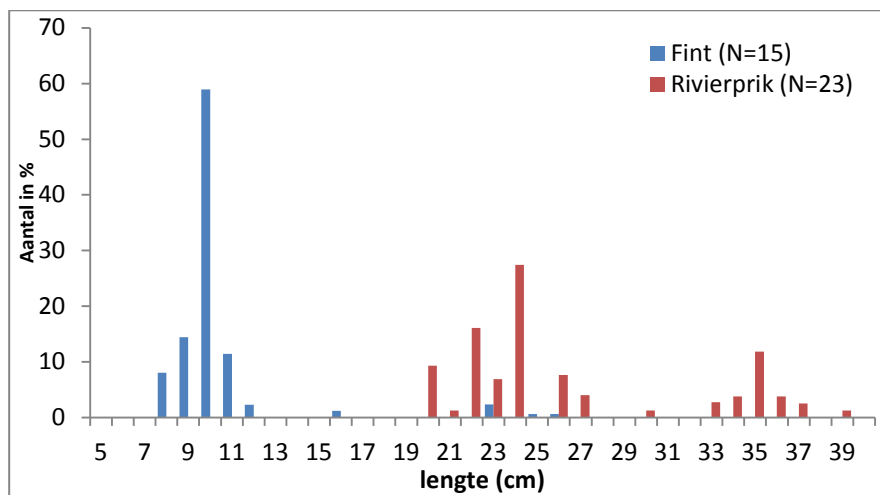
		aantal per uur vissen met zes schepen						
	week	Harnas- mannetje	kleine pieterman	pitvis	zeebaars	botervis	puitaal	5-dradige meun
2010	24	4	3	22	6	15	3	2
	29	178	1	30	6	58	20	0
	34	930	1	27	2	81	208	6
	39	44	1	11	1	24	96	10
	44	113	4	55	8	10	121	55
	49	84	1	13	164	13	41	116
2011	22	137	1	149	7	270	44	2
	26	438	7	55	3	67	62	2
	30	1323	5	176	3	103	266	3
	34	44	3	19	3	50	28	3
	38	265	3	76	3	52	139	28
	42	419	1	77	0	15	100	49
2012	22	294	16	101	5	142	139	0
	26	814	1	60	3	89	127	19
	30	119	19	56	1	65	95	0
	34	1	24	25	43	56	193	21
	38	86	7	2085	208	81	415	359
	42	1862	15	4424	11	78	309	2268

Niet alle levend overboord gespoelde vis overleeft de vangst daadwerkelijk. Lange termijn effecten van beschadiging of inwendig letsel door vangst, twee uur durend verblijf in het net tijdens vissen of de behandeling aan boord zijn niet altijd direct waarneembaar. Daarnaast wordt ook op overboord gespoelde vis geaasd door diverse soorten meeuwen, sterns en aalscholvers. De natuurlijke mortaliteit van deze soorten is niet bekend.

4.9.7 Natura-2000 Vissoorten

In het beheerplan van de Voordelta worden 4 vissoorten genoemd die als kenmerkende soorten van het Habitat H1110B in gunstige staat moeten worden gehouden, of zich moeten herstellen naar een hoger niveau. In dit kader zijn deze 4 soorten daarmee ook van belang in het bodembeschermingsgebied. De soorten betreft: zeeprik, rivierprik, elft en fint. Zeeprik is in het bodembeschermingsgebied tijdens deze bevissingen niet aangetroffen. Zeeprik wordt evenwel sporadisch in de Westerschelde aangetroffen en zou bij groei van de populatie aldaar uitstraling kunnen hebben naar de Voordelta. Elft is tot op heden niet aangetroffen alsook niet in de aangrenzende gebieden. Rivierprik en fint worden wel waargenomen. De aantallen zijn weliswaar laag, maar zullen voor een parasitaire vissoort als rivierprik nooit massaal zijn. Fint is meerdere malen aangetroffen en lijkt in de afgelopen drie jaar te zijn toegenomen van 2 ex in 2010 via 8 stuks in 2012 naar 155 in 2012. Opvallend is dat er geen grote exemplaren worden gevangen (Figuur 27) en dat het vrijwel allemaal om juvenielen van 8-12 cm gaat. Het is daarbij goed mogelijk dat een deel van de gevangen dieren in de massa van de kleine haring en sprat in de totale vangst niet is herkend.

In totaal zijn slechts 15 dieren gemeten terwijl er voor de gehele vangst 165 zijn berekend. Het is de vraag of de Voordelta en daarbinnen het bodembeschermingsgebied een eigen populatie herbergt of dat het een deelpopulatie is van dieren uit de rest van het Delta gebied. Met name in de Westerschelde zijn de afgelopen jaren toenemende aantallen finten aangetroffen.



Figuur 27. Lengtefrequentie van alle over de periode 2010-2012 gemeten fint en rivierprik (visserij met zeeflap dicht).

Rivierprik is een opvallende soort die regelmatig is bijgevangen. Uit Figuur 27 blijkt dat in de proefvakken alleen halfwas dieren >20 cm worden gevangen en dat het daarbij om twee cohorten gaat, nl een van 20 -27 cm en een van 33-37 cm.

Wanneer het "kierbesluit" aangaande de toegang vanuit zee naar het Haringvliet via de tijdens vloed openstaande sluizen in werking treedt, is een mogelijk verder herstel van deze voor Habitat 1110 kenmerkende soorten wel te verwachten. Daarmee zullen deze soorten naar verwachting ook meer worden bijgevangen door de garnalenvisserij in dat gebied.

4.9.8 Schelpdieren

Van een garnalennet waarvan de klossen van de onderpees over de bodem draaien worden geen vangsten van schelpdieren verwacht. Toch zijn die in de bevissing veelvuldig en soms in grote aantallen aangetroffen. Het gaat daarbij om 20 soorten (Tabel 16). Uit deze tabel blijkt dat vrijwel altijd in de bodem levende soorten schelpdieren worden aangetroffen. Mesheften kunnen hierbij zelf uit de bodem omhoog bewegen op de nadering van het net. De aangetroffen vrijwel puntgave *Ensis* schelpen geven aanleiding dit als een reële factor te zien. Bivalven zoals de witte dunschaal (Figuur 28), de halfgeknotte strandschelp of tapijtschelp kunnen niet anders dan door een door de bodem gaand vistuig worden gevangen. Het net heeft draaiende klossen in het midden van de bodempees, de klossen die aan de zijanten van bij de sloffen van het net zitten zullen minder draaien en meer de bodem ingetrokken worden, wat ook tot vangst van schelpdieren kan leiden.

Tabel 16. Aanwezigheid van schelpdieren in de vangst in de proefvakken per bemonsteringscampagne (In week 39 van 2010 is aanwezigheid niet geregistreerd) (visserij met zeeflap dicht).

Latijnse naam	Nederlandse naam	2010					2011						2012					
		24	29	34	44	49	22	26	30	34	38	42	22	26	30	34	38	42
<i>Abra alba</i>	Witte dunschaal	x				x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Angulus fabula</i>	Rechtsgestrepte plaatschelp	x																
<i>Angulus tenuis</i>	Tere plaatschelp												x					
<i>Cerastoderma edule</i>	Kokkel														x	x	x	
<i>Crassostrea gigas</i>	Japanse oester					x												
<i>Crepidula fornicata</i>	Muiltje					x						x					x	x
<i>Donax vittatus</i>	Zaagje						x	x	x	x					x			
<i>Ensis spec.</i>	Mesheft	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Euspira pulchella</i>	Glanzende tepelhoren							x					x					
<i>Hinia incrassata</i>	Verdikte fuikhoorn															x		
<i>Hinia reticulata</i>	Gevlochten fuikhoorn															x		
<i>Macoma balthica</i>	Nonnetje		x			x	x	x	x				x	x		x		
<i>Mya arenaria</i>	Strandgaper	x				x	x						x	x	x	x	x	x
<i>Mytilus edulis</i>	Mossel	x	x			x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Nassarius nitidus</i>	Grof geribde fuikhoren							x										
<i>Nassarius reticulatus</i>	Gevlochten fuikhoren						x	x										
<i>Solen marginatus</i>	Messchede												x					
<i>Spisula elliptica</i>	Ovale strandschelp												x		x			
<i>Spisula subtruncata</i>	Halfgeknotte strandschelp						x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Venerupis corrugata</i>	Tapijtschelp	x	x			x	x	x	x				x	x		x		

De hoeveelheid gevangen levende schelpdieren verschilde sterk tussen locaties en perioden en zijn eerder een indicatie van de mate van bodemcontact van het net dan een aanwijzing van de hoeveelheid aanwezige dieren.



Figuur 28. Bijvangst tijdens garnalenvisserij met *Abra alba* (witte dunschaal)

4.9.9 Schaaldieren

Schaaldieren betreffen in dit geval krabben en garnalen. Het voorkomen van een aantal van deze soorten lijkt toe te nemen (Tabel 17) in de loop van de drie jaar bemonstering. Het gaat daarbij vooral om gewimperde zwemkrab, de breedpootkrab en de hooiwagenkrab, terwijl ook de twee soorten heremietkreeften vaker werden aangetroffen.

Tabel 17. Aantal vakken per week waarbij schaaldieren in de vangst in de proefvakken zijn aangetroffen (visserij met zeeflap dicht).

Latijnse naam	Nederlandse naam	2010						2011						2012					
		24	29	34	39	44	49	22	26	30	34	38	42	22	26	30	34	38	42
<i>Cancer pagurus</i>	Noordzeekrab	1	1	1	2	3	2	2	2	4	2	4	3	3	2	2	3	1	3
<i>Carcinus maenas</i>	Strandkrab	5	5	4	3	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	4
<i>Corystes cassivelaunus</i>	Helmkrab		1						3	2				3	2				
<i>Crangon crangon</i>	Gewone Garmaal	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6
<i>Diogenes pugilator</i>	Kleine heremietkreeft	2	2	1		2	3	3	2	3	3	2	3	5	4	5	4	2	3
<i>Hemigrapsus takanoi</i>	Penseelkrab						1												
<i>Liocarcinus depurator</i>	Blauwpootzwemkrab		3			2	2	2		1		1	2		2	3		1	2
<i>Liocarcinus holsatus</i>	Gewone zwemkrab	5	6	5	6	6	6	6	5	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6
<i>Liocarcinus navigator</i>	Gewimperde zwemkrab		2			1	3	1	2	3	2	2	3	4	2	3	1	3	2
<i>Macropodia spec.</i>	Hooiwagenkrab	1				2	2	3	4	3	4	2	3	2	3	3	2	2	2
<i>Necora puber</i>	Fluwelen zwemkrab																		2
<i>Pagurus bernhardus</i>	Heremietkreeft	4	5		3	5	4	6	6	6	6	6	4	6	6	6	4	4	6
<i>Palaemon spec.</i>	Steurgarnaal			1		2	1	3	1	5	1	3	3	2	2	1	1	2	5
<i>Pisidia longicornis</i>	Porceleinkrab										1		2						
<i>Pontophilus spinosus</i>	Driepuntsgarnaal						1					1		1		1	1		
<i>Portumnus latipes</i>	Breedpootkrab							1	2	3	3	2	2	3	2	4	3	2	1
<i>Thia scutellata</i>	Nagelkrab													1	1				

5 Discussie

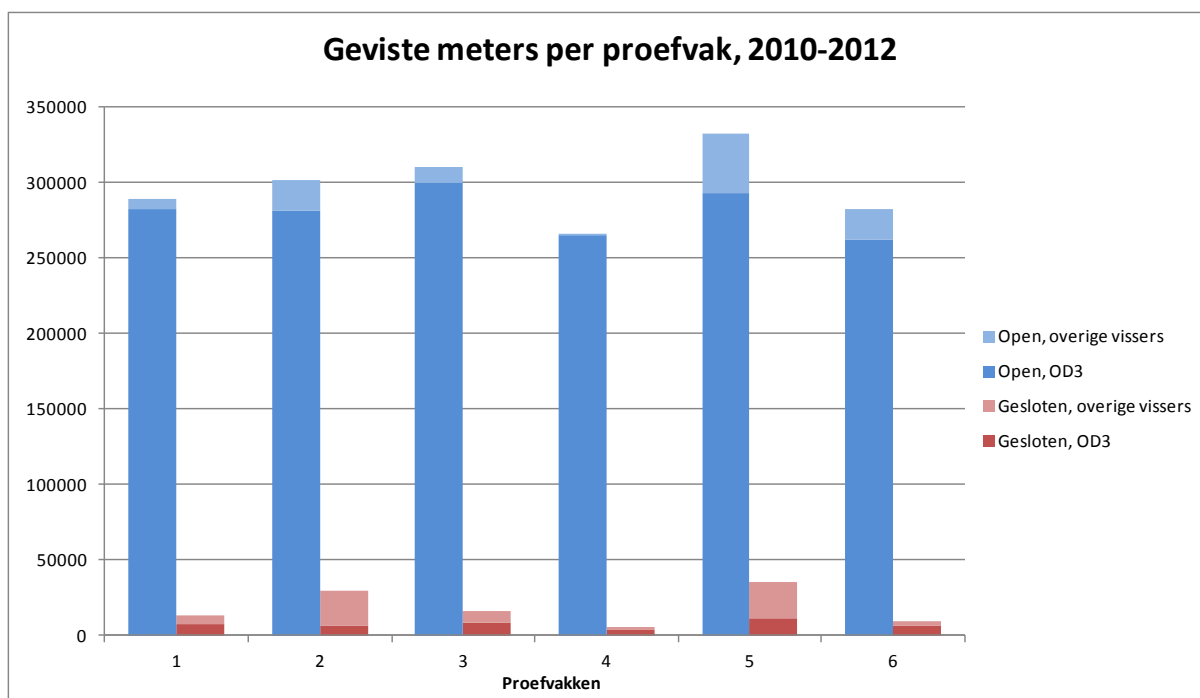
Bodemberoerende visserijen zijn een belangrijke bron van fysieke verstoring in ondiepe kustzeeën, waardoor deze visserijen invloed hebben op de diversiteit, gemeenschapsstructuur, groottesamenstelling en productie van benthische gemeenschappen (zie o.a. Lindeboom & de Groot 1998, Bergman & van Santbrink 2000, Collie et al 2000, Kaiser et al 2006).

De effecten hangen af van het type vistuig en het habitat (Kaiser et al 2006). In onze kustwateren wordt op de gewone garnalen, *Crangon crangon*, vooral gevestigd met lichte boomkorren, zonder wekkerkettingen of kettingmatten, maar met een klossenpees (Pollet & Depestele 2010). Over de effecten van deze visserij is weinig bekend. Lavaleye & Dankers (1993) concluderen dat een structuurverandering van een zand- of slibbodem door garnalenvisserij onwaarschijnlijk lijkt. Wel zou de bodemstructuur kunnen veranderen door het wegvallen van specifieke organismen zoals oesters, *Sabellaria*-wormen, zeegras en mossels. Begin jaren 80 van de vorige eeuw is gesuggereerd dat deze visserij verantwoordelijk was voor het vernielen van *Sabellaria*-riffen in de Wadden Zee (Riesen & Reise 1982). Maar later onderzoek wees slechts op een lichte beschadiging van de kokers door garnalenvisserij, en een vlug herstel (Vorberg 2000).

Volgens Berghahn & Vorberg (1997, in Jongbloed et al 2011) blijkt uit onderwater video-opnamen dat de klossenpees ca. 50 % van de tijd los komt van de bodem. De schoen en het net maken langduriger contact met de bodem. De buitenste rollers rollen niet volledig parallel aan het trekspoor waardoor een laagje van de bodem geschraapt wordt. Berghahn en Vorberg (1997, in Polet 2003 en Jongbloed et al 2011) vonden dat de garnalenkor daardoor tot 2 cm diepe sporen trok op een slibrijke litorale wadplaat, met een negatief effect op de dichtheid van een aantal bodemdieren. In een studie naar de effecten van dit visserijtype in de Noordzee, in opdracht van de Commissie Visserij van het Europese Parlement, is de conclusie op basis van deze Duitse studies dat deze visserij slechts een minimaal, tijdelijk en verwaarloosbaar effect heeft (Aviat et al 2011).

Al met al is de kennis over het directe effect van garnalenvisserij dus beperkt. Om deze reden werd het huidige onderzoek in de Voordelta opgestart als onderdeel van het Monitoring Programma Natuurcompensatie Voordelta met als hoofddoel het nagaan van de invloed van de garnalenvisserij op de bodem en op biomassa en samenstelling van lokale populaties bodemdieren (epifauna en infauna).

Omdat het experiment niet uitgevoerd kon worden als gepland doordat er toch in meer of mindere mate in de controlegebieden gevestigd werd, kon maar een klein deel van de geplande vergelijkingen tussen "volledig niet bevestigd" en "intensief wel bevestigd" getoetst worden. Afgezien van de vergelijking voor de subvakken in het controlegebied die geheel onbevestigd zijn gebleven zijn de veranderingen in bodemdieren onderzocht als functie van de geregistreerde visserij-intensiteit per subvak. Figuur 29 geeft de vastgestelde visserijdruk voor de verschillende proefvakken, gesplitst per jaar en voor de controlevakken en bevestigde vakken apart. Daaruit blijkt dat de bevestigingsdruk ten gevolge van ongewenste visserij in de meeste gevallen een factor tien lager was dan de geplande bevestigingsdruk door het experiment zelf. Zie ook de rapportage hierover door MARIN (Koldenhof & Looije 2014).



Figuur 29. Geregistreerde bevissingsdruk per proefvak tijdens het experimentele onderzoek. In de beviste vakken was de geregistreerde bevissingsdruk gemiddeld een factor tien hoger dan in de controlevakken er vlak naast. Het is gebleken dat registratie met AIS niet altijd correct is, zie het onderzoeksschip de OD3 in de gesloten gebieden (alle proefvakken).

5.1.1 Vergelijking beviste en onbeviste gebieden

Als aanvulling op de statistische analyse van de veranderingen in de bodemfauna die in verband zijn gebracht met verschillen in visserijdruk is er ook onderzoek gedaan naar ecologische processen die deze veranderingen hebben kunnen veroorzaken.

5.1.1.1 Broedval

Hoe komen toenames van dichtheden (zoals bijv. te zien in Figuur 17, Figuur 18 en Figuur 19) tot stand en is er een relatie met de visserij op garnalen? Aangenomen dat de meest abundante soorten sedentair zijn, is broedval de oorzaak voor een toename in dichtheid. Van veel van de abundante soorten (behalve *Actiniaria*) is tijdens de monitoring grootte of leeftijdsklasse van individuen gemeten. Voor *Ensis* (bepalend voor dynamiek in proefvak 1, 2, 3, 6 en sterk aanwezig in proefvak 4 en 5) is de lengtefrequentieverdeling bestudeerd over de 216 waarnemingen verzameld met de bodemschaaf tijdens de huidige studie. Omdat broedval bij *Ensis* slechts plaatsvindt tijdens een beperkte periode (mei t/m augustus) ontstaan cohorten van individuen van gelijke grootte (normaal-verdeling rond een mediane lengte). Door groei neemt de mediane lengte van een cohort toe en wordt de normale verdeling breder doordat niet alle individuen dezelfde groeisnelheid hebben. Door cohorten met een mediane lengte <10mm te identificeren als broed is op elk meetmoment bepaald of er voorafgaand aan dat meetmoment broed op een locatie gevallen is. Omdat de gemiddelde individuele groeisnelheid bekend is (Schellekens & Witbaard 2012) kan elk cohort gevolgd worden in de tijd. Zo is te zien uit de lengte-frequentieverdeling dat individuen niet ouder worden dan 3-4 jaar en dat niet elk jaar in elk proefvak of op elke locatie binnen een proefvak broed valt (zie Tabel 18). Hoewel de monitoring begonnen is in 2010, kan met de lengte-frequentie verdeling, de gemiddelde groeisnelheid en de waarneming dat individuen niet ouder worden dan 3-4 jaar, toch aangegeven worden of er in de drie voorafgaande jaren tot en met 2007 een broedval is geweest. Een cohort met een mediane lengte die pas bereikt wordt na vier, drie of twee jaar moet zijn gevallen in respectievelijk 2007, 2008 of 2009 (zie Tabel 18).

Tabel 18. Broedval van mesheften *Ensis* per seizoen per proefvak (en monsterpunt; data bodemschaaf). Analyse uit lengte-frequentieverdelingen *Ensis* over de tijd. Gegevens broedval uit 2007-2009 afgeleid uit

terugrekening vanuit de jaren waarin is bemonsterd. Tussen haakjes is het aantal locaties gegeven binnen het proefvak waarvoor dit geldt (1-3); x zonder aanduiding betreft alle 3 locaties.

	proefvak					
jaar	1	2	3	4	5	6
2007	x	x	x	x	x	x
2008		x	x		x	x
2009	x	x	x	x		x
2010		x	x	x (1)	x (3)	x
2011				x (2,3)	x	
2012	x	x	x (1)	x	x	

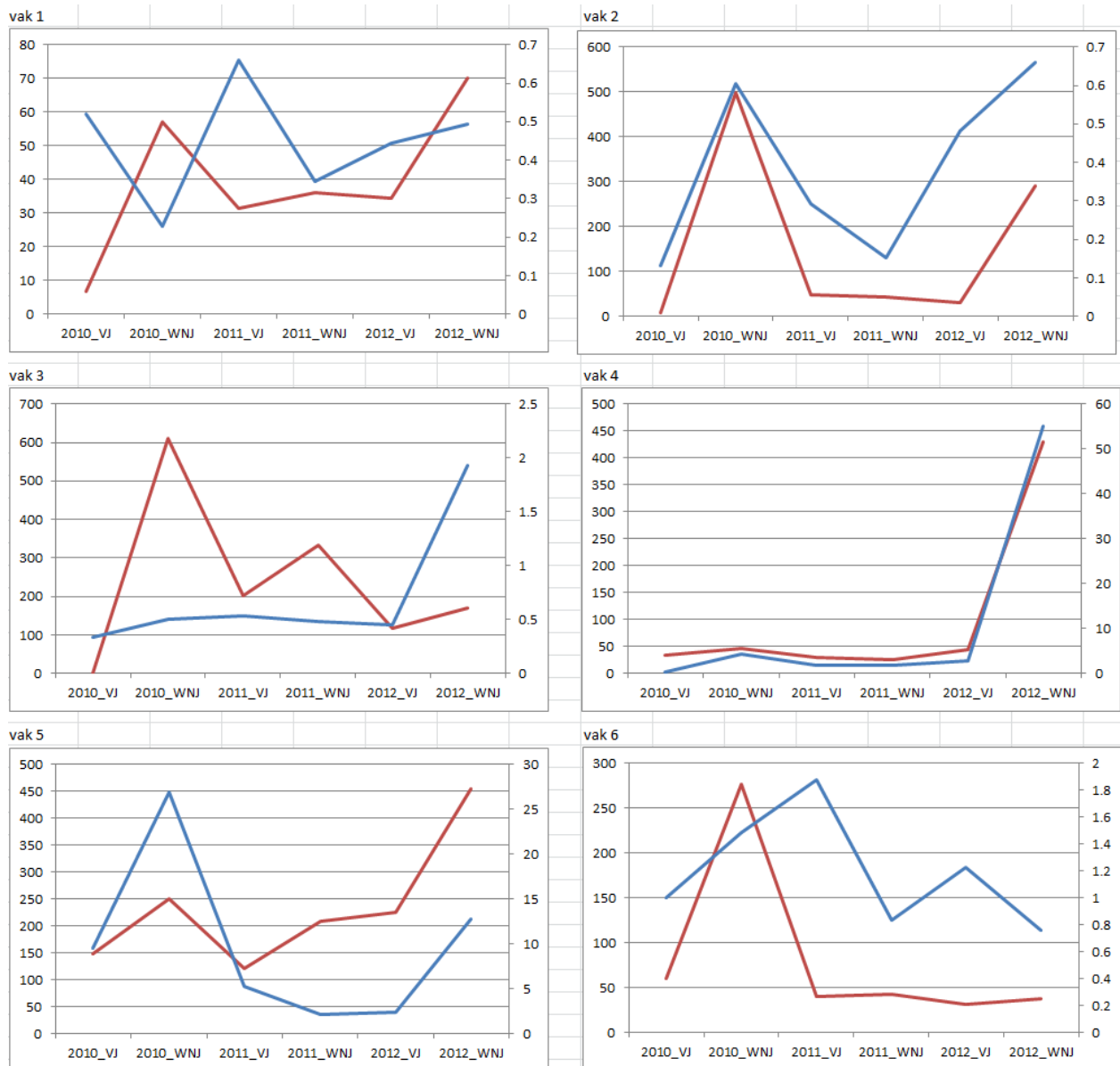
Uit analyse van de alle lengte-frequentieverdelingen in de periode 2010-2012 blijkt dat er geen verschillen zijn tussen beviste en controle locaties in het voorkomen van broedval. Voor alle proefvakken geldt dat er in 2010 grote broedval van *Ensis* is geweest in tegenstelling tot 2011. Dit algemene patroon is ook te ontdekken in de data van het PMR-NCV project waar op meer locaties in hetzelfde gebied en daarbuiten tijdens 2009 t/m 2011 de lengte-frequentieverdeling van *Ensis* geanalyseerd zijn (figuren Bijlage A). In het jaar 2012 daarentegen komt het najaarspiek als gevolg van broedval veelal op individuele locaties en minder over uitgebreide geografische gebieden voor (zie ook Tabel 18).

De vergelijking in het verloop van gemeten dichtheid over de tijd tussen beviste en controle locaties heeft in 4 gevallen geleid tot een significante verschil. In 2 van die 4 gevallen wordt het verschil echter veroorzaakt door het voorkomen van een 'voorjaarspiek' in een van de twee vergeleken locaties. Het voorkomen van een voorjaarspiek (bevissing begin mei) is echter onwaarschijnlijk gezien de broedvalperiode van *Ensis* in mei t/m augustus plaatsvindt. Na bestudering van de lengtefrequentieverdelingen bleken die individuen waarschijnlijk afkomstig te zijn van een broedval van het najaar uit het voorafgaande jaar. In alle jaren komt het voor dat de broedval die, gezien de lengtefrequentieverdelingen, voor de najaarsbemonstering plaatsvond, pas opgemerkt wordt in het voorjaar van het jaar daarop. Het missen van de broedval in het najaar blijkt onafhankelijk te zijn van de positie van de locaties in controle dan wel beviste gebieden (zie in Figuur 19 bijv. proefvak 1 locatie 3 voorjaar 2012 (controle) en proefvak 3 locatie 1 voorjaar 2011 (bevist) en locatie 3 (controle)). Daarmee kunnen we concluderen dat 2 van de 4 gevonden significante verschillen in het verloop van *Ensis* dichtheid tussen de beviste en controle locaties veroorzaakt zijn door een onopgemerkte broedval op een van de locaties en dus geen causaal verband houdt met de experimentele behandeling.

Omdat voor *Actiniaria* de leeftijd noch de grootte bepaald zijn, kan een soortgelijke analyse niet uitgevoerd worden met betrekking tot de significante verschillen die gevonden zijn in proefvak 5, waar *Actiniaria* overigens de meest abundante soort is.

5.1.1.2 Predatie

Een opvallend kenmerk van de dynamiek in dichtheid over de jaren is dat er na een toename (in het groeiseizoen) een acute daling volgt (Figuur 17, Figuur 18 en Figuur 19). Het feite dat deze daling voornamelijk voor de voorjaarbevissing plaatsvindt, valt het vermoedelijk toe te schrijven aan natuurlijke sterfte en wellicht als gevolg van predatie. Om inzicht te geven in hoeverre deze daling veroorzaakt kan zijn door predatie, zijn de dichtheden van predatoren en prooidieren in de verschillende vakken met elkaar vergeleken (zie Figuur 30). Wanneer, voor alle proefvakken tezamen, de prooi en predator dichtheid tegen elkaar worden uitgezet in een x-y-plot wordt echter geen significant negatieve relatie gevonden. In sommige proefvakken blijken echter de schommelingen tussen prooi en predator gefaseerd te lopen: synchroon in proefvak 2, 4, 5 en met vertraging in proefvakken 1, 3 en 6 (Figuur 30). Hoewel, op grond van de huidige data, niet mogelijk is om predatie vast te stellen als oorzaak voor de waargenomen daling is dit een niet onwaarschijnlijke factor bij de verklaring van de verschillen.



Figuur 30. Dichtheid van predatoren (krabben en zeesterren, blauw) en prooien (schelpdieren, rood) gemiddeld over alle 3 de locaties in de verschillende proefvakken. Dichtheid in aantal individuen/m². Van links naar rechts en boven naar beneden proefvak 1 t/m 6. Let op: predator dichtheid wordt weergegeven op de rechter y-as met een andere schaal.

5.1.2 Relatie bevissingsintensiteit

Als alternatief op de aanvankelijk geprogrammeerde BACI-opzet die verzwakt werd door de ongeplande visserij in de controlegebieden, zijn ook een aantal analyses uitgevoerd naar de correlatie tussen biotische parameters en de visserijintensiteit uitgedrukt als aantal meters gevist, onafhankelijk of ze in 'bevist' of 'onbevist' deelgebied van het proefvak plaatsvonden.

Ondanks de sterke verschillen in visserij-intensiteit tussen de controle en de te bevissen gebieden (een factor tien of meer) zijn er geen significante correlaties gevonden tussen biotische indices en het aantal meters gevist, voor geen van de onderzochte periodes. Vervolgens toonde de bevissingsdruk geen relatie met de gemeten bodemfauna indices (dichtheid, biomassa, aantal soorten).

Dat komt overeen met de vergelijking van de volledig onbeviste en beviste locaties waar de ontwikkelingen van de bodemfauna indices slechts een enkele maal significant van elkaar verschilden.

5.1.3 Effecten garnalenvisserij ?

Uit de huidige studie kan niet geconcludeerd worden dat garnalenvisserij geen effect heeft op epibenthos en infauna. Er zijn een aantal redenen te noemen waarom in het overgrote gedeelte van de toetsen geen verschil te vinden is:

1) Verstoring van het experiment door bevissing in het experimentele gebied. Veelal is er dus inderdaad onbedoelde bevissing vastgesteld, al is de visserij-intensiteit (gemeten als gevaren meters) veel lager dan in het gecontroleerd beviste gebied. In een aantal vakken is in een bepaald jaar niet gevist. Daar zien we op korte termijn geen verschil tussen de experimenteel bevist en controlegebied, wat mogelijk op de afwezigheid van effect op korte termijn wijst.

Van alle mogelijke vergelijkingen in ontwikkeling van de bodemdiergemeenschap zoals bemonsterd met de bodemschaaf en de boxcorer zijn er 12 situaties waarin het controlegebied niet bevist is. Voor 7 daarvan is het onderscheidingsvermogen, op basis van de bodemschaafgegevens hoog genoeg geweest om verschillen aan te tonen. Van deze 7 vergelijkingen toont één (proefvak 3, T5/T3) een significant verschil tussen beviste en controle locaties (lagere totale dichtheid op beviste locaties), terwijl in de resterende 6 situaties geen aanwijzing voor een effect van visserij gevonden is. Met betrekking tot de boxcorer gegevens waar het onderscheidingsvermogen van alle 12 situaties hoog genoeg is om verschillen aan te tonen werd, zoals voor de bodemschaaf, in één situatie (proefvak 2, T4/T2) een significant (negatief) verschil aangetoond tussen beviste en controle locaties.

2) de ruimtelijke en temporele variabiliteit van het systeem is zodanig onvoorspelbaar dat het effect van een behandeling locatie-specifiek en tijdsgebonden zal zijn. Hierdoor zal misschien op enkele plaatsen, die niet op voorhand te groeperen zijn op basis van abiotiek en soortensamenstelling, een effect meetbaar zijn in een bepaalde periode. Echter, doordat het onvoorspelbaar is waar en wanneer dit effect plaatsvindt zal dit in de variabiliteit van het geheel van locaties en proefvakken verdwalen.

3) het effect van visserij op biomassa en dichtheid van benthische soorten vindt op een grotere ruimtelijke schaal dan meegenomen in dit experiment. Oftewel, als je op de ene plek vist, heeft dat effect op andere plekken omdat deze plekken in verbinding met elkaar staan d.m.v. bv. recruitment (van Denderen et al. 2013).

4) Ook is het mogelijk dat door de lange historie van bevissing al vele soorten verdwenen zijn (zie voor historisch soortbeeld, Lindeboom et al. 2008), en dat de overgebleven soorten door een sterke invloed van recruitment op de populatie dynamiek resistenter zijn (geworden) tegen visserij. Daardoor zal de verandering in soortensamenstelling op de middellange termijn niet verschillen tussen ruimtelijk niet gescheiden delen van proefvakken.

5.1.4 Conclusie

De bodemdierengemeenschappen uit de box-corer monitoring laten duidelijke verschillen zien tussen de proefvakken in relatie met de sedimentkarakteristieken en de beschutting:

- Hogere dichtheden en aantal soorten per monster zijn waargenomen in de beschutte en meer slibbige proefvakken 4 en 5. Die proefvakken zijn ook gekenmerkt door hogere dichtheden aan oligochaeten en de aanwezigheid van bloemdieren en brokkelsterren wat goed overeenkomt met de verhoogde slibgehaltes.
- Op de minste beschutte proefvakken 3 en 6 bereiken de zee-egels een hoge biomassa en daar domineert Ensis ook numeriek de bodemdierengemeenschap.

Vooral in proefvakken 3, 4, 5 en 6 tonen de bodemdierengemeenschappen sterke ruimtelijke patronen in soortensamenstelling, totale dichtheid, biomassa en aantal soorten per monster. Temporele veranderingen zorgen ook voor een enorme variatie in de bodemdierengemeenschap.

In de opzet van het experiment waren voor elke onderzochte indicator (biodiversiteit, dichtheid van de bodemfauna, totale biomassa van de bodemfauna en biomassa van voor bodemberoering gevoelige soorten) over de drie jaar voldoende vergelijkingen tussen bevist en onbevist voorzien. Door ongewenste bevissing in een groot aantal (delen van) proefvakken kunnen de uitkomsten van het experiment zijn beïnvloed en zijn de analyses in die proefvakken beperkt bruikbaar. Het aantal volledig bruikbare vergelijkingen (met geheel onbevist) is hierdoor beperkt gebleven tot 18%. Wel was de bevissingsdruk in de experimenteel beviste delen gemiddeld een factor tien hoger dan in de controlevakken.

Dat grote verschil in bevissingsdruk in de experimentele opzet is niet terug te zien in de metingen aan de bodemfauna. De verschillen tussen de proefvakken, de subvakken of tussen de meetmomenten in totale dichtheid, biomassa en aantal soorten per monster blijken veelal groter te zijn dan de verschillen tussen de beviste en controle deelgebieden daarbinnen. De afwezigheid van noemenswaardig verschil tussen de beviste en controle deelgebieden blijkt ook uit de analyse van de taxonomische samenstelling.

Er werden slechts enkele significante verschillen gevonden tussen bevist en controle gebied in enkele proefvakken. De helft van deze verschillen kunnen verklaard worden door de lengte-frequentie verdeling van de meest dominante soort te bestuderen. Daaruit blijkt dat de reden van verschillen (een voorjaarspiek) verklaard kan worden als een late ontdekking van een najaarspiek; in de bemonstering in het voorjaar werd aangetroffen wat er in het najaar al lag maar niet ontdekt was, omdat de organismen nog te klein waren.

De meest waarschijnlijke oorzaak voor het overige aantal aangetoonde significante verschillen is statistische toeval. Gezien het hoge aantal tests per dataset valt volgens statistische toeval te verwachten dat er minstens zo veel significante verschillen uit de tests komen, zoals ook bij de resultaten aangehaald.

Voor de totale dichtheid, totale biomassa en soortenrijkdom, bijvoorbeeld in de box-corer, was het minimaal benodigde relatieve verschil tussen de behandelingen dat tot een significant resultaat zou leiden 1:2 tot 1:5. Omdat, in de gevallen dat in het experiment een effect gemeten had kunnen worden na een visseizoen de relatieve verschillen kleiner waren, is voor geen van de onderzochte indicatoren een significant verschil gevonden.

De metingen over een periode van drie jaar (de looptijd van het onderzoek) laten geen uitgesproken verandering in de bodemdierengemeenschappen zien in de niet beviste gebieden ten opzichte van wel beviste gebieden. Net zo min zijn verschillen te zien in broedval van mesheften, de meest abundante soort in de Voordelta. Daarbij moeten we ons realiseren dat de waarnemingen van het directe effect van de visserij over een periode van drie jaar plaatsvonden in een al generaties intensief bevist gebied. Eventuele veranderingen in de gemeenschappen zoals de vestiging van traag groeiende soorten kan met dit experiment dan ook niet worden aangetoond, zoals ook in het projectplan benadrukt is.

Aanbevelingen voor het vervolg

Een gebied als de Voordelta wordt gekenmerkt door grote ruimtelijke gradiënten, op verschillende schalen (zowel tussen als binnen de proefvakken). Ook de temporele dynamiek is groot op de middellange termijn (jaar, seizoen), het tijdsbestek van deze studie. Tijdens zo'n tijdsinterval kunnen autonome ontwikkelingen er daardoor voor zorgen dat op deze tijdsschaal het visserijsignaal wel of niet waarneembaar is.

De respons op de bevissing bestaat echter uit twee processen met een eigen dynamiek: 1) het directe effect van visserij en 2) de rekolonisatie van de beviste gebieden. Het huidige onderzoek was dusdanig opgezet dat in ieder geval de op korte termijn (maanden tot enkele jaren) effecten konden worden getoetst. De mogelijk waarneembare respons op die tijdschaal is de resultante van de directe effecten (net na het vissen) en van de rekolonisatie processen opgetreden tussen de bevissing en de bodemfaunabemonstering. Omdat de rekrutering na een verstoring vooral afhankelijk is van de broedval van populaties in de (directe of wijdere) omgeving speelt de connectiviteit met de onbeviste gebieden samen met het seizoen een belangrijke rol in het rekolonisatieproces.

Daardoor zal het separaat waarnemen van beide processen (direct effect / rekolonisatie) naar onze verwachting leiden tot een beter begrip van de interactie tussen de bevissing en de dynamiek van de bodemfauna.

De vraag is of we in staat zijn een onderzoek te formuleren dat in het veld voldoende uitsluitsel kan geven over de mate waarin bovengenoemde factoren afzonderlijk en in samenhang invloed hebben:

- 1) Het meten van de directe effecten van de visserij op het benthos brengt enige logistieke complicatie met zich mee waar getracht moet worden om de bevissing en de bemonstering van de bodemfauna kort achter elkaar uit te voeren. .
- 2) Omdat het rekolonisatie proces strikt afhankelijk is van de seizoenen moet de monitoring ervan beschikken over de nodige tijdresolutie in fase met de belangrijkste perioden van broedval.

Hoe nu verder te gaan is afhankelijk van de vraagstelling:

Ontrafelen van bovengenoemde processen is vooral zinvol voor het bepalen van het hersteldynamiek van de bodemfauna na een bevissing. Dergelijke kennis zou bruikbaar kunnen worden bij de verduurzaming van de visgrondexploitatie

Een ander aspect dat buiten de scope van de huidige studie viel, was het lange-termijneffect van de bevissing op de bodemfauna. Bij de effectstudie voor de relatie garnalenvisserij en bodemdieren kan het daarbij van groot belang zijn om een in oppervlak groter gebied jaar rond en over meerdere jaren niet te bevissen. Als dit voldoende gecontroleerd (met AIS en naleving door de sector en waar nodig handhaving) wordt opgezet over meerdere jaren kan worden gezien of de bodemdieren zich in dat gebied anders ontwikkelen dan in het omliggende gebied.

Het tackelen van de bovengenoemde analyses zou bijdragen aan het beantwoorden van de nog openstaande vragen en de nu nog aanwezige twijfels over de conclusies van het verrichte onderzoek kunnen wegnemen.

6 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.

Dankwoord

Dit onderzoek is niet alleen opgezet door de projectgroep 'Gecontroleerd Garnalenvisserij onderzoek Voordelta 2010-2013', maar gedurende de looptijd zijn de voortgang en de resultaten ook met de projectgroep regelmatig besproken en bediscussieerd. Daarom dank aan alle leden van de projectgroep die gedurende het hele traject of gedurende een deel ervan meegewerkt hebben aan dit onderzoek: Mennobart van Eerden, Johan Nooitgedagt, Jan Luime, Wanda Zevenboom, Floor Heinis, Tom Kleinen, Marij Tulner, Jos Karssemeijer, Han Foeken, Cora Seip, Kees Sinke, Peter Helsenfeld, Aad de Ruijter, Monique van de Water, Cees Verbogt, Peter de Boer, Adriaan van der Schans, Jefte de Bruin, Joy Segers, Elke Verstralen, Dirk Jan van der Stelt, Marjon Paas.

Bijzondere dank gaat uit naar kapitein Tony het Mannetje en de bemanning van de M.S. Vliestroom en de organisatie en logistiek van de bemonstering van de bodemdieren vanuit Rijkswaterstaat (Laura Snoep) en schipper Jan-Pieter Luime en de bemanning van het vissersvaartuig OD3.

Het veldwerk is deels (bodemschaaf en vangstregistratie) uitgevoerd door een team van IMARES: Kees Goudswaard, Eva Hartog, Jack Perdon, Johan Jol, Yoei van Es, Dauwe van de Ende, Kees Groeneveld, Thomas Pasterkamp, Ingeborg Mulder, Harm Kampen, Rosemarie Nijman. Het overige veldwerk (box-corer) is uitgevoerd door een team van de NIOZ-Monitor Taakgroep, Daniël Blok, Angela Dekker, Anke Engelberts, Tineke den Exter, Olaf van Hoesel, Loran Klein-Schaars, Tanja Meliefste, Sandra de Rijcke, Michel Trommelen, Remco van Vooren, Adrienne Verburg en Remco van Vooren verantwoordelijk voor de boxcorer bemonstering. De sediment monsters werden op bodemdieren uitgezocht door de volgende leden van de NIOZ-Monitor Taakgroep: Angela Dekker, Anke Engelberts, Daniel Blok, Olaf van Hoesel, Wieger van Houten, Loran Kleine Schaars, Sophie van Leiden, Tanja Meliefste, Sandra de Rijcke, Thomas Scott, Wil Sistermans, Adrienne Verburg en Remco van Vooren. Anke Engelbert, Angela Dekker en Sander Wijnhoven waren verantwoordelijk voor de kwaliteitscontroles uitgevoerd op de basisgegevens. De sediment analyses werden uitgevoerd op het analytische lab van het NIOZ (Yerseke) onder verantwoordelijkheid van Marco Houtekamer. Wil Sistermans en Daniel Blok zorgden de verwerking van alle gegevens in BIS, de relationele database van de Monitor Taakgroep. Margriet van Asch (IMARES) zorgde voor het centrale databeheer en een deel van de statistische berekeningen.

Mennobart van Eerden was vanuit RWS-WVL belast met de projectleiding van het onderzoek.

Referenties

- Aviat, D., Diamantis, C., Neudecker, T., Berkenhagen, J., Müller, M., 2011. THE NORTH SEA BROWN SHRIMP FISHERIES. Study requested by the European Parliament's Committee on Fisheries. Brussels, European Parliament (<http://www.europarl.europa.eu/studies>).
- Bergman, M.J., van Santbrink, J.W., 2000. Mortality in megafaunal benthic populations caused by trawl fisheries on the Dutch continental shelf in the North Sea in 1994. *Ices J Mar Sci* 57, 1321-1331.
- Broadhurst, M.K., Suuronen, P., Hulme, A., 2006. Estimating collateral mortality from towed fishing gear. *Fish Fish* 7, 180-218.
- Catchpole, T. L., A. S. Revill, J. Innes, and 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**:267-275.
- Collie, J.S., Hall, S.J., Kaiser, M.J., Poiner, I.R., 2000. A quantitative analysis of fishing impacts on shelf-sea benthos. *J Anim Ecol* 69, 785-798.
- Craeymeersch, J. A. en V. Escaravage (2011). Perceel Benthos. Jaarrapport 2010 PMR monitoring Natuurcompensatie Voordelta. Deel B H. J. L. Heessen: 1-66.
- Craeymeersch, J.A. & Escaravage, V. (2011) Perceel Benthos. *Jaarrapport 2010 PMR monitoring Natuurcompensatie Voordelta. Deel B* (ed. H.J.L. Heessen), pp. 1-66.
- 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.
- Iles, T.C., Beverton, R.J.H., 1991. Mortality-Rates of 0-Group Plaice (*Pleuronectes-Platessa* L), Dab (*Limanda-Limanda* L) and Turbot (*Scophthalmus-Maximus* L) in European Waters .1. Statistical-Analysis of the Data and Estimation of Parameters. *Neth J Sea Res* 27, 217-235.
- Jongbloed, R. H., J. T. van der Wal, J. E. Tamis, S. I. Jonker, B. J. H. Koolstra, and J. H. M. Schobben. 2011. Nadere effectenanalyse Natura 2000-gebieden Waddenzee en Noordzeekustzone. Deelrapport Niet Nb-wetvergund gebruik. IMARES Rapport C170/11, ARCADIS rapport 057990726:B.
- Kaiser, M.J., Clarke, K.R., Hinz, H., Austen, M.C.V., Somerfield, P.J., Karakassis, I., 2006. Global analysis of response and recovery of benthic biota to fishing. *Mar Ecol Prog Ser* 311, 1-14.
- Koldenhof, Y, D. Looye, 2014. Registratie visserij intensiteit garnaal proefvakken Voordelta. Analyse voor 2010, 211 en 2012. MARIN Rapport 24637-2-MSCN-rev.2
- Lavaleye, M.S.S., Dankers, N., 1993. Voorstudie naar de effecten van de garnalenvisserij op de bodemfauna, met advies over te sluiten gebieden en uit te voeren onderzoek. Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek. IBN-rapport 001. 36 pp.
- Lepš, J. en P. Šmilauer (2003). Multivariate analysis of ecological data using CANOCO. Cambridge University Press, New York. 283 pp.
- Lindeboom, H.J., de Groot, S.J., 1998. The effects of different types of fisheries on the North Sea and Irish Sea benthic ecosystems. NIOZ-Rapport 1998-1 / RIVO-DLO Report C003/98. 404 pp.
- Lindeboom, H.J., E.M. Dijkman, O.G. Bos, E.H. Meesters, J.S.M. Cremer, I. de Raad, A. Bosma, 2008. Ecologische Atlas Noordzee. Wageningen IMARES. ISBN: 978-90-74549-12-7.
- Polet, H., Depestele, J., 2010. Impact assessments of the effects of a selected range of fishing gears in the North Sea. Report commissioned by Stichting Noordzee and WNF Nederland. ILVO, Instituut voor Landbouw en Visserijonderzoek, Oostende, België. 122 p. .
- Revill, A., 2012. Survival of discarded fish. A rapid review of studies on discard survival rates. European Commission, Directorate-general for maritime affairs and fisheries. Policy development and co-ordination, Brussels, MAREA2. 18pp.
- Riesen, W., Reise, K., 1982. Macrobenthos of the subtidal Wadden Sea: revisited after 55 years. *Helgoländer Meeresuntersuchungen* 35, 409-423.
- Schellekens, T. & R. Witbaard (2012) DEB ensis vs. Data. *Yerseke : IMARES, (Report / IMARES C155/12)* - 29 p.
- 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, P. D., T. van Kooten, 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. 01/2013; 280(1769):20131883.

DOI:10.1098/rspb.2013.1883

van Denderen, P.D., van Kooten, T., Rijnsdorp, A., 2013. When does fishing lead to more fish?

Community consequences of bottom trawl fisheries in demersal food webs. Proceedings of the Royal Society B 280: 2013. <http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2013.1883>.

Vorberg, R., 2000. Effects of shrimp fisheries on reefs of *Sabellaria spinulosa* (Polychaeta). *Ices J Mar Sci* 57, 1416-1420.

Verantwoording

Rapport C154/14

Projectnummer: 4303101001

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: Tobias van Kooten / Ingrid Tulp
S

Handtekening:



Datum: 18 december 2014

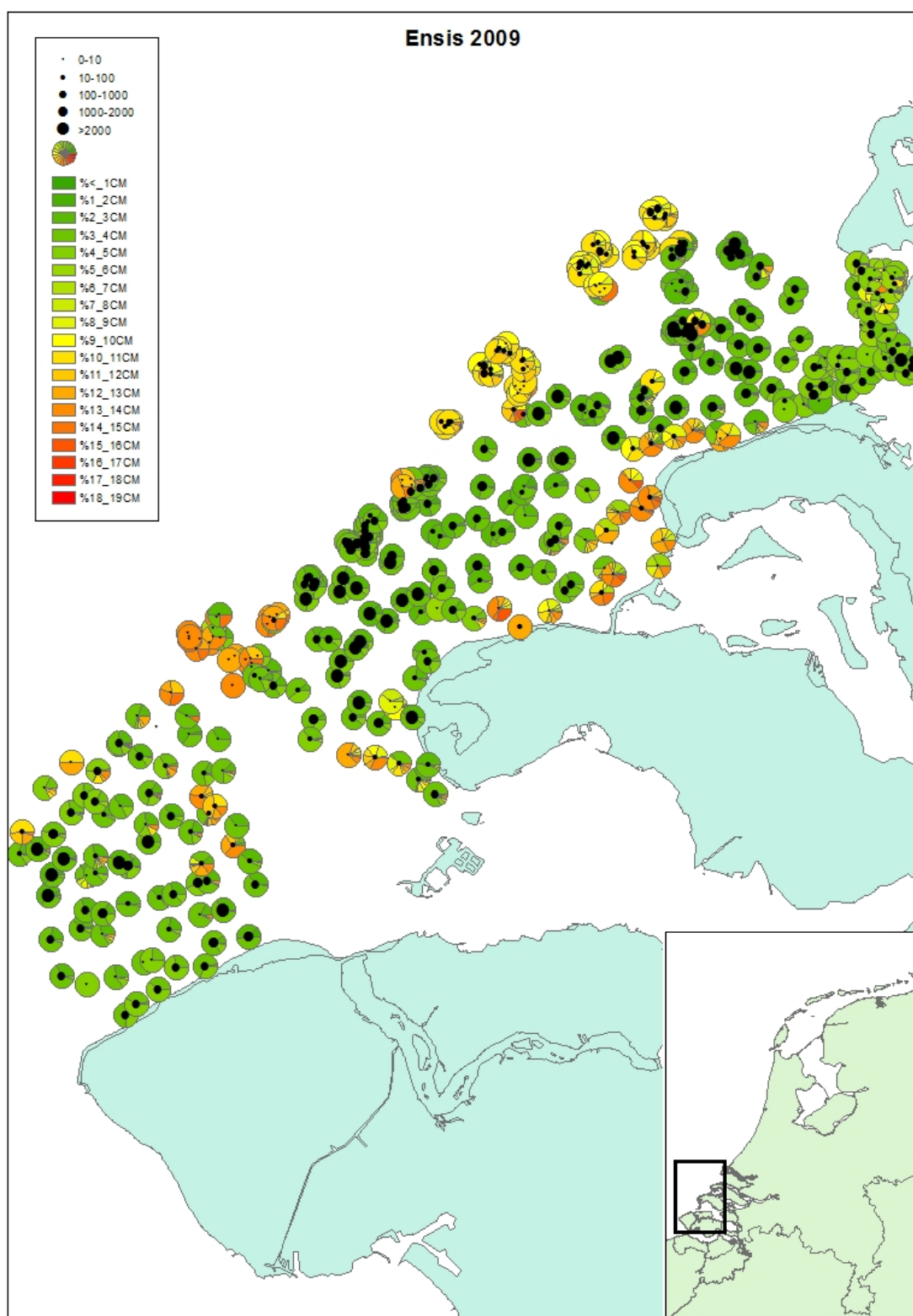
Akkoord: R. Trouwborst
Afdelingshoofd Delta en Aquacultuur

Handtekening:

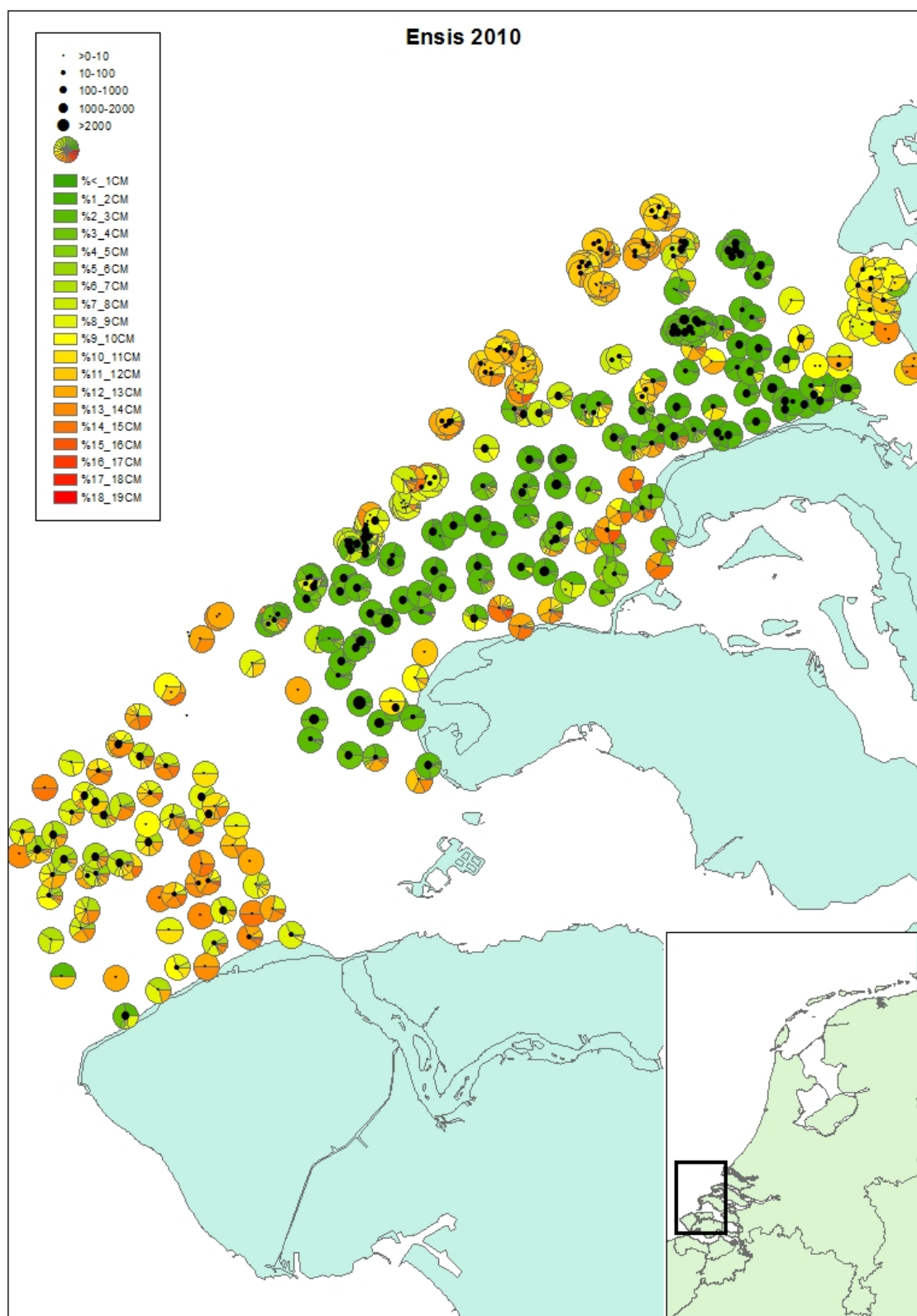


Datum: 18 december 2014

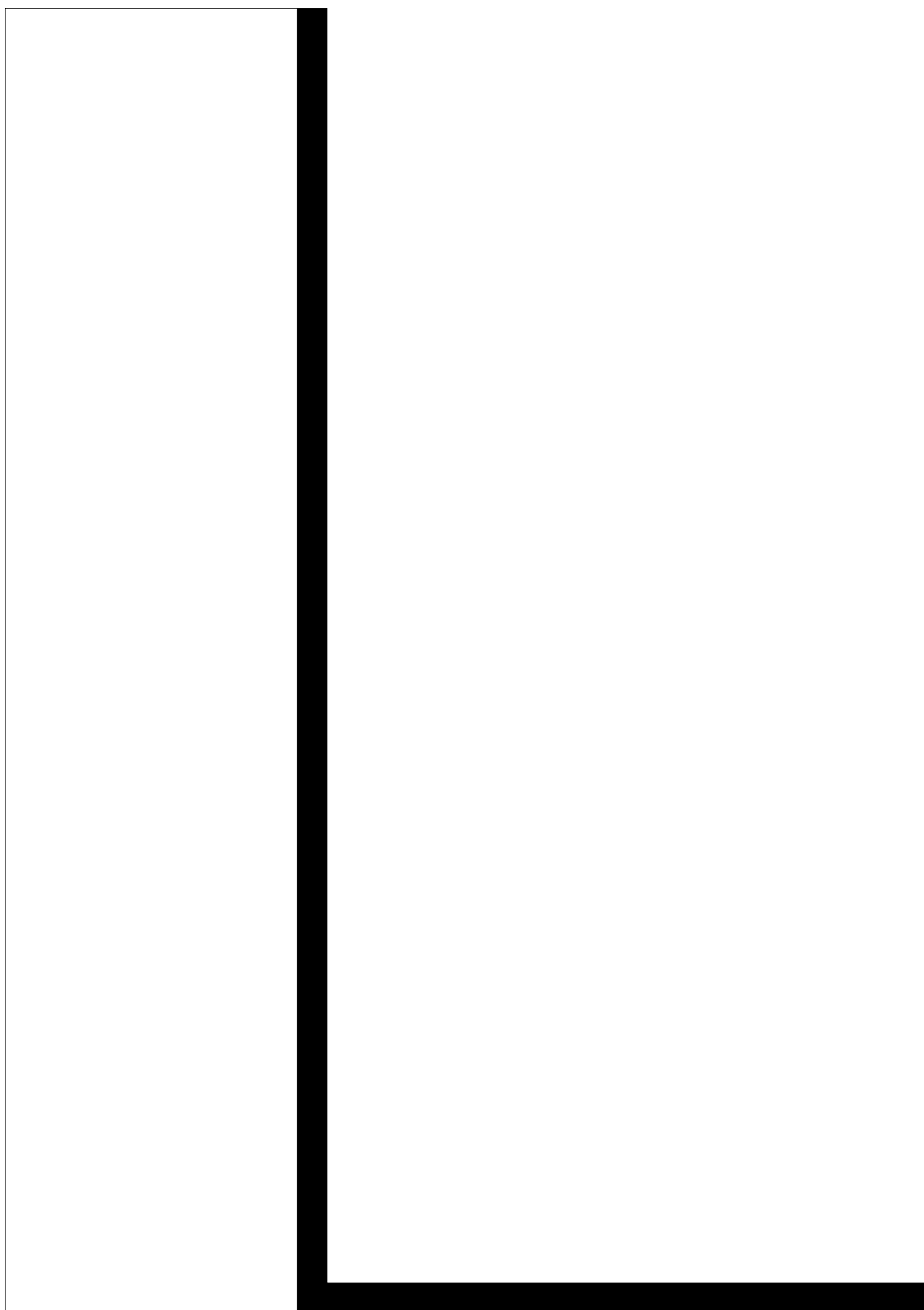
Bijlage A: Data PMR-project; Ensis lengteverdeling per locatie bemonsterd met box-corer.



Figuur 1A Dichtheid (ind/m²) en lengte-frequentiedistributie van mesheften in 2009



Figuur 2A. Dichtheid (ind/m²) en lengte-frequentiedistributie van mesheften in 2010



Figuur 3A. Dichtheid (ind/m²) en lengte-frequentieverdeling van zwaardscheden in 2011 (data bodemschaaf)

Bijlage B: Vergelijkingen tussen meetmomenten voor *S. subtruncata*, *P. bernhardus* en *O. ophiura* (data bodemschaaf) bekeken als ratio tussen Tx+n en Tx. Verschil tussen bevist en controle locaties is getest met een pairwise T-test.

		vak 1	vak 2	vak 3	vak 4	vak 5	vak 6
Tx+n/Tx	T1/T0				NA	NA	NA
	T2/T0	x ¹				NA	
	T3/T0					NA	
	T4/T0					NA	
	T5/T0					NA	
	T2/T1			NA		NA	
	T3/T2					NA	
	T4/T3						
	T5/T4						
	T3/T1					NA	
	T5/T3					NA	
	T5/T1					NA	
	T4/T2		x ¹				

Tabel 1B: Spisula dichtheid en biomassa. Alle weergegeven relaties (x) zijn significant met $p < 0.05$. ¹: significanties gelden alleen voor dichtheid en niet voor biomassa.

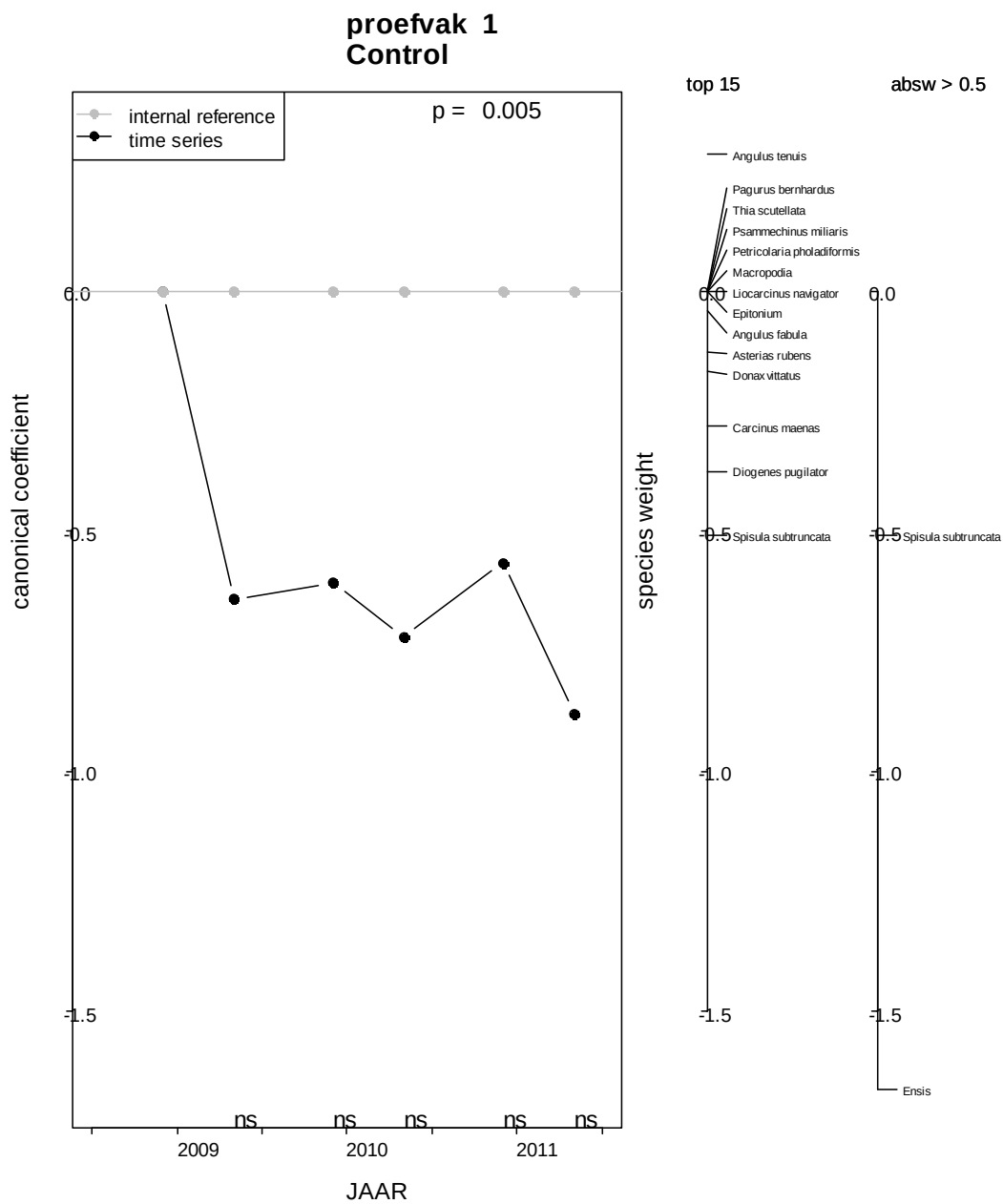
		vak 1	vak 2	vak 3	vak 4	vak 5	vak 6
Tx+n/Tx	T1/T0				NA		
	T2/T0				NA		
	T3/T0				NA		
	T4/T0				NA		
	T5/T0				NA		
	T2/T1				NA		
	T3/T2				NA		
	T4/T3				NA		
	T5/T4	NA			NA		
	T3/T1				NA		
	T5/T3				NA	NA	
	T5/T1				NA		
	T4/T2				NA		

Tabel 2B: Pagurus dichtheid (biomassa niet bepaald). Alle weergegeven relaties (x) zijn significant met $p < 0.05$.

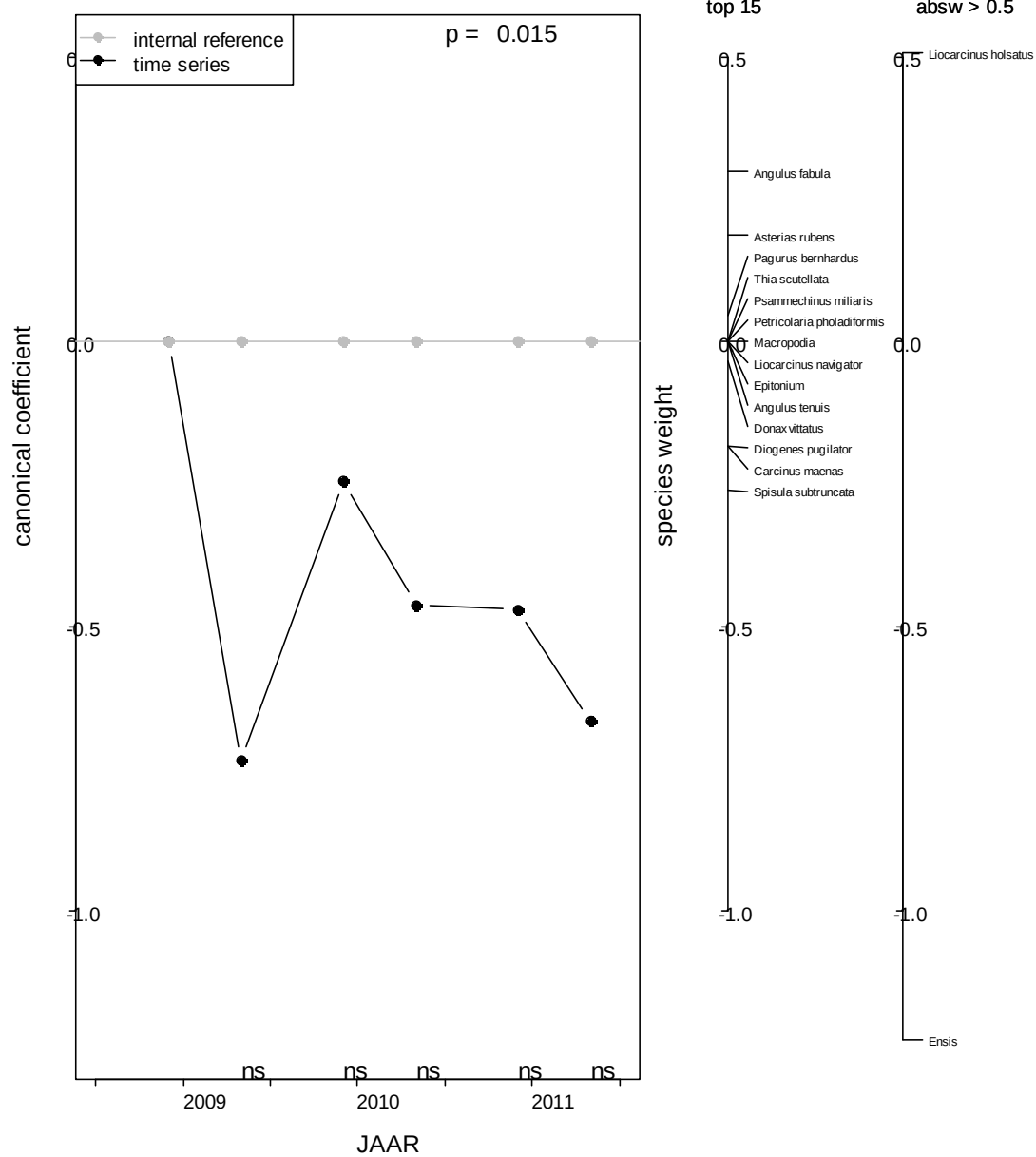
		vak 1	vak 2	vak 3	vak 4	vak 5	vak 6
T_{x+n}/T_x	T1/T0						
	T2/T0						
	T3/T0		NA				
	T4/T0		NA				
	T5/T0						
	T2/T1	NA					
	T3/T2	NA					
	T4/T3	NA	NA			x	
	T5/T4	NA					
	T3/T1	NA					
	T5/T3	NA		x ¹			
	T5/T1	NA					
	T4/T2						

Tabel 3B: Ophiura dichtheid en biomassa. ¹: significantie geldt alleen voor biomassa en niet voor dichtheid.

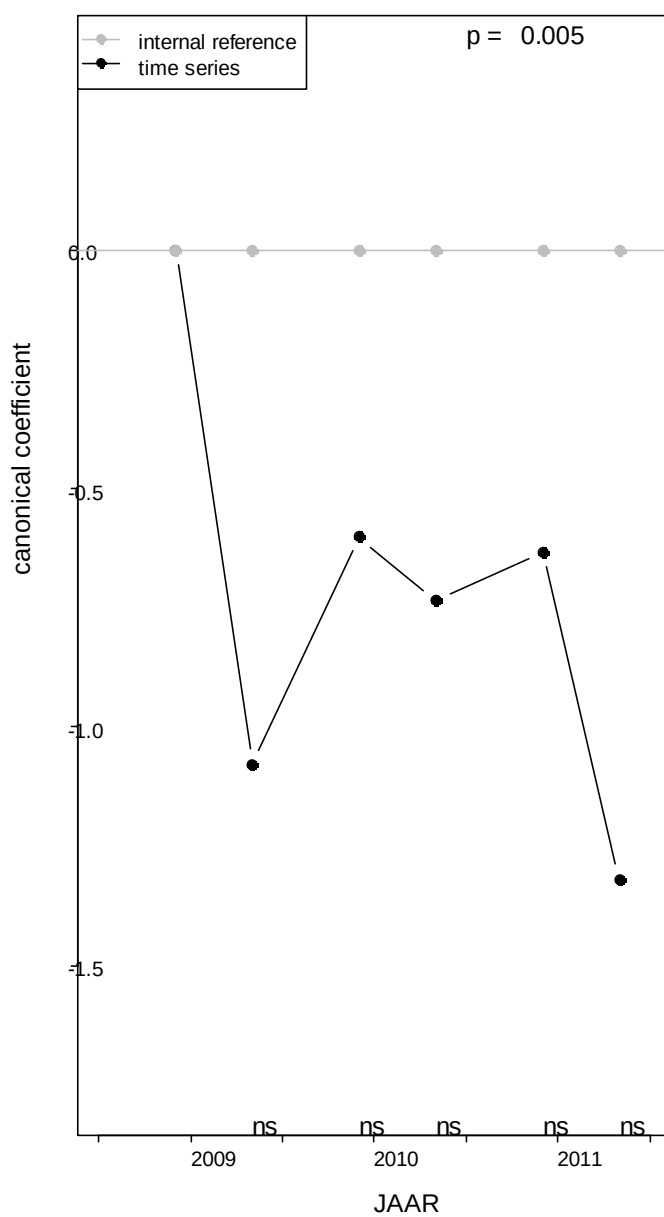
Bijlage C: PCA curves op basis van bodemschaaf data; T0 als referentiepunt.



proefvak 1
Impact

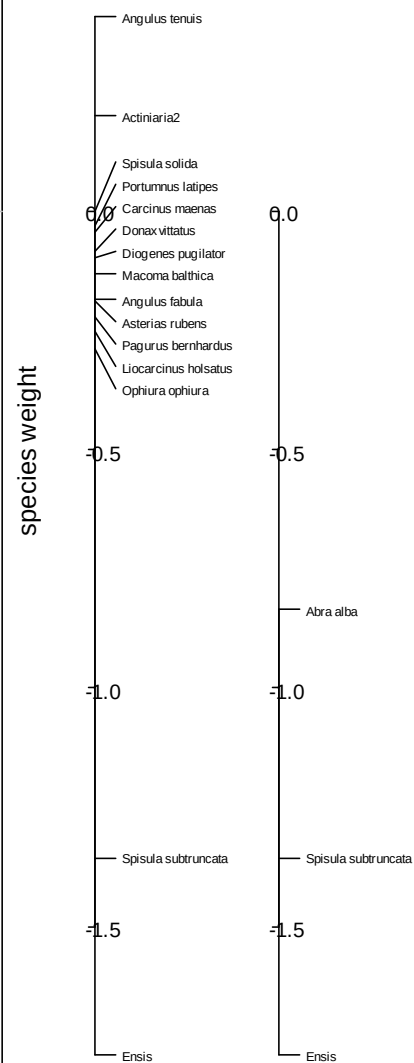


proefvak 2 Control

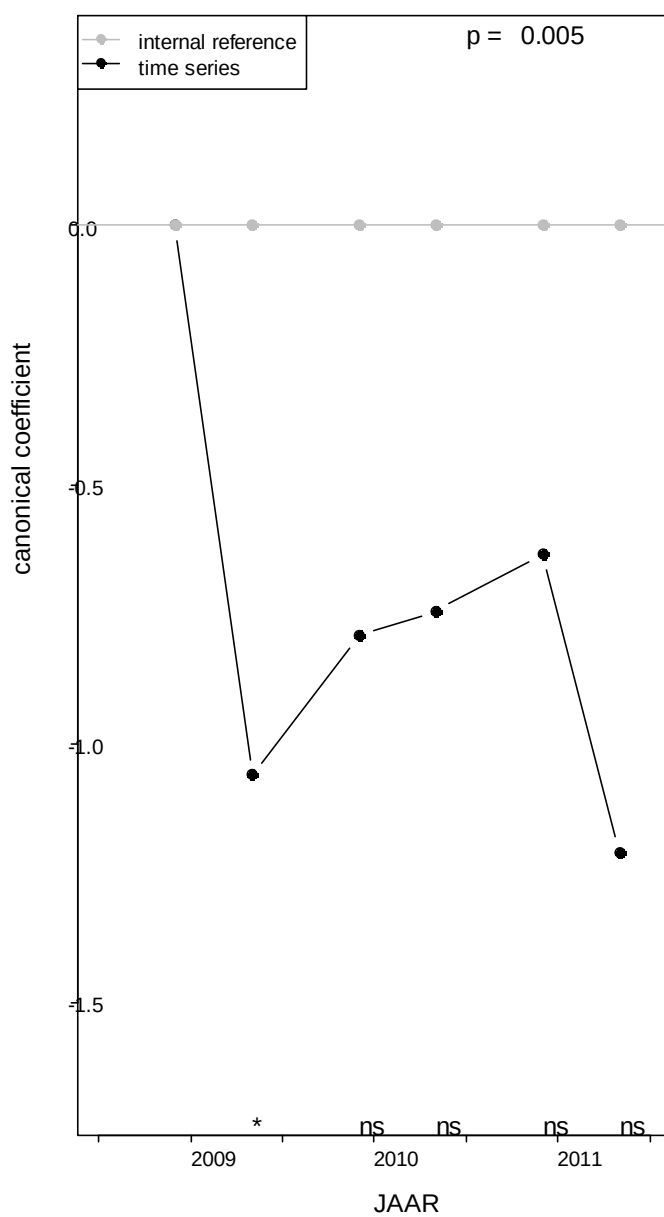


top 15

absw > 0.5

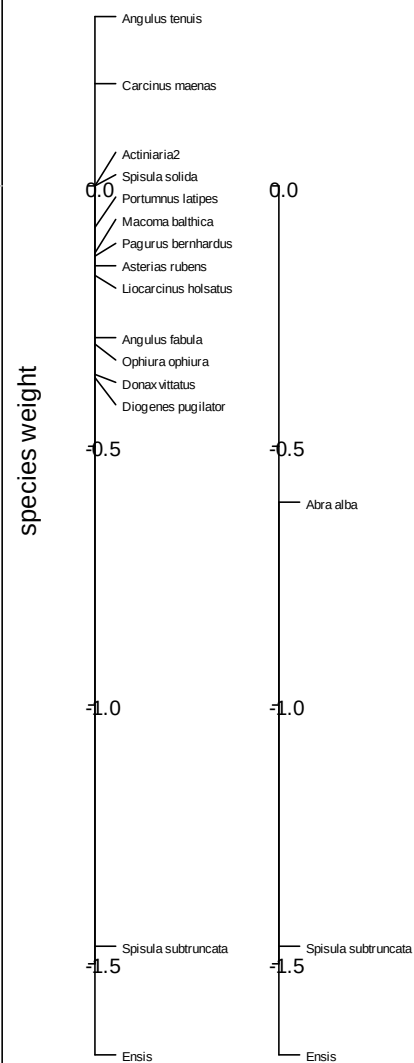


proefvak 2 Impact

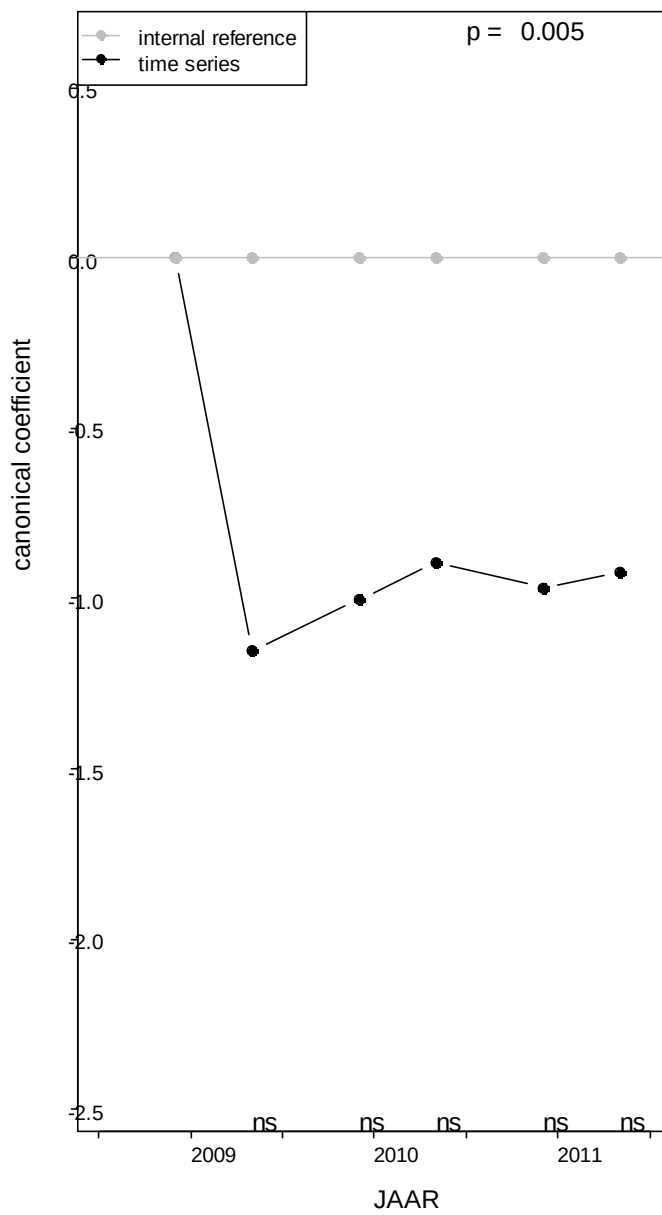


top 15

absw > 0.5

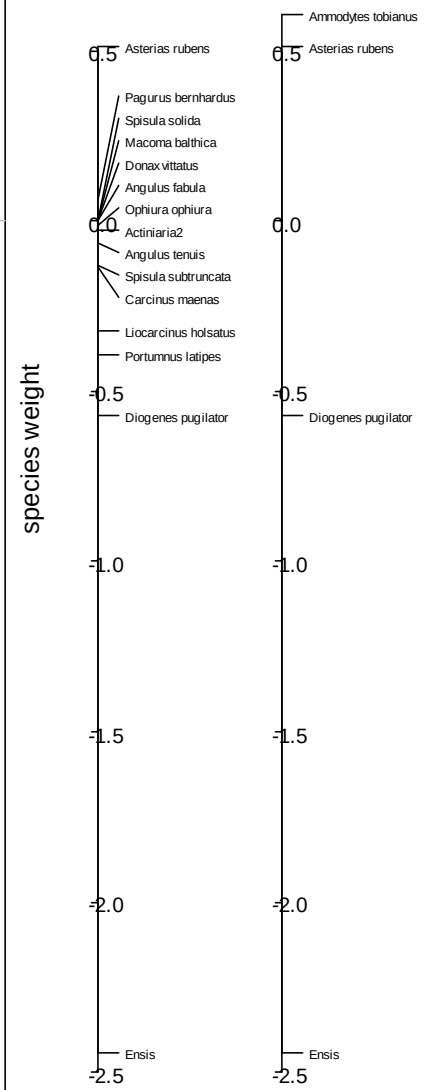


proefvak 3 Control

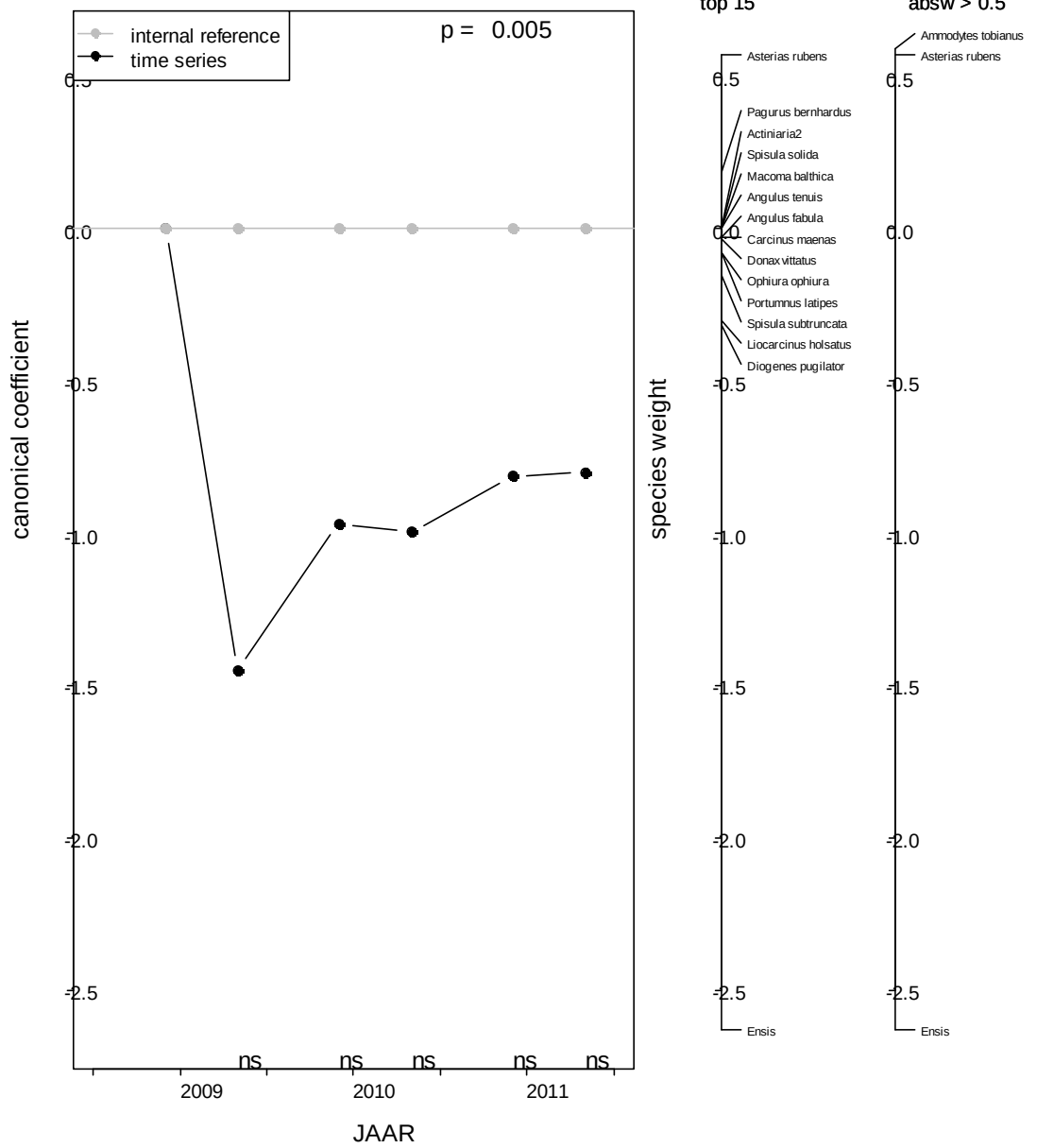


top 15

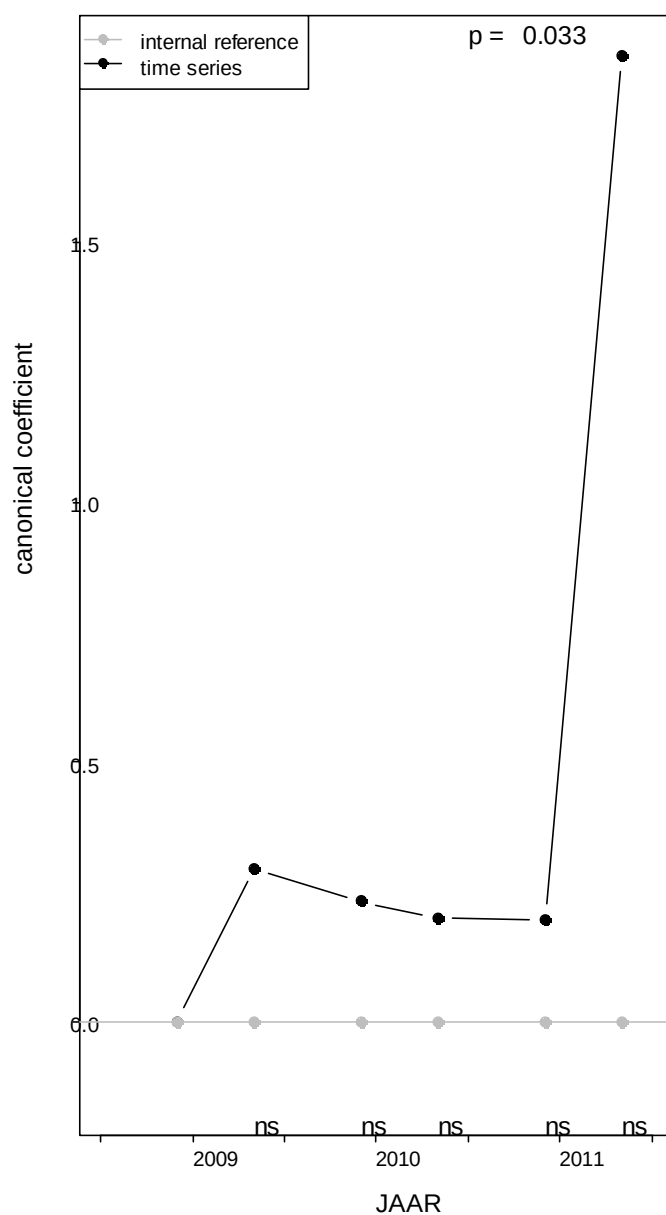
absw > 0.5



proefvak 3 Impact

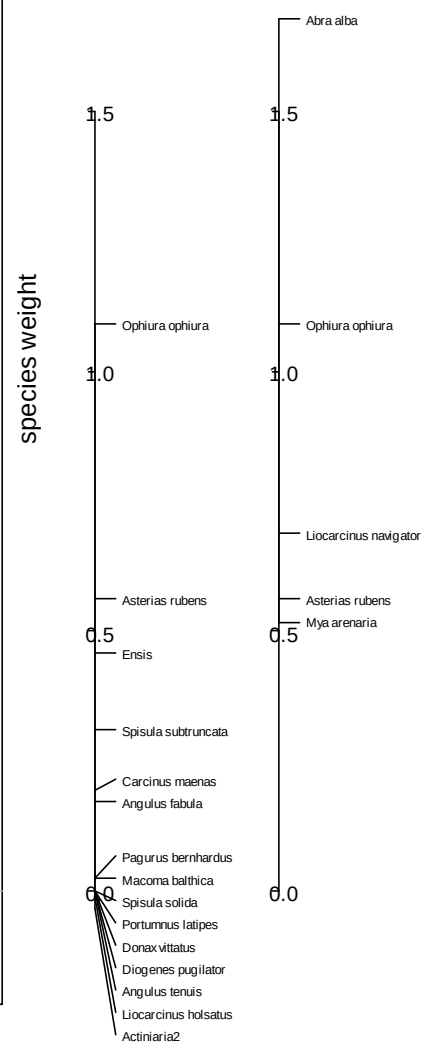


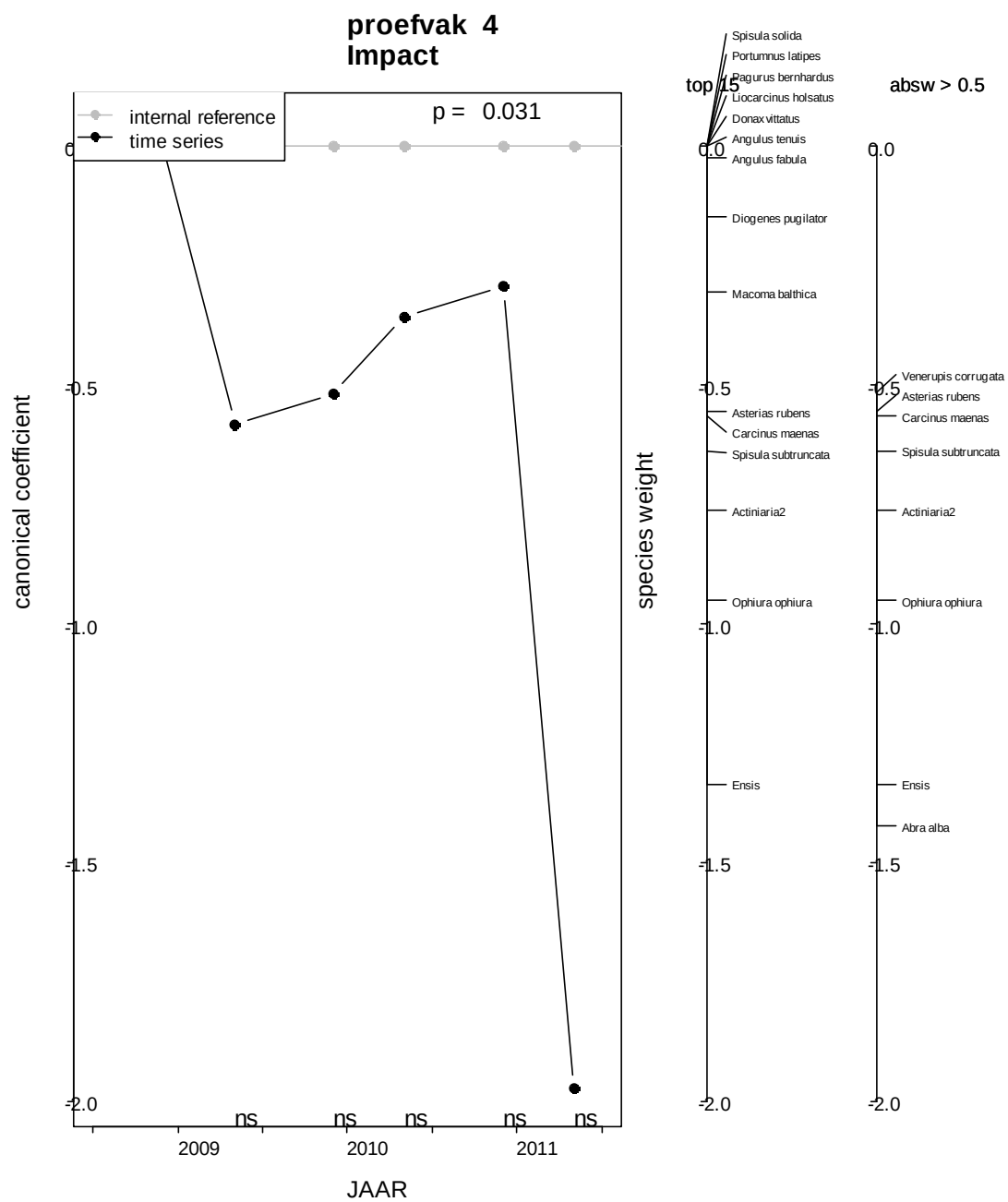
proefvak 4 Control



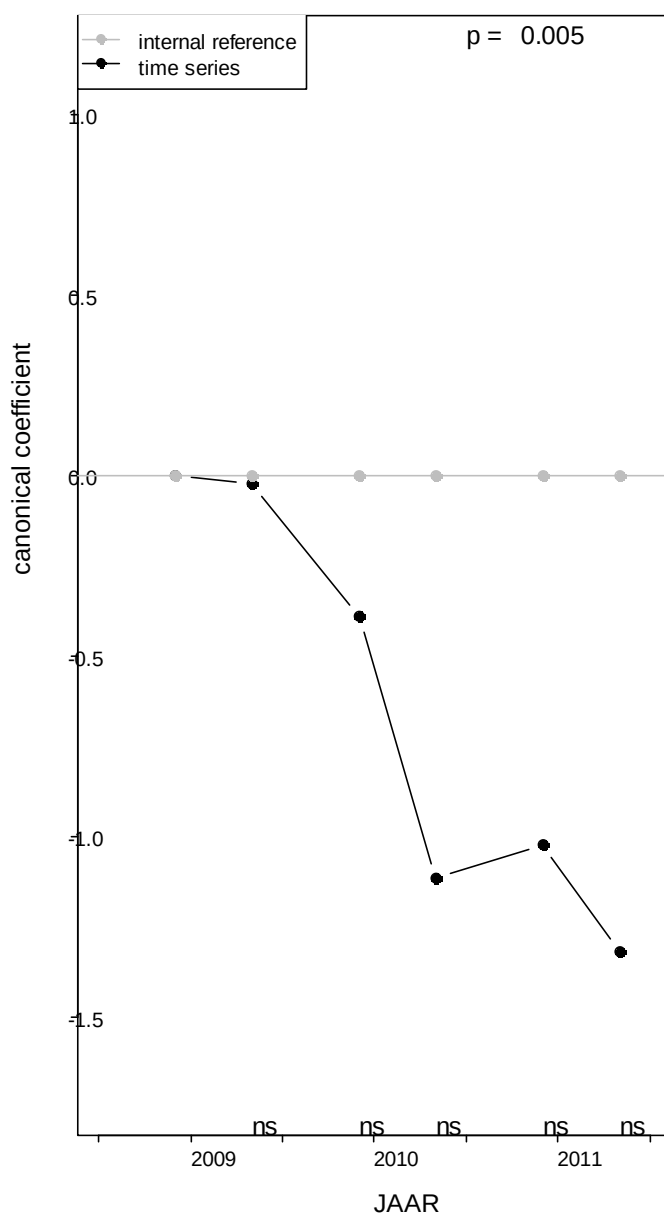
top 15

absw > 0.5

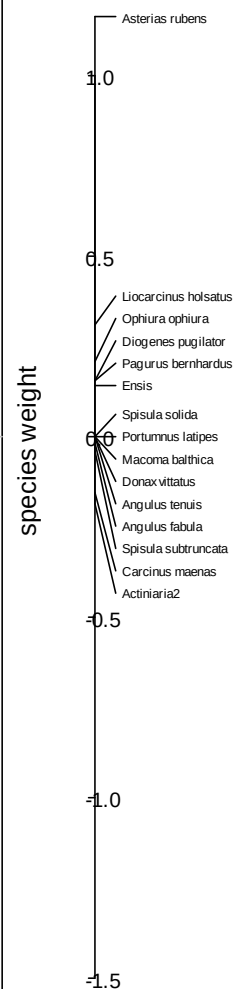




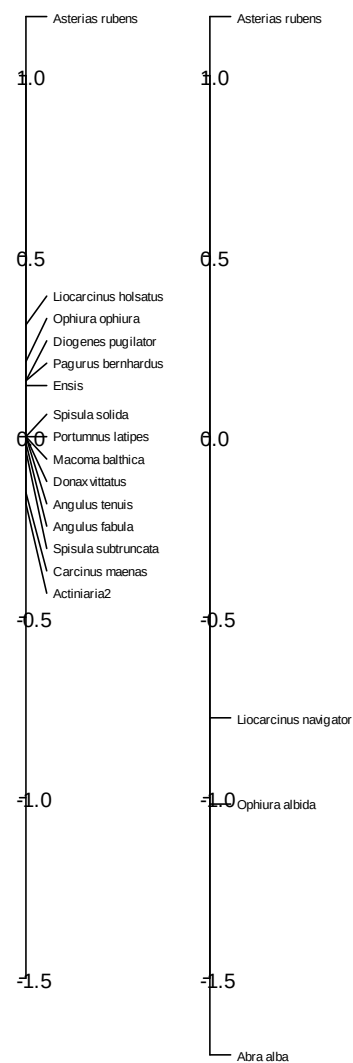
proefvak 5 Control



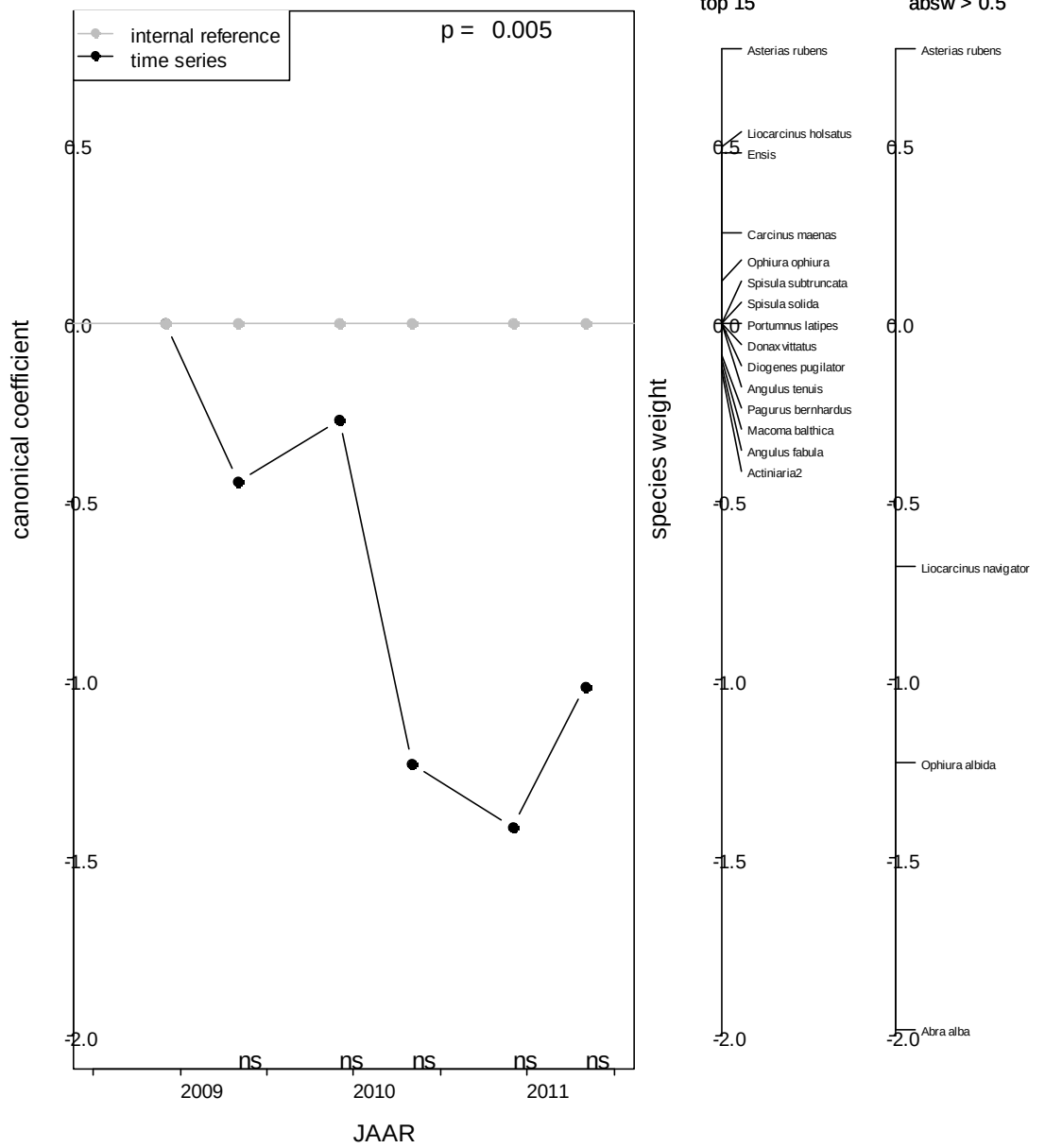
top 15



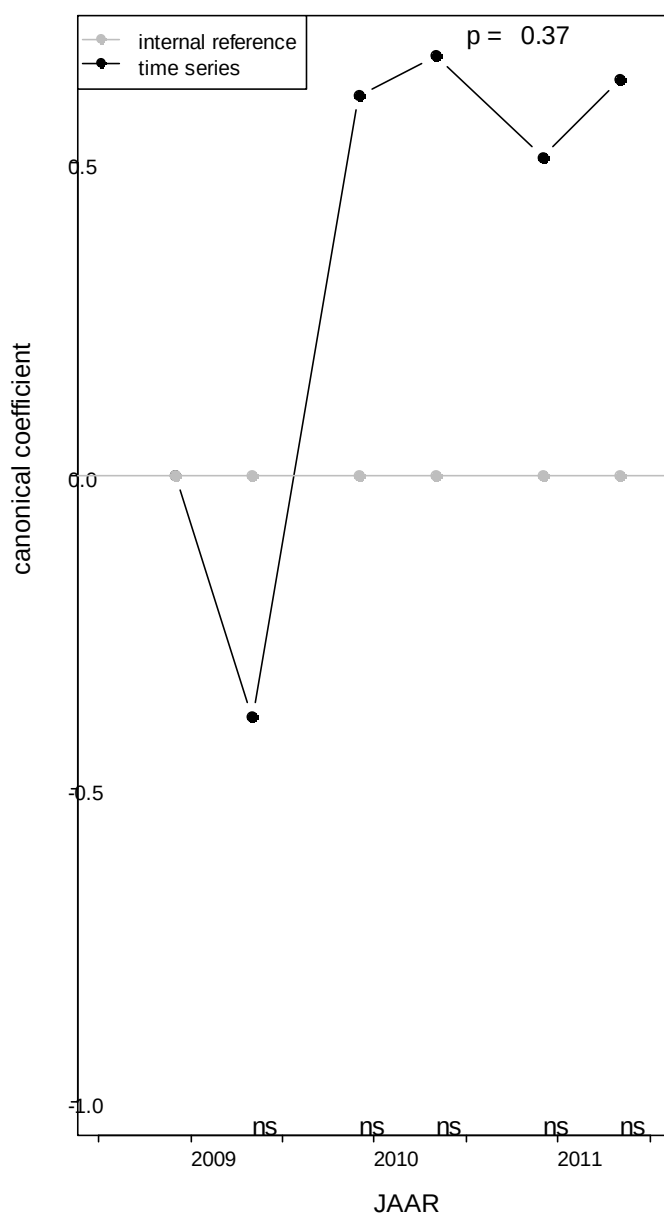
absw > 0.5



proefvak 5 Impact

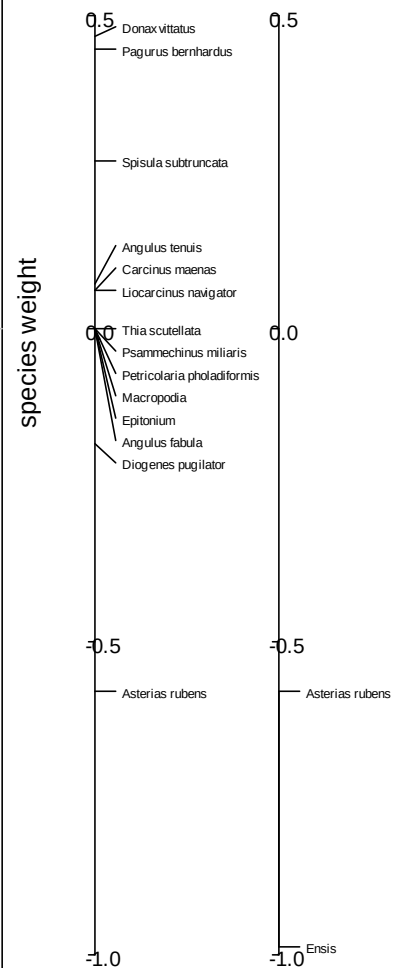


proefvak 6 Control

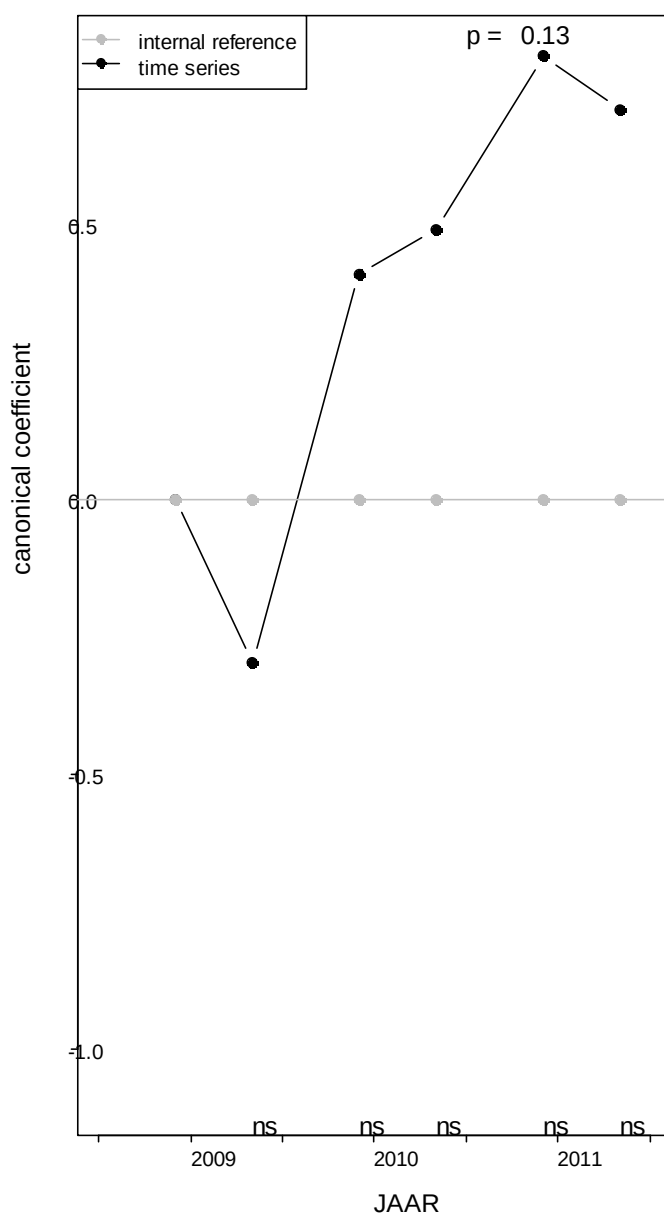


top 15

absw > 0.5

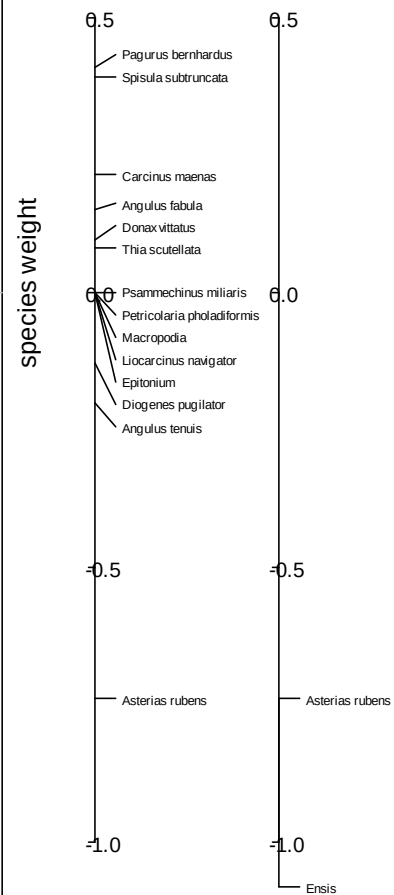


proefvak 6 Impact

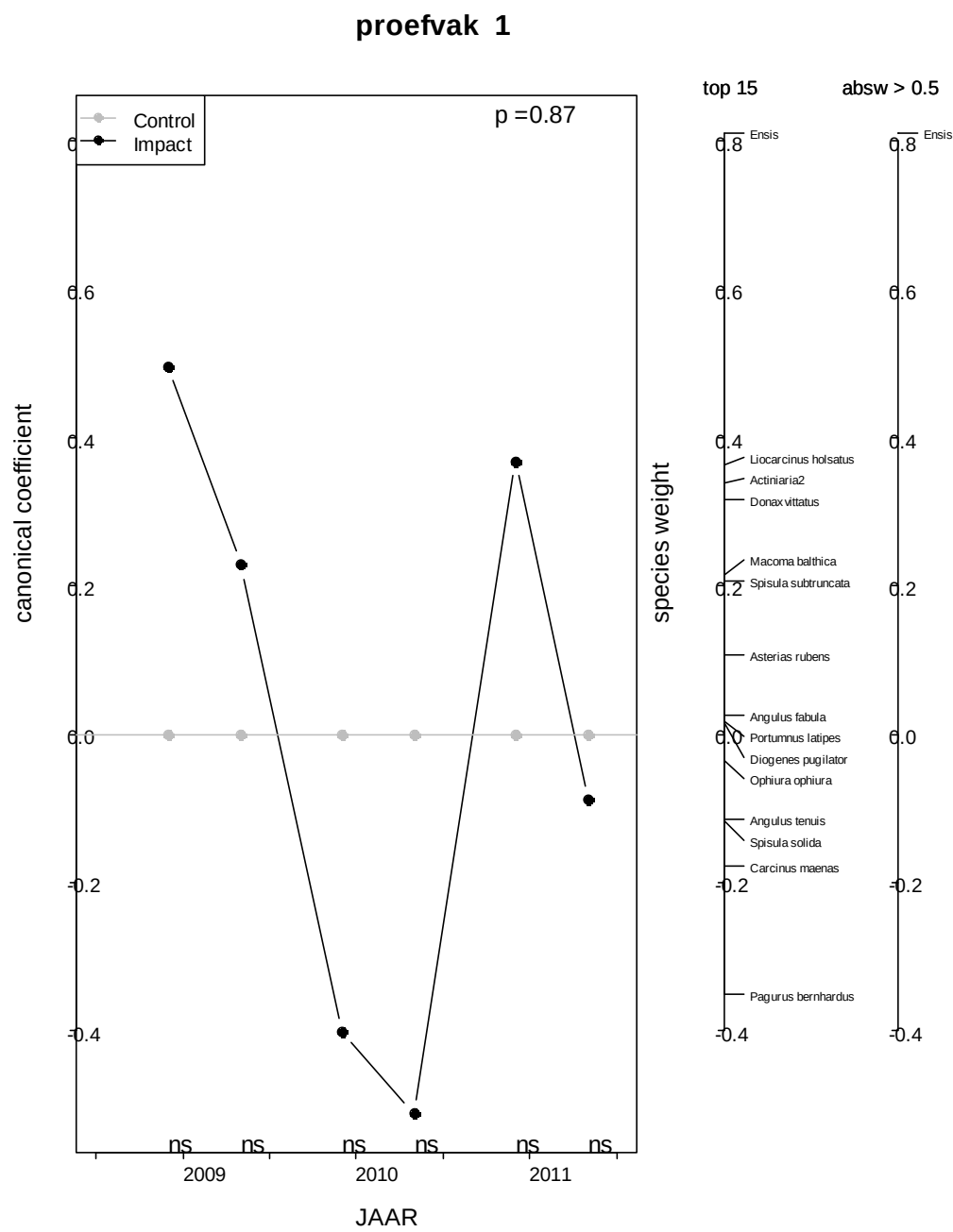


top 15

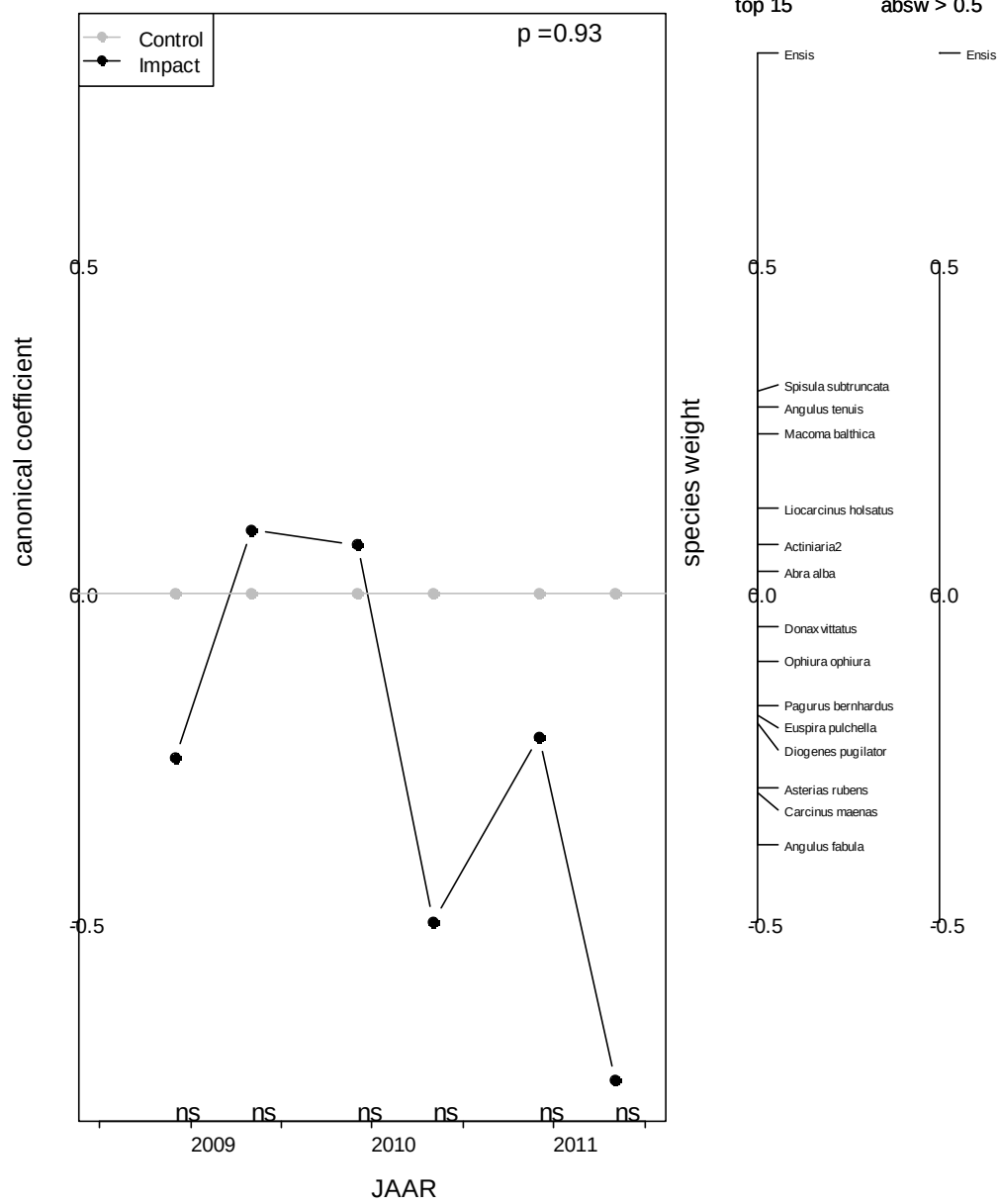
absw > 0.5



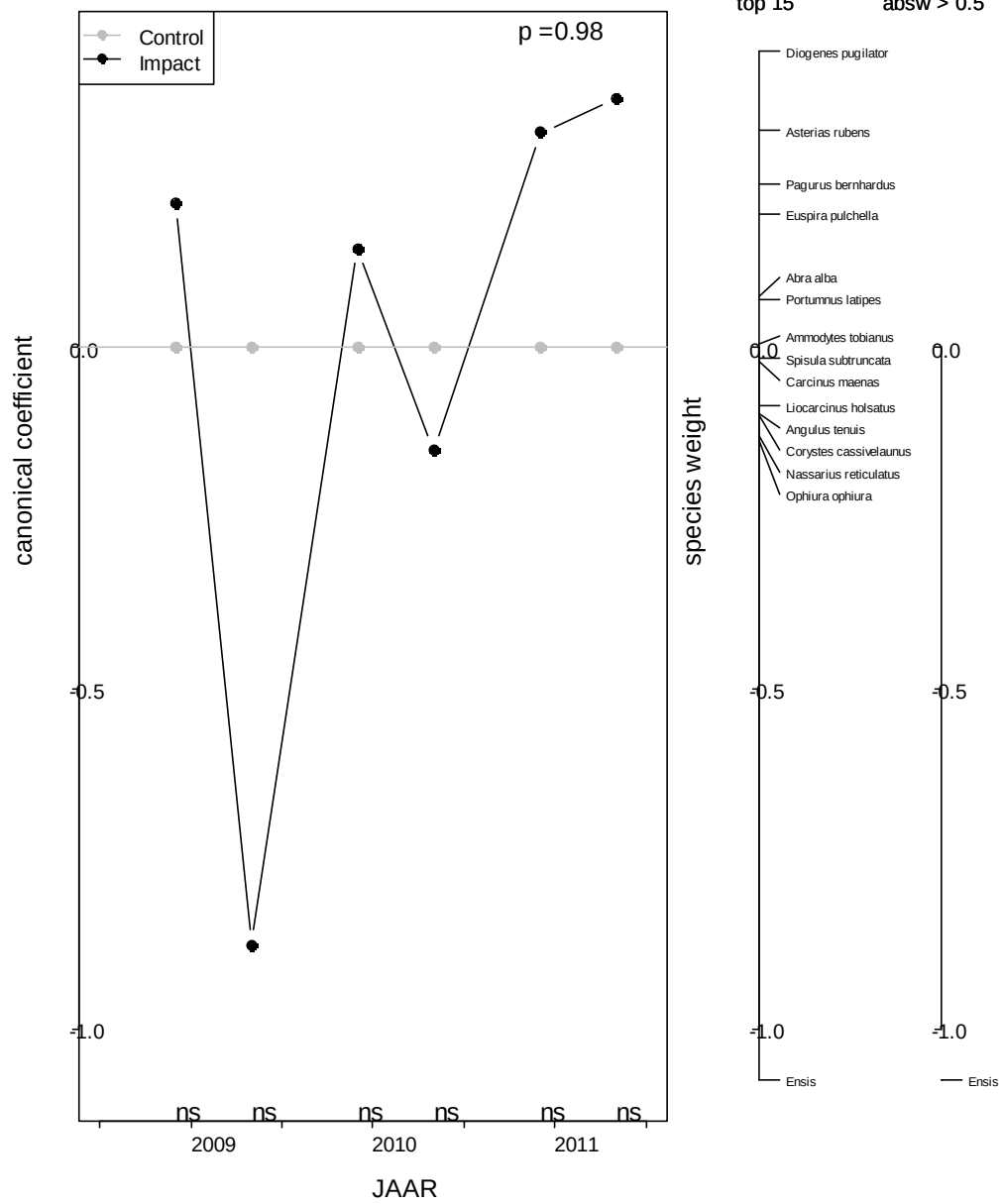
Bijlage D: PCA curves op basis van bodemschaaf data; bevestig vs. onbevestig



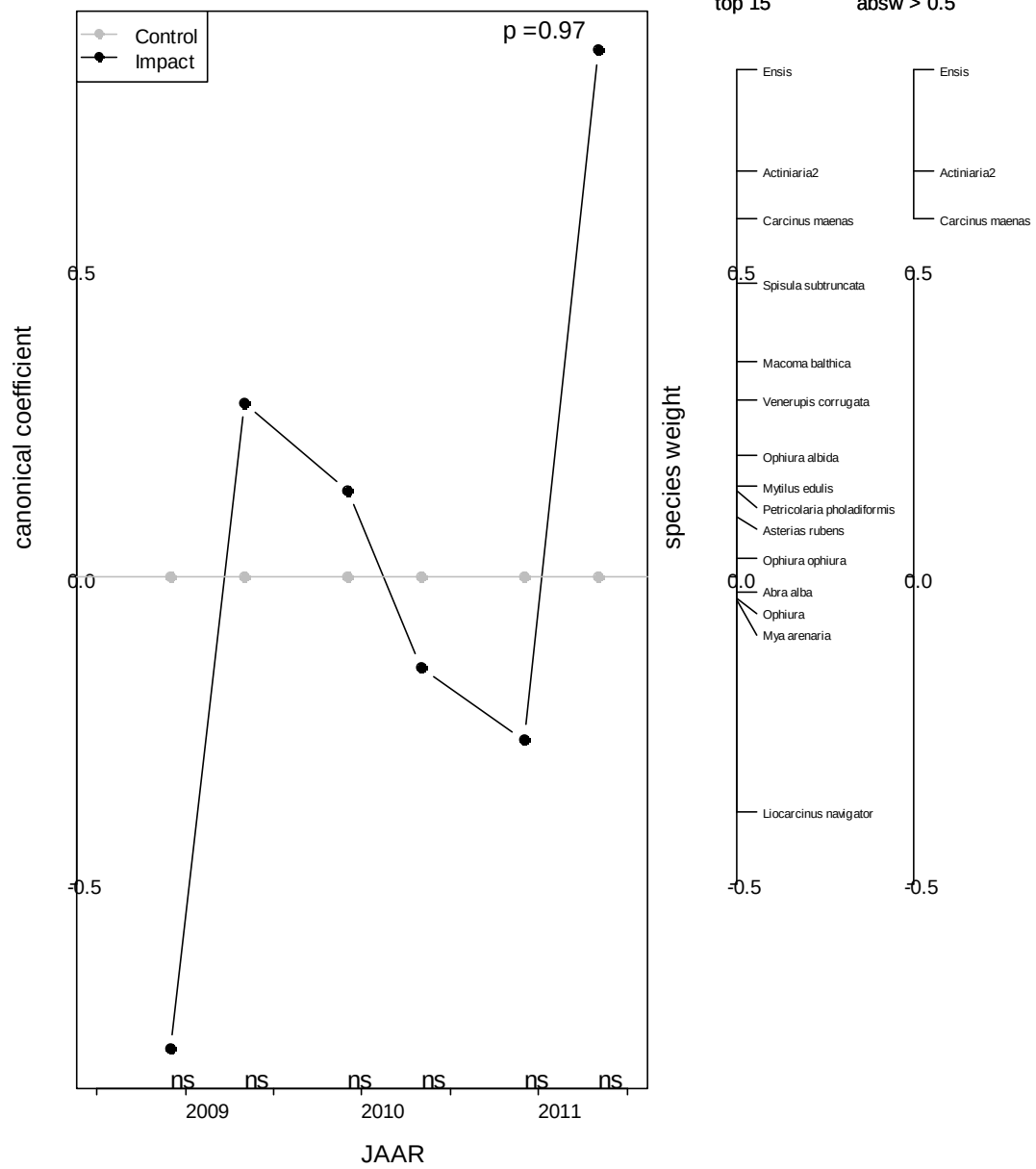
proefvak 2



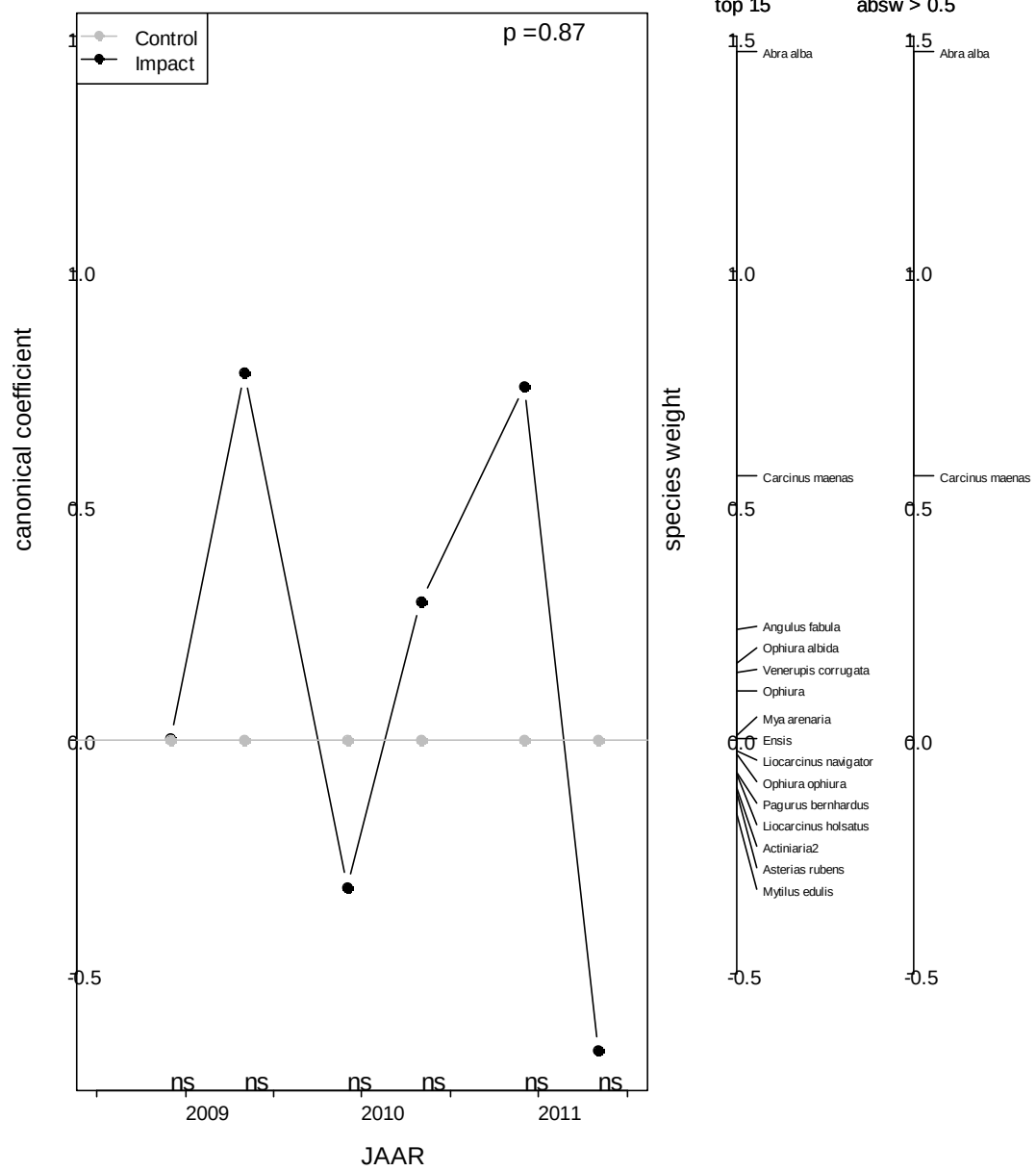
proefvak 3



proefvak 4



proefvak 5



proefvak 6

