

Effecten van het rapen van oesters in de Waddenzee op de benthosgemeenschap en vogelpopulatie

Sander Glorius¹, Bruno J. Ens², Anneke Rippen¹,
Chun Chen¹, Maarten van Hoppe¹, Babeth van der Weide¹
en Joël Cuperus¹.

Rapport C076.14



1 IMARES Wageningen UR

2 Sovon Vogelonderzoek Nederland

IMARES Wageningen UR

(IMARES - Institute for Marine Resources & Ecosystem Studies)

Opdrachtgever:

Ministerie van Economische Zaken
B. Streefland
Bezuidenhoutseweg 73
2594 AC Den Haag

BAS-code: BO-11-011.04-035

Publicatiedatum:

8 mei 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
--	--	---	--

© 2013 IMARES Wageningen UR

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

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

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

A_4_3_1-V13.2

Inhoudsopgave

Inhoudsopgave.....	3
Samenvatting.....	5
1 Inleiding.....	7
2 Kennisvraag.....	8
3 Methoden.....	9
3.1 Ruimtelijke en temporele spreiding raapactiviteiten.....	9
3.2 Benthos.....	9
3.3 Effecten analyse.....	11
3.3.1 Voorbewerking benthos-data.....	11
3.3.2 Gebruikte statistiek.....	12
3.3.3 Statistische power.....	13
3.4 Wadvogels.....	14
3.4.1 Analyse verstoring vogels.....	14
4 Resultaten.....	16
4.1 Ruimtelijk spreiding raapactiviteit.....	16
4.2 Benthosgemeenschap op onderzoekvakken.....	18
4.2.1 Aanwezige benthossoorten op bank bij brakzand.....	18
4.2.2 Onderzoekplots.....	20
4.3 Effecten op benthosgemeenschap.....	21
4.3.1 Behandeling.....	21
4.3.2 Effecten op de benthosgemeenschap.....	22
4.3.3 Power.....	24
5 Verstoring wadvogels.....	26
5.1 Resultaten gezenderde Scholeksters.....	26
5.2 Andere wadvogels.....	30
6 Discussie & conclusie.....	31
6.1 Ruimtelijke en temporele variatie oesterrapers.....	31
6.2 Verstoring van wadvogels door oesterrapers.....	31
6.3 Effecten van oesterrapen op het bodemleven.....	32
6.4 Benthosgemeenschap op de oesterbank.....	32
7 Aanbevelingen.....	33
7.1 Essentiele informatie als startpunt voor effectmonitoring.....	33
7.2 Effecten op het bodemleven.....	33
7.3 Effecten op Scholeksters.....	34
8 Kwaliteitsborging.....	35

Referenties	36
Verantwoording	39
Bijlage A: Typische soorten habitatype H1140 A.....	40
Bijlage B: Overzicht gezenderde Scholeksters	41
Bijlage C: Detailkaarten GPS tracks oesterrapers.....	46
Bijlage D: Samenstelling benthosgemeenschap	47
Bijlage E: Ontwikkeling benthossamenstelling.....	50
Bijlage F: Modelresultaten	51
Bijlage G: Ontwikkeling soortenrijkdom per gebied	62
Bijlage H: Power berekening op basis van t.toets.....	63
Bijlage I: Natura 2000 vogelsoorten	66

Samenvatting

Eind 2009 en begin 2010 zijn er door de Provincie Fryslân een 18-tal vergunningen verleend voor het experimenteel commercieel handmatig rapen van oesters voor een periode van 4 jaar. Omdat oesterrapen een nieuwe activiteit is in de Waddenzee is nog niet bekend of deze activiteit negatieve effecten heeft op Natura 2000 instandhoudingsdoelstellingen. Het gaat dan met name om habitattypen H1140-A (Slik- en zandplaten, getijdengebieden) en verschillende vogelsoorten die foerageren op mossel- en oesterbanken. Het Ministerie van Economische zaken heeft IMARES in 2010 opdracht gegeven om binnen de looptijd van deze vergunningen onderzoek te doen naar de mogelijke effecten van het rapen van oesters op de Natura 2000 instandhoudingsdoelstellingen van de Waddenzee.

De volgende onderdelen zijn in het onderzoek opgenomen:

- Inzicht in het werkgebied van de oesterrapers – hiertoe werden oesterrapers voorzien van GPS loggers.
- Inschatting effecten van rapen op wadvogelvoorkomens – door koppeling van GPS tracks oesterrapers met vogelvoorkomens
- Overzicht benthosdiversiteit van litorale oestervoorkomens en (korte termijn) effect van rapen – BACI experiment met 6 experimentele vakken verspreid over twee oesterbanken.

Begin 2012 is financiering voor het onderzoek stopgezet waardoor slechts 3 van de beoogde 6 experimentele vakken daadwerkelijk beraapt en bemonsterd zijn. Eind 2013 is besloten de beschikbare gegevens alsnog uit te werken welke in dit rapport gerapporteerd worden. IMARES heeft Sovon Vogelonderzoek Nederland gevraagd de aanwezigheid van oesterrapers te koppelen aan gegevens van gezenderde Scholeksters.

Uit analyse van aanmeldingsgegevens en GPS loggers blijken er 9 vergunninghouders daadwerkelijk oesters geraapt te hebben waarvan 6 vergunninghouders echt actief zijn en meerdere malen per jaar oesters rapen. Uit aanmeldgegevens blijkt dat het aantal raapmomenten per jaar toeneemt van 40 in 2010 tot 71 in 2012 (gegevens van 2013 niet compleet). In kwartaal 3 worden consequent minder oester geraapt, waarschijnlijk als gevolg van een lage oesterkwaliteit in de zomer. Het aantal GPS registraties ligt lager dan het aantal aanmeldingen en de dekking met GPS neemt af over de tijd. Dit is mogelijk het gevolg van het stopzetten van het experiment begin 2012. Uit GPS gegevens blijkt dat het rapen zich concentreert tussen Ameland en Schiermonnikoog waarbij over de gehele land – zee gradiënt banken beraapt worden. Ook blijken banken meerdere keren per jaar beraapt te worden. Het gebied onder Schiermonnikoog (Brakzand) is het meest intensief beraapt.

Het experiment heeft plaatsgevonden op een gemengde oester-mosselbank gelegen op Brakzand. De benthossoortenrijkdom kan, met gemiddeld 13 soorten per steekbuis, tot de rijkere gebieden in de Waddenzee gerekend worden. De benthosgemeenschap is divers en bestaat uit verschillende geleedpotigen, wormen, schelpdieren, mosdiertjes, neteldieren en snoerwormen. Het oesterbanken habitat herbergt tevens een aantal in N2000 beschreven typische soorten evenals voor wadvogels belangrijke prooidieren zoals tweekleppige mosselen, nonnetjes, wadslakjes maar ook wormen en kreeftachtigen. Door middel van een lineair model is getoetst op significant verschil in verandering tussen open en gesloten vakken tussen T0 en T1. Er is getoetst op verandering in abundantie, soortenrijkdom, diversiteit, evenness, mosselen, nonnetjes, epibenthos (als groep) en typische soorten (als groep). Modelresultaten laten geen significante veranderingen zien voor de getoetste variabelen. De statistische power bleek echter zeer laag (<20%) waardoor de kans groot is om een z.g. type II fout te maken en dus ten onrechte te concluderen dat er geen significante effecten zijn. Uit poweranalyses blijkt dat er minimaal tussen de 6 en 10 onderzoekvakken nodig zijn om een effect van 10% aan te kunnen tonen met een power van 80%. Wanneer dit spoor gevolgd wordt dan is aan te bevelen de

onderzoekvakken te verspreiden over verschillende banken aangezien oesterbanken sterk kunnen variëren in oesterbedekking, biomassa en aanwezigheid van mosselen. Daarnaast zal de geassocieerde bodemdiergemeenschap afhankelijk zijn van o.a. het zoutregiem en dus afhankelijk van de locatie van de bank in de Waddenzee.

De aantallen Scholeksters liggen al lange tijd ver onder de instandhoudingsdoelstelling en daarom geldt voor de soort een verbeterdoelstelling van de kwaliteit van het habitat. Op mosselbanken zijn Scholeksters de talrijkste soort. Op oesterbanken zijn de dichtheden beduidend lager, maar nog steeds hoog in vergelijking tot andere vogelsoorten. Vergelijking van de gegevens over de gezenderde Scholeksters met de tracks van de oesterrapers leverde bewijs dat (1) er bij enkele banken duidelijk sprake was van overlap in terreingebruik tussen Scholeksters en oesterrapers, (2) zowel Scholeksters als oesterrapers de banken bezoeken als ze droog liggen. Het lijkt daarom aannemelijk dat oesterrapers lokaal de Scholeksters verstoort die op de betreffende bank naar voedsel zoeken. Uit onderzoek blijkt dat Scholeksters die uit hun vaste voedselgebied verstoord worden elders een lagere opnamensnelheid van voedsel hebben als gevolg van concurrentie met soortgenoten en onbekendheid met het terrein. In het licht van de verbeterdoelstelling voor de Scholekster verdient het aanbeveling om via modelberekeningen de invloed van deze verstoring op de draagkracht voor overwinterende Scholeksters te schatten: bij welke raapintensiteit ontstaat er echt een probleem voor de Scholekster?

Er zijn banken met zeer lage dichtheden Scholeksters (waarschijnlijk banken met hoge oesterdichtheden). Door de raapactiviteiten tot die banken te beperken kan het effect op Scholeksters tot een minimum beperkt worden. Het verdient aanbeveling om nader vast te stellen vanaf welke mate van bedekking met de oesters een bank gemeden wordt door scholeksters.

GPS registratie van de oesterrapers blijkt een uitstekend en kosteneffectief middel om een beeld te krijgen van de verstoringsintensiteit in zowel ruimte als tijd. Daarnaast zijn de registraties geschikt om verstoring op wadvogels te onderzoeken. Door koppeling met litorale oester- en mosselbankgegevens zoals deze jaarlijks geïnventariseerd worden, kan hiernaast vastgesteld worden in welke mate effecten te verwachten zijn op oester- en mosselvoorkomen waarmee, indirect, een inschatting gemaakt kan worden van effecten op geassocieerde bodemdieren. Het wordt daarom aanbevolen om GPS registratie te continueren en intensiveren en afhankelijk van deze gegevens te besluiten tot verrichting van additionele metingen om effecten op het bodemleven nader en in meer detail te onderzoeken

1 Inleiding

De Japanse oester (*Crassostrea gigas*) heeft zich in de jaren negentig van de vorige eeuw definitief gevestigd in de Nederlandse Waddenzee, na een eerdere introductie van deze soort in de Zeeuwse wateren. Oorspronkelijk bedoeld als alternatief voor het kweken van de inheemse platte (Zeeuwse) oester, bleek dit schelpdier in 2004 de hele Waddenzee te hebben gekoloniseerd (Wehrmann e.a., 2000 & Troost, 2010). De oesterbanken zijn veelal gevestigd in bestaande mosselbanken en op plaatsen waar vroeger mosselbanken lagen. Doordat jonge oesters zich ook weer op de aanwezige oesters hechten ontstaan rifachtige structuren. Werd er eerst voornamelijk negatief over deze oesterriffen gesproken –de oesters zouden o.a. een voedsel- en ruimteconcurrent zijn voor mosselbanken- momenteel zijn onderzoekers wat genuanceerder. Het harde substraat dat de oesters genereren leidt tot een lokale verhoging van de biodiversiteit (Troost 2010). Oesterbanken zouden daardoor belangrijke natuurwaarden herbergen, aangezien zich in oesterbanken soorten vestigen die ook aan mosselbanken zijn geassocieerd. Bovendien blijken ook mosselen zelf (belangrijk voor de N2000 wetgeving) zich de laatste jaren met succes in de oesterbanken te vestigen (Van Stralen et al. 2012).

Eind 2009 en begin 2010 heeft de provincie Fryslân vergunningen verleend aan 19 vissers voor het (experimenteel) handmatig rapen van oesters in de Waddenzee. De vergunning geldt voor een periode van vier jaar. Het Ministerie van Economische Zaken heeft IMARES opdracht gegeven om binnen de looptijd van deze vergunningen onderzoek te doen naar de mogelijke effecten van het rapen van oesters op de Natura 2000 instandhoudingsdoelstellingen van de Waddenzee.

Ten bate van dit onderzoek zijn 13 van de vergunde oesterrapers van GPS loggers voorzien waardoor inzichtelijk wordt wat hun werkgebied is. Om de effecten van het rapen van oesters op wadvogels in te kunnen schatten wordt de aanwezigheid van oesterrapers, zoals geregistreerd met de GPS, gerelateerd aan vogelvoorkomen op basis van een aantal Scholeksters uitgerust met GPS-trackers. Daarnaast is in 2011 een aantal experimenten uitgevoerd waarbij op locaties voor en na het rapen de bodemdieren (benthos) samenstelling is geïnventariseerd. Dit is vergeleken met zogenaamde controle gebieden om het effect van het rapen en betreden vast te stellen.

Begin 2012 is de financiering voor dit onderzoek door het ministerie van EZ echter stopgezet. Hierdoor is slechts een deel van het onderzoek uitgevoerd: het aantal onderzoekvakken dat bij aanvang van het onderzoek was beoogd (6 gepland) is niet gehaald (3 gerealiseerd). Daarnaast hebben de vissers aangegeven dat ze niet veel geraapt hebben. Na het stopzetten van het onderzoek is onduidelijk in hoeverre de GPS gebruikt is tijdens het rapen.

Eind 2013 wordt desalniettemin het rapen van oesters in de Waddenzee geëvalueerd. Met het oog op verdere vergunningverlening heeft de provincie Fryslân (Dhr. R. Deen) aangegeven informatie nodig te hebben over de mogelijke effecten van het rapen van oester. Het Ministerie van EZ heeft daarom IMARES nogmaals benaderd met de vraag de tot nu toe verzamelde gegevens alsnog te analyseren en te rapporteren. De inschatting van de verstoring van oesterrapers op wadvogelvoorkomen wordt door Sovon Vogelonderzoek Nederland uitgevoerd.

2 Kennisvraag

Omdat oesterrapen een nieuwe activiteit is in de Waddenzee, is nog niet bekend of deze activiteit negatieve effecten heeft op Natura 2000 instandhoudingsdoelstellingen. Het gaat dan met name om habitatype H1140-A (Slik- en zandplaten, getijdengebieden) en verschillende vogelsoorten die (mogelijk) foerageren op mossel- en oesterbanken.

De doelstelling van het project is om een overzicht te krijgen van de benthos biodiversiteit van litorale oestervoorkomens en te onderzoeken of er effecten zijn van het rapen op het bodemleven en op wadvogelvoorkomens (met de nadruk op N2000 doelsoorten, gespecificeerd in profieldocument H1140-2008; zie bijlage A). Aan de hand van de gemeten variatie in het bodemleven op de onderzochte vakken wordt middels een poweranalyse vastgesteld wat de kans is op een type II fout (i.e. dat er geen effect gemeten is terwijl wel aanwezig) en wat dit betekent voor de huidige analyse en toekomstig onderzoek.

3 Methoden

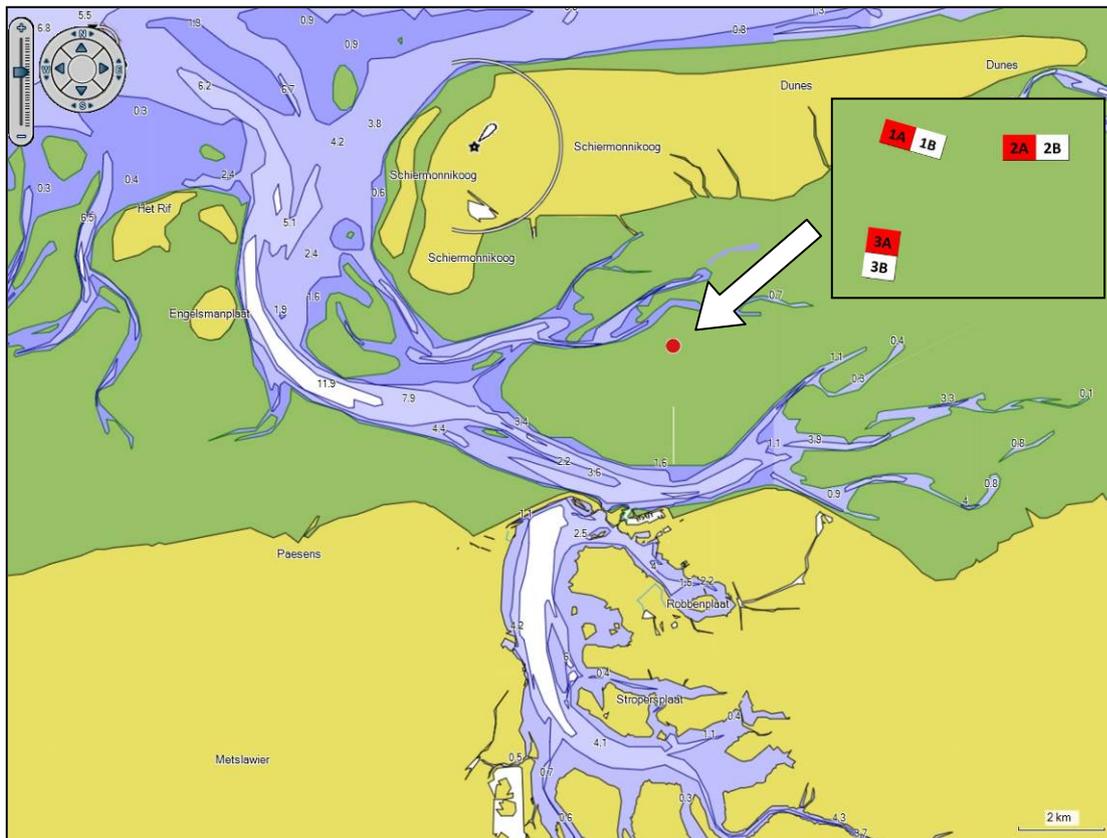
3.1 Ruimtelijke en temporele spreiding raapactiviteiten

De GPS gegevens die de oesterrapers hebben aangeleverd zijn door IMARES opgevraagd en opgewerkt om de aanwezigheid van oesterrapers in het gebied in kaart te brengen. Aanlandingsgegevens zijn gebruikt om inzicht te krijgen in de compleetheit van de GPS gegevens.

Vervolgens is vastgesteld wat de intensiteit van de totale raapactiviteit (=alle vergunninghouders gezamenlijk) geweest is en of en in welke mate de intensiteit variabel is binnen het jaar (kwartalen) en tussen de jaren (periode 2010-2013). Daarnaast zijn kaarten geproduceerd waarop de bewegingen van de rapers te zien zijn. Hiermee wordt inzicht verkregen in het werkgebied van de rapers en kunnen mogelijk 'hotspots' gesignaleerd worden.

3.2 Benthos

In overleg met één van de oesterrapers is in 2010 besloten om als locatie van het experimentele onderzoek te kiezen voor het Brakzand, waar een gemengde mossel- oesterbank gelegen is tussen Lauwersoog en Schiermonnikoog (zie *Figuur 1*).



Figuur 1 Locatie van het experimentele onderzoek, aangeduid met een rode stip.

Op deze bank zijn 3 vakken van 6 bij 12 meter gepositioneerd. Ieder van deze drie vakken bestaat uit een voor het oesterrapen gesloten deel en een voor het oesterrapen open deel van ieder 6 x 6 meter. Deze vakken zijn zowel vóór (T0) als na (T1) het experimenteel rapen bemonsterd. Deze onderzoeksmethodiek staat ook wel bekend als BACI methode; Before, After, Control en Impact (Smith ea, 1993 & Underwood, 1994). De proefopzet is weergegeven in *Figuur 3*.

De eerste bemonstering van de proefvakken (T0) heeft plaatsgevonden in januari 2011. De tweede bemonstering (T1) was in februari 2011. Tussen deze bemonsteringen zat een periode van drie weken, waarin het oesterrapen in de open vakken heeft plaatsgevonden.

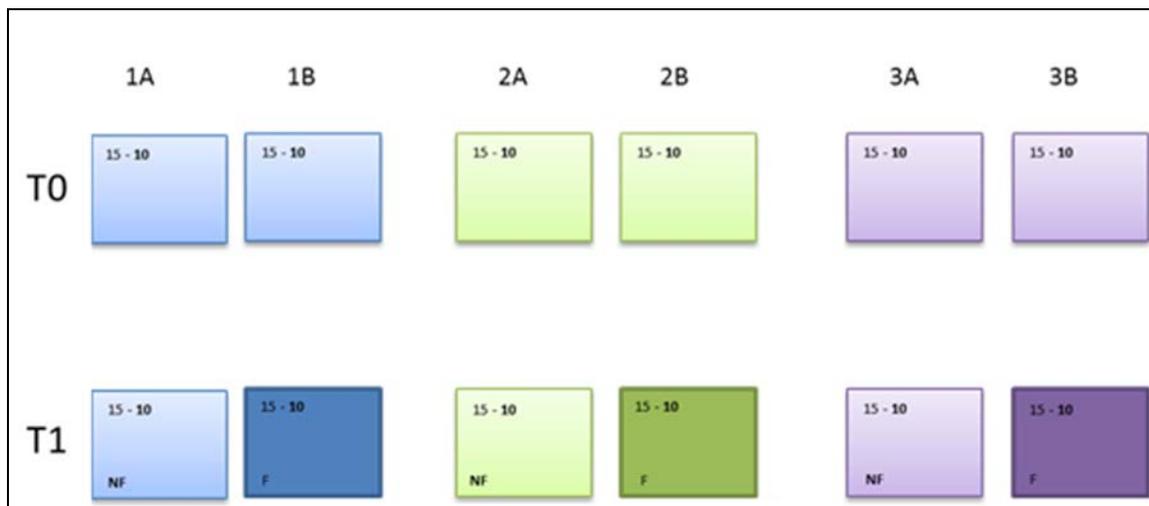
In ieder vak zijn tijdens het bemonsteren random (i.e. willekeurig) 15 monsters genomen met behulp van een steekbuis (oppervlakte: 0,0085 m², diepte circa 15 cm.), waarbij de buitenrand van de vakken vermeden werd om eventuele randeffecten te voorkomen. In totaal zijn er per bemonstering 90 monsters genomen (15 per vak), waarvan er 60 zijn geanalyseerd in het laboratorium (10 per vak).

In de open vakken zijn in de week na de T0 bemonstering oesters geraapt volgens de werkwijze die voor de betrokken oesterraper gebruikelijk is. Alleen de voor de markt gewenste oesters zijn daartoe geraapt waarbij het gehele onderzoeksvak afgezocht is. De betrokken oesterraper gebruikt een kleine hark om de oester los te krijgen uit de bodem om deze vervolgens met een grijptang op te pakken waarna de oester nogmaals op kwaliteit beoordeeld wordt voordat deze in de verzamelmand gedaan wordt.



Figuur 2. Het rapen van oesters.

De bodemonsters zijn gezeefd over een 0.5 mm zeef en geconserveerd met een 4-6% formaline-zeewater oplossing. In het lab zijn de 'levende' organismen, met behulp van de kleurstof Bengaal roze, gescheiden van schelpen(gruis), plantenmateriaal, veen en stenen. Alle aanwezige organismen zijn vervolgens individueel gedetermineerd (i.e. op soort gebracht) en geteld, met behulp van een binoculair.



Figuur 3. Proefopzet BACI monitorprogramma. Nr. 1 t/m 3 = monsterlocatie op de oesterbank. T0 = bemonstering vóór oesterrapen, T1 = bemonstering na oesterrapen. Op de A-vakken zijn geen oesters geraapt (control), op de B-vakken zijn oesterrapers actief geweest in de tussenliggende periode (aangegeven met een donkerdere tint op T1). Op elke plot zijn 15 monsters genomen waarvan er 10 uitgezocht zijn.

Van de soortgroepen wormen en garnaalachtigen is het natgewicht bepaald. Van de schelpdieren en krabben is de lengte bepaald; van de krabben is tevens het geslacht bepaald. Het restmonster (tarra) is gewogen, waarbij beschreven is uit welk type materiaal (lege schelpen/gruis /veen/kiezels) deze tarra bestond.

3.3 Effecten analyse

3.3.1 Voorbewerking benthos-data

De beschikbare monitoringsgegevens bestaan uit de verzamelde benthossoorten, waaronder ook de dichtheden van oesters, mosselen en nonnetjes. Voor elk monster waarvan de benthos soortsaamenstelling bepaald is zijn de parameters abundantie, soortenrijkdom, evenness (verdeling van de individuen over de soorten) en de diversiteitsindex berekend.

De abundantie (i.e. totaal aantal individuen per m²) is berekend door het totaal aantal individuen per monster te delen door het bemonsterd oppervlak (0.0085 m²).

De soortenrijkdom geeft het aantal verschillende soorten/taxa aan die aangetroffen zijn. Door aanwezigheid van beschadigde of juveniele soorten, waarvan de onderscheidende kenmerken nog onvoldoende ontwikkeld zijn, is het niet in alle gevallen mogelijk de aanwezige soorten tot op soort niveau te determineren. Dit kan consequenties hebben voor de berekening van de soortenrijkdom als de soort werkelijk uniek is in het monster of feitelijk bij een aangetroffen soort hoort die wel tot species niveau gedetermineerd kon worden. Hierdoor is het noodzakelijk om de data voor te bewerken. De volgende regels zijn hierbij gevolgd:

- Wanneer een juveniel individu tot genus niveau is gedetermineerd, en in hetzelfde monster slechts één soort van dit genus werd aangetroffen, is aangenomen dat het juveniele individu tot dezelfde soort behoort. In dat geval is de waarneming van het juveniele individu samengevoegd met deze soort zodat voor abundantie niets veranderd en ze voor berekening in soortenrijkdom niet dubbel meegenomen worden.

- Wanneer een juveniel individu tot genus niveau is gedetermineerd, en in hetzelfde monster **twee of meer** soorten van dit genus werden aangetroffen, is de waarneming van het juveniele individu **niet** meegenomen in de berekening van de soortenrijkdom (de aangetroffen individuen zijn wel meegenomen in berekening totale abundantie).
- Wanneer een juveniel individu tot genus niveau is gedetermineerd, en in hetzelfde monster **geen soorten** van dit genus werden aangetroffen, is de waarneming van het juveniel meegenomen in de berekening van de soortenrijkdom.
- Voor beschadigde organismen, die slechts tot genus niveau zijn gedetermineerd, werden dezelfde regels gevolgd als voor juveniele organismen.

De diversiteitsindex is berekend met behulp van de Shannon-Wiener Index, zie vergelijking 1 (Shannon, 1948). Deze index berekent de orde, of wanorde, binnen een monster, gebruik makend van zowel soortenverdeling als het aantal verschillende soorten. De index neemt toe wanneer het aantal soorten toeneemt en wanneer de verdeling van de individuen over de soorten gelijkmatiger wordt (evenness). Bij de aanwezigheid van een groot aantal verschillende soorten waarbij de aantallen sterk gedomineerd worden door enkele soorten zal de diversiteitsindex relatief laag zijn, terwijl deze hoger zal zijn wanneer bij eenzelfde aantal verschillende soorten waarbij de aantallen evenwichtiger verdeeld zijn over de verschillende soorten.

$$H = -\sum P_i(\ln P_i)$$

Vergelijking 1

H = Diversiteitsindex

P_i = Aandeel van een soort, vergeleken tot het totaal van alle soorten

De evenness is berekend met behulp van Pielou's evenness index, zie vergelijking 2 (Pielou, 1975). Deze index berekent hoe evenwichtig de aantallen verdeeld zijn over de verschillende soorten. De waarde varieert van "0" tot "1". Een lage evenness is een indicatie dat het monster wordt gedomineerd door 1 soort. Een hoge evenness geeft aan dat alle soorten in min of meer gelijke aantallen aanwezig zijn. Er is dan sprake van een homogene verdeling.

$$E = \frac{H}{\ln(R)}$$

Vergelijking 2

E = Evenness

H = Diversiteitsindex

R = Soortenrijkdom

Voor de berekening van (Shannon-Wiener) diversiteit en Pielou's evenness is gebruik gemaakt van het pakket 'vegan' (Oksanen et al., 2011) in R (R Development Core Team, 2013).

3.3.2 Gebruikte statistiek

Het uitgevoerde experiment waar gekeken wordt naar het effect van oesterrappen op het bodemleven volgt een zogenaamd split-plot ontwerp. Hierbij zijn open en gesloten plots gedefinieerd die op zowel T0 en T1 worden bemonsterd, zie paragraaf 3.1. Om vast te stellen of de ontwikkeling significant verschillend is tussen de open en gesloten plots is gebruikgemaakt van een variantieanalyse waarbij de factoren 'open / gesloten', tijd 'T0 / T1' en hun interactie getoetst wordt ten opzichte van de variantie tussen plots en binnen plots.

Hiervoor is het volgende model gedefinieerd:

$$y_i = \text{intercept} + \beta_1 \cdot \text{locatie}_i + \beta_2 \cdot \text{behandeling}_i + \beta_3 \cdot \text{tijd}_i + \beta_{23} \cdot \text{behandeling}_i \cdot \text{tijd}_i + \varepsilon_i \quad \text{Model 1.}$$

y	respons variabelen zoals bijvoorbeeld soortenrijkdom, abundantie etc.
locatie	verklarende factor (gebied 1 t/m 3).
behandeling	verklarende factor (open en gesloten)
tijd	verklarende factor (T0 en T1).

$\varepsilon_i = N(0, \sigma^2)$ de door het model niet verklaarde variatie waarvan verondersteld is dat deze normaal verdeelt is rondom de waarde 0.

$i = 1, 2, \dots, 120$ de observaties (genomen monsters).

Met deze analyse is ieder monster een observatie unit. Het model gaat ervanuit dat er geen interactie is tussen locatie-tijd ($\text{locatie}_i \cdot \text{tijd}_i$), locatie-behandeling ($\text{locatie}_i \cdot \text{behandeling}_i$) of dat de interactie tijd-behandeling hetzelfde is voor ieder gebied ($\text{locatie}_i \cdot \text{tijd}_i \cdot \text{behandeling}_i$). Het nul model is: het verschil tussen de beraapte en niet beraapte vakken is niet verschillend voor en na bevissing.

De residuals van de gedefinieerde modellen zijn geplot om te zien of deze normaal verdeeld zijn en om vast te stellen of de variatie hetzelfde is voor locatie/tijdstip en behandeling. Wanneer dit niet het geval bleek, zijn verbeterde modellen (gls, 'generalized least squares') opgesteld welke verschillende variatiestructuren toestaan. Op basis van 'Akaike Information Criterium' (AIC) is getoetst of deze complexere modellen de gemeten variatie beter kunnen beschrijven. Op basis van AIC is voor het meest simpele model gekozen voor de uiteindelijke analyse.

Deze analyses zijn uitgevoerd in R (R Development Core Team, 2013). Hierbij is gebruik gemaakt van het software pakket 'nlme' (Pinheiro, 2013).

3.3.3 Statistische power

De power van een toets geeft de kans weer dat je terecht de nul hypothese (er is geen effect) verwerpt, en geeft daarmee de kans om geen type II fout (ten onrechte niet verwerpen van de 0-hypothese) te maken. De power is afhankelijk van de effectgrootte (in dit geval het absolute verschil in ontwikkeling tussen open en gesloten vakken tussen t0 en t1, zie vergelijking 3) en de variatie in de data. De power neemt toe bij een toenemende effectgrootte en bij een afnemende variatie.

$$\text{Effect} = (\text{open}_{t1} - \text{open}_{t0}) - (\text{gesloten}_{t1} - \text{gesloten}_{t0}) \quad \text{Vergelijking 3}$$

Er is op twee verschillende manieren naar de power gekeken.

(1) Wat is de power op basis van de 10 monsters die genomen zijn in elke plot en wat zou de power worden als dit er 15 zouden zijn.

De achterliggende gedachten is om inzicht te verkrijgen in de power van de huidige toets maar ook wat de power zou kunnen worden als de 5 monsters die wel genomen maar niet uitgezocht zijn toegevoegd zouden worden aan de dataset.

De power berekening is een simulatie waarbij de *daadwerkelijke* effectgrootte zoals deze gemeten is en de *gemeten* residuele variantie als input dient. In de simulatie wordt 1000 keer een dataset gegenereerd. Het percentage van deze 1000 runs waarbij het resultaat significant is levert de power van de toets. Dit is gedaan voor verschillende monsteraantallen namelijk; n=5, 10, 15, 20 en 25.

(2) Hoeveel gebieden zijn nodig om een verschil van 10, 15 en 20% in ontwikkeling tussen open en gesloten plots te meten op basis van de variatie zoals gemeten in dit experiment.

Hierbij wordt dus een bepaalde effectgrootte *verondersteld*. Dit is dus anders dan bovenstaande poweranalyse waarbij de daadwerkelijke gemeten effectgrootte gebruikt is. Door het beperkt aantal gebieden kon bovengenoemde simulatiemethode niet gebruikt worden. In deze analyse is uitgegaan van een gepaarde verschil toets (t-toets). Het *gemiddelde* verschil in ontwikkeling (situatie t1 – situatie t0) tussen open en gesloten plots dient hierbij als input (n=3). De gemeten variatie in de gesloten gebieden is als input gebruikt, waarbij effectgrootte als een factor gemodelleerd is op waarden zoals gemeten op t1. Onderzocht wordt in welke mate de power toeneemt bij een toename in gebieden (n>3).

Door de verschillende manier waarop de power berekend is, kunnen resultaten niet 1 op 1 vergeleken worden.

Analyses zijn uitgevoerd in R (R Development Core Team, 2013). Hierbij is gebruik gemaakt van het software pakket '*pwr*' (Stephane Champely, 2012).

3.4 Wadvogels

Er heeft geen specifieke vogelmonitoring plaatsgevonden binnen het project maar geput wordt uit bestaande monitorgegevens. Aangezien de bewegingen van de oesterrapers mogelijk niet volledig zijn en vogeltellingen niet simultaan uitgevoerd werden kan dit onderdeel statistisch minder uitgebreid uitgewerkt worden.

Om een inschatting van de verstoring te maken zijn GPS gegevens van de rapers gekoppeld aan bestaande monitoringsgegevens (Scholeksters uitgerust met een zender) en kennis over het gedrag van vogels. Deze analyse is door SOVON uitgevoerd.

3.4.1 Analyse verstoring vogels

De analyse is gebaseerd op de tracks van de oesterrapers en de tracks van een aantal Scholeksters uitgerust met UvA-BITS trackers, een Bird Tracking Systeem dat ontwikkeld is door de Universiteit van Amsterdam (Bouten et al. 2013). Scholeksters uitgerust met UvA-BITS geven met een hoge frequentie zeer nauwkeurige informatie over de positie waar de vogel zich bevindt. Dankzij de ingebouwde accelerometer kan ook de activiteit worden vastgesteld (Shamoun-Baranes et al. 2012). Van in totaal 29 gezenderde Scholeksters konden voldoende gegevens verzameld worden om een zinvolle bijdrage aan de analyse te leveren. Informatie over de periode waarin de dieren zijn waargenomen en het individuele terreingebruik staan in Bijlage B.

Voor de analyse zijn twee vragen gesteld: (a) Is er overlap in het ruimtegebruik van Scholeksters en oesterrapers, (b) Is er overlap in de "waterstand" waarbij oesterrapers en Scholeksters gebruik maken van de banken waar naar oesters wordt gezocht. Om de overlap in ruimtegebruik te bepalen is rond de tracks van de oesterrapers een buffer getrokken van het verstoorte gebied. Op basis van de literatuur is de breedte van de buffer bepaald. Bij onderzoek in de Waddenzee is een opvliegafstand voor de Scholekster gemeten van gemiddeld 65 m, variërend tussen 22 en 200 m (Spaans, Bruinzeel, and Smit 1996). Voordat een Scholekster opvliegt zal hij echter al duidelijk verstoord zijn en minder voedsel vinden. Bij een stilstaande waarnemer komen Scholeksters tot een afstand van 90-140 m naar voedsel zoeken (Stillman and Goss-Cutard 2002). Bij een bewegende oesterraper zal deze afstand hoger zijn. Op basis van dit alles is gekozen voor een buffer van 150 m. Om de overlap in waterstand te onderzoeken

werden de tracks van de Scholeksters en de oesterrapers gekoppeld aan de hoogte van de betreffende locatie en de door Adriaan Dokter met INTERTIDES berekende waterstand (Rappoldt and Ens 2013).

Als achtergrond van de analyse werden de door IMARES vervaardigde kaarten van de droogvallende mossel- en oesterbanken gebruikt (van Stralen, Troost, and van Zweeden 2012; van Zweeden et al. 2012).

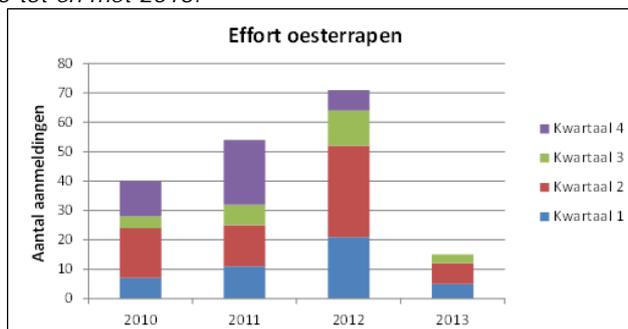
4 Resultaten

4.1 Ruimtelijk spreiding raapactiviteit

Uit aanlandgegevens blijkt dat van alle vergunninghouders er 9 vergunninghouders daadwerkelijk geraapt hebben en er slechts 6 vergunninghouders echt actief zijn. In Tabel 1 worden het aantal meldingen per jaar weergegeven per kwartaal voor de periode 2010 t/m 2013. Tot 2012 lijkt het aantal raapmomenten toe te nemen. Opvallend is het beperkte aantal aanmeldingen in 2013. Daarnaast neemt het aantal actieve rapers in de tijd af.

Tabel 1. Overzicht aanmeldingen over de periode 2010 tot en met 2013.

Kwartaal	2010	2011	2012	2013
1	7	11	21	5
2	17	14	31	7
3	4	7	12	3
4	12	22	7	0*
<i>Totaal aanmeldingen</i>	40	54	71	15
<i>Aantal actieve vergunningh.</i>	5	3	4	1



*aanmeldgegevens niet compleet.

Uit Tabel 1 is te zien dat in de zomerperiode (kwartaal 3) minder oesters geraapt worden. Dit is mogelijk het gevolg van de voortplanting cycli van de oester waarbij in de zomermaanden oesters broed bevatten met een tijdelijk verminderde oesterkwaliteit als gevolg.

Het werkgebied van de oesterrapers is onderzocht door analyse van de aangeleverde GPS data. Hiertoe zijn begin 2010, 12 vergunninghouders uitgerust met een GPS-apparaat. In twee gevallen opereren twee vergunninghouders vanuit eenzelfde schip maar hadden slechts beschikking tot één GPS. De GPS gegevens zijn in dit geval niet compleet.

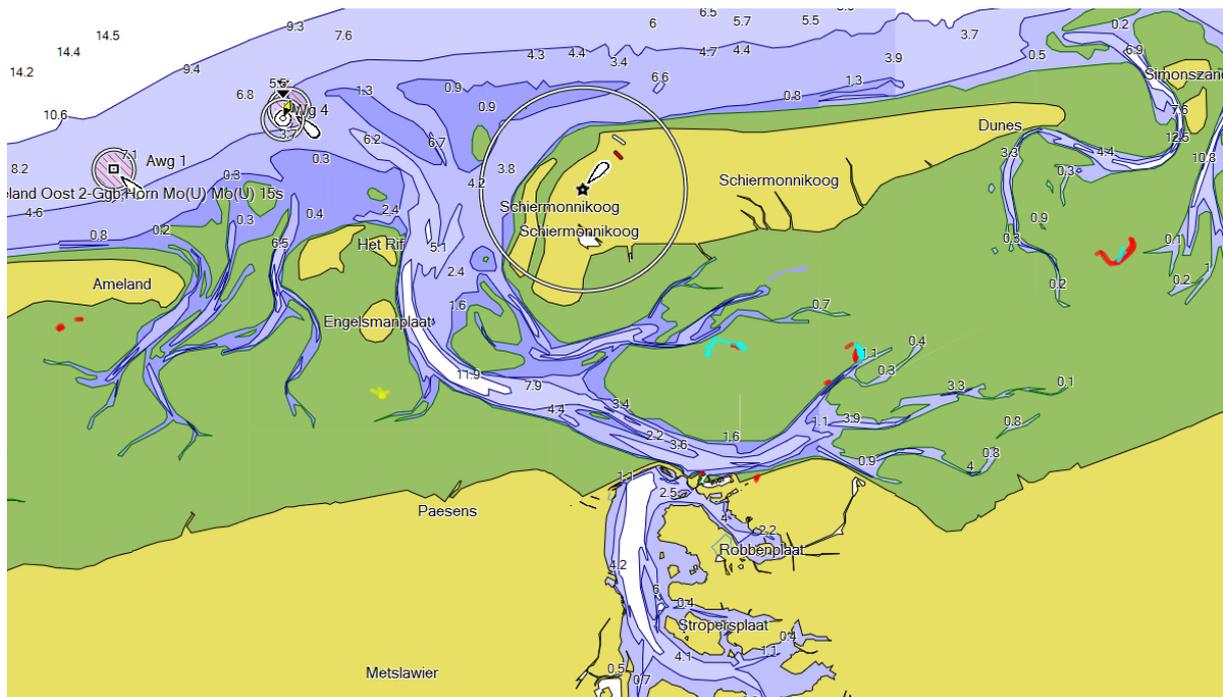
In Tabel 2 worden het aantal raapmomenten geregistreerd met de GPS vergeleken met wat aangemeld werd. Er blijkt nooit 100% dekking te zijn wat in ieder geval deels veroorzaakt wordt doordat meerdere vergunninghouders beschikking hebben over één GPS (in twee gevallen). Daarnaast neemt de GPS-dekking af na 2010. Mogelijk komt dit door stil leggen van het project in de loop van 2012. Daarnaast valt op dat in 2013 wel geraapt is maar dat hier geen GPS gegevens van bekend zijn.

Tabel 2. Overzicht aanmeldingen bij voor de periode 2010 tot en met 2013.

Jaar	2010	2011	2012	2013	Tot/gem
Aantal aanmeldingen	40	54	71	15*	180
Aantal raapmomenten op basis GPS	27	10	10	0	47
Dekking GPS (%)	68	19	14	0	26

*gegevens zijn niet geheel compleet.

In Figuur 4 wordt een overzicht gegeven van de locaties waar geraapt is zoals geregistreerd met de GPS. Een tweetal detailkaarten zijn opgenomen in Bijlage C. Het overzicht van 2010, rode lijnen in Figuur 4, levert het meest betrouwbaar een beeld van de ruimtelijke spreiding. Er blijkt zowel aan de kust bij Lauwersoog als in de buurt bij Ameland en in het gebied onder Schiermonnikoog geraapt te zijn. In het gebied onder Schiermonnikoog (Brakzand) lijkt op basis van de huidige gegevens relatief intensief beraapt te zijn. Daarnaast is goed te zien dat er over het algemeen meerdere keren op dezelfde plek geraapt wordt, zie ook kaarten in Bijlage C.

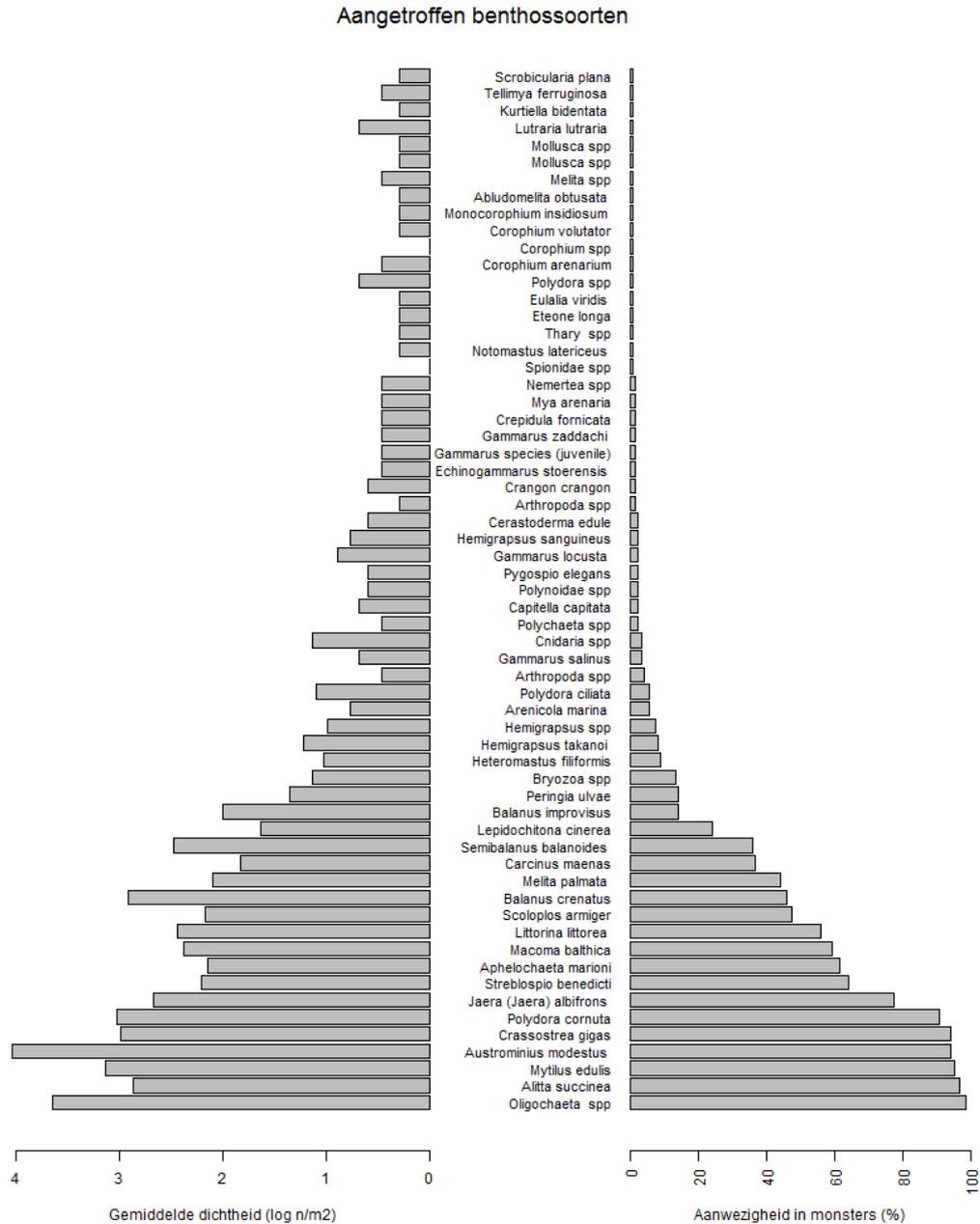


Figuur 4. Overzicht raaplocaties oesterrapers periode 2010 tot en met 2013. Raapacties aangegeven in rood betreft 2010, in blauw 2011 en in geel 2012.

4.2 Benthosgemeenschap op onderzoekvakken

In deze paragraaf wordt de benthos gemeenschap aanwezig op de onderzochte bank bij Brakzand beschreven. Daarnaast wordt het resultaat van het experiment beschreven dat kijkt naar het effect van het rapen op het bodemleven.

4.2.1 Aanwezige benthossoorten op bank bij brakzand



Figuur 5. Benthossoorten aangetroffen op de onderzoekvakken. Gemiddelde dichtheid links, fractie monsters aangetroffen rechts.

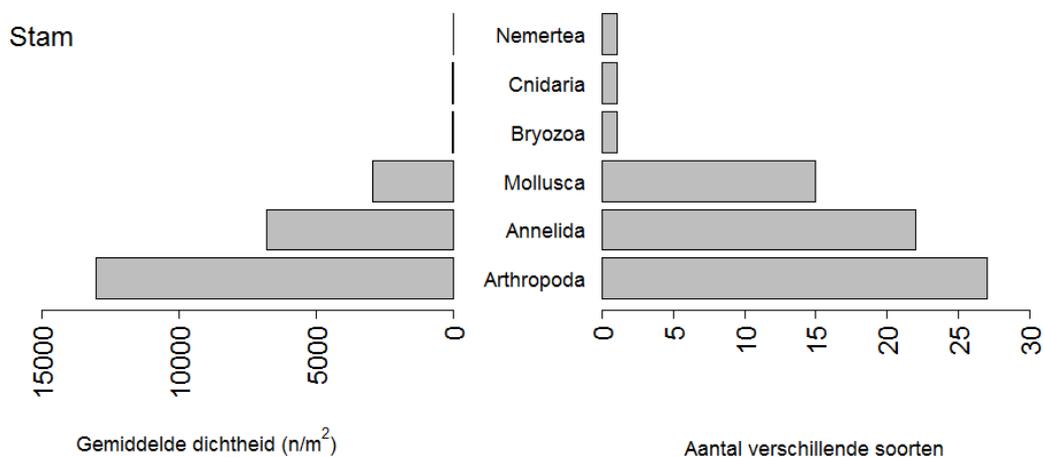
In totaal zijn er 61 verschillende benthossoorten aangetroffen op de bank, zie *Figuur 5*. Soorten met een hoog gemiddelde dichtheid en een aanwezigheid >80% zijn naast de mossel (*Mytilus edulis*) en de Japanse oester (*Crassostrea gigas*), ringwormen (*Oligochaeta spp.*), ambergele zeeduizendpoot (*Alitta succinea*), de Nieuw Zeelandse zeepok (*Austrominus modestus*) en de borstelworm (*Polydora cornuta*). De zeeduizendpoot wordt ook veel aangetroffen in sublitorale mossel/oesterbanken.

De pokkengemeenschap bestaat naast de invasieve Nieuw Zeelandse zeepok uit de gekerfde zeepok (*Balanus crenatus*), de gewone zeepok (*Semibalanus balanoides*) en de brakwaterpok (*Balanus improvisus*), laatst genoemde is overigens ook een exoot. De totale pokkengemeenschap is daarmee divers en talrijk. Mogelijk dat diverse poksoorten aanwezig zijn door gradiënt in zoutgehalten en droogvaltijden. Naast de brakwaterpok is ook brakwaterpissenbed (*Jaera albifrons*) en de brakwater vlokreeftensoort (*Echinogammarus stoerensis*) aangetroffen.

Hiernaast is vermeldingswaardig dat het nonnetje (*Macoma balthica*) en de alikruik (*Littorina littorea*) in >50% van de monsters aangetroffen zijn en bovendien redelijk abundant.

Droogvallende oesterbanken vallen binnen habitattype H1140 A; slik- en zandplaten (getijdengebied). Tot dit habitattype behoren dus ook droogvallende zandplaten. Zoals in de habitatrichtlijn vermeld is worden er per habitattype 'typische soorten' gedefinieerd welke gezamenlijk een kwaliteitsindicator vormen voor de compleetheit van leefgemeenschappen van het habitattype. Voor een overzicht van typische soorten zie Bijlage A. Van de 15 benthossoorten anders dan vissen (zie bijlage A) zijn acht soorten aangetroffen. Naast de mossel (*Mytilus edulis*) is de gemiddelde dichtheid van nonnetjes (*Macoma balthica*) en strandkrab (*Carcinus maenas*) relatief hoog. De gemiddelde dichtheid van de overige soorten liggen tussen de 1 en 4 individuen per m².

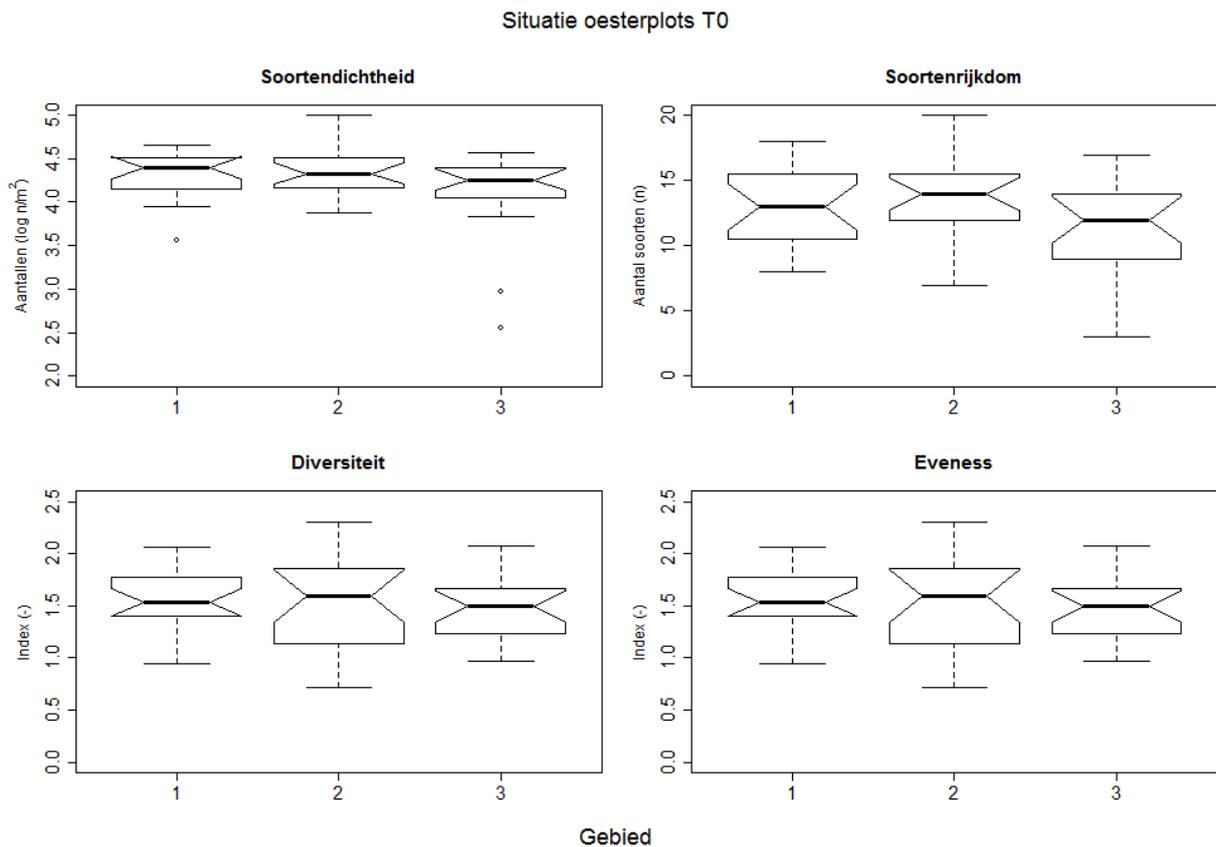
De benthosgemeenschap wordt gedomineerd door de geleedpotigen (27 soorten en een gemiddelde dichtheid van 13000 n/m²), zie *Figuur 6*. De gemiddelde ringwormdichtheid is ongeveer half zo klein en de gemiddelde weekdierdichtheid is weer ongeveer de helft daarvan. Daarnaast zijn soorten binnen de stam mosdiertjes, neteldieren en snoerwormen aangetroffen. Er worden iets minder epifauna soorten (n=22) aangetroffen dan infauna soorten (n=27), zie Bijlage D. Hiernaast ligt het aantal soorten dat bezonken organisch materiaal eet hoger dan soorten die de waterkolom filtreren, zie tevens Bijlage D. De hoge epifauna dichtheid en de hoge dichtheid van soorten die voedsel uit de waterkolom filtreren worden veroorzaakt door de hoge pokkendichtheid.



Figuur 6. Benthos gemeenschapssamenstelling per stam. Gemiddelde dichtheid links, aantal verschillende soorten rechts.

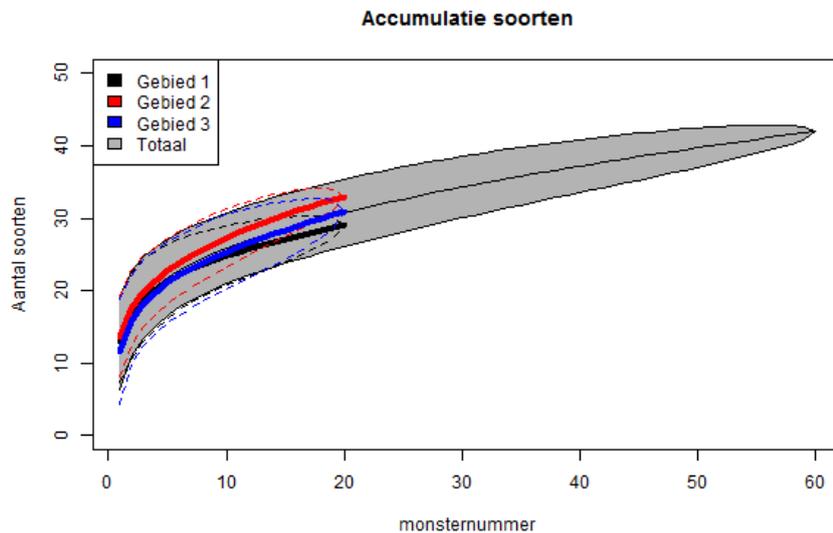
4.2.2 Onderzoekplots

De drie onderzoekvakken hebben een vergelijkbaar benthossamenstelling (zie nMDS plot in Bijlage E). Ook de soortendichtheid, soortenrijkdom, diversiteit en evenness zijn vergelijkbaar voor de verschillende vakken, zie *Figuur 7* en modelresultaten in Bijlage F. Hierbij dient wel opgemerkt te worden dat de spreiding in diversiteit en evenness wat groter is in onderzoekvak 2 en dat op onderzoekvak 3 een aantal monsters een relatief lage soortenrijkdom en soortendichtheid laten zien.



Figuur 7. Soortendichtheid, rijkdom, diversiteit en evenness op de 3 onderzoekvakken. Voor deze figuren is alleen data van de T0 bemonstering gebruikt.

Uit Figuur 8 blijkt dat de toename van soorten bij toename van het aantal monsters voor de drie onderzoekvakken hetzelfde is. Tegelijkertijd worden op de drie vakken afzonderlijk minder soorten aangetroffen zijn dan op de drie vakken gezamenlijk. Dit verschijnsel is normaal en wordt veroorzaakt door zeldzame soorten die pas aangetroffen worden bij het nemen van meerdere monsters.

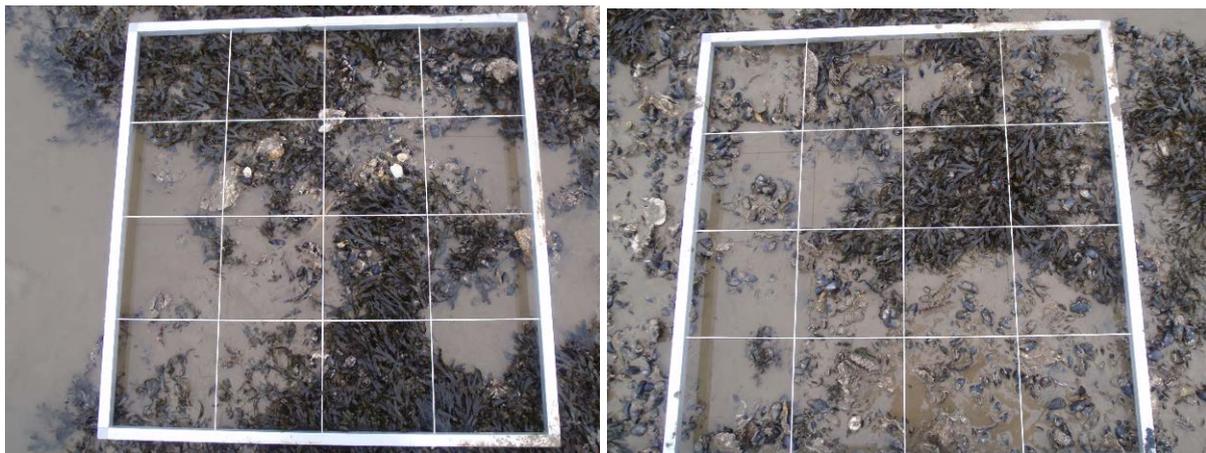


Figuur 8. Toename aantal verschillende soorten bij toenemend aantal monsters. Voor dit figuur is alleen data van de T0 bemonstering gebruikt.

4.3 Effecten op benthosgemeenschap

4.3.1 Behandeling

Een indruk van de bank op de gesloten en de open plot tijdens de T1 bemonstering wordt weergegeven in Figuur 9.



Figuur 9. Indruk gesloten plot (links) en open plot (rechts) bank tijdens de T1 bemonstering.

Visueel is er geen verschil te zien tussen de open en gesloten vakken. Aanwezigheid van blaasjes wier (*Fucus vesiculosus*) is goed te zien.

4.3.2 Effecten op de benthosgemeenschap

In Bijlage F wordt per onderzochte parameter de ontwikkeling tussen t0 en t1 voor de open en gesloten plots weergegeven. Daarnaast staan de modeluitkomsten vermeld en zijn residual plots en Q-Q plot weergegeven.

In *Tabel 3* wordt het resultaat van de analyse weergegeven voor de onderzochte parameters. Met de p-waarde wordt aangegeven of de open plots zich significant verschillend ontwikkelen ten opzichte van de gesloten plots. In de kolom effectgrootte wordt het gemodelleerde verschil in ontwikkeling tussen t0 en t1 voor de open plots weergegeven. Wanneer dit getal positief is betekent dit dat er in de open plots sprake is van een sterkere toe- dan wel afname ten opzichte van de gesloten plots, een negatief getal houdt een minder sterkere toe- dan wel afname in ten opzichte van de gesloten plots. De kolom power (n=10) geeft de kans weer dat je op basis van de huidige data terecht aanneemt dat er een effect is. Daarnaast is weergegeven wat het gemiddelde en de standaard deviatie was op de T0 bemonstering.

Tabel 3. Modelresultaten en resultaat power berekening. Effectgrootte zijn absolute getallen.

Parameter	P waarde	Situatie op T0		Effectgrootte	Power (%)	
		Gem	Sd		n=10	n=15
Abundantie	0.333	23837	17087	5043	17	21
Soortenrijkdom	0.428	12.73	3.28	-0.93	12	17
Diversiteit	0.296	1.52	0.34	-0.13	17	28
Evenness	0.994	0.61	0.13	-3.46 e ⁻⁴	5	6
Mosselen	0.956	1388	791	15.7	9	15
Nonnetjes*	0.150	333	473	-200	29	43
Epibenthos	0.471	17559	14883	3126	11	14
Epibenthos (zpmo)	0.921	1460	1292	43.1	6	5
Sessiele epibenthos	0.406	16506	14091	3400	13	19
Typische soorten	0.360	1804	807	-278	16	20

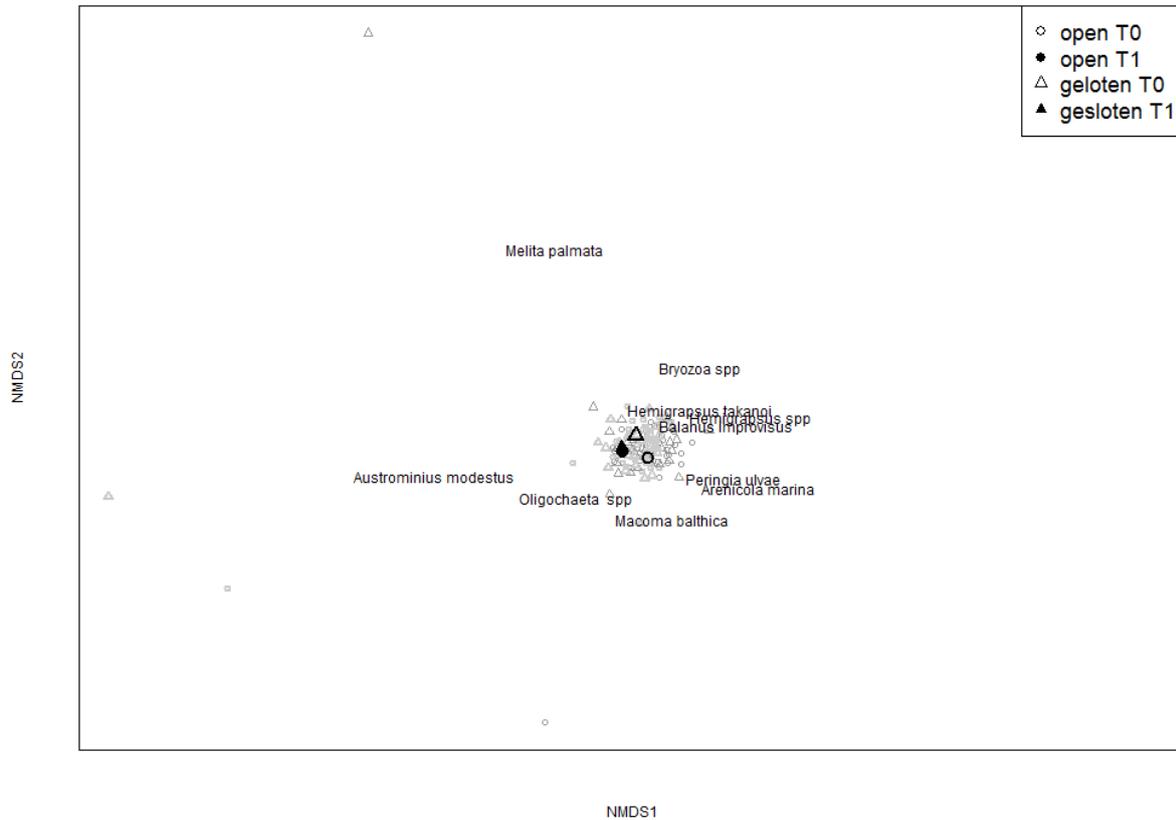
z = zonder, m= mosselen, o=oesters, p = pokken.

* In veel steekbuizen zijn geen nonnetjes aangetroffen (0-waarden, n=49) wat de analyse methode minder betrouwbaar maakt dit geldt zowel voor de p-waarden als voor de berekende power.

Uit *Tabel 3* blijkt dat, met de op basis van de beschikbare gegevens, niet gesteld kan worden dat het rapen van de oesters op de open plots leidt tot aantoonbare effecten op totale abundantie, soortenrijkdom, evenness en diversiteit. De tabel laat tegelijk zien dat de statistische power bijzonder laag is, namelijk <20% waardoor de kans groot is om een type II fout te maken (ten onrechte niet verwerpen van de null-hypothese) . Een lage power wordt veroorzaakt door het beperkte verschil in verandering tussen open en gesloten plots, grote variatie in de steekbuizen en het beperkt aantal onderzoekplots (n=3).

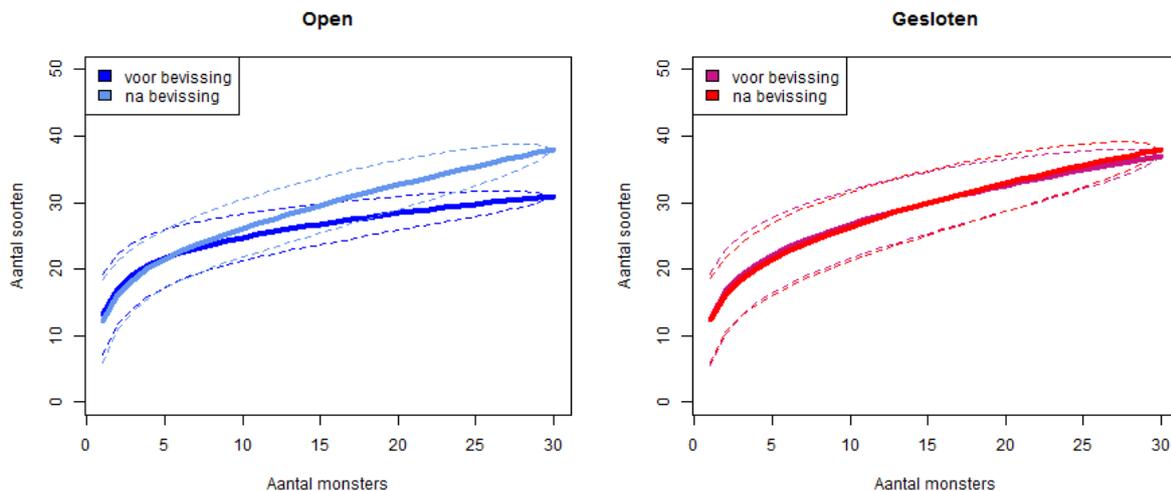
Ook de dichtheid mosselen en sessiele epifauna soorten, die door hun positie op de bodem kwetsbaar zijn voor beschadiging bij betreding, blijken niet significant negatief beïnvloed te worden door de raapactiviteiten, zie *Tabel 3*. Ook hier zijn effectgroottes (verschil ontwikkeling open vs gesloten) klein.

Gemiddelde ontwikkeling plots



Figuur 10. Verandering in benthossamenstelling voor de onderzoekvakken tussen T0 en T1. nMDS oriëntatie op basis van dubbel wortel getransformeerde soortendichtheidsdata waarbij alleen de soorten meegenomen zijn die in minimaal 5% van de monsters aangetroffen zijn. (dimensies = 2, stress = 0.15, dissimilarity matrix = Bray-Curtis). Alleen de 10 soorten die het meest bijdragen aan onderlingen verschillen zijn in het figuur weergegeven.

Uit Figuur 10 is te zien dat de benthossamenstelling niet verschillend is voor de open en gesloten plots en dat deze ook niet sterk veranderd is op T1. Met name pokken (*Balanus improvisus* en *Austrominius modestus*), krabben (*Hemigrapsus takanoi* en *Hemigrapsus spp*), mosdiertjes maar ook het nonnetje (*Macoma balthica*) en het wadslakje (*Perigonia ulvae*) dragen het sterkst bij aan de verschillen tussen de monsters, maar dit is voor open / gesloten en T0 en T1 gelijk. Vier monsterpunten (twee op T0 en twee op T1) zijn wel verschillende van de rest. Dit zijn monsterpunten die komen uit gebied 2 en 3, zie bijlage E.



Figuur 11. Toename aantal verschillende soorten bij toenemend aantal monsters voor open (links) en gesloten (rechts) onderzoekplots, zowel voor als na het rapen.

Uit *Figuur 11* blijkt dat in het gesloten vak geen veranderingen heeft plaatsgevonden in soortenrijkdom na het rapen. In de open plots is het totaal aantal soorten in de genomen steekbuizen voor het rapen lager dan na het rapen. Bij nadere analyse blijkt dit uitsluitend veroorzaakt te worden door gebied 3 waar voor het rapen in de 10 steekbuizen gezamenlijk minder soorten zijn aangetroffen dan na het rapen, zie *Bijlage G*. Twee steekbuizen met zeer lage soortenrijkdom (een steekbuis waar 4 en een waar 9 verschillende soorten aangetroffen zijn, op een gemiddelde van 13) zijn hier de oorzaak van, zie ook *Figuur 7*. Het verschil duidt dus niet op een effect van het rapen.

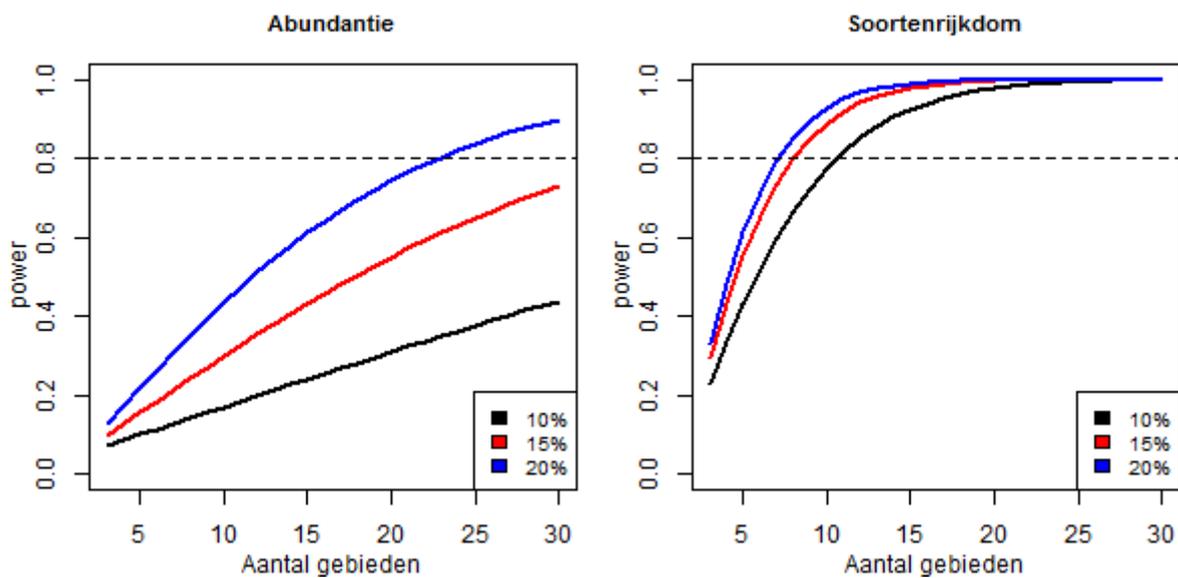
4.3.3 Power

Het huidige experiment heeft plaatsgevonden op één bank. Voor zowel de berekening van de power als om inzicht te krijgen in mogelijke effecten zou het goed zijn om vergelijkend onderzoek te doen op andere banken. Het is waarschijnlijk dat de benthosgemeenschap en de variatie daarin verschillend is per bank / gebied.

Uit voorgaande paragraaf is gebleken dat gemeten effectgroottes over het algemeen klein zijn en de variatie groot wat maakt dat de power laag is, zie *Tabel 3*. In dit geval is echter gekeken wat de power is met de *gemeten* effectgrootte en met de daadwerkelijke variatie. Het is de verwachting dat de power beperkt toeneemt bij het uitzoeken van 5 extra monsters, zie *Tabel 3*. In sommige gevallen zijn er verschillen aangetoond tussen gebieden (bv. mosseldichtheid), zie ANOVA tabellen in *Bijlage F*. Dit zou ervoor pleiten om eerder extra onderzoekgebieden aan te wijzen dan meer monster te nemen/uit te zoeken.

In *Bijlage H* wordt per onderzochte parameter weergegeven wat de power zou zijn op basis van de gemeten variatie onder verschillend aantal onderzoekvakken wanneer een bepaalde effectgrootte (10, 15 en 20% verandering) *opgelegd* wordt. Hierbij is uitgegaan van een gepaarde verschil toets op gemiddelde waarden en niet van een lineair model (zoals in *Tabel 3* gerapporteerd).

Voor een aantal parameters (soortenrijkdom, diversiteit, evenness, typische soorten en mosselen) is de variatie dermate klein dat om 10% verandering aan te kunnen tonen met een power van 80% ongeveer 10 onderzoeksgebieden (bestaande uit een open- en gesloten vak waarbij in ieder vak 10 steekbuizen genomen worden) voldoende zou zijn. Voor het vaststellen een groter effect (20% bijvoorbeeld) zijn zelfs minder onderzoeksgebieden benodigd (ongeveer 6 a 7), zie figuren in Bijlage H en *Figuur 21*. De variatie in totale benthos abundantie sessiele epibenthos en typische soorten zonder mosselen is groter waardoor zelfs 30 onderzoekvakken niet voldoende zijn om een power van 80% te halen, zie ook Bijlage D.

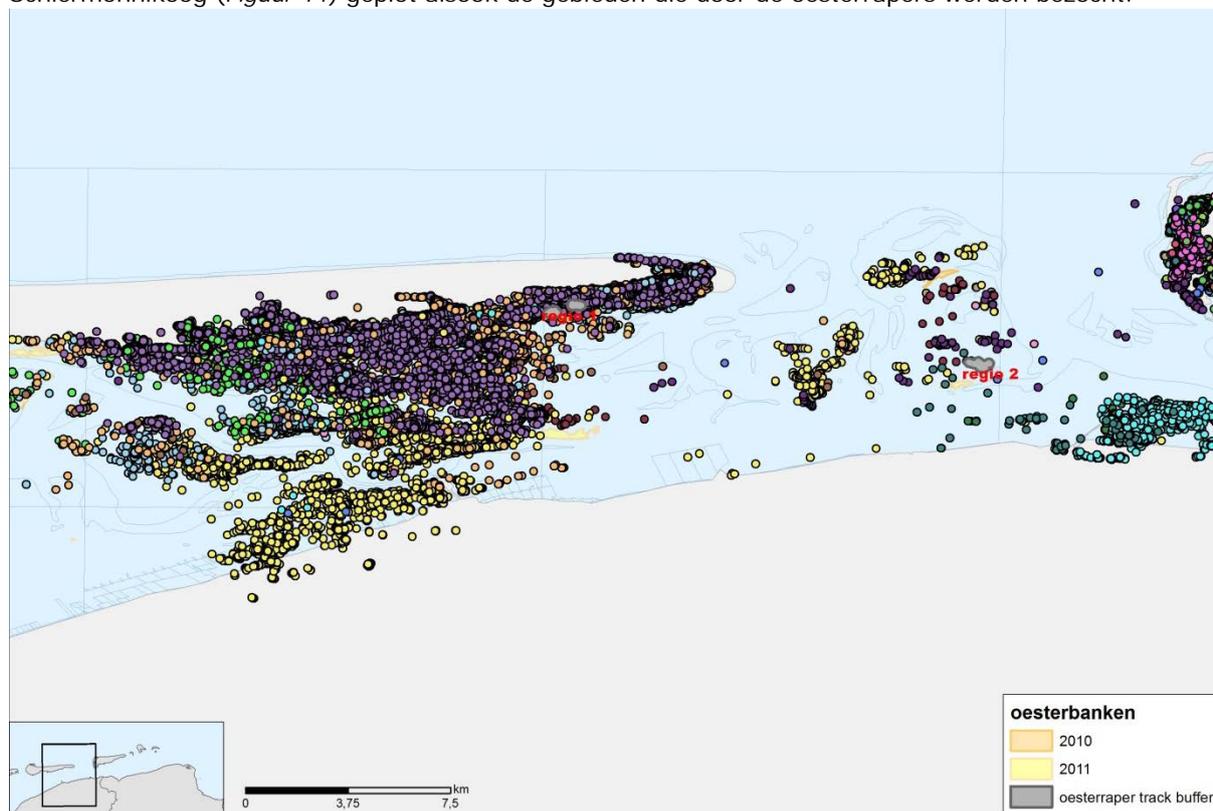


Figuur 12. Power van een gepaarde t toets op absolute verschillen tussen T0 en T1 voor abundantie (links) en soortenrijkdom (rechts) bij verschillende effectgroottes en aantal onderzoekvakken.

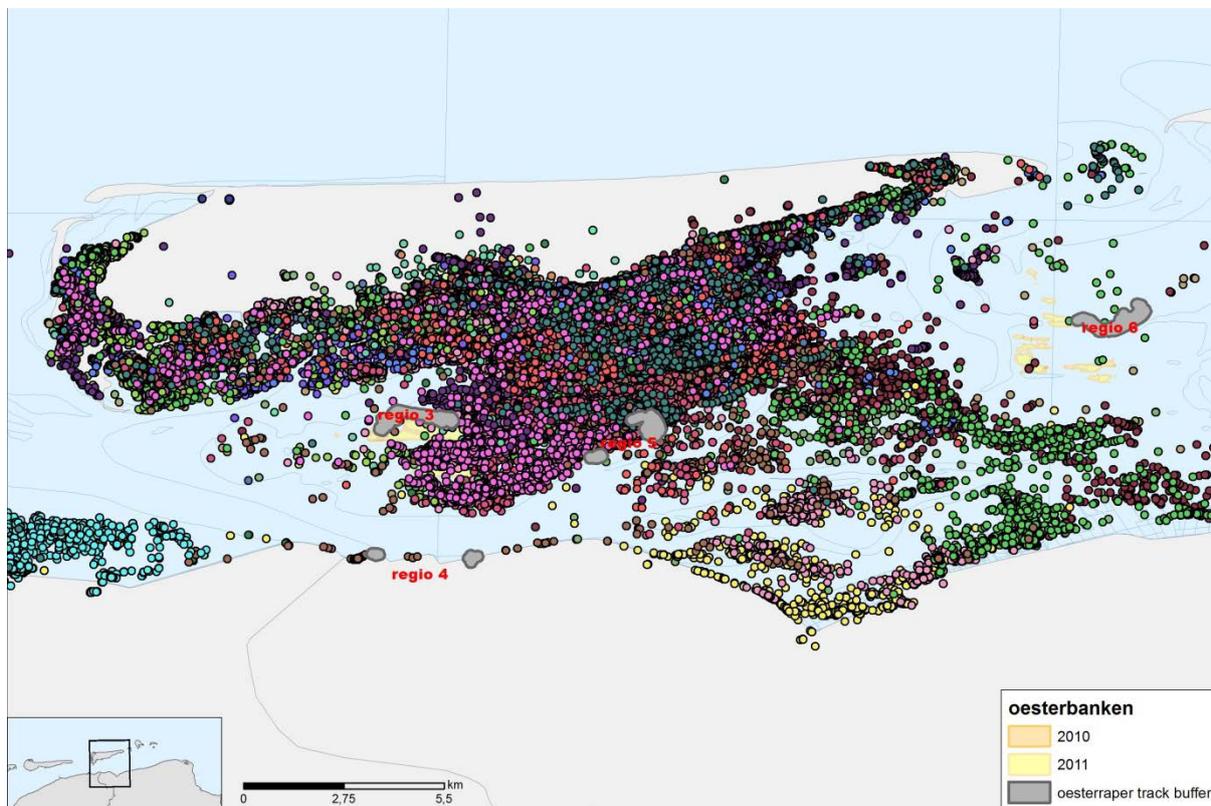
5 Verstoring wadvogels

5.1 Resultaten gezenderde Scholeksters

Als eerste stap zijn alle locaties van gezenderde Scholeksters onder Ameland (Figuur 13) en onder Schiermonnikoog (Figuur 14) geplot alsook de gebieden die door de oesterrapers werden bezocht.



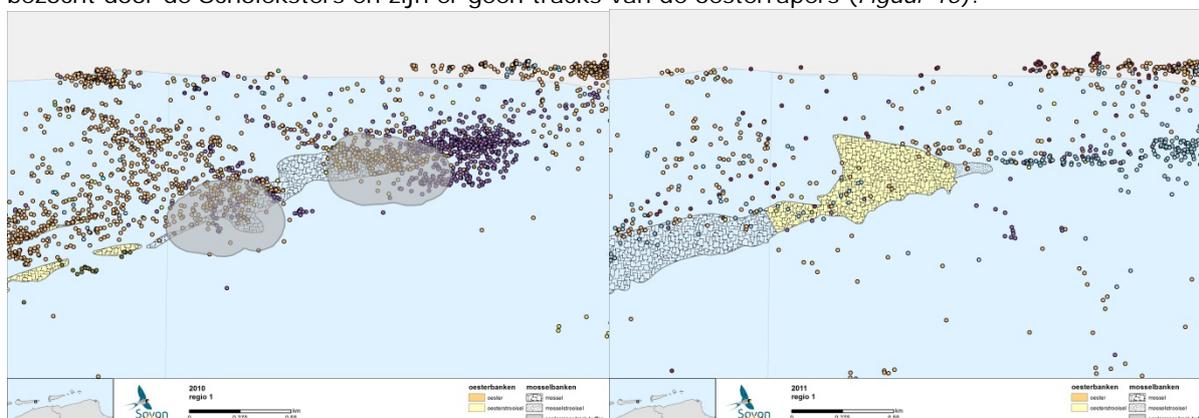
Figuur 13. Alle locaties van gezenderde Scholeksters onder Ameland in 2010 en 2011. De verschillende dieren zijn met verschillende kleuren onderscheiden. Ook aangegeven de door de oesterrapers bezochte gebieden, waarbij een buffer van 150 m aan beide zijden van de track is gehanteerd.



Figuur 14. Alle locaties van gezenderde Scholeksters onder Schiermonnikoog in 2010 en 2011. De verschillende dieren zijn met verschillende kleuren onderscheiden. Ook aangegeven de door de oesterrapers bezochte gebieden, waarbij een buffer van 150 m aan beide zijden van de track is gehanteerd.

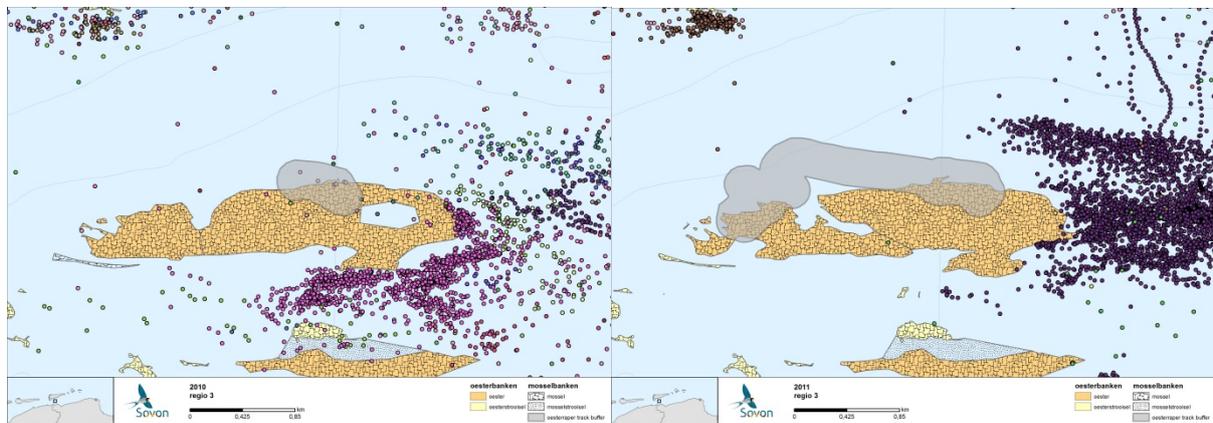
De verschillende door oesterrapers bezochte gebieden zijn aangeduid met het woord regio. Het is duidelijk dat regio's 2, 4 en 6 aan de rand van het door de Scholeksters bezochte gebied liggen en over deze regio's valt dan ook verder weinig te vertellen. De andere regio's liggen binnen het door de Scholeksters bezochte gebied en daar kan de mate van overlap in ruimtegebruik worden onderzocht. Deze drie overblijvende regio's zullen elk afzonderlijk besproken worden.

In regio 1 is er duidelijk sprake van overlap in 2010 (Figuur 15). In 2011 werd het gebied veel minder bezocht door de Scholeksters en zijn er geen tracks van de oesterrapers (Figuur 15).



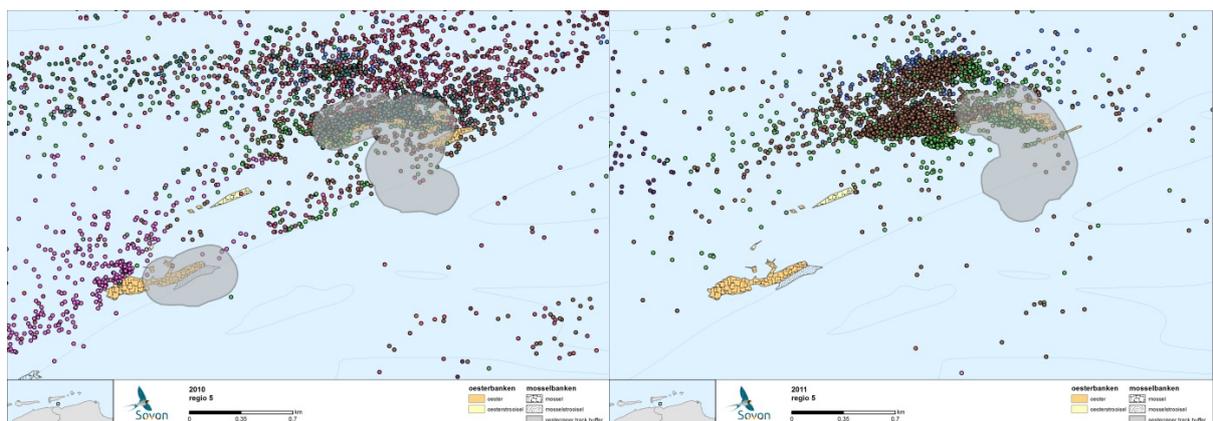
Figuur 15. De tracks van de oesterrapers in regio 1 en de punten die werden bezochte door Scholeksters met een UVA-BiTS tracker in 2010 (links) en 2011 (rechts).

In regio 3 zoeken de oesterrapers aan de rand van een uitgestrekte oesterbank naar oesters. Er fourageren veel Scholeksters in de omgeving van de oesterbank, maar de oesterbank zelf is totaal niet in trek (Figuur 16). Het midden van dit gebied is ook duidelijk in Figuur 14.



Figuur 16. De tracks van de oesterrapers in regio 3 en de punten die werden bezocht door Scholeksters met een UVA-BiTS tracker in 2010 (links) en 2011 (rechts).

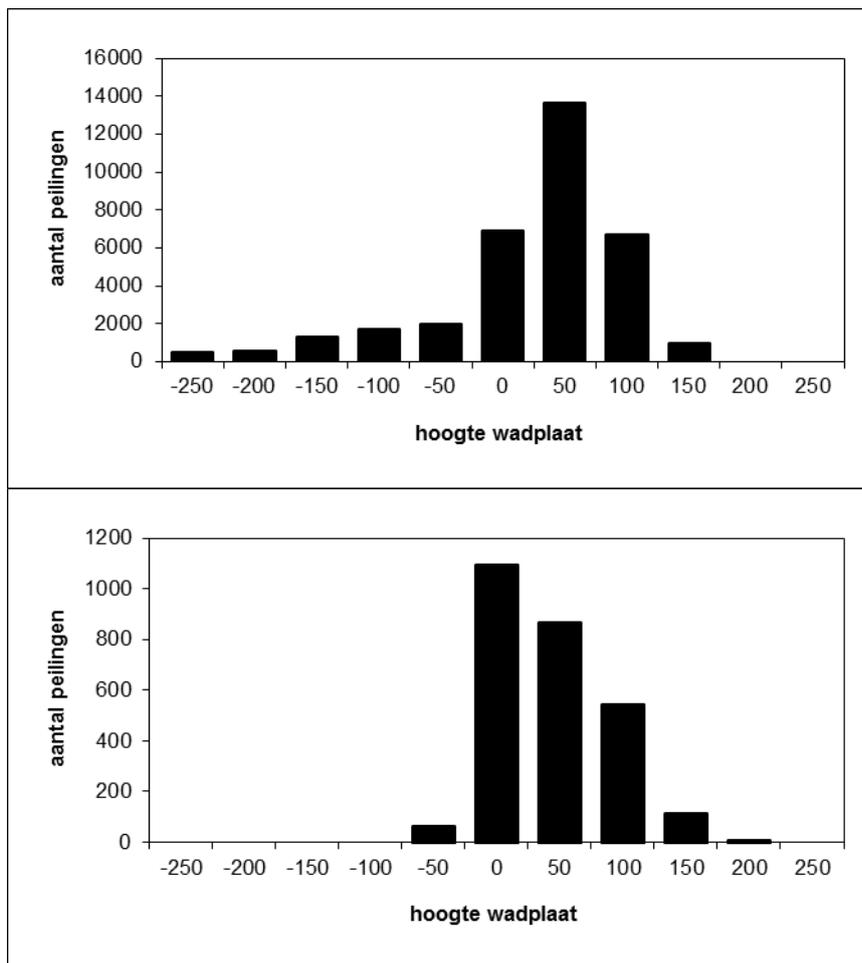
In regio 5 is duidelijk sprake van overlap in zowel 2010 als 2011 (Figuur 17).



Figuur 17. De tracks van de oesterrapers in regio 5 en de punten die werden bezocht door Scholeksters met een UVA-BiTS tracker in 2010 (links) en 2011 (rechts).

Er is in een aantal gebieden duidelijk sprake van overlap in het terrein dat de Scholeksters gebruiken en de potentiële verstoring waar de oesterrapers voor zorgen, al is het wel zo dat de Scholeksters ook veel in de omgeving van de banken foerageren en niet alleen op de banken. Echter, als de oesterrapers en Scholeksters op heel andere momenten in het tij gebruik maken van die gebieden is er desondanks geen enkel probleem.

Volgens de gegevens zijn oesterrapers vaak al aanwezig op het wad als de platen nog onder water staan (Figuur 18 boven). Waarschijnlijk zijn dit punten waarbij er nog gevaren wordt. De Scholeksters zijn er pas als de platen droog zijn (Figuur 18 onder). Er is een grote mate van overlap in de tijd waarin de Scholeksters en de oesterrapers gebruik maken van de platen.



Figuur 18. Aantal peilingen t.o.v. de hoogte van de wadplaat in cm. Weergegeven is de gemiddelde hoogte van bathymetry t.o.v. acuele zeeniveau, dus minus het met INTERTIDES berekende waterniveau (negatief is onder water; 0 = van -25cm tot +25cm). Boven: aantal tracks van oesterrapers (zonder binnendijks en zonder buitenhaven Lauwersoog). Onder: aantal tracks van Scholeksters (alleen tracks in hetzelfde kalenderjaar als een raapsessie en binnen een buffer van 150m rondom de tracks van rapers).

5.2 Andere wadvogels

Voor het analyseren van de mogelijke effecten op andere wadvogels hebben wij geen directe gegevens over de benutting door die vogelsoorten van de door de oesterrapers bezochte gebieden. We kunnen alleen onderzoeken welk type habitat door de oesterrapers bezocht wordt en dat vergelijken met wat wij weten over de benutting van dat habitat door de verschillende wadvogelsoorten.

Tabel 4. Classificatie van de door oesterrapers bezochte gebieden in 2010 en 2011. Aanduiding van de regio's zoals in Figuur 13 en Figuur 14.

regio	2010	2011
1	mosselbank	
2		gemengd strooisel
3	gemengde bank	gemengde bank en omgeving
4	onbekend	
5	gemengde bank en omgeving	gemengde bank en omgeving
6	gemengde bank, gemengd strooisel en omgeving	gemengde bank, gemengd strooisel en omgeving

De meeste banken waar de rapers hebben gezocht worden aangemerkt als gemengde bank, in combinatie met gemengd strooisel (d.w.z. dat er geen sprake is van een aaneengesloten bank, maar van plukjes oesters en mossels). Er is echter ook een bank die als mosselbank te boek staat (Tabel 4).

Vogelsoorten die relatief hoge dichtheden op mosselbanken kunnen bereiken zijn Wulp, Tureluur, Zilvermeeuw, Stormmeeuw, Kokmeeuw, Bonte Strandloper en Rosse Grutto (van de Kam et al. 2004). Terwijl de dichtheden Scholeksters zeer veel lager zijn op oesterbanken in vergelijking tot mosselbanken is dat voor de soorten die niet van mossels leven mogelijk niet het geval (Scheiffarth, Ens, and Schmidt 2007). Zilvermeeuwen eten wel mossels, maar alleen kleine mossels die in hoge dichtheid op jonge mosselbanken voorkomen. Op oude mosselbanken en gemengde banken zoeken ze naar strandkrabben.

6 Discussie & conclusie

6.1 Ruimtelijke en temporele variatie oesterrapers

Het stopzetten van het experiment in 2012 lijkt effect gehad te hebben op het aantal GPS registraties welke afnamen in de tijd. Daarnaast moesten enkele rapers een GPS-logger delen en werden loggers niet altijd aangezet waardoor er mogelijk meer banken beraapt zijn en worden dan uit de huidige analyse blijkt. Uit analyse van de GPS en aanmeldingsgegevens blijkt desalniettemin dat:

- het aantal keer dat oesters geraapt worden toenam in periode 2010 tot en met 2012,
- uitsluitend banken in de buurt van Ameland en Schiermonnikoog beraapt werden in de periode 2010 - 2013 en dat zowel banken gelegen nabij de kust als midden op het wad beraapt werden,
- in kwartaal 3 (zomer) consequent minder oesters geraapt werden,
- dezelfde banken meerdere malen per jaar beraapt werden.

6.2 Verstoring van wadvogels door oesterrapers

De vogelsoort waarvoor het instandhoudingsdoel in absolute zin het verst onder de Natura2000 doelstelling ligt is de Scholekster, zie Bijlage I. Voor deze soort geldt dan ook een verbeterdoelstelling van de kwaliteit van het leefgebied. Oesterrapen zou de kwaliteit van het leefgebied verder kunnen verslechteren, maar misschien ook verbeteren. We bespreken eerst de evidentie voor verslechtering.

Uit de vergelijking van de contouren van de schelpdierbanken, de tracks van de oesterrapers en de tracks van de gezenderde Scholeksters blijkt:

- een grote variatie in beraapte banken met betrekking tot samenstelling (mossel/oester) en de bedekking,
- er bij sommige banken duidelijk sprake is van overlap in het terreingebruik tussen Scholeksters en oesterrapers,
- zowel Scholeksters en oesterrapers de banken bezoeken als deze droog liggen.
- aanwezigheid van banken met zeer lage dichtheden Scholeksters. Waarschijnlijk betreft dit banken met relatief veel Japanse oesters (van Kleunen, Ens, and Smit 2012).

Door de raapactiviteiten tot banken te beperken met lage dichtheden Scholekster kan het effect op Scholeksters tot een minimum worden beperkt.

Uit onderzoek weten wij dat Scholeksters die uit hun vaste voedselgebied worden verstoord elders een lagere opnamesnelheid van voedsel hebben als gevolg van concurrentie met soortgenoten en onbekendheid met het terrein (Rutten et al. 2010). Experimenten met gekooide Scholeksters suggereren dat de dieren hun opnamesnelheid van voedsel kunnen verhogen als de beschikbare foerageertijd beperkt is (Swennen, Leopold, and de Bruijn 1989). Het lijkt er echter op dat dit niet mogelijk is voor vogels in het veld (Meire 1996; Urfi, Goss-Custard, and Durell 1996). Dat betekent dat de vogels alleen door langer naar voedsel te zoeken voldoende voedsel kunnen vinden, maar die tijd moet wel beschikbaar zijn (Zwarts et al. 1996). Op basis van de hier gepresenteerde gegevens is niet te bepalen in welke mate de verstoring die oesterrapen veroorzaakt een negatief effect heeft op de draagkracht voor Scholeksters. Met het draagkrachtmodel WEBTICS (Rappoldt et al. 2004) is op basis van gegevens over het aantal oesterrapers en de frequentie waarmee deze gaan rapen een schatting van dat effect te maken. Deze methodiek is ook gebruikt in de schattingen voor de effecten van handkokkelvisserij (Rappoldt, Ens, and Brinkman 2008) en bodemdaling door gaswinning (Rappoldt and Ens 2013).

Er kan niet worden uitgesloten dat er ook positieve effecten zijn van oesterrapen voor Scholeksters. Een mogelijk gevolg van oesterrapen is dat de structuur van de schelpdierbank lokaal enigszins verstoord wordt en dat sommige mossels (en misschien ook oesters) tijdelijk beter beschikbaar zijn. Het negatieve effect van tijdelijke verstoring zou dus in meer of mindere mate gecompenseerd kunnen worden door een tijdelijke verhoging van de voedselbeschikbaarheid. Zonder onderzoek blijft dit effect echter speculatief.

6.3 Effecten van oesterrapen op het bodemleven

Het stopzetten van het experiment in 2012 heeft ertoe geleid dat minder onderzoekvakken (3 vakken) bemonsterd zijn dan gepland (6 vakken). Uit analyse blijkt dat het aantal vakken waarvan data verzameld was (drie) onvoldoende is om gedegen uitspraak te kunnen doen over mogelijk effecten van het rapen van oesters op het bodemleven. Afhankelijk van de gewenste effectgrootte die men wil detecteren (10 of 20%) en de onderzochte variabelen worden 6 tot 10 onderzoekvakken aanbevolen zodat een statistische power van 80% verkregen wordt.

Uit GPS gegevens blijkt dat banken meerdere malen beraapt worden, het is onbekend wat herhaaldelijke beraping betekend voor de oestergemeenschap en geassocieerde fauna. Daarnaast heeft het experiment plaatsgevonden op één gemengde mossel-oesterbank en is de invloed van verschillen tussen banken onbekend.

6.4 Benthogemeenschap op de oesterbank

Uit de geanalyseerde gegevens, met gemiddeld 13 soorten in een steekbuis, blijkt de hoge benthosoortenrijkdom op de (gemengde)oesterbank. De benthogemeenschap is divers en bestaat uit verschillende geleedpotigen, wormen, schelpdieren, mosdiertjes, neteldieren en snoerwormen. Zowel sessiele als mobiele soorten zijn aangetroffen evenals filter feeders, deposit feeders en carnivoren. Het oesterbanken habitat herbergt tevens een aantal in N2000 beschreven typische soorten evenals voor wadvogels belangrijke prooidieren zoals tweekleppige mosselen, nonnetjes, wadslakjes maar ook wormen en kreeftachtigen. Dat de aanwezigheid van een (mossel)oesterbank leidt tot een hoge biodiversiteit is eerder aangetoond (Markert e.a. 2009 en Kochmann e.a. 2008). Ook resultaten uit de SIBES monitoring (*Synoptic Intertidal Benthic Survey*) (Duijns e.a. 2013) en uit de monitoring van sublitorale mosselbanken (Drent en Dekker, 2013 en Glorius e.a. in prep) laten zien dat soortenrijkdom op mossel(oester)banken hoger is ten opzichte van omringende open plekken / zandplaten.

Voor habitatype H11.40 is een hersteldoelstelling geformuleerd. Door de positieve uitwerking van biogene structuren op de soortenrijkdom, door onder andere mosselbanken, heeft de Nederlandse overheid ingezet om het areaal sublitorale mosselbanken te doen toenemen. In het geval het rapen op gemengde oester-mosselbanken is het daarom van belang om vast te stellen wanneer wel en wanneer niet van een mosselbank gesproken wordt.

7 Aanbevelingen

7.1 Essentiële informatie als startpunt voor effectmonitoring

Effecten van het rapen van oesters op zowel mossel- als oesterdichtheden, geassocieerde benthos en vogelvoorkomen begint bij informatie over het areaal, intensiteit en frequentie van betreding. Doorzetten en uitbreiding van de monitoring van de raapactiviteiten met behulp van GPS levert hiervoor essentiële informatie. Om een zo volledig mogelijk beeld te verkrijgen wordt aanbevolen om iedere raper van een GPS apparaat te voorzien, ook diegenen die vanuit één schip opereren en om tevens de beraapte hoeveelheden te monitoren. Met name om de verstoring van het rapen op wadvogels beter in te kunnen schatten is het van belang ook de heen- en terugreis van en naar de bank te monitoren en vast te leggen met een GPS apparaat.

7.2 Effecten op het bodemleven

Effecten op het bodemleven als gevolg van het betreden en rapen van oesters kunnen zowel direct (vertrappen, begraven, verwijderen) als indirect aangrijpen, als gevolg van veranderingen in driedimensionale structuur. Het is de verwachting dat wanneer deze structuur verandert dit zal doorwerken op de diversiteit van het bodemleven.

Het lijkt niet waarschijnlijk dat bij een eenmalige beraping de bankstructuur dan wel biomassa (sterk) verandert. Echter, wanneer een oesterbank herhaaldelijk en intensief beraapt wordt dan zijn negatieve effecten niet uit te sluiten. Om effecten van oesterrapen op het bodemleven en de oester/mosselpopulatie te monitoren wordt daarom een getrapte analyse voorgesteld waarbij als eerste de significantie van de blootstelling onderzocht wordt en afhankelijk daarvan additionele metingen te verrichten.

Om raapactiviteiten in perspectief te zien wordt aanbevolen om de GPS gegevens te koppelen aan gegevens van droogvallende mossel- en oesterbanken zoals deze jaarlijks worden geïnventariseerd. Hieruit kan vastgesteld worden welk percentage van de bank een of meerdere keren betreden wordt, wat voor typen banken bezocht worden door de rapers en wat de ontwikkeling in de tijd hierin is. Door vangstgegevens te koppelen aan oesterdichtheden kan onderzocht worden wat dit betekent voor de oesterpopulatie op bank niveau. De GPS gegevens geven ook inzicht in hoe verspreid de rapers te werk gaan, waaruit afgeleid kan worden in welke mate vogels die op dezelfde bank foerageren verstoord worden.

Mocht uit bovengenoemde analyse negatieve effecten op de oester- en mosselpopulatie en/of bodemgemeenschap niet uitgesloten kunnen worden dan wordt aanbevolen om additionele metingen te verrichten. Hierbij kan gedacht worden aan het nemen van steekbuizen en/of uitzetten en bemonsteren van kwadranten. Het wordt zeer aanbevolen om de proefopzet en het aantal monsters te baseren op resultaten van een poweranalyse.

7.3 Effecten op Scholeksters

Oesterrapers verstoren voedselzoekende Scholeksters. In het licht van de verbeterdoelstelling voor de Scholekster verdient het aanbeveling om vast te stellen welk type banken vooral bezocht wordt door Scholeksters, welke banken juist gemeden worden, en welk type banken juist interessant is voor de rapers. Mogelijk wordt een mosselbank waarbij de oesterbedekking boven een bepaalde grenswaarde uitkomt gemeden door foeragerende Scholeksters. Aanvullend kan via modelberekeningen de invloed van de verstoring op de draagkracht voor overwinterende Scholeksters ingeschat worden: bij welke raapintensiteit ontstaat er echt een probleem voor de Scholekster? Om een mogelijk positief effect van oesterrapers op de voedselbeschikbaarheid voor Scholeksters (en andere wadvogels) vast te stellen is nader onderzoek nodig.

8 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.

Referenties

- Bouten W, Baaij EW, Shamoun-Baranes J, Camphuysen CJ. (2013). "A flexible GPS tracking system for studying bird behaviour at multiple scales". *Journal of Ornithology*. 154:571-580.
- Drent, J., Dekker, R. (2013). "Macrofauna associated with mussels, *Mytilus edulis*, in the subtidal of the western Dutch Wadden Sea". NIOZ rapport 2013-7, pp 77.
- Duijns, S, Holthuijsen, S, Koolhaas, A. en Piersma, T. (2013). "Het belang van de Ballastplaat voor wadvogels in de Westelijke Waddenzee". NIOZ rapport 2013-8, pp 49.
- Ens, B.J., van Winden, E.A.J., van Turnhout, C.A.M., van Roomen, M.W.J., Smit, C.J. & Jansen, J.M. (2009). "Aantal ontwikkeling van wadvogels in de Nederlandse Waddenzee in 1990-2008. Verschillen tussen Oost en West". *Limosa*, 82, 100-112.
- Glorius, S., Rippen, A., Jong, de M., Weiden, van B., Cuperus, J., Bakker, A., Hoppe, van M. (2013). "De ontwikkeling van niet beviste sublitorale mosselbanken 2009 – 2012". IMARES rapport, pp 57.
- Jari Oksanen, F. Guillaume Blanchet, Roeland Kindt, Pierre Legendre, Peter R. Minchin, R. B. O'Hara, Gavin L. Simpson, Peter Solymos, M. Henry H. Stevens and Helene Wagner (2013). "vegan: Community Ecology Package". R package version 2.0-7. <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>.
- Jose Pinheiro, Douglas Bates, Saikat DebRoy, Deepayan Sarkar and the R Development Core Team (2013). "nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models". R package version 3.1-109.
- Meire PM. (1996). "Feeding behaviour of Oystercatchers *Haematopus ostralegus* during a period of tidal manipulations". *Ardea*. 84A:509-524.
- Pielou, E.C. (1975). "Ecological diversity." *Wiley, New York*, pp 165.
- Rappoldt, C, Ens, BJ. (2013). "Het effect van bodemdaling op overwinterende Scholeksters in de Waddenzee. Een modelstudie met WEBTICS". EcoCurves rapport 17/ Sovon-rapport 2013/19:1-87.
- Rappoldt, C, Ens, BJ, Brinkman, AG. (2008). "Het kokkelbestand 2001-2007 en het aantal Scholeksters in de Waddenzee. Een beknopte modelstudie naar het effect van visserij". EcoCurves rapport 8 / SOVON-onderzoeksrapport 2008/09:1-42.
- Rappoldt, C, Ens, BJ, Kersten, M, Dijkman, E. 2004. Wader Energy Balance & Tidal Cycle Simulator WEBTICS. Technical Documentation version 1.1. Alterra rapport 869:1-95.
- Rutten AL, Oosterbeek K, Verhulst S, Ens BJ. (2010). "Experimental evidence for interference competition in oystercatchers, *Haematopus ostralegus*. II. Free-living birds". *Behav Ecol*. 21: 1261-1270.
- Scheiffarth G, Ens BJ, Schmidt A. (2007). "What will happen to Birds when Pacific Oysters Take Over the Mussel Beds in the Wadden Sea". Wadden Sea Newsletter. 33:10-15.

- Shamoun-Baranes J, Bom R, van Loon EE, Ens BJ, Oosterbeek K, Bouten W. (2012). "From sensor data to animal behaviour: an oystercatcher example". *PLoS ONE*. 7:e37997-
- Shannon, C.E. (1948). "A mathematical theory of communication". *Bell System Technical Journal*. (27), pp 379 – 423.
- Smith, E.P., Orvos, D.R., Cairns, J. (1993). "Impact assessment using the before-after-control-impact (BACI) model: Concerns and Comments". *Can. J. Fish. Aquat. Sci* (50), pp. 625 – 637.
- Spaans, B, Bruinzeel, L, Smit, CJ. (1996). "Effecten van verstoring door mensen op wadvogels in de Waddenzee en de Oosterschelde". IBN-rapport 202:1-134.
- Stephane Champely (2012). "pwr: Basic functions for power analysis". R package version 1.1.1. <http://CRAN.R-project.org/package=pwr>.
- Stillman RA, Goss-Custard JD. (2002). "Seasonal changes in the response of oystercatchers *Haematopus ostralegus* to human disturbance". *J Avian Biol*. 33:358-365.
- Swennen C, Leopold MF, de Bruijn LLM. (1989). "Time-stressed Oystercatchers *Haematopus ostralegus* can increase their intake rate". *Anim Behav*. 38:8-22.
- van Stralen, M., K. Troost en C. van Zweeden (2012). "Ontwikkeling van banken Japanse oesters (*Crassostrea gigas*) op droogvallende platen in de Waddenzee". RAPPORT 2012.101, IMARES/Marinx.
- Troost, K. (2010) "Causes and effects of a highly successful marine invasion: Case-study of the introduced Pacific oyster *Crassostrea gigas* in continental NW European estuaries". *Journal of Sea Research*, (64), pp. 145-165.
- Underwood, A.J. (1994). "On beyond BACI: Sampling Designs that might reliably detect environmental disturbances". *Ecological applications*, (4), pp 3 – 15.
- Urfi AJ, Goss-Custard JD, Durell SEAlVd. (1996). "The ability of oystercatchers *Haematopus ostralegus* to compensate for lost feeding time: Field studies on individually marked birds." *J Appl Ecol*. 33:873-883.
- van de Kam J, Ens BJ, Piersma T, Zwarts L. (1999). "Ecologische atlas van de Nederlandse wadvogels". Haarlem: Schuyt & Co.
- van de Kam J, Ens BJ, Piersma T, Zwarts L. (2004). "Shorebirds. An illustrated behavioural ecology". Utrecht: KNNV Publishers.
- van Kleunen, A, Ens, BJ, Smit, CJ. (2012). "Het belang van oester- en mosselbanken voor Scholekster en Steenloper". Sovon-rapport 2012/18:1-36.
- van Stralen, M, Troost, K, van Zweeden, C. (2012). "Ontwikkeling van banken Japanse oesters (*Crassostrea gigas*) op droogvallende platen in de Waddenzee". Rapport 2012.101:1-26.
- van Zweeden, C, Troost, K, van den Ende, D, van Stralen, M. (2012). "Het areaal aan mosselbanken op de droogvallende platen in de Waddenzee in het voorjaar van 2011". Rapport C097/12:1-22.

Wehrmann, A., Herlyn, M., Bungenstock, F., Hertweck, G., Millat, G. (2000). "The distribution gap is closed – First record of naturally settled Pacific Oysters *Crassostrea gigas* in the East Frisian Wadden Sea, North Sea". *Senckenbergiana maritima* (30), pp. 153 – 160.

www.waddenvereniging.nl

Zwarts L, Ens BJ, Goss-Custard JD, Hulscher JB, Kersten M. (1996). "Why Oystercatchers *Haematopus ostralegus* cannot meet their daily energy requirements in a single low water period". *Ardea*. 84A:269-290.

Verantwoording

Rapportnummer : C076.14

Projectnummer: : 4308501018

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: Dr. K. Troost
Wetenschappelijk onderzoeker

Handtekening:



Datum: 8 mei 2014

Akkoord: Drs. F.C. Groenendijk
Afdelingshoofd Maritiem

Handtekening:



Datum: 8 mei 2014

Bijlage A: Typische soorten habitatype H1140 A

H1140_A Slik- en zandplaten (getijdengebied). Bron: profieldocument H1140, versie 18 dec. 2008.

Nederlandse naam	Wetenschappelijke naam	Soortgroep	Categorie ⁴
Schelpkokerworm	<i>Lanice conchilega</i>	Borstelwormen	K + Cab
Wadpier	<i>Arenicola marina</i>	Borstelwormen	K + Cab
Zager	<i>Nereis virens</i>	Borstelwormen	Cab
Zandzager	<i>Nephtys hombergii</i>	Borstelwormen	Cab
Zeeduizendpoot	<i>Nereis diversicolor</i>	Borstelwormen	Cab
Gewone strandkrab	<i>Carcinus maenas</i>	Kreeftachtigen	Cab
Garnaal	<i>Crangon crangon</i>	Kreeftachtigen	Cab
Groot zeegras	<i>Zostera marina</i>	Vaatplanten	K + Cab
Klein zeegras	<i>Zostera noltii</i>	Vaatplanten	K + Cab
Kokkel	<i>Cerastoderma edule</i>	Weekdieren	K + Cab
Mossel	<i>Mytilus edulis</i>	Weekdieren	K + Cab
Nonnetje	<i>Macoma balthica</i>	Weekdieren	Cab
Platte slijkgaper	<i>Scrobicularia plana</i>	Weekdieren	Cab
Strandgaper	<i>Mya arenaria</i>	Weekdieren	Cab
Wulk	<i>Buccinum undatum</i>	Weekdieren	Cab
Schol	<i>Pleronectes platessa</i>	Vissen	Cab
Bot	<i>Platichthys flesus</i>	Vissen	Cab
Diklipharder	<i>Mugil labrosus</i>	Vissen	Cab

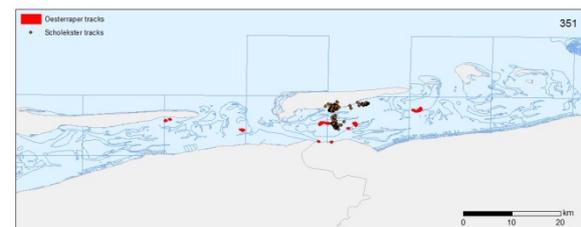
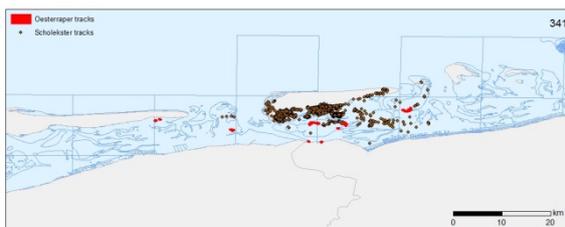
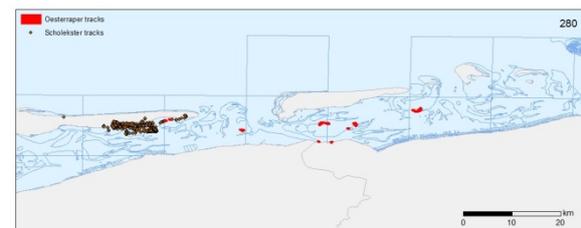
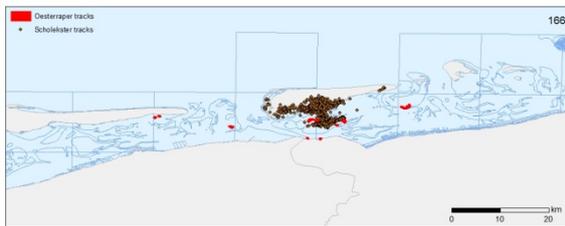
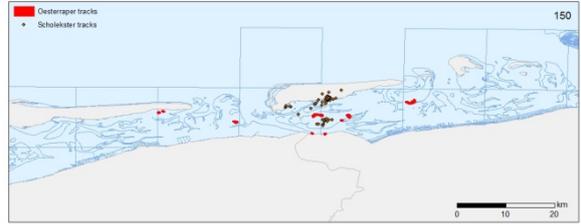
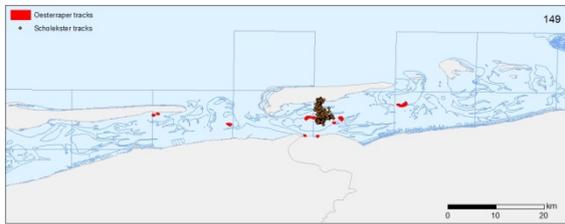
K = Karakteristiek of kenmerkend. C = Constante soort. Belang voor toestand abiotisch milieu (a) en/of biotische milieu (b).

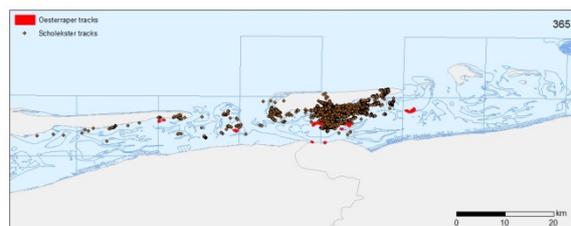
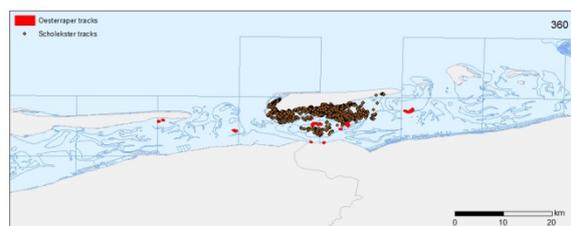
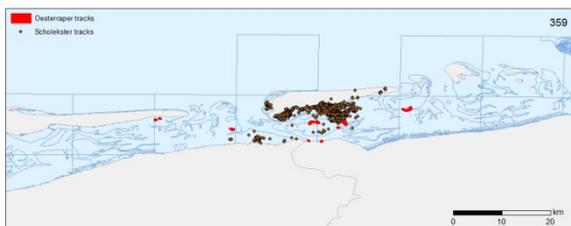
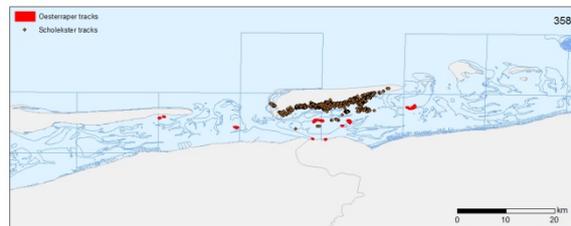
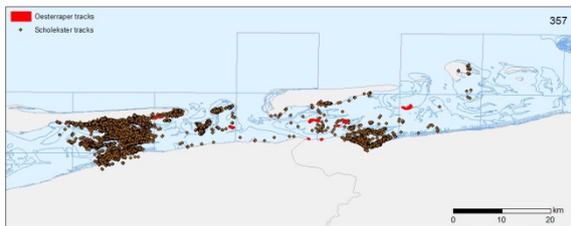
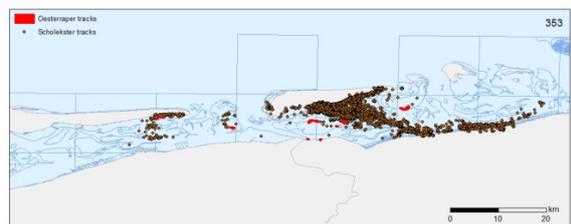
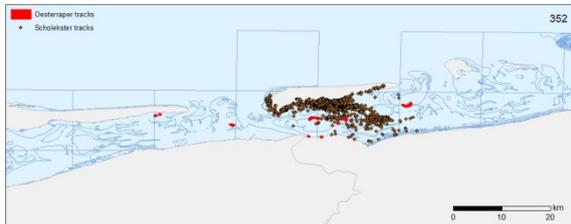
Bijlage B: Overzicht gezenderde Scholeksters

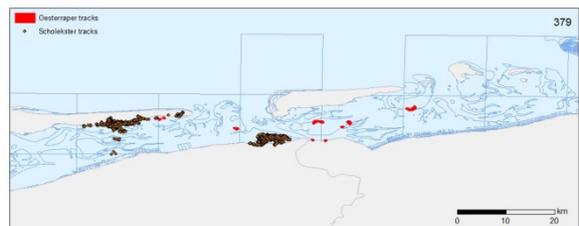
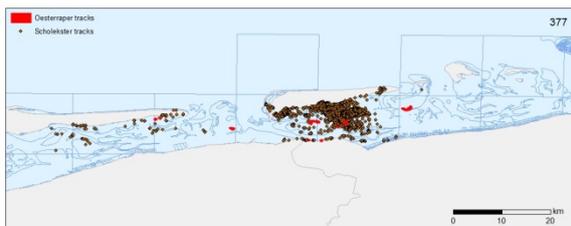
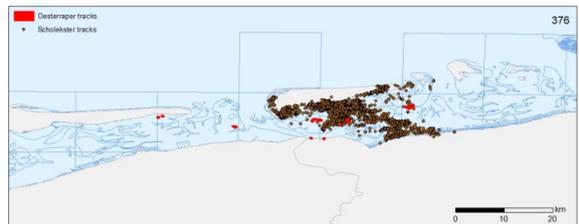
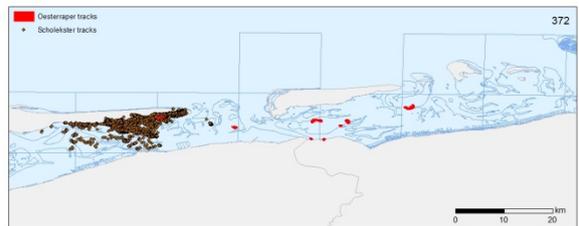
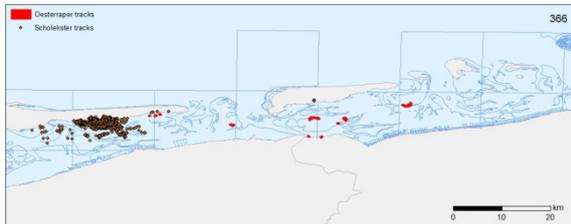
Van in totaal 29 gezenderde Scholeksters konden voldoende gegevens verzameld worden om een zinvolle bijdrage aan de analyse te leveren. Voor deze gezenderde Scholeksters staat het zendernummer, de datum van de eerste meting en de datum van de laatste meting in bijgaande tabel.

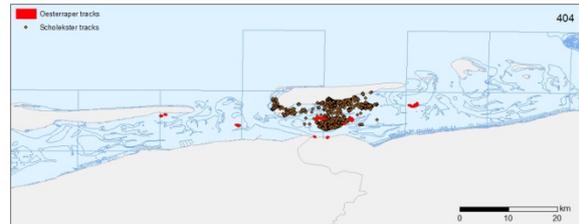
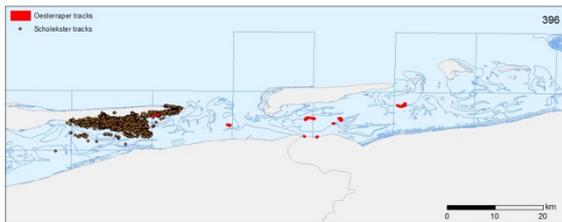
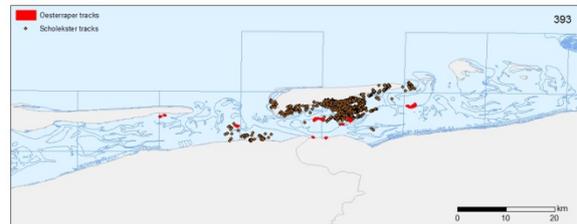
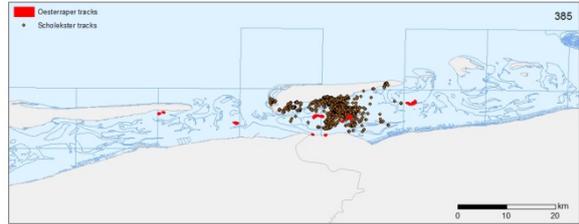
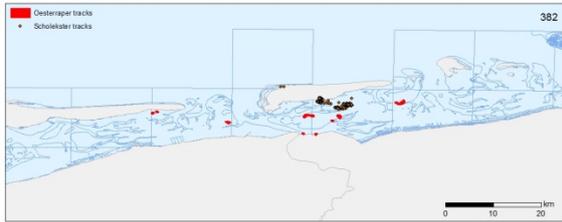
zender	begindatum	einddatum
149	27-mei-2009	13-aug-2009
150	29-mei-2009	22-sep-2009
166	30-jun-2009	27-mei-2010
167	29-jun-2009	23-jul-2011
169	30-jun-2009	27-mei-2010
280	31-mei-2010	26-jul-2010
341	9-jun-2010	27-jan-2011
351	3-jun-2010	6-jul-2010
352	4-jun-2010	6-feb-2012
353	4-jun-2010	18-feb-2012
357	2-jun-2010	27-jul-2012
358	3-jun-2010	27-dec-2010
359	3-jun-2010	27-mrt-2011
360	4-jun-2010	3-feb-2011
361	31-mei-2010	13-jul-2013
365	8-jun-2010	13-jul-2013
366	2-jun-2010	20-jun-2012
370	3-jun-2010	28-jan-2011
372	31-mei-2010	25-jul-2011
374	8-jun-2010	12-aug-2012
376	9-jun-2010	19-dec-2011
377	8-jun-2010	8-feb-2012
379	15-jun-2010	1-dec-2010
382	8-jun-2010	11-dec-2010
385	9-jun-2010	1-jan-2011
390	8-jun-2010	4-sep-2011
393	9-jun-2010	4-jan-2011
396	10-jun-2010	8-jan-2012
404	8-jun-2010	19-okt-2010

Voor elk van deze gezenderde Scholeksters is een kaartje gemaakt van de verspreiding over de hele waarnemingsperiode.









Bijlage C: Detailkaarten GPS tracks oesterrapers

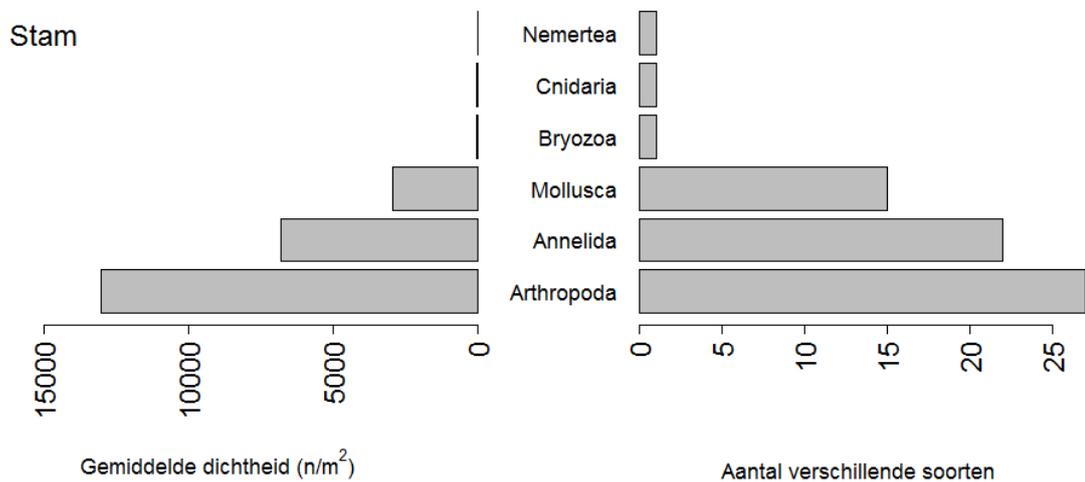


Figuur 19. Detail raaplocaties west. Raapacties aangegeven in rood betreft 2010, in blauw 2011 en in geel 2012.



Figuur 20. Detail raaplocaties oost. Raapacties aangegeven in rood betreft 2010, in blauw 2011 en in geel 2012.

Bijlage D: Samenstelling benthosgemeenschap

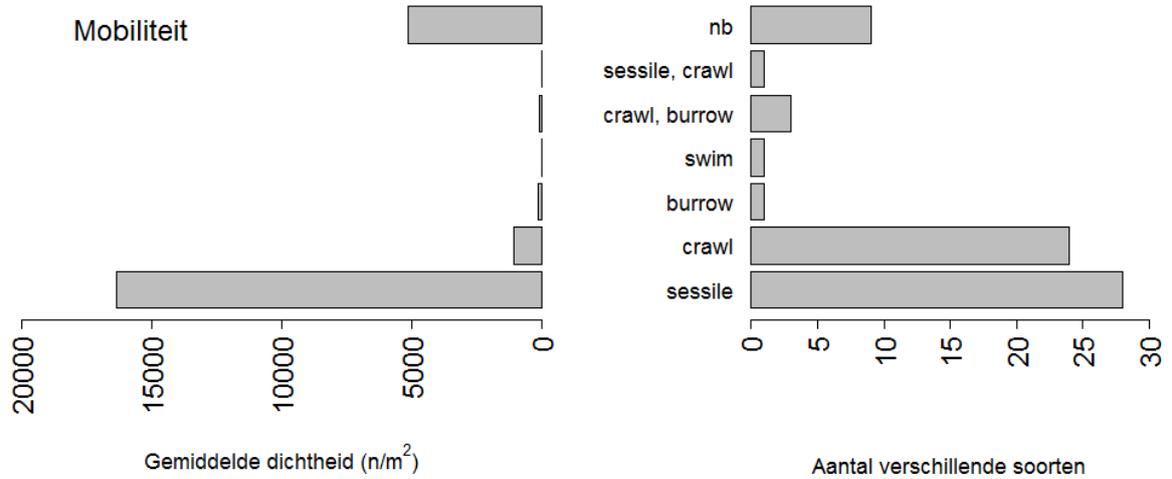


Figuur 21. Benthossamenstelling per stam. Gemiddelde dichtheid links, aantal verschillende soorten rechts.

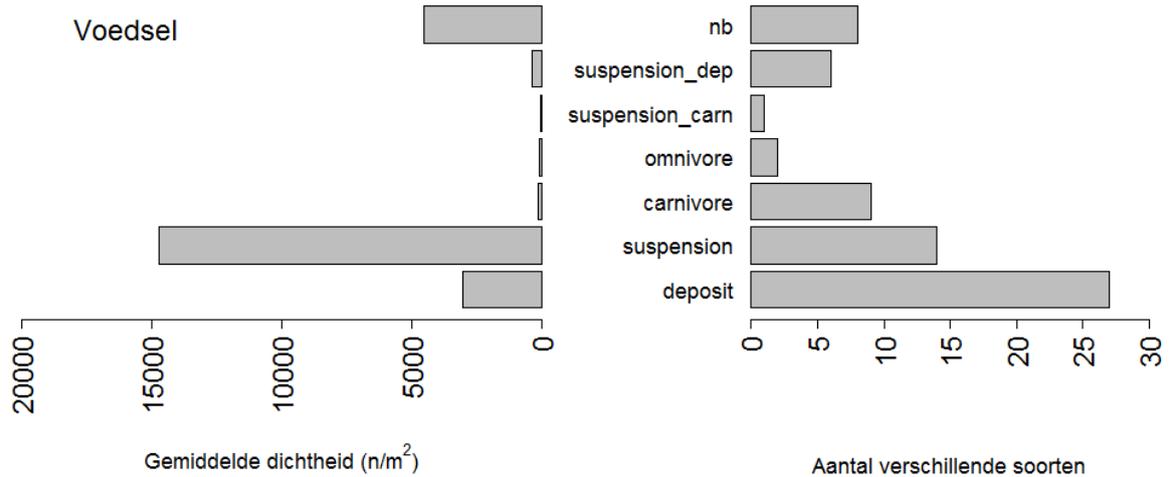


Figuur 22. Sedimentpositie. Gemiddelde dichtheid links, aantal verschillende soorten rechts.

De hoge gemiddelde epifauna dichtheid wordt veroorzaakt door het hoge aantal pokken.



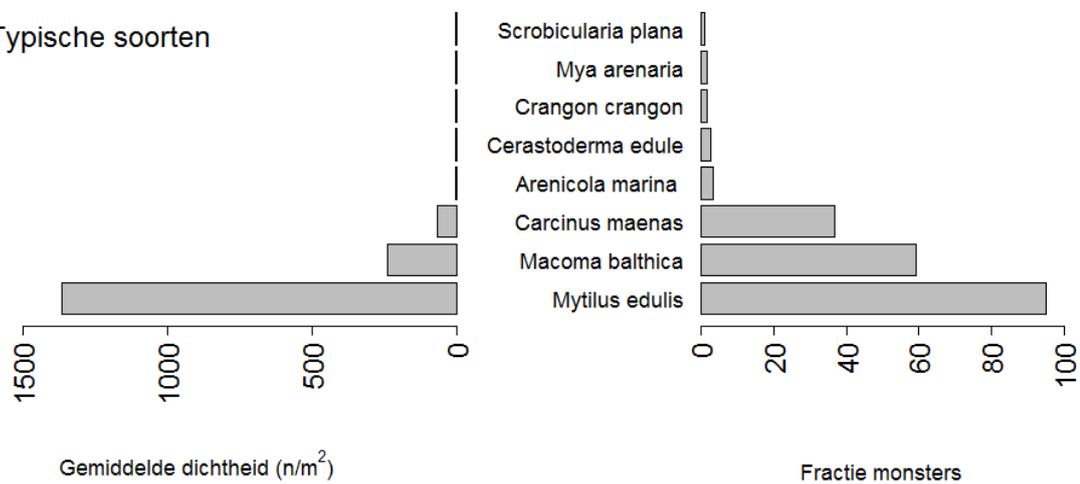
Figuur 23. Mobiliteit. Gemiddelde dichtheid links, aantal verschillende soorten rechts.



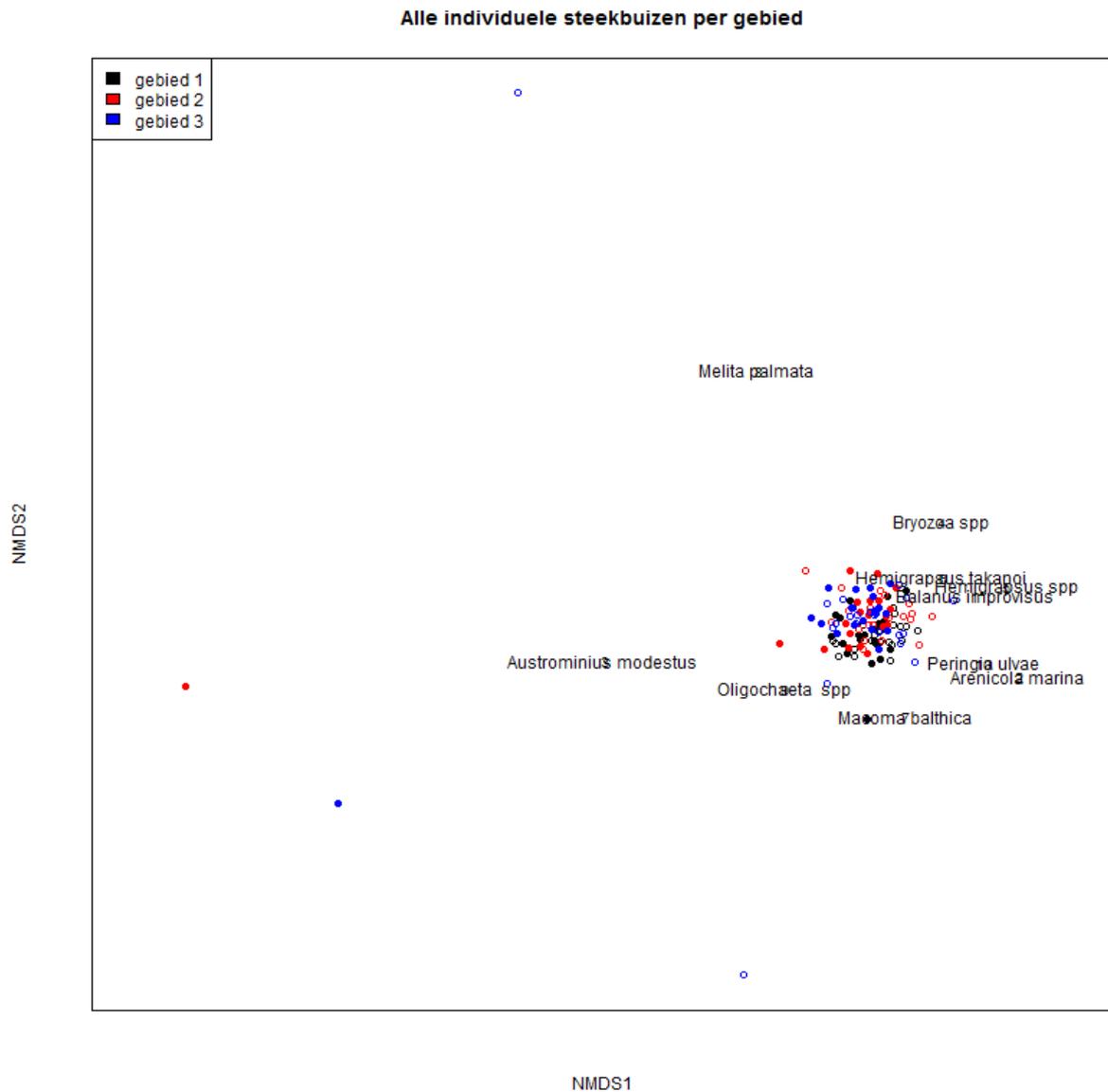
Figuur 24. Voedselopname Gemiddelde dichtheid links, aantal verschillende soorten rechts.

De hoge gemiddelde dichtheid binnen de groep 'suspension' wordt veroorzaakt door het hoge aantal pokken.

Typische soorten



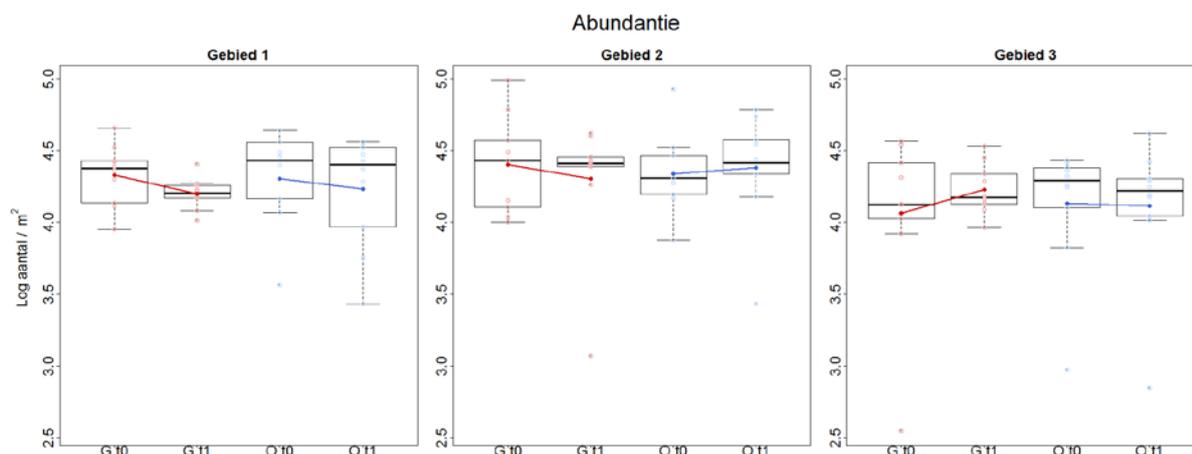
Bijlage E: Ontwikkeling benthossamenstelling.



Figuur 25. Verandering in benthossamenstelling voor de onderzoekvakken tussen T0 en T1. nMDS orientatie op basis van dubbel wortel getransformeerde soortendichtheidsdata waarbij alleen de soorten meegenomen zijn die in minimaal 5% van de monsters aangetroffen zijn. (dimensies = 2, stress = 0.15, dissimilarity matrix = Bray-Curtis). Met open rondjes wordt T0 weergegeven met gesloten rondjes T1. Alleen 10 soorten die het meest bijdragen aan onderlingen verschillen zijn in het figuur weergegeven

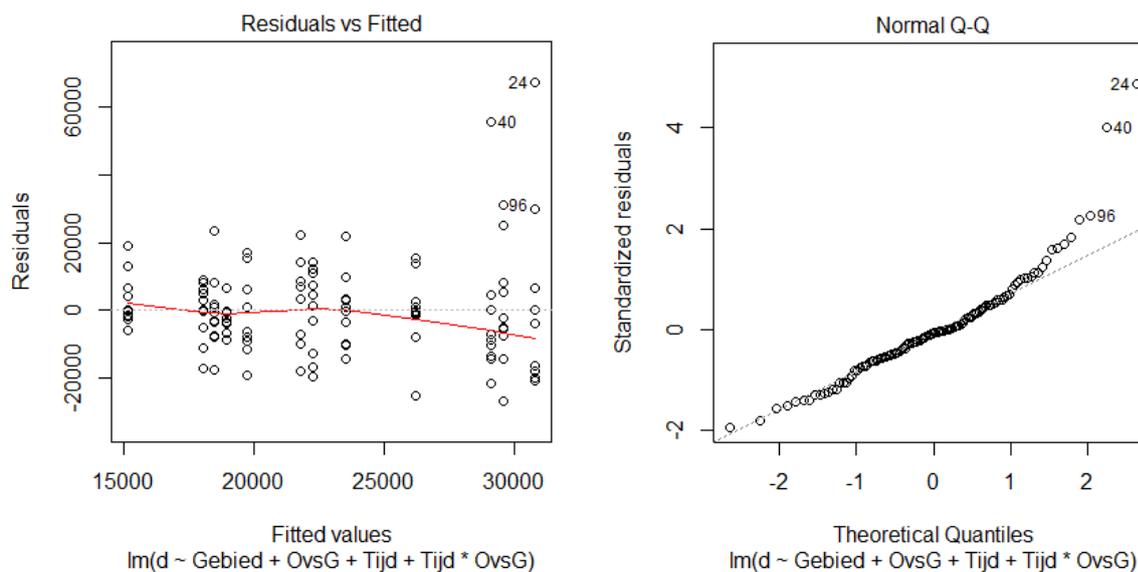
Bijlage F: Modelresultaten

Abundantie



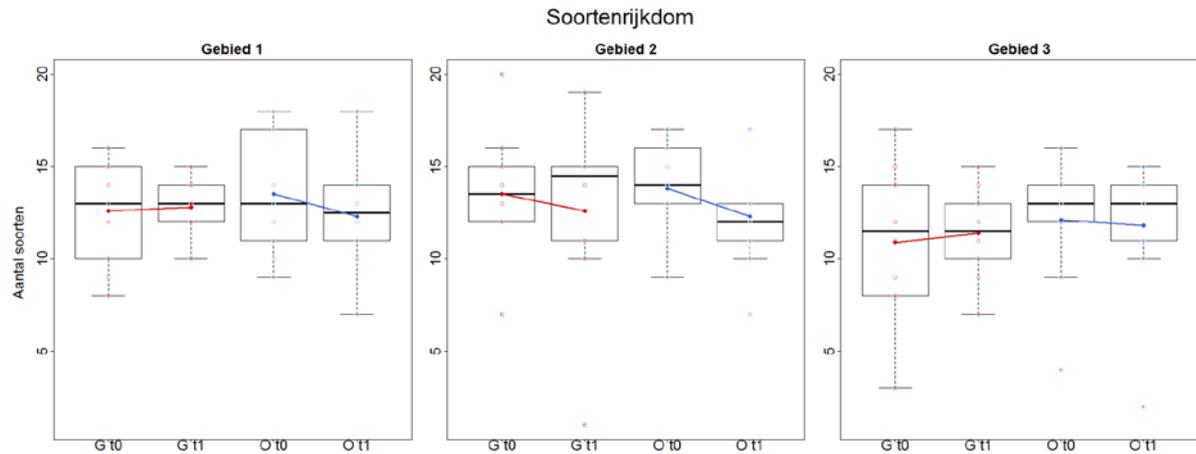
Figuur 26. Ontwikkeling dichtheid op de drie onderzoekvakken. G = gesloten, O = open. Gemiddelde waarden zijn met lijnen verbonden, stijging betekent een toename, daling een afname.

ANOVA tabel	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
Gebied	2	2.5380e+09	1268986967	6.2917	0.002559 **
OvsG	1	1.9578e+07	19578316	0.0971	0.755943
Tijd	1	1.2716e+08	127162630	0.6305	0.428830
OvsG:Tijd	1	1.9075e+08	190749250	0.9457	0.332864
Residuals	114	2.2993e+10	201692416		



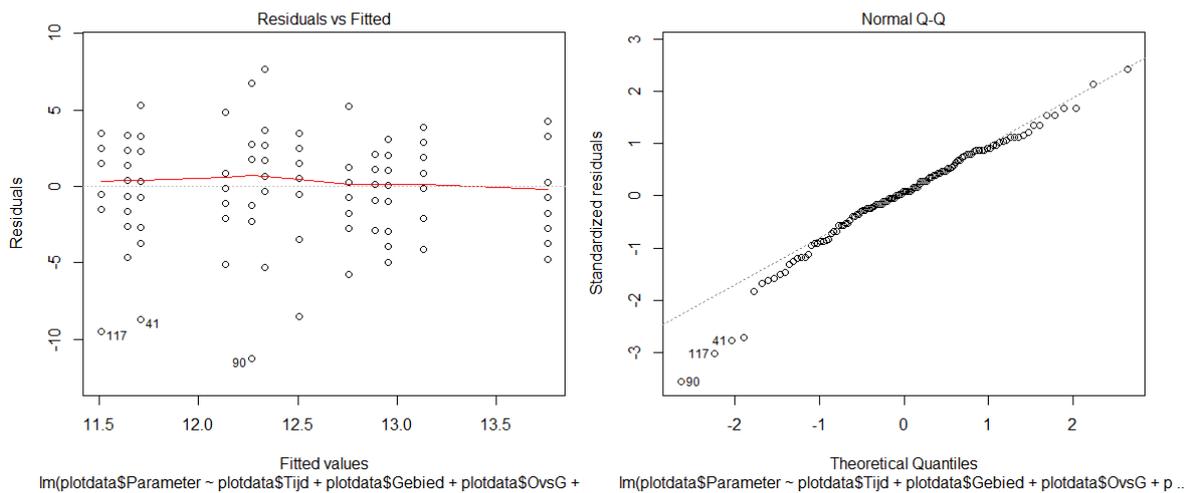
Figuur 27. Linker grafiek residuals plot, rechter grafiek normality plot.

Soortenrijkdom

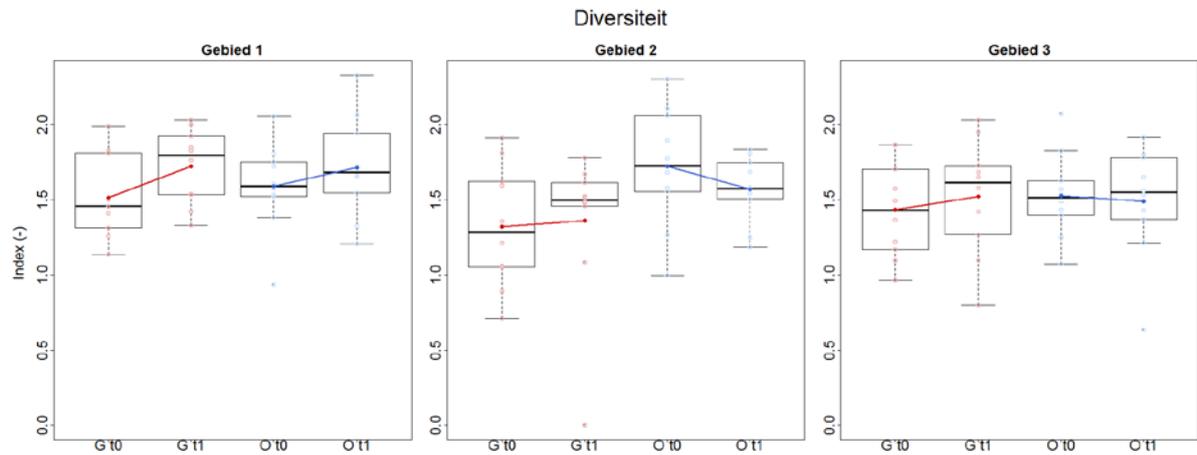


Figuur 28. Ontwikkeling soortenrijkdom op de drie onderzoekvakken. G = gesloten, O = open. Gemiddelde waarden zijn met lijnen verbonden, stijging betekent een toename, daling een afname.

ANOVA tabel	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
Gebied	2	51.67	25.8333	2.5047	0.08619
OvsG	1	3.33	3.3333	0.3232	0.57082
Tijd	1	8.53	8.5333	0.8274	0.36496
OvsG:Tijd	1	6.53	6.5333	0.6334	0.42775
Residuals	114	1175.80	10.3140		

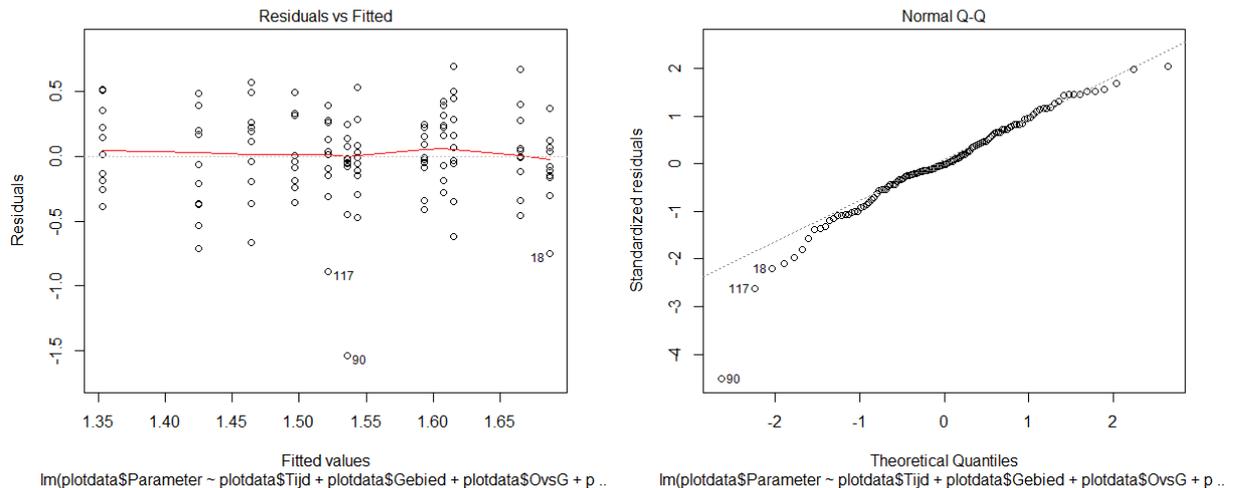


Figuur 29. Linker grafiek residuals plot, rechter grafiek normality plot.

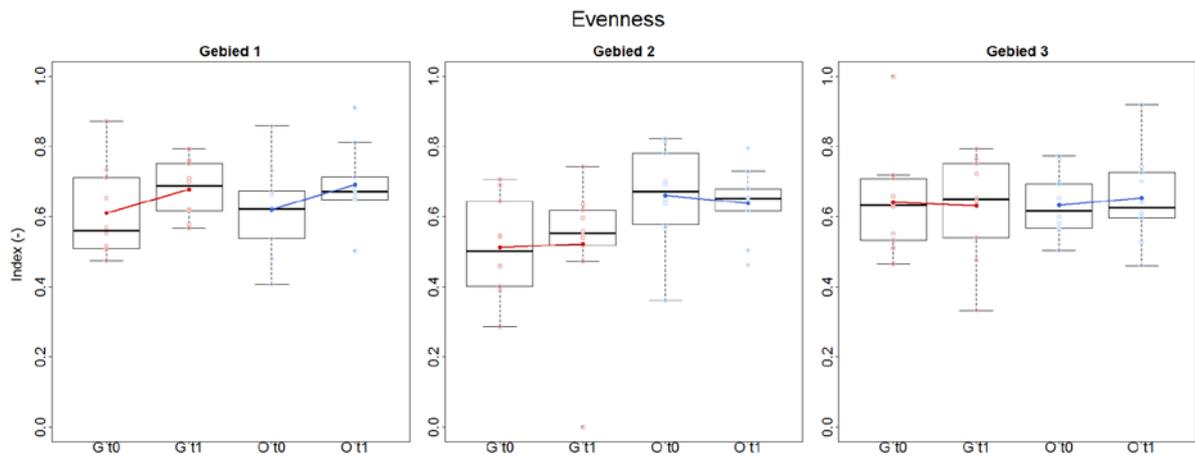


Figuur 30. Ontwikkeling diversiteit op de drie onderzoekvakken. G = gesloten, O = open. Gemiddelde waarden zijn met lijnen verbonden, stijging betekent een toename, daling een afname.

ANOVA tabel	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
Gebied	2	0.5398	0.26992	2.2589	0.1091
OvsG	1	0.4580	0.45803	3.8330	0.0527
Tijd	1	0.0605	0.06053	0.5065	0.4781
OvsG:Tijd	1	0.1317	0.13169	1.1021	0.2960
Residuals	114	13.6225	0.11950		

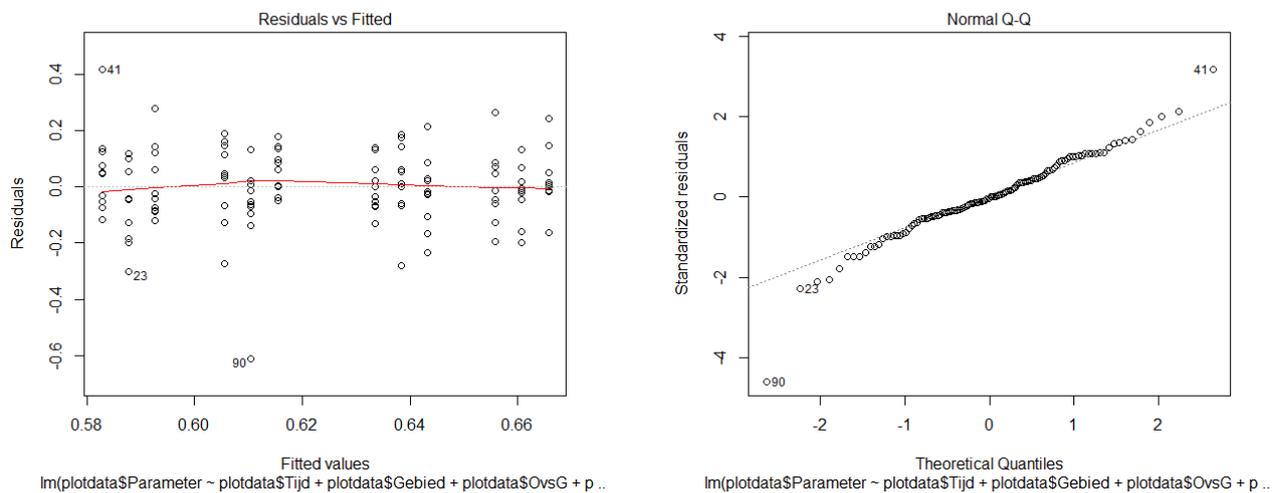


Figuur 31. Linker grafiek residuals plot, rechter grafiek normality plot.

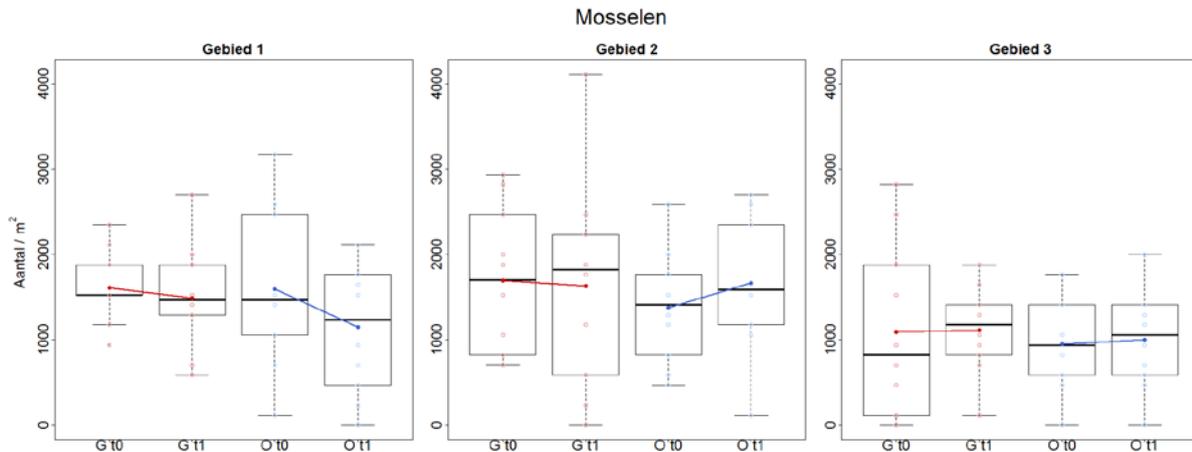


Figuur 32. Ontwikkeling evenness op de drie onderzoekvakken. G = gesloten, O = open. Gemiddelde waarden zijn met lijnen verbonden, stijging betekent een toename, daling een afname.

ANOVA tabel	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
Gebied	2	0.10176	0.050882	2.9156	0.05823 .
OvsG	1	0.07632	0.076317	4.3730	0.03873 *
Tijd	1	0.01527	0.015265	0.8747	0.35163
OvsG:Tijd	1	0.00000	0.000001	0.0001	0.99428
Residuals	114	1.98950	0.017452		

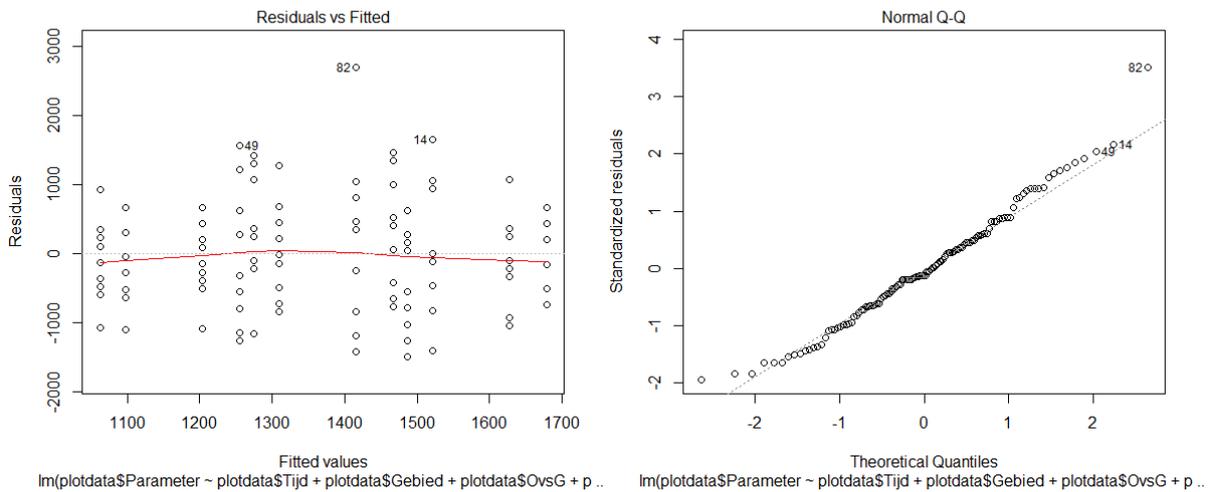


Figuur 33. Linker grafiek residuals plot, rechter grafiek normality plot.



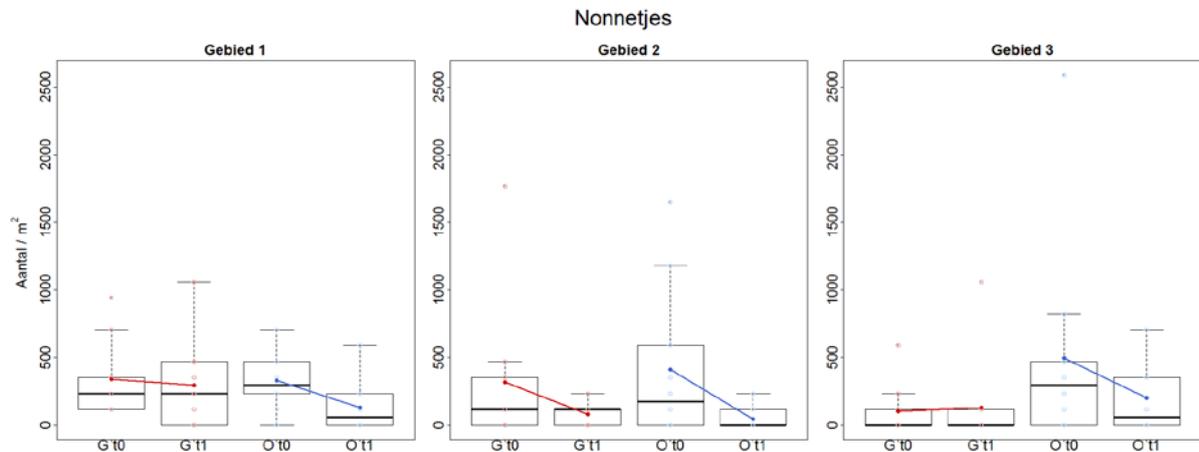
Figuur 34. Ontwikkeling dichtheid mosselen op de drie onderzoekvakken. G = gesloten, O = open. Gemiddelde waarden zijn met lijnen verbonden, stijging betekent een toename, daling een afname.

ANOVA tabel	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
Gebied	2	6691580	3345790	5.6579	0.004542 **
OvsG	1	666205	666205	1.1266	0.290746
Tijd	1	55825	55825	0.0944	0.759213
OvsG:Tijd	1	1845	1845	0.0031	0.955548
Residuals	114	67413149	591343		



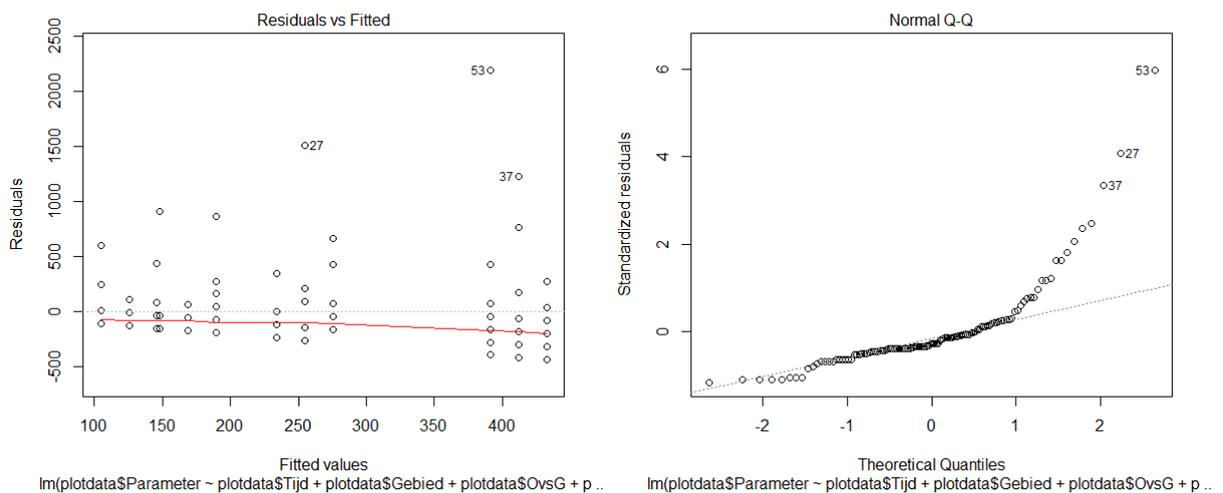
Figuur 35. Linker grafiek residuals plot, rechter grafiek normality plot.

Nonnetjes



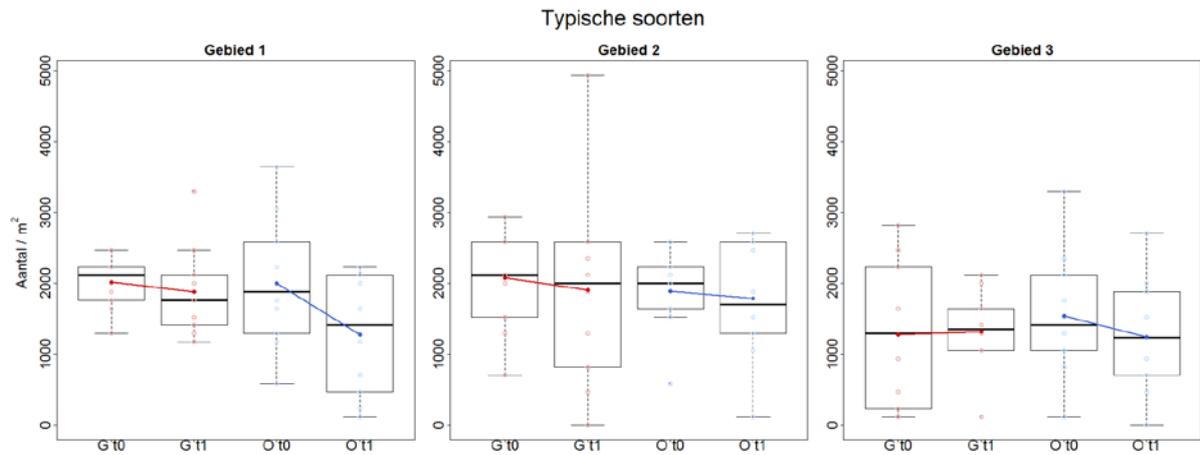
Figuur 36. Ontwikkeling dichtheid nonnetjes op de drie onderzoekvakken. G = gesloten, O = open. Gemiddelde waarden zijn met lijnen verbonden, stijging betekent een toename, daling een afname.

ANOVA tabel	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
Gebied	2	72895	36448	0.2554	0.775086
OvsG	1	97001	97001	0.6796	0.411449
Tijd	1	1040946	1040946	7.2929	0.007978 **
OvsG: Tijd	1	300000	300000	2.1018	0.149871
Residuals	114	16271742	142735		



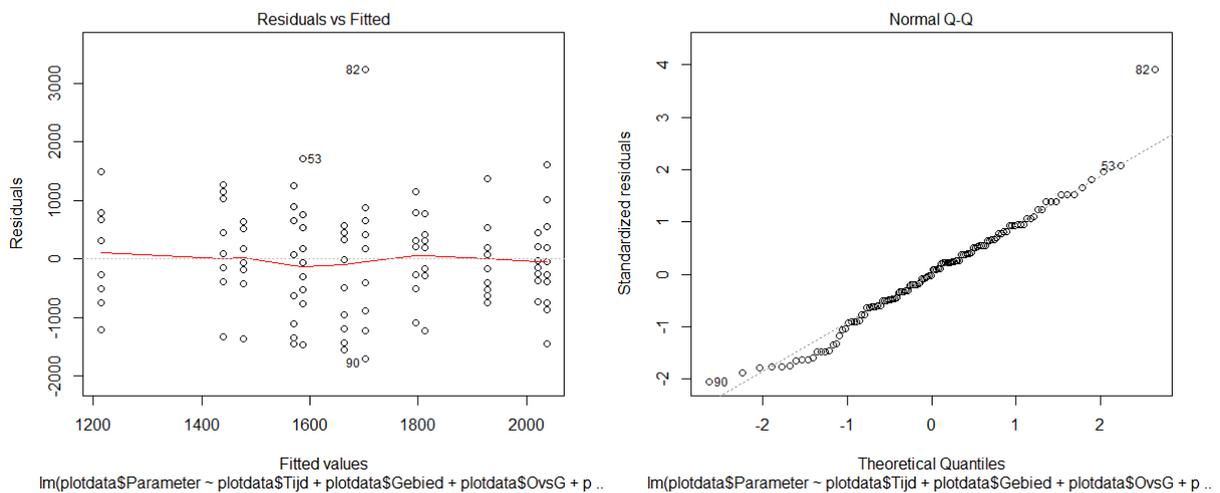
Figuur 37. Linker grafiek residuals plot, rechter grafiek normality plot.

Dichtheid typische soorten

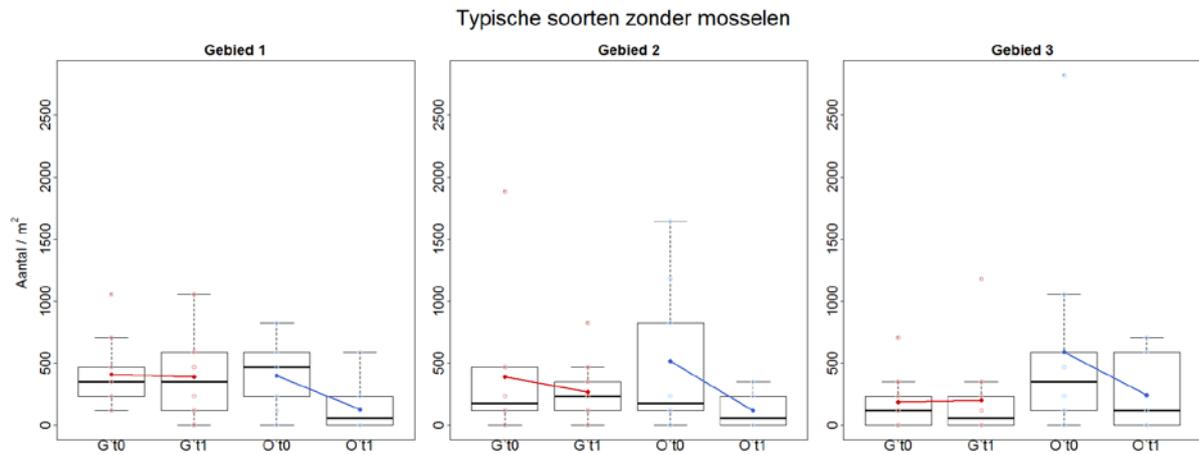


Figuur 38. Ontwikkeling dichtheid typische soorten op de drie onderzoekvakken. G = gesloten, O = open. Gemiddelde waarden zijn met lijnen verbonden, stijging betekent een toename, daling een afname.

ANOVA tabel	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
Gebied	2	7234833	3617416	5.2630	0.006513 **
OvsG	1	457785	457785	0.6660	0.416139
Tijd	1	1633333	1633333	2.3763	0.125956
OvsG:Tijd	1	581430	581430	0.8459	0.359649
Residuals	114	78355479	687329		

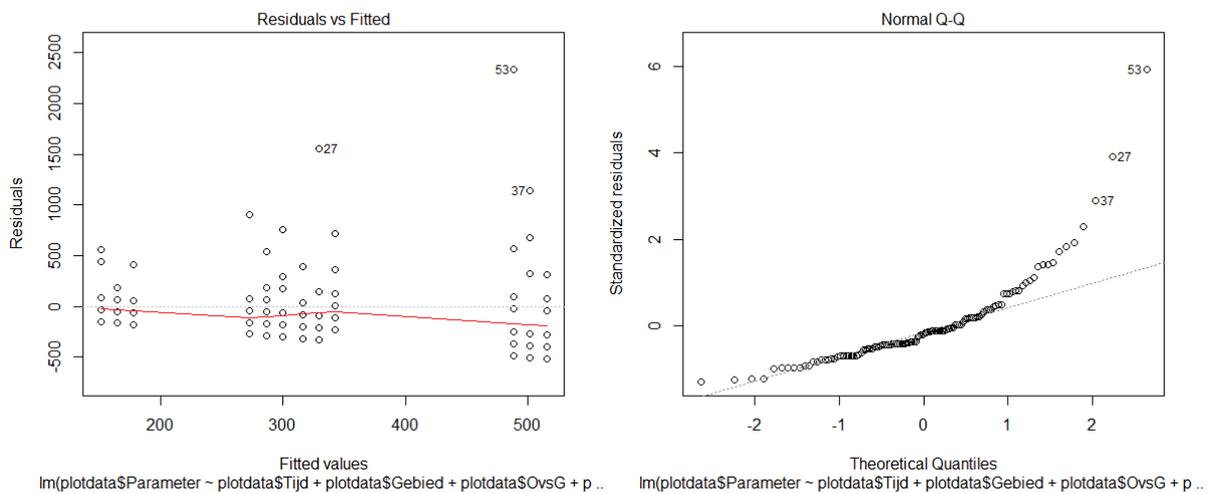


Figuur 39. Linker grafiek residuals plot, rechter grafiek normality plot.

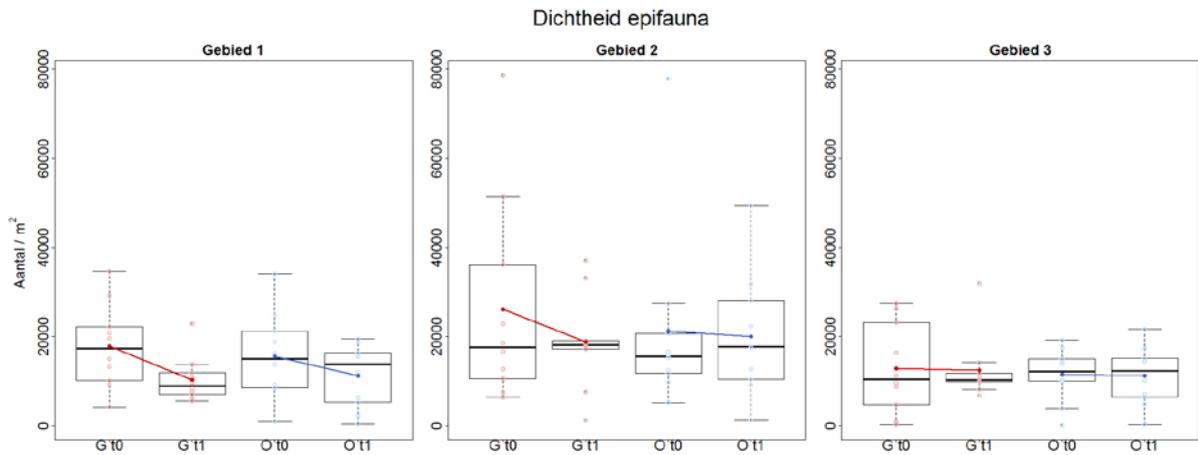


Figuur 40. Ontwikkeling dichtheid typische soorten zonder mosselen op de drie onderzoekvakken. G = gesloten, O = open. Gemiddelde waarden zijn met lijnen verbonden, stijging betekent een toename, daling een afname.

ANOVA tabel	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
Gebied	2	14533	7266	0.0444	0.95659
OvsG	1	19493	19493	0.1191	0.73066
Tijd	1	1085236	1085236	6.6301	0.01131 *
OvsG:Tijd	1	648789	648789	3.9637	0.04888 *
Residuals	114	18659977	163684		

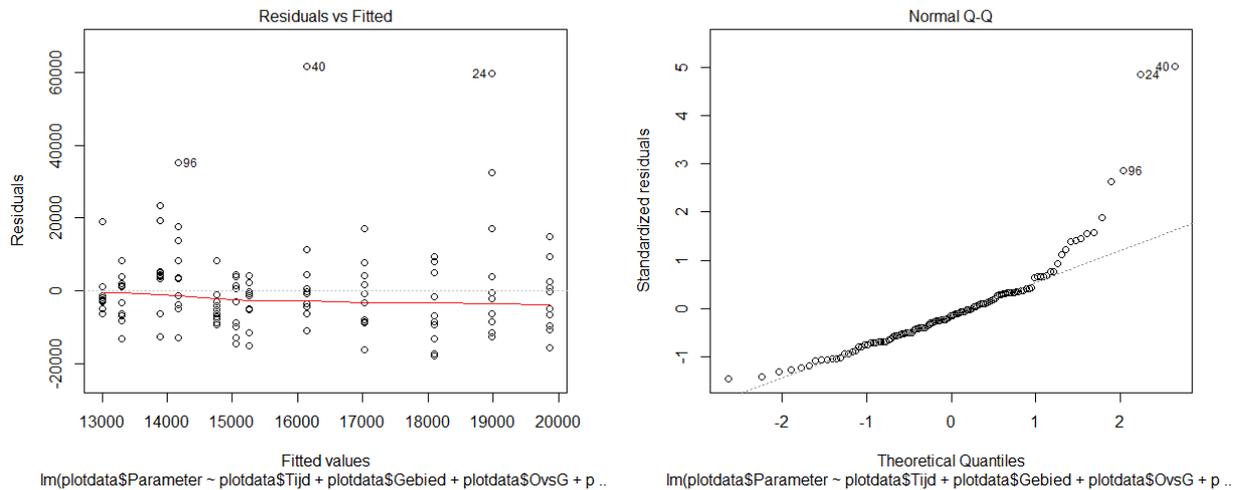


Figuur 41. Linker grafiek residuals plot, rechter grafiek normality plot. (Zonder transformatie)

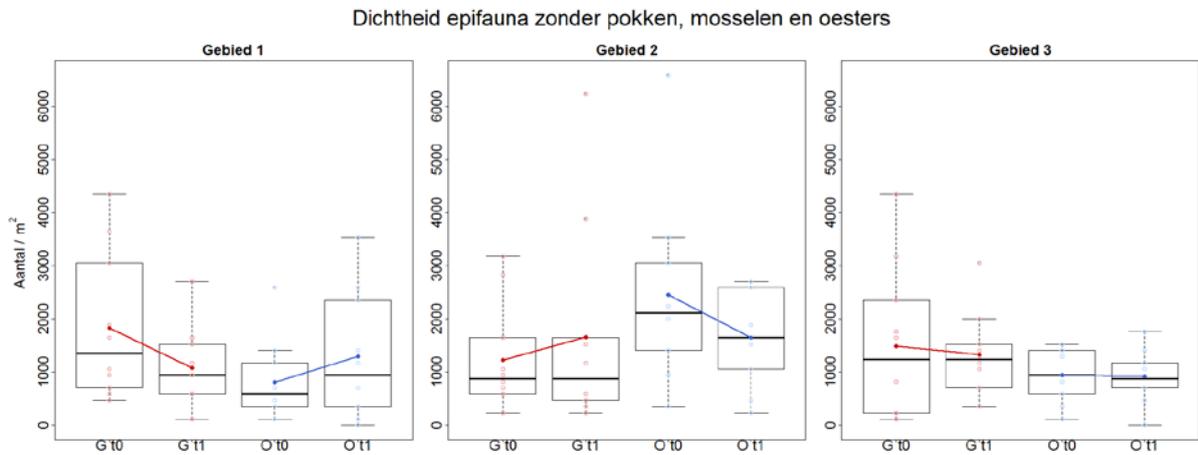


Figuur 42. Ontwikkeling dichtheid epifauna op de drie onderzoekvakken. G = gesloten, O = open. Gemiddelde waarden zijn met lijnen verbonden, stijging betekent een toename, daling een afname.

ANOVA tabel	Df	Sum Sq	Mean Sq	F	value	Pr(>F)
Gebied	2	2.0839e+09	1041944752	7.4289	0.0009274	***
OvsG	1	4.8581e+07	48581430	0.3464	0.5573339	
Tijd	1	3.7329e+08	373287313	2.6615	0.1055637	
OvsG:Tijd	1	7.3265e+07	73265167	0.5224	0.4713118	
Residuals	114	1.5989e+10	140254787			

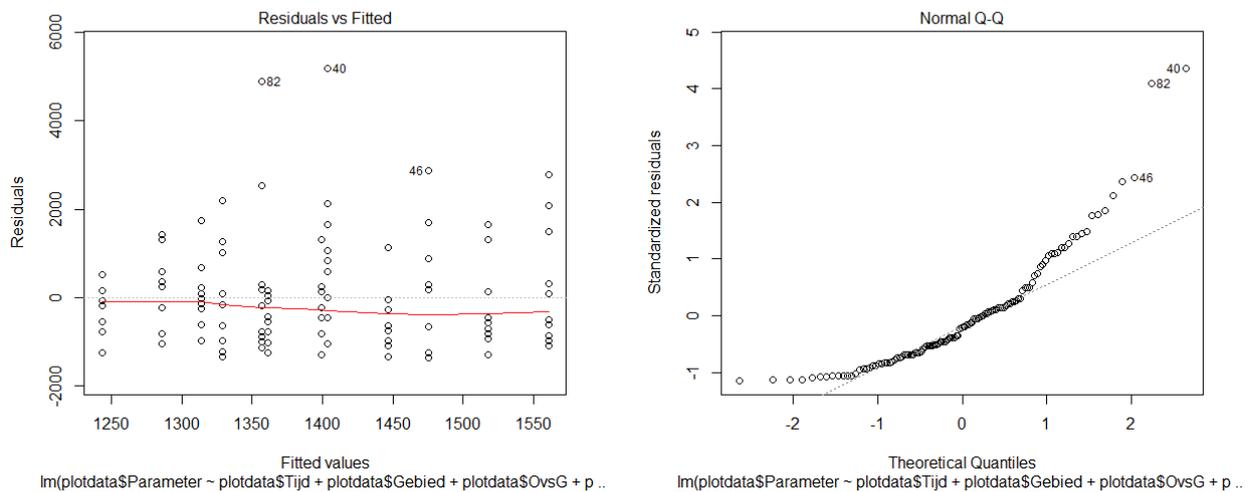


Figuur 43. Linker grafiek residuals plot, rechter grafiek normality plot.



Figuur 44. Ontwikkeling dichtheid sessiele epifauna soorten exclusief pokken, mosselen en oesters op de drie onderzoekvakken. G = gesloten, O = open. Gemiddelde waarden zijn met lijnen verbonden, stijging betekent een toename, daling een afname.

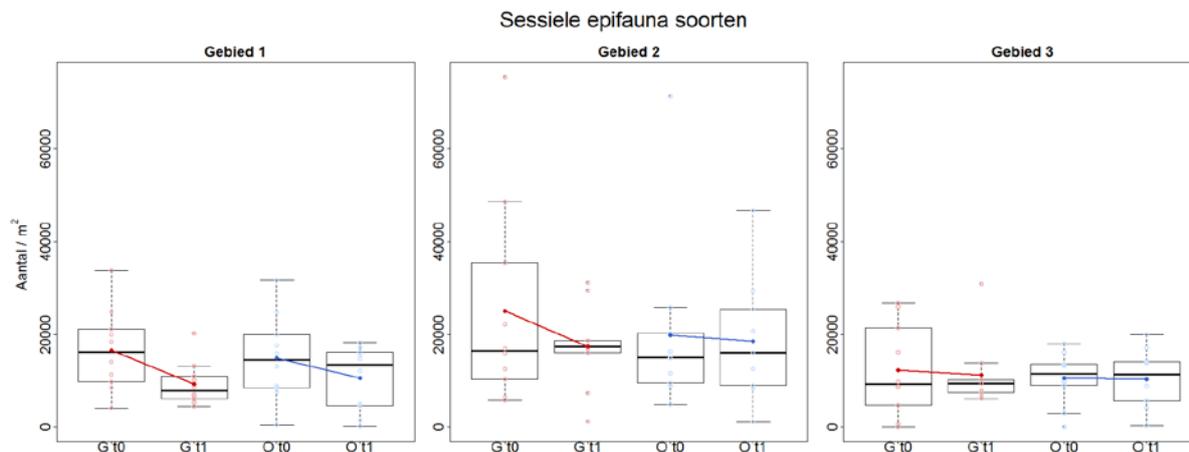
ANOVA tabel	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
Gebied	2	7744637	3872318	2.7475	0.06833
OvsG	1	254787	254787	0.1808	0.67151
Tijd	1	581430	581430	0.4125	0.52197
OvsG:Tijd	1	13956	13956	0.0099	0.92091
Residuals	114	160669204	1409379		



Figuur 45. Linker grafiek residuals plot, rechter grafiek normality plot.

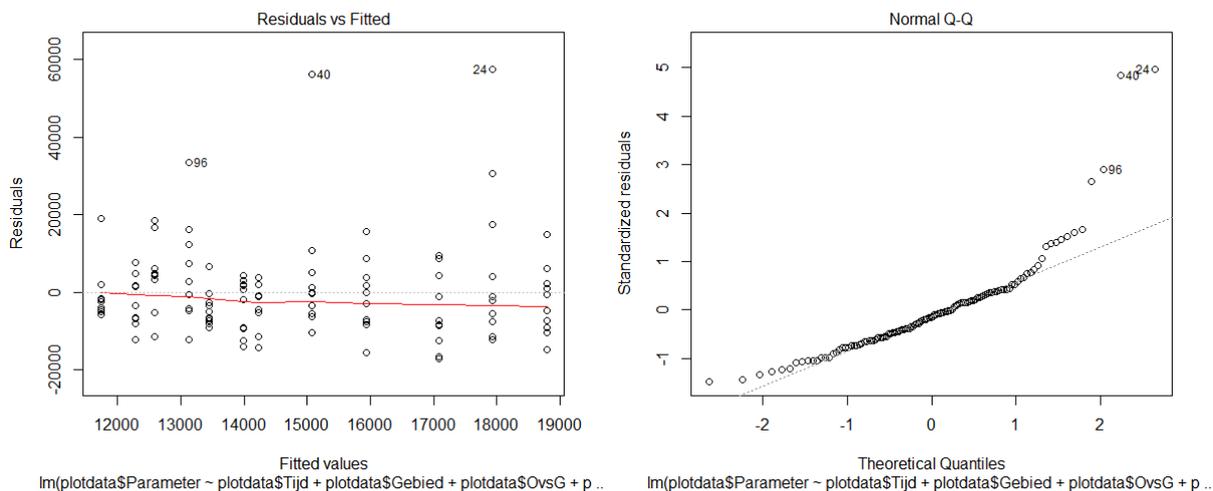
Sessiele epibenthos soorten

Tot de sessiele epifauna groep behoort: mosselen (*Mytilus edulis*), oesters (*Crassostrea gigas*), pokken (*Austrominius modestus*, *Balanus crenatus*, *Semibalanus balanoides*, *Babalnus improvisus*), hydroïdpoliepen (*hydrozoa*), mosdierpjes (*Bryozoa*) en het muiltje (*Crepidula fornicata*). De laatste drie zijn niet abundant.



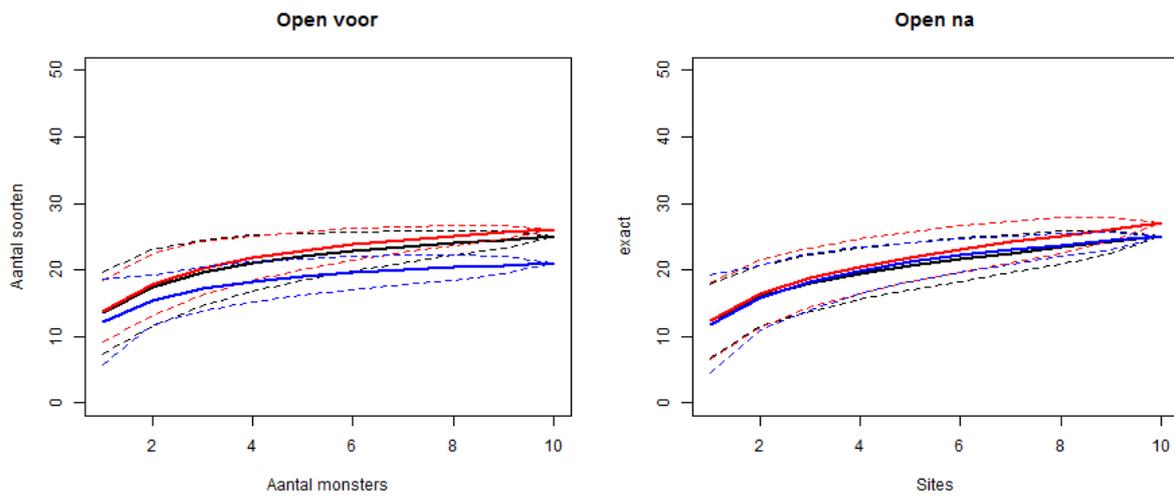
Figuur 46. Ontwikkeling dichtheid sessiele epifauna soorten op de drie onderzoekvakken. G = gesloten, O = open. Gemiddelde waarden zijn met lijnen verbonden, stijging betekent een toename, daling een afname.

ANOVA tabel	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
Gebied	2	1.8500e+09	924990657	7.4209	0.0009339 ***
OvsG	1	4.0014e+07	40013956	0.3210	0.5721085
Tijd	1	3.9774e+08	397744983	3.1910	0.0767029 .
OvsG:Tijd	1	8.6700e+07	86700000	0.6956	0.4060203
Residuals	114	1.4210e+10	124645907		



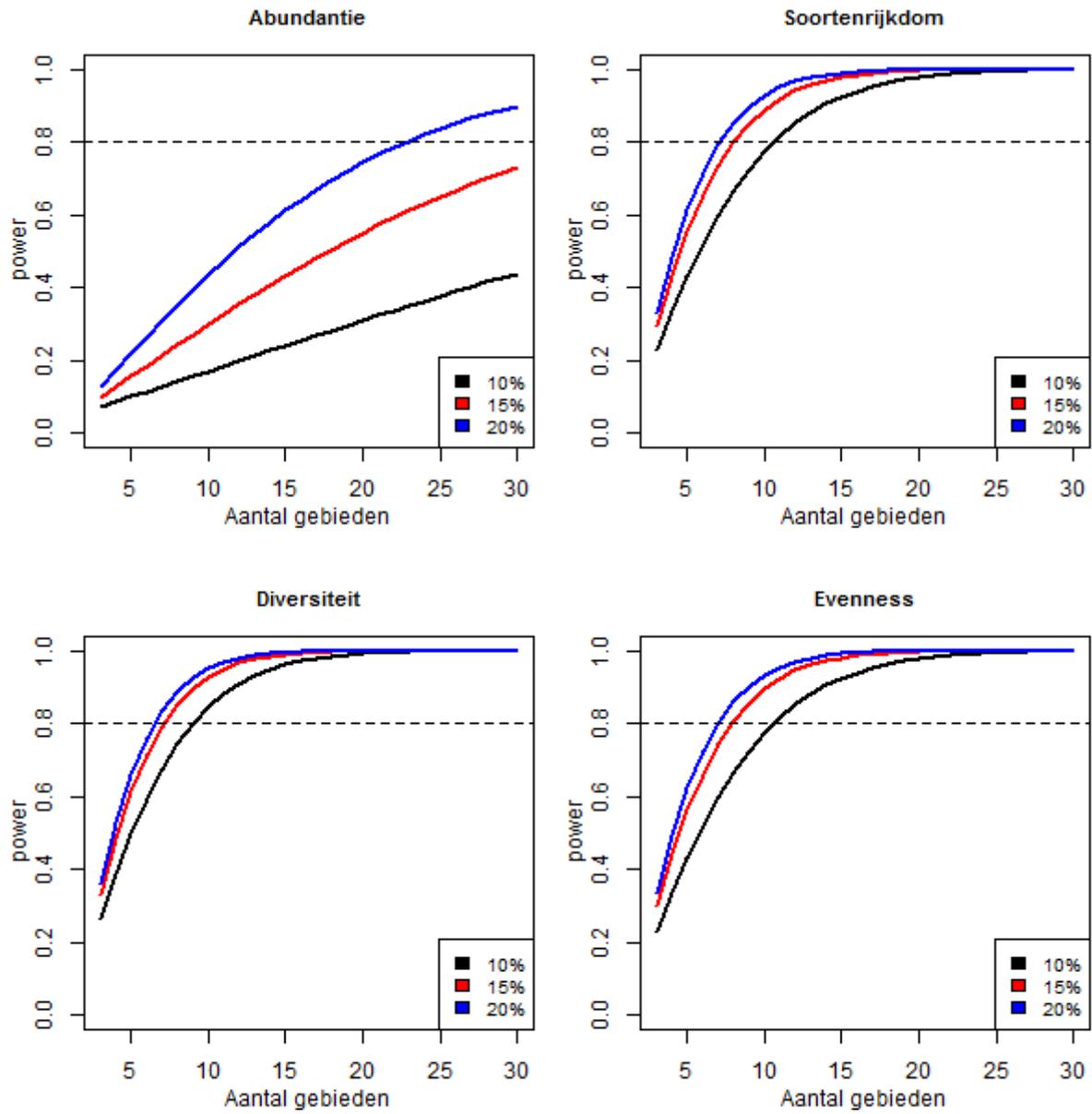
Figuur 47. Linker grafiek residuals plot, rechter grafiek normality plot. (Log + 1 transformatie)

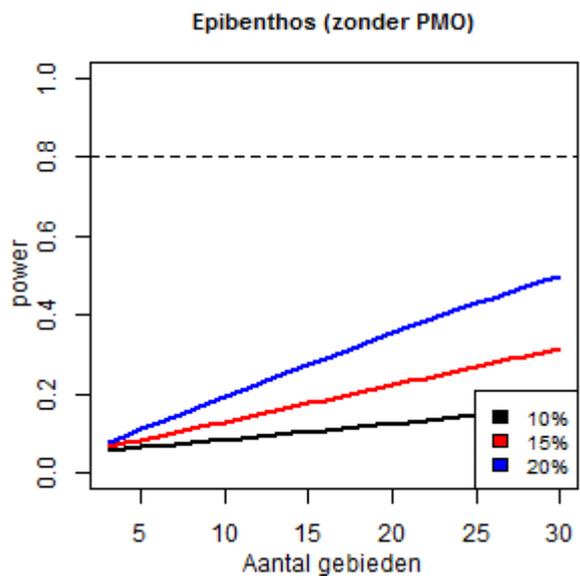
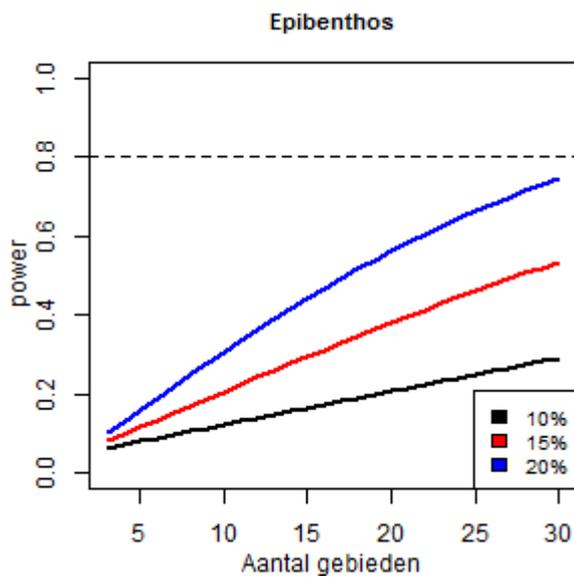
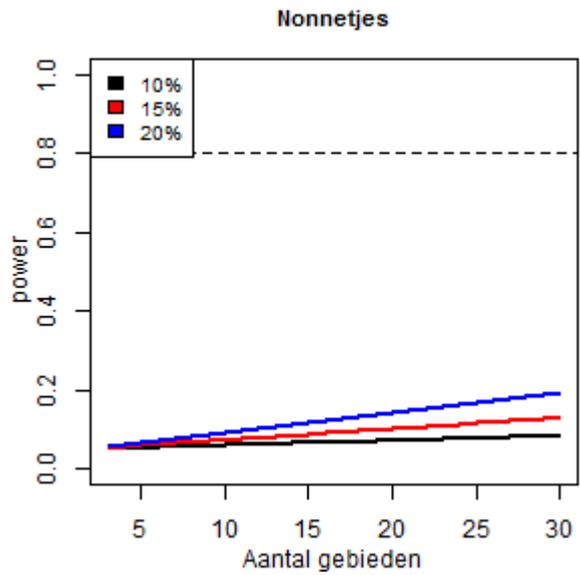
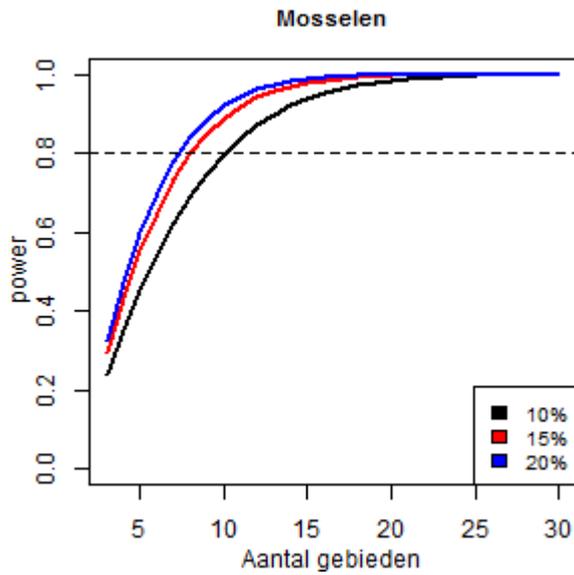
Bijlage G: Ontwikkeling soortenrijkdom per gebied

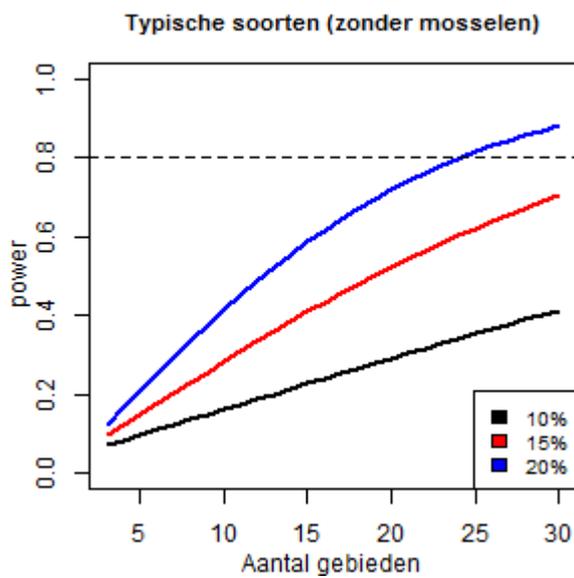
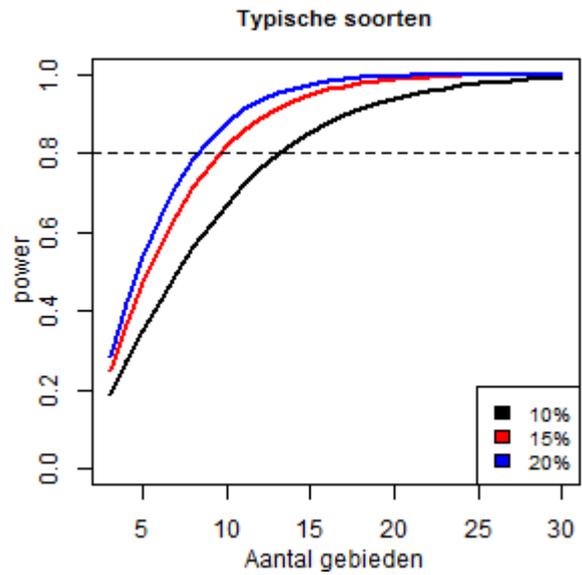
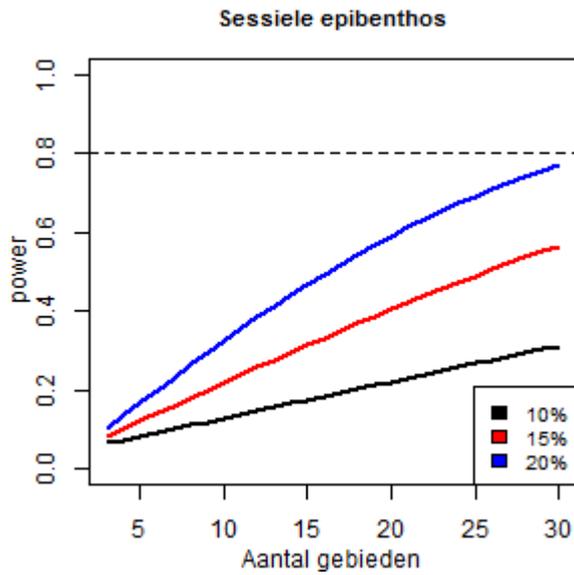


Figuur 48. Toename aantal verschillende soorten bij toenemend aantal monsters voor open plots zowel voor (links) als na (rechts) het rapen.

Bijlage H: Power berekening op basis van t.toets







Bijlage I: Natura 2000 vogelsoorten

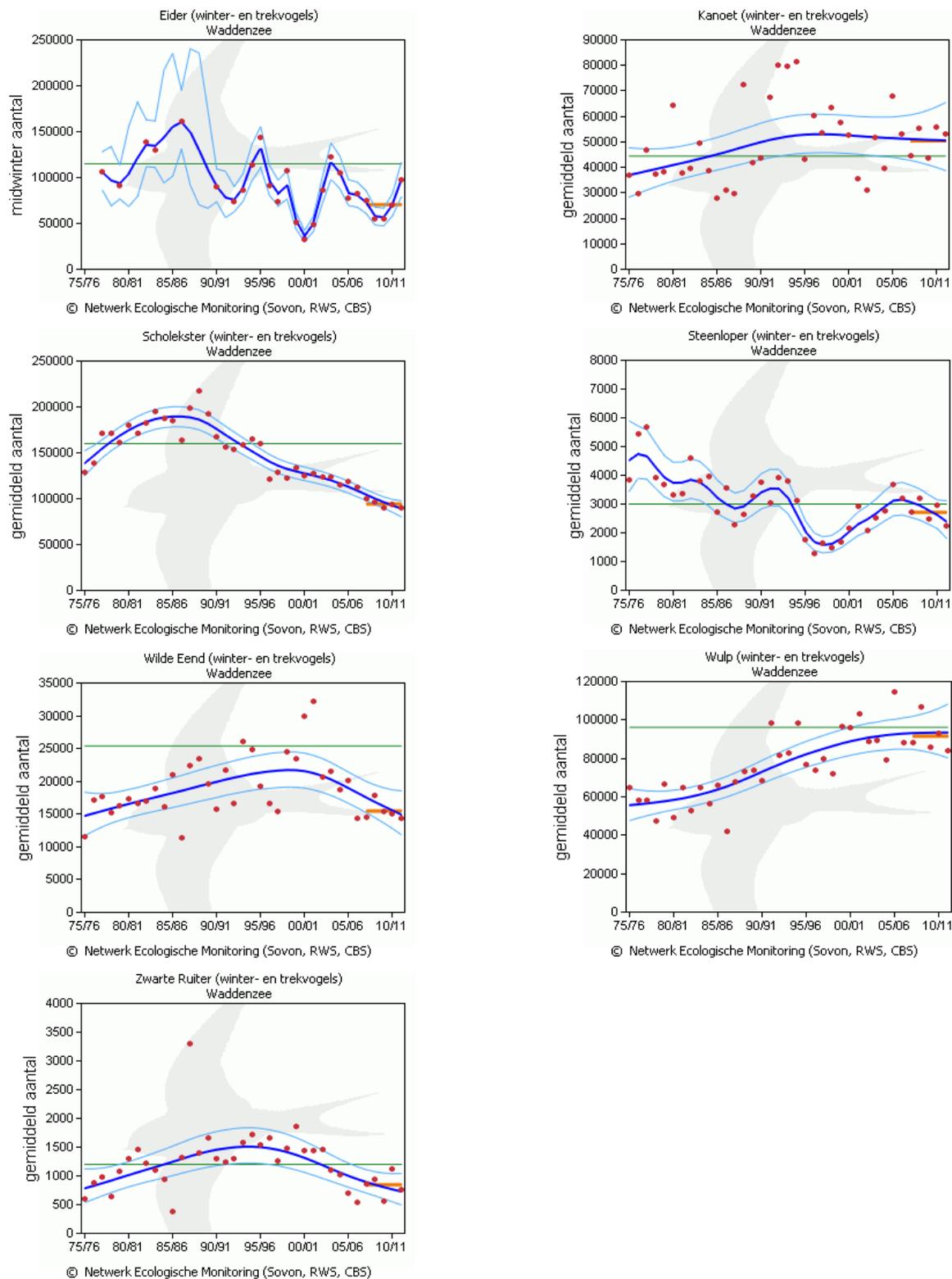
De Waddenzee is aangewezen als Natura 2000 gebied voor een groot aantal broedvogels en winter- en trekvogels. Het zijn met name de winter- en trekvogels die tijdens het zoeken naar voedsel verstoord zouden kunnen worden door het rapen van oesters. Dat zal alleen gelden voor de soorten die op of rond oesterbanken naar voedsel zoeken. Er is aangenomen dat dit dezelfde soorten zijn die op of rond mosselbanken naar voedsel zoeken (van de Kam et al. 1999).

Er is voor deze soorten een overzicht gemaakt van de doelstellingen, de trend sinds 1980 en de trend sinds 2002/2003, het gemiddelde aantal in de periode 2007/2008 t/m 2011/2012, de ondergrens van het instandhoudingsdoel, het gemiddelde gedeeld door de ondergrens en het gemiddelde minus de ondergrens (Tabel 5). Er zijn vier soorten waarvoor de kwaliteit van het leefgebied verbeterd moet worden: Eidereend, Kanoetstrandloper, Scholekster en Steenloper. Bij Kanoet en Steenloper lagen de seizoensgemiddelden de afgelopen jaren boven het instandhoudingsdoel, en bij Eidereend en Scholekster er duidelijk onder. Bij Scholekster, Steenloper, Wilde Eend en Zwarte Ruiter was de korte en/of lange termijn trend negatief. Naast Eidereend en Scholekster is ook voor Wilde Eend, Wulp en Zwarte Ruiter het seizoensgemiddelde lager dan het instandhoudingsdoel.

Tabel 5. Overzicht van beschermingsstatus van vogelsoorten die op of rond mossel- en oesterbanken naar voedsel zoeken. De gegevens zijn afkomstig van het ministerie van EZ en van www.sovon.nl.

Vogelsoort	Kwaliteit leefgebied	trend sinds 1980	trend sinds 2002/2003	gemiddeld 2007/2008 - 2011/2012	ondergrens instandhoudingsdoel	gemiddeld / ondergrens	gemiddeld - ondergrens
Bergeend	=	+	+	47200	38400	123%	8800
Bonte strandloper	=	+	0	216839	206000	105%	10839
Drieteenstrandloper	=	+	+	5538	3700	150%	1838
Eidereend	>	0	0	70462	90000	78%	-19538
Groenpootruiter	=	+	+	2137	1900	112%	237
Kanoetstrandloper	>	0	0	50403	44400	114%	6003
Lepelaar	=	++	++	842	520	162%	322
Rosse grutto	=	+	0	60342	54400	111%	5942
Scholekster	>	-	-	94200	140000	67%	-45800
Steenloper	>	-	0	2709	2300	118%	409
Tureluur	=	0	0	17133	16500	104%	633
Wilde eend	=	0	-	15472	25400	61%	-9928
Wulp	=	+	0	91588	96200	95%	-4612
Zilverplevier	=	+	0	22289	22300	100%	-11
Zwarte ruiter	=	0	-	847	1200	71%	-353

Opvallend is dat voor Wulp de aantallen onder het instandhoudingsdoel liggen, ondanks het feit dat de trend op lange termijn positief is. Dit heeft te maken met het nogal hoog gekozen instandhoudingsdoel (Figuur 49). Ook voor de Wilde Eend lijkt het instandhoudingsdoel nogal hoog gekozen (Figuur 49).



Figuur 49. Ontwikkeling in de seizoensgemiddelden voor wadvogelsoorten waarvan of de kwaliteit van het leefgebied verbeterd moet worden en/of de trend op korte en/of lange termijn negatief was en/of de aantallen recentelijk onder de ondergrens van het instandhoudingsdoel liggen. De rode punten zijn de seizoensgemiddelden en op basis daarvan zijn de blauwe trendlijnen met trendspotter berekend. De groene lijn is het instandhoudingsdoel en de oranje streep het gemiddelde over de afgelopen 5 seizoenen.

Bron: www.sovon.nl.

De Scholekster is de enige soort waarvoor zowel een doelstelling geldt om het leefgebied te verbeteren, als sprake is van een negatieve trend op de korte en de lange termijn, en ook de aantallen ver onder het instandhoudingsdoel liggen (Tabel 5, Figuur 49). In absolute zin liggen de aantallen het verst onder het instandhoudingsdoel in vergelijking tot de andere soorten. Ook in relatieve zin is de staat van instandhouding van de Scholekster zeer slecht. Daarbij komt dat voor Scholeksters mosselbanken een belangrijke habitat vormen. Op oesterbanken zijn de dichtheden veel lager (van Kleunen, Ens, and Smit 2012), maar ook daar zijn de dichtheden Scholeksters hoog in vergelijking tot andere soorten (Scheiffarth, Ens, and Schmidt 2007).